Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente

RELATÓRIO ANUAL 2020 DO PMBA/Fest-RRDM

EVOLUÇÃO ESPAÇO TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE MARINHO

RT-36D RRDM/DEZ 20

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória

Dezembro, 2020

COORDENAÇÕES

Ambiente Dulcícola

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Ambientes Marinho e Costeiro

Fabian Sá (UFES)

Anexo 1

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Subprojetos

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

Anexo 3

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Edmilson Teixeira (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Subprojetos

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnico-Científica (CTEC)

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Escritório de Projetos (EscPro)

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)

Alex Cardoso Bastos

SUMÁRIO

1 EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE MARINHO 121

1.1 MARINHO INTEGRADO 121

1.1.1 Modelagem numérica 121

1.1.2 Sedimentologia 207

1.1.3 Hidrogeoquímica 267

1.1.4 Fitoplâncton 446

1.1.5 Zooplâncton 491

1.1.6 Ictioplâncton 536

1.1.7 Bentos 574

1.1.8 Mapeamento de habitats 631

1.1.9 Fundos recifais, rodolitos e macroalgas 641

1.2 SEDIMENTAÇÃO EM ABROLHOS 901

1.2.1 Introdução 901

1.2.2 Variabilidade de Parâmetros da Coluna D'água 904

1.2.3 Considerações Finais 958

1.3 ICTIOFAUNA MARINHA / ESTUARINA 967

1.3.1 Ictiofauna e Carcinofauna Estuarina/Marinha 967

1.3.2 Peixes Recifais 1031

1.3.3 Genética 1050

1.3.4 Discussão Integrada 1060

1.4 MEGAFAUNA 1076

1.4.1 Cetáceos 1076

1.4.2 Aves 1161

1.4.3 Tartarugas 1234

1.4.4 Sobrevoos – Bioacústica 1253

1.5 ECOTOXICOLOGIA 1371

1.5.1 Foz do Rio Doce e Regiões Marinhas Adjacentes: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento 1372

1.5.2 Padrões de Bioacumulação de Metais Arsênio 1385

1.5.3 Respostas de Biomarcadores em Organismos Marinhos 1415

1.5.4 Ensaios Ecotoxiológicos 1438

1.5.5 Monitoramento Ecotoxicológico da Microbiota 1445

1.5.6 Indicadores Ecotoxicológicos: Discussão Integrada 1495

1.6 REFERÊNCIAS 1505

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Série temporal de vazão diária do Rio Doce estimadas na estação P21, com dados obtidos pelo PMBA no ambiente dulcícola, entre os meses de novembro/2018 e abril/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos úmido e seco para a região. As linhas pontilhadas horizontais apontam os limites que estabelecem as condições de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017), sendo estas faixas de valores, em ordem crescente, indicativos de condições de seca extrema, baixa vazão, seca, normal, úmida, alta vazão e inundação, respectivamente. 123

Figura 2: Série temporal horária de altura significativa de ondas (m) medidos em F3, entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvoso e seco para a região. 128

Figura 3: Série temporal horária de ventos (notação meteorológica) e correntes (notação oceanográfica) na superfície e fundo, medidos em F3, entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os ventos são provenientes da reanálise do European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos úmido e seco para a região. 129

Figura 4: Série temporal horária de turbidez (NTU) na superfície e fundo medidos em F3 entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos úmido e seco para a região. É importante notar as diferentes escalas verticais dos valores de turbidez de superfície e fundo. 131

Figura 5: Diagrama TS para o período úmido identificando as massas d'água: Água Costeira (AC - triângulos), Água Tropical (AT - quadrados) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS - círculos). As cores denotam os valores de turbidez associados a cada observação de temperatura e salinidade. Embora a escala de cores foi restrita a esses limites por uma questão de visualização, valores de turbidez superiores a 5 NTU foram medidos na área neste período (triângulos nitidamente saturados no limite da escala de cores). 133

Figura 6: Diagrama TS para o período seco identificando as massas d'água: Água Costeira (AC - triângulos), Água Tropical (AT - quadrados) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS - círculos). As cores denotam os valores de turbidez associados a cada observação de temperatura e salinidade. Embora a escala de cores foi restrita a esses limites por uma questão de visualização, valores de turbidez superiores a 5 NTU foram medidos na área neste período (círculos nitidamente saturados no limite da escala de cores). 134

Figura 7: Séries temporais de variação do nível d'água obtidas a partir de simulação numérica utilizando o modelo ROMS (pontos pretos) e séries de variações do nível d'água medidas in situ nas estações F1 (a - azul), F2 (b - verde), F3 (c - amarelo) e F4 (d - marrom). Os dados apresentados são referentes ao mês de janeiro de 2019. 137

Figura 8: Amplitudes das componentes diurnas (Q1, O1 e K1), semidiurnas (N2, M2 e S2) e a componente Msf, de longo período, obtidas a partir de séries de variação do nível d'água medidos no ambiente (barras vermelhas) e de séries previstas a partir de simulações numéricas utilizando o modelo ROMS (barras azuis). 138

Figura 9: Fases das componentes diurnas (Q1, O1 e K1), semidiurnas (N2, M2 e S2) e a componente Msf, de longo período, obtidas a partir de séries de variação do nível d'água medidos no ambiente (barras azuis) e de séries previstas a partir de simulações numéricas utilizando o modelo ROMS (barras vermelhas). 139

Figura 10: Séries de variações de correntes simuladas com o modelo ROMS (linhas pretas) e séries temporais da componente de velocidade paralela à costa medida in situ nos fundeio F1 (a – azul), F2 (b – verde), F3 (c – amarelo) e F4 (d - marrom), no período de janeiro de 2019. 140

Figura 11: Espectros de energia da componente de velocidade paralela à costa simulada (linhas pretas) e espectro de energia da componente de velocidade paralela à costa medida in situ nos fundeio F1 (a – azul), F2 (b – verde), F3 (c – amarelo) e F4 (d - marrom), no período de janeiro de 2019. 142

Figura 12: Séries de correntes, referentes ao mês de janeiro de 2019, simuladas (linhas pretas) com o modelo ROMS para as coordenadas onde estão localizadas as estações de medições in situ F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d). Neste caso as séries apresentadas se relacionam a processos de baixa frequência, isto é, que apresentam períodos superiores ao período inercial que é de aproximadamente 35h. 143

Figura 13: Seções verticais da salinidade obtidas para um transecto paralelo à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SDS13, SDS20, SD02, SDN20 e SDN13). Os dados de salinidade são provenientes de simulação numérica (a), medidos in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c). 144

Figura 14: Seções verticais da salinidade obtidas para um transecto perpendicular à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SD01, SD02, SD03, SD04 e SD05). Os dados de salinidade são provenientes de simulação numérica (a), medidas in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c). 145

Figura 15: Seção vertical da temperatura (ºC) em um transecto paralelo à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SDS13, SDS20, SD02, SDN20 e SDN13). Os dados de temperatura são provenientes de simulação numérica (a), medidas *in situ* (b) e a diferença entre dos dados medidos *in situ* e obtidos com o modelo ROMS (c). 145

Figura 16: Seções verticais da temperatura (ºC) em um transecto perpendicular à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SD01, SD02, SD03, SD04 e SD05). Os dados de temperatura são

provenientes de simulação numérica (a), medidas in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c). 146

Figura 17: Séries temporais de: a) vento horário oriundo da reanálise ECMWF utilizada no modelo; b) vazão diária do Rio Doce; c) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 1; d) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 2; e) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 3; f) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 4. ... 147

Figura 18: Variações diárias de salinidade observadas nos Fundeios virtuais do modelo em relação ao pico de vazão (valores negativos no eixo x indicam dias anteriores ao pico). A linha tracejada preta marca o limiar inferior de 2x o desvio padrão para cada fundeio. O círculo azul demarca as maiores variações. Notar que o eixo vertical dos painéis referentes aos Fundeios 1 e 2 difere do eixo vertical dos painéis referentes aos Fundeios 3 e 4 devido à magnitude das variações. 148

Figura 19: Médias diárias da salinidade superficial considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019) e sua evolução a cada 3 dias. 149

Figura 20: Evolução temporal (a cada 3 dias) da salinidade média diária em uma seção paralela à foz do Rio Doce considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019). 151

Figura 21: Evolução temporal (a cada 3 dias) da salinidade média diária em uma seção perpendicular à foz do Rio Doce considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019). 152

Figura 22: a) Porcentagem de ocorrência (%) em superfície da pluma (salinidade < 35) do Rio Doce durante o mês de janeiro de 2019; b) Dia de ocorrência do mínimo de salinidade registrado em superfície durante o mês de janeiro de 2019. 153

Figura 23: Espectros de energia da salinidade superficial modelada em cada fundeio. Linhas verticais indicam o período quarto diurno (ciano), semidiurno (azul) e diurno (magenta). 154

Figura 24:Termos do balanço de momentum da componente meridional das equações de movimento mediados em um ciclo de maré do dia 3 de janeiro de 2019. Os termos da equação estão descritos na equação (Equação 1). Os contornos pretos nas figuras representam a isohalina de 25 e 35 para o mesmo período. 155

Figura 25: Séries temporais de salinidade (linha laranja) na estação do PMQQS em comparação com a vazão (linha azul - painel superior) e temperatura (linha azul - painel inferior). Linhas horizontais tracejadas no painel superior indicam as classificações de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017). 158

Figura 26: Séries temporais de salinidade na estação do PMQQS próximo a Regência (linha preta) e nível medido em F4 (linha marrom). 158

Figura 27: Evolução temporal de: (a) vento (notação meteorológica) da reanálise do European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S; (b) vazão do Rio Doce; (c) corrente (preto) e salinidade superficial (azul) em F1; (d) corrente (preto) e salinidade

superficial (verde) em F2; (e) corrente (preto) e salinidade superficial (amarelo) em F3; (f) corrente (preto) e salinidade superficial (marrom) em F4. Valores de salinidade/velocidades são indicados no lado esquerdo/direito da figura. As barras verticais cinzas indicam os períodos da realização das coletas de dados in situ. 160

Figura 28: Análise espectral das séries de salinidade superficial para cada um dos fundeios. É importante notar que o eixo x representa o período e a escala logarítmica dos eixos da figura. Cálculos espectrais foram realizados com 95% de intervalo de confiança. Linhas verticais indicam os períodos quarto diurno (ciano), semidiurno (azul) e diurno (magenta). 162

Figura 29: Coerência espectral entre as componentes de vento zonal e meridional e as séries de salinidade superficial para cada um dos fundeios. A linha horizontal vermelha representa o limite de confiança estatística de 95%. O eixo x é representado em frequência (ciclos por dia). 163

Figura 30: Análise espectral de séries temporais das componentes paralela e perpendicular à costa do vento na região. É importante notar que o eixo x representa o período e a escala logarítmica dos eixos da figura. 163

Figura 31: Comparação das principais componentes harmônicas para os 4 fundeios. Período de análise: 14/12/2018 – 15/01/2019. 168

Figura 32: Diagramas de dispersão de altura significativa de onda (Hs) do período simulado (março/2019-julho/2019). 169

Figura 33: Séries temporais de altura significativa de onda (Hs) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4) 170

Figura 34: Séries temporais de Período de Pico (Tp) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4) 172

Figura 35: Séries temporais da Direção média da onda (Dir) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4). 173

Figura 36: Séries temporais de Hs medidas e simuladas, em F3 e série imposta no contorno (ERA5). 174

Figura 37: Séries temporais de direção de medidas e simuladas, em F3 e série imposta no contorno (ERA5). 174

Figura 38: Séries temporais de U e V medida (integrada na vertical) e simulada para o período total de modelagem. De cima para baixo F1, F2, F3 e F4. 175

Figura 39: Campos instantâneos diários de CSS, média na coluna d'água, simulados no periodo Iba - 19/03 a 07/04 . As linhas representam CSS [kg/m3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1,0. 177

Figura 40: Campos instantâneos diários de CSS média na coluna d'água, simulados no periodo Iba: 08/04 a 15/04. As linhas representam CSS [kg/m3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1,0 178

Figura 41: Iba F4– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F4. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE. 180

Figura 42: Iba F4– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F4. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE..... 180

Figura 43: Iba F3– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F3. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE. 181

Figura 44: Iba F3– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F3. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE..... 181

Figura 45: Iba F2– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F2. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE. 182

Figura 46: Iba F2– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F2. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs > 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE..... 182

Figura 47: Iba F1– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F1. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE. 183

Figura 48: Iba F1– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F1. Os círculos verdes indicam períodos de ventos de N/NE. .. 183

Figura 49: Evolução temporal da posição da isolinha de CSS = 0.01 kg/m3 (indicativo da borda da pluma) durante o intervalo de 5 dias (20 a 24 de março de 2019). Pode-se observar o deslocamento

para a norte da pluma durante a passagem de uma frente fria. As cores representam linha preta cheia = posição no dia 20, linha preta tracejada = posição no dia 21, linha cinza escuro = posição no dia 22, linha cinza escuro tracejado = posição no dia 23, linha cinza claro = posição no dia 24. Em marrom a localização do depósito lamoso em frente ao Rio Doce. Linha vermelha cheia = contorno do dominio de modelagem.....184

Figura 50: Posição da isolinha de CSS = 0.01 kg/m^3 (indicativo da borda da pluma) ao longo de um ciclo de maré durante o pico da sizígia correspondente a data 07/04/2019 nas proximidades do fundeio F4. As cores representam: linha preta = posição na 0h, linha cinza escuro = posição na 3h, linha cinza claro = posição na 6h, linha vermelha tracejada = posição na 9h, linha verde tracejada = posição na 12h. Em marrom a localização do depósito lamoso em frente ao Rio Doce. Linha vermelha cheia = contorno do dominio de modelagem. 186

Figura 51: Campos instantâneos diários de CSS, média na coluna d'água, simulada para o periodo GO 18/07 a 31/07 de 2019. As isolinhas representam CSS [kg/m^3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1, cinza escuro = 1,5, azul = 2. 188

Figura 52: Evolução temporal da CSS simulada nos locais dos fundeios para o período de GO. 189

Figura 53: GO F3– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F3.....190

Figura 54: GO F3– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F3. 190

Figura 55: Indicação dos setores (S1 a S6) onde foram avaliadas as estimativas de transporte longitudinal devido às ondas. 192

Figura 56: Taxas de transporte longitudinal – Ql - (m^3/h) para os 6 setores considerados. Os valores indicados como Total (+) e Total (-) correspondem ao balanço anual. C1 e C2 referem-se ao balanço do transporte nos períodos do Iba e GO, respectivamente. Valores positivos e negativos de transporte indicam direção para o sul e norte, respectivamente. 193

Figura 57: Valores de turbidez medida *in situ* (azul) e estimadas (vermelho) para cada um dos fundeios. Os pontos de cada indicam o momento da coleta dos dados. Observe que há longos períodos quando não é possível estimar a turbidez pelo satélite em função da cobertura de nuvens.....194

Figura 58: Mapas de turbidez, clorofila a e cor verdadeira do dia 26 de março de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila a são de 1,0 e 0,2 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude. 197

Figura 59: Evolução temporal da salinidade superficial dos 4 fundeios entre fevereiro e abril de 2020, agrupando os fundeios ao sul da foz (F1 e F2 - painel superior) e ao norte da foz (F3 e F4 - painel

central). No painel inferior, evolução temporal da componente meridional do vento da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S. 198

Figura 60: Evolução temporal de salinidade prática (linhas coloridas) e da clorofila *a* (linhas pretas) superficiais para cada um dos fundeios. É importante notar que os eixos verticais de salinidade (lado esquerdo) e clorofila (lado direito) são diferentes para cada fundeio, a fim de facilitar a comparação. 200

Figura 61: Evolução temporal de salinidade prática (linhas coloridas) e da turbidez (linhas pretas) superficiais para cada um dos fundeios. É importante notar que os eixos verticais de salinidade (lado esquerdo) e turbidez (lado direito) são diferentes para cada fundeio, a fim de facilitar a comparação. 201

Figura 62: Mapas de turbidez, clorofila *a* e cor verdadeira do dia 26 de março de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila *a* são de 1,0 e 1,20 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude. 204

Figura 63: Mapas de turbidez, clorofila *a* e cor verdadeira do dia 25 de julho de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila *a* são de 1,0 e 0,2 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude. 205

Figura 64: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráfico no topo), meio (gráfico no meio) e fundo (gráfico na base) da coluna d'água para o Setor Abrolhos. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. 210

Figura 65: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráfico no topo), meio (gráfico no meio) e fundo (gráfico na base) da coluna d'água para o Setor Norte. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. 212

Figura 66: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Norte. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito. 214

Figura 67: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Central. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam

período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito. 216

Figura 68: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Sul. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito. 218

Figura 69: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor APA Costa das Algas. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes às estações rasas enquanto em azul, às estações profundas. 220

Figura 70: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de emulsões coletadas na interface ar/água durante o PMBA/Fest-RRDM. As campanhas estão representadas como mês e ano. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 221

Figura 71: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Abrolhos. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.. 223

Figura 72: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Norte. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), em rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos de D50 e D90 para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 225

Figura 73: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Norte. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta

o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos de D50 e D90 para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 228

Figura 74: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Central. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 231

Figura 75: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Sul. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 234

Figura 76: Granulometria do sedimento superficial para o Setor APA Costa das Algas estações Rasas. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 238

Figura 77: Granulometria do sedimento superficial para o Setor APA Costa das Algas estações Profundas. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados

PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 239

Figura 78: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Abrolhos. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 242

Figura 79: IMS (somatório dos minerais ferrosos (H+Mh+M+G+G) eo sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Norte. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 243

Figura 80: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Norte. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 244

Figura 81: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Central. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 245

Figura 82: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Sul. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 246

Figura 83: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor APA Costa das Algas estações Rasas. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 247

Figura 84: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor APA Costa das Algas estações

Profundas. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 248

Figura 85: Proporções da susceptibilidade magnética relativa (Xacm(Rel)) da campanha de Novembro-Dezembro-2019. 250

Figura 86: Proporções da susceptibilidade magnética relativa ($X^{ac}_{m(Rel)}$) da campanha Janeiro-2020. 251

Figura 87: Proporções da susceptibilidade magnética relativa ($X^{ac}_{m(Rel)}$) da campanha Emergencial/Janeiro-2020 252

Figura 88: Evolução temporal do IMS no ponto SD 01 (Foz do Rio Doce). Os círculos representam o IMS_{DRX} e os quadrados o IMS_{Mag}, calculado a partir das medidas de susceptibilidade magnética ac. 254

Figura 89: Evolução temporal do conteúdo do IMS coletado no ponto SDN 13. Os círculos vermelhos representam o IMS_{DRX} e os quadrados pretos o IMS_{Mag}, avaliado a partir das medidas de susceptibilidade magnética massiva ac. 255

Figura 90: Anomalia normalizada da Tensão crítica de ressuspensão (topo) e Percentual de Mobilidade do sedimento superficial (base) ao longo do PMBA, para o setor Norte. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 258

Figura 91: Anomalia normalizada da Tensão crítica de ressuspensão (topo) e Percentual de Mobilidade do sedimento superficial (base) ao longo do PMBA, para os setores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco. 260

Figura 92: Critérios utilizados para avaliação da qualidade da água com relação aos níveis de nutrientes, metais e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. [1]Figueiredo et al. (2016). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações. 269

Figura 93: Critérios utilizados para avaliação da qualidade do sedimento com relação aos níveis de nutrientes, metais dissolvidos e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. [1]Petrobras (2015a); [2]MacDonald et al. (2004); [3]Petrobras (2015b). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações. 270

Figura 94: Biplot das componentes principais para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação com amostras do rejeito. 272

Figura 95: Evolução das relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para o setor de Abrolhos no PMBA/ Fest-RRDM. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield. 274

Figura 96: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 275

Figura 97: Distribuição das concentrações (µg/L) de arsênio dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 276

Figura 98: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro associado ao Material Particula em Suspensão (MPS) no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 277

Figura 99: Distribuição dos valores de de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ $Al_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. . 278

Figura 100: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas camadas de base nos testemunhos T02 e T03 coletados na Plataforma Continental do Rio Doce (CAGNIN, 2018). 279

Figura 101: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano. 279

Figura 102: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Abtolhos no Ano 1 e na Transição do PMBA/ Fest-RRDM. 280

Figura 103: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 281

Figura 104: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 282

Figura 105: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo

(F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....283

Figura 106: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 284

Figura 107: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco ..285

Figura 108: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 292

Figura 109: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 292

Figura 110: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de sílica reativa dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) no setor Norte nas campanhas amostrais do Ano 1 e da Transição. 296

Figura 111: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para o setor Norte. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield. 296

Figura 112: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 298

Figura 113: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 299

Figura 114: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 300

Figura 115: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18,

01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 301

Figura 116: Distribuição dos valores de de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Al_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .302

Figura 117: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Norte na campanha 11-18 do PMBA/ Fest-RRDM 303

Figura 118: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Norte no Ano 1 e na Transição do PMBBA/ Fest-RRDM. 304

Figura 119: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco 305

Figura 120: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco 306

Figura 121: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/ Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco 307

Figura 122: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .308

Figura 123: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....309

Figura 124: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑ p,p'-DDTs em água, registrados no setor Norte durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. 310

Figura 125: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 311

Figura 126: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 311

Figura 127: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 315

Figura 128: Frequência de ocorrência de valores de Ni dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 317

Figura 129: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para a Foz do Rio Doce. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield. 319

Figura 130: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de sílica reativa dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce nas pré e pós Rompimento da Barragem. 320

Figura 131: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de nitrato em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem. 321

Figura 132: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de n-amoniacal em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem. 322

Figura 133: Concentrações de nutrientes dissolvidos nas emulsões. As amostras SDE14 a SDE17 correspondem ao período de Transição. 324

Figura 134: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 325

Figura 135: Distribuição das concentrações (µg/L) de bário dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento

PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 326

Figura 136: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 327

Figura 137: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 327

Figura 138: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 328

Figura 139: Distribuição do coeficiente de partição (log Kd) entre as frações MPS/água dissolvida e sedimento/água dissolvida para ferro no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central, Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). 329

Figura 140: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ *e* $Al_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. 331

Figura 141: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Zn_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 332

Figura 142: Distribuição dos valores médios (± desvio padrão) do percentual $Zn_{Lábil}$: $Zn_{Dissolvido}$ e concentrações de carbono inorgânico dissolvido (COD) ao longo das campanhas de amostragem do PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição) no setor Foz do Rio Doce. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 333

Figura 143: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz do Rio Doce no Ano 1 e na Transição do PMBA/Fest-RRDM. 335

Figura 144: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo

(F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 337

Figura 145: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 338

Figura 146: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 339

Figura 147: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .340

Figura 148: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (111-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....341

Figura 149: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑ p,p'-DDTs em água registrados no setor Foz durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. 343

Figura 150: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 345

Figura 151: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 345

Figura 152: Distribuição da composição isotópico do material particulado em suspensão (MPS) em relação ao $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e fontes de matéria orgânica segundo Maksymowska et al. (2000). 347

Figura 153: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 349

Figura 154: Frequência de ocorrência de valores de Ni dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 351

Figura 155: Frequência de ocorrência de valores de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima dos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA, 2005) para as amostras de superfície, nas campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 352

Figura 156: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de silica dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) na APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem. 354

Figura 157: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de n-ammoniacal em água de superfície (S) e fundo (F) na APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem. 354

Figura 158: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para a APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield. 355

Figura 159: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 356

Figura 160: Distribuição das concentrações (µg/L) de cobre dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 357

Figura 161: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro, alumínio e manganês e arsênio associados ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 358

Figura 162: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Costa das Algas nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. 359

Figura 163: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz no Ano 1 e na Transição do PMBA/Fest-RRDM.....360

Figura 164: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 361

Figura 165: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 362

Figura 166: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 363

Figura 167: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 364

Figura 168: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 365

Figura 169: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de p,p'-DDTs em água registrados no setor Costa das Algas durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. 366

Figura 170: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 367

Figura 171: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 367

Figura 172: Frequência de ocorrência de valores de Ni e Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 371

Figura 173: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg $^{-1}$) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor de Abrolhos. 374

Figura 174: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 376

Figura 175: Distribuição das concentrações (µg/g) de alumínio na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 376

Figura 176: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor de Abrolhos em suas respectivas frações. 377

Figura 177: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Abrolhos no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM. 378

Figura 178: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 379

Figura 179: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 380

Figura 180: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 381

Figura 181: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 382

Figura 182: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 386

Figura 183: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 386

Figura 184: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). 389

Figura 185: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor norte. 390

Figura 186: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 391

Figura 187: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos no Setor Norte em suas respectivas frações. 392

Figura 188: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM.. 393

Figura 189: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....394

Figura 190: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 395

Figura 191: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 396

Figura 192: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .397

Figura 193: Gráficos com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑DDTs) nos sedimentos, registrados no setor Norte durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. 398

Figura 194: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 399

Figura 195: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 399

Figura 196: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Norte (DEG: Degredo; BS: Barra Seca; BN: Barra Nova; CB: Conceição da Barra; ITA: Itaúnas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). 402

Figura 197: Concentração de fósforo na água intersticial do sedimento (µmol/l) para o setor da For do Rio Doce. 404

Figura 198: Especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg -1) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor da For do Rio Doce. 405

Figura 199: Distribuição das concentrações (µg/g) de manganês na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). .406

Figura 200: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada

em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). .407

Figura 201: Distribuição das concentrações (µg/g) de cádmio na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). .407

Figura 202: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 1 a 6 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Ano 1). 408

Figura 203: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 7 a 12 (04-19 a 09-19 – período Seco Ano 1). 409

Figura 204: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Transição).....410

Figura 205: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz do Rio Doce no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM.....411

Figura 206: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....412

Figura 207: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais Pré-PMBA (12-15 a 02/16 e monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 414

Figura 208: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras e sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....415

Figura 209: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (111-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .416

Figura 210: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑47 PCBs e ∑7 PCBs em sedimento registrados durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição no

setor Foz (A), e em cada subsetor da Foz durante o primeiro ano de monitoramento (B) e no período de transição (C). n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. 417

Figura 211: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑DDTs) registrados no setor Foz (A) e em cada Subsetor da Foz durante o primeiro ano de monitoramento (B) e no período de transição (C). n = número de amostras. *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. As três amostras com concentrações acima de 10 µg kg-1 não foram consideradas nestes gráficos.....418

Figura 212: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 420

Figura 213: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.....420

Figura 214: Distribuição da composição isotópica δ13C (‰) e razão C/N para as amostras sedimentares da Foz do Rio Doce durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM Ano 1 (11-18 a 09-19) e Transição (10-19 a 03-20).....422

Figura 215: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a). 424

Figura 216: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Transição/Ano 2: 10-19 a 03-20) e seco (Ano 1: 04-19 a 06-19) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.....425

Figura 217: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg -1) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz. 428

Figura 218: Distribuição das concentrações (µg/g) de bário na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). 429

Figura 219: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). 430

Figura 220: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor APA/RVS Costa das Algas em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Transição). 431

Figura 221: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor APA Costa das Algas / RVS Santa Cruz no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM. 432

Figura 222: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g-1) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 433

Figura 223: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais Pré-PMBA (02-16 e 04-16) e do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 434

Figura 224: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 435

Figura 225: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. 436

Figura 226: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑ DDTs) em sedimento registrados no setor Costa das Algas durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; $p < 0,05$) entre as médias do ano 1 e período de transição. 437

Figura 227: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização. 438

Figura 228: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol. 438

Figura 229: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor APA/RVS Costa das Algas (Águas Rasas e Águas Profundas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).....442

Figura 230: Biplot da distribuição de metais do sedimento, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). 443

Figura 231: Biplot da distribuição de metais na fração dissolvida, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). 444

Figura 232: Biplot da distribuição de metais na fração particulada, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). 445

Figura 233: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .447

Figura 234: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos, nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....448

Figura 235: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19)

e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 449

Figura 236: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 450

Figura 237: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .451

Figura 238: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 452

Figura 239: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 454

Figura 240: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 455

Figura 241: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 456

Figura 242: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 457

Figura 243: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 458

Figura 244: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 459

Figura 245: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 463

Figura 246: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .. 464

Figura 247: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .. 465

Figura 248: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1),

novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. ..466

Figura 249: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 467

Figura 250: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 468

Figura 251: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .475

Figura 252: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 476

Figura 253:Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-

19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 477

Figura 254: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. 478

Figura 255: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM,anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. .479

Figura 256: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco, e em azul o período chuvoso. 480

Figura 257: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) do PMBA/Fest-RRDM.....483

Figura 258: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) do PMBA/Fest-RRDM.....484

Figura 259: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton na campanha Emergencial realizada em janeiro de 2020, durante as amostragens do Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) do PMBA/Fest-RRDM. 485

Figura 260: Índice de qualidade ambiental para a comunidade fitoplanctônica por setores calculados para os anos 01 e 02 do PMBA.....487

Figura 261: Índice ambiental para a comunidade fitoplanctônica nos setores da Foz do Rio Doce durante a campanha Emergencial 01 do PMBA.....488

Figura 262: Variação temporal da biomassa zooplanctônica ($mg.m^{-3}$) entre as campanhas Novembro de 2018 e Março de 2020, por ponto amostral e valores médios por campanha. Em cinza períodos de baixa vazão e em azul, períodos de alta vazão do Rio Doce. a) Amostras de superfície; b) Amostras fundo. 492

Figura 263: Abundância total (ind.m-^{3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 496

Figura 264: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 496

Figura 265: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor Abrolhos de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (superfície/fundo). 499

Figura 266: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Norte com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais. 501

Figura 267: Abundância total (ind.m^{-3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Norte, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 502

Figura 268: : Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Norte, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.....503

Figura 269: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor Norte de acordo com **(A)** campanhas amostrais e **(B)** distância da costa (plataforma interna e externa). ..506

Figura 270: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Norte com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais. 509

Figura 271: Abundância total (ind.m-3) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Foz, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19, 01/20 e 01/20-2. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 510

Figura 272: Abundância relativa (%) das espécies indicadoras. A) *Paracalanus cf parvus* - Setor Foz; B) *Oikopleura* spp. -Setores APA, Foz e Norte e C) *Penilia avirostris* – Setores APA, Foz e Norte...511

Figura 273: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Foz, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19, 01/20 e 01/20-2. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 512

Figura 274: **(A)** Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica dos pontos internos do setor Foz de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água. **(B)**

Sobreposição da abundância zooplanctônca total (ind./m³) de cada ponto amostral na ordenação da PCO. 515

Figura 275: Ordenação dos pontos pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Foz com: **(A)** variáveis ambientais: MPS (mg/L), clorofila-α (µg/L), fluxo de vazão do Rio Doce (m³/s) e altura de onda (m) - médias para os 15 e 30 dias anterioes as coletas; **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais 517

Figura 276: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Foz com a concentração de metais totais **(A)** e dissolvidos **(B)** na água (µg/L). 519

Figura 277: Abundância total (ind.m^{-3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor APA, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce. 520

Figura 278: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor APA, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.....521

Figura 279: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor APA de acordo com **(A)** campanhas amostrais e **(B)** distância da costa (plataforma interna e externa). 524

Figura 280: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor APA com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais. 526

Figura 281: Distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) (a) e larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) (b) na coluna de água no Setor Norte entre novembro/2018 e janeiro/2020.540

Figura 282: Logaritmo da distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce entre novembro/2018 e janeiro/2020 e campanha Emergencial. 541

Figura 283: Distribuição temporal das densidades de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce entre novembro/2018 e janeiro/2020 e campanha Emergencial.....542

Figura 284: Logaritmo da distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas entre novembro/2018 e janeiro/2020.....544

Figura 285: Distribuição temporal das densidades de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas entre novembro/2018 e janeiro/2020.....545

Figura 286: Distribuição das densidades médias de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) nos setores Sul, APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.....546

Figura 287: Distribuição das densidades médias de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) nos setores Sul, APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento:novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.....548

Figura 288: Logaritmo do número bruto de ovos (cores mais escuras) e larvas de peixes (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) nas campanhas realizadas em 2016 (fevereiro e abril) e em 2019 e 2020 (janeiro, Emergencial e abril). Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco. 550

Figura 289: Ovos com embrião considerados “viáveis” (a) e ovos “inviáveis” (b). 552

Figura 290: Análise de Componentes Principais com as amostras obtidas na superfície nos setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019 janeiro/2020 e Emergencial. O primeiro número representa as campanhas: 1 = novembro/2018; 2 = janeiro/2019; 3 = abril/2019; 4 = julho/2019; 5 = novembro/2019; 6 = janeiro/2020; 7 = Emergencial. Os números subseqüentes correspondem as estações. A letra representa os setores: S = Foz; C = APA Costa das Algas; N = Norte. Ovos T = ovos de peixes totais; Ovos I = ovos de peixes inviáveis; Ovos V = ovos de peixes com embrião; Nita = nitrato, Niti = nitirto; Ntot = nitrogênio total; Ort = ortofosfato; Amo = amônia; Cloro = clorofila a; Dsi = sílica dissolvida; MOD = matéria orgânica dissolvida; Ba t = Bário total; Ba d = Bário dissolvido; Mn t = Manganês total; Mn d = Manganês dissolvido; Al t = Alumínio total; Cr t = Cromo total; Cu d = Cobre dissolvido; Fe t = ferro total; Co t = Cobalto total; Co d = cobalto dissolvido; S = Salinidade; T = Temperatura.....555

Figura 291: Exemplos de larvas de peixes com trato disgestório danificado e com sedimento alaranjado aderido coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019;abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.....557

Figura 292: Distribuição das larvas de peixes com o trato digestório danificado coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/ 2019; janeiro / 2020 e Emergencial 558

Figura 293: Valor médio de diversidade de Shannon (H') (cores mais escuras) e equitabilidade de Pielou (J') (cores mais claras) nas sete campanhas realizadas em três setores (Costa das Algas e Foz do Rio Doce e Norte). Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco. 559

Figura 294: Análise de Componentes Principais com as amostras obtidas na coluna de água nos setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020; Emergencial. O primeiro número representa as campanhas: 1 = novembro/2018; 2 = janeiro/2019; 3 = abril/2019; 4 = julho/2019; 5 = novembro/2019; 6 = janeiro/2020 e 7 = Emergencial. A letra representa os setores: S = Foz; C = APA Costa das Algas; N = Norte. Os números subseqüentes correspondem as estações. Dovo = densidade total de ovos de peixes; Dlarvas = densidade total d elarvas de peixes; Divlarvas = diversidade de larvas de peixes; Nita = nitrato, Niti = nitirto; Ntot = nitrogênio total; Ort = ortofosfato; Amo = amônia; Cloro = clorofila a; Dsi = sílica dissolvida; MOD = matéria orgânica dissolvida; Ba t = Bário total; Ba d = Bário dissolvido; Mn t = Manganês total; Mn d = Manganês dissolvido; Al t = Alumínio total; Cr t = Cromo total; Cu d = Cobre dissolvido; Fe t = ferro total; Co t = Cobalto total; Co d = cobalto dissolvido; S = Salinidade; T = temperatura.....561

Figura 295: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial. 563

Figura 296: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor Norte nas seis campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro /2019 e janeiro/2020. 565

Figura 297: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.....567

Figura 298: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019;julho/2019; novembro/2019 e janeiro/2020.....569

Figura 299: Logaritmo das densidades médias (larvas.100 m-3) de larvas das famílias Engraulidae (cores mais escuras) e Clupeidae (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) entre novembro/2018 e janeiro/2020. Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco.....571

Figura 300: Logaritmo das densidades médias (larvas.100 m-3) e desvio padrão de larvas das famílias Haemulidae (cores mais escuras) e Sciaenidae (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) entre novembro/2018 e janeiro/2020. Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco. 572

Figura 301: Mapa amostral do subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado. Cores nas estações amostrais identificam os setores do monitoramento. 575

Figura 302: Análise de Componentes Principais para matriz ambiental entre os Setores e Profundidades. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente..... 579

Figura 303: Análise de Componentes Principais para contaminantes não metais entre os Setores e Campanhas. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente. 581

Figura 304: Análise de Componentes Principais para contaminantes metais entre os Setores, Campanhas e Profundidades. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente. 583

Figura 305: Densidade média de indivíduos por setor ao longo de todo o período amostral. Hastes mostram o erro padrão. 584

Figura 306: Principais grupos taxonômicos encontrados durante o período de monitoramento. 585

Figura 307: Variação da Abundância de organismos entre os Setores (A), Profundidades (B) e Campanhas (C). pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança. 586

Figura 308: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na abundância de organismos de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança *(95%).* 588

Figura 309: Efeitos parciais da variável preditora concentração de chumbo na abundância de organismos de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%). 589

Figura 310: Regressão logística entre a abundância de organismos e rejeito, codificado como presença e ausência através do *IMS.* 591

Figura 311: Variação da Riqueza de táxons entre os Setores (A), Profundidades (B) e Campanhas (C). pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança. 592

Figura 312 Riqueza média para cada campanha nos setores entre as diferentes profundidades. Pontos indicam valores médios. Barras indicam o intervalo de confiança. Caixas indicam a profundidade. . 592

Figura 313: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%). 595

Figura 314: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Nitrogênio na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....596

Figura 315: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Silte-argila na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....596

Figura 316: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Manganês na riqueza de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....597

Figura 317: Regressão logística entre a riqueza de espécies e rejeito, codificado como presença e ausência através do IMS. Análise feita para o primeiro ano do monitoramento.....600

Figura 318: Diversidade de espécies. A, setores, B, profundidade, C campanha. Pontos são valores médios e as barras intervalos de confiança. 601

Figura 319:. Diversidade de táxons para as campanhas nos setores entre as diferentes profundidades. 602

Figura 320: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....604

Figura 321: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Colesterol na diversidade de espécies de Polychaeta, Mollusca entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....604

Figura 322: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Manganês na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....605

Figura 323: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Chumbo de cálcio na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).....605

Figura 324: Regressão logística entre a diversidade de espécies e rejeito, codificado como presença e ausência através do IMS.....608

Figura 325: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Setor e Profundidade para o ano 1. 610

Figura 326: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados pela presença do rejeito para o ano 1. 611

Figura 327: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Setor e Profundidade para os anos 1 e 2. 613

Figura 328: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Campanha e Presença do rejeito para os anos 1 e 2. 614

Figura 329: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais por Setores, Profundidade e Campanhas, além da dispersão dos táxons, para o ano 1. As setas identificam os eixos de ordenação das variáveis. 617

Figura 330: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade no ano 1. Valores abaixo de zero não mostrados. 618

Figura 331: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais por Setores, Profundidade e Campanha, além da dispersão dos táxons, para os anos 1 e 2. As setas identificam os eixos de ordenação das variáveis 620

Figura 332: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade nos anos 1 e 2. Valores abaixo de zero não mostrados. . 621

Figura 333: Mapa de Habitat para a Plataforma Continental do Espírito Santo (Oliveira et al, 2020). 631

Figura 334: Mapas comparativos entre as resoluções dos dados coletados no PMBA/Fest-RRDM (2 metros) e disponíveis nas cartas náuticas (100 metros). Vale ressaltar que ambas as imagens são na mesma localidade e que a linha tracejada na diagonal demarca o limite entre a maior (PMBA/Fest-RRDM) e a menor resolução (carta náutica). No Setor Foz do Rio Doce, o mapeamento apresentado por Oliveira et al (2020) indica uma região de fundo plano e lamoso, também há presença de areia grossa terrígena. Os dados batimétricos e de backscatter, apresentados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, possibilitaram o mapeamento. com resolução inédita, do lobo deltaico do Rio Doce, e observar feições e formas de fundo que não são visíveis numa escala mais regional, e que podem contribuir, juntamente com outros dados (por exemplo da Sedimentologia e da Modelagem Numérica) no entendimento da dinâmica sedimentar nessa região adjacente à foz, e consequentemente na dispersão do rejeito. 632

Figura 335: Comparativo entre as resoluções dos dados coletados no PMBA/Fest-RRDM (2 metros, à esquerda) e disponíveis nas cartas náuticas (100 metros, à direita). A caracterização feita em Oliveira et al (2020) não detectou as estruturas recifais, visto que os dados utilizados e a escala de análise não permitiram essa observação. O mapeamento sedimentológico e morfológico apresentado em Vieira et al (2019), utilizando dados em escalas distintas, já havia detectada a presença de recifes. Entretanto, o esforço de mapeamento desse habitat recifal no PMBA permitiu, até o momento, o mapeamento de mais de 900 estruturas recifais. 633

Figura 336: Mapa de Habitat para o Rio Doce. 637

Figura 337: Mapa do Habitat APA - Costa das algas/REVIS. 638

Figura 338: Mapa do Habitat Recifes Esquecidos..... 640

Figura 339: Mapa da região estudada situando a malha amostral e os recifes e bancos de rodolitos já mapeados. Os polígonos vermelhos representam as quatro Áreas destacadas no estudo: A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do Rio Doce – ainda não mapeados), C (plataforma média e externa ao largo da foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do Rio Doce). Os códigos dos sítios amostrais usados do relatório se referem aos códigos nesta figura. 645

Figura 340: Mapa da região estudada com a localização das principais unidades de conservação (UCs). Os pontos da malha estão plotados apenas como referências espaciais (veja 646

Figura 341: Batimetria (esquerda) e megahabitats bênticos (direita) da região estudada com sobreposição de parte da malha amostral. 647

Figura 342: População humana e infra-estrutura industrial e portuária com interação com a região estudada. O local do rompimento da barragem está destacado com uma estrela vermelha e a área de impedimento à pesca em função desse evento está delineada em um polígono vermelho. 648

Figura 343: Mapa da região estudada com a disposição das plumas identificadas por FRANCINI-FILHO et al. (2019). Os códigos CL0 a CL8 se referem à classificação em "clusters" usada por por FRANCINI-FILHO et al. (2019), merecendo destaque o "cluster" CL5, que contém assinaturas da pluma de rejeitos. 649

Figura 344: Diversidade de ambientes recifais na área de estudo: A) Recifes costeiros adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; B) Bancos recifais costeiros na região adjacente ao PARNAM Abrolhos (veja pluma de turbidez acentuada); C) Recifes do PARNAM Abrolhos, mais afastados da costa (observe a configuração fragmentada dos chapeirões e a menor turbidez); D) Cobertura de um recife da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências); E) Cobertura de um recife da Área B (Recifes Esquecidos); F, G e H) Diferentes feições (densidade, vitalidade, epibiontes fração de sedimento) de bancos de rodolitos (veja nódulos avermelhados com alta vitalidade das algas coralináceas em H) 651

Figura 345: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais. .. 655

Figura 346: Amostragens da coluna d'água em áreas recifais. Legenda: A e B) Garrafas de coleta; C e D) Perfilagens com sensores. 658

Figura 347: Distribuição espacial e temporal da temperatura superficial do mar (SST) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano..... 660

Figura 348: Distribuição espacial e temporal da turbidez representada pelo coeficiente de atenuação difusa a 490nm (Kd490) obtido a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano. 661

Figura 349: Distribuição espacial e temporal da radiação solar fotossinteticamente ativa (iPAR) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano. 662

Figura 350: Distribuição espacial da concentração de clorofila a na superfície obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano. 663

Figura 351: Perfis verticais de temperatura. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 665

Figura 352: Perfis verticais de salinidade. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 666

Figura 353 :Perfis verticais de intensidade de radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR). Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 667

Figura 354: Perfis verticais de concentração de clorofila. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 668

Figura 355: Perfis verticais de turbidez. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 669

Figura 356: Perfis verticais de oxigênio dissolvido. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 670

Figura 357: Perfis verticais de pH. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados. 671

Figura 358: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura (°C) e salinidade (PSU) obtidos nas quatro áreas (A, B, C e D). A profundidade (m) de medição de cada ponto está representada na escala de cores à direita de cada diagrama. 672

Figura 359: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019. 676

Figura 360: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019. 677

Figura 361: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019. 678

Figura 362: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.....679

Figura 363: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.....680

Figura 364: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A5 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em outubro de 2019. 681

Figura 365: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An3 em outubro de 2019 682

Figura 366: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A5 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020. 683

Figura 367: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.....684

Figura 368: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An4 em fevereiro de 2020 685

Figura 369: Recuperação de um fundeio multiparamétrico após 24h de submersão junto ao fundo recifal 685

Figura 370: Estações de coleta de sedimentos superficiais plotadas sobre as fácies sedimentares da região de estudo (adaptado de BASTOS et al., 2015). Os sítios com círculos amarelos representam os locais de coleta de sedimento 687

Figura 371: Localização das armadilhas de sedimento nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), indicadas por símbolos laranja. 688

Figura 372: Coleta de sedimentos recifais com armadilhas. Legenda: A e B) Armadilhas em bancos de rodolitos; C) Armadilhas em recifes; D) Detalhe das armadilhas (tela de proteção, funil e fixação ao fundo). 689

Figura 373: Proporção das médias das classes granulométricas dos sedimentos superficiais em cada estação e campanha. 691

Figura 374: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos superficiais analisados em cada estação e campanha. 692

Figura 375: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras (Áreas A, B, C, D). 692

Figura 376: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. 693

Figura 377: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral. 694

Figura 378: Proporção das médias de mineralogia dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral. 695

Figura 379: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais. Símbolos maiores representam centróides dos scores das amostras de cada área. 695

Figura 380: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais. Símbolos maiores representam centróides dos grupos de amostras. 696

Figura 381: Sedimentação (g. semana^{-1}) nas armadilhas instaladas nas Áreas A e B. 696

Figura 382: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos dos recifes costeiros, em todas as estações amostrais. 698

Figura 383: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos dos recifes costeiros em cada estação amostral. 698

Figura 384: Regressão linear entre o teor de hematita no sedimento superficial dos recifes costeiros e a distância da foz do Rio Doce. Campanha 1 (círculos)= setembro de 2018; Campanha 2 (triângulos)= dezembro de 2018; Campanha 3 (quadrados)= Maio 2019; Campanha 4 (cruzetas)= Julho 2019. .. 699

Figura 385: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. 700

Figura 386: Análise de componentes principais com os dados de granulometria dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. 700

Figura 387: Micrografias de Microscopia Eletrônica de Varredura das amostras do rejeito da barragem de Fundão. 703

Figura 388: Micrografias (esquerda) e Espectroscopia de Energia Dispersiva de partículas da amostra de rejeito da barragem de Fundão (direita). 704

Figura 389: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio A5 (banco de rodolitos, A5), por ordem de tamanho. A, B, F – *Padina sp.* C, D, E – *Anadyomene sp.* 707

Figura 390: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio D18. A, B – *Anadyomene stellata*; C, D – *Padina gymnospora.*; E, F – *Plocamium brasiliense.* 708

Figura 391: Valores de "roundness" das partículas do rejeito e das adsorvidas em macroalgas dos sítios A5 e D18. 709

Figura 392: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida ao talo de *Padina sp*. (A, B) e de uma partícula adsorvida ao talo de *Anadyomene sp*. (C, D) coletadas no sítio A5, apresentando C, O, Fe, S, Ca, Cr, Na, Mn, Cl e K. 710

Figura 393: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida aos talos de *Anadyomene stelatta* (A, B), *Padina gymnospora* (C, D) e Plocamium brasiliense (E, F) coletadas no sítio D18, apresentando C, O, Fe, Al, Si, S, Ni Ca, Cr e Na. 711

Figura 394: Contribuição de cada elemento traço nas partículas adsorvidas aos talos de macroalgas dos sítios A5 (círculos pretos) e D18 (quadrados vazados). Apenas valores > 0 estão apresentados. At = percentual atômico. 712

Figura 395: Sítios de coleta de rodolitos e proporções mineralógicas dos sedimentos internos na campanha de julho de 2019. 716

Figura 396: Bancos de rodolitos da Área D (painel A) e detalhes dos sedimentos aprisionados no interior dos nódulos (painéis B-D). O painel C mostra crostas de algas coralináceas e o painel D mostra briozoários compondo a estrutura do nódulo. 717

Figura 397: Imagens dos rodolitos de cada sítio selecionados para a análise do sedimento interno. A: A5; B: B1; C: D7; D: D10; E: C4. 718

Figura 398: Cluster Hierárquico com dados de mineralogia da amostra de sedimento da barragem e dos sedimentos internos de rodolitos. 719

Figura 399: Análise de componentes principais com dados de mineralogia dos sedimentos costeiros e correlações com a distância da foz do Rio Doce, distância do rio Piraquê-Açu e distância do rio Reis Magos. Os símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. 719

Figura 400: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas de óxido de ferro da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio A5 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm. 720

Figura 401: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de duas partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio B1 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva para as mesmas partículas acima. Barra de escala: A) 3 µm; B) 1 µm. 720

Figura 402: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio C2 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala: A) 10 µm; B) 3 µm; C) 5 µm; D) 10 µm. 721

Figura 403: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio C4 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm. 721

Figura 404: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio D7 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm. 722

Figura 405: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de três partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio D10 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 5 µm. 723

Figura 406: Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com dados da composição dos nódulos (Bray Curtis) (amostragem de julho de 2019). 725

Figura 407: Amostragem de plâncton de rede. A: lançamento; B) arrasto; C) recolhimento. 727

Figura 408: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (painéis da esquerda) e heterotróficos (painéis da direita) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). A áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência de DNA corado com o fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autótrofos, detectados pela fluorescência vermelha da clorofila, foram removidos da análise de heterótrofos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma. 729

Figura 409: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determindada por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); azul claro (fevereiro de 2020). 730

Figura 410: Imagens obtidas ao microscópio invertido de indivíduos do fitoplâncton. Seleção de exemplares do microfitoplâncton comuns nas amostras. A. *Trychodesmium erythraeum*, B-C. Diatomáceas, D. *Isthmia enervis*, E. *Ceratium tripos*, F. *Anoplosolenia brasiliensis*, G. Dinoflagelado não identificado infectado por endoparasita do gênero *Amoebophrya*, H. *Frustulia rhomboides*, I-J. *Nitzschia* sp., K. *Ceratium minutum*, L. *Achnanthes* sp. E M- *Dinophysis* sp. Escala: 10 µm. 732

Figura 411: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. Na primeira campanha a estação C2 não pode ser coletada por motivos climáticos (tempestade) e foi substituída pela estação C5.....733

Figura 412: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo nas Áreas A, B, C e D nas campanhas de novembro de 2018 a fevereiro de 2020. Na campanha de novembro de 2018 o sítio C5 foi coletado no lugar do C2 devido às condições meteorológicas adversas. NA: não amostrado. 734

Figura 413: Indivíduos do microfitoplâncton detectados através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) com objetiva de 10X. Painel superior: sítio A6 (Timbebas, ao norte de Abrolhos) em abril de 2019. Painel central: sítio B1 (recifes Esquecidos) em abril de 2019. Painel inferior: sítio B4 (recifes Esquecidos) em junho de 2019. Nota-se a grande variedade e dominância de diatomáceas penadas em A6 e B1, assim como na maioria dos demais sítios amostrados, e a presença de cianobactérias filamentosas em B4. Escala: 20µm. 735

Figura 414: Partículas detríticas amorfas detectadas nas amostras através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) usando uma objetiva de 10X. Painel superior: sítio A3 (Parcel dos Abrolhos) em fevereiro de 2020. Painel inferior: sítio A5 (banco de rodolitos em Abrolhos) em fevereiro de 2020. Escala: 20µm. 736

Figura 415: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm; fitoplâncton >15µm e partículas detríticas detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam). Na primeira campanha a estação C2 não pode ser coletada por motivos climáticos (tempestade) e foi substituída pela estação C5. NA: não analisado pela não coleta de amostras devido a condições climáticas adversas, problemas com contrato de embarcações ou pandemia.....737

Figura 416: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D. NA: amostras não coletadas. 739

Figura 417: Abundância de bactérias e nanoeucariotos heterotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determindada por citometria de fluxo multiparamétrica. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou não amostrados devido a condições adversas. As campanhas estão

representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); azul claro (fevereiro de 2020).....741

Figura 418: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Riqueza de grupos citométricos refere-se ao índice D0 da série de Hill. Diversidade citométrica refere-se ao índice D1 da série de Hill (Hill 1973), equivalente ao índice de Shannon-Weaver. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas. 743

Figura 419: Índices de riqueza (S, número de espécies) e diversidade (H', entropia de Shannon-Wiener) para o fitoplâncton >15µm quantificado por microscopia invertida. Os sítios estão representados na escala horizontal do painel inferior. As campanhas estão representadas pelas cores das barras de acordo com a legenda no topo do painel. Sítios sem valores representam locais ou estratos cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.....744

Figura 420: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados da abundância, riqueza e diversidade do pico, nano e microplâncton, pigmentos clorofilianos e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce. Nesta análise foram incluídos, além dos dados das 3 campanhas do ano 1 (ver Figura 98 em RRDM, 2019; RT 19), dados da campanha 4 da fase de transição. 748

Figura 421: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton quantificados por citometria de fluxo multiparamétrica e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável distância da foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce. 749

Figura 422: Média e intervalo de confiança de 95% dos escores da componente 1 (da análise de componentes principais com os dados de abundância e composição do pico e nano plâncton obtidos por citometria de fluxo) no eixo y e as datas das campanhas no eixo x. Painel superior: estrato superfície. Painel inferior: estrato fundo. 750

Figura 423: Representação gráfica da análise de redundância baseada em distância (Bray-Curtis) da abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton acessado por citometria de fluxo e variáveis físico-química ambientais. As áreas de amostragem (A, B, C e D) estão representadas em cores. Os símbolos cinzas representam os centroides das variáveis mês/ano de coleta e do estrato da coluna d'água. A influência da variável turbidez (K490) está representada pelo vetor em azul. 751

Figura 424: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico) em todas as amostras coletadas durante o projeto (áreas A, B, C e D). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). MDS 1 está representada na horizontal e MDS 2 na vertical. A área dos quadrantes de cada sítio é proporcional à abundância de *Prochlorococcus,* eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). Os inserts (i a v)) mostram detalhes de clusters diagrama principal. 753

Figura 425: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). A área dos quadrantes são proporcionais à abundância de *Prochlorococcus,* eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). 755

Figura 426: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). A área dos quadrantes são proporcionais à concentração de clorofila a e bactérias heterotróficas dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). 756

Figura 427: Análise de componentes principais (PCA) com dados de composição, abundância, riqueza e diversidade do pico e nanoplâncton, variáveis abióticas e composição da cobertura de fundo. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o tipo de habitat da comunidade recifal (T=topo ou P=parede das estruturas recifais) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente

de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. nEuk auto e nEuk hetero indicam abundâncias de nanoeucariotos auto e heterotróficos, respectivamente. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce. 758

Figura 428: Amostragens com dropcam. Legenda: A) Lançamento de uma unidade equipada com duas câmeras (ortogonal e diagonal) e sistema de iluminação; B e C) bancos de rodolitos com diferentes quantidades de sedimento e cobertura dissimilar; D) panorama de referência obtido com a câmera lateral 760

Figura 429: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas formadoras de rodolitos na região estudada. Chave: A: *Neogoniolithon brassica-florida*. B: Conceptáculo uniporado, *N. brassica-florida*. C: *Lithophyllum* sp. 2 (crosta demarcada a lápis). D: Conceptáculos uniporados, *Lithophyllum* sp. 2. E: *Melyvonnea erubescens*. F: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados, *M. erubescens*. G: *Sporolithon amadoi*. H: Soros, *Sporolithon amadoi*. 765

Figura 430: Epibiontes em rodolitos e concreções calcárias - II. Chave A: alta concentração de macroalgas (Sítio A5, 8 m); B: Briozoários e esponjas (B1, 33 m); C: algas coralináceas incrustantes-CCA, ascídias e briozoários (C2, 63 m); D: CCA e ascídias (C4, 51 m); E: sedimento lamoso trapeado em meio a CCA (C10, 72 m); F: Briozoário *Stylopoma hastata* e CCA, (D3, 50 m). 768

Figura 431: Exemplos de algumas das principais espécies de Bryozoa, Ascidiacea e Porifera associadas a rodolitos. A, *Reptadeonella* sp.; B, *Stylopoma hastata*; C, *Celleporaria atlantica*. D, *Didemnum galacteum* (Ascidiacea); E, Suberitidae (Porifera). 769

Figura 432: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em dezembro de 2018 nos sítios C4, C10, D8, D11 e D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos. 771

Figura 433: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em fevereiro de 2019 (nos sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Polychaeta, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos. 772

Figura 434: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em julho de 2019 (Campanha 3) nos sítios C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11 e D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Brachiopoda. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos. 773

Figura 435: Abundância total dos três principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera) nos sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10 e D13 na Campanha 2 (fevereiro 2019: verão) e Campanha 3 (julho 2019: inverno). As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos. 774

Figura 436: Representação do método de amostragem com "dropcam" e a distribuição batimétrica dos quatro habitats biogênicos identificados na plataforma continental média a externa da foz do Rio Doce (Áreas C e D). O tamanho dos objetos na imagem são meramente ilustrativos e estão desproporcionais em escala com relação ao seu tamanho real. 776

Figura 437: Coleta de rodolitos com dragas (A e B) e triagem a bordo (C, D e E) 777

Figura 438: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). 778

Figura 439: **Imagens dos bancos de rodolitos. Painel superior: Área A** [da esquerda para direita e de cima para baixo: An1(A), An2(B), An3 (C) e An4 (D), Ac2 (E), Ac3 (F), Ac4 (G), Ac5 (H), As2 (I), As3 (J), As4 (K), A5 (L)]. **Painel inferior esquerdo: Área C** [de cima para baixo: sítios C1 a C4 (panorâmica e ortogonal, A-D). **Painel inferior direito: Área D** [de cima para baixo: sítios D3, D6, D7, D8, D10, D11, D13 (panorâmica e ortogonal, A-D)] 780

Figura 440: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Área A. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). 782

Figura 441: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A, mostrando correlações com os grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos. 783

Figura 442: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A, mostrando as abundâncias relativas dos diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. 784

Figura 443: Biomassa sazonal de algas ao longo do transecto “cross-shelf” da linha mais ao norte da Área A. 784

Figura 444: Imagens do fundo mostrando a variação sazonal no dossel de macroalgas na Área A (sítio An1). A= Imagem panorâmica de verão, B) imagem ortogonal de verão, C) imagem ortogonal de inverno. 785

Figura 445: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área C, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. 786

Figura 446: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área D, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. 787

Figura 447: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Áreas D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz).

Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). 788

Figura 448: Diagrama ternário (triplot) para classificação em formas esferoidais, discoidais e elipsoidais dos nódulos (n=30 nódulos por estação de coleta, Área A). Os diagramas superiores são relativos às campanhas de verão e os inferiores à de inverno. As estações estão distribuídas do sítio mais raso N1, para o mais fundo N4. 790

Figura 449: Diâmetro dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A). 790

Figura 450: Vitalidade dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A). 791

Figura 451: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) - I. Imagens aéreas (drone) dos oito sítios costeiros A= D14; B= D15; C= D16; D= D17; E= D18; F= D19; G= D20; H= D21. 793

Figura 452: Oito espécies comuns de Rhodophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Amphiroa fragilissima*; B, *Corallina officinalis*; C, *Tricleocarpa cylindrica*; D, *Tricleocarpa fragilis*; E, *Dichotomaria obtusata*; F, *Botryocladia wynnei*; G, *Dichotomaria marginata*; H, *Solieria filiformis*. 795

Figura 453: Sete espécies comuns de Chlorophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Anadyomene stellata*; B, *Caulerpa racemosa*; C, *C. cupressoides*; D, *C. prolifera*; E, *Halimeda cuneata*; F, *Cladophora laetevirens*; G, *Ulva lactuca*. 796

Figura 454: Oito espécies comuns de Ochrophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Dictyota ciliolata*; B, *Dictyopteris delicatula*; C, *Lobophora variegata*; D, *Padina gymnospora*; E, *Zonaria tournefortii*; F, *Sargassum filipendula*; G, *S. vulgare*; H, *S. stenophyllum*. 797

Figura 455: Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na cobertura média dos taxa de macroalgas dos sítios D14-D21 nas quatro campanhas (set/18, jan/19, maio/19, jul/19). 799

Figura 456: Aspecto geral e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Chave: A= *Harveylithon roseum*. B= Conceptáculos uniporados de *Harveylithon roseum*. C= *Lithophyllum* sp. 1. D:= Conceptáculos uniporados de *Lithophyllum* sp. 1. E= *Lithothamnion crispatum*. F= Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de *L. crispatum* com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). G= *Sporolithon episporum*. H= Soros de *S. episporum*. 809

Figura 457: Cobertura por macroalgas nos recifes adjacentes ao litoral na Área D (APA-REVIS) estimadas em diferentes períodos do ano, por diferentes autores. Verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), outono de 2016 (GOLDER, 2016a), primavera de 2018, verão de 2019; outono de 2019 e inverno de 2019 (presente estudo). v = verão (janeiro); o = outono (maio-junho); i = inverno (julho) e p = primavera (setembro). 813

Figura 458: Escalonamento multidimensional não métrico (MDS) baseado na cobertura média dos principais grupos de macroalgas amostradas nos sítios D15 e D19: A) período pré- (março de 2012) e pós-rompimento da barragem (janeiro de 2019); B) em período logo após o rompimento (maio 2016) e pós-rompimento (maio 2019). 814

Figura 459: Representação esquemática dos pináculos conhecidos como "chapeirão", evidenciando suas formas mais típicas e a distribuição de alguns dos principais organismos sobre a estrutura. A estrutura representada à esquerda, em forma cogumelar com topos expandidos lateralmente, é típica das áreas mais rasas, onde os topos estão nivelados com o nível do mar (e.g. Área A, Parcel das Paredes) ou situados em profundidades de até cerca de 10 metros (e.g. Área A, Parcel dos Abrolhos). A morfologia do pináculo representado à direita, com topos estreitos, é típica das áreas mais profundas (e.g. Recife Califórnia). Formas intermediárias também são registradas (e.g. Área B, Recifes Esquecidos). Imagem: Rede Abrolhos©. 817

Figura 460: Análise de componentes principais com todos as amostras de topos (esquerda) e parede (direita). Os números do diagrama de ordenação correspondem aos anos das amostragens (Topos: PC1 = 33.7%; PC2 = 25%; paredes: PC1 = 48.1%, PC2 = 21.3%). CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. Os símbolos pretos maiores representam os centroides dos grupos de amostras..... 818

Figura 461: Coeficiente de variação versus sincronia da comunidade (φ) registrados nos topos e paredes de cada sítio (à esquerda). Organismos de crescimento mais lento e mais longevos e aqueles de crescimento mais rápido e efêmeros estão representados por círculos e quadrados, respectivamente, e organismos com crescimento e duração de vida intermediários como triângulos. A curvas atenuadas (à direita) representam a dinâmica de cobertura de cada categoria em cada sítio (anomalias, transformados em log-ratio). A linha tracejada preta e bandas cinzas representam a média global e desvio padrão, respectivamente. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria; OO = outros organismos. 820

Figura 462: Morfologia dos pináculos e cobertura bentônica recifal dos sítios da área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) observados entre 2006-2018. O painel superior mostra a morfologia única dos pináculos. O painel inferior mostra a cobertura relativa dos nove grupos de organismos sésseis mais abundantes nos 5 sítios (A1, A2, A3, A6, A7) amostrados nos dois habitats entre 2006 e 2018. Barras representam desvios-padrão. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. A sombra azul representa as duas maiores anomalias térmicas associadas à branqueamento de corais e a sombra vermelha representa o colapso da barragem do Fundão na bacia do Rio Doce. 821

Figura 463: Frequência dos valores do índice de mudança de fase (Phase Shift Index – PSI) nos topos (A) e paredes (B). As barras internas e externas ao círculo interno representam valores positivos e negativos de PSI, respectivamente. A escala radial representa a magnitude das mudanças expressas como contagens de valores de PSI para cada competidor: +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor; ++ = perda intermediária de cobertura de corais; + = perda fraca de cobertura de

corais; - = ganho fraco de cobertura de corais; --= ganho de corais intermediário; e ---= ganho forte de corais.....823

Figura 464: Cobertura dos recifes nos sítios B4 (média e SE, 2017-2020) e B6 (média e SE, 2020), no sul dos Recifes Esquecidos (Área B). A seta indica valores extremos na cobertura por zoantídeos (também reportada por MAZZEI et al., 2017).....826

Figura 465: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de topos, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). 828

Figura 466: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de paredes, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).....829

Figura 467: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos dos recifes das áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) e representação dos mesmos dados em um diagrama de NMDS.....830

Figura 468: Abundância dos principais grupos bentônicos nas paredes dos recifes das áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) e representação dos mesmos dados em um diagrama de NMDS. 831

Figura 469: Fotogrametria de um recife costeiro (Pedra de Leste, A1) para mapeamento de paisagem subaquática em alta resolução. Painel A: imageamento da cobertura recifal em uma extensa área através de ortofotos. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico. 833

Figura 470: Fotogrametria de um recife offshore (Parcel dos Abrolhos, B5) para mapeamento de paisagem subaquática em alta resolução. Painel A: imageamento da cobertura recifal em uma extensa área através de ortofotos. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.....834

Figura 471: Caracterização do regime médio de luz ao longo do dia, para os sítios amostrados nas áreas A e B, por duas estações do ano (primavera de 2019, e outono de 2019). Os dados foram coletados por sensores HOBO instalados no topo dos chapeirões.....837

Figura 472: Caracterização do regime de luz dos sítios amostrados nas áreas A e B, nas campanhas de novembro 2018, abril e setembro 2019, e fevereiro 2020. A irradiância média (iPAR), obtida por sensoriamento remoto, foi plotada em função da profundidade ótica da amostra de coral coletada. 838

Figura 473: Razão de clorofilas c1 e c2 de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea*

cavernosa, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.....839

Figura 474: Densidade celular de zooxantelas por área de tecido do hospedeiro por campanha. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*. Círculos maiores = outliers, círculos menores = observações. 840

Figura 475: Monitoramento da saúde do coral *M.cavernosa* por fotogrametria e modelagem tridimensional da colônia. Série temporal de um espécimen no TOPO do chapeirão (A-D) e na PAREDE (E-H). Campanhas: novembro de 2018 = A, E; abril de 2019 = B, F; setembro de 2019 = C, G; fevereiro de 2020 = D, H. 841

Figura 476: Razão de feopigmentos de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.....842

Figura 477: Medidas fotofisiológicas in situ, com uso de diving-PAM (A) e registro fotográfico com escala de cor (B).....844

Figura 478: Capacidade fotossintetica (rETRm) em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson: R=-0,6, p<0,001, novembro de 2018; R=0,47, p<0,001, abril de 2019; R=-0,55, p<0,01, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = sítios. 844

Figura 479: Irradiância mínima saturante (Ek), ou a capacidade de fotoaclimatação, em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson.R=-0,46, p<0,001, novembro de 2018; R=0,29, p<0,01, abril de 2019; R=-0,27, p<0,01, setembro de 2019, R=-0,56, p<0,001, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*. 845

Figura 480: Razão de pigmentos carotenoides totais de zooxantelas por concentração de clorofila a em função da profundidade ótica na campanha de novembro de 2018. Valor da correlação de Pearson representado no gráfico. 847

Figura 481: Composição relativa da comunidade de zooxantelas em nível da haplótipos do marcador molecular ITS2, agrupados por espécie e sítio. Na legenda códigos contendo: letra A = Gênero *Symbiodinium*, B= *Breviolum*, C= *Cladocopium*. Espécies de corais: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*. 848

Figura 482: Composição relativa média dos gêneros de zooxantela mais abundantes, em relação à profundidade ótica. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*.....849

Figura 483: Escalonamento Multidimensional (MDS) das distâncias de comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*., e símbolos = sítios. Valor de Stress indicado no gráfico. 850

Figura 484: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice do talo de *Anadyomene* sp. coletadas na localidade A5. A - Visão geral das células; cloroplastos (cabeças de seta), gotas lipídicas (GL) e vacúolo (V). B - Detalhe de cloroplasto com plastoglóbulos eletrondensos e eletronluscentes (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC). C - Cloroplastos (C) com plastoglóbulos próximos às fibrilas da parede celular (PC) e mitôndrias (cabeças de seta) próximas. D - Detalhe de cloroplasto com plastoglóbulos eletrondensos e eletronluscentes (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC), note presença de gota lipídica adjacente ao cloroplasto. 854

Figura 485: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas na localidade A5. A e B - Células do ápice e da base do talo apresentando cloroplastos íntegros (setas) próximos à parede celular e fisóides (F). C - Detalhe de cloroplasto íntegro (c) com a presença de plastoglóbulos (cabeça de seta) e membranas tilacóides organizadas - note presença da mitocôndria (m) próxima ao cloroplasto. D - Detalhe de duas células separadas pela parede celular (seta) apresentando cloroplastos íntegros (c) com plastoglóbulos (cabeças de seta), mitocôndrias (m) com membranas internas organizadas e gotas lipídicas (GL). 855

Figura 486: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas na localidade B1. A – Visão geral; núcleo (N) íntegro com presença de cromatina, fisóides (F) e cloroplastos (setas). B – Detalhe de duas células separadas pela parede celular (PC), a da esquerda com cloroplastos (C) dilatados e membrana tilacóide desorganizada, e plastoglóbulos (cabeça de seta); note membrana plasmática levemente descolada da parede celular. C e D – Detalhes células com cloroplastos (C) com plastoglóbulos aumentados (P). 856

Figura 487: Médias e erro padrão das medidas de cloroplastos, plastoglóbulos e fisóides nas amostras de *Padina sp.* coletadas nos sítios A5 e B1. A – Área de cloroplastos (símbolos vazados) e plastoglóbulos (símbolos pretos). Amostras de A5 apresentaram maior área de cloroplastos e menor área de plastoglóbulos em comparação à B1 (Mann-Whitney, p = 0,0351 e 0,0077 respectivamente). B – Percentuais de ocupação de plastoglóbulos em cloroplastos. Amostras de A5 com menor percentual médio em comparação à B1 (p<0,0001). C – Área de fisóides. Amostras de A5 apresentaram maior área de fisóides em comparação à B1 (p<0,0001). 858

Figura 488: Curva da razão Mg/Ca de um dos ramos analisados (sítio A5) com ciclos bem definidos de verão-inverno (2019- 2014). Abaixo, imagem de MEV do ramo do rodolito analisado. A linha pontilhada indica o caminho do feixe de elétrons para análise linear da amostra por EDS. 860

Figura 489: Curva da razão Mg/Ca de um dos ramos analisados (sítio D8) com ciclos de verão-inverno bem definidos (2019- 2013). Abaixo, imagem de MEV do ramo do rodolito analisado. A linha pontilhada indica caminho do feixe de elétrons para análise linear da amostra por EDS. 861

Figura 490: Crescimento anual de cada um dos três ramos de rodolitos dos sítios A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados), nos períodos 2014-2015, 2015-2016, 2016-2017, 2017-2018, 2018-2019. Variações médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8). 862

Figura 491: Taxas de crescimento anuais de cada um dos ramos coletados em A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados). Médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8). 863

Figura 492: Similaridade entre taxas de crescimento de CCAs em cada localidade (A5 e B8). 863

Figura 493: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio A5 (Abrolhos). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” (transecto) indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem da porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Fe e Cr. 864

Figura 494: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio D8 (APA Costa das Algas). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem de uma porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Mn, Fe e Cr. 865

Figura 495: Pontos de coleta para os estudos de crescimento (círculos sólidos pretos) e de contaminação (estrela vermelha) em corais. A colônia usada no estudo de contaminação foi coletada em local mais livre de influência das plumas costeiras. 869

Figura 496: Modelo linear dinâmico mostrando o efeito das bandas de baixa (LD) e alta (HD) densidade no crescimento dos corais. Comparação par-a-par entre colônias com características semelhantes e sítios distintos. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. . 872

Figura 497: Efeito da turbidez (Kd490) no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. 873

Figura 498: Efeito da temperatura no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. 874

Figura 499: Contraste do crescimento de cada espécie de corais entre os dois sítios. * indica diferença estatística. 876

Figura 500: Dendrograma mostrando similaridades no crescimento das colônias de *M. braziliensis*, *M. cavernosa* e *Siderastrea* sp. 876

Figura 501: Colônia do coral *Montastraea cavernosa* usada no estudo de contaminação. Acima: imagem de raio-X com destaque nas bandas de crescimento. Abaixo: imagem de microtomografia 3D, com destaque na porção amostrada para análises elementares. A linha preta tracejada indica o local amostrado. 879

Figura 502: Série temporal padronizada dos elementos, em resolução trimestral (A e B) e semestral (C e D). LE = Extensão Linear. Setas vermelhas apontam o momento do rompimento da barragem. Com exceção do Ba, foram encontradas influências significativas dos anos na concentração dos elementos (PERMANOVA, p <0,05). 881

Figura 503: Análise de componentes principais com dados temporais dos elementos, agrupados em antes e depois de novembro de 2015. **Abaixo**: séries temporais das Componentes Principais (PC1 e PC2). 882

Figura 504: Correlação de Pearson entre os elementos amostrados no esqueleto dos corais. O r de Pearson está representado nas caixas. Caixas coloridas indicam correlações significativas. 884

Figura 505: Estruturas artificiais de colonização para estudos de calcificação e colonização, instaladas em recifes costeiros (A, B), recifes coralíneos (C, D) e bancos de rodolitos (E-H). 886

Figura 506: Variáveis do balanço carbonático nas unidades de calcificação-acreção (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e D (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). **Painel superior**: Razão entre a massa carbonática e não-carbonática. **Painel inferior**: produção carbonática ($g.m^2.ano^{-1}$). 888

Figura 507: Cobertura das placas de colonização (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e C (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). No **painel A** (esquerda) as 3 áreas estão indicadas por símbolos de cores e formas diferentes. O **painel B** (direita) representa o Agrupamento Hierárquico (PCA-HCPC – "Hierarchical Clustering on Principal Components") destas mesmas amostras. **Rótulos**: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020. 890

Figura 508: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (triângulos verdes) e B (quadrados rosa). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020. 891

Figura 509: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (símbolos verdes) e B (símbolos rosa). No painel superior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em simbolos com tamanho relativo à abundância. No painel inferior as "pizzas" correspondem à contribuição percentual de diferentes grupos de algas. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020. 892

Figura 510: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A (triângulos) e B (quadrados). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020. 893

Figura 511: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A e B. No painel superior a abundância relativa de corais está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. No painel inferior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020. 894

Figura 512: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre as macroalgas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas, com informações morfológicas, ecológicas e curiosidades, além de mapa de distribuição 896

Figura 513: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre os corais do norte do Espírito Santo e sul da Bahia 897

Figura 529: Parâmetros da coluna d’água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-01, durante o ano 1 e ano de transição. 904

Figura 530: Parâmetros da coluna d’água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-02, durante o ano 1 e ano de transição. 904

Figura 531: Parâmetros da coluna d’água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-03, durante o ano 1 e ano de transição. 905

Figura 532: Parâmetros da coluna d’água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-04, durante o ano 1 e ano de transição. 905

Figura 533: Parâmetros da coluna d’água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-05, durante o ano 1 e ano de transição. 906

Figura 534: Parâmetros da coluna d’água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-06, durante o ano1 e ano de transição. 906

Figura 535: Compilação dos dados brutos de TSM para as seis estações permanentes durante todas as fases de monitoramento em Abrolhos para cada Estação de coleta sedimentar. As linhas verticais identificam as campanhas em Abrolhos realizadas pelo Anexo 8. 907

Figura 536: Compilação das frequências mensais de frentes frias que atingem o litoral brasileiro entre abril e dezembro de 2019. O histograma mostra o número mensal de frentes frias que atingem a latitude 17,5 ºS. 908

Figura 537: Compilação das frequências mensais de frentes frias que atingem o Atlântico tropical sul entre abril e dezembro de 2019. 909

Figura 538: (esquerda) direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-4; (direita) idem para a campanha ATV-5. 910

Figura 539: (esquerda) direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-6; (direita) idem para a campanha ATV-7. 910

Figura 540: Direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-9. 911

Figura 541: Frequências de massas de ar em Abrolhos em cada campanha de trabalho a partir do modelo HYSPLIT/NOAA. 912

Figura 542: Relação entre a concentração de MPS e a profundidade *Secchi* para a região do PARNA de Abrolhos. 913

Figura 543: Séries temporais de MPS, kd490, precipitação, vazão e velocidade do vento para o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018. 914

Figura 544: (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. 915

Figura 545: (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. 916

Figura 546: (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. 917

Figura 547: (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. 917

Figura 548: Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce em resposta a padrões de corrente oceânica. a), b), c), comportamento da pluma durante eventos de correntes oceânicas no sentido norte-sul, padrão predominante. d), e), f) comportamento da pluma durante eventos de inversão das correntes oceânicas, correntes fluindo no sentido sul-norte. Os mapas são compostos por imagens do satélite Aqua, sensor MODIS, sobrepostas com vetores de correntes oceânicas obtidos através do produto do modelo OSCAR. 921

Figura 549: Análise do comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce durante o evento de inversão do sentido da corrente oceânica, no dia 07/05/2016. 922

Figura 550: Análise da direção e intensidade das correntes oceânicas na região da foz do Rio Doce. a) Análise para o período de 11/05/2015 a 23/07/2017, utilizando os dados horários do projeto PNBOIA. b), c), d), e), f) análise realizada utilizando os dados do modelo OSCAR para os períodos de coleta das armadilhas de sedimento, 20/03/2019 a 14/05/2019; 15/05/2019 a 02/07/2019; 03/07/2019 a 14/08/2019; 15/08/2019 a 25/09/2019; 26/09/2019 a 10/01/2019, respectivamente. 924

Figura 551: Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce e direção e intensidade das correntes oceânicas durante a permanência da tempestade tropical Iba, no dia 26/03/2019. Dados: Imagem Aqua-

Modis composição colorida cor verdadeira sobreposta com vetores de correntes oceânicas produzidas pelo modelo OSCAR. 926

Figura 552: Distribuição dos pontos de coleta utilizados para as medições de material particulado em suspensão. 928

Figura 553: Modelo de regressão entre as concentrações de material particulado em suspensão e a reflectância de sensoriamento remoto na banda 8 (650nm) do satélite Sentinel 3 – OLCI ($r^2 = 0.9$; valor-p < 0,001). No quadro menor o resultado dos estudos de reflectância realizados *in situ*. 930

Figura 554: Mapa das regiões de interesse para levantamento das séries temporais das concentrações de MPS. 931

Figura 555: Séries temporais de precipitação, vazões do Rios, velocidade média e rajada de vento, e concentrações de MPS nas regiões de interesse obtidas através das imagens Sentinel 3, sensor OLCI, para o período de mar/2019 à jun/2020. 932

Figura 556: Variabilidade diária das concentrações de MPS nas regiões de interesse, obtidas através das imagens Sentinel 3, sensor OLCI, para o período de mar/2019 à jun/2020. 934

Figura 557: Diagrama de εNd versus 87Sr/86Sr medidos para diversas rochas com origens crustais e mantélicas diferentes, mostrando sua relação inversamente proporcional. 938

Figura 558: Mapa geológico da região costeira adjacente a plataforma continental onde se localiza a região de Abrolhos. As imagens de satélite (Google Earth) mostram a posição das amostras coletadas com análise geoquímica realizada. 940

Figura 559: Diagrama $^{143}Nd/^{144}Nd$ versus $^{87}Sr/^{86}Sr$. a) Caracterização geoquímica das principais rochas fontes de sedimentos para a região de Abrolhos. Os sedimentos da foz do Rio Doce e em Abrolhos plotam entre o campo dos granitoides Neoproterozoicos a Cambrianos e o campo das rochas Paleoproterozoicas, indicando que são definidas por misturas entre essas duas fontes. b) Porção detalhada do diagrama demonstrando que os sedimentos de Abrolhos plotam parcialmente entre a área de assinatura ígnea (área pontilhada) e os sedimentos da foz do Rio Doce (ao longo do *mixingtrend*2). O *mixingtrend* 1, a partir do rio Jequitinhonha, não pode ser usado para explicar a mistura de rochas fontes dos sedimentos de Abrolhos. 943

Figura 560: Novos modelos de mistura considerando três assinaturas típicas para as fontes de sedimentos: média das rochas ígneas cristalizadas durante o Neoproterozoico ao Cambriano (área pontilhada); sedimentos da foz do Rio Doce; e sedimentos depositados no Recife de Fora (linha tracejada em vermelho), interpretado como uma assinatura sem influência considerável do Rio Doce (linha cheia preta). As curvas de mistura são graduadas em intervalos de proporção de 10% (círculos vazios). 951

Figura 561: Proxies mineralógicos que indicam tendências de retrabalhamento sedimentar (setas vermelhas) e chegada de plumas sedimentares (setas azuis). A razão Tr/Cr (quartzo + argilominerais

+ muscovita/ calcita + aragonita) indica a quantidade de material transportado em relação ao total de minerais formados na própria bacia. Enquanto que, a razão (caulinita+gibbsita)/quartzo indica qual tipo de material é transportado e seu potencial de carregar elementos terras raras.....955

Figura 562: Variação da razão 143Nd/144Nd nos períodos de coleta e suas relações com a velocidade do vento e os modelos de corrente oceânica. 957

Figura 563: Apresentação simplificada dos principais domínios isotópicos para a região de interesse entre a foz do Rio Doce e o PARNA de Abrolhos. O domínio de mistura nesta configuração foi estabelecido limites mínimo e máximo dos isótopos de Nd para o termo-fonte postulado. As hipérboles de mistura correspondentes foram obtidas para o mesmo valor de K na Eq. 3. 959

Figura 564: Classificação das fases de monitoramento em relação a assinatura radiométrica por Sr e Nd dos sedimentos da Samarco em Abrolhos. 960

Figura 565: Comparação entre a dispersão da pluma de sedimentos do Rio Doce de acordo com modelo oceânico proposto por Magris et al., 2018 (esquerda) e análise do histórico de monitoramento em Abrolhos usando isótopos radiogênicos pelo Anexo 8 (direita). O modelo, tal como os dados experimentais, evidencia maior impacto no “arco interno” da zona recifal de Abrolhos. 960

Figura 566: Diagrama Hovmoller para a componente norte dos ventos superficiais na região de estudo (entre março e agosto há predomínio de ventos no sentido S-N. O contrário ocorre entre setembro e fevereiro). 962

Figura 567: Diagrama Hovmoller para a componente leste dos ventos superficiais na região de estudo (entre junho e novembro há predomínio de ventos no sentido W-L. O contrário ocorre nos demais meses.....962

Figura 568: Diagrama Hovmoller para os ventos superficiais na região de estudo. 963

Figura 569: Diagrama Hovmoller para componente norte do “wind stress” na região de estudo (entre março e agosto há predomínio da ação dos ventos superficiais no sentido S-N. O contrário ocorre entre setembro e fevereiro). 963

Figura 570: Diagrama Hovmoller para componente zonal do “wind stress” na região de estudo.....964

Figura 571: Diagrama Hovmoller para precipitação, destacando-se a fase chuvosa durante o verão. 964

Figura 572: Um resumo dos resultados obtidos neste projeto para isótopos radiogênicos e dados processados a partir de bases meteorológicas disponíveis ilustram o acoplamento entre a meteorologia local e as análises geoquímicas para os sedimentos armadilhados em Abrolhos. Nesta comparação o sinal dos rejeitos da Samarco no PARNA Abrolhos aumenta quando as condições meteo-oceanográficas são favoráveis a dispersão S-N. 965

Figura 573: Destaque da assinatura radiométrica de sedimentos coletados em Abrolhos durante a tempestade tropical IBA. 966

Figura 574: Ordenações multidimensionais não métricas baseadas na similaridade de Bray-Curtis das médias de densidade (A) e biomassa (B). Os símbolos representam a estrutura trófica das assembleias de peixes nos dois pontos na área interna e nos quatro pontos na área externa de cada região..... 974

Figura 575: Densidade média mensal de zoobentívoros (A e B), zooplanctívoros (C e D), piscívoros (E e F) e onívoros (G e H), na área interna e externa de cada região 976

Figura 576: Biomassa média mensal de zoobentívoros (A e B), zooplanctívoros (C e D), piscívoros (E e F) e onívoros (G e H), na área interna e externa de cada região 977

Figura 577: Representação gráfica da Análise de Redundância relacionando as variáveis ambientais incluídas no teste sequencial pela seleção *forward* com a densidade de zoobentívoros (A, B). O diâmetro dos círculos é proporcional à densidade nas amostras, codificadas de acordo com a região (A) ou a área (B). DO: Oxigênio dissolvido (mg/L); Prof.: Profundidade (m); Temperatura em °C e Salinidade em psu 979

Figura 578: Representação gráfica da Análise de Redundância relacionando as variáveis ambientais incluídas no teste sequencial pela seleção *forward* com a biomassa de zoobentívoros (A, B). O diâmetro dos círculos é proporcional à densidade nas amostras, codificadas de acordo com a região (A) ou a área (B). DO: Oxigênio dissolvido (mg/L); Prof.: Profundidade (m); Temperatura em °C e Salinidade em psu 980

Figura 579: Diagrama da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da abundância das espécies de peixes estuarinos/marinhos coletados nos estuários dos rios Doce (RD), Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP) e Piraquê-Açu (PA), nas suas áreas externa (E) e interna (I) nos períodos T1 (A) e T2 (B). A análises foi baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis e as elipses representam 99% de confiança..... 984

Figura 580: Diagrama de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da biomassa das espécies de peixes estuarinos/marinhos coletados nos estuários dos rios Doce (RD), Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP) e Piraquê-Açu (PA), nas suas áreas externa (E) e interna (I) nos períodos T1 (A) e T2 (B). A análises foi baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis..... 985

Figura 581: Mediana, quartis, e valores de mínimos e máximos de densidade (ind./100m^2) do bagre-guri (*Genidens genidens*) nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. T1 = nov/18 e fev/19; T2 = nov e dez/19, e fev/20 987

Figura 582: Mediana, quartis, e valores de mínimos e máximos de biomassa (g/100m^2) do bagre-guri (*Genidens genidens*) nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. T1 = nov/18 e fev/19; T2 = nov e dez/19, e fev/20 987

Figura 583: Ordenações multidimensionais não métricas baseadas na similaridade de Bray-Curtis das médias de biomassa na área interna (A) e externa (B) de cada região no Ano 1 (1) e no período de transição (T). As regiões foram codificadas como impactada (I) ou controle (C) 990

Figura 584: Primeiro eixo das ordenações multidimencionais não-métricas (Figura 6) sumarizando as diferenças na estrutura trófica das assembleias de peixes entre o local impactado (Rio Doce) e os controles no Ano 1 (nov 2018 e fev 2019) e no período de transição (nov/dez 2019 e fev 2020)..... 991

Figura 585: Mediana, quartis e valores mínimos e máximos de biomassa (g/100 m^2) das guildas tróficas mais representativas, por região, área e período de amostragem (T1= nov 2018 e fev 2019, T2= nov/dez 2019 e fev 2020). Pontos denotam valores atípicos (*outliers*)..... 992

Figura 586: Árvore de Classificação do RCI de 12 espécies capturadas nas regiões Piraquê-Açu, Rio Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. Os RCIs foram categorizados em 5 classes ordinais (quintis: ruim, medíocre, normal, bom, ótimo). Nota-se que o nome atribuído ao quintil tem como função única de distinguir um do outro e não tem valor qualitativa per se. As regras detalhadas são fornecidas no Material Suplementar (*A7MICS4, Quadro 2*). Node = Nó; Local = Região..... 995

Figura 587: Análise Discriminante relacionando os nós terminais procedentes da Análise de Classificação da condição corporal de 12 espécies via seus RCIs e a variáveis caracterizando a água (PMBA/Fest-RRDM), o sedimento (PMQQS) e os teores em elementos destes sedimentos. As duas primeiras funções são mostradas, as quais representam 44,2% e 18,8% da variabilidade total, respectivamente 997

Figura 588: Abundância (A), Biomassa (B), comprimento total (C), Riqueza (D) Diversidade (E) e Equitatividade (F) de pós-larvas de peixes por zona (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri) e período (Tempo) de amostragem (dezembro/2018, maio/2019 e dezembro/2019). CPUE= Captura por unidade de esforço 1004

Figura 589: Distribuição das frequências de tamanho (comprimento total) das pós-larvas de peixes coletadas nas distintas zonas de monitoramento (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri) 1006

Figura 590: Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição e abundância de espécies de pós-larvas de peixes baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, com as correlações (r2) significativas (envfit, p<0,01) das variáveis ambientais (linha pontilhada) e espécies (linha sólida) com os eixos da ordenação, para dezembro/2018 (A), maio/2019 (B) e dezembro/2019 (C). A elipse representa um intervalo de confiança de 95% (distribuição (t) dos dados) para cada uma das zonas de coleta (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri). Códigos ambientais: lua= porção iluminada da lua, prec= precipitação, press= pressão, sal=salinidade, corr= velocidade corrente, oxi= oxigênio dissolvido, maré= amplitude de variação da maré no período de coleta, turb= turbidez, vento= velocidade vento. Códigos das espécies: Ath_sp= *Atherinella* sp., Bot_oce= *Bothus ocellatus,* Car_bar= *Carangoides bartholomaei*, Chl_chr= *Chloroscombrus chrysurus*,

Clu_spp= Clupeidae spp., Eng_spp= Engraulidae spp., Ger_spp= Gerreidae spp., Gym_sp= *Gymnothorax* sp., Lut_sp= *Lutjanus* sp., Mug_sp= *Mugil* sp., Pol_vir= *Polydactylus virginicus*, Pri_ros= *Prionotus roseus*, Pri_pun= *Prionotus punctatus*, *Sco_bra*= *Scoberomorus brasiliensis*, *Ste_his*= *Stephanolepis hispidus* 1009

Figura 591: Pós-larvas de Gerreidae (*Eucinostomus* sp.) capturadas em dezembro de 2019 na Zona impacto (A, B), Controle 1 (C), Controle 2 (D) e Controle 3 (E). Nas imagens é possível visualizar a lama aderida em diversas partes do corpo dos exemplares coletados na zona Impacto, com destaque a região da boca e opérculo. A presença da lama aderida nas pós-larvas de peixes foi registrada somente na foz do Rio Doce (A, B) 1010

Figura 592: Estimadores de diversidade trófica (MCP = mínimo polígono convexo, Elipses = área padrão da elipse e Kernell = densidade utilizada de Kernel) calculados a partir das assinaturas isotópicas para os períodos chuvoso e seco e os contornos de distribuição (50%, 75% e 95%) de acordo com os gradientes de cores. 1011

Figura 593: Nichos isotópicos do bagre-guri nos períodos chuvoso e seco calculado a partir dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ 1012

Figura 594: Contribuição relativa de fontes alimentares de alto e baixo valor energético para o bagre-guri calculada a partir do modelo de mistura isotópico. O box-plot denota as medianas (linhas horizontais), o espaço entre 25 e 75% quantis (retângulo) e os valores mínimos e máximos (linhas verticais) 1013

Figura 595: Diagrama adaptado de Costello para o bagre-guri Genidens genidens no estuário do Rio Doce. A) Frequência de ocorrência e área específica das presas; B) Diagrama explanatório adaptado. BIC: Between individual component ou componente interindividual de variação; WIC: Within individual component ou componente intraindividual de variação..... 1016

Figura 596: Perfis médios das razões Sr:Ca (x1000 ppm) e Ba:Ca (x10000 ppm) ao longo da vida do *Centropomus parallelus*, *Centropomus undecimalis* e *Genidens Genidens* coletados nos Rio Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. Linha azul = Sr:Ca e linha alaranjada = Ba:Ca..... 1018

Figura 597 Perfis da concentração média das razões Fe:Ca (A), Mn:Ca (B) e Ba:Ca (C) nos otólitos do *Genidens genidens* coletados nos Rios Doce, Ipiranga e São Mateus. Perfis da concentração média das razões Fe:Ca (D) e Mn:Ca (E) nos otólitos do *Centropomus parallelus* coletados nos Rios Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. As setas indicam a presença da lama de rejeito da Barragem de Fundão na foz do Rio Doce..... 1022

Figura 598: Mapas da foz do Rio Doce (A) e Rio São Mateus (B) apresentando a densidade estimada de Kernel através da telemetria passiva, as cores correspondem à densidade de detecções em cada local..... 1024

Figura 599: Boxplots da biomassa, densidade e riqueza de espécies de crustáceos coletados nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. Pontos = valores discrepantes (*outliers*). T1 = Ano 1; T2 = Transição 1028

Figura 600: Diagrama de análise de coordenadas principais (PCoA) sobre a matriz de abundância dos crustáceos (índice de Sorensen: A=T1; B=T2) coletados nas áreas internas (I) e externas (E) dos estuários amostrados: CA=Caravelas (verde), SM=São Mateus (azul), IP=Ipiranga (amarelo), RD=Rio Doce (vermelho), PA=Piraquê-Açu (cinza). Elipses representam intervalo de confiança de 99% ... 1030

Figura 601: Diagrama de análise de coordenadas principais (PCoA) sobre a matriz de biomassa dos crustáceos (índice de Bray-Curtis: C=T1; D=T2) coletados nas áreas internas (I) e externas (E) dos estuários amostrados: CA=Caravelas (verde), SM=São Mateus (azul), IP=Ipiranga (amarelo), RD=Rio Doce (vermelho), PA=Piraquê-Açu (cinza). Elipses representam intervalo de confiança de 99% ... 1031

Figura 602: Abundancia (A), biomassa (B), riqueza (C) e diversidade de Shannon (H´)(D) de peixe recifal nas zonas amostradas durante as três campanhas (T1, T2 e T3). As linhas horizontais representam as médias, os retângulos o erro padrão e as barras representam o intervalo de dados. Cada ponto em (A) e (B) representa uma réplica (um UVC), e em (C) e (D) dados *outliers*. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari 1035

Figura 603: Valores de diversidade alfa (Dα) de peixes recifais durante as três campanhas (T1, T2 e T3), onde q representa a ordem de diversidade: a) ^{0}D – Menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras; b) ^{1}D – Valores de diversidade verdadeira; c) ^{2}D – Maior peso para espécies abundantes, calculadas para os seis zonas estudadas. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari 1036

Figura 604: Distribuição das espécies de peixe recifal nas seis zonas amostradas visualizados em espaço multi dimensional. Os vetores mostram as variáveis preditoras significativas para o modelo final (p =0,01). O comprimento do vetor indica o peso da variável. Apenas as espécies de peixes que foram influenciadas pelas variáveis preditoras foram incluídas na figura. ABUSAX = *Abudefduf saxatilis*, ACABAH = *Acanthurus bahianus*, ACACHI = *Acanthurus chirurgus*, ACACOE = *Acanthurus coeruleus*, ANIVIR = *Anisotremus virginicus*, CHASTR = *Chaetodon striatus*, GRABRA = *Gramma brasiliensis*, HAEAUR = *Haemulon aurolineatum*, HAEPLU = *Haemulon plumieri*, HALPOE = *Halichoeres poeyi*, OCYCHR = *Ocyurus chrysurus*, POMPAR = *Pomacanthus paru*, PARMAC = *Pseudupeneus maculatus*, SPAAXI = *Sparisoma axillare*, SPAFRO = *Sparisoma frondosum*, STEFUS = *Stegastes fuscus*, STEVAR = *Stegastes variabilis*. Profun = profundidade, Filtr = Organismos filtradores, Zoant = Zoanthus, Equino = Equinodermos, Casc = Cascalho, Prad = Pradaria de grama marinha ou algas no fundo inconsolidado, MAE = Matriz de algas epilithicas, Rug = Rugosidade do fundo, Inclin = Inclinação do fundo, Corais = Corais pétreos 1037

Figura 605: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies comuns, grupo funcional essencial e raras amostradas nas zonas de estudo. *Abudefduf saxatilis* (A-C) (comum),

Acanthurus bahianus (comum) (D-F), *Elacatinus fígaro* (espécie limpadora) (G-I) e *Gramma brasiliensis* (raro) (J-L) 1039

Figura 606: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies sob algum nível de ameaça (IUCN/445) e/ou valor econômico amostradas nas zonas de estudo. Lutjanus jocu (valor econômico) (A-C), Mycteroperca bonaci (espécie ameaçada) (D-F), Ocyurus chrysurus (valor econômico) (G-I) e Scarus trispinosus (espécie ameaçada) (J-L)..... 1040

Figura 607: Abundância (A), Biomassa (B), comprimento total (C), Riqueza (D) Diversidade (E) e Equitatividade (F) de pós-larvas de peixes por zona recifal (ABR= Arquipélago dos Abrolhos, PAB= Parcel dos Abrolhos, CA= Cassurubá e PP= Parcel das Paredes) e período (tempo) de amostragem (janeiro-fevereiro/2019, agosto-setembro/2019 e março 2020). CPUE= Captura por unidade de esforço 1043

Figura 608: Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição de espécies de pós-larvas de peixes baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis (abundância (Log(x+1)), com as correlações (r2) significativas (envfit, p<0,01) das variáveis ambientais (linha pontilhada) e espécies (linha sólida) com os eixos da ordenação, para janeiro-fevereiro/2019 (A), agosto-setembro/2019 (B) e março 2020 (C). A elipse representa o intervalo de confiança de 95% da distribuição (t) dos dados para cada uma das zonas de coleta (ABR= Arquipélago de Abrolhos, PAB= Parcel dos Abrolhos, CA= Cassurubá e PP= Parcel das Paredes). Códigos ambientais: lua= porção iluminada da lua, temp= temperatura, turb= turbidez, vento= velocidade vento. Códigos espécies: Aca_bah= *Acanthurus bahianus*, Alu_mon= *Aluterus monoceros,* Ast_pun= *Astrapogon puncticulatus,* Cal_pen= *Calamus penna,* Car_cry= Caranx crysus, Car_lat= *Caranx latus,* Chl_chr= *Chloroscombrus chrysurus,* Clu_spp= Clupeidae spp., Eng_spp= Engraulidae spp., Ger_spp= Gerreidae spp., Hae_sp= *Haemulon* sp., Lut_ale= *Lutjanus alexandrei*, Lut_ana= *Lutjanus analis*, Lut_cya= *Lutjanus cyanopterus*, Lut_joc= *Lutjanus jocu*, Lut_syn= *Lutjanus synagris*, Ocy_chr= *Ocyurus chrysurus,* Par_mar= *Parablennius marmoreus,* Pol_vir= *Polydactilus virginicus*, Ste_var= *Stegates variabilis,* Syn_foe= *Synodus foetens*..... 1045

Figura 609: Representação da área de vida (MCP) mais representativas dos indivíduos de *Mycteroperca bonaci* na área de estudo 1049

Figura 610: Média da riqueza alélica em todas as espécies analisadas neste estudo (barras coloridas) comparada com valores médios de dados de literatura (barras em cinza). Valores médios indicados no topo da respectiva barra. Legenda: L.ana –*Lutjanus analis*, C.ful – *Cephalopholis fulva*, E.mor – *Epinephelus morio*, P.hal - *Pellona harroweri*, L.gro – *Lycengraulis grossidens* e T.pau – *Trinectes paulistanus*. 1056

Figura 611: Incongruências detectadas via DNA *Barcoding* durante o Ano 1 e o período de Transição para famílias de peixes marinhos. Foi considerado um percentual de homologia de 99 a 100% em pelo menos um dos bancos de sequências (GenBank e BOLD) 1058

Figura 612: Resumo dos resultados obtidos pelo subprojeto Peixes Recifais para os componentes de Recrutamento da Ictiofauna, Assembleia de peixes recifais e genética de populações. L.ana –*Lutjanus analis*, C.ful – *Cephalopholis fulva*, E.mor – *Epinephelus morio*, P.hal - *Pellona harroweri*, L.gro – *Lycengraulis grossidens* e T.pau – *Trinectes paulistanus. Representação dos elementos Fe (Ferro), Mn (Manganês), Cu (Cobre) e As (Arsênio) associados à zona Impacto seguem os resultados obtidos pelo anexo 3 (RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019)* 1075

Figura 613: Número de avistagens de *Sotalia guianensis* nos pontos fixos de Aracruz e Linhares de outubro de 2018 a março de 2020 1076

Figura 614: Comparativo de medianas e quartis do número de indivíduos imaturos de *Sotalia guianensis* nos pontos fixos de Aracruz e Linhares entre outubro de 2019 e março de 2020, período chuvoso do Ano 2. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05) 1077

Figura 615: Comparativo de medianas e quartis do número de avistagens e número de grupos de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020 nos pontos amostrados. (1) número de avistagens nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; (2) número de avistagens nos pontos A (rio) e B (praia) em Linhares; (3) número de grupos nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; (4) número de grupos nos pontos A (rio) e B (praia) em Linhares. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05) 1078

Figura 616: Comparativo de medianas e quartis do número de indivíduos imaturos de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020 entre os pontos fixos de Aracruz e Linhares. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05) 1079

Figura 617: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de alimentação entre os pontos fixos de Aracruz e Linhares e número de grupos, entre outubro de 2018 e março de 2020. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05) 1080

Figura 618: Número de *Sotalia guianensis* avistados durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a março de 2020. Nos meses de março, julho, agosto e outubro de 2019 não houve embarque devido às condições desfavoráveis do tempo 1080

Figura 619: Avistagens de cetáceos durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a março de 2020. Cada ponto equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos 1082

Figura 620: Avistagens de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020, durante o monitoramento embarcado na região que abrange a foz dos Rios Piraquê-Açu e Doce. Cada ponto equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos 1083

Figura 621: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de deslocamento e alimentação, registrados durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 e março de 2020. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05) 1084

Figura 622: Total de encalhes anuais da série histórica para boto-cinza (*S. guianensis*) e toninha (*P.blainvillei*) na costa do Espírito Santo, incluindo informações do PMBA e fases pretéritas disponibilizadas pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA 1088

Figura 623: Taxa anual de encalhes nos distintos cenários de boto-cinza (*S. guianensis*) e toninhas (*P.blainvillei*) encalhados no ES, nas fases Pretérita ao PMBA, fase Pré-PMBA e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM 1089

Figura 624: Taxa sazonal de encalhes de boto-cinza entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/dias da fase x1000)..... 1091

Figura 625: Taxa sazonal de encalhes de toninhas entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/dias da fase x1000)..... 1092

Figura 626: Mapa dos encalhes de cetáceos no litoral do ES no Ano 2 de PMBA/Fest-RRDM 1094

Figura 627: Distribuição espaço-temporal de cetáceos encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM 1095

Figura 628: Distribuição espaço-temporal de botos-cinza encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM 1095

Figura 629: Distribuição espaço-temporal de toninhas encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM 1096

Figura 630: Comparativo da densidade de distribuição das distâncias dos locais de encalhes até a foz do Rio Doce nos Anos I e II do PMBA/Fest RRDM, linhas vermelhas representam média desvio padrão e linha preta densidade de distribuição 1097

Figura 631: Percentual de óbito por diagnóstico para as espécies de cetáceos encalhados no ES analisadas no PMBA 1098

Figura 632: Previsões do melhor modelo para provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo..... 1101

Figura 633: Localização geográfica das amostras das nove espécies de cetáceos analisadas geneticamente de outubro de 2018 a setembro de 2020 1103

Figura 634: Localização dos encalhes das amostras de *Sotalia guianensis* utilizadas no teste de estruturação genética, quando se considera a área dividida em três regiões. Gráficos de pizzas representam os haplótipos encontrados por região e por período. h: diversidade nucleotídica..... 1106

Figura 635: Localização dos encalhes das amostras de *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. Gráficos de pizzas representam os haplóptipos encontrados. h: diversidade haplotípica; π: diversidade nucleotídica 1110

Figura 636: Locais de encalhe de *Sotalia guianensis* coletados no Espírito Santo para análise de contaminantes, isótopos estáveis, idade e reprodução durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1112

Figura 637: Concentrações de HgT (µg.g^{-1}) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1113

Figura 638: Concentrações de As (µg.g^{-1}, peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1120

Figura 639: Concentrações de Cd (µg.g^{-1}, peso úmido) no rim de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1120

Figura 640: Concentrações de Cu (µg.g^{-1}, peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1121

Figura 641: Concentrações de Fe (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1121

Figura 642: Concentrações de Mn (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1122

Figura 643: Concentrações de Zn (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1122

Figura 644: Concentração do somatório de PCB (µg.g^{-1} lip.) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1127

Figura 645: Concentração do somatório de DDT (µg.g^{-1} lip.) no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis coletados* nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1128

Figura 646: Concentração de Mirex (µg.g-1 lip.) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1128

Figura 647: Concentração do somatório dos compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1132

Figura 648: Concentração do somatório dos compostos organobromados antrópicos (PBDEs) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1132

Figura 649: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ∑HPAsTOTAIS no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em µg.g-1 de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil, durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1137

Figura 650: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e $\sum HPAs_{USEPA}$ no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em µg.g^{-1} de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil, durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES). 1137

Figura 651: Valores médios (± erro padrão) da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}C$, ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}N$, ‰) em *Sotalia guianensis* (Sg) e *Pontoporia blainvillei* (Pb) por região amostral analisados no período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. 1142

Figura 652: Valores médios (± erro padrão) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em *Sotalia guianensis* nas regiões 1 (Sg 1) e 2 (Sg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP) no Ano I e no Período de Transição do Programa. 1143

Figura 653: Frequência de idade, em anos, de indivíduos de boto-cinza (*S. guianensis*) coletados no Espírito Santo no Anos I e no Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM (N=57). Em vermelho está marcada a idade de maturidade sexual em machos e fêmeas, estimada para a população mais próxima, do norte do Rio de Janeiro (Ramos et al. 2000). 1145

Figura 654: Frequência de machos e fêmeas de *S. guianensis* por estágio de maturidade gonadal (N=38). 1146

Figura 655: Grau de conservação das carcaças avaliadas (Cod. de 1 a 5) dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1147

Figura 656: Número amostral e órgãos analisados dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1148

Figura 657: Achados histopatológicos em amostras de pulmão dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1149

Figura 658: Achados histopatológicos em amostras de rins dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1150

Figura 659: Achados histopatológicos hepáticos dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM..... 1151

Figura 660: Achados histopatológicos em amostras de pele dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1152

Figura 661: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as populações analisadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). (A) Sula leucogaster (Arquipélago dos Abrolhos); (B) Phaethon aethereus (Arquipélago dos Abrolhos) e (C) Pterodroma arminjoniana (Ilha da Trindade) 1162

Figura 662: Correlação entre a densidade relativa de leucócitos (DRL) e a razão de leucócitos-eritrócitos (RLE), conforme estimado com base em dados de 69 hemogramas completos de aves marinhas atendidas pelo IPRAM..... 1165

Figura 663: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas de contorno de Thalassarche chlororhynchos nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão 1169

Figura 664: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas primárias de Pterodroma arminjoniana antes do rompimento da barragem, e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão. 1172

Figura 665: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas em crescimento de Sula

leucogaster antes e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão. 1176

Figura 666: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas em crescimento de *Phaethon aethereus* antes do rompimento da barragem, e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão. 1178

Figura 667: Dieta de Pterodroma arminjoniana antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados 1194

Figura 668: Avaliação do nicho isotópico de *Pterodroma arminjoniana* durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório 1194

Figura 669: Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em sangue de *Pterodroma arminjoniana* durante os períodos pré e pós-rompimento. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são dados em ‰ 1195

Figura 670: Estimatima da dieta de *Phaethon aethereus* através de modelos de mistura Bayesiano, nos períodos pré-rompimento (Antes) e pós-rompimento (Depois) da barragem de Fundão 1195

Figura 671: Nicho isotópico de Phaethon aethereus evidenciando a diminuição do nicho no período pós-rompimento da barragem de Fundão 1196

Figura 672: Dieta de *Sula leucogaster* nos períodos pré-rompimento (Antes) e pós-rompimento (Depois) do rompimento da barragem de Fundão 1196

Figura 673: Nicho isotópico de Sula leucogaster evidenciando o achatamento do nicho e a diminuição dos valores de δ13C no período pós-rompimento da barragem de Fundão 1197

Figura 674: Dieta de Thalassarche chlororhynchos amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão 1197

Figura 675: Nicho isotópico de Thalassarche chlororhynchos amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão 1198

Figura 676: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* nos períodos pré (esquerda superior) e pós-rompimento (direita e inferior), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar. 1200

Figura 677: Áreas de forrageio de *P. aethereus* nos períodos pré (esquerda superior) e pós-rompimento (direita e inferior), sobrepostos às imagens com dados de clorofila-α 1201

Figura 678: Áreas de forrageio de *P. aethereus* no arquipélago dos Abrolhos em 2019. À esquerda, mapa demonstrando áreas de alimentação identificadas pelos modelos de Markov (em vermelho) e pelo sensor de pressão (círculos pretos). À direita, áreas de alimentação estimados pelo método de Kernel a partir de dados do modelo de Markov (vermelho) e do sensor de pressão (azul). 1202

Figura 679: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila-α (abaixo). 1203

Figura 680: Rastreamento de *Pterodroma arminjoniana* nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento. 1204

Figura 681: Thalassarche chlororhynchos rastreados nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento da barragem, sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila-α (abaixo). 1205

Figura 682: Total de aves contabilizadas ao longo dos anos provenientes de estudos pontuais no passado (barra escura) e monitoramento atual em conjunto com o ICMBio, como parte do "Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos" (barra cinza)..... 1207

Figura 683: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006 em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE (2006) 1208

Figura 684: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento de filhotes realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 2007 e 2015 em três ilhas (Escalvada, Itatiaias e Galheta) no estado do Espírito Santo 1208

Figura 685: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *S. leucogaster* monitorados entre 2018 e 2020 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 (laranja) - primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 (cinza) é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 (amarelo) e N4 (azul claro) é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar; Ovos (azul escuro*)* 1209

Figura 686: Desenvolvimento de ovos e filhotes *de P. aethereus* monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 (laranja) - primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 (cinza) é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 (amarelo) e N4 (azul claro) é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar; Ovos (azul escuro)..... 1210

Figura 687: Número de indivíduos por espécie de ave aquáticas encontrada encalhada ao lon ao longo das praias do estado do Espírito Santo em 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho)..... 1214

Figura 688: Distribuição dos encalhes de aves marinhas ao longo das praias do estado do Espírito Santo em 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho) 1215

Figura 689: Densidade de aves (aves/km²) por estação do ano no período entre outubro de 2018 e março de 2020, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce 1220

Figura 690: Densidade de aves (aves/km²) por transecção no período entre outubro de 2018 e março de 2020, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce 1221

Figura 691: Representação da densidade total (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes entre a) outubro de 2018 e setembro de 2019 e b) entre outubro de 2019 e março de 2020. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km^2 de resolução 1222

Figura 692: Representação da densidade de aves (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes por famílias em uma em uma malha com 4 x 4 km^2 de resolução. Em a) densidade de Procellariidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, b) densidade de Procellariidae entre outubro de 2019 e março de 2020, c) densidade de Diomedeidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, e d) densidade de Diomedeidae entre outubro de 2019 e março de 2020 1223

Figura 693: Representação da densidade de aves (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes por famílias em uma em uma malha com 4 x 4 km2 de resolução. Em A) densidade de Sternidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, B) densidade de Sternidae entre outubro de 2019 e março de 2020, C) densidade de Sulidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, e D) densidade de Sulidae entre outubro de 2019 e março de 2020 1224

Figura 694: Representação de dados pretéritos compilados a partir de estudos prévios, listas de aves do Brasil, bibliografia e bancos de dados públicos na região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia. Alguns registros ocorrem em terra, provavelmente por constar a localidade mais próxima da avistagem 1226

Figura 695: Abundância total de aves aquáticas registrada por setor de costa amostrado no ano 1 (A, outubro de 2018 a setembro de 2019) e no ano 2 (B, novembro de 2019 e fevereiro de 2020, círculos vermelhos), comparada com o mesmo período do ano 1 (círculos azuis) 1228

Figura 696: Número total de indivíduos de aves aquáticas registrados ao longo das praias (TRANSECÇÃO) e na foz dos rios (FOZ) de cada setor amostral ao longo do Ano 1 (A, outubro de 2018 a setembro de 2019) e Ano 2 (B, outubro de 2019 a fevereiro de 2020). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência e foz do Rio Piraquê-açu 1229

Figura 697: Variação mensal no número absoluto de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes a foz do Rio Doce. Período de outubro de 2018 a fevereiro de 2020 1233

Figura 698: Distribuição da diversidade genética das populações de tartarugas marinhas monitoradas no PMBA/RRDM, para Caretta caretta (A-D: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; E: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites); Chelonia mydas (F-I: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; J: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites); e Dermochelys coriacea (K-M: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; N: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites), comparando os dados pretéritos ao rompimento (Pré), Área-Controle (Controle), Ano 1 e Período de Transição (PT) 1241

Figura 699: Indicadores externos de saúde obtidos no exame físico de Chelonia mydas, na APA Costa das Algas, ES (SC) e na Ilha de Coroa Vermelha, BA (CV) entre 2018 e 2020.....1244

Figura 700: Prevalência (%) de fibropapilomatose em *Chelonia mydas* juvenis na área controle (Coroa Vermelha, BA) e na área afetada pela pluma primária de rejeitos de mineração (Foz do rio Piraqueaçú, APA Costa das Algas, Aracruz, ES) de 2016 a 2020 1245

Figura 701: Indicadores externos de saúde avaliados no exame físico em *Caretta caretta*, em Povoação, ES (PV), Praia do Forte, BA (PF) e Arembepe, BA (AR), no Ano 1 (2018/2019) e no PT (2019/2020) 1248

Figura 702: Equipe em atividade de campo, realizando o dronemonitoramento da megafauna marinha (Foto: Acervo LABNecton/UFES) 1254

Figura 703: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha.....1255

Figura 704: Amostragem realizada para identificação de tipos de fundo com ROV.....1256

Figura 705: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo *Sotalia guianensis*. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de registros por km^2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças ($p<0.05$) 1263

Figura 706: esultado atualizado do Dronemonitoramento para espécie de cetáceo Pontoporia blainvillei. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de indivíduos por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças ($p<0.05$) 1264

Figura 707: Resultado atualizado do Dronemonitoramento para o grupo das aves. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. A interpolação do total de resgistros por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças ($p<0.05$).....1265

Figura 708: Resultado atualizado do Dronemonitoramento para o grupo dos quelônios. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de registros por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças (p<0.05) 1267

Figura 709: Tipos de fundo identificados com ROV 1268

Figura 710: Distância da costa estimada para cada grupo de cetáceos e tartarugas marinhas registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de *sobrevoos". A mediana para cada grupo taxonômico é representada pela linha dentro dos limites do boxplot* 1273

Figura 711: Profundidade estimada para cada grupo de cetáceos e tartarugas marinhas registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos". A mediana para cada grupo taxonômico é representada pela linha dentro dos limites do boxplot 1273

Figura 712: Taxa de encontro (TE) de toninha, *Pontoporia blainvillei*, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos" 1274

Figura 713: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados de toninha, Pontoporia blainvillei, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”..... 1275

Figura 714: Taxa de encontro (TE) do boto-cinza, Sotalia guianensis, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1276

Figura 715: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados do boto-cinza, Sotalia guianensis, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”..... 1276

Figura 716: Mapa da área de estudo com os registros do golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus, realizados durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”..... 1277

Figura 717: Taxa de encontro (TE) do golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1278

Figura 718: Taxa de encontro (TE) da baleia jubarte, Megaptera novaeangliae, em cada um dos estratos durante os sobrevoos da campanha de inverno 2019, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1279

Figura 719: Mapa da área de estudo com os registros da baleia jubarte, Megaptera novaeangliae, realizados durante os sobrevoos da campanha do inverno de 2019, no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1280

Figura 720: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes à família Cheloniidae, realizados durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1281

Figura 721: Taxa de encontro (TE) de tartarugas marinhas pertencentes à família Cheloniidae, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”..... 1281

Figura 722: Taxa de encontro (TE) de raias (A) e tubarões (B), em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1282

Figura 723: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados do atobá-marrom, Sula leucogaster, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”..... 1282

Figura 724: Taxa de encontro (TE) das aves marinhas pertencentes à família Sternidae, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1283

Figura 725: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados das aves marinhas pertencentes à família Sternidae, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos” 1283

Figura 726: Foto das espécies (A) Sotalia guianensis e (B) Tursiops truncatus, respectivamente, registradas durante a etapa de campo do período de transição do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica 1285

Figura 727: Erros associados e OOB para cada uma das 1000 árvores geradas pela classificação de assobios e cliques de Sb - *Steno bredanensis*, Sg - *Sotalia guianensis* e Tt - *Tursiops truncatus* .. 1288

Figura 728: Curvas ROC e respectivas AUC indicando os ajustes da classificação de assobios e cliques de Sb - Steno bredanensis, Sg - Sotalia guianensis e Tt - Tursiops truncatus..... 1288

Figura 729: Acurácia, índice de Gini e profundidade geradas pela análise da importância das variáveis de assobios na classificação das espécies. Números dentro dos retângulos na análise de profundidade indicam a média para o parâmetro. Fmin=frequência mínima fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final 1289

Figura 730: Acurácia, índice de Gini e profundidade geradas pela análise da importância das variáveis de cliques na classificação das espécies. Números dentro dos retângulos na análise de profundidade indicam a média para o parâmetro. Pf = frequência pico, B3 = = largura de banda 3 dB, B10 = largura de banda 10 dB 1290

Figura 731: Previsões cruzadas entre os parâmetros mais importantes para a classificação de assobios. A escala de cores vai do azul (menor probabilidade de predição) ao vermelho (maior probabilidade de predição). Fmax=frequência máxima, dur=duração, ff=frequência final 1291

Figura 732: Previsões cruzadas entre os parâmetros mais importantes para a classificação de cliques. A escala de cores vai do azul (menor probabilidade de predição) ao vermelho (maior probabilidade de predição). B3 = largura de banda 3 dB, PF = frequência pico 1292

Figura 733: Mapa dos eventos acústicos de cetáceos localizados durante o Ano 1 (esquerda) e Ano de transição (direita) do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica 1293

Figura 734: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, cada painel está representada uma espécie 1295

Figura 735: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em fevereiro de 2020 cada painel está representada uma espécie 1296

Figura 736: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em março de 2020, cada painel está representada uma espécie 1297

Figura 737: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em abril de 2019, cada painel está representada uma espécie 1298

Figura 738: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em maio de 2019, cada painel está representada uma espécie 1299

Figura 739: Distribuição de peixes e camarões em relação à variável ambiental turbidez em abril e maio de 2019, cada painel está representada uma espécie 1300

Figura 740: Figura 20: Distribuição de camarões em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020 1301

Figura 741: Distribuição de peixes em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020 1302

Figura 742: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em abril e maio de 2019 1303

Figura 743: Distribuição de peixes e camarões em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em abril e maio de 2019 1304

Figura 744: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020 1305

Figura 745: Distribuição de peixes em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020 1305

Figura 746: Distribuição de camarões em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020 1306

Figura 747: Representações do GAM entre temperatura e turbidez. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1308

Figura 748: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre cliques de boto cinza, golfinho nariz de garrafa e golfinho de dentes rugosos e variáveis ambientais. Pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção 1309

Figura 749: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre cliques de toninha e variáveis ambientais. Pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha131_1=índice alfa de absorção 1310

Figura 750: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre assobios de boto cinza, golfinho nariz de garrafa e golfinho de dentes rugosos e variáveis ambientais. Fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez, alpha11_1= índice alfa de absorção 1311

Figura 751: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de cliques de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = *Steno bredanensis*). spl=nível de pressão sonora, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, turb=turbidez 1314

Figura 752: Representações do GAM para frequência pico dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo 1315

Figura 753: Representações do GAM para o nível de pressão sonora dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1316

Figura 754: Representações do GAM para largura de banda 3 dB dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo 1317

Figura 755: Representações do GAM para largura de banda 10dB dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1318

Figura 756: Representações do GAM para frequência máxima dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre a turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1319

Figura 757: Representações do GAM para frequência mínima dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da distância perpendicular e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre a distância perpendicular e turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1320

Figura 758: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de cliques de Toninha. pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, turb=turbidez 1323

Figura 759: Representações do GAM para a frequência pico de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e o alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1324

Figura 760: Representações do GAM para o nível de pressão sonora de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da distância perpendicular, turbidez e o alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1325

Figura 761: Representações do GAM para largura de banda 3 dB de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo 1326

Figura 762: Representações do GAM para largura de banda 10 dB de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1327

Figura 763: Representações do GAM para a frequência máxima de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1328

Figura 764: Representações do GAM para a frequência mínima de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1329

Figura 765: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de assobios de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos. fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez 1333

Figura 766: Representações do GAM para a frequência mínima de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1334

Figura 767: Representações do GAM para a frequência máxima de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1335

Figura 768: Representações do GAM para a frequência central de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1336

Figura 769: Representações do GAM para a frequência delta de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1337

Figura 770: Representações do GAM para a duração de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a

interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1338

Figura 771: Representações do GAM para a frequência pico de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1339

Figura 772: Representações do GAM para a frequência inicial de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1340

Figura 773: Representações do GAM para a frequência final de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1341

Figura 774: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre presença e ausência acústica de cetáceos, camarões, peixes e variáveis ambientais. Oxi=oxigênio, sal=salinidade, temp=temperatura, turb=turbidez 1342

Figura 775: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de todas as espécies de cetáceos de forma geral. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1346

Figura 776: Representação topográfica para todas as espécies de cetáceos de forma geral, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1347

Figura 777: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1348

Figura 778: Representação topográfica para toninha, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1349

Figura 779: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de boto-cinza. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1350

Figura 780: Representação topográfica para boto-cinza, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1351

Figura 781: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de golfinho-de-dentes-rugosos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança ... 1352

Figura 782: Representação topográfica para golfinho-de-dentes-rugosos, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1353

Figura 783: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de golfinho-nariz-de-garrafa. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança ... 1354

Figura 784: Representação topográfica para golfinho-nariz-de-garrafa, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1355

Figura 785: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de todas as espécies de cetáceos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1356

Figura 786: Representação topográfica para todas as espécies de cetáceos, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1357

Figura 787: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de toninhas. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1358

Figura 788: Representação topográfica para toninhas, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1359

Figura 789: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de boto-cinza. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1360

Figura 790: Representação topográfica para boto-cinza mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1361

Figura 791: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de golfinho-de-dentes-rugosos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1362

Figura 792: Representação topográfica para golfinhos-de-dentes-rugosos mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1363

Figura 793: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de golfinho-nariz-de-garrafa. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança 1364

Figura 794: Representação topográfica para golfinhos-nariz-de-garrafa mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível) 1365

Figura 795: Efeito da atenuação e degradação acústica nos assobios. No painel superior um assobio mais intenso com todos os componentes preservados. No painel inferior, um assobio atenuado com perdas de intensidade e no contorno 1366

Figura 796: Efeito da atenuação e degradação acústica nos cliques. No painel superior uma cadeia de cliques mais intensa com toda sua banda preservada. No painel inferior, um click atenuado com perdas de intensidade e degradação das frequências máximas..... 1367

Figura 797: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 1 (set/out 2018). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1375

Figura 798: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1375

Figura 799: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 3 (set/out 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1376

Figura 800: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas

adjacentes durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1376

Figura 801: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 1 (set/out 2018). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1378

Figura 802: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1378

Figura 803: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 3 (set/out 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1379

Figura 804: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA). 1379

Figura 805: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 1 (set/out 2018).....1380

Figura 806: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a 2 (jan/fev 2019). 1381

Figura 807: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019). 1381

Figura 808: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a 4 (jan/fev 2020). 1382

Figura 809: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 1 (set/out 2018). 1383

Figura 810:Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 2 (jan/fev 2019)..... 1383

Figura 811: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019). 1384

Figura 812: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 4 (jan/fev 2020)..... 1384

Figura 813: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1387

Figura 814: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1387

Figura 815: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton

(zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1388

Figura 816: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1388

Figura 817: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados no plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA)..... 1391

Figura 818: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. 1392

Figura 819: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1394

Figura 820: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1394

Figura 821: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas

(h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1395

Figura 822: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1395

Figura 823: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de camarões coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA). Durante a campanha 4 (jan/fev 2020) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul.....1397

Figura 824: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em diferentes tecidos de camarões coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA Costa das Algas (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice..1398

Figura 825: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1399

Figura 826: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1400

Figura 827: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m)

de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1401

Figura 828: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1401

Figura 829: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1402

Figura 830: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1403

Figura 831: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1404

Figura 832: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8,

FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1404

Figura 833: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de peixes coletados durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA). 1406

Figura 834: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em diferentes tecidos de peixes coletados durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice..... 1407

Figura 835: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018). 1408

Figura 836: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 2 (jan/fev 2019). 1408

Figura 837: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 3 (set/out 2019). 1409

Figura 838: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 4 (jan/fev 2020). 1409

Figura 839: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC) durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). 1410

Figura 840: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) de corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev

2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. ...1411

Figura 841: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018). 1412

Figura 842: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 2 (jan/fev 2019)....1412

Figura 843: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 3 (set/out 2019). 1413

Figura 844: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 4 (jan/fev 2020)....1413

Figura 845: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) mensurados no plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020)....1414

Figura 846: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. ...1415

Figura 847: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 3 (set/out 2019), categorizados nas áreas: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3 e CA4]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]) e BN (Barra Nova [BN1 e BN2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1417

Figura 848: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de

fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados nas áreas: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3 e CA4]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]) e BN (Barra Nova [BN1 e BN2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1418

Figura 849: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica no ambiente marinho amostrada na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória). 1419

Figura 850: Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton marinho coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 1420

Figura 851: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores, lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 3 (set/out 2019), categorizados nas áreas: VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]. 1421

Figura 852: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores, lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados nas áreas: VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]). 1422

Figura 853: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória). 1423

Figura 854: Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz

(FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 1424

Figura 855: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2). 1425

Figura 856: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2). 1426

Figura 857: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões

de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).....1427

Figura 858: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).....1428

Figura 859: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória).....1429

Figura 860: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 1430

Figura 861: Análise de Componentes Principais aplicada para os resultados de LPO (lipoperoxidação) e MT (concentração de metalotioneína) nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo) coletadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019).....1432

Figura 862: Análise de Componentes Principais aplicada para os resultados LPO (lipoperoxidação) e MT (concentração de metalotioneína) nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo) coletadas na região de Abrolhos durante a campanha 4 (jan/fev 2020).....1432

Figura 863: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton amostrado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos da região de Abrolhos(ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).....1433

Figura 864: Gráficos de radar obtidos a partir Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3

(set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). 1434

Figura 865: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*; mh) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*; ma) coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta na região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). 1435

Figura 866: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*; mh) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*; ma) coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta na região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). 1436

Figura 867: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em corais e hidrocorais amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos de coleta da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). 1437

Figura 868: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em corais e hidrocorais coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos de coleta da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). 1438

Figura 869: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]). 1441

Figura 870: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1, CA2]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]). 1442

Figura 871: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade e metais medidos em amostras de sedimento coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]). 1443

Figura 872: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade e metais em amostras de sedimento coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os

indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1, CA2]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]). 1443

Figura 873: Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas Anexo 1 do PMBA/FES-RRDM ao longo do Ano 1 (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 2 – jan/fev 2019) e Período de Transição (campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4 jan/fev 2020) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Costa das Algas (CA1 e CA2), Foz do Rio Doce (FRD1 e FRD6), e Degredo (DEG1). O ponto CA2 não foi monitorado durante a campanha 3.....1445

Figura 874: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de água de superfície da campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).....1447

Figura 875: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de sedimento da campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).....1448

Figura 876: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).....1452

Figura 877: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).....1453

Figura 878: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2(jan/fev 2019). 1454

Figura 879: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).....1455

Figura 880: Análise de componentes principais (PCA) das amostras água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: A) campanha 1 (set/out 2018), B) campanha 2 (jan/fev 2019), C) campanha 3 (set/out 2019) e D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1457

Figura 881: Análise de componentes principais (PCA) das amostras água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). 1458

Figura 882: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).....1461

Figura 883: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020).....1462

Figura 884: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).....1463

Figura 885: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020).....1464

Figura 886: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).....1466

Figura 887: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). 1467

Figura 888: Classificação taxonômica das amostras de sedimento foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019). 1470

Figura 889: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1471

Figura 890: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem

como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2020). 1472

Figura 891: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). 1473

Figura 892: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020)..... 1475

Figura 893: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/ev 2020)..... 1476

Figura 894: Localização das estações de coleta na região de Abrolhos, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes nas amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis*. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras das campanhas 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). respectivamente. 1478

Figura 895: Localização das estações de coleta na região de Abrolhos, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes nas amostras de coral da espécie *Mussismilia harttii*. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras das campanhas 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). respectivamente. 1479

Figura 896: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1482

Figura 897: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1483

Figura 898: Análise de PCA das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis*. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1486

Figura 899: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018); campanha 2 (jan/fev 2019); campanha 3 (set/out 2019); campanha 4 (jan/fev 2020). 1487

Figura 900: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (jan/fev 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1490

Figura 901: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (jan/fev 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020). 1491

Figura 902: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2020); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (set/out 2020). 1493

Figura 903: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii considerando as quatro campanhas realizadas (campanha 1 -set/out 2018, campanha 2 - jan/fev 2020; campanha 3 - set/out 2019; campanha 4 - set/out 2020. 1494

Figura 904: Síntese dos resultados integrados de bioacumulação (IBR bioacumulação), efeitos biológicos (IBR biomarcador), toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) e indicadores microbianos para o ambiente marinho. Os organismos coloridos em amarelo, azul, verde e laranja representam os maiores valores de IBR, índice de toxicidade ou indicadores microbianos para a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), respectivamente. 1503

Figura 905: Regiões marinhas criticamente impactadas considerando os diferentes indicadores ecotoxicológicos propostos pelo Anexo 1 – Ecotoxicologia, durante o Ano 1 e Período de Transição, no âmbito do PMBA/Fest-RRDM 1504

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Comparação entre as condições (Estação P21 – AMBIENTE DULCÍCOLA) de vazão e ondas no dia de início das campanhas e até 10 dias antes. Hs significa a altura significativa de ondas e Hmáx a máxima altura para séries horárias de medição em F1 (APA Costa das Algas). 125

Tabela 2: Média ± desvio-padrão de vazão (m³/s) do Rio Doce (Estação P21 – AMBIENTE DULCÍCOLA) nos períodos secos e chuvosos no ano 1 (nov/2018 – set/2019) e ano 2 (out/2019 – abr/2020), e de altura significativa de onda (m) nos períodos secos e chuvosos nos anos 1 (nov/2018 – set/2019) e ano 2 (out/2019 – set/2020). A estatística de ondas foi realizada a partir das medições em F1. Importante notar que a estatística da vazão do ano 2 foi realizada com um mês de dados (abril 2020), uma série muito curta do período.....126

Tabela 3: Índices termohalinos determinados a partir da análise de clusters e valores definidos em referências bibliográficas. Importante destacar que os índices de Perassoli et al. (2020) levam em conta a temperatura conservativa e salinidade absoluta com dados coletados em dezembro de 2011. A análise de cluster utilizou temperatura potencial e salinidade prática. AC – Água Costeira; AT – Água Tropical; ACAS – Água Central do Atlântico Sul. 132

Tabela 4: Valores de coeficientes de correlação (R) e de erros médios quadráticos (RMSE) obtidos entre as séries de nível medidas e obtidas através de simulação numérica nos Fundeios F1, F2, F3 e F4. Todas as correlações apresentaram α<0,05.....137

Tabela 5: Valores do coeficiente de correlação (R) e do erro médio quadrático (RMSE), entre séries de velocidades obtidas por medição direta e previstas com modelo numérico, para as coordenadas onde estão localizados os fundeios F1, F2, F3 e F4. Todas as correlações apresentaram α<0,05.....141

Tabela 6: Valores do coeficiente de correlação (R) e do erro médio quadrático (RMSE), entre séries de velocidades obtidas por medição direta e previstas com modelo numérico, para as coordenadas onde estão localizados os fundeios F1, F2, F3 e F4. Nestas análises foram considerados os processos de baixa frequência, isto é, que apresentam períodos superiores ao período inercial que é de aproximadamente 35h. Todas as correlações apresentaram α<0,05. 143

Tabela 7: Vazão, gravidade reduzida, profundidade da pluma (m), raia de deformação interno de Rossby (Km), velocidade na foz do rio (m/s) e os número de Kelvin calculados para os dias 02, 12 e 22 de janeiro de 2019.....156

Tabela 8: Salinidades superficiais médias nos fundeios calculadas a partir de condições de vazão baixa, normal e alta, seguindo limites propostos por Oliveira e Quaresma (2017), para o período de dezembro de 2019 a abril de 2020; correlação cruzada entre a salinidade superficial e a vazão para o mesmo período. Coeficientes em negrito indicam valores significativos a 95% de confiança. 161

Tabela 9: Números adimensionais e parâmetros dinâmicos calculados para o período de outubro de 2019 a março de 2020, considerando condições de vazão baixa e alta, seguindo limites propostos por Oliveira e Quaresma (2017). 166

Tabela 10. Taxas de transporte de sedimentos litorâneos para os setores analisados. Valores negativos indicam que a direção do transporte líquido ou residual é para o norte. 191

Tabela 11: Parâmetros estatísticos (*n* amostral, erro médio quadrático – RMSE – e coeficiente de determinação – R^2) da performance do modelo de estimativa da turbidez pelo satélite. 195

Tabela 12: Valores médios e desvios-padrão das séries de clorofila (µg/l) e turbidez (NTU), entre outubro de 2019 e abril de 2020, calculados de acordo com a salinidade superficial para evidenciar a influência da Água Costeira nos locais dos 4 fundeios. A coluna de correlação entre os parâmetros e a salinidade superficial apresenta em negrito os valores que são significantes estatisticamente (α<0,05). 202

Tabela 13: Setores e respectivas estações e frequências amostrais para o Ano 2 de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. 208

Tabela 14: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Abrolhos. Para este setor não há dados pretéritos. 209

Tabela 15: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Norte. Para este setor não dados pretéritos. 211

Tabela 16: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Norte. Para este setor não há dados pretéritos do período seco. 213

Tabela 17: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Central. Para este setor não há dados pretéritos do período seco. 215

Tabela 18: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Sul. Para este setor não dados pretéritos do meio da coluna d'água do período seco. 217

Tabela 19: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas Rasas. Para este setor não há dados da série pretérita. 219

Tabela 20: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas Profundas. Para este setor não há dados da série pretérita. 219

Tabela 21: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Abrolhos. Para este setor não há dados pretéritos. 222

Tabela 22: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações rasas do Setor Abrolhos. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.... 224

Tabela 23: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Norte. Para este setor não há dados pretéritos para o período seco.....224

Tabela 24: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Norte. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.....226

Tabela 25: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Norte.....226

Tabela 26: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Norte. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.....229

Tabela 27: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Central. 230

Tabela 28: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Central. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto. 232

Tabela 29: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Sul. 233

Tabela 30: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Sul. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.....235

Tabela 31: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas estações Rasas. 236

Tabela 32: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas estações Profundas. Para as estações Profundas não há dados pretéritos para o período seco. 237

Tabela 33: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações rasas do Setor APA Costa das Algas. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto. 240

Tabela 34: Correspondência utilizada para a avaliação temporal entre o PMBA/Fest-RRDM – Ano 1 e o PMBA/Fest-RRDM – Transição (outubro/2019 a março/2020) dos indicadores de qualidade da água e sedimento.....268

Tabela 35: Aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização (ICEP) nos pares de campanhas de condições meteoceanográficas compatíveis e a Emergencial 1. 268

Tabela 36: Matriz de carregamento da análise de componentes principais (PCA) para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação às amostras do rejeito coletado na barragem de Santarém. 273

Tabela 37: Classificação dos ácidos graxos de acordo com tamanho e saturação da cadeia carbônica, seus principais representantes encontrados e suas respectivas fontes. 286

Tabela 38: Abundância relativa de ácidos graxos de cadeia curta, cadeia longa, mono e poli-insaturados em amostras de água. 287

Tabela 39: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em ng L^{-1}) de POPs detectados em amostras de água superficial dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (em ng L^{-1}). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão. 289

Tabela 40: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em ng L^{-1}) de POPs detectados em amostras de água de fundo dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (em ng L^{-1}). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão. 290

Tabela 41: Valores dos limites de detecção e quantificação. 293

Tabela 42: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 7 e 16 da região de Abrolhos. 294

Tabela 43: Valores dos limites de detecção e quantificação. 312

Tabela 44: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 do Setor Norte. 313

Tabela 45: Valores dos limites de detecção e quantificação. 346

Tabela 46: Valores dos limites de detecção e quantificação. 368

Tabela 47: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 do Setor Costa das Algas. 369

Tabela 48: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em $\mu g\ kg^{-1}$) de POPs detectados em amostras de sedimentos superficiais dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/12 (em $\mu g\ kg^{-1}$). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão. 383

Tabela 49: Valores dos limites de detecção e quantificação. 387

Tabela 50: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 7 e 16 da região de Abrolhos. 388

Tabela 51: Valores dos limites de detecção e quantificação. 400

Tabela 52: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 no Setor Norte. 401

Tabela 53: Valores dos limites de detecção e quantificação. 421

Tabela 54: Valores dos limites de detecção e quantificação. 439

Tabela 55: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 no Setor APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz. 440

Tabela 56: Distribuição dos valores médios de Biomassa zooplanctônica ($mg.m^{-3}$) para os subsetores da Foz (Norte, Central e Sul), estratos (Superfície e Fundo) amostrados entre as campanhas Novembro de 2018 e Março de 2020. 492

Tabela 57: Análise de variância com permutação (PERMANOVA) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplanctônica entre os fatores Campanhas, Setor e Estrato. P(perm) = p da PERMANOVA (Variâncias foram consideradas significantes quanto p<0,05). 493

Tabela 58: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplanctônica entre os estratos de fundo e superfície dos subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha. 494

Tabela 59: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) de semelhanças de Bray-Curtis mostrando a percentagem de variação da biomassa explicada pelas variáveis ambientais selecionadas. 495

Tabela 60: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Abrolhos para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem. 497

Tabela 61: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Abrolhos para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas (p < 0,05). 497

Tabela 62: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Abrolhos em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. 498

Tabela 63: (A) Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). (B) Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). 500

Tabela 64: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para totais de Vanádio, Bário e dissolvidos de Vanádio, Alumínio e Manganês. 500

Tabela 65: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica. 501

Tabela 66: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Norte para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem. 502

Tabela 67: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Norte para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$). 503

Tabela 68: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Norte em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. 504

Tabela 69: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). 507

Tabela 70: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para Alumínio dissolvido, Vanádio e Cobre totais. 508

Tabela 71: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica. 508

Tabela 72: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Foz para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem. 512

Tabela 73: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Foz para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$). 513

Tabela 74: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Foz em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. 514

Tabela 75: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). 516

Tabela 76: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com: **(A)** variáveis ambientais obtidas durante as campanhas amostrais; **(B)** grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica. 518

Tabela 77: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). 519

Tabela 78: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor APA para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem. 521

Tabela 79: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor APA para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$). 522

Tabela 80: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor APA em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. 522

Tabela 81: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). 525

Tabela 82: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para Vanádio total e Alumínio dissolvido. 526

Tabela 83: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica. 527

Tabela 84: Densidades médias de ovos e larvas de peixes (ind.100 m^{-3}), da diversidade média (H') e equitabilidade média (J) nos cinco setores em todas as campanhas realizadas durante o PMBA/Fest-RRDM. 537

Tabela 85: Percentual (%) de ovos de peixes inviáveis (sem embrião) e com embrião registrados nas sete campanhas realizadas nos cinco setores (Sul, Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos). 553

Tabela 86: Identificação das estações amostrais por setor e referências geográficas de cada estação, em Graus Decimais. 575

Tabela 87: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para Matriz ambiental. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito. 578

Tabela 88: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para contaminantes não metais. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito. 580

Tabela 89: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para contaminantes metais. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito. 582

Tabela 90: Resultados da ANOVA para a Abundância por categorias de estações amostrais. X^2 - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito. 586

Tabela 91: Modelos para a variação na abundância ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; AICd – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 587

Tabela 92: Modelos para a variação na abundância restrita de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 590

Tabela 93: Resultados da ANOVA para a Riqueza por categorias de estações amostrais. X^2 - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito. 591

Tabela 94: Modelos para a variação na riqueza de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 594

Tabela 95: Modelos para a variação na riqueza restrita de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem d(dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 598

Tabela 96: Resultados do modelo linear para a estrutura da Diversidade de espécies da macrofauna. X^2 - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito. 601

Tabela 97: Modelos para a variação na diversidade de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 603

Tabela 98:. Modelos para a variação na diversidade de espécies restrita ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike. 607

Tabela 99: Resultados da PERMANOVA para a estrutura da comunidade por categorias de estações amostrais no ano 1. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito..... 609

Tabela 100: Resultados da PERMANOVA para a estrutura da comunidade por categorias de estações amostrais nos anos 1 e 2. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito. 612

Tabela 101: Resultados da RDA para cada matriz de variáveis para o ano 1. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito. 616

Tabela 102: Resultados da RDA para cada matriz de variáveis para os anos 1 e 2. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito. 619

Tabela 103: Contribuição média (percentual atômico – At%) de cada elemento em partículas sedimentares do rejeito e em partículas associadas aos talos de macroalgas dos sítios A5 e D18 (± erro padrão). 713

Tabela 104: Percentagem de organismos construtores, macrobioerosores e icnocenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios (“constructional and destructional voids”) e sedimento de rodolitos coletados em julho de 2019. 725

Tabela 105: Sumário dos efeitos marginais dos termos do modelo dbRDA com dados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico obtido por citometria de fluxo e oito variáveis ambientais: (1) Distância da Foz do Rio Doce; (2) Distância da Costa; (3) K490 (turbidez); (4) iPAR; (5) SST; (6) Tempo e (7) Latitude e (8) Estrato (superfície ou fundo). Em negrito as variáveis que apresentaram efeito significativo. 752

Tabela 106: Algas coralináceas incrustantes registradas nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D nas campanhas de dezembro 2018, fevereiro 2019 e julho 2019. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada. 764

Tabela 107: Valores absolutos e percentuais de abundância (número de indivíduos) e riqueza (número de espécies/ morfoespécies) para cada um dos 11 grandes grupos de invertebrados registrados associados aos rodolitos na Campanha 1 (dezembro 2018), Campanha 2 (fevereiro 2019) e Campanha 3 (julho 2019). 770

Tabela 108: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de todas as amostras de cobertura bêntica de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D). 779

Tabela 109: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com dados de cobertura bêntica das quatro campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área A. 783

Tabela 110: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de cobertura bêntica das três campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área D. 788

Tabela 111: Sumário da PERMANOVA para avaliar o efeito da variação espaço-temporal (sítio e data da campanha) na cobertura de diferentes espécies de macroalgas. Diferenças significativas em negrito. 798

Tabela 112: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às quatro campanhas. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada. 807

Tabela 113: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às quatro campanhas. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada. 808

Tabela 114: Cobertura (%) média e desvio padrão dos principais grupos de macroalgas encontradas no verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), no outono de 2016 (GOLDER, 2016) e no verão e outono de 2019 (presente estudo) em dois sítios amostrais (D15 e D19) da Área D (APA - REVIS) 812

Tabela 115: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) e do teste de dispersão multivariada por dispersão (PERMDISP) sobre o efeito do habitat e sítio na variação das comunidades bentônicas 818

Tabela 116: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) sobre o efeito de diferentes forçantes ambientais na variação das comunidades bentônicas (medido pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) dos recifes coralíneos da região de Abrolhos. 824

Tabela 117: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura dos topos dos recifes amostrados no âmbito do PMBA/FEST (curto prazo). 828

Tabela 118: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura das paredes dos recifes dos recifes amostrados no âmbito do PMBA/FEST (curto prazo). 829

Tabela 119: Variáveis do crescimento das colônias dos corais *Mussismilia braziliensis* (MUSBR), *Siderastrea* sp. SIDSP) e *Montastraea cavernosa* (MONCA). 870

Tabela 120**:** Resultado da PERMANOVA usada para explorar as fontes de variabilidade no crescimento das três espécies de corais (Banda e Arco – A1 e A3). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ), ECV: porcentagem de variação dos componentes. MUBR = *Mussismilia braziliensis*. MONCA = *Montastraea cavernosa*. SIDSP = *Siderastrea* sp. 870

Tabela 121: Sumário da PERMANOVA usada para explorar a influência das variáveis ambientais no crescimento dos corais e a variação entre colônias (ID). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ). Códigos das espécies como acima..... 871

Tabela 122: Contraste "Antes-Depois" do rompimento da barragem com dados de crescimento de oito colônias de corais (PERMANOVA). Médias semestrais de crescimento ± erro padrão. 877

Tabela 123: Limite de detecção dos elementos 878

Tabela 124: Concentração média e erro padrão da razão elemento/Ca (n = 27) (mmol/mol*, µmol/mol**, nmol/mol***). 879

Tabela 125: Concentração dos metais antes (<2016) e depois (≥ 2016) do rompimento da barragem (µmol/mol*, nmol;mol**)..... 884

Tabela 126: Produção de carbonato de cálcio ($g.m^{-2}.a^{-1}$), massa não calcária ($g.m^{-2}.a^{-1}$) (média ± DP) e razão (carbonato/massa não calcária) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos), D15 e D21 após um ano de colonização. 887

Tabela 127: Sumário da PERMANOVA com dados de razão entre massa carbonática e não carbonática das CAUs (sem área D, i.e., restrita a contrastes entre os “habitats” recifes e bancos de rodolitos,). 888

Tabela 128: Sumário da PERMANOVA com dados de cobertura das CAUs de todos os sítios e períodos. Os três “habitats” correspondem a: i) recifes adjacentes ao litoral da Área D , ii) recifes (áreas A e B) e iii) bancos de rodolitos (áreas A e B)..... 890

Tabela 129: Valores de correlação (r- Pearson) entre a reflectância obtida por sensoriamento remoto e medições in situ de MPS. 929

Tabela 130: Matrix de correlação (r – Pearson) entre a concentração mensal média de MPS e as variáveis meteorológicas e hidrológicas..... 933

Tabela 131: Resultados isotópicos de sedimentos fluviais que são parâmetros para as áreas fontes de sedimentos de Abrolhos. Também foram analisados sedimentos de testemunho sedimentar amostrado na região da plataforma de Abrolhos. 944

Tabela 132: Resultados isotópicos das amostras de sedimentos coletados nas áreas recifais de Abrolhos. 948

Tabela 133: Quantificação mineralógica através de difratometria de raios X dos sedimentos coletados em Abrolhos. Musc= muscovita; Ill= illita; Cao= caulinita; Gib= gibbsita; Qtz= quartz; Hal= halita; Cal= calcita; Cal(Mg)= Mg-Calcita; Ara= aragonita; Bas= bassanita; Gip= gipso; Apt= apatita; Lep= lepidocrocita. 953

Tabela 134: Peixes estuarinos/marinhos coletados utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e fevereiro/2020 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: int=área interna; ext= área externa; N=abundância numérica absoluta; 90% N=número de espécies que, somadas, representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% Biom=número de espécies que, somadas, representaram 90% da biomassa total coletada 969

Tabela 135: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese nula 988

Tabela 136: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos nas áreas internas, transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese 989

Tabela 137: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos nas áreas externas, transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese 989

Tabela 138: Análise Canônica de Coordenadas Principais por local para assinatura química do *Genidens genides* (A), *Centropomus parallelus* (B) e *C. Undecimalis* (C) 1020

Tabela 139: Dados totais de Sotalia guianensis observados durante os 18 meses de monitoramento por pontos fixos de observação nos municípios de Aracruz e Linhares, e por meio do monitoramento embarcado 1085

Tabela 140: Taxa de mortalidade de boto-cinza encalhados no ES entre as fases Pretérita ao PMBA/FEST-RRDM, fase Pré-PMBA/FEST-RRDM e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM, (diagnóstico/período x1000) 1099

Tabela 141: Taxa de mortalidade de toninhas encalhadas no ES entre as fases Pretérita ao PMBA/FEST-RRDM, fase Pré-PMBA/FEST-RRDM e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM, (diagnóstico/período x1000 1099

Tabela 142: Conjunto de modelos multinomiais para a provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo. Melhor modelo é dado pelo menor valor de AIC. Delta AIC é a diferença do AIC do modelo em relação ao melhor modelo (com Delta AIC = 0). Notação; N par = número de parâmetros do modelo 1100

Tabela 143: Índices de diversidade genética por espécie e por fase do PMBA. Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π) 1104

Tabela 144: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para Sotalia guianensis em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores entre parênteses são valores de p, para D de Tajima foi considerado P<0,05 e para Fs de Fu P<0,02 1107

Tabela 145: Diversidade genética de Sotalia guianensis para cinco locos microssatélites. (k: número total de alelos; Ho: heterozigosidade observada; He: heterozigosidade esperada; PIC: conteúdo de informação polimórfica; Ra: riqueza alélica; FIS: coeficiente de endogamia; (*) Valores estatisticamente significativos com correção de Bonferroni para FIS 1107

Tabela 146: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em µg.g-1 de peso úmido (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM 1113

Tabela 147: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de toninha (Pontoporia blainvillei) coletado na Região 1 (São Matheus) e concentrações de HgT (µg.g-1) no fígado, músculo e rim do espécime coletado na Região 2 (Rio Doce) da costa do Espírito Santo, expressos em $\mu g.g^{-1}$ de peso úmido. 1116

Tabela 148: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de Sotalia guianensis na costa do Espírito Santo analisados durante os 24 meses de PMBA/Fest-RRDM, expressos em µg.g-1 de peso úmido. Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES. 1118

Tabela 149: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de Pontoporia blainvillei na costa do Espírito Santo analisados durante os últimos 12 meses de PMBA/Fest-RRDM, expressos em µg.g-1 de peso úmido. Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce. 1124

Tabela 150: Somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados no estado do Espírito Santo, expressas em µg.g-1 de peso

lipídico ao longo de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. DP= desvio padrão; Mín= concentração mínima e Máx= concentração máxima de determinada.....1126

Tabela 151: Somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM, expressas em µg.g-1 de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região.. 1131

Tabela 152: Somatório das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (∑HPAs TOTAIS; ∑ HPAs USEPA; ∑HPAs PETROGÊNICOS e ∑HPAs PIROLÍTICOS) analisados em tecido hepático de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em µg.g-1 de peso lipídico, ao longo de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM . N representa o número amostral, a idade está expressa em anos (mín-máx); CT corresponde ao comprimento total (mín-máx) e está expresso em metros; %Lip corresponde ao conteúdo lipídico (mín-máx)e está expresso em %; DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima por espécie e por região.....1139

Tabela 153: Valores médios ± desvio padrão das razões isotópicas de carbono (δ13C; ‰) e de nitrogênio (δ15N; ‰) em Sotalia guianensis de cada região amostral do Espírito Santo. O Período de Transição corresponde aos resultados do Relatório Anual 2020 e Somatório Anos I e Período de Transição inclui os resultados dos indivíduos analisados para os dois relatórios anuais (2019 e 2020) do PMBA/Fest-RRDM. 1141

Tabela 154: Estatística descritiva das idades estimadas de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) coletadas no Espírito Santo encontradas na literatura. 1145

Tabela 155: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para as populações analisadas: heterozigosidades obervada (HO) e esperada (HE), coeficiente de endogamia (FIS), média do número de alelos encontrados, riqueza alélica, diversidade gênica e proporção de loci polimórficos dada em porcentagem (P) e número total de alelos encontrados.....1163

Tabela 156: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos nas penas de contorno e nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos* no período anterior, e nas penas de contorno no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão 1170

Tabela 157: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Pterodroma arminjoniana nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. 1173

Tabela 158: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Sula leucogaster nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.....1177

Tabela 159: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Phaethon aethereus nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. 1179

Tabela 160: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Thalassarche chlororhynchos e Pterodroma arminjoniana após o rompimento da barragem de Fundão 1181

Tabela 161: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Sula leucogaster e Phaethon aethereus após o rompimento da barragem de Fundão 1182

Tabela 162: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido; n = 2) e nas penas de contorno (ng/g peso seco; n = 9) de *Thalassarche chlororhynchos* após o rompimento da barragem de Fundão.....1183

Tabela 163: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) *de Pterodroma arminjoniana* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão.....1184

Tabela 164*:* Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão 1185

Tabela 165: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão.....1186

Tabela 166: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido; n = 2) e nas penas de contorno (ng/g peso seco; n = 9) de Thalassarche chlororhynchos após o rompimento da barragem de Fundão 1187

Tabela 167: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Pterodroma arminjoniana (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão 1188

Tabela 168: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão 1189

Tabela 169: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão 1190

Tabela 170: Contribuição dos itens alimentares determinada através dos Modelos de Mistura Bayesianos (CI – 95%) na dieta de *Pterodroma arminjoniana*, *Phaethon aethereus*, *Sula leucogaster* e *Thalassarche chlororhynchos*..... 1193

Tabela 171: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas pré e pós-rompimento da barragem 1199

Tabela 172: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas considerando amostragens no pré e pós-rompimento da barragem 1202

Tabela 173: Lista das espécies de aves aquáticas encontradas encalhadas ao longo do litoral do estado do Espírito Santo entre outubro de 2018 e fevereiro de 2010 1211

Tabela 174: Número de aves registradas encalhadas, mortas ou vivas, ao longo do litoral do estado do Espírito Santo pelo PMP-BC/ES no ano de 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho)..... 1213

Tabela 175: Espécies registradas entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, estado de conservação e origem. Abreviação: LC, Pouco Preocupante; NT, Quase Ameaçada; VU, Vulnerável; EN, Em Perigo; NA, Não Aplicável; CR, Criticamente em Perigo; R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul. As espécies estão listadas em ordem alfabética..... 1216

Tabela 176: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: FO, Frequência de Ocorrência. As espécies estão listadas em ordem alfabética. 1218

Tabela 177: Abundância e densidade (aves/km2) dos táxons registrados entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando apenas aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos. As espécies estão listadas em ordem alfabética..... 1219

Tabela 178: Índice de Shannon estimado para as transecções no mar adjacente à Foz do Rio Doce, no período entre outubro de 2018 e março de 2020 1221

Tabela 179: Lista de espécies de aves marinhas registradas na bibliografia e outras fontes para a região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia, porém não registradas entre outubro de 2018 e março de 2020. Abreviação: R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul; VA, vagante..... 1225

Tabela 180: Lista de espécies de aves aquáticas registradas entre outubro de 2018 e março de 2020 na foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre o estado de conservação global (Glo) e nacional (Nac) e o status de ocorrência (S), As categorias de ameaça são Menos Preocupante (LC), Vulnerável (VU) e Em perigo (EN), além de Não Avaliada (NA) e Quase Ameaçada (NT). O status de ocorrência no Brasil, é classificado como 'Residente' (R, espécie que se reproduz em território nacional) e Visitante do Norte (VN, espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte) 1230

Tabela 181: Composição quali-quantitativa da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre número absoluto de registros por espécie (N) e frequência de ocorrência relativa (FO) para o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), o Ano 2 (outubro de 2019 a fevereiro de 2020) e Total (ano 1 e 2 combinados). As espécies estão listadas em ordem decrescente de abundância total (N Total).....1231

Tabela 182: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney comparando o número de indivíduos de aves aquáticas registrado mensalmente ao longo da primavera e verão do Ano 1 (outubro de 2018 a fevereiro de 2019) e o mesmo período no Ano 2 (outubro de 2019 a fevereiro de 2020) 1233

Tabela 183: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem no Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) 1234

Tabela 184: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem no Ano 2 (out-2019 – fev 2020) 1234

Tabela 185: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney em comparação entre os valores mensais do Índice de Biodiversidade de Shannon no intervalo de tempo do Ano 1 (outubro 2018/ fevereiro 2019) e Ano 2 (outubro 2019/ fevereiro 2020) para os setores de costa amostrados 1234

Tabela 186: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha ..1254

Tabela 187: Seleção de vídeos editados como exemplo das amostras produzidas pelo dronemonitoramento 1258

Tabela 188: Lista de *taxa* registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha.....1260

Tabela 189: Sumário das campanhas de sobrevoos do verão e inverno 2019 e verão 2020, realizados no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".....1271

Tabela 190: Número de grupos e número de indivíduos de cada grupo taxonômico registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos" 1272

Tabela 191: Quantificação dos tipos de sons de cetáceos registrados, identificados estruturalmente após inspeção aural e visual no programa Raven.....1285

Tabela 192: Modelos construídos, matrizes de confusão e resultados da análise de classificação para designação de espécies de registros exclusivamente acústicos. As espécies estão identificadas como Sb - Steno bredanensis, Sg - Sotalia guianensis, Tt - Tursiops truncatus.....1287

Tabela 193: Cálculo das Capturas por Unidade de Esforço estimado com base no número de cadeias de cliques e assobios de cetáceos localizados em relação à distância percorrida durante o Ano 1 e o período de transição.....1294

Tabela 194: Resultados do GAM para associação de temperatura e turbidez. df = graus de liberdade. R2 representa o valor ajustado 1307

Tabela 195: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de cliques e variáveis ambientais para boto-cinza (Sg = Sotalia guianensis), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = Tursiops truncatus) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = Steno bredanensis). df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção. R2 representa o valor ajustado.....1313

Tabela 196: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de cliques de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e variáveis ambientais. df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, , bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção. R^2 representa o valor ajustado 1322

Tabela 197: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de assobios e variáveis ambientais para boto-cinza (Sg = *Sotalia guianensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = *Tursiops truncatus*) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = *Steno bredanensis*). df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez, alpha11_1= índice alfa de absorção. R^2 representa o valor ajustado 1331

Tabela 198: Resultados do GAM ecológico entre presença e ausência das espécies de cetáceos em conjunto e separadamente para toninha (Pb = Pontoporia blainvillei), boto-cinza (Sg = Sotalia guianensis), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = Tursiops truncatus) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = Steno bredanensis) em relação à presença e ausência acústica de camarões e peixes, oxigênio, temperatura, turbidez e salinidade. R2 representa o valor ajustado 1344

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Índice de qualidade ambiental da comunidade fitoplanctônica baseado em densidade numérica total de organismos e saúde ecofisiológica (Clorofila ativa), representado em cores e os limites utilizados para cada parâmetro utilizado, baseados em estudos anteriores ao rompimento da barragem e seu significado (interpretação). 486

Quadro 2: Variáveis abióticas incluídas nas análises. 577

Quadro 3: Temporalidade da instalação e retirada das armadilhas de sedimento 688

Quadro 4: Datas de início e fim das coletas para análise do plâncton associado aos ambientes recifais e bancos de rodolitos nas 5 campanhas. 727

Quadro 5: Características de estruturas que representam dano celular e de estruturas íntegras. 853

Quadro 12: *End-Members* usados para o cálculo das equações de mistura. 951

Quadro 13: Comparativo das principais presas consumidas pelo bagre-guri *Genidens genidens* em diferentes estuários do Brasil. N: número de indivíduos analisados 1015

Quadro 14: Lista de espécimes avaliados histopatogicamente encontrados encalhados no ES entre 2011 e 2015 1153

Quadro 15: Lista de patologias ósseas encontradas nas amostras analisadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1154

Quadro 16: Lista de patógenos encontrados nas amostras de swab avaliadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM 1157

Quadro 17: Quantidade e percentual de amostras de Chelonia mydas juvenis coletadas durante o Período de Transição, na região da APA Costa das Algas, Aracruz, ES e Ilha Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA 1243

Quadro 18: Quantidade e percentual de amostras coletadas de fêmeas durante o PT, na região da Foz do Rio Doce, Povoação, Linhares, ES e Arembepe, Camaçari, BA 1247

1 EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE MARINHO

1.1 MARINHO INTEGRADO

1.1.1 Modelagem numérica

1.1.1.1 Introdução

No ambiente marinho, as mudanças na qualidade da água ao longo da execução do PMBA foram reiteradamente associadas a dois principais processos físicos: a vazão do Rio Doce e a ressuspensão/remobilização do fundo marinho provocada por ondas de gravidade. Os eventos hidrológicos na bacia do Rio Doce (destacando especialmente Janeiro de 2019 e campanhas do período de transição a partir de Janeiro de 2020) foram acompanhados de uma piora de índices de qualidade da água, tanto no ambiente marinho quanto no dulcícola (RRDM, 2019, RT-19K e RT-18L; RRDM, 2020, RSE-RT35 - ver Seção 6.1 para síntese do Ambiente Dulcícola e Seção 6.3 para síntese do Ambiente Marinho). Paralelamente, a ação de ondas de gravidade (especialmente no período seco[1], definido entre os meses de abril a setembro) redisponibiliza à coluna d'água material depositado no fundo durante períodos menos turbulentos, como por exemplo, naqueles de menor energia de ondas como no período úmido (definido entre os meses de outubro e março). Uma vez na coluna d'agua, a ação das correntes geradas pela tensão de cisalhamento do vento e maré dispersa o material ressuspendido (ou aportados diretamente pela descarga continental) no ambiente marinho.

A área de influência da pluma fluvial, estimada a partir da salinidade superficial dos fundeios[2] se estendeu desde Degredo, ao norte da foz – Fundeio 4, até a APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz (APA/RVS), ao sul da Foz do Rio Doce – Fundeio 1, semelhante aos resultados dos experimentos numéricos mostrados no Relatório do Ano 1 (RRDM, 2019, RT-19D; RRDM, 2020, RSE-RT35). A análise integrada dos diferentes subprojetos no ambiente marinho (ver RSE-RT35 - Seção 6.3) mostrou que efeitos biológicos e a própria dispersão de sinais de rejeitos têm uma correspondência geográfica com a dispersão da pluma de água doce, sendo detectados principalmente nos setores: APA/RVS (APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz), Foz (foz do Rio Doce), Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas).

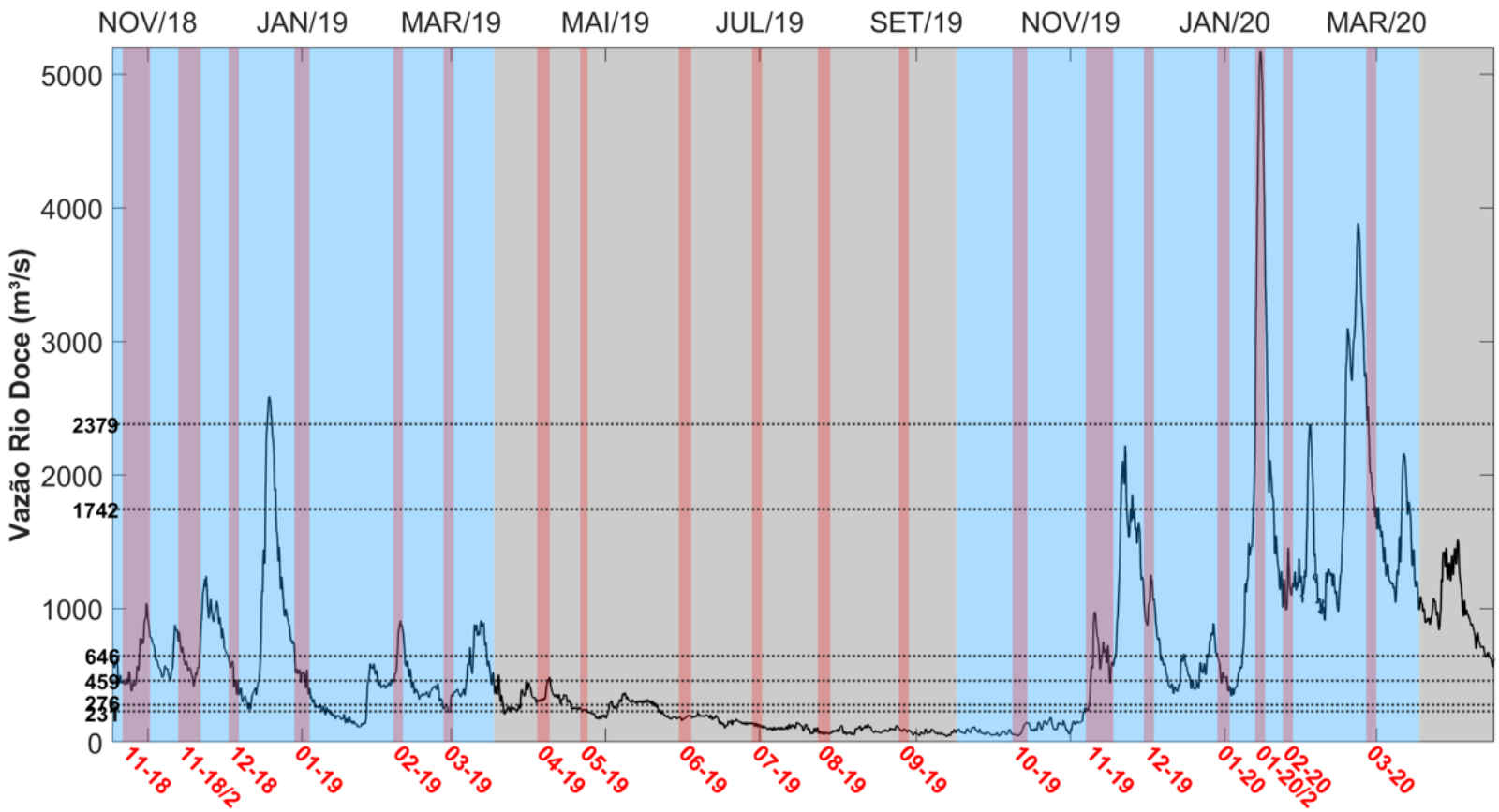
O período de execução do PMBA foi marcado por mudanças importantes na vazão fluvial do Rio Doce (Figura 1). O primeiro ano de monitoramento iniciou-se no período úmido (marcado pela área azul na (Figura 1), com as primeiras campanhas sendo realizadas em novembro 2018. Esse período úmido teve média e mediana de vazão de 519 m³/s e 439 m³/s, respectivamente. Picos de vazão inferiores a

[1] Os termos "período seco" e "período chuvoso" foram definidos para generalizar as análises a partir da climatologia de precipitação e vazão na bacia do Rio Doce (e.g., Oliveira e Quaresma, 2017). Vale ressaltar que existe variabilidade interanual e as diferenças em relação ao padrão climatológico são apontadas ao longo do texto quando oportuno.

[2] Como será mostrado adiante, a influência da vazão do rio foi limitada ao valor de 35, em salinidade prática, que caracteriza a Água Costeira.

1500 m³/s influenciaram as 3 primeiras campanhas do Marinho Integrado. A campanha de janeiro de 2019 foi realizada após o maior evento hidrológico na bacia do rio no Ano 1, quando a vazão chegou a 2584 m³/s e ultrapassou o limite de inundação (linha horizontal tracejada de 2379 m³/s na Figura 1) proposto por Oliveira e Quaresma (2017). A partir desse evento, a vazão fluvial apresentou alguns picos inferiores a 1000 m³/s no final do período úmido de 2018/2019.

Figura 1: Série temporal de vazão diária do Rio Doce estimadas na estação P21, com dados obtidos pelo PMBA no ambiente dulcícola, entre os meses de novembro/2018 e abril/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos úmido e seco para a região. As linhas pontilhadas horizontais apontam os limites que estabelecem as condições de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017), sendo estas faixas de valores, em ordem crescente, indicativos de condições de seca extrema, baixa vazão, seca, normal, úmida, alta vazão e inundação, respectivamente.



O período seco de 2019 (marcado pela área cinza na Figura 1) apresentou valores médio e mediano de 179 m³/s e 153 m³/s, valores abaixo do limite de seca extrema (linha horizontal tracejada de 231 m³/s na Figura 1) indicados por Oliveira e Quaresma (2017). A série de vazão diária esteve abaixo desse limite durante cerca de 70% do período seco. De fato, o Rio Doce já apresentava secas meteorológicas muito baixas desde anos anteriores ao rompimento da barragem (Jesus et al., 2020), que permaneceram até 2019. Mesmo com o início do período úmido 2019/2020, em outubro de 2019, a campanha desse mês foi realizada com condição de vazão muito baixa (inferior a 100 m³/s) e a média e mediana do mês foram de 79 m³/s e 73 m³/s, respectivamente.

A vazão fluvial do Rio Doce apresentou um crescimento apenas a partir de novembro de 2019. Ainda assim, durante os meses de outubro de 2019 a janeiro de 2020 os valores medianos de vazão foram menores do que a mediana climatológica calculada por Oliveira e Quaresma (2017), conforme apontado em RRDM (2020 - RSE-RT35, Apêndice Marinho, Subprojeto Modelagem). Apenas a partir de janeiro de 2020 a vazão superou as medianas climatológicas e também esteve muito acima das medianas do Ano 1 para os mesmos meses (ibidem, p. 41). O mês de março, por exemplo, apresentou valores medianos 93% maiores se comparados à mediana climatológica. Isso pode ser explicado principalmente pelo aumento da precipitação na bacia hidrográfica do Rio Doce. A precipitação medida em diferentes pontos da bacia apresentou períodos úmidos bastante distintos entre o Ano 1 e o Ano 2 do PMBA. Treze das 17 estações de medição apresentaram maior pluviosidade no período úmido do Ano 2 na comparação com o Ano 1, sendo os maiores índices pluviométricos encontrados na cabeceira da bacia, em tributários como os rios Piranga e Carmo (RRDM, 2020, RSE-RT35, ver seção 6.1 do ambiente dulcícola).

No período úmido de 2019/2020, destacam-se as últimas três campanhas realizadas pelo PMBA: campanhas de janeiro de 2020/2, fevereiro e março de 2020. Essas campanhas foram realizadas em momentos de destacada influência do aporte fluvial no ambiente marinho (ver análise de relações entre a vazão e a salinidade dos fundeios apresentada em RRDM, 2020 - RSE-RT35, Apêndice Marinho, Subprojeto Modelagem). A campanha de janeiro de 2020/2 foi realizada em um momento de inundação, quando a vazão do Rio Doce chegou a 5179 m³/s de média diária. Para fins comparativos, o máximo de vazão diária apresentado por Oliveira e Quaresma (2017) chegou a 9195 m³/s a partir de uma série histórica de 1990 a 2013, sugerindo que eventos hidrológicos ainda mais intensos podem ocorrer futuramente na bacia. A campanha de fevereiro de 2020 foi realizada cerca de 9 dias após o pico de vazão da campanha de janeiro de 2020/2. A campanha de março de 2020 foi precedida por um pico de 3885 m³/s cerca de 4 dias antes das coletas de dados in situ.

É importante destacar que as análises integradas apresentadas em RRDM (2019, RT-19K, Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho Discussão Integrada) e em RRDM (2020, RSE-RT35 - Seção 6.3 Síntese do Ambiente Marinho) mostraram a importância dos eventos hidrológicos em diversos parâmetros acompanhados pelo PMBA. Os resultados integrados apontaram que não somente a vazão fluvial durante a realização da campanha, mas também o histórico de eventos que a precedeu e o tempo decorrido entre o pico de vazão e a campanha seguinte podem influenciar significativamente as

medições e as conclusões subsequentes. Na Tabela 1 estão sumarizadas as condições de vazão durante e até 10 dias antes de cada campanha de forma a realizar comparações entre o momento da campanha e os dias que a precederam. Até o momento, essa escolha de uma janela de 10 dias é baseada numa análise qualitativa de resultados apresentados nos relatórios anteriores, visto que fatores abióticos e bióticos podem ter tempo de resposta distintos em relação à forçante de vazão. Uma análise de correlações estatísticas entre os diferentes parâmetros bióticos e abióticos de todo o PMBA é fundamental para a definição dessas janelas temporais de respostas no ambiente marinho.

Tabela 1: Comparação entre as condições (Estação P21 – AMBIENTE DULCÍCOLA) de vazão e ondas no dia de início das campanhas e até 10 dias antes. Hs significa a altura significativa de ondas e Hmáx a máxima altura para séries horárias de medição em F1 (APA Costa das Algas).

Campanha MM-AA	Data de início da campanha	Vazão máxima do dia (m3/s)	Vazão máxima dos 10 dias anteriores a data de início da campanha (m3/s)	Hs máximo do dia (Hmáx máximo do dia)	Hs máximo e (Hmáx máximo) dos 10 dias anteriores ao dia de início da campanha
11-18 (C1)	05/11/2018	458	615	1,76 (2,5)	1,55 (2,56)
11-18/2 (C2)	27/11/2018	824	877	1,21 (1,91)	1,92 (3,10)
12-18 (C3)	17/12/2018	623	1243	1,16 (1,70)	2,83 (4,31)
01-19 (C4)	12/01/2019	707	2584	1,22 (2,04)	1,39 (2,33)
02-19 (C5)	20/02/2019	515	586	1,20 (1,66)	2,04 (3,25)
03-19 (C6)	12/03/2019	279	438	1,45 (2,98)	1,43 (2,37)
04-19 (C7)	18/04/2019	319	454	1,25 (2,21)	1,95 (3,25)
05-19 (C8)	05/05/2019	256	359	1,19 (1,69)	1,87 (3,12)
06-19 (C9)	13/06/2019	192	294	1,39 (2,43)	2,79 (4,44)
07-19 (C10)	12/07/2019	146	173	1,86 (2,45)	2,83 (3,99)
08-19 (C11)	07/08/2019	100	148	2,21 (3,51)	2,65 (4,19)
09-19 (C12)	08/09/2019	108	124	1,68 (2,65)	2,33 (3,93)
10-19 (C13)	23/10/2019	60	96	1,65 (2,57)	1,91 (3,29)
11-19 (C14)	21/11/2019	254	257	1,50 (2,38)	2,39 (4,02)
12-19 (C15)	14/12/2019	1081	2219	1,19 (1,98)	1,86 (2,87)
01-20 (c16)	12/01/2020	664	890	1,29 (2,24)	1,92 (3,26)

Campanha MM-AA	Data de início da campanha	Vazão máxima do dia (m3/s)	Vazão máxima dos 10 dias anteriores a data de início da campanha (m3/s)	Hs máximo do dia (Hmáx máximo do dia)	Hs máximo e (Hmáx máximo) dos 10 dias anteriores ao dia de início da campanha
01-20/2 (Emergencial)	27/01/2020	4232	2447	1,22 (1,87)	2,06 (3,32)
02-20 (C17)	07/02/2020	1222	5179	1,74 (2,67)	1,24 (2,23)
03-20 (C18)	11/03/2020	2635	3885	1,75 (2,84)	2,11 (3,75)

O comportamento das ondas de gravidade superficiais ao longo das medições do PMBA pode ser considerado, à primeira vista, como oposto ao da vazão fluvial (Tabela 2), em resposta ao padrão climatológico da região. O período chuvoso é marcado por valores médios de altura significativa de ondas mais baixos que o período seco. Conforme apresentado em RRDM (2019, RT-19D), o período seco coincide com os maiores valores médios mensais de altura significativa de ondas. Comparativamente, a média de Hs do período seco do Ano 1 (1,51m) é cerca de 25% maior que a média do período chuvoso do mesmo ano.

Tabela 2: Média ± desvio-padrão de vazão (m³/s) do Rio Doce (Estação P21 – AMBIENTE DULCÍCOLA) nos períodos secos e chuvosos no ano 1 (nov/2018 – set/2019) e ano 2 (out/2019 – abr/2020), e de altura significativa de onda (m) nos períodos secos e chuvosos nos anos 1 (nov/2018 – set/2019) e ano 2 (out/2019 – set/2020). A estatística de ondas foi realizada a partir das medições em F1. Importante notar que a estatística da vazão do ano 2 foi realizada com um mês de dados (abril 2020), uma série muito curta do período.

		PERÍODO CHUVOSO	PERÍODO SECO
Variável	Intervalo	Média ± desvio padrão	Média ± desvio padrão
VAZÃO (m³/s)	ANO 1	585,17 ± 396,95	180,11±102,05
	ANO 2	987,89 ± 952,32	988,49±249,49
Hs (m)	ANO 1	1,21 ± 0,41	1,51±0,51
	ANO 2	1,30 ± 0,34	1,46 ± 0,40

Mais que um aumento de altura significativa médio, o período seco de 2019 apresentou os eventos de maior altura de ondas de todo o PMBA (Figura 2). As medições de ondas no Fundeio 3 (profundidade local de 18 m) mostraram que os eventos de aumento de altura de ondas durante o período seco se concentraram nos quadrantes SE-S e SE-E, associados às entradas de frentes e chegada de

ondulações remotas (swell). Os momentos de chegadas de ondulações remotas são geralmente acompanhados por mudanças na circulação atmosférica local, que podem promover inversões de correntes sobre a plataforma continental (Figura 3). A distribuição de correntes para os demais fundeios é mostrada no Material Suplementar A3MMS1 (Figuras 1 a 4). Destaca-se que o maior valor de altura de ondas no registro ocorreu no período de julho de 2019 em F3 com valor de 7,9 m e período máximo de 20,1 s em F1 em agosto de 2019 (Material Suplementar A3MMS1, Figuras 5 a 8).

Figura 2: Série temporal horária de altura significativa de ondas (m) medidos em F3, entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvoso e seco para a região.

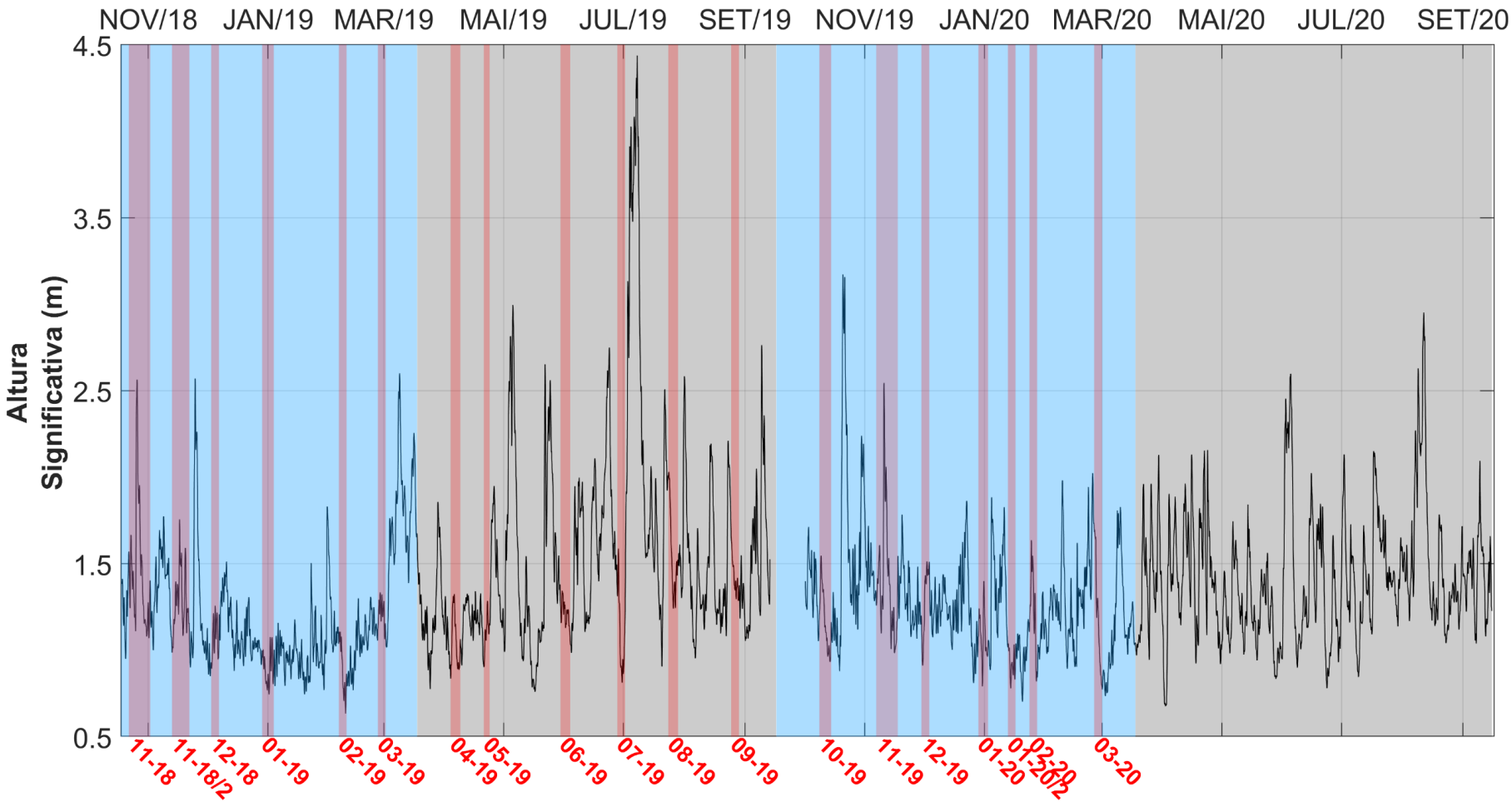
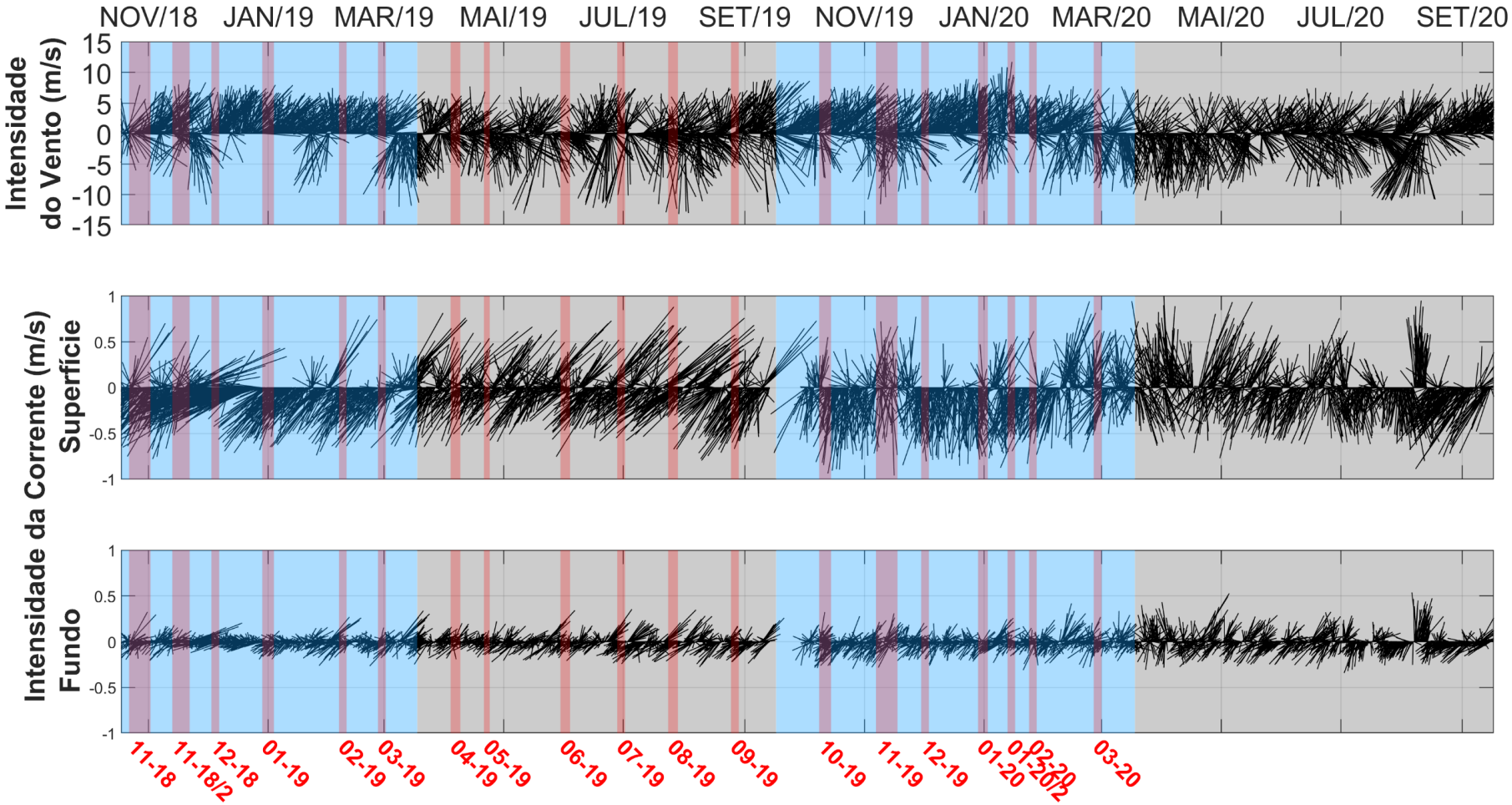


Figura 3: Série temporal horária de ventos (notação meteorológica) e correntes (notação oceanográfica) na superfície e fundo, medidos em F3, entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os ventos são provenientes da reanálise do European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos úmido e seco para a região.

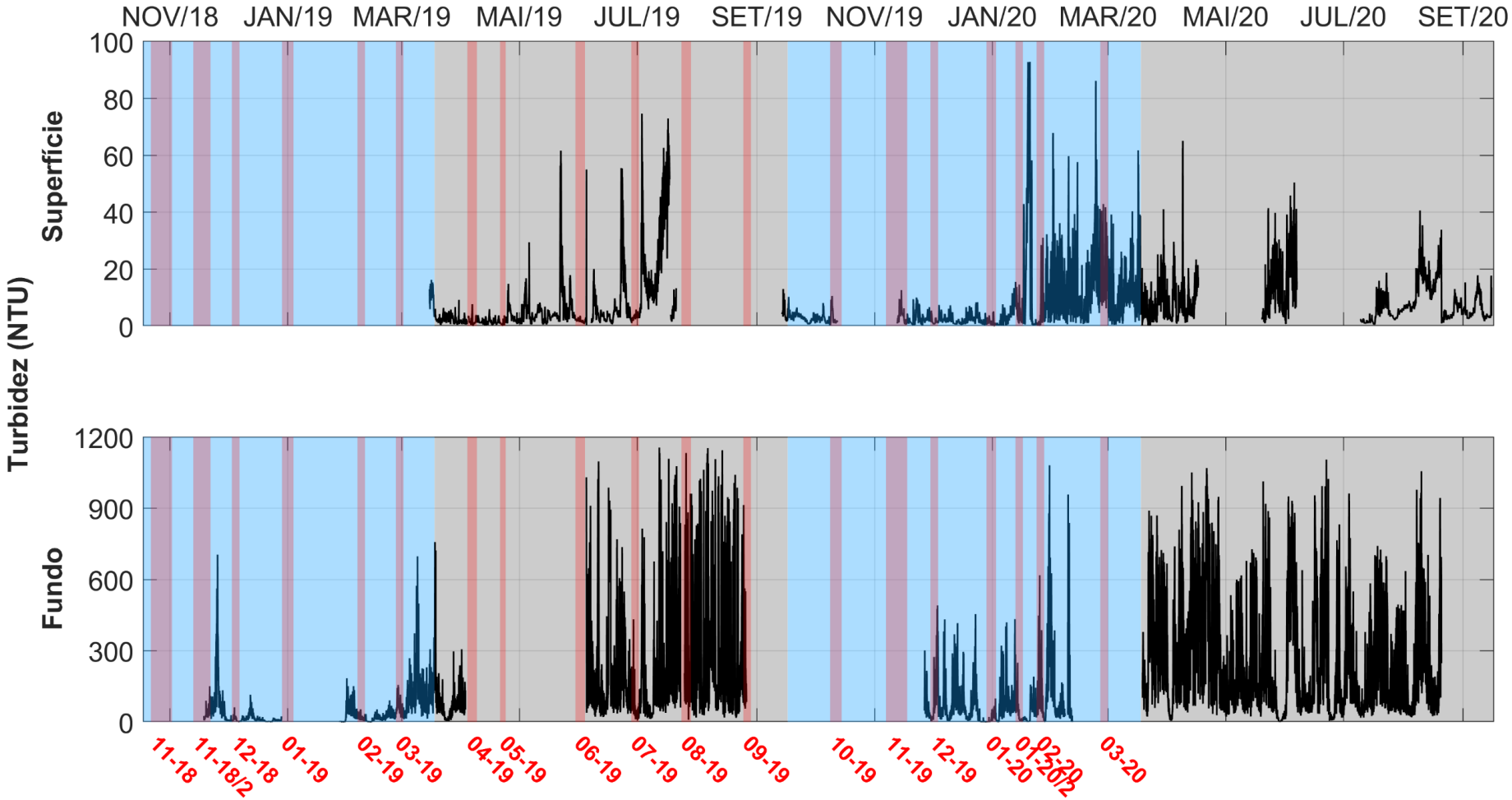


Em março de 2019, no limite entre os períodos úmido e seco, desenvolveu-se na região a Tempestade Tropical Iba, um fenômeno meteorológico raro. O ciclone se desenvolveu a leste do Banco dos Abrolhos e apresentou translação para sudeste até latitudes próximas de 22°S (CHM, 2019), influenciando a circulação atmosférica na região próxima à foz do Rio Doce. Além disso, a passagem do Iba pela região foi antecedida por uma de entrada de frente fria. A sequência desses eventos manteve, durante cerca de 15 dias, a altura significativa de onda acima de 1,5 m na região, com picos próximos de 3 m. As medições nos fundeios mostraram um aumento da turbidez no fundo que durou cerca de 11 dias durante a segunda quinzena de março (RRDM, 2019, RT-19D). A campanha de abril de 2019 foi destacada por apresentar diversos impactos bióticos e abióticos no ambiente marinho, mostrando correlações estatísticas com a altura significativa de ondas (RRDM, 2019, RT-19K, Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho Discussão Integrada).

Outra campanha de destaque na análise integrada de dados do PMBA foi à campanha de julho de 2019. Esse mês apresentou os maiores valores de altura significativa média mensal (2,1 m) de todo o PMBA em um período de vazão de seca extrema (Figura 2 e Tabela 2). A remobilização do fundo marinho nas áreas adjacente à foz do Rio Doce promoveu sensível piora de índices de qualidade da água no mês e picos de concentração de metais (como o ferro dissolvido na coluna d'água - ver RRDM, 2019, RT-19B, Subprojeto Hidrogeoquímica). Em 22 de julho de 2019, a altura significativa de ondas em F3 chegou a ultrapassar 6 m. No mesmo período, picos acima de 1000 NTU foram registrados nas medições junto ao fundo (Figura 1) (RRDM, 2019, RT-19D), mostrando que a ressuspensão de sedimentos no fundo foi essencial para a piora dos índices de qualidade da água em um período de seca extrema de vazão fluvial.

A combinação de eventos de aumento de vazão (especialmente no período úmido) e de eventos de aumento da energia de ondas na plataforma continental (especialmente no período seco) proporcionou respostas diferentes da turbidez no ambiente marinho. Embora as séries de turbidez apresentem lacunas, é possível perceber que a variabilidade temporal da turbidez de superfície e fundo apresenta diferenças entre o período seco e úmido (Figura 4). Em superfície em F3, os valores de turbidez no período seco apresentam picos esporádicos, destacando-se um evento em julho de 2019. No período úmido, destaca-se o aumento da ocorrência de picos de turbidez a partir de janeiro de 2020, coincidindo com o aumento significativo da vazão fluvial apresentado anteriormente. Paralelamente, a turbidez no fundo em F3 apresenta maior variabilidade temporal e picos superiores a 1000 NTU, especialmente no período seco, quando as ondas de gravidade apresentam maiores valores médios de altura significativa e picos associados à chegada de ondulações remotas. No período úmido, os picos de turbidez no fundo são menores e menos recorrentes temporalmente. A distribuição de turbidez para os demais fundeios é mostrada no Material Suplementar A3MMS1 (Figuras 9 a 12).

Figura 4: Série temporal horária de turbidez (NTU) na superfície e fundo medidos em F3 entre os meses de novembro/2018 e setembro/2020. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos úmido e seco para a região. É importante notar as diferentes escalas verticais dos valores de turbidez de superfície e fundo.



Quando analisada sob uma perspectiva de massas d'água sobre a plataforma continental, as diferenças entre o período seco e chuvoso na turbidez são reforçadas. A partir das 19 campanhas de CTD realizadas no ambiente marinho, aplicou-se uma análise de cluster (Hu et al., 2011) considerando as variáveis (salinidade prática, temperatura potencial, pressão, anomalia de massa específica) para a identificação automática de 3 massas d'agua sobre a plataforma continental (Pereira et al. 2005, Perassoli et al., 2020): Água Costeira (AC), Água Tropical (AT) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS). Os índices termohalinos dos centróides da análise de cluster determinados para cada massa d'água são mostrados na Tabela 3.

Tabela 3: Índices termohalinos determinados a partir da análise de clusters e valores definidos em referências bibliográficas. Importante destacar que os índices de Perassoli et al. (2020) levam em conta a temperatura conservativa e salinidade absoluta com dados coletados em dezembro de 2011. A análise de cluster utilizou temperatura potencial e salinidade prática. AC – Água Costeira; AT – Água Tropical; ACAS – Água Central do Atlântico Sul.

Massas de Água	**θ [oC] (Análise de cluster)**	**Salinidade (Análise de cluster)**	**Θ [oC] (*Perassoli et al.*, 2020)**	**Salinidade [g/kg] (*Perassoli et al.*, 2020)**
AC	25,73	34,95	23,31	33,35
AT	26,16	36,83	23,2	37,0
ACAS	22,47	36,60	20,66	36,46

A Água Costeira, delimitada por valores de salinidade menores que 35, tem sua presença em superfície mais marcada durante o período úmido (Figura 5 - triângulos) do que no período seco (Figura 6 - triângulos). Enquanto que no período úmido a AC foi, basicamente, quente, a temperatura dessa massa de água durante o período seco refletiu o resfriamento gradativo da água sobre a plataforma continental que atinge seu pico no inverno e resulta em uma coluna de água com reduzida estratificação vertical. Inversamente, se observa que as menores temperaturas da água associadas à ACAS foram medidas durante o período úmido. A presença dessa massa de água decorre do desenvolvimento da ressurgência costeira principalmente na região ao sul da foz do rio e, quando presente, resulta em uma plataforma continental estratificada em duas camadas.

Figura 5: Diagrama TS para o período úmido identificando as massas d'água: Água Costeira (AC - triângulos), Água Tropical (AT - quadrados) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS - círculos). As cores denotam os valores de turbidez associados a cada observação de temperatura e salinidade. Embora a escala de cores foi restrita a esses limites por uma questão de visualização, valores de turbidez superiores a 5 NTU foram medidos na área neste período (triângulos nitidamente saturados no limite da escala de cores).

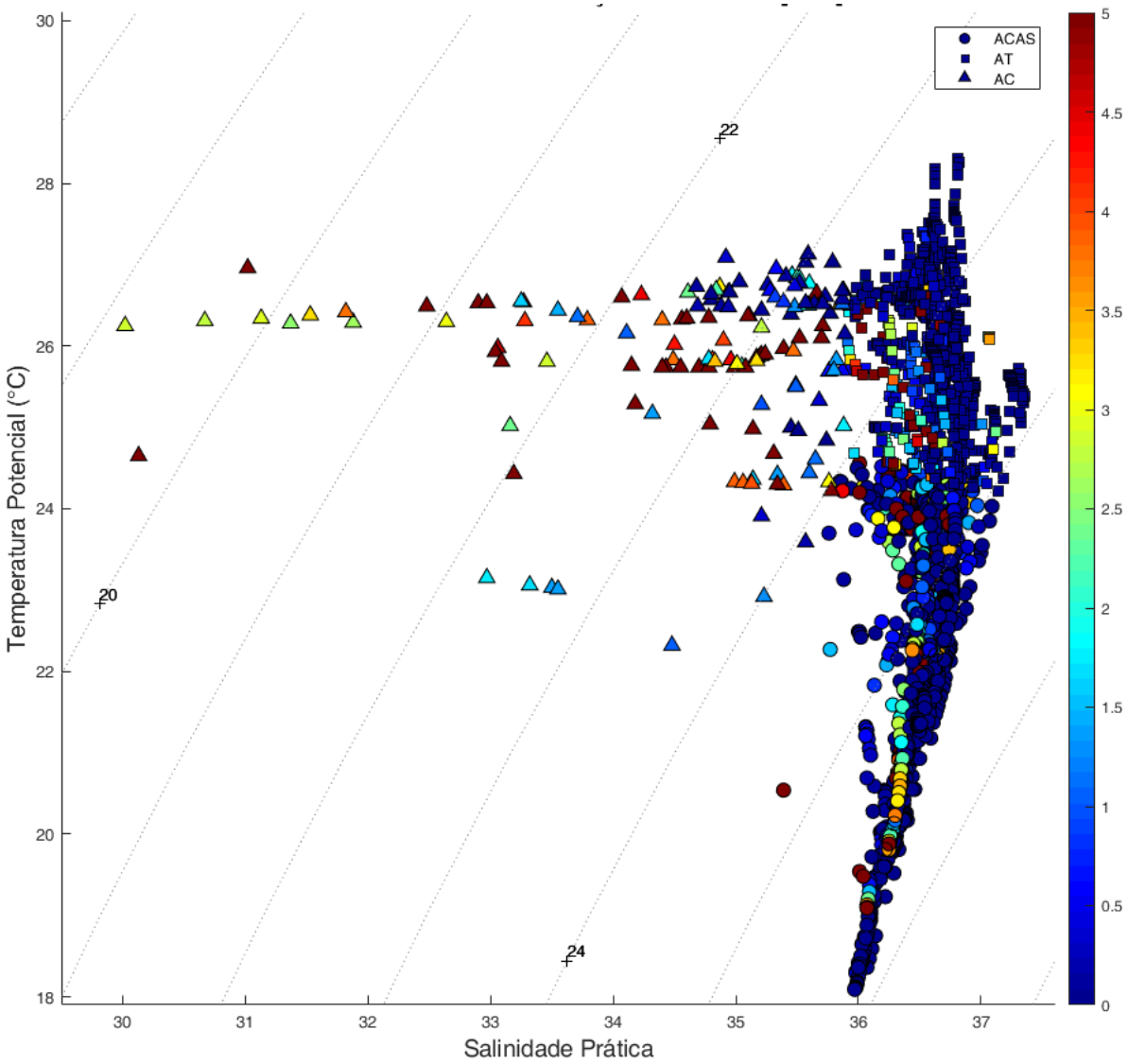
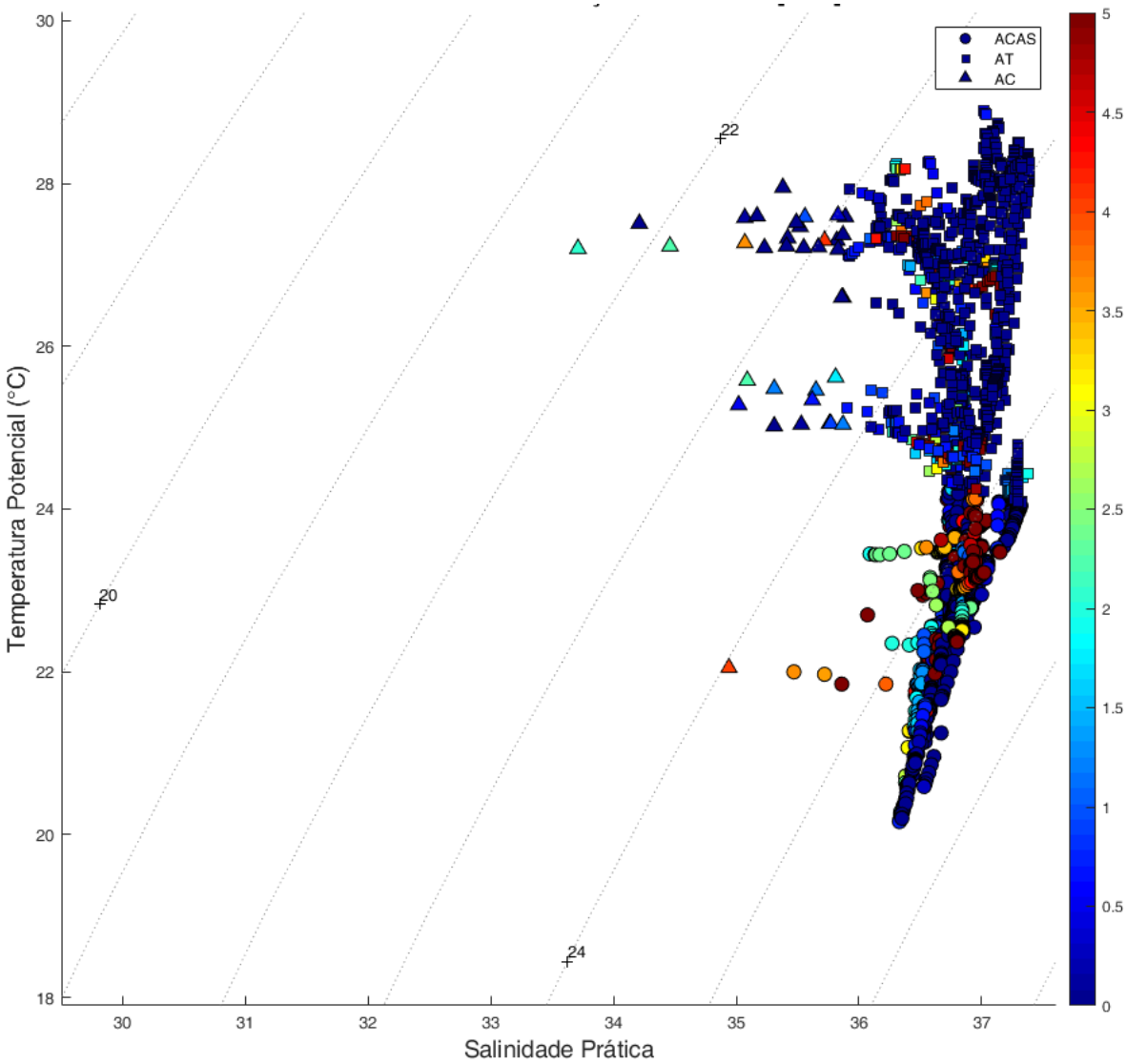


Figura 6: Diagrama TS para o período seco identificando as massas d'água: Água Costeira (AC - triângulos), Água Tropical (AT - quadrados) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS - círculos). As cores denotam os valores de turbidez associados a cada observação de temperatura e salinidade. Embora a escala de cores foi restrita a esses limites por uma questão de visualização, valores de turbidez superiores a 5 NTU foram medidos na área neste período (círculos nitidamente saturados no limite da escala de cores).



A cor dos símbolos que identificam as diferentes massas de água indica os valores de turbidez medidos no período úmido (Figura 5) e seco (Figura 6). No primeiro, a maior turbidez está associada à Água Costeira como resultado da entrada de material particulado via descarga continental (RRDM, 2020, RSE-RT35 - Subprojeto Sedimentologia, pp. 78-126). No segundo, alta turbidez está relacionada à Água Central do Atlântico Sul (Figura 6- círculos), mostrando a influência da ressuspensão promovida por ondas no período seco.

Os diagramas TS (Figura 5 e Figura 6) mostram, de uma forma sintética, a influência de mudanças da vazão fluvial e de ondas em mudanças na turbidez no ambiente marinho. De fato, RRDM (2019, RT-

19K - Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho Discussão Integrada) já havia mostrado evidências estatísticas que relacionam o comportamento dos indicadores abióticos (e também bióticos) à altura significativa de ondas e vazão fluvial, marcadamente em campanhas do período seco e chuvoso, respectivamente.

Nas seções seguintes, em vez de uma análise abrangente das séries temporais completas do PMBA, foram realizados estudos de casos. Foram selecionados quatro períodos específicos do PBMA em uma análise de processos, destacando momentos em que a vazão e/ou ondas de gravidade foram importantes na variabilidade de parâmetros abióticos e bióticos no ambiente marinho. Embora já tenham sido citados ou analisados em relatórios anteriores, esses quatro períodos foram reanalisados e rediscutidos sob a perspectiva de novos resultados gerados: modelagem numérica e sensoriamento remoto.

Para uma análise de casos nos quais a vazão foi importante, foram selecionados dois períodos: o mês de janeiro de 2019 (a partir daqui referenciado como VAZ19), quando ocorreu a maior vazão do primeiro período úmido do PMBA, e entre janeiro e março de 2020 (a partir daqui referenciado como VAZ20), quando a vazão do Rio Doce atingiu o maior pico do PMBA e permaneceu acima da classificação normal (seguindo Oliveira e Quaresma, 2017). VAZ19 foi analisado a partir de uma abordagem numérica hidrodinâmica do período, analisando dinamicamente a pluma do Rio Doce no ambiente marinho. VAZ20 foi analisado em uma abordagem complementar de dados dos fundeios, perfilagem e novos resultados de sensoriamento remoto de turbidez e clorofila a.

Para a análise de eventos em que as ondas de gravidade foram importantes, foram selecionados dois períodos: entre março e abril de 2019 (19/03/2019 a 15/04/2019), quando aconteceu a passagem da Tempestade Tropical Iba, e julho de 2019 (18/07/2019 a 31/07/2019), período no qual foram registradas as maiores ondas de 2019 (denominado de Grandes Ondas -GO-). Visando entender a abrangência espaço-temporal dos resultados obtidos a partir das medições pontuais realizadas durante as campanhas do RRDM, foram realizadas simulações para o período das medições, com forçantes de maré, ondas e ventos. Foi também implementado o módulo de transporte de sedimentos do modelo DELFT3D com foco na região do Rio Doce, visando observar, numa primeira análise, a resposta dos sedimentos às forçantes hidrodinâmicas atuantes nesses dois eventos. Os resultados da modelagem foram comparados com os dados de turbidez disponíveis em cada evento, onda e correntes medidos nos fundeios e séries temporais da velocidade do vento da base ERA5. Também são apresentados os campos diários de concentrações modeladas mostrando a evolução temporal ao longo dos dois eventos, identificando os principais padrões. Por fim, foi implementada uma formulação analítica para estimar a capacidade de transporte longitudinal devido às ondas (inclusive sedimento fino). O cálculo foi realizado considerando o período de um ano (14/12/2018 – 15/01/2019) e os períodos correspondentes aos dois cenários definidos (Iba e GO).

1.1.1.2 Resultados

Os resultados são apresentados iniciando pelos eventos nos quais a vazão é importante seguido pelos eventos dominados pelas ondas. Em cada um desses subitens inicialmente é apresentada a verificação da representatividade dos resultados simulados com aqueles medidos in situ. Finalmente, ainda nesse item é também apresentada a comparação entre os dados de turbidez medidos in situ com aqueles estimados a partir das imagens de satélite.

1.1.1.2.1 Estudos de caso nos quais a vazão foi mais importante

Nesse item esses eventos são analisados detalhadamente a partir de uma abordagem numérica com resultados de simulação ROMS e de dados dos fundeios oceanográficos. Destacam-se os aspectos da dinâmica da plataforma continental e espalhamento da pluma no ambiente marinho e comparações com dados in situ. A modelagem segue as configurações descritas em RRDM (2019, RT-19D - ver seção 1.4).

1.1.1.2.1.1 Verificação da modelagem hidrodinâmica ROMS

Na Figura 7 são mostradas as séries de variação do nível d'água medidas in situ nos fundeios F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d), e as séries de nível, obtidas através de simulações numéricas (pontos pretos), utilizando o modelo ROMS, localizadas em pontos de grade semelhantes às coordenadas dos fundeios supracitados. Dentre os fundeios, foram observadas em F1 as maiores diferenças de nível entre as séries de medidas e as previstas numericamente, sendo estas diferenças máximas de aproximadamente 0,13m. Na Tabela 4 são apresentados os valores dos coeficientes de correlação (R) e os valores dos erros médios quadráticos (RMSE), calculados para o mês de janeiro de 2019, entre as duas séries de nível.

Figura 7: Séries temporais de variação do nível d'água obtidas a partir de simulação numérica utilizando o modelo ROMS (pontos pretos) e séries de variações do nível d'água medidas in situ nas estações F1 (a - azul), F2 (b - verde), F3 (c - amarelo) e F4 (d - marrom). Os dados apresentados são referentes ao mês de janeiro de 2019.

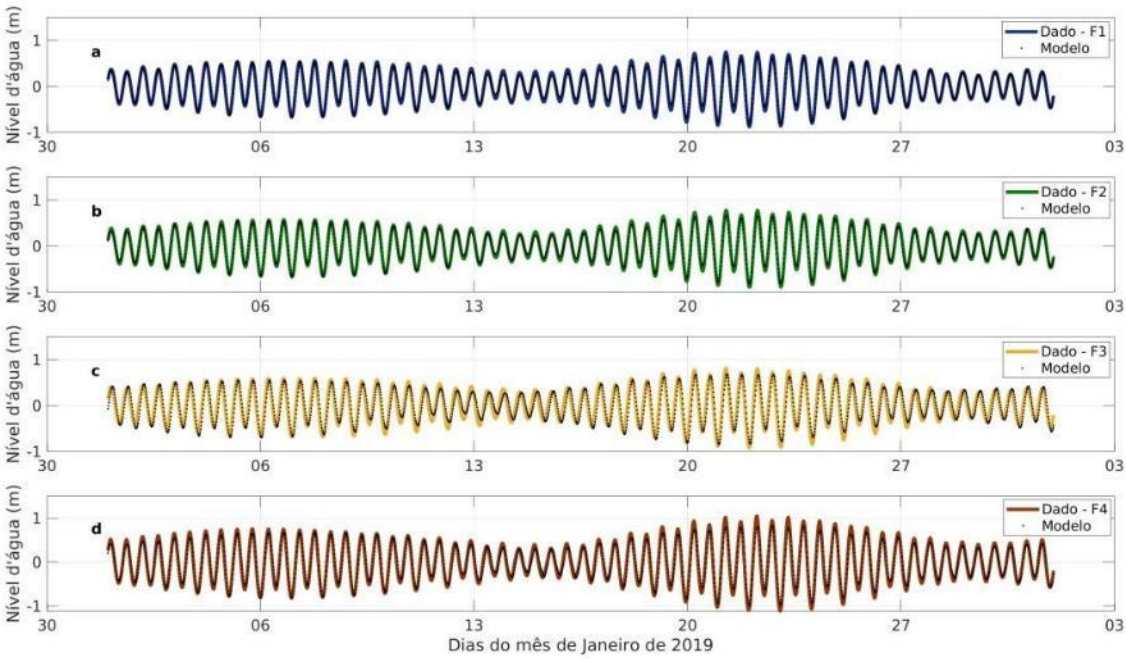


Tabela 4: Valores de coeficientes de correlação (R) e de erros médios quadráticos (RMSE) obtidos entre as séries de nível medidas e obtidas através de simulação numérica nos Fundeios F1, F2, F3 e F4. Todas as correlações apresentaram α<0,05.

	R	RMSE
F1	0,89	0,17
F2	0,92	0,14
F3	0,91	0,17
F4	0,87	0,24

Para a representação da maré no modelo ROMS, foram utilizadas informações das constituintes harmônicas do modelo global TPXO9 (versão1, https://www.tpxo.net/home), no qual as constituintes são distribuídas a cada 1/6° da linha de grade (EGBERT et al. 1994; EGBERT, EROFEEVA, 2002). Dentre as constituintes de maré disponibilizadas foram consideradas 10 para a implementação do modelo numérico utilizado neste estudo, sendo elas: Mm, Msf, K1, O1, P1, Q1, M2, S2, N2 e K2.

Em relação às componentes astronômicas da maré, na Figura 8 e na Figura 9 são apresentados os histogramas de amplitude e fase, respectivamente, obtidos a partir da realização de análises harmônicas das séries de variação do nível d'água medidas in situ (barras azuis) e previstas através de simulação numérica (barras vermelhas) para as coordenadas onde estão localizados os fundeios F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d). Observa-se na Figura 8, que a diferença de amplitude de M2, entre os

dois conjuntos de dados considerados foi inferior a 7cm nas 4 diferentes estações controle investigadas (F1, F2, F3 e F4).

Figura 8: Amplitudes das componentes diurnas (Q1, O1 e K1), semidiurnas (N2, M2 e S2) e a componente Msf, de longo período, obtidas a partir de séries de variação do nível d'água medidos no ambiente (barras vermelhas) e de séries previstas a partir de simulações numéricas utilizando o modelo ROMS (barras azuis).

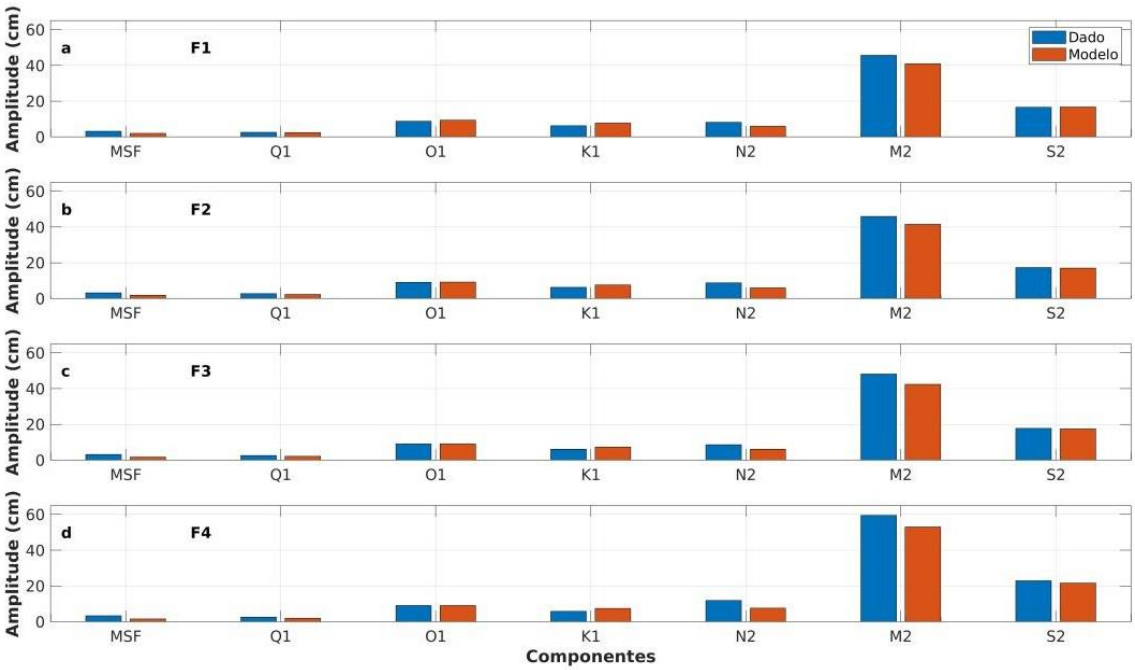
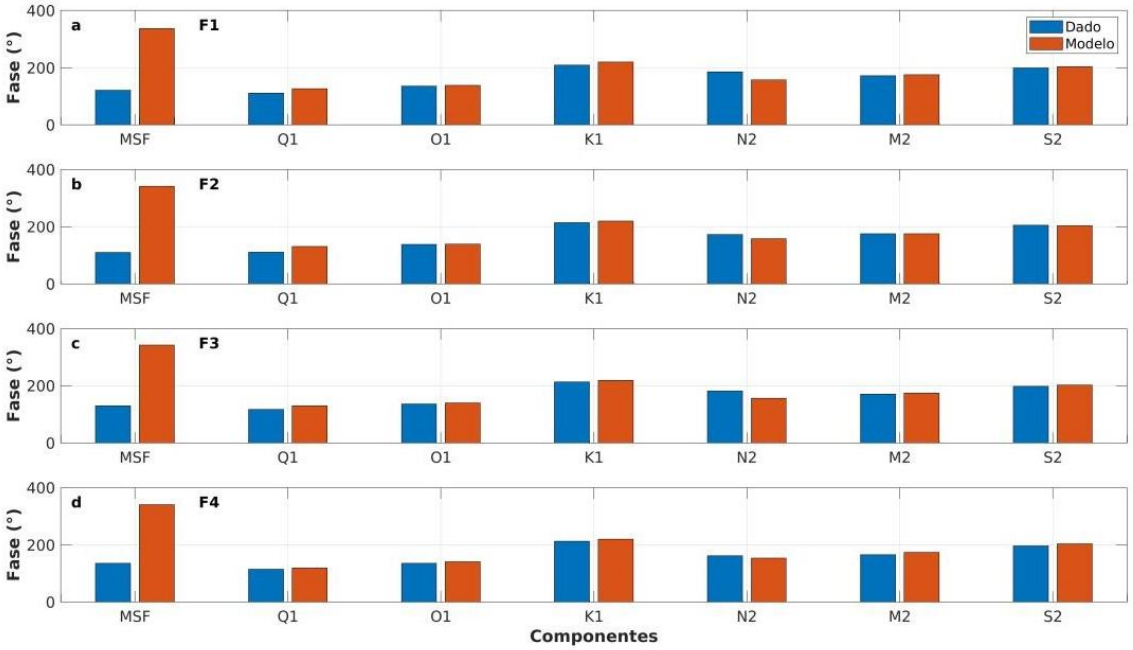
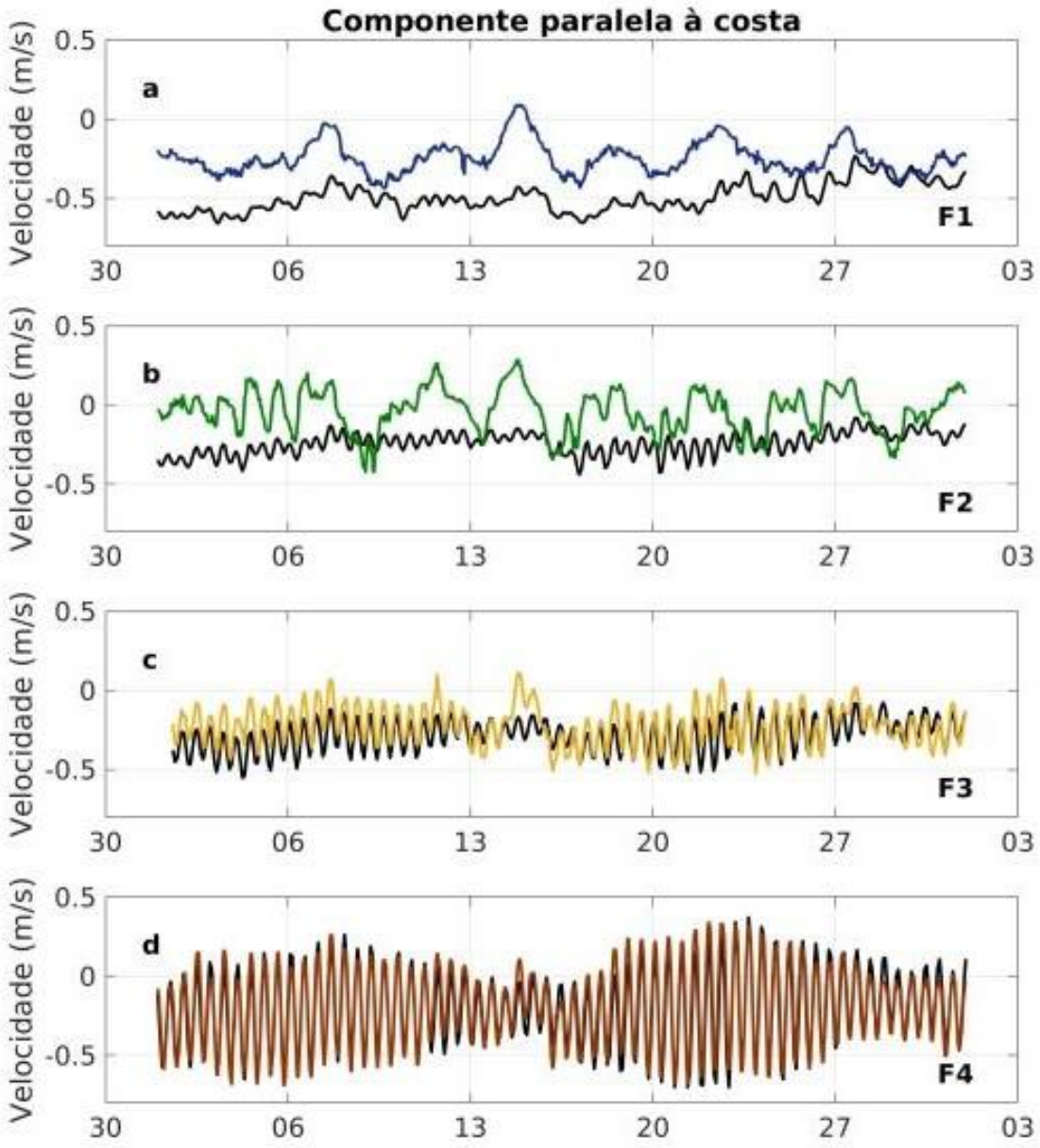


Figura 9: Fases das componentes diurnas (Q1, O1 e K1), semidiurnas (N2, M2 e S2) e a componente Msf, de longo período, obtidas a partir de séries de variação do nível d'água medidos no ambiente (barras azuis) e de séries previstas a partir de simulações numéricas utilizando o modelo ROMS (barras vermelhas).



Em relação às velocidades das correntes, na Figura 10 são apresentadas as médias verticais das componentes de velocidade paralelas à costa (a, b, c e d) medidas in situ e obtidas através da modelagem numérica (linhas pretas) para os pontos de coordenadas dos fundeios F1, F2, F3 e F4.

Figura 10: Séries de variações de correntes simuladas com o modelo ROMS (linhas pretas) e séries temporais da componente de velocidade paralela à costa medida in situ nos fundeio F1 (a – azul), F2 (b – verde), F3 (c – amarelo) e F4 (d - marrom), no período de janeiro de 2019.



Para a área onde estão localizados os fundeios F1 e F2 (correlação igual a 0,27 e 0,26, respectivamente – Tabela 5) houve uma baixa correlação cruzada e superestimação na modelagem dos valores de velocidade das correntes paralelas à costa. Para F3 e F4 o ajuste entre os dados medidos e modelados apresentou valores de correlação de 0,69 e 0,87, respectivamente (Tabela 5), significativamente superiores aos obtidos para F1 e F2. Embora o comportamento das séries medidas e modelada seja

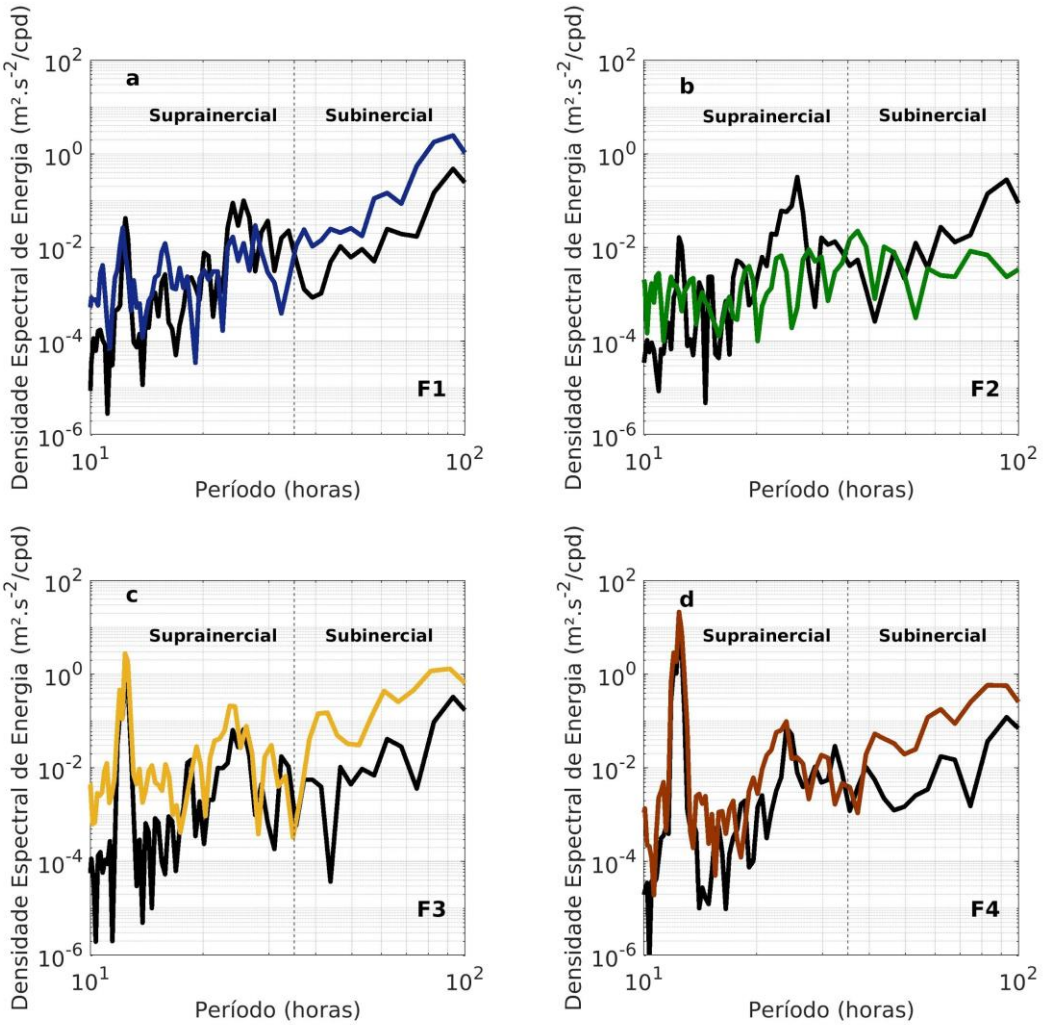
similar em F1, as velocidades simuladas apresentam uma forte componente negativa para o período, não observado nos fundeios. Além disso, a região próxima de F2 na modelagem apresenta uma importância relevante de correntes de maré, enquanto os dados ainda mostram uma influência importante da circulação dirigida pelo vento local. Em F3 e F4, as séries medida e simulada são mais bem correlacionadas e mostram um sinal dominante de correntes de maré semidiurnas.

Tabela 5: Valores do coeficiente de correlação (R) e do erro médio quadrático (RMSE), entre séries de velocidades obtidas por medição direta e previstas com modelo numérico, para as coordenadas onde estão localizados os fundeios F1, F2, F3 e F4. Todas as correlações apresentaram α<0,05.

	Componente da velocidade paralela à costa	
FUNDEIO	R	RMSE
F1	0,27	0,35
F2	0,26	0,27
F3	0,69	0,14
F4	0,87	0,12

Enquanto as correlações no domínio do tempo em F1 e F2 não apresentam valores altos, as mesmas séries analisadas no domínio da frequência mostram picos de densidade espectral de energia semelhantes na comparação entre as séries medidas e modeladas (Figura 11).

Figura 11: Espectros de energia da componente de velocidade paralela à costa simulada (linhas pretas) e espectro de energia da componente de velocidade paralela à costa medida in situ nos fundeio F1 (a – azul), F2 (b – verde), F3 (c – amarelo) e F4 (d - marrom), no período de janeiro de 2019.



Na Figura 11 são apresentados espectros de potência da componente paralela à costa, referentes às velocidades das correntes paralelas à costa mediadas verticalmente. A comparação de F2 é a que menos mostra semelhanças entre medido e modelado. A partir da análise espectral de séries temporais simuladas e medidas observou-se que em ambas a variabilidade de correntes em escala suprainercial (período inercial local de aproximadamente 35 h) foi dominada pela influência da maré e dos ventos. Esse fato também foi corroborado pelas análises de espectros de energia apresentados no relatório do Ano 1 (RRDM, 2019, RT-19D), pelas séries temporais da componente paralela de velocidade em escala subinercial (Figura 12), assim como, pelos valores de correlação e erro médio quadrático apresentados na Tabela 6.

Figura 12: Séries de correntes, referentes ao mês de janeiro de 2019, simuladas (linhas pretas) com o modelo ROMS para as coordenadas onde estão localizadas as estações de medições in situ F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d). Neste caso as séries apresentadas se relacionam a processos de baixa frequência, isto é, que apresentam períodos superiores ao período inercial que é de aproximadamente 35h.

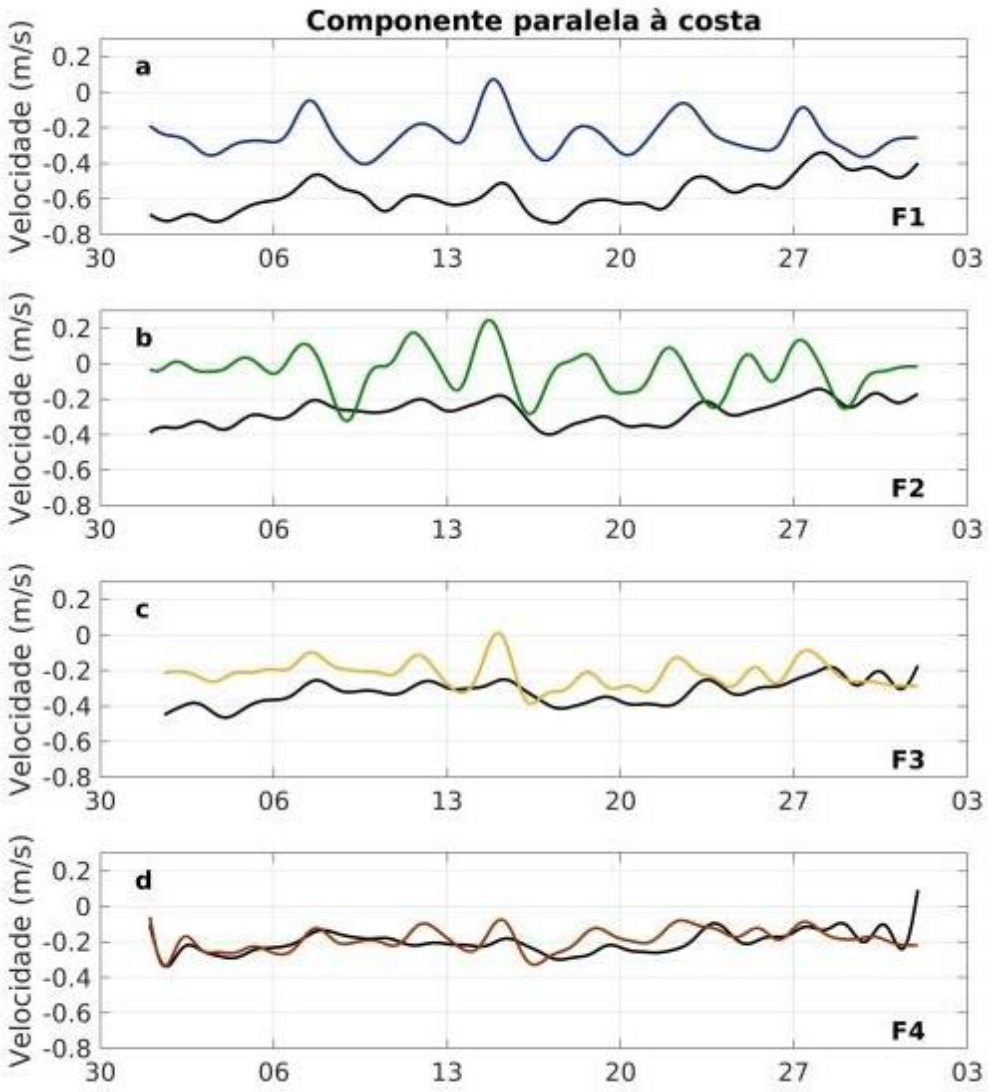


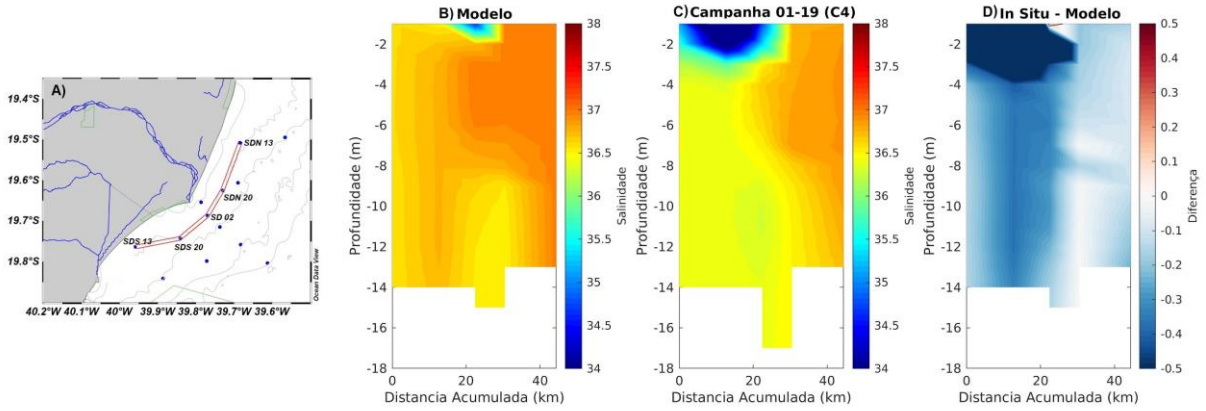
Tabela 6: Valores do coeficiente de correlação (R) e do erro médio quadrático (RMSE), entre séries de velocidades obtidas por medição direta e previstas com modelo numérico, para as coordenadas onde estão localizados os fundeios F1, F2, F3 e F4. Nestas análises foram considerados os processos de baixa frequência, isto é, que apresentam períodos superiores ao período inercial que é de aproximadamente 35h. Todas as correlações apresentaram α<0,05.

	Componente da velocidade paralela à costa	
FUNDEIO	R	RMSE
F1	0,28	0,34
F2	0,22	0,23
F3	0,52	0,11
F4	0,50	0,03

Para comparar a estrutura de massa sobre a plataforma continental foram construídas seções paralelas e perpendiculares à foz do Rio Doce, de salinidade e temperatura, para que estas pudessem ser confrontadas com os dados termohalinos obtidos através da perfilagem hidrográfica durante a realização da campanha de janeiro de 2019.

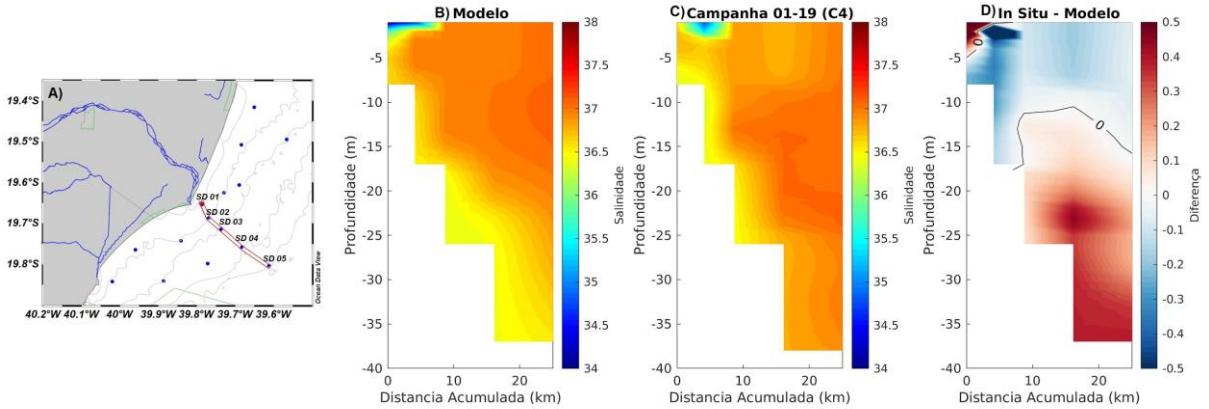
Na Figura 13, estão dispostas as comparações entre as seções de salinidade paralelas à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SDS13, SDS20, SD02, SDN20 e SDN13 e seus respectivos correspondentes na grade do modelo). A comparação visual entre os resultados mostra uma pluma simulada menos espessa se comparada com os dados in situ. A diferença entre o resultado modelado interpolado para a resolução dos perfis hidrográficos mostra uma pluma com abrangência espacial horizontal menor que a realidade. A pluma modelada estava próxima da foz, enquanto que nas observações realizadas no setor Foz Sul mostrava a presença de uma pluma mais larga e mais próxima à costa. Isso produziu diferenças entre a salinidade modelada e medida (Figura 13 - painel direito). No entanto, a profundidade da pluma nos primeiros metros da coluna d'água mostra a representação da pluma transportada em superfície no ambiente marinho, com largura semelhante a partir da comparação de campos superficiais e sensoriamento remoto (não mostrado).

Figura 13: Seções verticais da salinidade obtidas para um transecto paralelo à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SDS13, SDS20, SD02, SDN20 e SDN13). Os dados de salinidade são provenientes de simulação numérica (a), medidos in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c).



Os resultados para as seções de salinidade perpendiculares à foz são referentes aos pontos de coleta SD01, SD02, SD03, SD04 e SD05 e são mostrados na Figura 14. Os resultados mostram uma boa representação do modelo da distribuição vertical de salinidade. A pluma fluvial apresenta-se restrita a regiões próximas aos pontos SD01 e SD02. A profundidade da pluma não ultrapassou os 3 metros de profundidade tanto nas medições quanto nos resultados numéricos e o núcleo de água menos salina associado à descarga fluvial apresentou valores inferiores a 34.

Figura 14: Seções verticais da salinidade obtidas para um transecto perpendicular à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SD01, SD02, SD03, SD04 e SD05). Os dados de salinidade são provenientes de simulação numérica (a), medidas in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c).



Embora a salinidade seja um traçador no ambiente marinho da influência fluvial, a pluma é influenciada por diferentes forçantes no ambiente marinho. Uma das principais características oceanográficas da região é a presença de uma forte estratificação vertical nos períodos de vento nordeste associados a uma ressurgência costeira. Conforme mostrado em RRDM (2019, RT-19D), a foz do Rio Doce é uma região limite de afloramento de ACAS, especialmente durante o verão. Portanto, foram comparadas seções verticais de temperatura paralelas e perpendiculares à costa de forma a mostrar espacialmente a distribuição vertical da temperatura associada ao processo de ressurgência costeira. As seções mostram que o os resultados numéricos conseguem reproduzir a presença de ACAS sobre a plataforma continental, com afloramento na região ao sul da foz e fortes gradientes horizontais de temperatura no meio da coluna d'água (Figura 15 e Figura 16). Tanto as medições quanto resultados numéricos mostram que a temperatura próxima ao fundo pode ser inferior a 20°C, gerando diferenças significativas entre a temperatura superficial e o fundo nas regiões onde a ACAS não aflora.

Figura 15: Seção vertical da temperatura (ºC) em um transecto paralelo à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SDS13, SDS20, SD02, SDN20 e SDN13). Os dados de temperatura são provenientes de simulação numérica (a), medidas *in situ* (b) e a diferença entre dos dados medidos *in situ* e obtidos com o modelo ROMS (c).

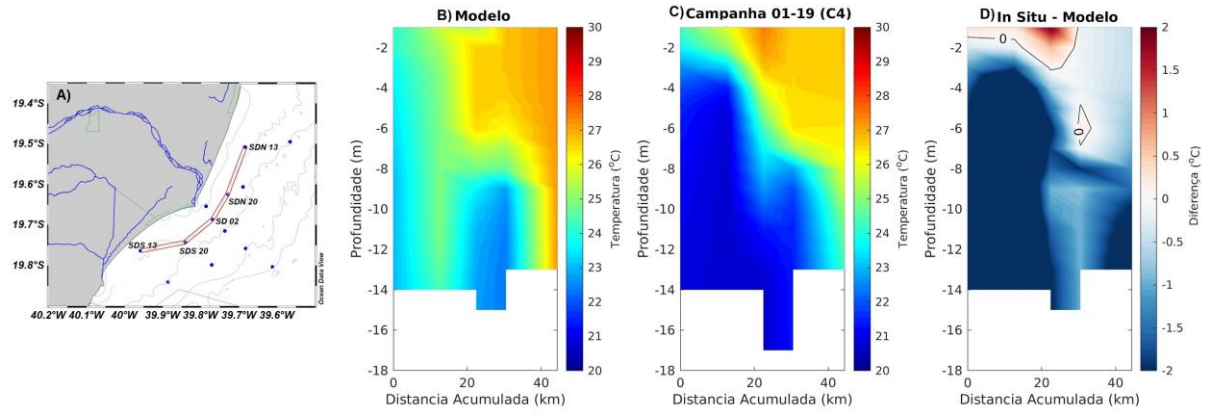
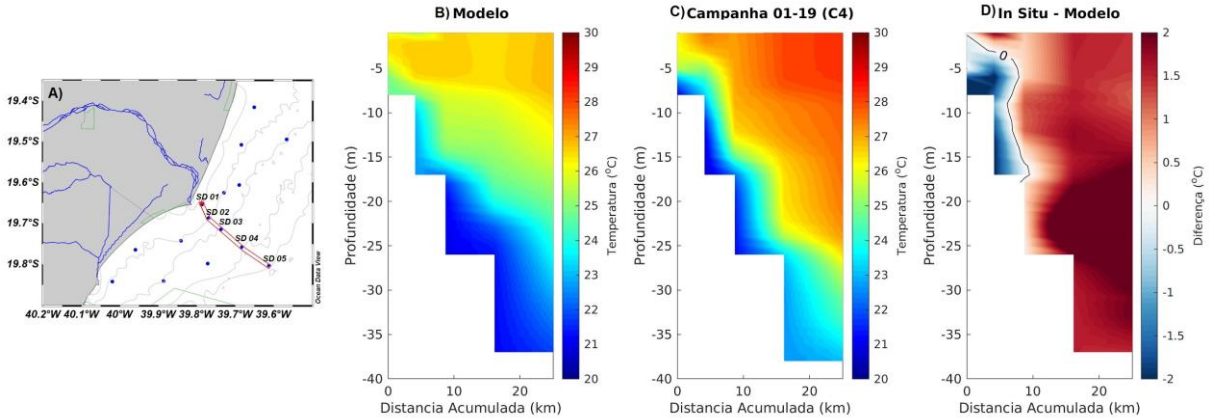


Figura 16: Seções verticais da temperatura (ºC) em um transecto perpendicular à foz do Rio Doce (referentes aos pontos de coleta SD01, SD02, SD03, SD04 e SD05). Os dados de temperatura são provenientes de simulação numérica (a), medidas in situ (b) e a diferença entre dos dados medidos in situ e obtidos com o modelo ROMS (c).

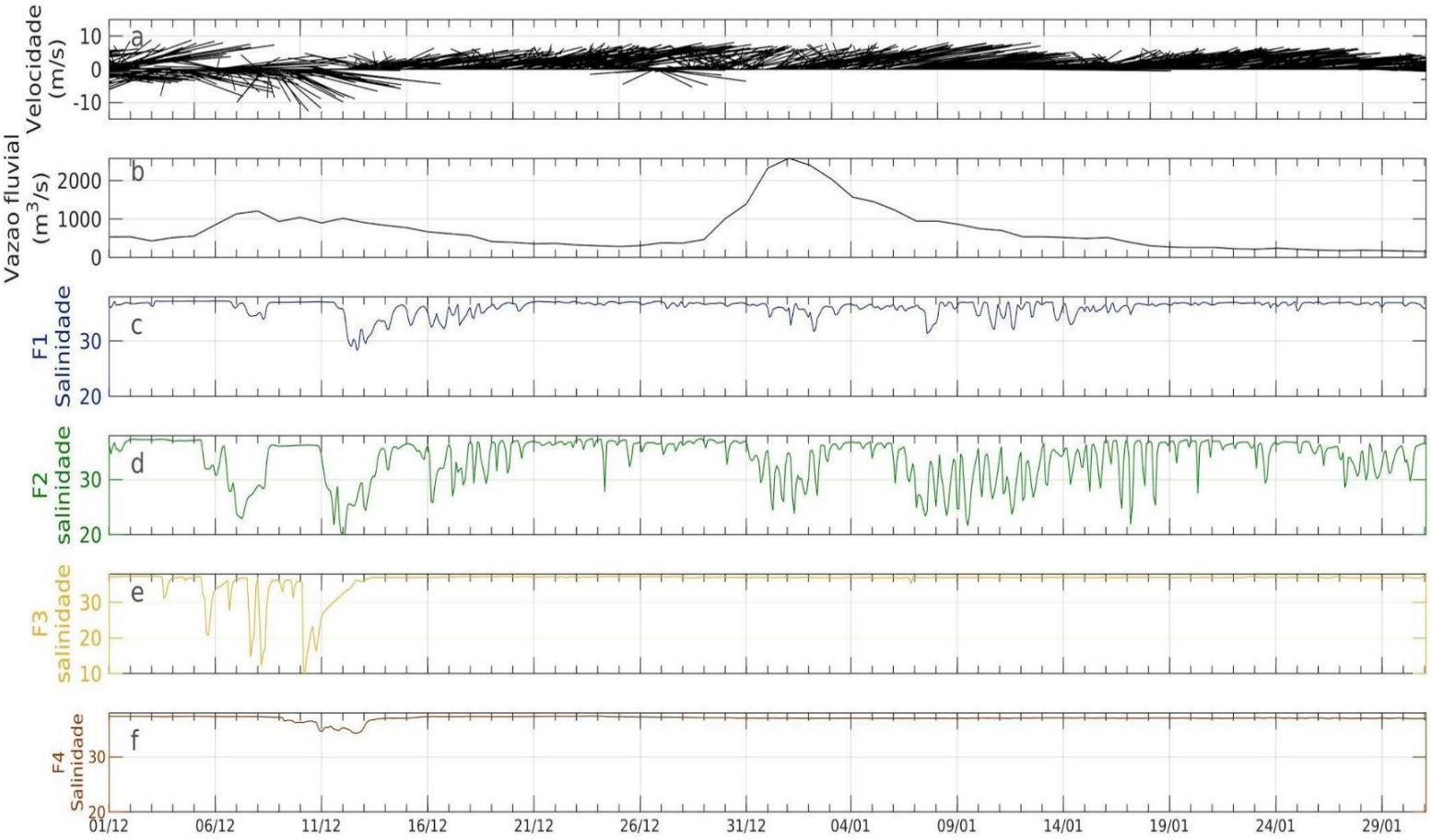


1.1.1.2.1.2 Evento de janeiro de 2019 (VAZ19)

O período de janeiro de 2019 foi marcado por um evento de inundação da bacia do Rio Doce (VAZ19) logo nos primeiros dias do ano. Para uma maior compreensão a respeito da dinâmica da pluma de água menos salina oriunda da descarga fluvial do Rio Doce no ambiente marinho, nesta seção serão mostrados os resultados oriundos do experimento com caráter realístico de modelagem numérica hidrodinâmica, cujas informações metodológicas e de comparação com dados in situ encontram-se na seção anterior. Na Figura 17 – painel b temos os valores diários da descarga fluvial do Rio Doce durante o período de dezembro/2018 a janeiro/2019. No dia 02 de janeiro a vazão do Rio Doce atingiu um pico máximo de 2548 m³/s sendo esse evento, portanto, classificado como de inundação de acordo com o trabalho de Oliveira e Quaresma (2017).

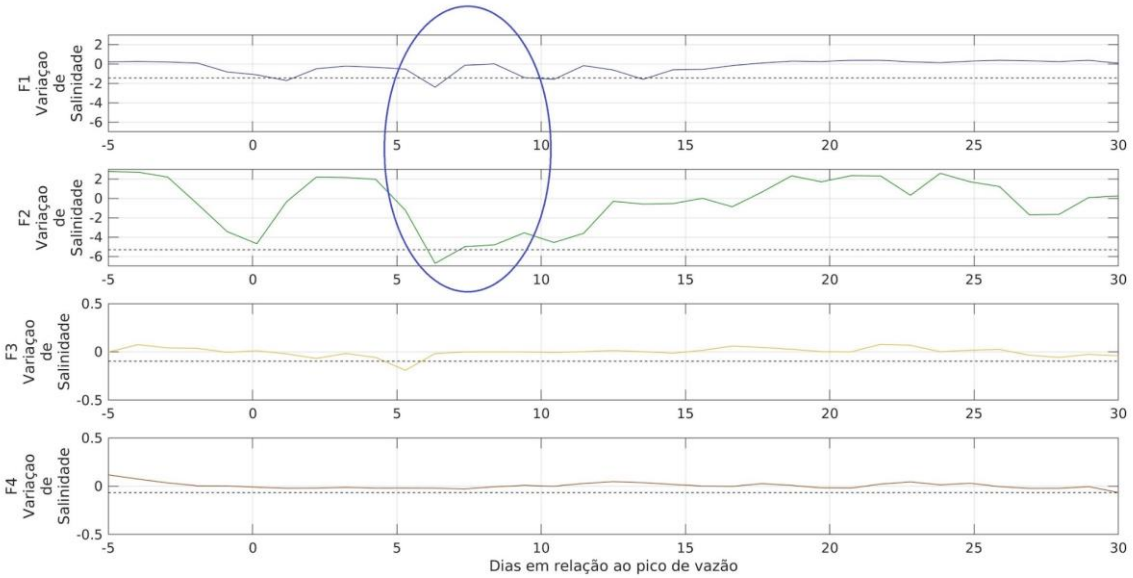
Os resultados obtidos nas séries temporais foram semelhantes aos dos fundeios reais durante o período de transição e expostos no relatório de evolução (ver análise de relações entre a vazão e a salinidade dos fundeios apresentada em RRDM, 2020 - RSE-RT35, Apêndice Marinho, Subprojeto Modelagem). Isto é, a variação temporal da salinidade em superfície modelada nos pontos de grade referentes aos fundeios também apresentou contínuas reduções de acordo com a vazão e a direção predominante do vento. Tal fato é verificado especialmente nos Fundeios 1 e 2, localizados ao sul da Foz do Rio Doce (painéis c a f da Figura 17).

Figura 17: Séries temporais de: a) vento horário oriundo da reanálise ECMWF utilizada no modelo; b) vazão diária do Rio Doce; c) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 1; d) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 2; e) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 3; f) salinidade a cada 2h no ponto de grade referente ao Fundeio 4.



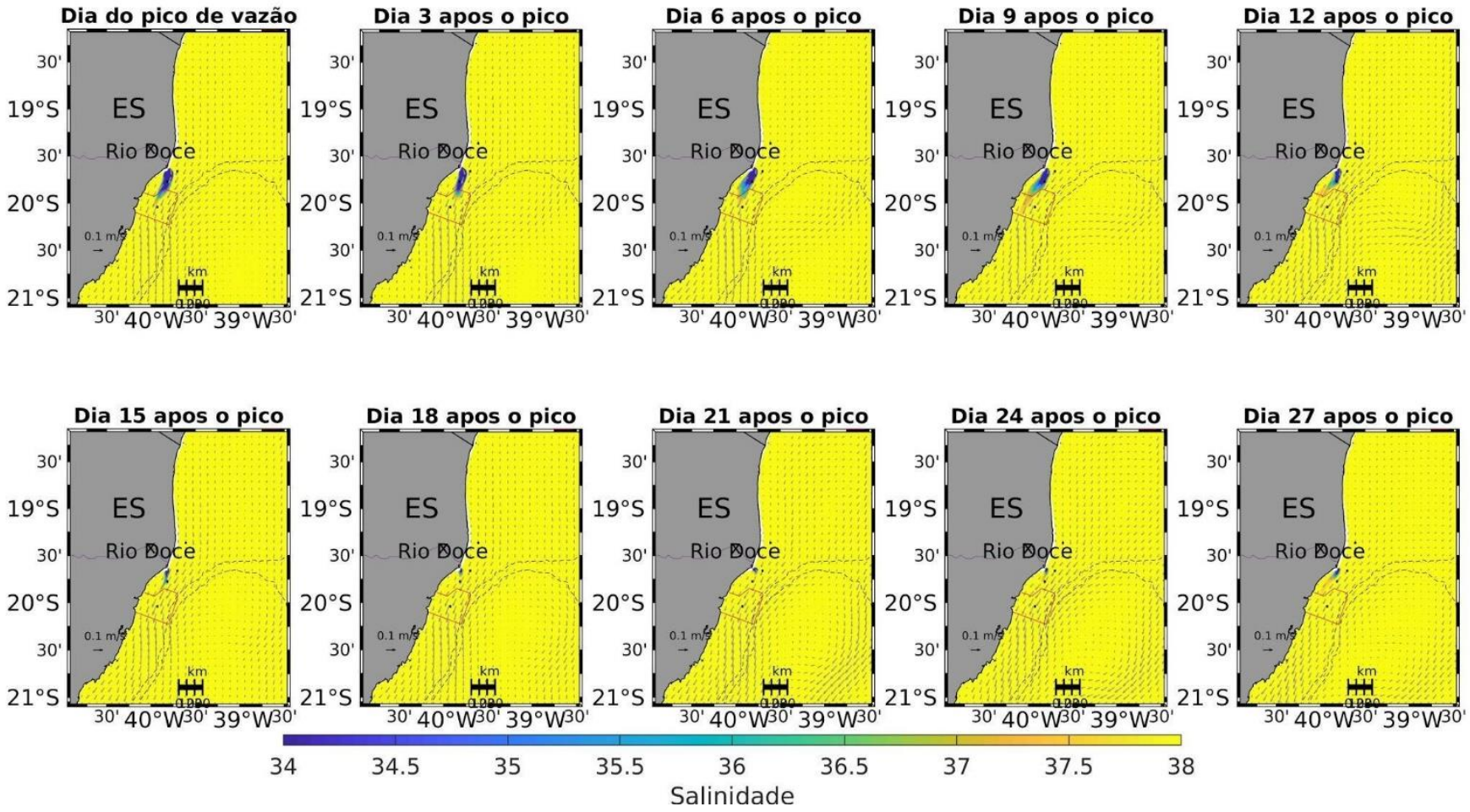
Dando ênfase aos possíveis efeitos do evento VAZ19, ocorrido no início de janeiro de 2019, na Figura 18 estão as variações diárias de salinidade, isto é, a média diária de cada fundeio menos o valor médio do mês de janeiro. Nos fundeios localizados ao sul da foz (1 e 2), as maiores reduções foram observadas entre 5 e 10 dias, e no fundeio 3, em 5 dias. Uma vez que durante esse evento a predominância dos ventos era norte/nordeste, maiores reduções de salinidade e um maior espalhamento da pluma ao sul da foz são resultados esperados de acordo com o que foi observado *in situ* durante o período de transição.

Figura 18: Variações diárias de salinidade observadas nos Fundeios virtuais do modelo em relação ao pico de vazão (valores negativos no eixo x indicam dias anteriores ao pico). A linha tracejada preta marca o limiar inferior de 2x o desvio padrão para cada fundeio. O círculo azul demarca as maiores variações. Notar que o eixo vertical dos painéis referentes aos Fundeios 1 e 2 difere do eixo vertical dos painéis referentes aos Fundeios 3 e 4 devido à magnitude das variações.



Mapas com as médias diárias de salinidade na superfície para os diferentes dias em relação ao pico de vazão encontram-se na Figura 19. Neles se observa que nos 15 dias posteriores ao pico de vazão ainda se identifica uma pluma coerente e abrangente.

Figura 19: Médias diárias da salinidade superficial considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019) e sua evolução a cada 3 dias.



Resultados semelhantes em relação à evolução da pluma e ao tempo na qual a pluma é perceptível após o pico de vazão também foram obtidos nas seções verticais paralelas e perpendiculares à foz do Rio Doce, dispostas na Figura 20 e Figura 21, respectivamente. A maior distância na qual a pluma foi observada em um transecto perpendicular à foz foi de 11,31 km (profundidade aproximada de 0,9 m), durante o dia 07/01/2019, tendo como base a localização da isohalina de 35. Em ambas as figuras, é possível visualizar também que o sinal da pluma permaneceu em grande parte confinado próximo à superfície, chegando a um valor máximo de aproximadamente 2 metros de profundidade.

Figura 20: Evolução temporal (a cada 3 dias) da salinidade média diária em uma seção paralela à foz do Rio Doce considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019).

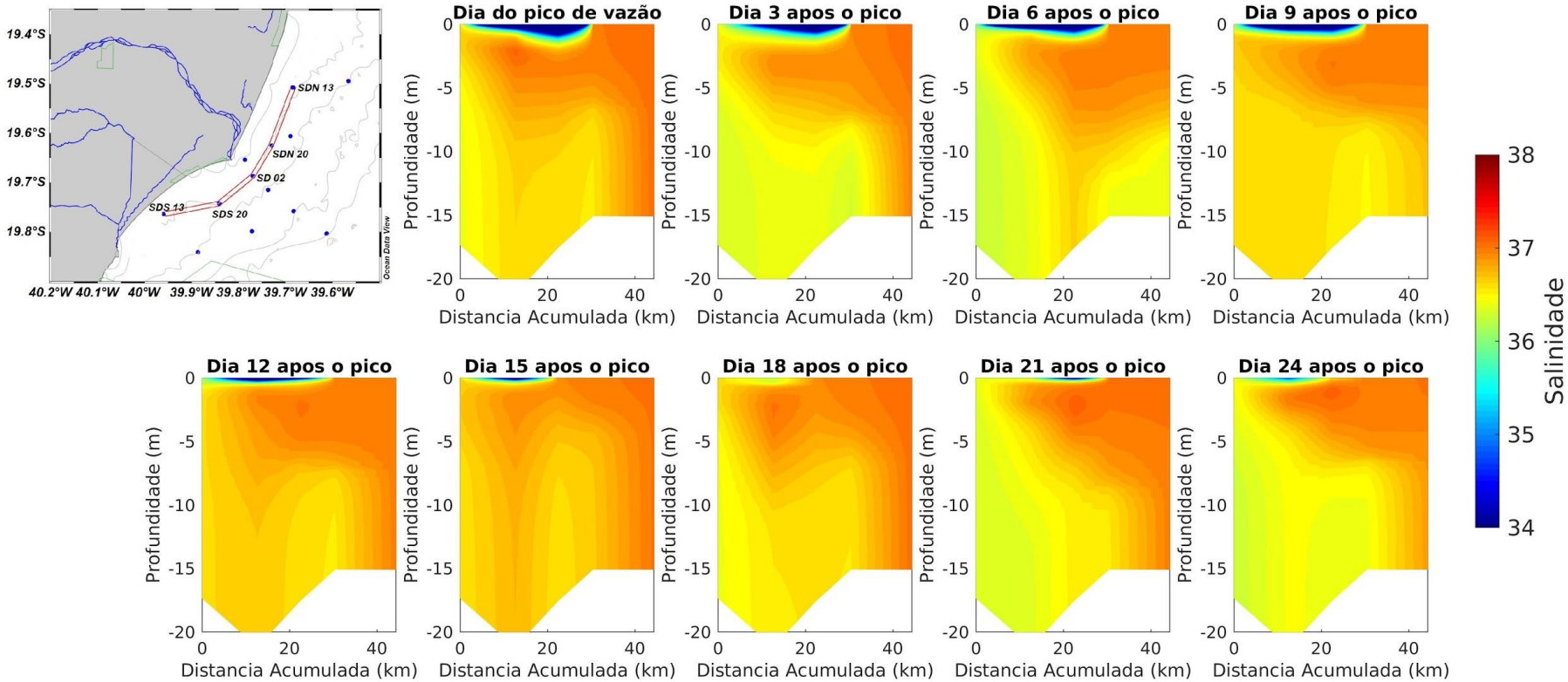
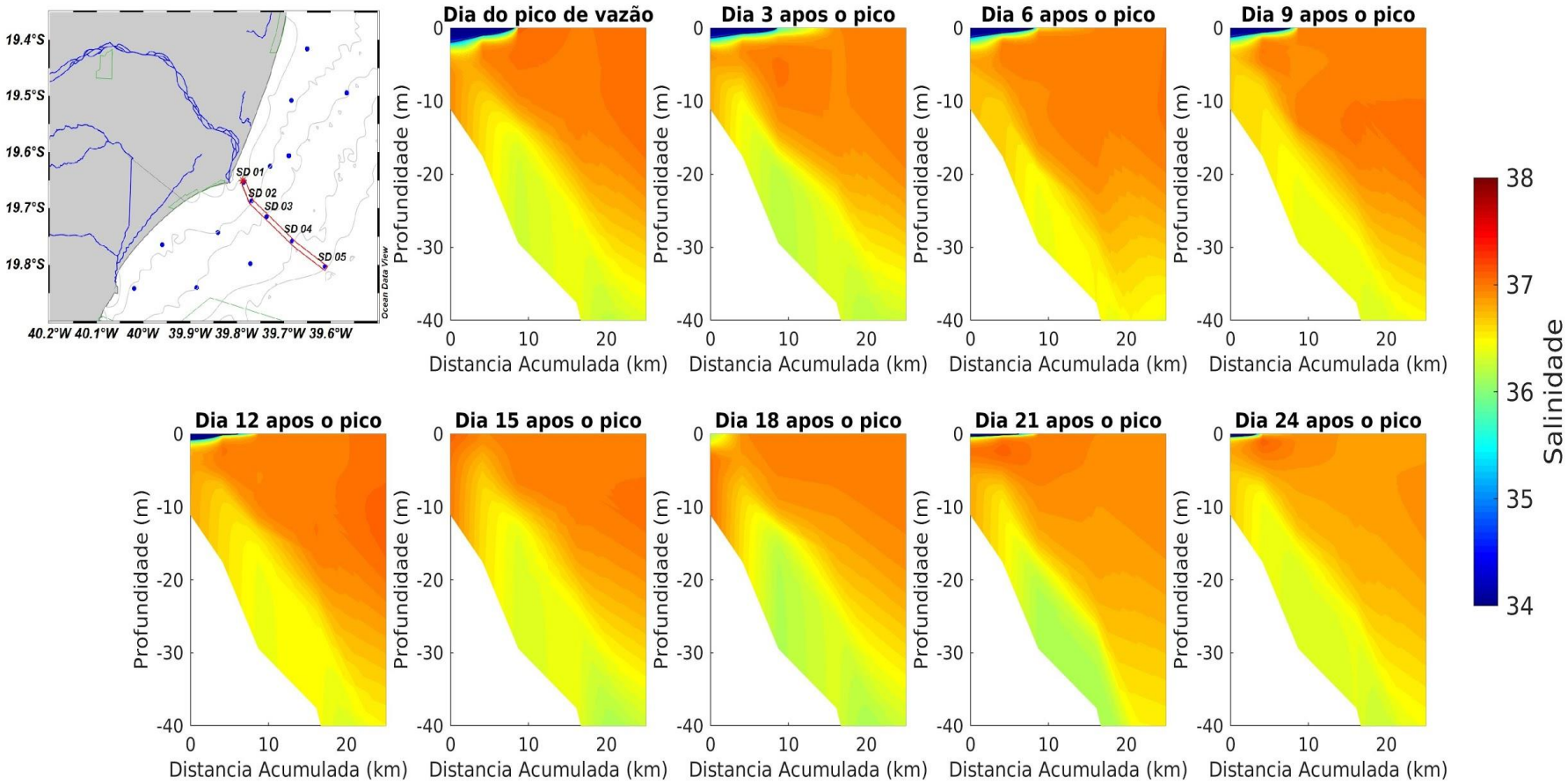
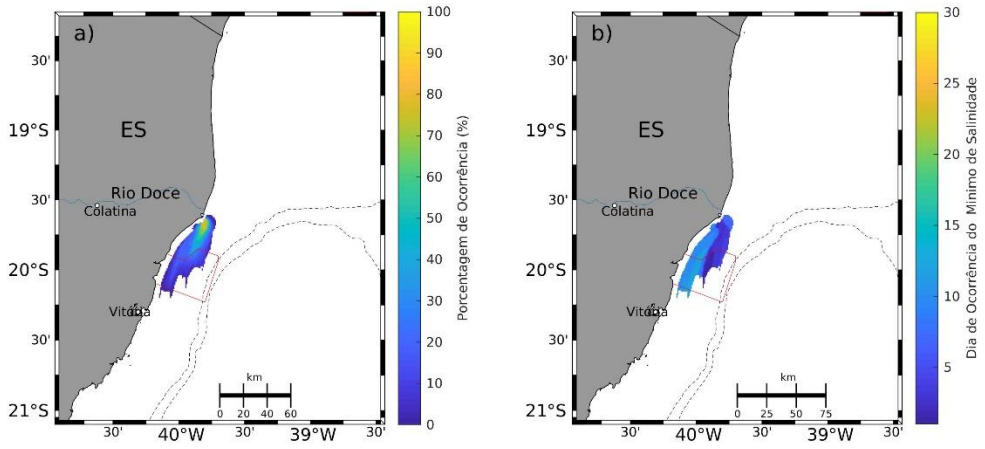


Figura 21: Evolução temporal (a cada 3 dias) da salinidade média diária em uma seção perpendicular à foz do Rio Doce considerando o dia do pico de vazão (02/01/2019).



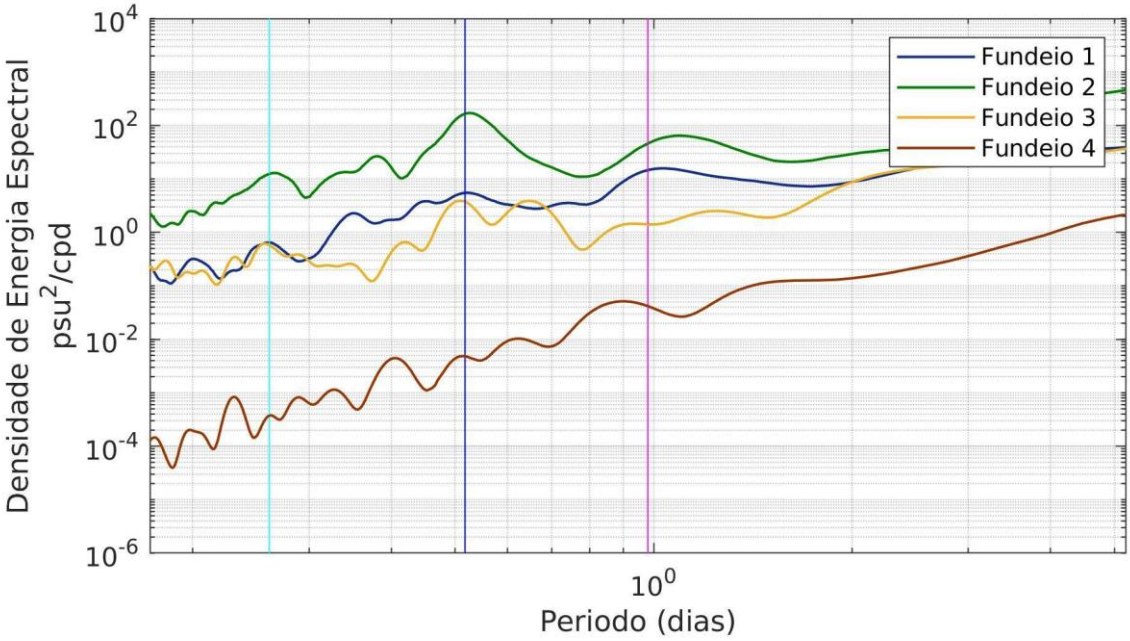
Na Figura 22 é mostrada a porcentagem de ocorrência da pluma do Rio Doce (valores de salinidade inferiores a 35) e o dia quando ocorreram as maiores reduções de salinidade em cada ponto de grade. Tratando-se da ocorrência da pluma no mês de janeiro (Figura 22a), houve uma maior concentração de águas com salinidades inferiores a 35 no setor em frente a foz do rio (52% de recorrência em F2), com um decréscimo gradual em direção a região da Costa das Algas (10% de recorrência em F1). A Figura 22b não indica quando a pluma esteve presente naquele ponto, mas sim quando as maiores reduções aconteceram naquela posição. Dessa forma, observa-se que inicialmente os maiores efeitos ocorreram mais distante da costa, e que com o decorrer do tempo houve uma redução espacial da pluma em direção à costa como indicado na Figura 19.

Figura 22: a) Porcentagem de ocorrência (%) em superfície da pluma (salinidade < 35) do Rio Doce durante o mês de janeiro de 2019; b) Dia de ocorrência do mínimo de salinidade registrado em superfície durante o mês de janeiro de 2019.



Objetivando fazer uma classificação da pluma modelada do Rio Doce de acordo com parâmetros dinâmicos e entender um pouco mais a respeito de suas forçantes, algumas das observações feitas anteriormente serão interpretadas com o auxílio de números adimensionais teóricos e análises espectrais. Figura 23 são mostrados os resultados para a análise espectral das séries de salinidade em cada fundeio, sendo identificável as principais frequências de oscilação associadas com a salinidade superficial mostrada nos painéis da Figura 17. Os resultados mostram a importância do período semidiurno na variabilidade da salinidade no Fundeio F2, localizado mais próximo da foz. Isso ocorre possivelmente devido ao fato dessa região estar sob influência do campo próximo, área na qual há uma maior importância da maré sobre a dinâmica da pluma.

Figura 23: Espectros de energia da salinidade superficial modelada em cada fundeio. Linhas verticais indicam o período quarto diurno (ciano), semidiurno (azul) e diurno (magenta).



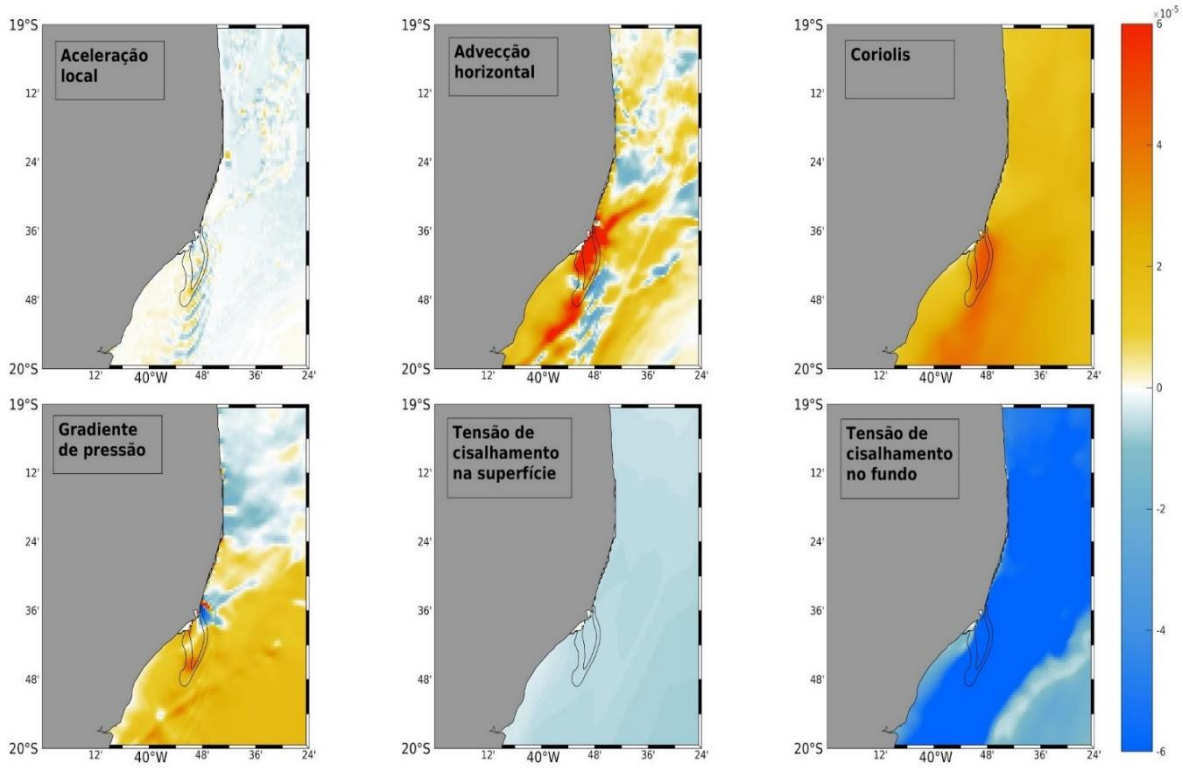
Para analisar dinamicamente a circulação da plataforma continental e as forçantes que influenciaram no espalhamento da pluma durante a inundação, foram analisados os termos da equação de movimento para a superfície. Analisando apenas a equação de balanço da componente meridional do vetor de velocidade, expressa por:

$$\overbrace{\frac{\partial V}{\partial t}}^{Acel.local} = -\overbrace{VADVH}^{Adv.hor.} - \overbrace{fU}^{Cor} - \overbrace{\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial y}}^{Grad.press} + \overbrace{\frac{1}{\rho}\tau_s^y}^{Cis.sup.} - \overbrace{\frac{1}{\rho}\tau_b^y}^{Cis.fundo}$$

(Equação 1)

sendo U e V a componente zonal e meridional do vetor velocidade, t o tempo, f o parâmetro de Coriolis, ρ a densidade média, P a pressão, τ_s^y e τ_b^y as tensões de cisalhamento meridional na superfície e fundo, respectivamente. No lado esquerdo da equação encontra-se a aceleração local (Acel.local). No lado direito, os 5 termos para o balanço de momento são: as acelerações advectivas horizontais (Adv.hor), a força de Coriolis (Cor), o gradiente de pressão (Grad.press), a tensão de cisalhamento na superfície (Cis.sup) e tensão de cisalhamento no fundo (Cis.fundo). O balanço dinâmico foi realizado a partir da média de um ciclo de maré do dia 3 de janeiro de 2019, 1 dia após o pico de vazão de 2548 m³/s (Figura 24).

Figura 24:Termos do balanço de momentum da componente meridional das equações de movimento mediados em um ciclo de maré do dia 3 de janeiro de 2019. Os termos da equação estão descritos na equação (Equação 1). Os contornos pretos nas figuras representam a isohalina de 25 e 35 para o mesmo período.



A região próxima à foz do Rio é dominada pelos efeitos advectivos, com contribuições secundárias do gradiente de pressão e do termo de Coriolis. A linha preta contínua nas figuras representa a salinidade de 25 e 35 para o mesmo período, de forma a demonstrar a trajetória aproximada da pluma para o ciclo de maré analisado. É importante destacar que os efeitos advectivos com maiores valores bem próximos à foz são uma combinação de forçantes, especialmente a inércia provocada pelo aumento da vazão e a maré, embora mediada na análise apresentada. A análise de cada passo de tempo da maré mostrou mudanças no termo advectivo que não se restringem à região da foz.

A região da foz também apresenta um padrão heterogêneo de contribuição do gradiente de pressão. Nesse caso, foi identificado que os gradientes estão associados à componente baroclínica gerados pela presença da pluma, que mudam a estratificação local. Conforme mostrado anteriormente, esse período foi marcado por ventos do quadrante NE e a pluma apresenta uma trajetória para sul na plataforma continental. À medida que se afasta da foz, o termo de Coriolis ganha importância no balanço. As faixas positivas e negativas no termo de aceleração local surgem da média temporal realizada e dão uma ideia das posições instantâneas da frente da pluma, uma vez que os instantâneos mostram uma importante contribuição do gradiente de pressão na frente da pluma se deslocando para sul.

É importante destacar que esse balanço dinâmico representa apenas o período analisado em um regime de maré de quadratura vigente nos dias próximos a máxima vazão do Rio Doce no período. Condições dinâmicas resultantes da entrada de frentes frias, marés de sizígia ou condições de seca fluvial podem alterar significativamente o balanço apresentado e análises futuras devem contemplar diferentes situações de transporte da pluma no ambiente marinho.

Assim como realizado para as medições dos fundeios oceanográficos (item 1.1.1.2.1.3), alguns parâmetros adimensionais e dinâmicos foram calculados de forma a melhor classificar e completar a análise dinâmica da pluma no ambiente marinho. A densidade da pluma foi calculada logo em frente a foz do Rio Doce e é referente a uma média vertical das camadas onde ocorre o máximo gradiente vertical de densidade, indicando a presença da água doce ou menos salina em superfície. Os valores de gravidade reduzida obtidos variaram entre 0,17 e 0,07 (durante e 10 dias após o pico de vazão, respectivamente).

A profundidade teórica da pluma foi obtida de acordo com a equação proposta por Yankovsky e Chapman (1997) e os resultados estão na Tabela 7. Durante o pico de vazão, esse valor foi de 1,24 m, e 20 dias após, reduziu para 0,49 m. Considerando que os valores de espessura obtidos são todos inferiores à profundidade média da foz (≈5 metros), a pluma resultante pode ser classificada como do tipo “advectada em superfície”, estando mais susceptível a ação dos ventos. O número de Kelvin da foz (K_m), dado pela razão entre a largura da foz e o raio de deformação interno de Rossby nos permite avaliar a importância dos efeitos de inércia em relação aos efeitos de rotação da Terra próximo à foz. Considerando que todos os valores obtidos foram inferiores a 1, isso demonstra a importância da inércia na desembocadura do Rio Doce.

Tabela 7: Vazão, gravidade reduzida, profundidade da pluma (m), raia de deformação interno de Rossby (Km), velocidade na foz do rio (m/s) e os número de Kelvin calculados para os dias 02, 12 e 22 de janeiro de 2019.

Parâmetro	Símbolo	02/01/2019	12/01/2019	22/01/2019
Vazão (m^3/s)	Q	2584	707	265
Gravidade Reduzida (m/s^2)	g'	0,17	0,07	0,10
Profundidade da Pluma (m)	h_b	1,24	1,00	0,49
Raio de Deformação Interno de Rossby (km)	R_d	9,35	5,37	4,66
Velocidade na boca do rio (m/s)	u_r	0,53	0,14	0,05
Número de Kelvin	K_m	0,09	0,28	0,36

1.1.1.2.1.3 Evento de janeiro a março de 2020 (VAZ20)

Conforme mostrado na seção introdutória (Figura 1), o Rio Doce passou por um longo período (≈5 meses) de seca extrema no ano de 2019, que perdurou até outubro de 2019 já no início do período chuvoso. Picos de vazão fluvial apareceram apenas a partir de novembro de 2019, com máximos valores a partir de janeiro de 2020. Nesta seção são analisados dados de diferentes bases para ampliar a discussão do período de aumento da vazão fluvial a partir de novembro de 2019, com foco no período pós-campanha de janeiro de 2020, já apresentada em RRDM (2020, RSE-RT35 Apêndice Marinho - ver Relatório do subprojeto “Modelagem Numérica”, pp.40-77).

As mudanças de vazão nesse período não influenciaram apenas o ambiente marinho. A interação entre o ambiente dulcícola e o marinho mostrou resultados importantes a respeito da entrada de águas marinhas nos primeiros quilômetros do Rio Doce, com prováveis implicações ecológicas. A estação de monitoramento do PMQQS no interior do rio, próxima à vila de Regência (cerca de 1,4 km da foz do rio), mostrou aumentos da salinidade apenas durante o período no qual a vazão fluvial encontrava-se em condição de seca extrema (Figura 25 - painel superior). A partir da segunda quinzena de novembro, a salinidade permaneceu zero durante todos os meses seguintes. Além disso, a temperatura também mostrou oscilações associadas a mudanças na vazão. De uma maneira geral, eventos hidrológicos na bacia (e.g., 29 de janeiro e 7 de março) foram acompanhados de diminuições de temperatura próximo à Regência (Figura 25- painel inferior).

A entrada de águas salinas no mês de outubro e primeira quinzena de novembro não é, no entanto, apenas relacionada a vazão. A comparação entre a salinidade no ambiente dulcícola e medições de nível em F4 mostraram que a maior variabilidade da salinidade também está associada aos ciclos de maré de sizígia e quadratura (Figura 26). Salinidade superior a 25 foi medida apenas em momentos de maré de sizígia. Durante as quadraturas a salinidade permaneceu bem próxima de zero.

Figura 25: Séries temporais de salinidade (linha laranja) na estação do PMQQS em comparação com a vazão (linha azul - painel superior) e temperatura (linha azul - painel inferior). Linhas horizontais tracejadas no painel superior indicam as classificações de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017).

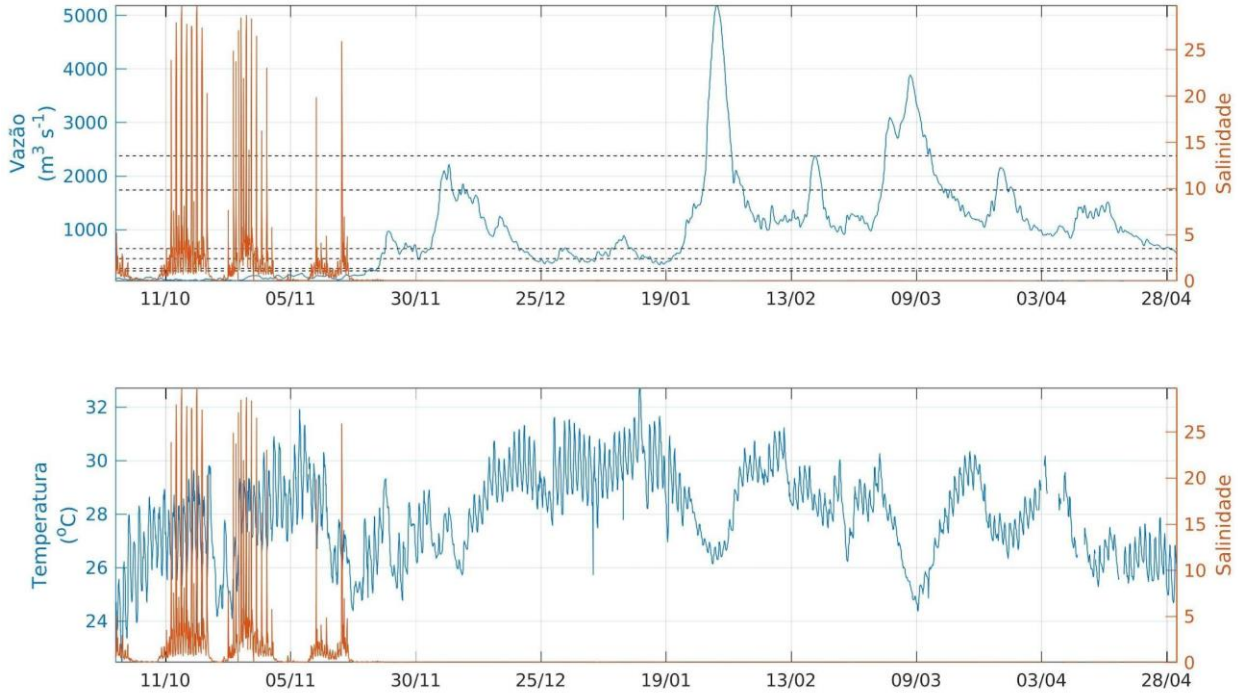
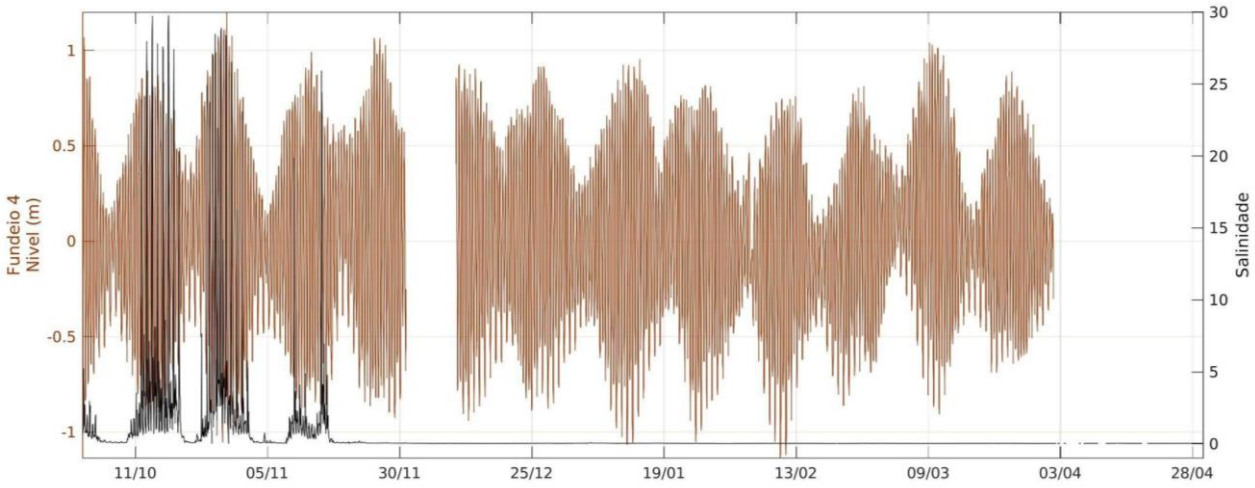


Figura 26: Séries temporais de salinidade na estação do PMQQS próximo a Regência (linha preta) e nível medido em F4 (linha marrom).

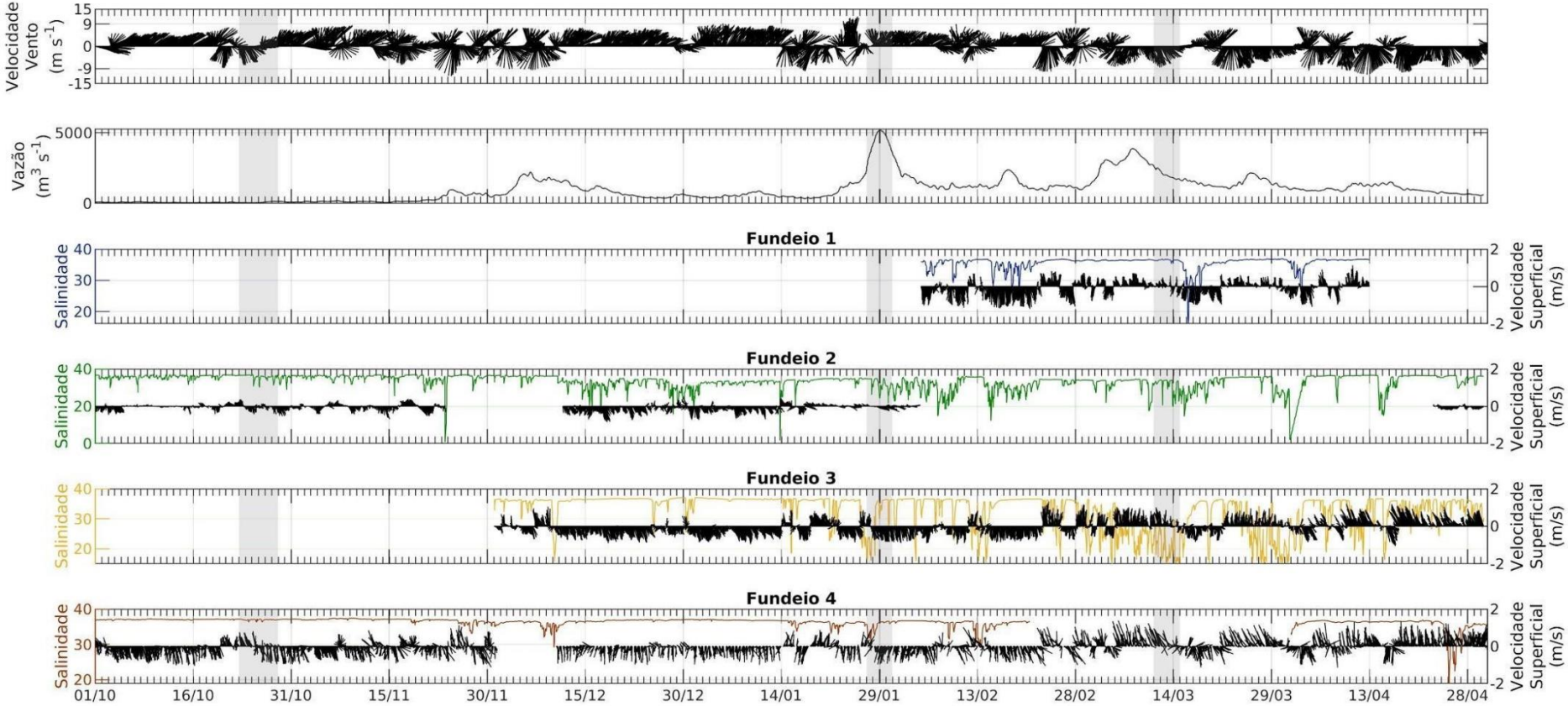


Assim como na porção dulcícola próxima à foz, o aumento de vazão a partir de novembro de 2019 provocou mudanças no ambiente marinho. A partir das medições realizadas nos quatro fundeios oceanográficos na região marinha foi possível descrever, de maneira mais clara, a dinâmica de

espalhamento da pluma fluvial e as relações entre a salinidade superficial e as forçantes como a maré e a tensão de cisalhamento do vento.

A circulação dirigida pelo vento local é uma das principais características das correntes marinhas próximas à foz do Rio Doce (RRDM, 2019, RT-19D; RRDM, 2020, RSE-RT35). Análises de correlação cruzada entre vento e correntes medidas próximas à foz do Rio Doce (F2 e F3) mostraram uma resposta quase imediata das correntes de superfície a mudanças no vento, com correlações em escalas subinerciais superiores a 0,8 e atraso de 1-2 horas. Embora com algumas lacunas, as diminuições de salinidade (especialmente em F2 e F3) ficaram mais comuns com o aumento da vazão fluvial a partir de novembro de 2019 (Figura 27). Essas diminuições levaram a salinidade superficial em F2 e F3 a valores menores que 20 em alguns momentos. Acompanhando as inversões de correntes paralelas à costa conforme o vento predominante, as séries de salinidade superficial mostram que o sinal superficial da pluma pode se estender, no mínimo, desde Degredo até a APA Costa das Algas.

Figura 27: Evolução temporal de: (a) vento (notação meteorológica) da reanálise do European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S; (b) vazão do Rio Doce; (c) corrente (preto) e salinidade superficial (azul) em F1; (d) corrente (preto) e salinidade superficial (verde) em F2; (e) corrente (preto) e salinidade superficial (amarelo) em F3; (f) corrente (preto) e salinidade superficial (marrom) em F4. Valores de salinidade/velocidades são indicados no lado esquerdo/direito da figura. As barras verticais cinzas indicam os períodos da realização das coletas de dados in situ.



A média da salinidade superficial a partir da separação das séries em períodos de vazão distintos (baixa < 459.3 m³/s; normal >459.3 e <646 m³/s; alta > 646 m³/s) também mostra a relação da vazão com a abrangência espacial de Água Costeira no ambiente marinho. Embora a análise das séries temporais revele que, mesmo em períodos de baixa vazão, a salinidade em F2 e F3 pode cair a valores inferiores a 35 (Figura 27), a salinidade média em F2, F3 e F4 ficou acima de 35. No entanto, em condições de alta vazão as salinidades médias em F2 e F3 têm valores abaixo de 35, característicos da presença recorrente de Água Costeira na região sob essas condições de vazão (Tabela 8).

Considerando as séries de vazão fluvial e salinidade superficial entre dezembro de 2019 e abril de 2020, análises de correlação apresentaram valores de negativos para F2, F3 e F4, mostrando uma relação inversa entre as variáveis no ambiente marinho (Tabela 8). Os valores de correlação são relativamente baixos (<-0.5), indicando que outros processos também influenciam a salinidade superficial na região além da vazão. A baixa correlação em F1 deve-se em parte às lacunas de dados que não permitiram uma série temporal longa.

Tabela 8: Salinidades superficiais médias nos fundeios calculadas a partir de condições de vazão baixa, normal e alta, seguindo limites propostos por Oliveira e Quaresma (2017), para o período de dezembro de 2019 a abril de 2020; correlação cruzada entre a salinidade superficial e a vazão para o mesmo período. Coeficientes em negrito indicam valores significativos a 95% de confiança.

Fundeio	**Vazão baixa (< 459.3 m³/s)**	**Vazão normal (>459.3 e <646 m³/s)**	**Vazão alta (>646 m³/s)**	**Correlação salinidade x vazão**
F1	-	-	35,55	0,08
F2	35,17	33,10	32,86	**-0,27**
F3	36,05	35,36	31,88	**-0,41**
F4	36,95	36,56	36,01	**-0,49**

Em uma análise espectral das séries temporais de salinidade superficial, os períodos de variabilidade associados às maiores energias revelam outros processos que influenciam a variabilidade temporal e espacial da salinidade no ambiente marinho. Picos de ≈12h e ≈24h destacam-se em praticamente todos os fundeios, além de períodos de dias (> 2 dias). Em F1, F2 e F4 também é possível se observar picos secundários em ≈6h (Figura 28). Análises harmônicas de nível e das correntes superficiais (não mostradas) indicam que os períodos de 6h e 12h estão principalmente associadas a constituintes harmônicas de maré semidiurnas e quarto-diurnas. O pico de ≈24h, no entanto, se mostrou espectralmente coerente com as variações do vento local (Figura 29), especialmente com a componente de vento perpendicular à plataforma continental. Análises espectrais do vento para o período mostram um pico em ≈24h tanto na componente paralela quanto na perpendicular à costa

(Figura 30). As correntes locais também mostraram ser coerentes espectralmente com o vento para o período de ≈24h (não mostrado).

Figura 28: Análise espectral das séries de salinidade superficial para cada um dos fundeios. É importante notar que o eixo x representa o período e a escala logarítmica dos eixos da figura. Cálculos espectrais foram realizados com 95% de intervalo de confiança. Linhas verticais indicam os períodos quarto diurno (ciano), semidiurno (azul) e diurno (magenta).

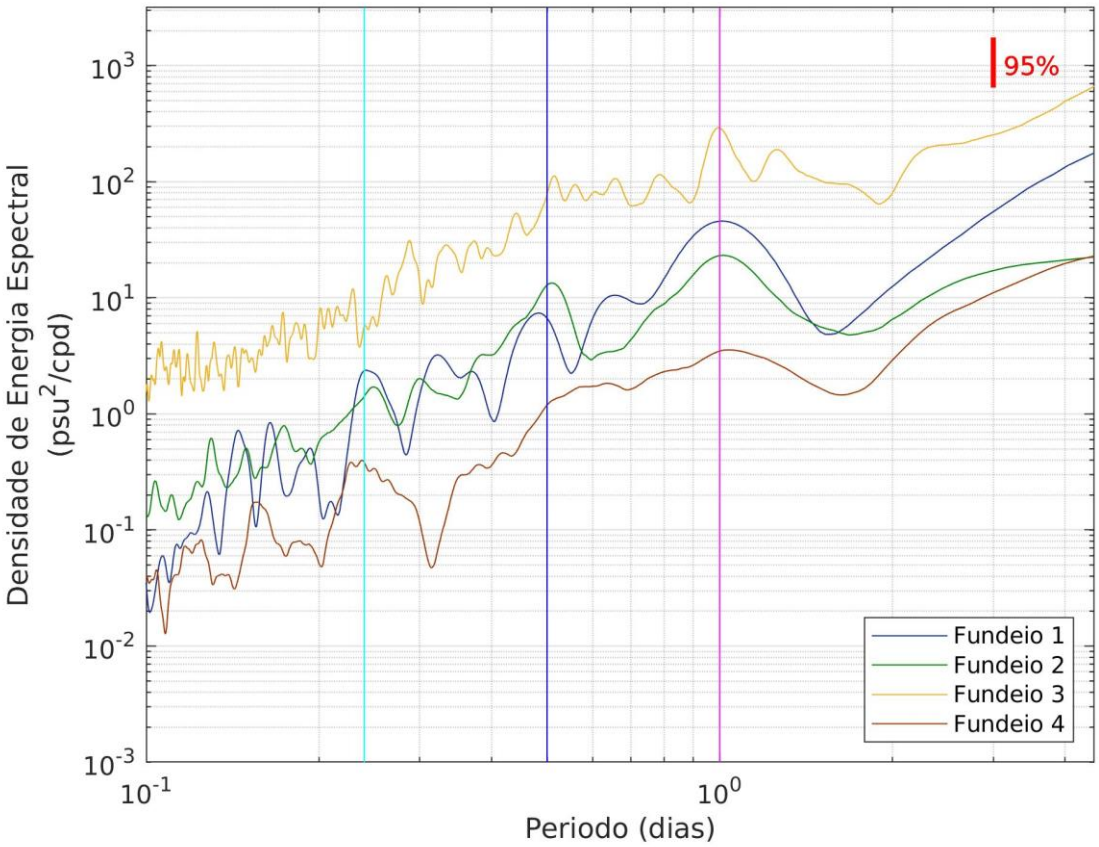


Figura 29: Coerência espectral entre as componentes de vento zonal e meridional e as séries de salinidade superficial para cada um dos fundeios. A linha horizontal vermelha representa o limite de confiança estatística de 95%. O eixo x é representado em frequência (ciclos por dia).

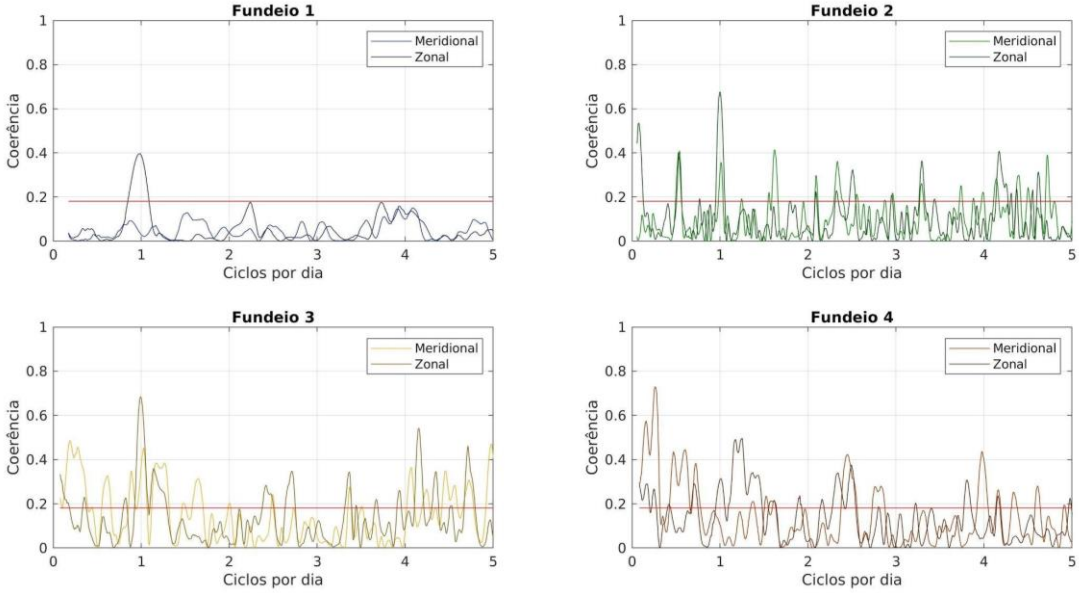
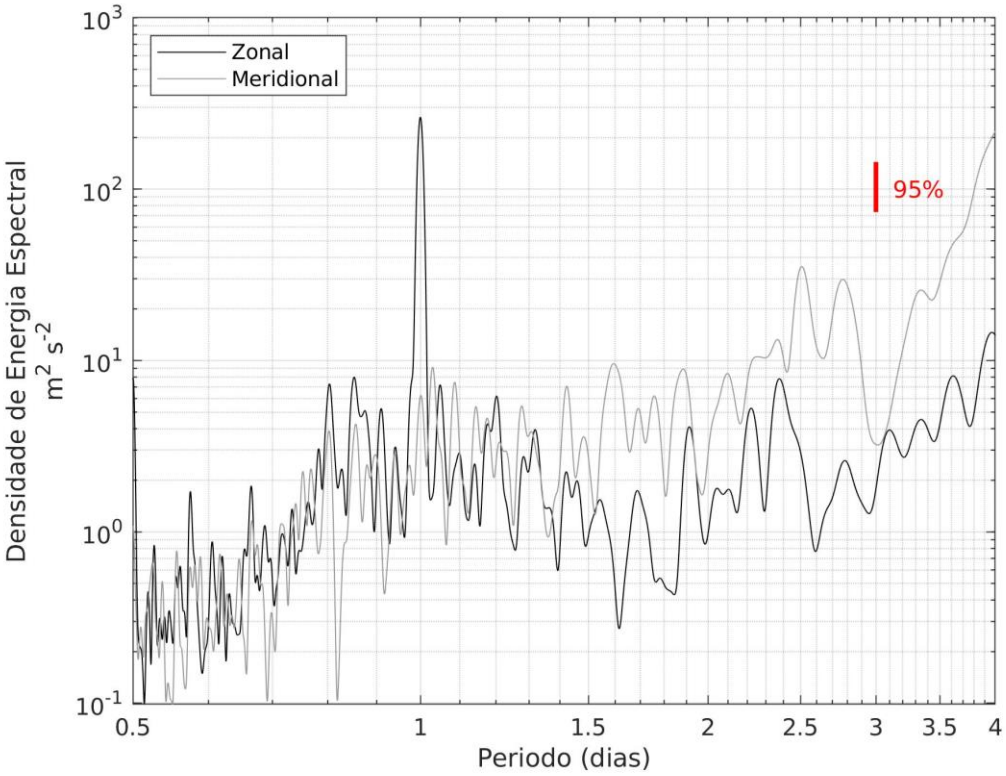


Figura 30: Análise espectral de séries temporais das componentes paralela e perpendicular à costa do vento na região. É importante notar que o eixo x representa o período e a escala logarítmica dos eixos da figura.



Parâmetros dinâmicos da pluma

Uma vez que as principais forçantes que influenciam a dispersão da pluma no ambiente marinho foram analisadas, as observações dos campos de massa e corrente nos fundeios foram utilizadas para as estimativas de parâmetros dinâmicos de plumas fluviais em ambientes marinhos. Esses parâmetros permitem a classificação das plumas de acordo com suas características e indicam comportamentos dinâmicos típicos em sua trajetória no ambiente marinho (Chant, 2011).

Como os fundeios não permitem um acompanhamento da estrutura vertical dos primeiros metros da coluna d'água, de forma a observar o alcance vertical da pluma no ambiente marinho, uma estimativa da profundidade da pluma pode ser obtida a partir da seguinte relação (Yankosvky e Chapman, 1997):

$$h_b = \sqrt{\frac{2fQ_r}{g'}} \qquad \text{(Equação 2)}$$

sendo Q_r a vazão fluvial, f o parâmetro de Coriolis e g' a gravidade reduzida ($g\Delta\rho/\rho$, onde $\Delta\rho$ é a diferença entre a massa específica da pluma e do ambiente marinho). Para esses cálculos, foram utilizados os dados de perfilagem medidos no ponto de coleta SD01, visto que ele é o ponto mais próximo da foz do Rio Doce. No entanto, a massa específica da água doce proveniente do rio não pode ser calculada com as medições em F2. Para isso foram utilizados os dados medidos na estação automática do PMQQS, localizada a cerca de 1,4 km da foz, próximo à vila de Regência. A massa específica do ambiente marinho foi calculada a partir da média vertical dos perfis de temperatura e salinidade obtidos nos cruzeiros hidrográficos usando a estação mais próxima a F2. As profundidades máximas e mínimas calculadas para o período foram 3,3m e 1,2m, obtidas para o máximo de vazão em janeiro de 2020 e para o mínimo em outubro de 2019, respectivamente. Esses valores são próximos da profundidade instantânea de pluma observados nos dados dos cruzeiros hidrográficos mostrados em relatórios anteriores (RRDM, 2019, RT-19D - ver Figura 39). Baseado nesses resultados, a pluma do Rio Doce é classificada como transportada em superfície (tradução livre de "surface advected"), conforme a classificação em Chant (2011).

A pluma transportada em superfície entra no ambiente marinho com velocidades que podem variar de acordo com a vazão do rio e a área de seção transversal da boca do rio. Portanto, durante condições de vazão de inundação, a quantidade de movimento e a inércia da pluma no ambiente marinho pode ser significativamente maior que em momentos de seca, influenciando diretamente no posterior espalhamento ao longo da costa. Como não estão disponíveis medições detalhadas da morfologia da boca do rio, a velocidade de saída (u_r) foi estimada considerando a largura da boca de 750m e profundidade de 5 m. Para a série de vazão analisada entre outubro de 2019 e março de 2020, $u_r$varia de 0,01 m/s a 1,37 m/s durante eventos de inundação. Esses valores são semelhantes aos resultados discutidos por Schettini e Hatje (2020), considerando que as condições de vazão e morfologia da boca durante o estudo dos autores eram diferentes das condições atuais.

Em uma tentativa de analisar os efeitos da maré nessa dinâmica próxima a boca fluvial e as relações entre a vazão e as correntes de maré, foi calculado o Índice de Maré (Hansen e Rattray, 1966). Esse índice é expresso pela razão:

$$P = \frac{(Q_r/HW)}{u_t} \qquad \text{(Equação 3)}$$

Sendo W a largura da boca do rio e u_t a velocidade das correntes de maré. Este parâmetro foi obtido a partir da filtragem passa-banda (filtro tipo butterworth) das correntes superficiais medidas em F2, de forma a reter apenas variabilidade semidiurna. Os resultados reportam valores de P variando entre 0,15 e 4,58. Isso mostra que há uma variabilidade temporal da importância da maré no aporte fluvial no ambiente marinho. Há momentos nos quais as correntes de maré podem superar o momentum induzido pela vazão, transportando águas salinas para dentro da calha do Rio Doce. No entanto, em momentos de alta vazão o efeito da maré torna-se menos importante no aporte continental. Esse resultado quantifica a análise mostrada nas Figuras X1 e X2 (referenciar figuras), nas quais se observa aumentos de salinidade próximo à Regência devido à combinação de marés de sizígia e baixas vazões fluviais.

A razão entre a largura da boca (W) e raio de deformação interno de Rossby local (R_d), sendo:

$$R_d = \frac{\sqrt{g' h_b}}{f} \qquad \text{(Equação 4)}$$

é chamado de Número de Kelvin da foz (K_m). R_d tem valor médio para o período de aproximadamente 4 km, significativamente maior que a largura da boca do rio. Portanto, os valores de K_m<1 confirmam que os efeitos inerciais são mais importantes relativamente aos efeitos de rotação da Terra (Garvine, 1987; Geyer et al. 2000). A importância dos efeitos de inércia é característico de rios de pequena escala, onde os efeitos de rotação da Terra são menos importantes na dinâmica da pluma próximo à desembocadura (Garvine, 1995).

O número de Kelvin da pluma ($K_p = L_p/R_d$) permite avaliar a dispersão da pluma no ambiente marinho. Afastando-se da foz do rio, onde os efeitos inerciais são importantes, pondera-se a importância da rotação na dinâmica da pluma. A largura aproximada da pluma foi calculada a partir do gradiente de turbidez oriunda do sensoriamento remoto a partir de seções transversais à trajetória da pluma identificada nas imagens diárias. Os valores de K_p oscilaram entre maior e menor que 1, classificando a pluma do Rio Doce em diferentes categorias conforme o momento, variando de dominada pela advecção (tradução livre de advection-dominated) a dominada pela rotação (tradução livre de rotation-dominated). Qualitativamente, essas mudanças na categorização da pluma do Rio Doce na dispersão no ambiente marinho estiveram relacionadas principalmente às mudanças na vazão fluvial.

Como a vazão influencia diretamente diversos parâmetros apresentados acima, eles foram agrupados conforme as mudanças de vazão fluvial e estão sumarizados na Tabela 9. Diferentemente da Tabela 8, na Tabela 9 foram usados limites de vazão de Oliveira e Quaresma (2017) para criar dois grupos: baixa < 459.3 m³/s e alta > 646 m³/s. Tal fato ocorreu devido à ausência de informações no ponto SD01 (utilizado no cálculo dos parâmetros) durante vazões entre 459.3 m³/s e 646 m³/s.

Tabela 9: Números adimensionais e parâmetros dinâmicos calculados para o período de outubro de 2019 a março de 2020, considerando condições de vazão baixa e alta, seguindo limites propostos por Oliveira e Quaresma (2017).

Parâmetro	Símbolo	Baixa vazão	Alta vazão
Gravidade reduzida (m/s²)	g'	0,012	0,023
Profundidade da pluma (m)	h_b	1,34,27	3,26
Raio de deformação interno de Rossby (km)	R_d	2,52	4,85
Número de Kelvin da foz	K_m	0,33	0,17
Índice de Maré	P	0,15	4,58
Velocidade na boca do rio (m/s)	u_r	0,06	0,54

1.1.1.2.2 Eventos nos quais as ondas foram mais importantes

Com o objetivo de caracterizar o comportamento dos sedimentos finos na plataforma continental nas proximidades da foz do Rio Doce, em períodos de baixa vazão, foi implementado o módulo de transporte de sedimentos do modelo DELFT3D ainda considerando uma hidrodinâmica bidimensional 2DH, com as equações integradas na profundidade. As simulações numéricas foram forçadas pela maré, ondas e tensão de cisalhamento do vento visando observar, numa primeira análise, a resposta dos sedimentos às forçantes hidrodinâmicas atuantes durante eventos nos quais as ondas de gravidade foram importantes. Para mais detalhes sobre aspectos metodológicos do modelo o leitor deve consultar a seção de Metodologia do presente relatório. Foram selecionados dois períodos: entre março e abril de 2019 (19/03/2019 a 15/04/2019), quando aconteceu a passagem da Tempestade Tropical Iba, e julho de 2019 (18/07/2019 a 31/07/2019), período no qual foram registradas as maiores ondas de 2019 (denominado de Grandes Ondas -GO-).

Nessa seção são apresentadas comparações dos resultados da modelagem com os dados de turbidez3 disponíveis em cada evento, onda e correntes medidos nos fundeios e séries temporais da velocidade do vento da base ERA5. Também são apresentados os campos diários de concentrações modeladas mostrando a evolução ao longo dos dois eventos, identificando os principais padrões. Nessa análise, que visa observar o efeito da ressuspensão de sedimentos no fundo lamoso já existente na plataforma continental, não foi considerada a vazão líquida e sólida do Rio Doce. A escolha desse cenário é também justificada pelo fato de que os eventos com maior energia das ondas aconteceram durante o período seco (abril a outubro), como mostrado nas Figura 1 e Figura 2.

[3] A comparação dos resultados das concentrações modeladas e a turbidez medida (NTU) devem ser consideradas de forma qualitativa, uma vez que não foi utilizada nenhuma calibração entre as duas variáveis.

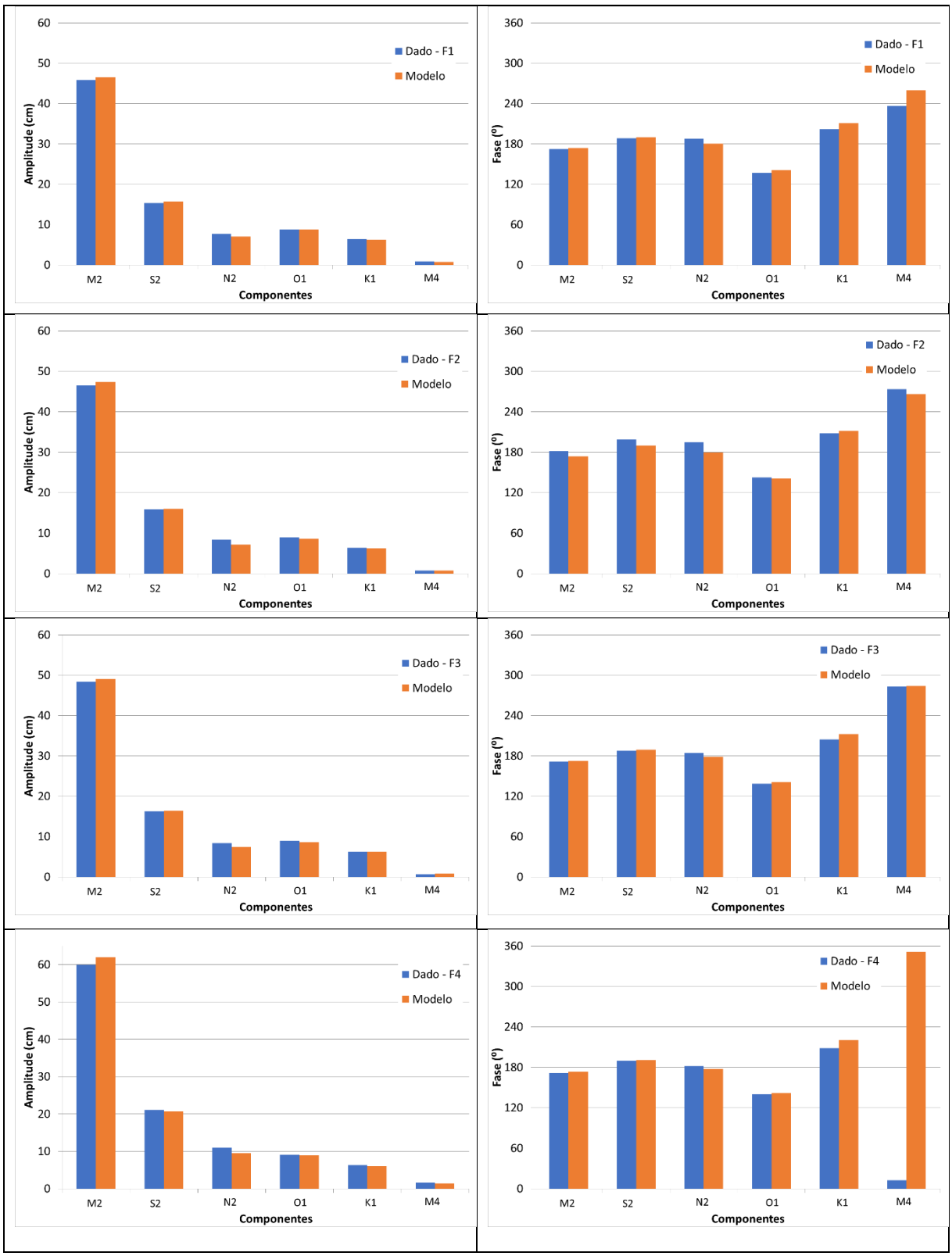
Por fim, vale destacar o papel das ondas na dispersão de sedimentos oriundos do Rio Doce na corrente litorânea e sua possível influência na presença de lama nas praias do litoral, especialmente ao norte da foz do Rio Doce, como reportado em RSE_RT35 (APÊNDICE II – AMBIENTE COSTEIRO – Anexo 4 Praias). Foi assim realizada uma primeira estimativa da capacidade de transporte longitudinal devido às ondas (inclusive sedimento fino), para um período de um ano e os dois cenários analisados.

1.1.1.2.2.1 Verificação da Modelagem Hidrodinâmica DELFT3D

Os resultados dos módulos hidrodinâmico e de ondas foram comparados com os dados medidos nos fundeios considerando as componentes de maré, os principais parâmetros das ondas e as correntes, conforme é descrito a seguir.

Maré: Com o aumento da resolução espacial obtiveram-se valores de amplitude da M4 mais próximos dos observados o que determinou uma melhor representação do padrão de assimetrias e das correntes de maré. Comparações de altura do nível do mar (NM) do modelo com as medidas na costa e nos fundeios (séries temporais e histogramas), mostraram uma melhora no grau de representatividade da maré com valores de RMSE de 0,05 m (F1), 0,08 m (F2), 0,04 m (F3) e 0,06 m (F4). No fundeio F1 as alturas variaram de 0,60 m, na quadratura, a 1,80 m, na sizígia. Já para o fundeio F4, as alturas variaram de 1,00 m, na quadratura, a 2,10 m, na sizígia, mostrando a amplificação da maré ao norte do Rio Doce. As amplitudes e fases obtidas das séries simuladas mostram boa concordância com as constantes obtidas das medições. A Figura 31 ilustra a comparação da amplitude e fase das principais componentes astronômicas (M2, S2, N2, O1 e K1) e de águas rasas (M4) calculadas com as séries de NM simulada e medida nos 4 fundeios (F1, F2, F3 e F4).

Figura 31: Comparação das principais componentes harmônicas para os 4 fundeios. Período de análise: 14/12/2018 – 15/01/2019.



Ondas: A série de altura significativa das ondas (Hs) modelada acompanhou a série medida, apresentando valores de RMSE de 0,25, 0,28, 0,50 e 0,30 m para os fundeios F1, F2, F3 e F4, respectivamente, com coeficientes de correlação em torno de 90% (Figura 32). As maiores diferenças de Hs foram observadas para os valores extremos (máximos e mínimos, Figura 33). Os valores mínimos de altura significativa de onda simulados foram ≈20% maiores que os medidos. Já os valores máximos de Hs foram subestimados para alguns eventos de ondas (≈10% chegando a ≈40% durante o evento de Grandes Ondas no fundeio F3).

Figura 32: Diagramas de dispersão de altura significativa de onda (Hs) do período simulado (março/2019-julho/2019).

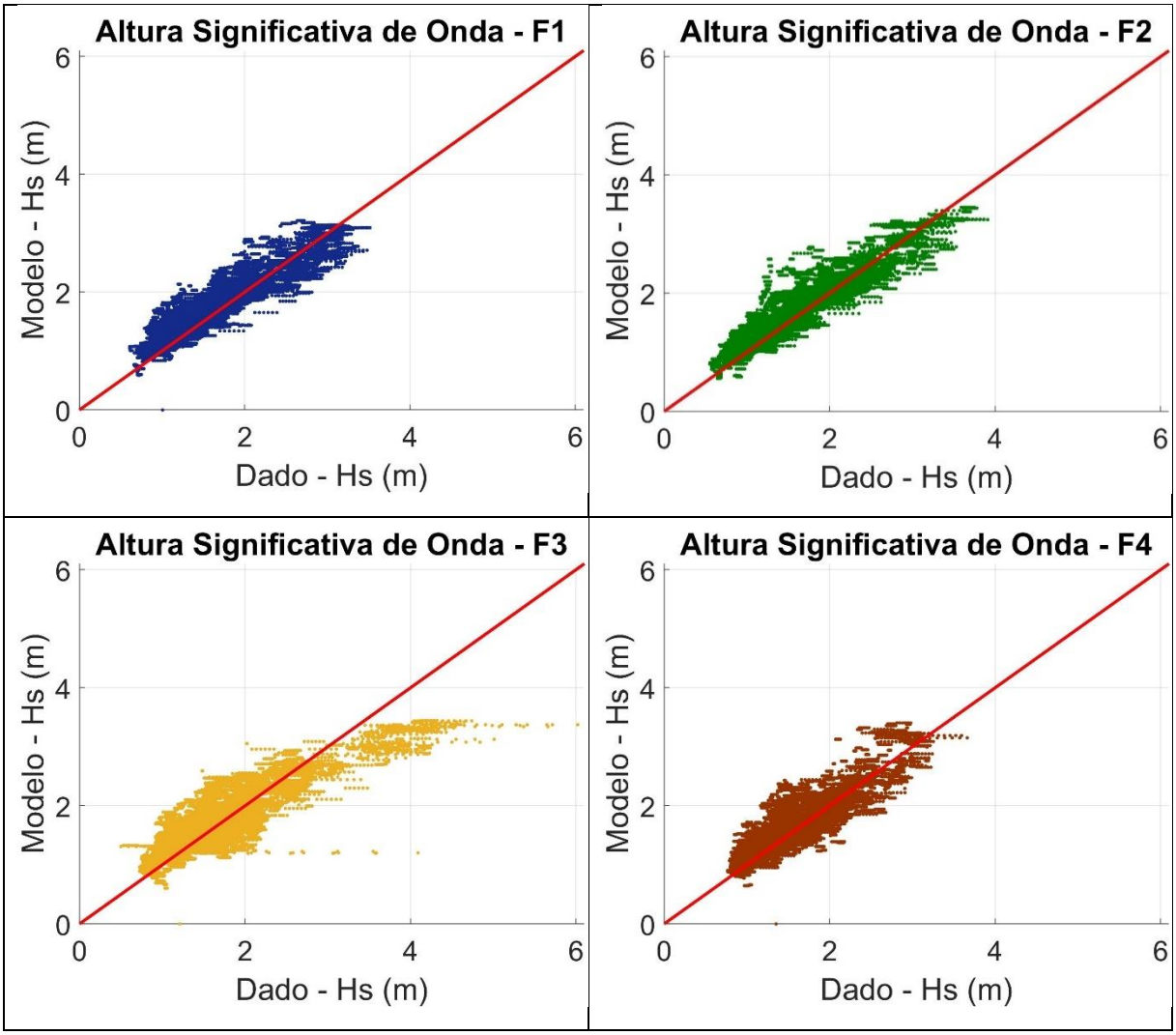
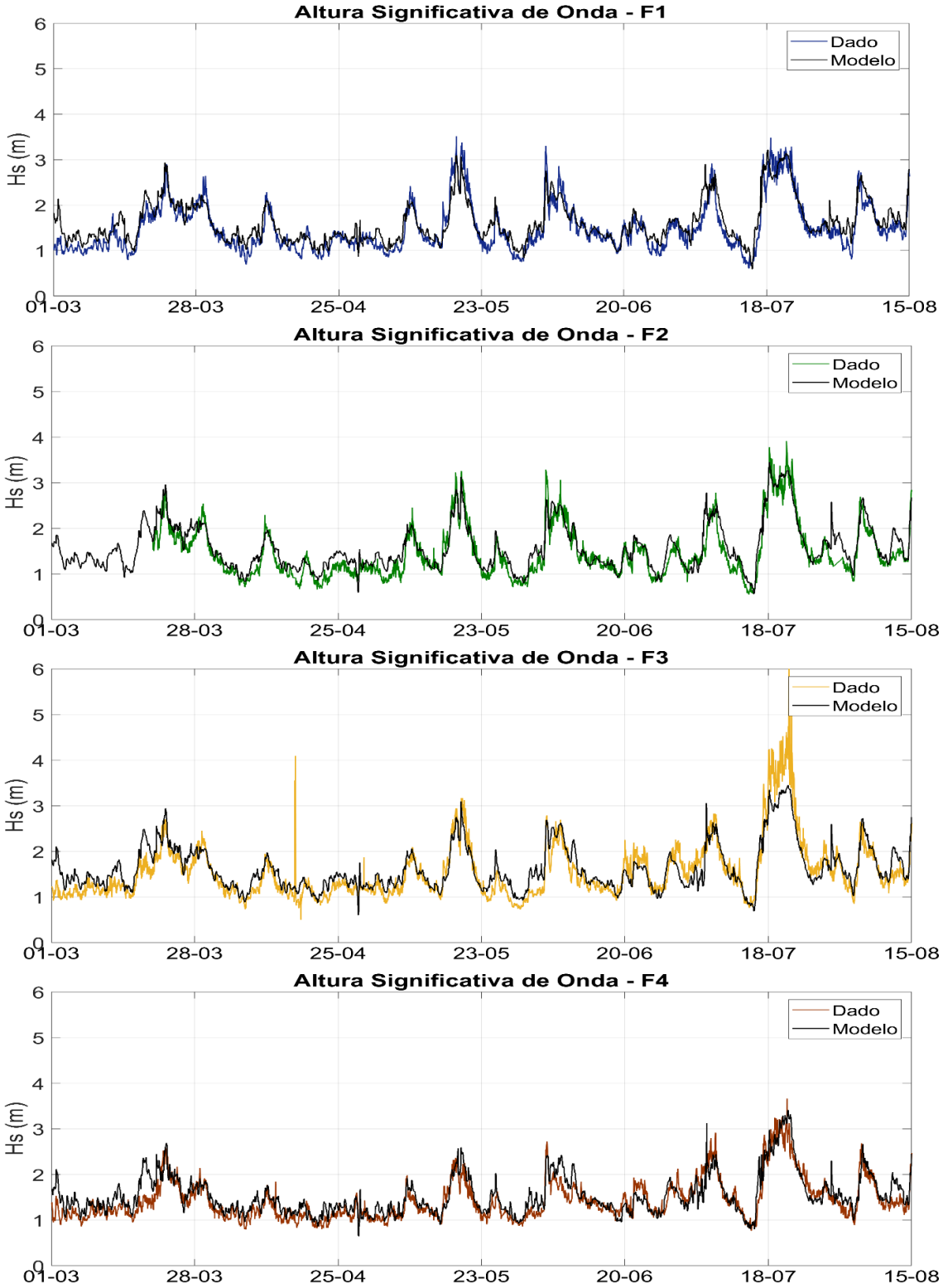


Figura 33: Séries temporais de altura significativa de onda (Hs) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4)



Quando comparados com os dados medidos nos fundeios, a qualidade da modelagem do período de pico e da direção de ondas, variou ao longo do tempo. O padrão temporal do Tp simulado nos 4 fundeios, acompanhou a série medida (Figura 34). Em todos os fundeios o RMSE calculado foi ≈3 s e

os coeficientes de correlação foram de 52% para F1, 60% para F2 e 70% para F3 e F4. A direção da onda simulada acompanhou o padrão temporal medido, porem a maior variabilidade observada nos dados não foi capturada pela modelagem (Figura 35). O RMSE calculado foi em torno de 25º para F1, F2 e F3 e ≈19º para o fundeio F4. Da mesma forma o F4 apresentou o melhor coeficiente de correlação (79%). Já os fundeios F2 e F3 apresentaram um coeficiente de correlação de 72% e o fundeio F1 de 56%.

Em relação aos parâmetros de onda (altura significativa -Hs-, período pico -Tp- e direção do pico -Dp) as diferenças observadas entre os resultados do modelo e os dados medidos estão, em parte, justificadas pela qualidade da informação de modelo ERA5 usado como forçante no modelo de ondas. A condição de contorno, nesta primeira implementação do modelo de ondas, considerou ondas monocromáticas, correspondentes a Hs, Tp e Dp. Foi verificado que os dados do ERA5 também subestimaram em ≈40% os Hs registrados durante o evento de grandes ondas. Como exemplo, as Figura 36 e Figura 37 apresentam, uma comparação das 3 séries temporais de Hs e direção de onda, para o local do fundeio F3, os valores medidos nesse fundeio, a série simulada e a série imposta no contorno, obtida da base ERA5.

Além da qualidade da informação imposta como condição de contorno, a discordância entre os valores medidos e modelados de Tp e Dp pode estar associada à bimodalidade na climatologia de ondas (Nogueira et al., 2015). A categoria de mar mais comum (73% do tempo), chamada de bom tempo, está associada à presença do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) na costa brasileira, sendo caracterizada por ondas curtas (períodos inferiores a 10 segundos) e direção leste. Frequentemente (57% do tempo) pode haver bimodalidade com a presença de um swell distante, com direção S e períodos de 10 a 14 segundos, coexistindo aos sistemas de mar gerados pela circulação do ASAS. Logo, a condição de contorno de tipo paramétrica utilizada nesta simulação inicial não representa essa bimodalidade, sendo necessária uma condição de contorno de tipo espectral.

Figura 34: Séries temporais de Período de Pico (Tp) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4).

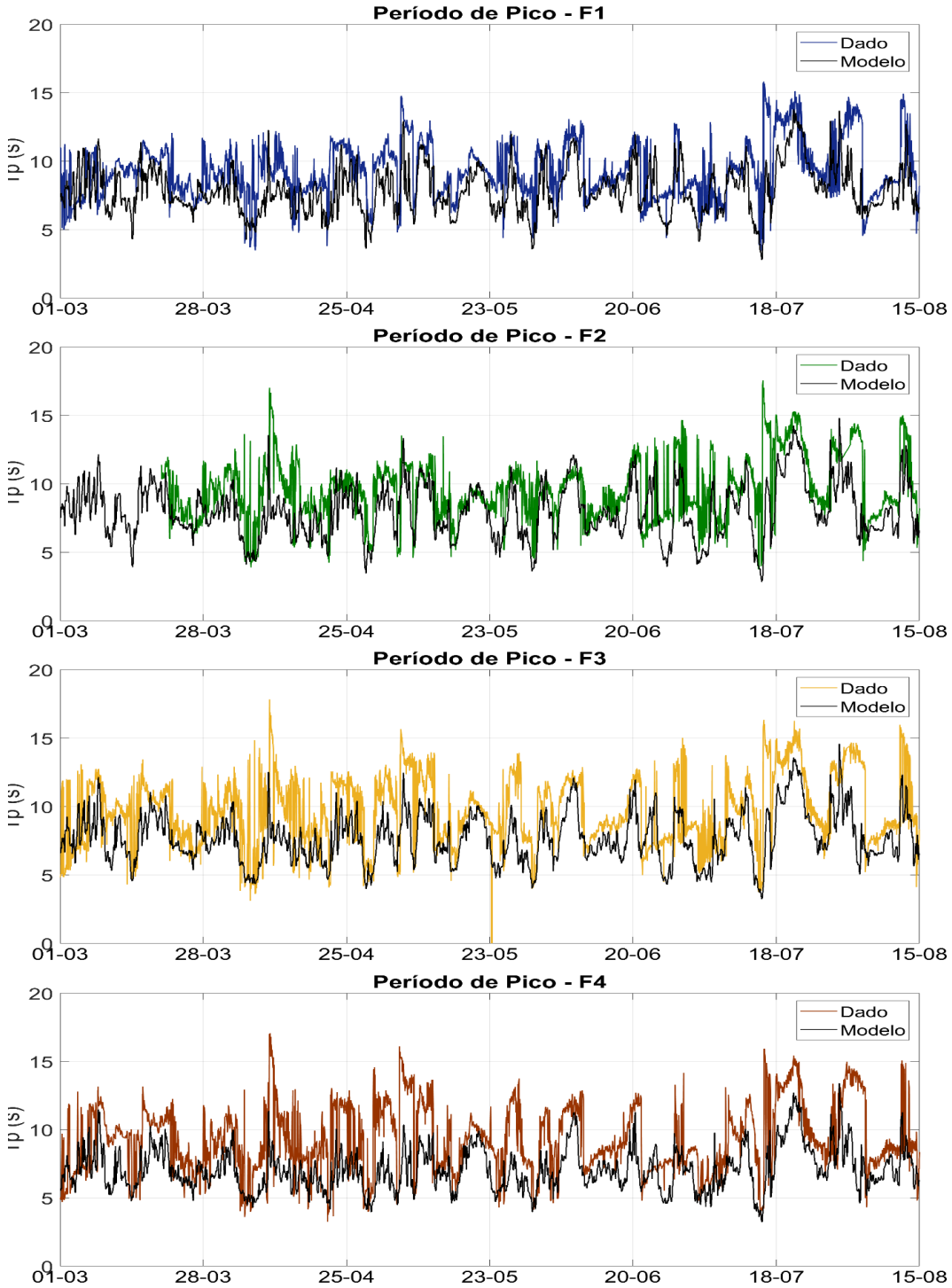


Figura 35: Séries temporais da Direção média da onda (Dir) medidas e simuladas nos quatro fundeios (F1, F2, F3 e F4).

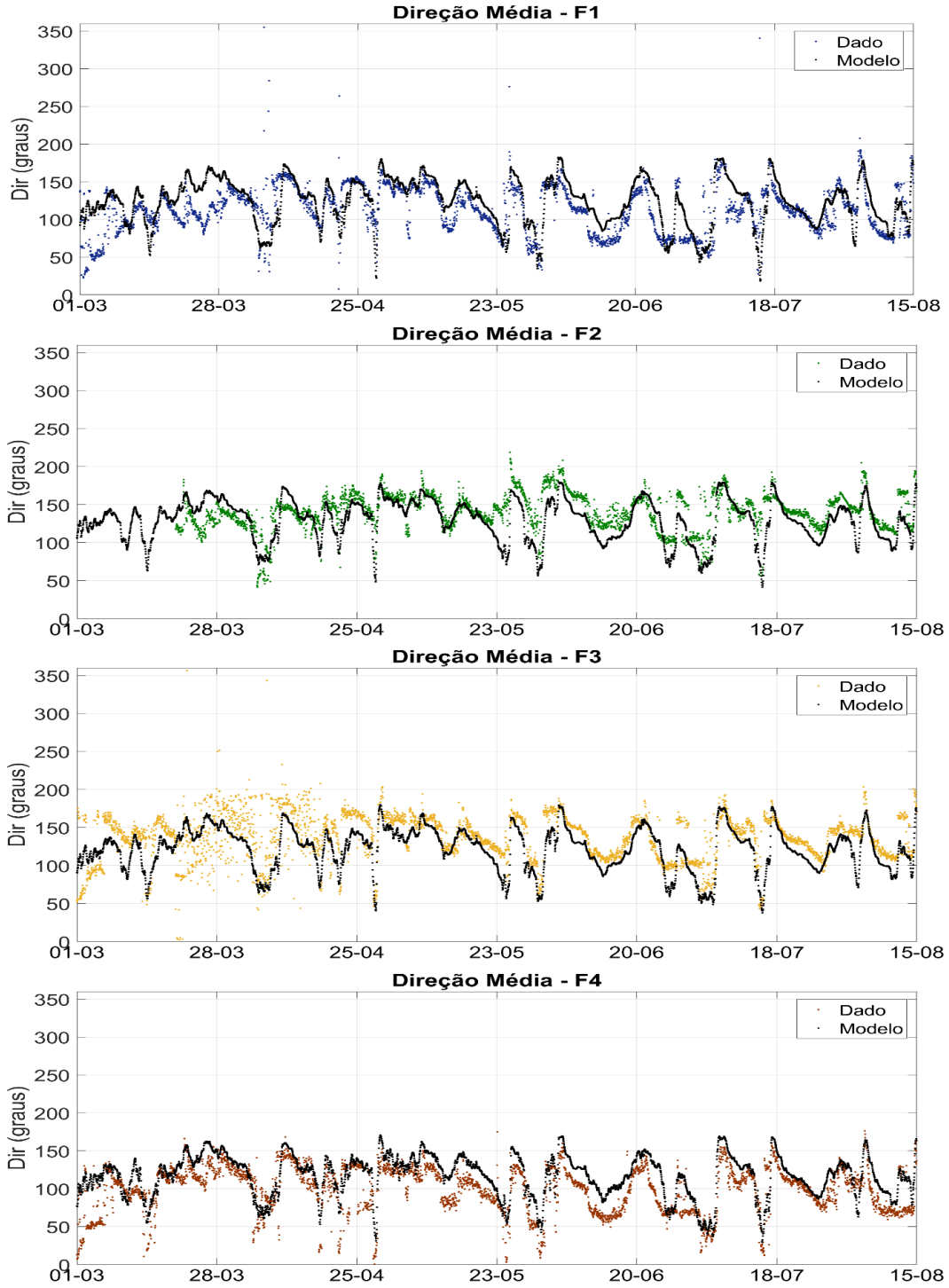


Figura 36: Séries temporais de Hs medidas e simuladas, em F3 e série imposta no contorno (ERA5).

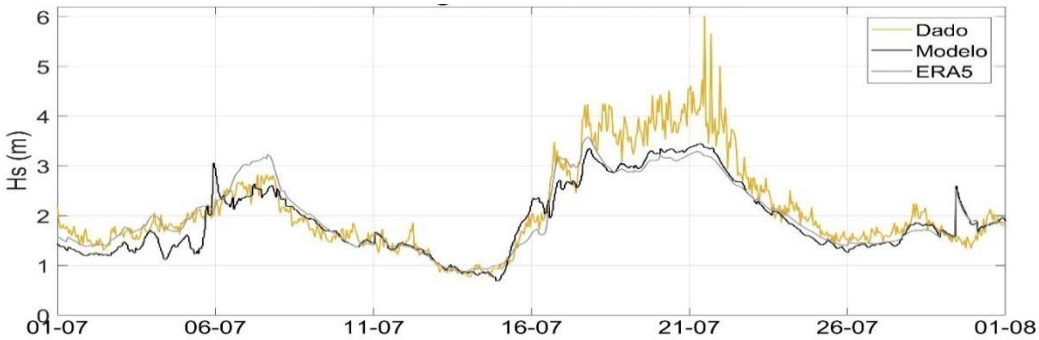
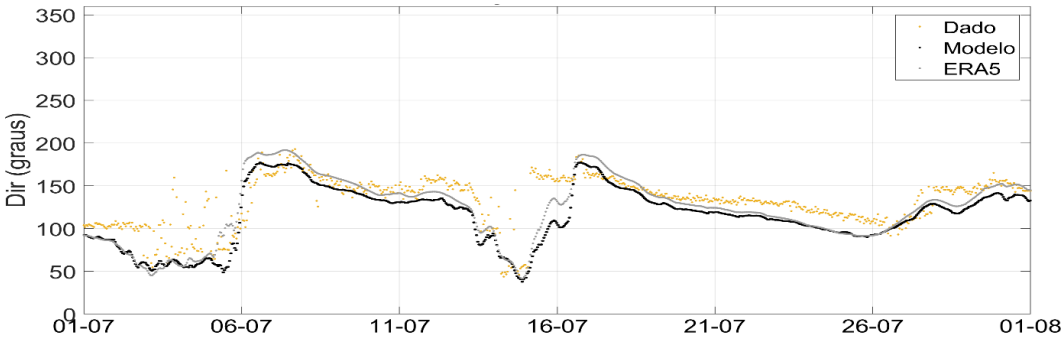
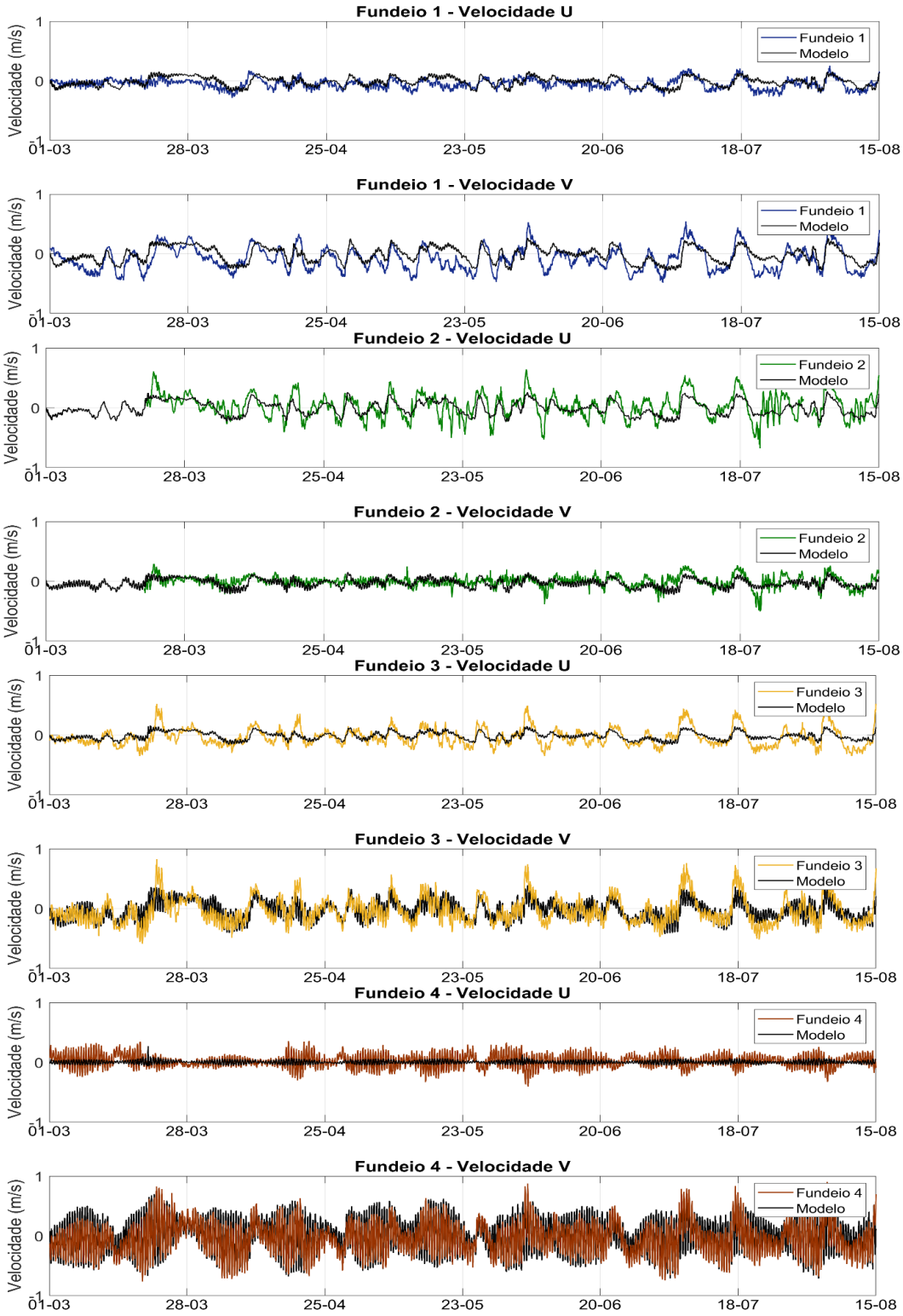


Figura 37: Séries temporais de direção de medidas e simuladas, em F3 e série imposta no contorno (ERA5).



Correntes: A verificação das correntes simuladas foi realizada com base na comparação com séries de correntes medidas nos fundeios (F1, F2, F3 e F4). Para tal fim o perfil medido de cada componente da velocidade foi integrado na vertical para comparação com os resultados do modelo 2DH. As comparações de ambas as componentes são mostradas na Figura 38, considerando os 4 fundeios. Pode ser observado que nos fundeios F1, F3 e F4 as componentes dominantes são as longitudinais (V), enquanto que as correntes transversais (U) são dominantes no caso do F2. O modelo representou melhor a componente V. Também, o ajuste das correntes é melhor para os fundeios F3 e F4 onde a maré representa a maior variabilidade das correntes. Já nos fundeios F1 e F2, apesar do modelo considerar o vento, não consegue representar toda a variabilidade associada às correntes. Estas diferenças podem estar associadas a efeitos baroclínicos e de grande escala, que serão incluídos na próxima etapa da modelagem, considerando modelagem 3D e acoplamento com o modelo ROMS (RRDM, 2019, RT-19D).

Figura 38: Séries temporais de U e V medida (integrada na vertical) e simulada para o período total de modelagem. De cima para baixo F1, F2, F3 e F4.



1.1.1.2.2.2 Período 19/03/2019 a 15/04/2019 (Evento Iba)

O evento Iba corresponde ao final do período chuvoso, porém de um ano seco. Meteorologicamente esse período foi caracterizado por duas entradas de frentes frias (do 20/03 a 02/04 e 10/04 a 15/04 de 2019) com ventos dominantes aproximadamente do sul. A Tempestade Tropical Iba aconteceu entre os dias 23 e 28 de março (RRDM, 2019, RT-19D) quando foram observados dois picos de ondas bem marcados. Em 23/03/2019 teve a chegada do primeiro trem de ondas, sendo registrada a máxima altura de onda no dia 23/03 no fundeio F2 (Hs = 2.92m, Tp de 8s e direção de 154º/SSE). Uma semana após, em 30/03/2019, chegou o segundo trem de ondas, sendo registrada a máxima altura de onda no fundeio F1 (Hs = 2.63m, Tp de 10s e direção de 126º/SSE). Durante a maior parte do tempo a altura de ondas superou 1,8 m. Entre as duas frentes frias houve um período com inversão dos ventos, com predomínio de ventos NE e com diminuição nas alturas de onda (aproximadamente de 1 m). O período de 20/03 a 02/04 de 2019 apresentou uma persistência das condições de ondas altamente energéticas (acima de 2 m) por um período superior a 10 dias. Isso o tornou um evento peculiar apesar de não ser, em termos de altura significativa de ondas, o evento mais energético observado (Figura 2).

Em relação ao transporte de sedimento em suspensão simulado (Figura 39 e Figura 40), no período do Iba foram observados os seguintes padrões de variação espaço-temporal da concentração de sedimentos em suspensão média na coluna d'água (CSS): 1) Aumento dos valores de CSS associados a eventos de ondas maiores, com Hs acima de ≥1,8m, caracterizando eventos de ressuspensão; 2) Migração da pluma de CSS para sul e para norte da localização do depósito de lama, associado à advecção pelas correntes forçadas por ventos NE e S0, respectivamente; 3) Deslocamento da pluma ao longo do dia provocada pela advecção por correntes de maré. A seguir são descritos cada um desses padrões observados nos campos de concentrações e identificados nas séries temporais de turbidez (medidas) e concentrações (simuladas).

Figura 39: Campos instantâneos diários de CSS, média na coluna d'água, simulados no periodo Iba - 19/03 a 07/04 . As linhas representam CSS [kg/m3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1,0.

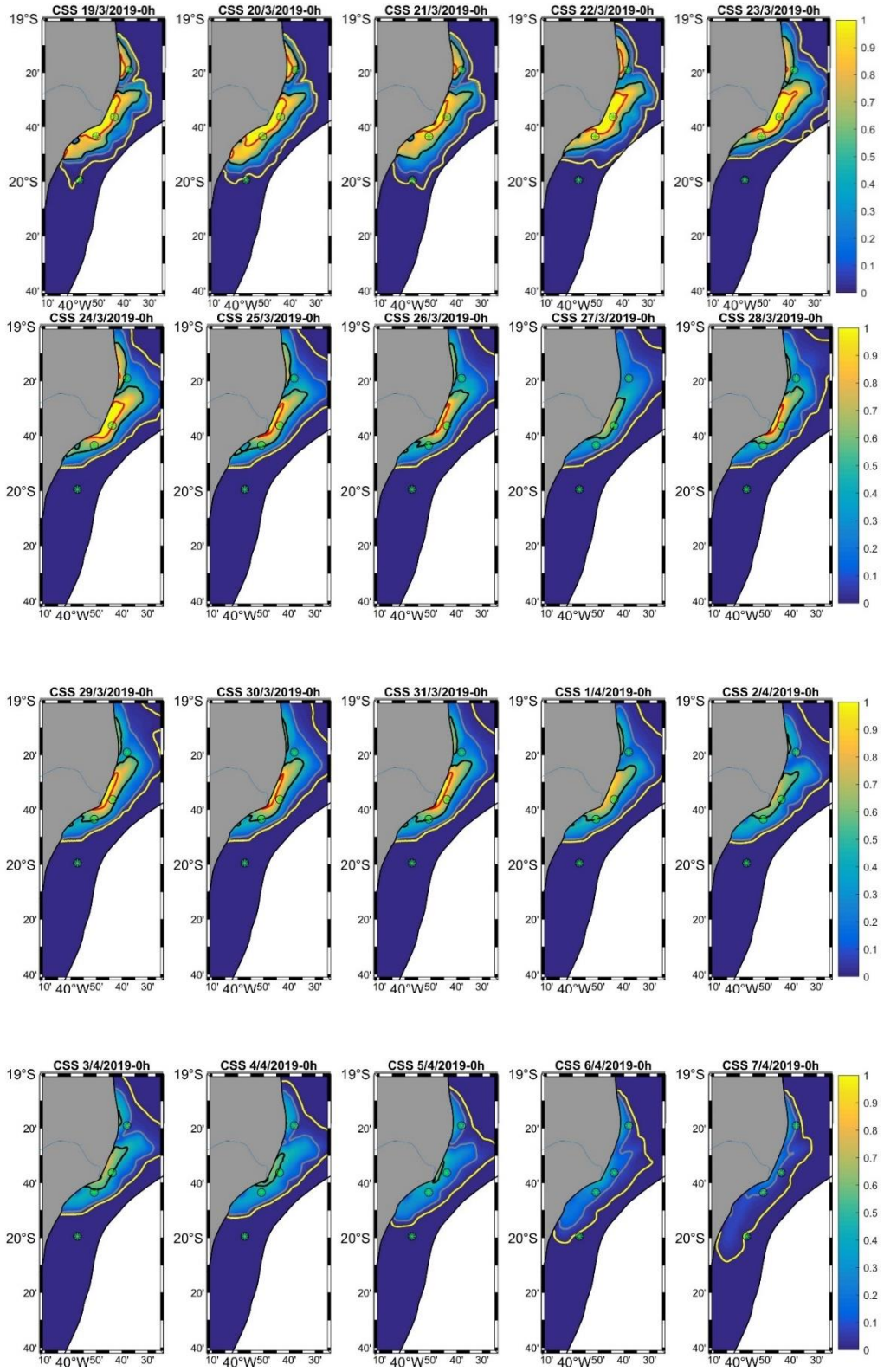
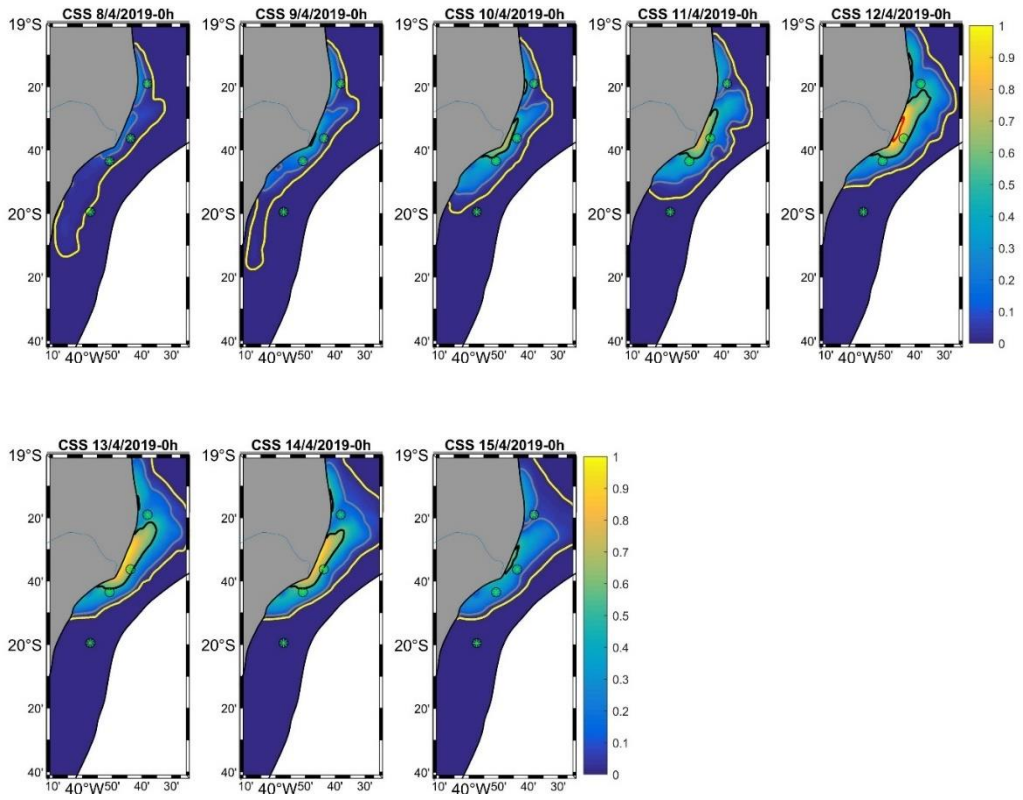


Figura 40: Campos instantâneos diários de CSS média na coluna d'água, simulados no periodo Iba: 08/04 a 15/04. As linhas representam CSS [kg/m3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1,0



Aumento dos valores de CSS associados a eventos de ondas

A modelagem mostrou a existência, na maior parte do tempo, de um núcleo de máximas CSS localizado em cima do depósito de lama na frente da foz (Figura 39 e Figura 40). Os valores de CSS do núcleo variaram ao longo do tempo. Durante o período de 19 a 24 de março o núcleo apresentou os máximos valores de CSS e uma maior abrangência espacial (Figura 39). Entre 25 e 27 de março houve uma diminuição da CSS seguida por um novo incremento das concentrações entre os dias 28 e 31 de março (Figura 39). Nos primeiros 9 dias de abril houve uma nova diminuição da CSS a qual foi seguida de um novo incremento das CSS entre os dias 10 e 14 de abril (Figura 39 e Figura 40). A partir da comparação com dados medidos e simulados de altura significativa das ondas verificou-se que os incrementos da CSS estiveram associados a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m.

Nos fundeios F4, F3 e F2 a CCS simulada apresentou padrões de evolução temporal muito semelhante (Figura 41, Figura 43 e Figura 45, painel inferior). Nos três locais os picos de CSS aconteceram durante os eventos de frente fria com Hs ≥ 1,8m (23/03, 28/03 a 30/03 e 12/04 a 13/04), evidenciando uma relação direta com os eventos de onda (Figura 42, Figura 44 e Figura 46). Esse comportamento é esperado, uma vez que os fundeios estão localizados em regiões rasas (entre 16 e 18 m de profundidade). Por sua vez as máximas concentrações aconteceram nos fundeios F3 e F2 (Figura 43

e Figura 45). No fundeio F4, os picos de concentrações aconteceram nas mesmas datas, porém com valores 50% menores (Figura 41). Vale salientar que F2 e F3 estão localizados no interior do bolsão de lama na presente configuração, evidenciando o processo de ressuspensão, enquanto F4 está próxima da borda (Fig.3 - Metodologia).

Os padrões descritos para a CSS foram também observados em certos momentos nas séries medidas de turbidez em superfície e no fundo. Na maior parte dos casos, o aumento da turbidez em superfície (para F4, F3 e F2, Figura 41, Figura 43 e Figura 45, painel superior) e da turbidez no fundo (para F3 e F4, painel central) aconteceu durante os episódios de frente fria com ondas com Hs $\geq$ 1,8m. Para a turbidez em superfície os picos atingiram valores dentre 9 a 15 NTU (F2: $\approx$15NTU em 30/03; F3: $\approx$15NTU em 30/03 e $\approx$9 NTU no período 10 a 14 de abril; F4: $\approx$12NTU em 30/03 e $\approx$9 NTU no período 10 a 14 de abril). Para esse mesmo período (10 a 14/04) no fundeio F2 não houve aumento da turbidez em superfície. Já a turbidez no fundo apresentou valores máximos de $\approx$750NTU em F3 e $\approx$1700NTU em F4. Uma vez que o F2 se encontra no bolsão de lama, as concentrações no fundo são elevadas praticamente durante todo o intervalo de análise, apresentando valores entorno de 800 NTU (Figura 45, painel central).

Para F1 tanto a modelagem quanto a análise dos dados de turbidez em superfície (Figura 47, painel superior, Figura 48 painel superior) não evidenciaram uma relação entre a CSS e a altura de ondas. Esse comportamento pode ser devido ao fundeio estar localizado em águas mais profundas, em torno de 44m.

Figura 41: Iba F4– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F4. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

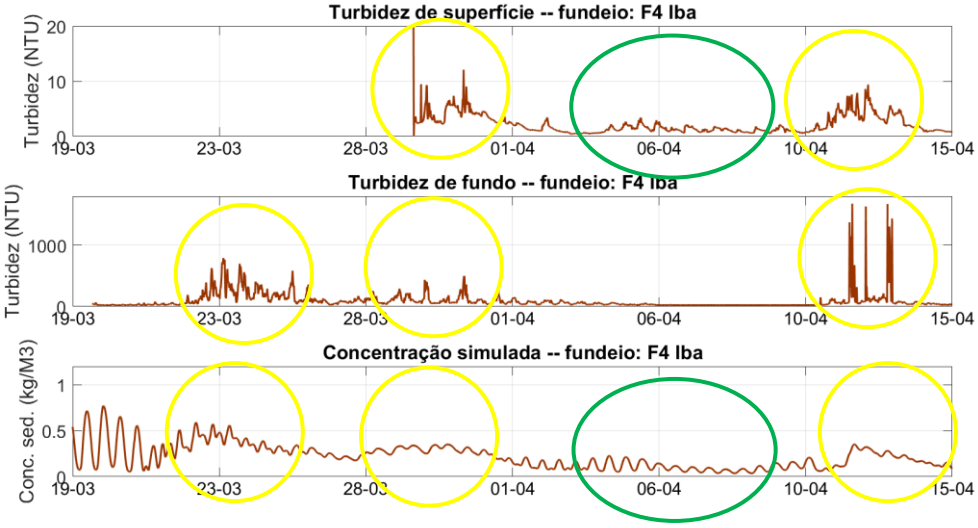


Figura 42: Iba F4– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F4. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

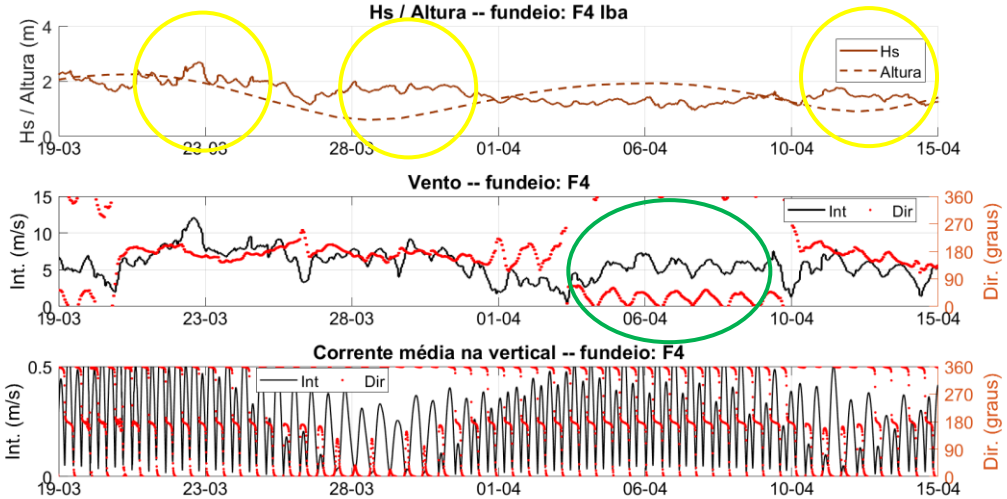


Figura 43: Iba F3– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F3. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

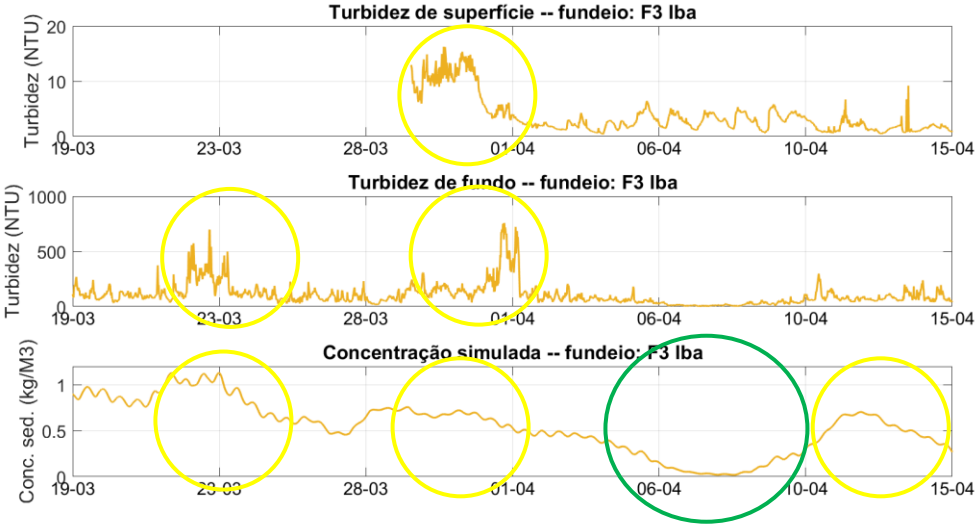


Figura 44: Iba F3– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F3. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

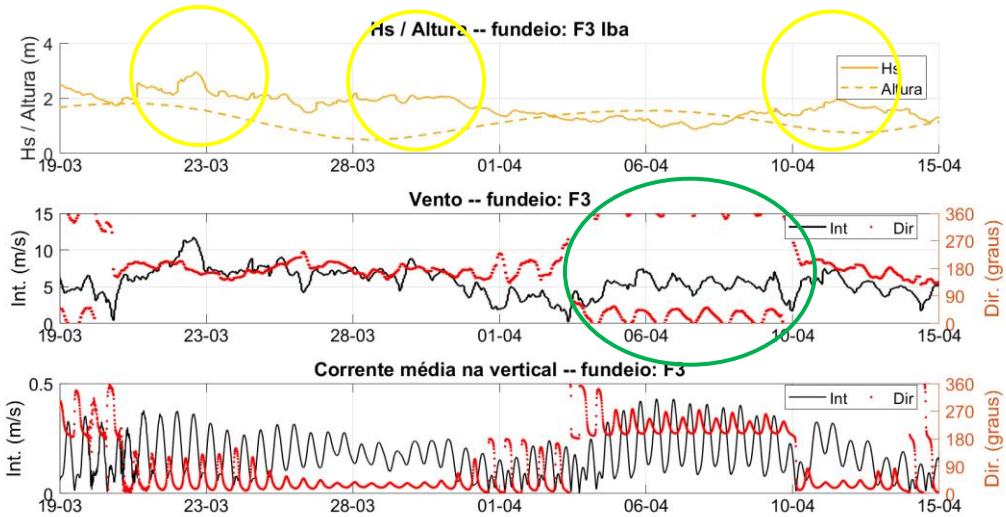


Figura 45: Iba F2– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F2. Os círculos amarelos indicam picos de CSS associadas a eventos de ondas com Hs ≥ 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

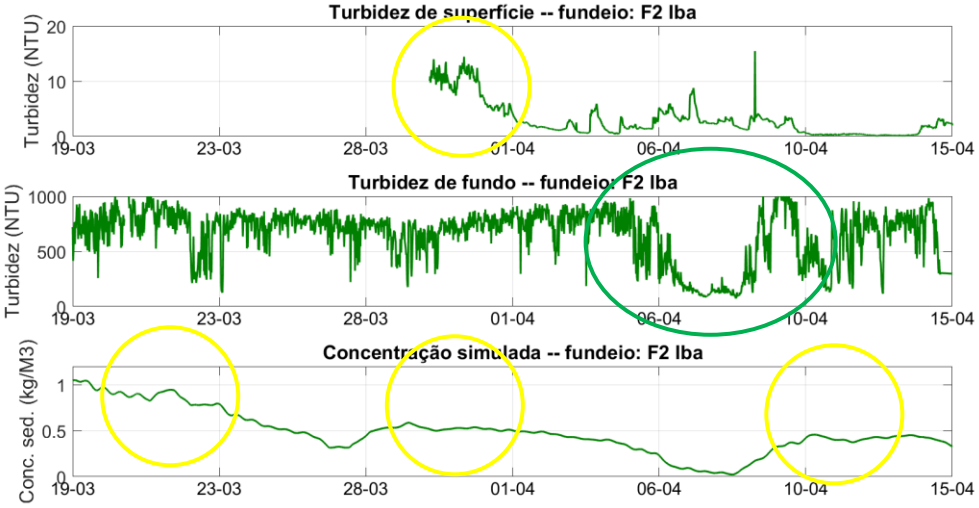


Figura 46: Iba F2– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F2. Os círculos amarelos indicam eventos de ondas com Hs > 1,8m. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

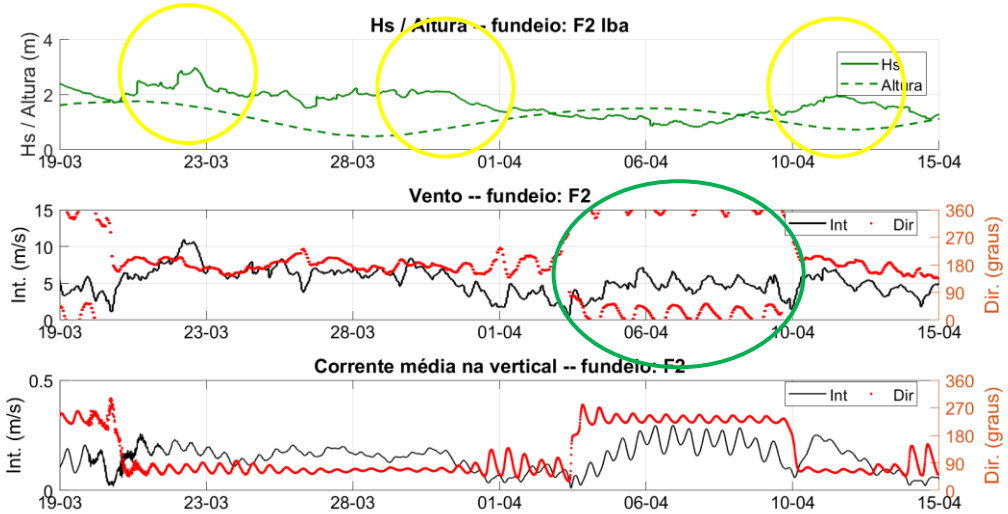


Figura 47: Iba F1– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F1. Os círculos verdes indicam períodos de ventos N/NE.

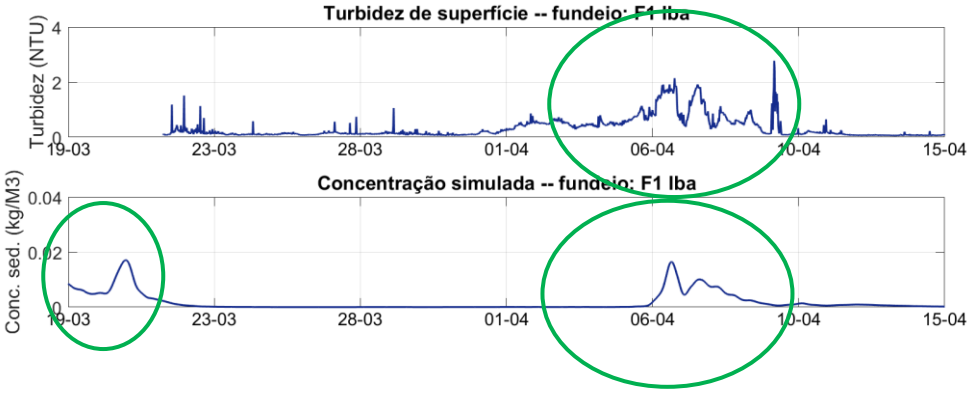
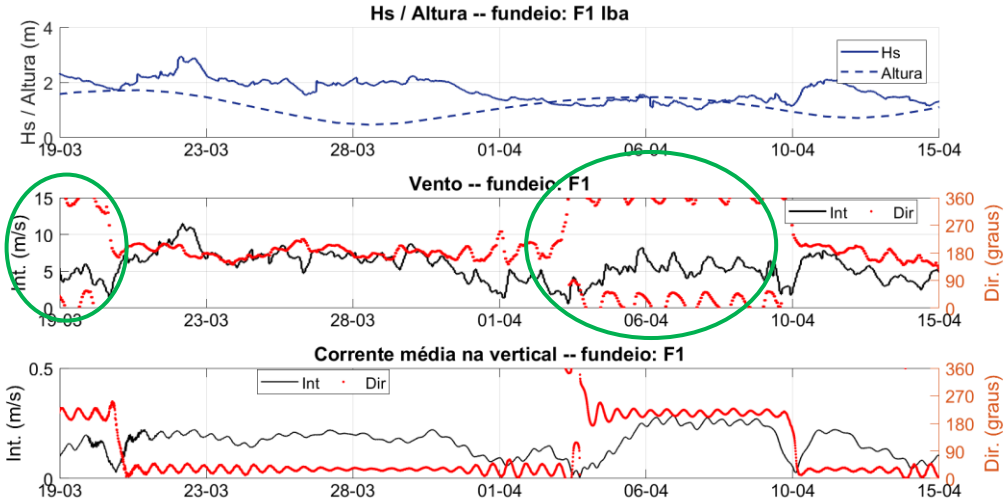


Figura 48: Iba F1– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F1. Os círculos verdes indicam períodos de ventos de N/NE.



<u>Migração da pluma de CSS para sul e para norte da localização do depósito de lama</u>

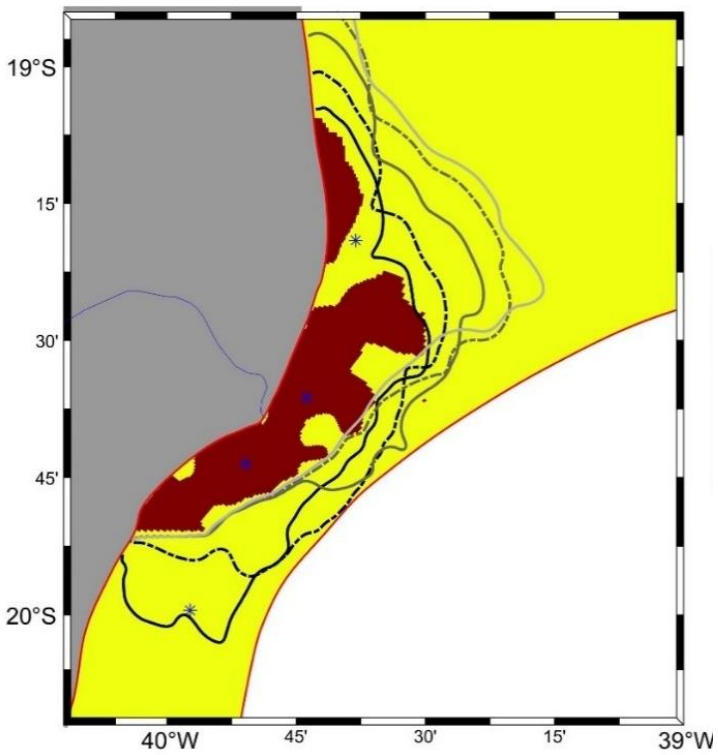
A migração da pluma de CSS para sul ou para o norte do depósito de lama, por períodos de alguns dias, está associada com a mudança do padrão de ventos, que influi nas direções das correntes.

Nos resultados das simulações numéricas foram observados 2 episódios de migração da pluma para sul, nos períodos de 19 a 21 de março (Figura 39) e de 04 a 09 de abril (Figura 39 e Figura 40), ambos acontecendo com ventos do quadrante N-NE, e com correntes paralelas à linha de costa direcionando para o sul sedimento disponível na foz do Rio Doce. Foi durante esses eventos de ventos do quadrante N-NE que no fundeio F1 ocorreram os dois únicos picos de CSS (Figura 47). O segundo pico de CSS coincidiu temporalmente com os máximos valores medidos de turbidez em superfície (≈3 NTU). A

diferença do observado no fundeio F1, durante o período de 04 a 09 de abril, no F3 (Figura 43) e F2 (Figura 45) observou-se uma diminuição das CSS chegando a valores quase nulos. Esse comportamento está associado a eventos de ondas com menor altura de onda (Hs ≈1 m) quando comparados ao período de 19 a 21 de março (Hs ≈3 m, Figura 44), o que determina uma ressuspensão menor. Durante o período de 04 a 09 de abril, ainda que pequenas, as CSS em F4 (Figura 41) superaram as simuladas em F2 e F3 provavelmente devido a material sendo advectado de norte para sul pelos ventos de N-NE (Figura 42, entre os dias 7 e 8 de abril). O comportamento da CSS simulada nas posições dos fundeios F2, F3 e F4, é consistente com o observado nos dados medidos. A turbidez de fundo medida em F2 e F3 apresentou uma queda chegando a valores nulos em F3 e próximos de 200 NTU em F2 (onde o valor observado foi em média entorno de 800 NTU). Já em F4 observou-se um pequeno aumento da turbidez em superfície (< 5NTU), porém menor ao observado com a presença de ondas com Hs ≥ 1,8m.

A migração da pluma de sedimentos para norte aconteceu durante a passagem de frentes frias, como pode ser visto na Figura 49 para o período 21 a 24 de março, onde se apresenta a evolução ao longo do tempo da posição da isolinha de CSS = 0.01 kg/m3 (indicativo da borda da pluma) durante o período antes mencionado.

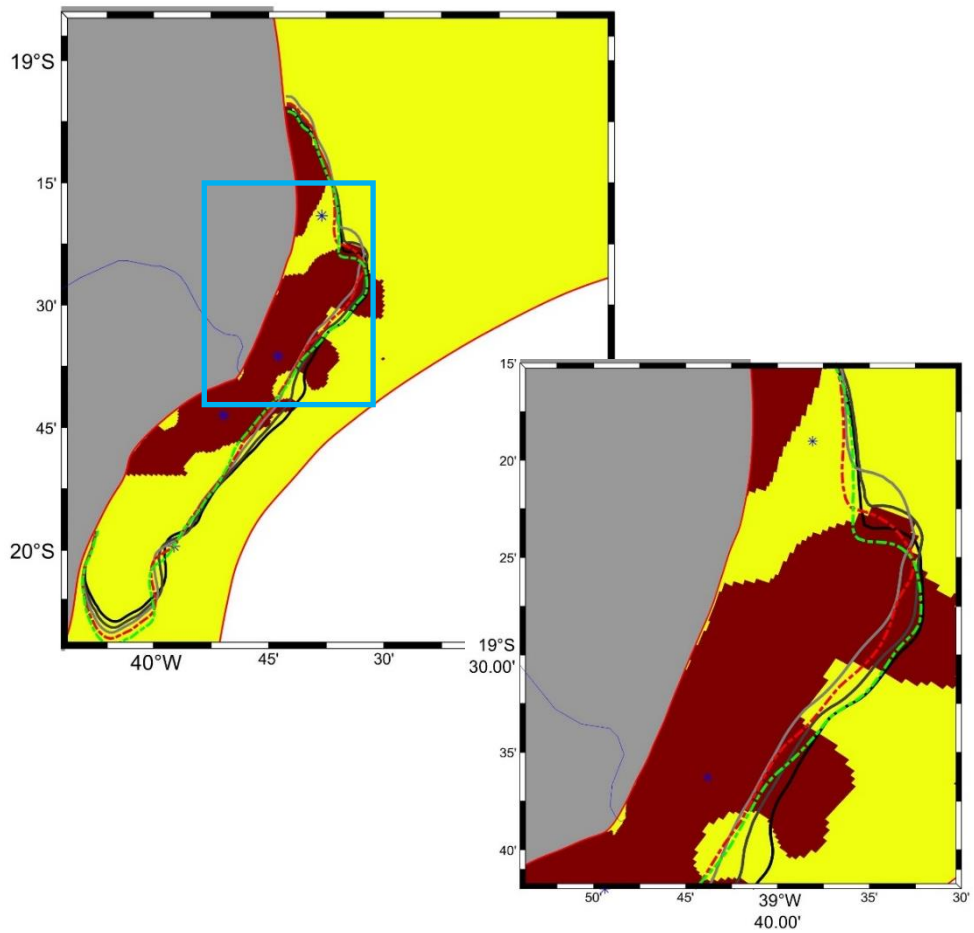
Figura 49: Evolução temporal da posição da isolinha de CSS = 0.01 kg/m3 (indicativo da borda da pluma) durante o intervalo de 5 dias (20 a 24 de março de 2019). Pode-se observar o deslocamento para a norte da pluma durante a passagem de uma frente fria. As cores representam linha preta cheia = posição no dia 20, linha preta tracejada = posição no dia 21, linha cinza escuro = posição no dia 22, linha cinza escuro tracejado = posição no dia 23, linha cinza claro = posição no dia 24. Em marrom a localização do depósito lamoso em frente ao Rio Doce. Linha vermelha cheia = contorno do dominio de modelagem.



Deslocamento da pluma ao longo do dia com a maré

A variação espacial da pluma de sedimentos com a maré foi mais evidente no setor de Degredo (nas proximidades do fundeio F4) durante os períodos de sizígia. Esse deslocamento é ilustrado na Figura 50 ao longo de um ciclo de maré durante o pico da sizígia correspondente a data 07/04/2019, onde foi observado o deslocamento da pluma simulada para norte e oeste, durante a enchente (0h, 3h e 6h) e para o sul e leste, durante a vazante (9h e 12 h). Pode ser observado que o deslocamento da pluma na região ao sul da foz do Rio Doce, onde as correntes de maré são menos intensas, não apresenta oscilação ao longo do ciclo e sim a influência da tensão de cisalhamento do vento com direção N-S. Observando pontualmente nos locais dos fundeios, em F4 (Figura 41) e F3 (Figura 43) a CSS simulada variou ao longo do dia em concordância com a oscilação semidiurnas das correntes, sendo evidente nos períodos de maré de sizígia (23/03 e 07/04). Devido à amplificação da maré ao norte do Rio Doce, o sinal semidiurno é mais evidente em F4, onde a maior parte da variabilidade das correntes está associada à maré. Em F2, as oscilações de alta frequência observadas (provavelmente devido ao efeito do vento e a maré) não foram reproduzidas pela modelagem (Figura 47). Já para F1 (Figura 49) o sinal da maré não é evidente na CSS simulada nem nos dados de turbidez de superfície.

Figura 50: Posição da isolinha de CSS = 0.01 kg/m^3 (indicativo da borda da pluma) ao longo de um ciclo de maré durante o pico da sizígia correspondente a data 07/04/2019 nas proximidades do fundeio F4. As cores representam: linha preta = posição na 0h, linha cinza escuro = posição na 3h, linha cinza claro = posição na 6h, linha vermelha tracejada = posição na 9h, linha verde tracejada = posição na 12h. Em marrom a localização do depósito lamoso em frente ao Rio Doce. Linha vermelha cheia = contorno do dominio de modelagem.



1.1.1.2.2.3 Período 18/07/2019 a 31/07/2019 – Evento de grandes ondas (OG)

Do ponto de vista hidrológico, o evento de grandes ondas aconteceu durante o período de estiagem do Rio Doce caracterizado por valores de vazões baixos (< a 150 m3/s), mas com tendência de crescimento da vazão ao longo desse período (de 85 m3/s para 148 m3/s). O período foi caracterizado por um evento de ondas com altura significativa variando entre 3 e 6 m (do 18/07 a 24/07) e com ventos dominantes aproximadamente do quadrante E (oscilando entre NE e SE). Após o dia 24/07 as ondas diminuíram a altura ficando o Hs em torno de 1,5 a 2 m.

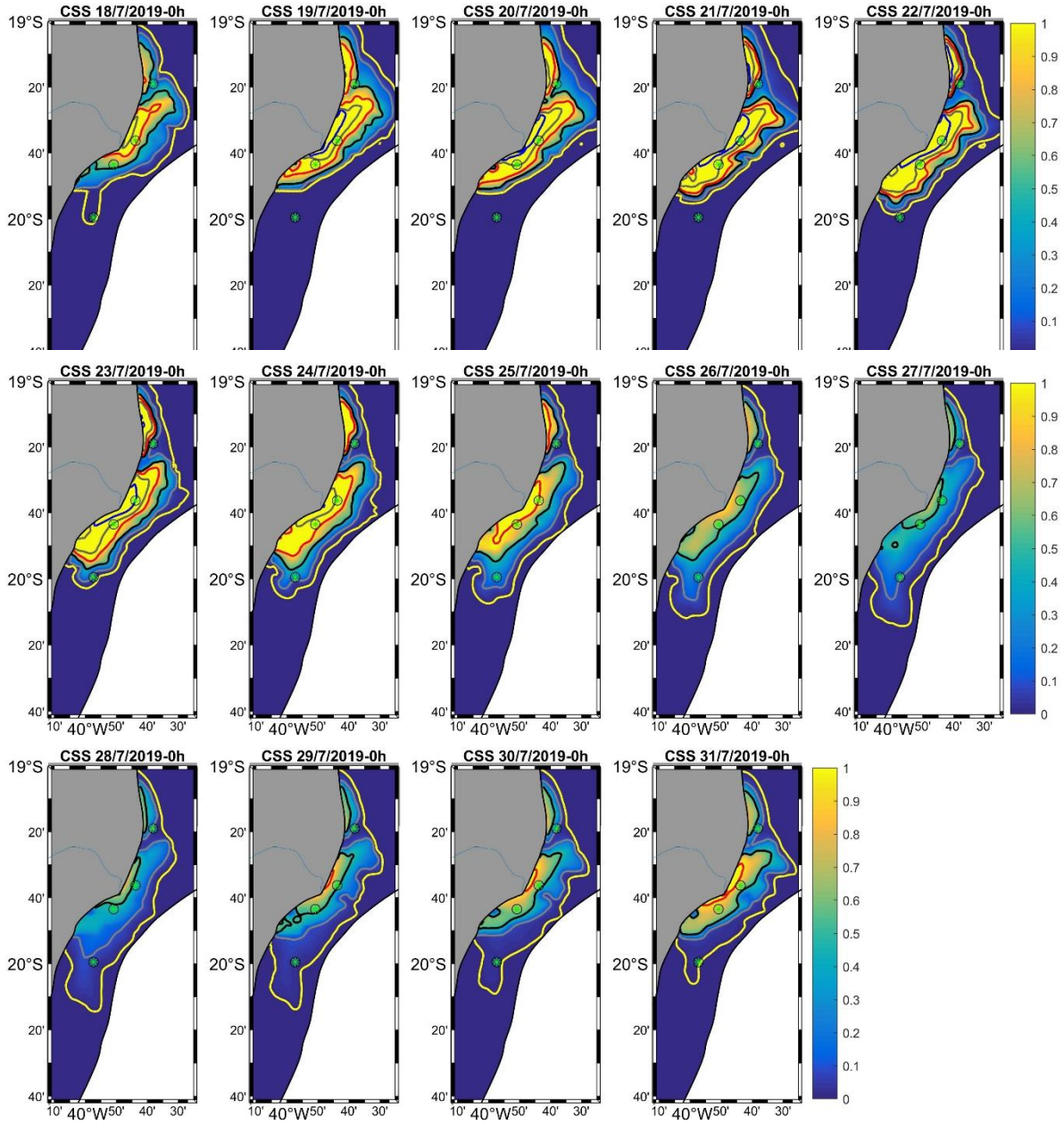
Em relação ao transporte de sedimento em suspensão simulado (Figura 51), no período de GO foram observados os mesmos padrões de variação espaço-temporal CSS descritos para o evento da

Tempestade Tropical Iba. Sendo assim, a análise a seguir está focada na ressuspensão do sedimento devido a ocorrência das maiores ondas.

Aumento dos valores de CSS associados a eventos de ondas

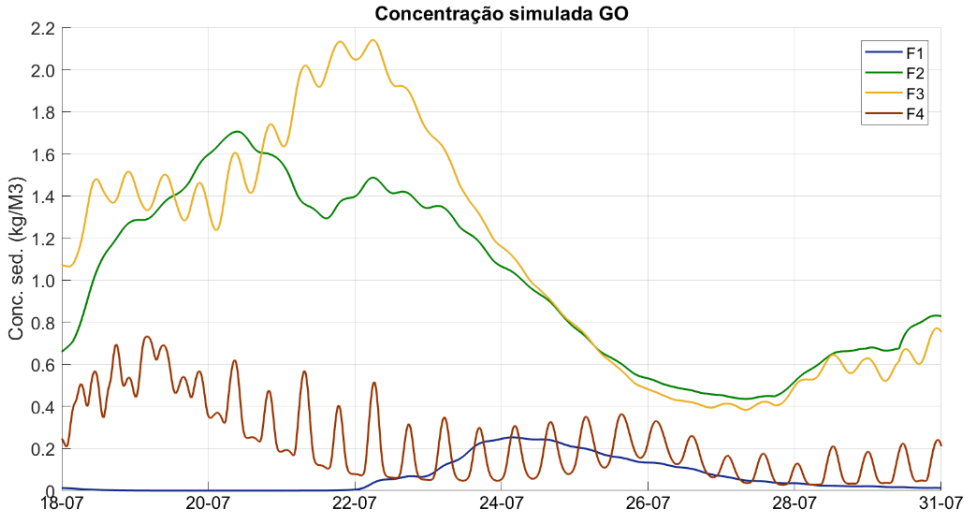
A simulação numérica do evento de GO apresentou um comportamento similar ao observado no evento Iba onde os incrementos na CSS, para a região da Foz (setores norte, central e sul) e para a região norte estiveram relacionados com os eventos de ondas com Hs $\geq$ 1,8m. Pode ser destacado que os incrementos na CSS foram maiores que os resultados simulados para o período do Iba (os máximos de CSS dobraram durante o período das grandes ondas -18 a 25 de julho). O núcleo das máximas CSSs permaneceu localizado em cima do depósito de lama (Figura 51), como descrito para o evento Iba, mas sua extensão espacial foi maior, assim como as concentrações. No restante do período observou-se uma diminuição dos valores de CSS entre os dias 26 a 28 e um novo incremento no intervalo de 29 a 31 de julho (coincidindo com o aumento da altura das ondas, Figura 54).

Figura 51: Campos instantâneos diários de CSS, média na coluna d'água, simulada para o periodo GO 18/07 a 31/07 de 2019. As isolinhas representam CSS [kg/m^3]: amarela = 0,01, cinza claro = 0.1, preta = 0,5 e vermelha = 1, cinza escuro = 1,5, azul = 2.



A evolução temporal da CSS simulada em F1 (Figura 52) presentou um aumento das CSS em períodos de ventos do quadrante E/NE (22 a 26 de julho, Figura 54). Nos fundeios F2 e F3 (Figura 52) a CSS simulada apresentou um padrão similar, onde o aumento nos valores de CSS acompanhou o crescimento das ondas (Hs). Esse comportamento não foi observado nos dados medidos de turbidez de superfície e fundo em F3 (Figura 53).

Figura 52: Evolução temporal da CSS simulada nos locais dos fundeios para o período de GO.



A turbidez em superfície medida em F3 (Figura 53, painel superior) apresentou um pico no dia 18/07 (≈40 NTU) e uma queda progressiva dos valores até dia 25/07 (≈10 NTU). O comportamento inverso foi observado na segunda metade onde houve um aumento progressivo chegando a valores de 60 NTU. Já a turbidez no fundo (Figura 53, painel central) apresentou vários picos no dia 18/07, provavelmente relacionado com ressuspensão local devido às ondas com 4 m de altura (Figura 54, painel superior). Após 2 dias de atuação dessas ondas e a presença de ventos de leste, na direção da costa, a turbidez caiu drasticamente.

No local do fundeio F4 a variação temporal da CSS simulada (Figura 52) não acompanhou totalmente o padrão temporal do Hs das ondas. O pico de CSS aconteceu no início do período (19/07) com ondas de Hs entorno de 3m e ventos de SE, porem observou-se uma diminuição gradativa das concentrações entre 20 e 22 de julho ainda quando as ondas continuaram com Hs acima de 3 m. Essa redução na CSS parece estar relacionada com a diminuição da intensidade e a mudança da direção do vento para leste. Esse período também coincidiu com uma maré de sizígia (Figura 54, painel superior), que promove a oscilação de alta frequência (semidiurna) das concentrações. No período de 25 a 28 de julho houve um pequeno aumento da CSS, esse período se caracterizou por ser de transição entre quadratura e sizígia com ventos predominantemente do setor leste e com altura de ondas ≈1,5m.

Figura 53: GO F3– Séries temporais de dados medidos de turbidez de superfície (painel superior), turbidez no fundo (painel central) e de concentração de sedimentos em suspensão simulada (painel inferior). Local: fundeio F3.

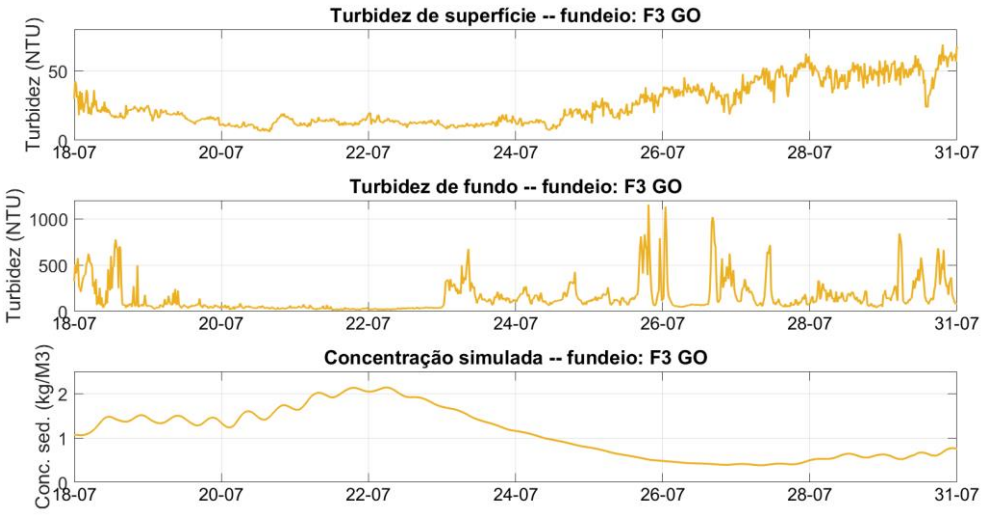
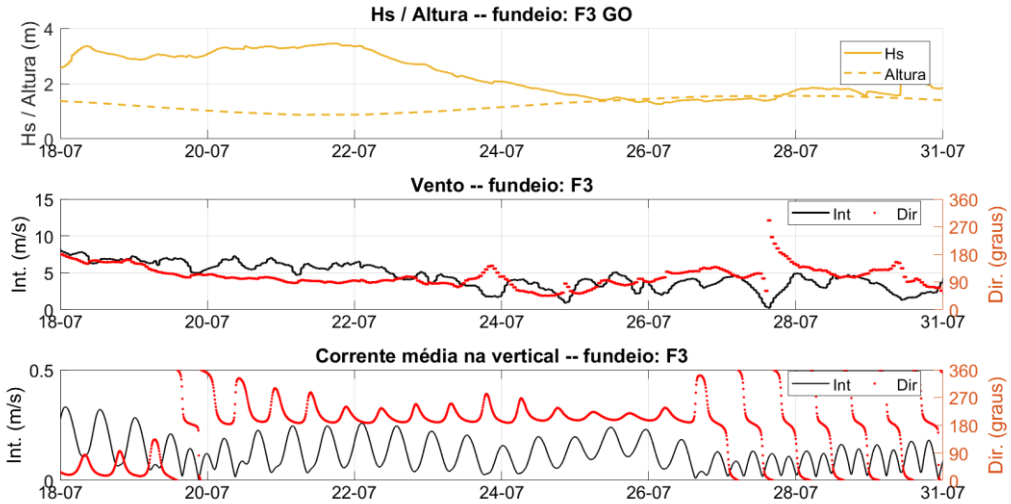


Figura 54: GO F3– Series temporais de Hs de onda e altura da maré (painel superior), direção e intensidade do vento (painel central) e direção e intensidade da corrente (painel inferior). Resultados de modelo numérico. Local: fundeio F3.



Estimativas do transporte litorâneo

O efeito das ondas nos sedimentos também pode ser observado na geração da deriva litorânea. Embora a formulação analítica aqui utilizada apresente uma estimativa da capacidade de transporte longitudinal de sedimentos devida às ondas, cujos parâmetros foram calibrados para areias, poderia ser também responsável de transportar os sedimentos finos provenientes da pluma de do Rio Doce, entre a zona de surf e a linha de costa. Embora considere os efeitos de refração em águas rasas, ressalta-se que a modelagem numérica de ondas aqui mostrada não representa o detalhe dos

fenômenos costeiros devido à escala e a resolução espacial. Logo, os parâmetros de onda na quebra (altura e ângulo de incidência) foram extraídos do modelo em pontos próximos da linha de costa e para alguns setores da região de estudo.

Para definir os valores médios de transporte de sedimentos litorâneos, a formulação proposta por CERC (1984) foi aplicada a diferentes setores ao Sul (S1 a S3) e ao Norte (S4 a S6) da foz do Rio Doce (como indicado na Figura 55). A avaliação das estimativas do transporte longitudinal devido às ondas foi realizada numa escala anual (considerando o período de simulação de 10/2018 a 10/2019) e para 15 dias durante os dois cenários típicos: Iba e GO. Os resultados obtidos de transporte litorâneo são mostrados na Figura 56.

Em uma primeira análise, considerando os valores calculados na escala anual (Figura 56), pode ser observado um transporte residual (diferença entre total positivo e negativo) positivo (para o Sul) ao sul da foz do Rio Doce e um residual negativo (para o Norte) ao norte da foz do Rio Doce, que diminui em direção à Abrolhos. Esta divergência na direção do transporte pode ser explicada pela diferente orientação da linha de costa (aproximadamente SW-NE ao sul e S-N ao norte) combinada com a dominância do transporte (acima do 75%) de ondas do SE (ao longo de um balanço anual). Os resultados anuais obtidos (Tabela 10) foram comparados a estudos anteriores, mostrando a validação da metodologia. Contti Netto (2013) e Trombetta et al. (2020) encontraram taxas de transporte semelhantes e direcionadas para o sul, em torno de 2,8x106 m3/ano (309 m3/h), para o setor de praias de Vila Velha, ao Sul dos setores S1 e S2 aqui apresentados. No setor norte, próximo de Linhares (praticamente coincidente com S4), Oliveira et al. (2015) e Trombetta et al. (2020) encontraram -2,1x106 m3/ano (-242 m3/h) com direção do transporte para o norte. Ambos os estudos consideraram o clima das ondas do período de 1948 a 2008, utilizando dados de ondas de reanálises.

Tabela 10. Taxas de transporte de sedimentos litorâneos para os setores analisados. Valores negativos indicam que a direção do transporte líquido ou residual é para o norte.

Localização	Transporte Residual
S1	227,74
S2	215,87
S3	35.05
S4	-403.08
S5	-110,95
S6	-18,49

Figura 55: Indicação dos setores (S1 a S6) onde foram avaliadas as estimativas de transporte longitudinal devido às ondas.

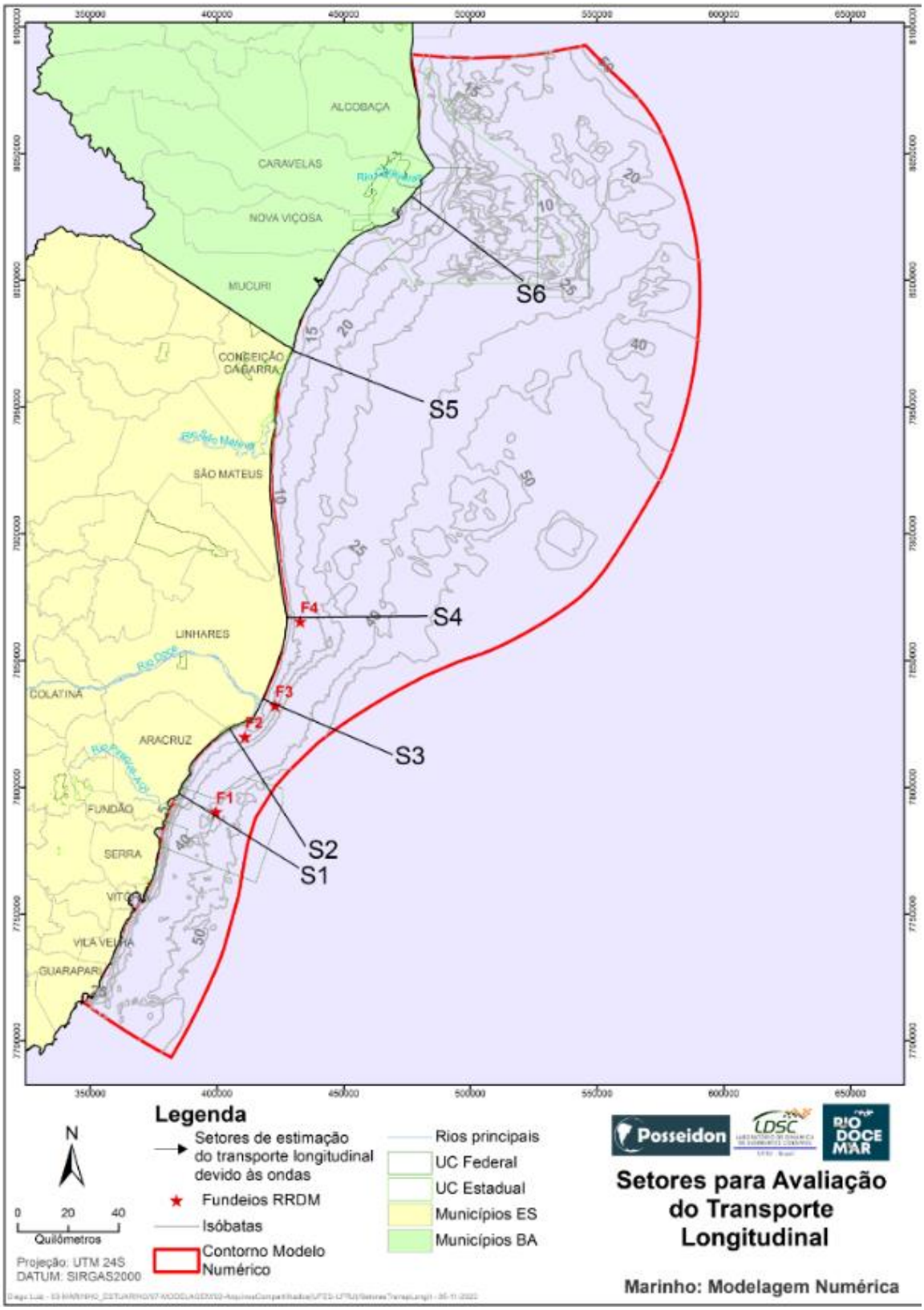
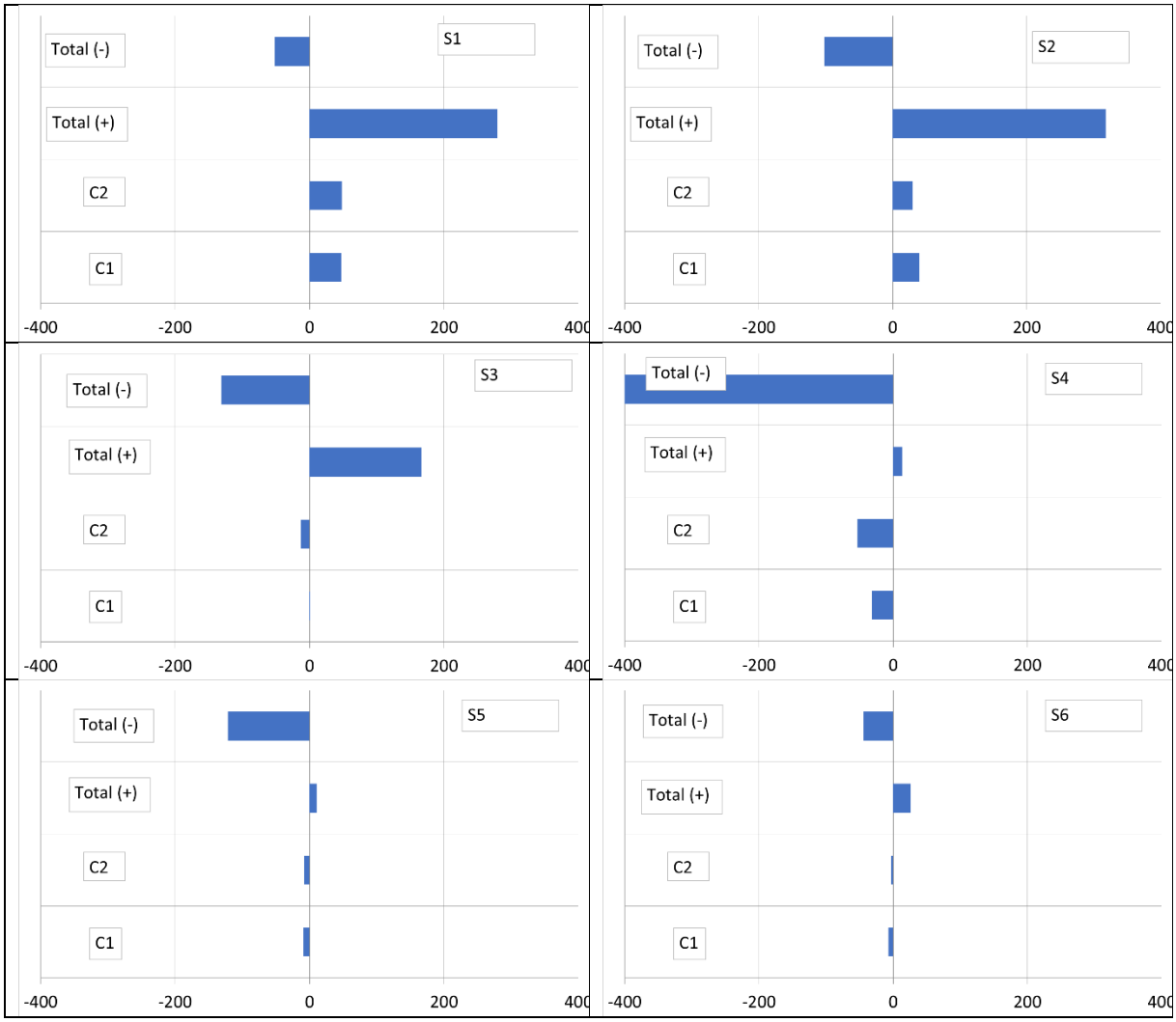


Figura 56: Taxas de transporte longitudinal – Ql - (m^3/h) para os 6 setores considerados. Os valores indicados como Total (+) e Total (-) correspondem ao balanço anual. C1 e C2 referem-se ao balanço do transporte nos períodos do Iba e GO, respectivamente. Valores positivos e negativos de transporte indicam direção para o sul e norte, respectivamente.



Quando analisados os resultados dos 2 cenários, Iba e GO, pode ser observado um padrão equivalente no que se refere à direção preferencial de transporte, com valores positivos (direção sul) nos setores ao sul da foz e com valores negativos (direção norte) nos setores localizados ao norte. Isto é explicado pelas direções médias das ondas durante os dois eventos, com dominância da direção ESE. O valor de transporte durante o evento de GO tem maiores magnitudes devido aos maiores valores de altura de ondas registrados (como mostrado na Figura 2). Também, foi observada uma redução de transporte nos setores norte (S5 e S6), provavelmente devido à atenuação das ondas nessa região (mostrado na Figura 19 do RRDM, 2020, RSE-RT35 - APÊNDICE III – AMBIENTE MARINHO).

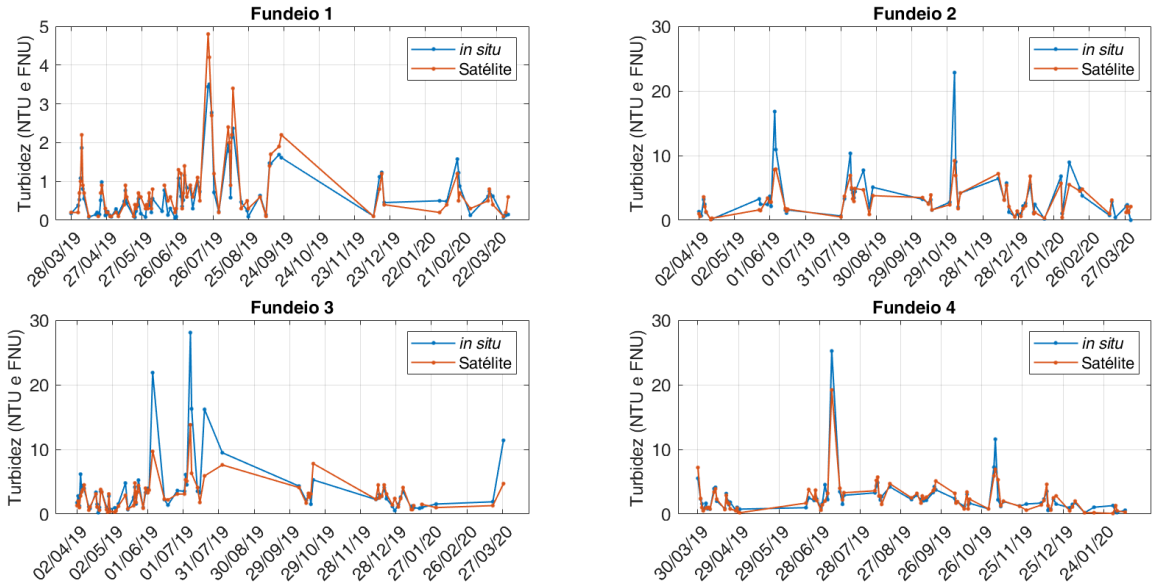
Logo, considerando como fonte o depósito de sedimentos segundo a distribuição de sedimentos finos apresentada na Figura 32 (entre os setores S2 e S4), os sedimentos aportados pelo Rio Doce seriam transportados preferencialmente para norte, o que corrobora esquemas de evolução paleográfica, como os mostrados por Dominguez et al. (1983) e Bittencourt et al. (2007). Também, a deriva litorânea

seria um mecanismo de dispersão dos sedimentos aportados pelo Rio Doce, e consequentemente da potencial contaminação pelos rejeitos. Este papel da deriva litorânea foi indicado no RRDM (2020, RSE-RT35 - APÊNDICE II – AMBIENTE COSTEIRO – Anexo 4 Praias), onde os compartimentos de praias descritos apresentam influências distintas em relação ao aporte de sedimentos finos. No compartimento indicado como B, representado pelas praias ao sul da planície do Rio Doce, foi registrada a deposição de areias grossas na parte emersa e lama na antepraia, provavelmente pela influência direta do rio e também do aporte da deriva, como mostrado nos resultados do transporte litorâneo para os setores S1 a S3. Já no compartimento indicado como C, as praias ao norte da planície do Rio Doce, um alto teor de lama (acima de 40%) foi identificada na antepraia, com presença de areias finas e perfis de menor inclinação, o que favoreceria a permanecia e distribuição horizontal dos sedimentos finos. Esta área seria a mais criticamente afetada, pois o transporte dos sedimentos fluviais é favorecido pela deriva litorânea com sentido norte, indicada nos cálculos para os setores S4 e S5.

1.1.1.2.3 Verificação da estimativa de turbidez a partir de imagens de satélite

A metodologia para a estimativa da turbidez superficial é apresenta no item referente a Metodologia. Nesta seção é apresentada a comparação entre os valores de turbidez estimados pelo modelo (Equação 2 - seção Metodologia) com os dados medidos in situ. A comparação qualitativa entre ambos os conjuntos de dados separados por fundeio é mostrada na Figura 57.

Figura 57: Valores de turbidez medida *in situ* (azul) e estimadas (vermelho) para cada um dos fundeios. Os pontos de cada indicam o momento da coleta dos dados. Observe que há longos períodos quando não é possível estimar a turbidez pelo satélite em função da cobertura de nuvens.



Quantitativamente, a performance do modelo em cada um dos fundeios é indicada na Tabela 11. Embora variável entre os fundeios, os resultados indicam uma boa representatividade.

Tabela 11: Parâmetros estatísticos (*n* amostral, erro médio quadrático – RMSE – e coeficiente de determinação – R^2) da performance do modelo de estimativa da turbidez pelo satélite.

Parâmetro	FUNDEIO F1	FUNDEIO F2	FUNDEIO F3	FUNDEIO F4
n amostral (dados *in situ*)	88	62	71	80
RMSE	0,2 FNU	0,9 FNU	1,2 FNU	0,6 FNU
R^2	0,93 (α = 0,05)	0,86 (α = 0,05)	0,76 (α = 0,05)	0,94 (α = 0,05)

1.1.1.3 Discussão

Para o ambiente marinho, a fonte primária de rejeitos de mineração é o aporte do Rio Doce. Os sedimentos finos transportados pelo Rio Doce até o mar ao longo do tempo criaram um depósito de lama terrígena ao longo dos setores Foz e Norte (Bastos et al., 2015). Os resultados apresentados pelo subprojeto Sedimentologia (RRDM, 2019, RT-19C) e Quaresma et al. (2020) mostraram que, após o rompimento da barragem, as densidades superficiais dos depósitos de lama próximos à foz mostram uma tendência de diminuição, aumentando o potencial de erodibilidade do fundo marinho na região.

Ainda que a vazão do Rio Doce nos primeiros anos pós rompimento tenha permanecido abaixo de valores climatológicos (Jesus et al., 2020), o primeiro ano de medições do PMBA mostrou que a tendência de diminuição de densidade do fundo continuava ocorrendo. Mais importante que isso, a partir de critérios geoquímicos e mineralógicos (RRDM, 2019, RT-19K - Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho), os resultados do PMBA mostraram que há presença de rejeitos nos depósitos de lama, que são erodidos e remobilizados durante eventos de aumento da energia de ondas na plataforma continental.

Do ponto de vista físico, os aumentos de vazão fluvial e da energia de ondas são geralmente acompanhados por momentos distintos da circulação atmosférica e da plataforma continental. Os resultados dos relatórios anteriores (RRDM, 2019, RT-19D; RRDM, 2020, RSE-RT35) mostraram que o chamado período chuvoso (que envolve essencialmente as estações primavera e verão) é marcado pelos menores valores mensais de altura significativa de ondas na região (RRDM, 2019, RT-19D - ver Figuras 56 e 57; ver Figura 1 e Figura 2), ventos N-NE e correntes predominantemente sul (Figura 3). Inversamente, o período seco (essencialmente as estações outono e inverno) apresenta recorrentes eventos de aumento da energia de ondas, com entradas de frentes frias, inversões para norte de ventos e correntes (Figura 1, Figura 2 e Figura 3), que remobilizam o fundo e transportam a pluma fluvial e sedimentos para norte sobre a plataforma continental.

Embora essa descrição dos processos nos períodos seco e chuvoso na região sintetize bem as principais características dos semestres, em uma escala temporal menor (de dias) é possível perceber que são eventos agudos como inundações ou aumentos efêmeros da energia de ondas que são os principais responsáveis por alterações nos valores de parâmetros como a turbidez na plataforma continental próxima à foz. Os resultados apresentados neste relatório buscaram analisar

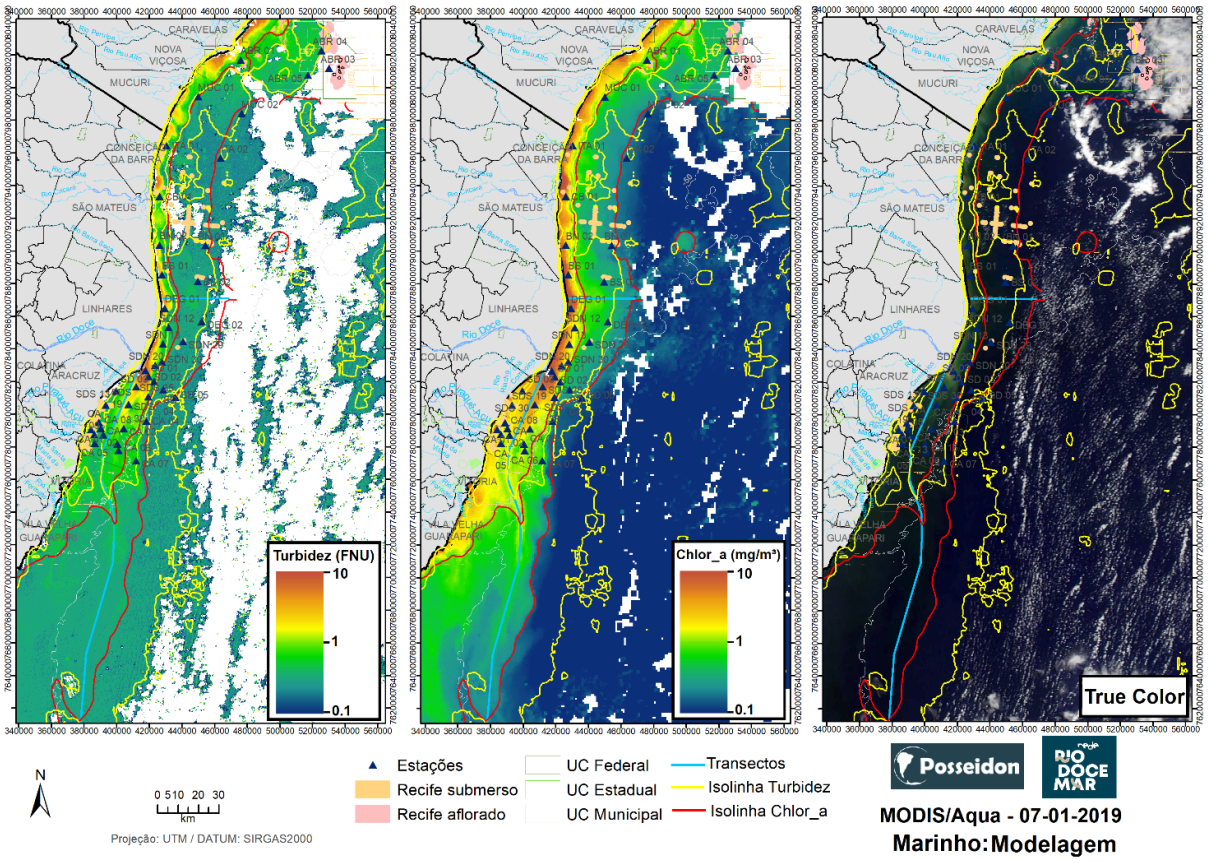
detalhadamente, por meio de diferentes abordagens, dois eventos notáveis de vazão (VAZ19 e VAZ20) e dois de aumento da energia de ondas (Iba e GO). Além de intrinsecamente importantes do ponto de vista físico e destacados como máximos nas séries de vazão e altura significativa de ondas, respectivamente, os eventos analisados foram realçados nos demais subprojetos como momentos quando importantes impactos abióticos e bióticos aconteceram no ambiente marinho (RRDM, 2019, RT-19K - Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho; RRDM, 2020, RSE-RT35 - ver Seção 6.3 para síntese do Ambiente Marinho). Os resultados apresentados neste relatório mostram também que, embora os processos semelhantes e as características sazonais sejam, cada evento apresenta respostas diferentes às forçantes e uma análise de processos é fundamental para entender as mudanças abióticas e bióticas no ambiente marinho.

Eventos de aumento de vazão (VAZ19 e VAZ20)

Os eventos VAZ19 e VAZ20 foram marcados pelos maiores picos de vazão do Ano 1 e Ano 2 do PMBA, respectivamente. A partir de resultados de modelagem numérica hidrodinâmica com o ROMS e medições in situ, foram analisados o transporte da pluma fluvial e seus efeitos no ambiente marinho. As variações temporais e espaciais de salinidade superficial, medidas e simuladas, foram usadas como um traçador do espalhamento da pluma no ambiente marinho.

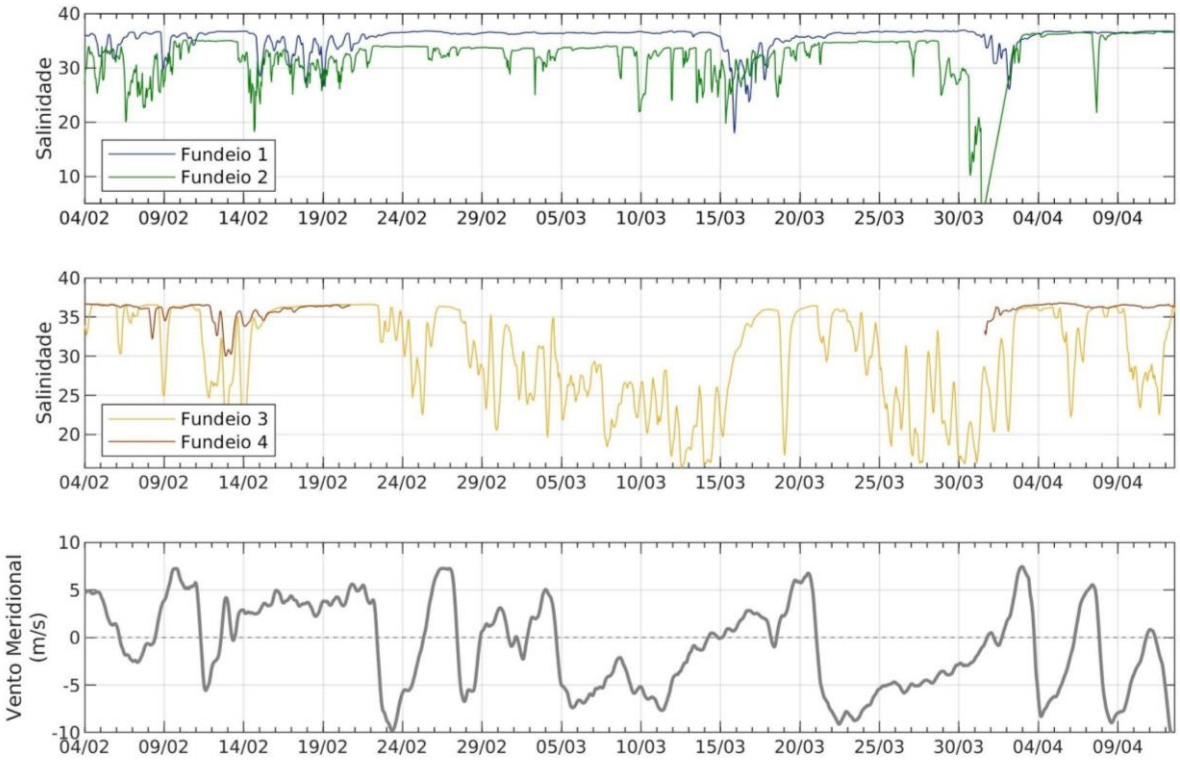
Semelhante às conclusões apresentadas acima para a modelagem de transporte da pluma de sedimentos com alta CSS, a pluma fluvial apresentou, tanto nas medições como na modelagem numérica, um transporte paralelo à costa associado aos ventos dominantes durante os eventos pluviométricos na bacia do Rio Doce. O evento VAZ19 ocorreu durante um período quando os ventos NE predominavam na foz do Rio Doce e a pluma se deslocou para sul, atingindo a região da APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz. A pluma foi advectada superficialmente com profundidades inferiores a 2 m próximo à foz, em concordância com estimativas teóricas e medições realizadas por perfis hidrográficos da campanha de janeiro de 2019. Esse sinal pode ser visto a partir do mapa de turbidez de sensoriamento remoto do dia 7 de janeiro de 2019, 5 dias após o pico de vazão do Rio Doce (Figura 58). É possível perceber que valor de turbidez superior a 2 NTU ocorreu próximo às fozes de rios, desde o Rio Doce até o Caravelas. Embora sem informações da vazão dos rios ao norte do Doce, no dia 7 de janeiro havia um sinal superficial de turbidez com origem na foz do Rio Doce que se estendia para sul até a APA Costa das Algas. Por sua vez, a clorofila a apresentou valores superiores a 1,0 mg/m³ com uma abrangência espacial bem maior que a turbidez. Ao norte da foz do Rio Doce, os maiores valores de clorofila a ficaram restritos a isóbata menores que 20 m. Ao sul, a isolinha de 1,0 mg/m³ se estendeu até o município de Guarapari e atingiu isóbata de até 50 m, próximo à quebra da plataforma continental.

Figura 58: Mapas de turbidez, clorofila a e cor verdadeira do dia 26 de março de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila a são de 1,0 e 0,2 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude.



No período de VAZ20, como a série temporal analisada é mais longa, foi possível observar que as mudanças no padrão de vento em escalas subinerciais ao longo dos meses de fevereiro e março de 2020 influenciaram a trajetória da pluma. A alta correlação entre os ventos locais e as correntes superficiais (0,8 para F1, atraso de 1-2h com o vento liderando, $\alpha<0,05$) promoveu uma resposta rápida da trajetória da pluma às mudanças atmosféricas. O transporte unidirecional (para norte ou para sul) da pluma provocou diminuições de salinidade superficial (para valores menores que 35, característicos da Água Costeira) em todos os 4 fundeios (mas em momentos distintos), permitindo analisar a presença da pluma desde a APA Costa das Algas até a região de Degredo (Setor Norte do PMBA - Figura 59). Análises de correlação entre a vazão fluvial e a salinidade superficial dos 4 fundeios mostraram uma correlação fraca a moderada (ver Tabela 8) para os fundeios F2, F3 e F4. A salinidade em F1 não apresentou uma correlação estatisticamente significativa com a vazão.

Figura 59: Evolução temporal da salinidade superficial dos 4 fundeios entre fevereiro e abril de 2020, agrupando os fundeios ao sul da foz (F1 e F2 - painel superior) e ao norte da foz (F3 e F4 - painel central). No painel inferior, evolução temporal da componente meridional do vento da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S.



Essas análises de correlação sugerem que há outros processos que influenciam a variabilidade temporal da salinidade superficial no ambiente marinho próximo à foz. Análises espectrais indicaram que a salinidade apresenta energia em escalas de dias (>2 dias), ~24h e ~12h. Análises de coerência espectral indicaram que os picos >2 dias e ~24h estão associados às mudanças dos ventos locais, enquanto que as oscilações de 12h estão associadas a maré. Assim como nos resultados numéricos para os eventos de ondas (Iba e GO), a maré mostrou uma influência de alta frequência em variações da posição da pluma no ambiente marinho. O sinal da maré na salinidade apresentou maior energia nos setores Foz e Norte. Além disso, medições na calha do Rio Doce próximas à foz mostraram que a combinação de maré de sizígia com períodos de seca pode fazer a salinidade chegar a valores superiores a 20 próximo à cidade de Regência.

É importante destacar que esses períodos de variabilidade (~12h, ~24h e >2 dias) também podem ser observados na turbidez e clorofila superficiais medidos na região. Acompanhando a dispersão da pluma no ambiente marinho, as medições mostraram que as diminuições de salinidade superficial foram acompanhadas, em alguns eventos, por aumentos da turbidez e clorofila (Figura 60 e Figura 61). A presença de Água Costeira (AC, usando o limite de salinidade de 35) nos sítios dos fundeios foi acompanhada por aumentos médios de clorofila e turbidez (Tabela 12). Apenas F2 não mostrou diferenças significativas entre as médias de presença ou ausência da AC na região do fundeio, tanto

para a turbidez como para a clorofila. Já F3 é o local que apresenta os maiores valores médios de turbidez e clorofila. Correlações negativas fortes e moderadas foram calculadas entre esses parâmetros e a salinidade superficial, embora alguns valores tenham sido fracamente correlacionados e sem significância estatística (Tabela 12). Esses resultados mostraram que o Rio Doce influencia, durante eventos pluviométricos na bacia, os valores de turbidez e a concentração de clorofila a na em superfície, pelo menos, desde Degredo até a APA Costa das Algas.

Figura 60: Evolução temporal de salinidade prática (linhas coloridas) e da clorofila *a* (linhas pretas) superficiais para cada um dos fundeios. É importante notar que os eixos verticais de salinidade (lado esquerdo) e clorofila (lado direito) são diferentes para cada fundeio, a fim de facilitar a comparação.

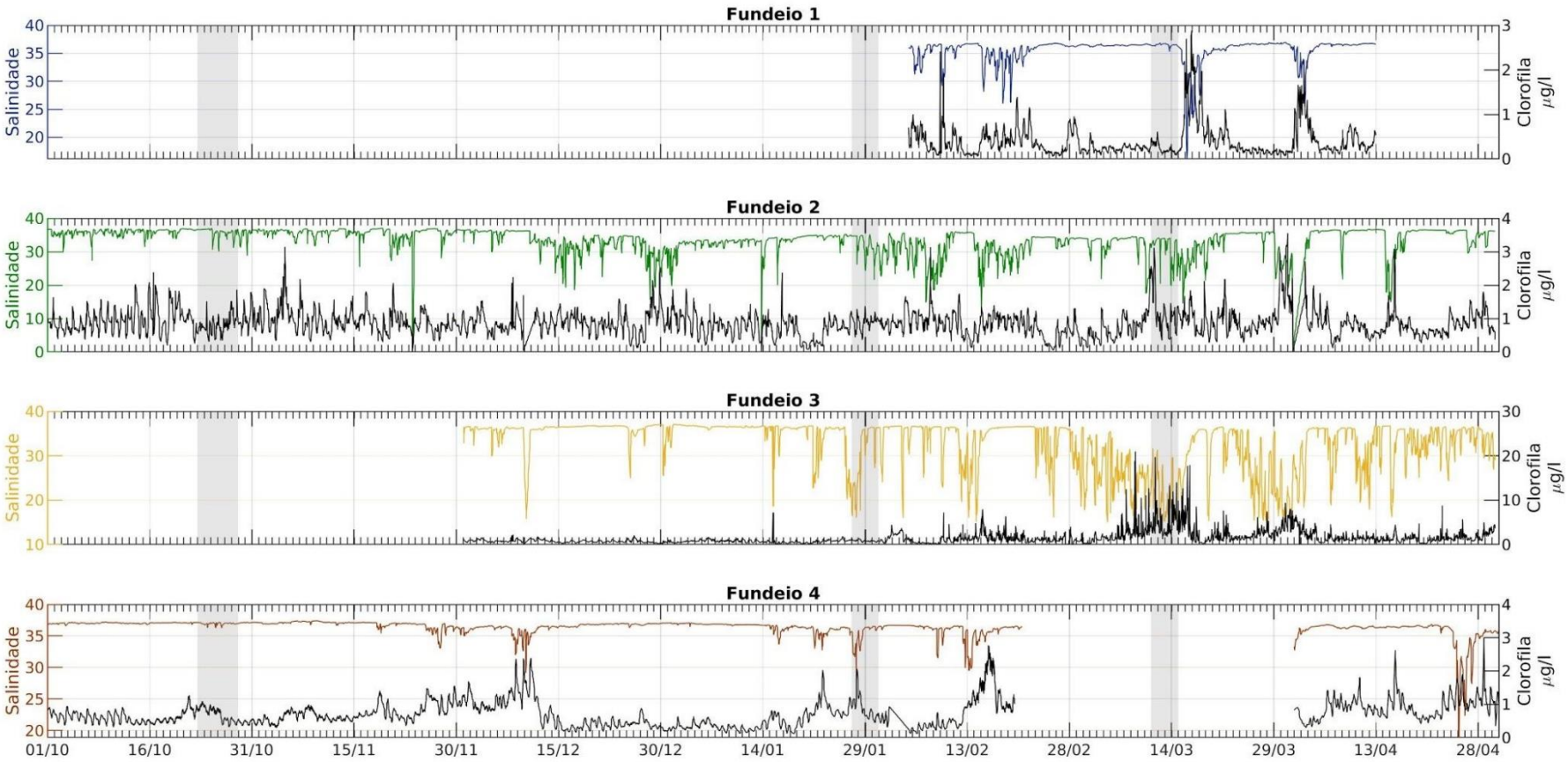


Figura 61: Evolução temporal de salinidade prática (linhas coloridas) e da turbidez (linhas pretas) superficiais para cada um dos fundeios. É importante notar que os eixos verticais de salinidade (lado esquerdo) e turbidez (lado direito) são diferentes para cada fundeio, a fim de facilitar a comparação.

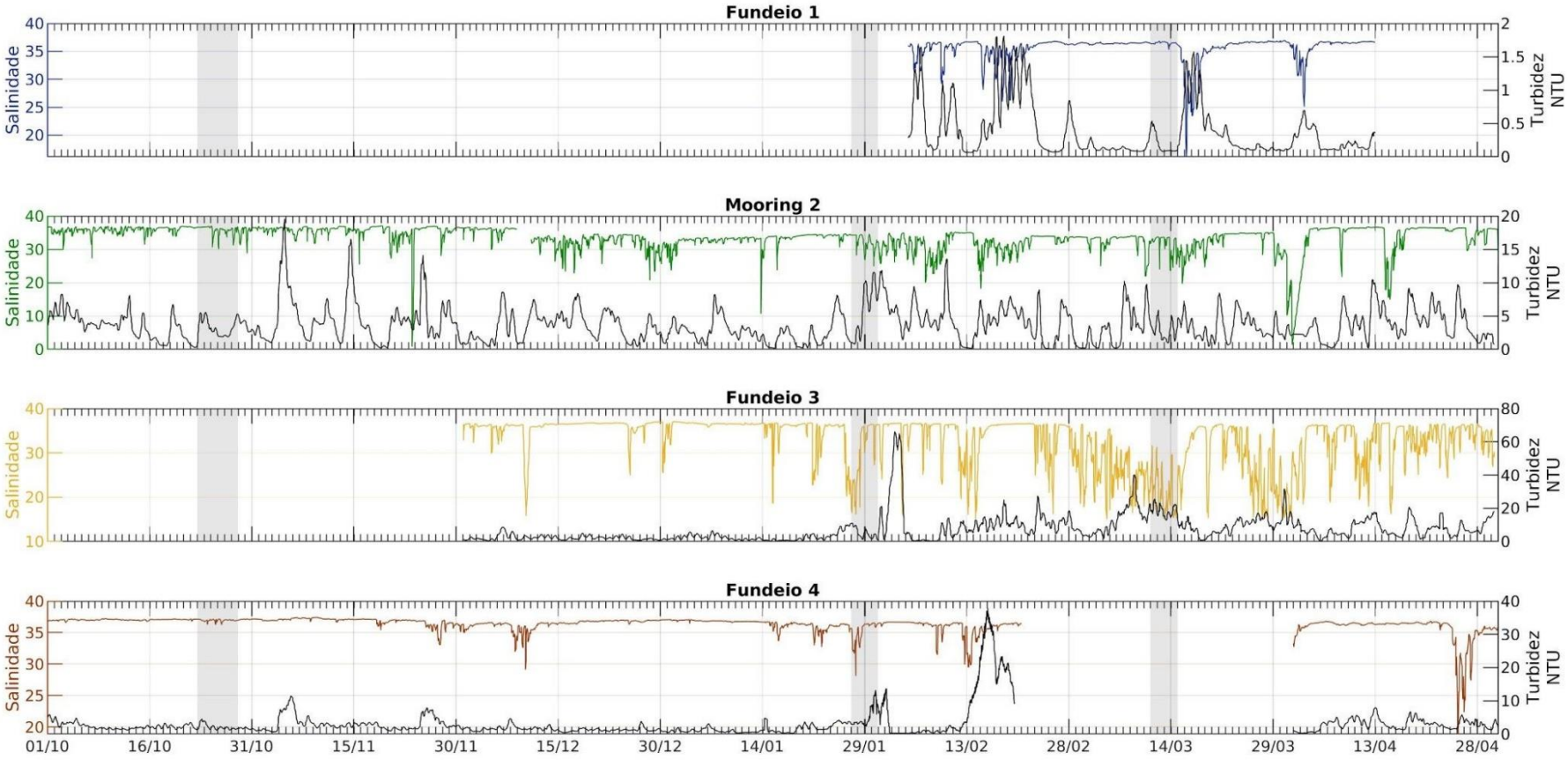


Tabela 12: Valores médios e desvios-padrão das séries de clorofila (µg/l) e turbidez (NTU), entre outubro de 2019 e abril de 2020, calculados de acordo com a salinidade superficial para evidenciar a influência da Água Costeira nos locais dos 4 fundeios. A coluna de correlação entre os parâmetros e a salinidade superficial apresenta em negrito os valores que são significantes estatisticamente (α<0,05).

Fundeios	Clorofila (µg/l)			Turbidez (NTU)		
	Salinidade <35	Salinidade > 35	Correlação com a salinidade	Salinidade < 35	Salinidade > 35	Correlação com a salinidade
F1	0,89 ± 0,53	0,28 ± 0,18	-0,83	1,02 ± 0,55	0,22 ± 0,23	-0,74
F2	0,86 ± 0,40	0,85 ± 0,35	-0,19	3,64 ± 2,63	3,73 ± 3,33	-0,09
F3	2,22 ± 2,17	0,96 ± 0,69	-0,61	10,60 ± 8,86	5,06 ± 8,86	-0,40
F4	1,22 ± 0,56	0,63 ± 0,38	-0,52	5,21 ± 7,81	2,96 ± 5,31	-0,22

1.1.1.3.1 Eventos de aumento da energia de ondas (Iba e GO)

Os eventos de aumento da energia de ondas foram analisados a partir de uma abordagem essencialmente numérica. Nos relatórios anteriores, o papel das ondas na remobilização do fundo e aumentos de turbidez e clorofila a no ambiente marinho foi destacado diversas vezes a partir de medições in situ e sensoriamento remoto. No entanto, a simulação numérica do transporte de sedimentos não contemplava a modelagem de ondas e a remobilização do fundo. Os resultados apresentados nas seções 2.2.2 e 2.2.3 representam um importante avanço no entendimento dos processos de transporte de sedimentos a partir de um acoplamento de modelagem numérica de ondas, hidrodinâmica e de transporte de sedimentos. As comparações dos resultados dos experimentos numéricos com medições in situ (seção 2.2.1) reforçam a qualidade das análises apresentadas.

Os resultados da modelagem de transporte de sedimentos de ambos os eventos (Iba e GO) mostraram que o depósito de lama na frente da foz do Rio Doce se constitui como uma fonte efetiva de sedimentos para a região. Para os eventos mencionados, a ação das ondas de gravidade, com alturas acima de 1,8 m, ressuspendeu e disponibilizou na coluna d'água os sedimentos finos já presentes no leito. Durante os períodos simulados, essas ondas mais energéticas foram provenientes da entrada de frentes frias e direção dominante de SE (ver Figura 42, Figura 44 e Figura 46). Uma vez na coluna d'água, a ação das correntes dispersa o material ressuspendido para além da área ocupada pelo fundo lamoso.

Outro resultado importante em relação à ação das ondas é à geração, a partir da linha de quebra de ondas ou zona de surf, de uma corrente ou deriva litorânea A ação das ondas a partir da linha de quebra de ondas, ou zona de surf, gera uma corrente ou deriva litorânea, com capacidade de transportar tanto

para o norte quanto para o sul uma parcela do material em suspensão, seja o material proveniente do aporte fluvial seja o sedimento ressuspendido do fundo. Os resultados da estimativa da deriva litorânea mostraram que esse transporte longitudinal no litoral da planície deltaica do Rio Doce ocorre com maior intensidade de sul para norte, como resultado da frequência direcional das ondas, e com maiores magnitudes durante os meses de outono e inverno. Logo, a deriva litorânea pode ser responsável pela presença de lama observada em alguns setores de praia ao norte da foz do Rio Doce.

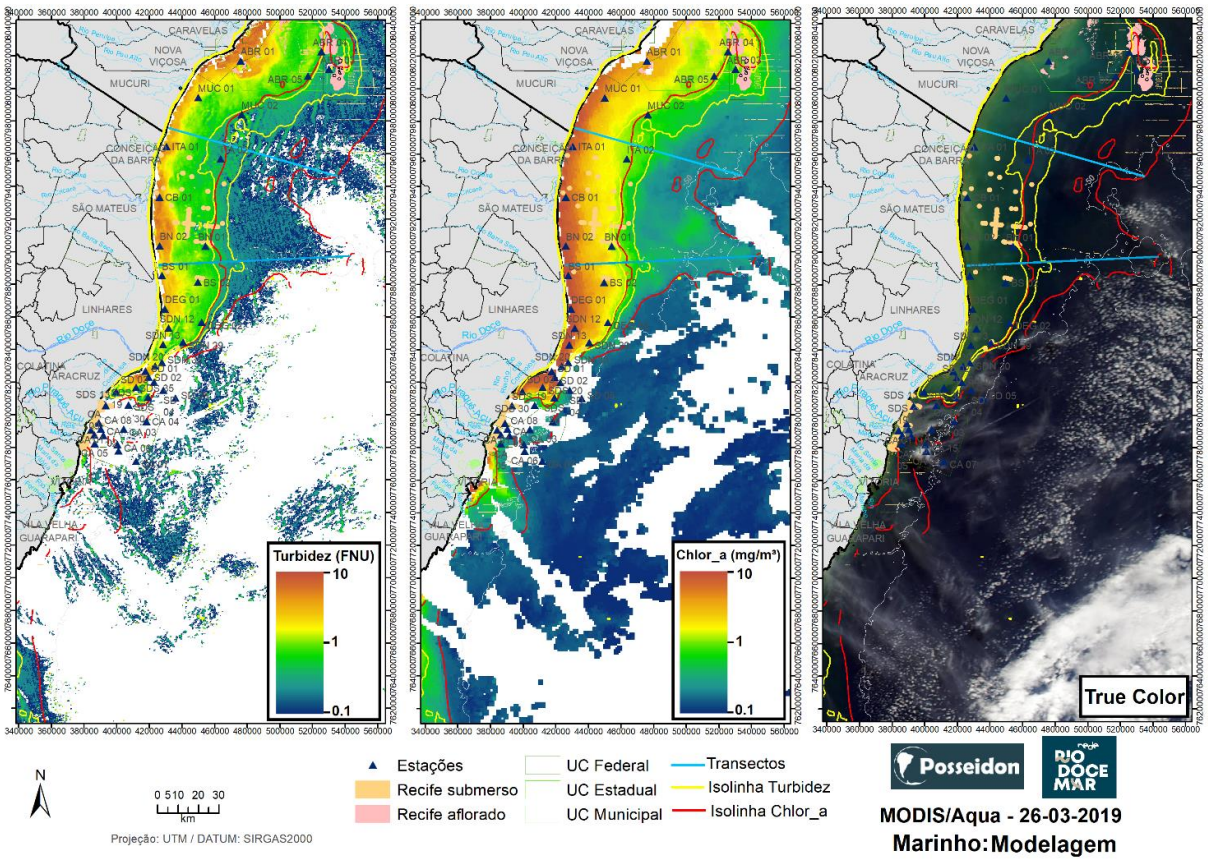
Outra forçante de fundamental importância na extensão do espalhamento e direcionamento dos sedimentos na coluna d'água é a atuação da tensão de cisalhamento local. Os resultados da modelagem de sedimentos mostraram deslocamentos de sedimentos para sul ou para o norte do depósito de lama, por períodos de alguns dias, em função da direção do vento atuante. Para acontecendo com ventos do quadrante N-NE observou-se deslocamento dos sedimentos em suspensão para sul. O contrário (deslocamento para norte) coincidiu com entradas de frente frias e ventos do S. Embora com uma abrangência temporal de poucos dias, os resultados mostraram que as mudanças das correntes geradas pelo vento podem transportar sedimentos finos para a APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz durante ventos de N-NE e para os setor Norte durante as entradas de frentes.

Além disso, as correntes de maré também influenciaram a movimentação da pluma de sedimentos ao longo dos ciclos de maré, em particular durante as sizígias. Essa oscilação foi percebida nos resultados da modelagem de sedimentos no setor de Degredo (nas proximidades do fundeio F4), região onde as correntes de maré são mais intensas. Destaca-se que abrangência espacial das oscilações da pluma de sedimentos devido às correntes de maré foram menores, em comparação com os deslocamentos dos sedimentos devido às correntes forçadas pela tensão de cisalhamento do vento.

Quanto às concentrações de sedimento em suspensão (CSS), a modelagem mostrou padrões diferentes para a localização dos pontos dos 4 fundeios acompanhando, na maioria dos casos, o comportamento observado nas medições de turbidez em superfície e no fundo apresentadas no relatório RT-19D RRDM/NOV19. Os picos de turbidez registrados no F1 são derivados do deslocamento dos sedimentos para sul sob a ação da tensão de cisalhamento do vento NE. Já a turbidez nos fundeios F2 e F3, localizados no interior do depósito lamoso, apresentou correlação com os eventos mais energéticos de ondas, principalmente durante o evento do Iba. A turbidez no fundeio F4, localizado no contorno do depósito, apresentou correlação com as ondas (no fundo) e reagiu (fundo e superfície) às correntes promovidas pela ação da tensão de cisalhamento e pela maré. Além disso, os eventos do Iba e GO apresentaram diferenças de CCS simuladas. Apesar de em ambos os núcleos de máxima CCS permaneceram sobre os depósitos de lama, a extensão espacial e as concentrações foram maiores durante GO. O período do GO foi marcado por um evento de ondas com altura significativa maiores que 3 m, registrando as maiores alturas significativas observadas até o momento no PMBA. Esse resultado reforça as diferenças entre os eventos e o papel das ondas na mobilização do fundo marinho.

A ação das ondas durante os eventos do Iba e GO não se restringiu, obviamente, à mobilização do fundo apenas do depósito de lama, conforme os resultados numéricos apresentados. plataforma continental do Espírito Santo e Bahia. É recorrente que os aumentos de altura significativa de ondas produzam imagens de cor verdadeira com mudanças na coloração na plataforma continental desde o Espírito Santo até a Bahia, semelhantes ao exemplo apresentado na Figura 62 para o período do Iba. Essas mudanças na coloração não estão associadas apenas a ressuspensão de sedimentos mas representam também efeitos biológicos regionais. Embora o período do Iba tenha sido marcado por alta nebulosidade na região, imagens de turbidez e clorofila a do dia 26 de março mostraram que a região costeira ao norte da foz do Rio Doce manteve-se com maiores níveis de turbidez e de clorofila a (Figura 62) em relação ao início do mês de março (não mostrado), com decaimento na sua concentração em direção às maiores profundidades perpendicularmente à costa. A isolinha de 0,25 FNU de turbidez na região entre Degredo e Caravelas alcançou isóbatas de até 35 m de profundidade, enquanto que em termos de clorofila a esse efeito foi ainda maior. Considerando-se o limite de concentração de 0,2 mg/m³, a área de maior concentração se estendeu para além da isóbata de 50 metros, ocupando a maior parte do Banco de Abrolhos.

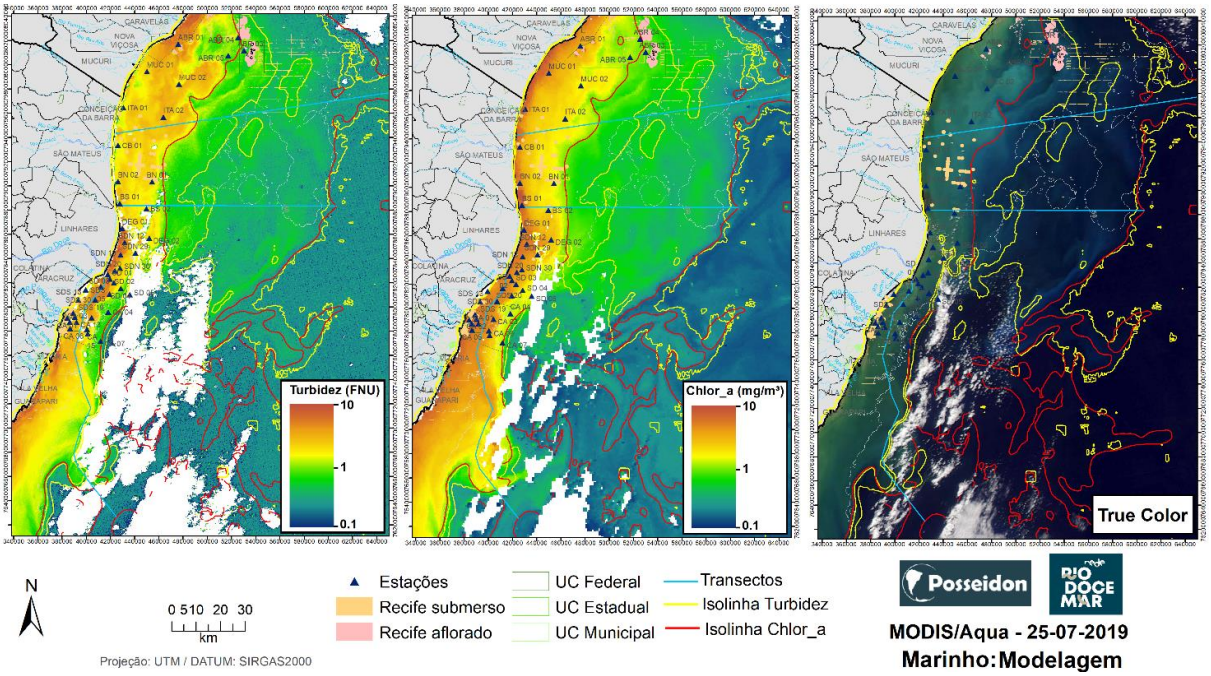
Figura 62: Mapas de turbidez, clorofila *a* e cor verdadeira do dia 26 de março de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila *a* são de 1,0 e 1,20 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude.



Durante o evento GO, as maiores alturas significativas de onda em comparação ao Iba levaram a maiores valores de turbidez (na comparação com 26 de março de 2019) e clorofila a no dia 25 de julho

de 2019 (Figura 63). Os sinais superficiais das variáveis se estenderam por toda a plataforma continental capixaba, incluindo todo o Banco de Abrolhos. Além disso, há sinais que indicam que parte dessa turbidez e da clorofila a foi exportada para a região da bacia oceânica pela circulação oceânica, sugerindo que sedimentos mobilizados na plataforma continental podem ser exportados para o talude e bacia oceânica durante esses eventos. A grande nebulosidade do período inviabilizou uma visualização da evolução temporal do evento.

Figura 63: Mapas de turbidez, clorofila *a* e cor verdadeira do dia 25 de julho de 2019. As isolinhas de turbidez são de 0,5 e 0,25 FNU e as de clorofila *a* são de 1,0 e 0,2 mg/m³. As isolinhas próximas à costa têm a maior magnitude.



1.1.1.4 Considerações finais

Os resultados apresentados mostraram importantes avanços do conhecimento e do desenvolvimento de ferramentas que ajudam a compreender melhor a hidrodinâmica e o transporte de sedimentos da região costeira e plataforma continental adjacente ao Rio Doce. O desenvolvimento de um modelo do sensoriamento remoto e as comparações com dados in situ dos fundeios permitiram quantificar as variações espaço-temporais da turbidez superficial no ambiente marinho, permitindo relacionar as semelhanças e diferenças com a distribuição espacial de clorofila a medidas pelos satélites. A continuação dos estudos permitirá aprofundar as comparações das medições in situ com a clorofila a, a fim de quantificar a variabilidade espaço-temporal desse parâmetro. Com a clorofila a e turbidez coerentes quantitativamente com as medições, será possível analisar em detalhe as mudanças de coloração das imagens de cor verdadeira na região (como em eventos de vazão fluvial e aumento da energia de ondas), separando com o sensoriamento remoto a influência de processos abióticos (turbidez) e bióticos (clorofila a) no ambiente marinho.

Apesar das dificuldades operacionais nas coletas de turbidez e clorofila (por exemplo os turbidímetros em F2 e F4 não estavam operacionais durante o evento GO), os dados foram essenciais para dar confiabilidade ao novo modelo de sensoriamento remoto de turbidez e aos primeiros resultados da modelagem de sedimentos acoplados com a hidrodinâmica e as ondas.

Apesar de ainda não haver uma descrição dos processos na coluna d'água, mas considerando apenas concentrações médias na vertical, os resultados da modelagem com foco nos sedimentos mostraram a influência das diferentes forçantes, tanto na ressuspensão de sedimentos do fundo pelo aumento da energia de ondas de gravidade como na sua advecção pelas correntes. Nesta primeira fase da modelagem, realizada para o período seco, o foco foi no comportamento dos sedimentos finos próximos da foz do Rio Doce, oriundos do depósito lamoso. Embora os resultados tenham indicado que valores acima de 1,8m de altura significativa de ondas são capazes de remobilizar o depósito lamoso próximo à foz do Rio Doce, esse valor deve ser avaliado com cautela. Foram realizados experimentos focados em apenas dois eventos de abrangência temporal restrita. Além disso, a plataforma da região é formada por um complexo mapa de fácies sedimentares, desde lamas terrígenas a cascalhos carbonáticos, que tornam muito complexa a simulação dos limites de ressuspensão de fundos tão heterogêneos.

Nas próximas etapas de modelagem está prevista a modelagem hidrodinâmica 3D, com condições de contorno geradas pelos experimentos com o ROMS, que permitirá avaliar os efeitos baroclínicos, induzidos pelos eventos de ressurgência, frequentes na região, ou pela pluma fluvial. Uma modelagem mais realista da estratificação na coluna d'água permitirá também uma melhor representação do efeito local do vento no campo de correntes, efeito de primeira ordem no espalhamento dos sedimentos, como observado na modelagem 2DH.

Finalmente, destaca-se que a modelagem numérica de transporte de sedimentos, ondas e hidrodinâmica é inseparável das medições in situ. Somente através da validação criteriosa da modelagem, que passa por um exame detalhado da qualidade e das conclusões obtidas com os dados in situ, é que os resultados de experimentos numéricos podem ser usados para entender os processos físicos da plataforma continental, e auxiliar na tomada de decisões para a mitigação de impactos e conservação do meio ambiente. A integração da modelagem dos sedimentos na plataforma continental, considerando todas as fontes de sedimentos finos de origem continental e à deriva litorânea, poderá explicar os altos níveis de turbidez observados na porção norte da costa, e o potencial transporte de sedimentos finos oriundos do Rio Doce até o Parque Nacional de Abrolhos.

1.1.2 Sedimentologia

1.1.2.1 Análise de dados comparativa

Nesse relatório os resultados e discussão apresentados são baseados na síntese dos principais resultados obtidos no Ano 2 de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, comparado com os dados do Ano 1 e dados pretéritos, pré e pós-desastre. Dentre os resultados, os indicadores propostos pelo subprojeto sedimentologia foram: a) Qualidade ambiental da coluna de água (Material Particulado em Suspensão - MPS) que indica quanto de material está sendo aportado pelo rio, ou que sofre ressuspensão por ondas e correntes. Indica ainda, o processo de dispersão do sedimento e a turbidez na coluna d'água; b) Mobilidade do sedimento de fundo (transporte e deposição sedimentar), processos sedimentares que indicam maior susceptibilidade do sedimento de fundo à erosão, transporte e deposição do sedimento de fundo, processos esses que podem interferir nos habitats e condições de vida de diferentes espécies; e c) Sinal de rejeito no sedimento de fundo através de indicadores mineralógicos, orientando dessa forma a interpretação de contaminação da biodiversidade. A metodologia detalhada utilizada para as análises pode ser encontrada no ".

Toda a análise dos resultados será baseada nos indicadores e em suas variações temporais comparativas entre períodos secos (Abril a Setembro) e chuvosos (Outubro a Maço) bem como entre períodos anteriores ao rompimento da barragem (série pretérita), após o rompimento (série pré-PMBA) e o período do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM (série PMBA). Devido ao volume de dados e afim de melhor comparação com dados pré-existentes e outros subprojetos, os dados estão apresentados sob a forma de boxplot para cada setor, onde podem ser visualizados os valores máximos e mínimos, medianas e os quartis de 25% (1° Quartil) e 75% (3° quartil). A variabilidade de um determinando parâmetro infere sobre o Intervalo Interquartil (IQR; 3° Quartil – 1° Quartil), o qual representa o grau de espalhamento de dados (dispersão) em torno da medida de centralidade. Já a expressão "picos atípicos" é utilizada para indicar valores de eventos de picos de MPS acima do 3° Quartil.

Os resultados gráficos do Ano 2 por estação de cada setor podem ser visualizados no *Material Suplementar A3MSS1* enquanto os resultados do Ano 1 por estação de cada setor podem ser visualizados no relatório anual do Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019, Item 2.2.1.1 ao Item 2.2.1.6). Os setores com suas respectivas estações monitoradas no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM e as respectivas frequências amostrais e meses amostrados estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13: Setores e respectivas estações e frequências amostrais para o Ano 2 de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.

Estação	Setor	Frequência amostral	Meses amostrados
CA 01	APA Costa das Algas	Novembro-Dezembro-2019	Dezembro-2019 e Janeiro-2020
CA 02			
CA 03			
CA 04			
CA 05			
CA 06			
CA 07			
CA 08			
CA 09			
CA 13			
CA 15			
SDS 13	Foz Sul	Mensal	Novembro-2019 a Março-2020
SDS 19			
SDS 20			
SDS 30			
SDS 35			
SD 01	Foz Central		
SD 02			
SD 03			
SD 04			
SD 05			
SDN 12	Foz Norte		
SDN 13			
SDN 20			
SDN 29			
SDN 30			
DEG 01	Norte	Novembro-Dezembro-2019	Dezembro-2019 e Janeiro-2020
DEG 02			
BS 01			
BS 02			
BN 01			
BN 02			
CB 01			
ITA 01			
ITA 02			
MUC 01	Abrolhos	Semestral	Janeiro-2020
MUC 02			
ABR 01			
ABR 03			
ABR 04			
ABR 05			

Vale salientar que algumas estações foram removidas do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM no Ano 2. (ABR 02, CA 10, CA 11, CA 12 e CA 14) enquanto outras foram inseridas (MUC 01, MUC 02, CB 01, BS 01, BS 02, SDN 12, SDN 29, SDS 19 e SDS 35). Os minerais $CaSiO+H_2O$ e (Ca,Fe)(OH)Br, antes apresentados individualmente no Ano 1, passaram a compor um grupo único intitulado “Outros minerais e compostos” juntamente com outros minerais de menor contribuição. Os resultados para o Ano 2 de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM foram adquiridos para apenas 6 campanhas, com adição de uma campanha Janeiro-2020/2 (E 1-2), das 12 previstas devido à interrupção dos embarques como medida de prevenção contra o COVID-19.

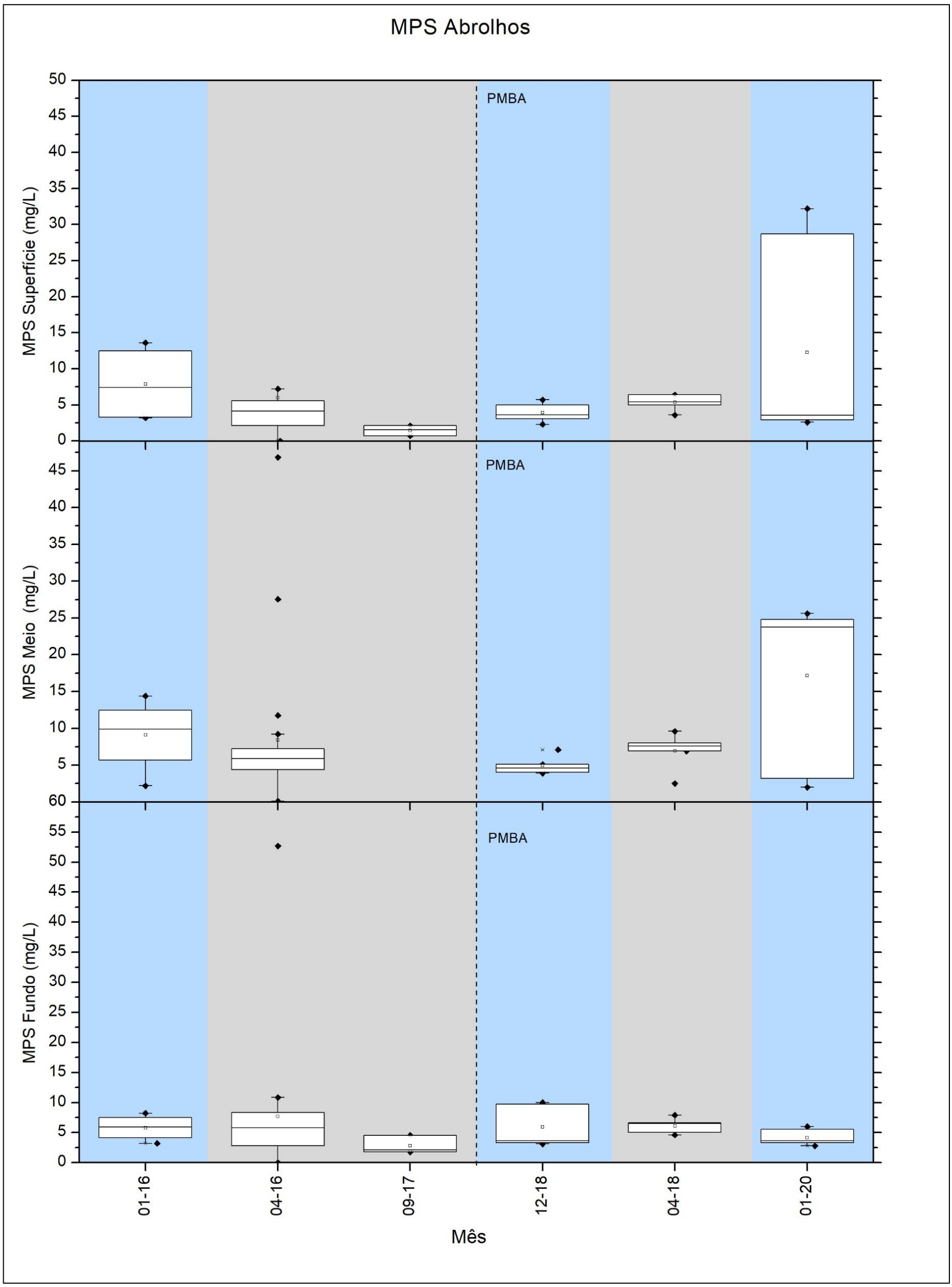
1.1.2.2 Resultados para o indicador: qualidade ambiental da coluna de água (Material Particulado em Suspensão - MPS)

As concentrações de MPS do Setor Abrolhos (Tabela 14; Figura 64) na coluna d'água em Janeiro-2020 foram superiores aos meses anteriores amostrados, independente da sazonalidade, variando de 2 a 32 mg/L. Diferente do Ano 1, e, pela primeira vez, o setor apresentou valores acima de 10 mg/L (estações ABR 01 e ABR 03), sendo encontrado 1 *pico atípico* em superfície. Foram observadas concentrações mais elevadas de material inorgânico (teor de matéria orgânica < 40%; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 1*) nas novas estações monitoradas nas proximidades do Rio Mucuri e nas estações ABR 01 e ABR 03. Próximo ao fundo, os valores foram similares ao período chuvoso de 2016.

Tabela 14: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Abrolhos. Para este setor não há dados pretéritos.

Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	7,40 ±8,60	9,87 ± 4,05	5,93 ± 4,60
Seco	4,00 ±3,67	5,88 ± 2,85	5,14 ± 5,05
PMBA			
Período	Superfície (mg/L)	Meio (mg/L)	Fundo (mg/L)
Chuvoso	3,60 ± 2,35	5,10 ± 19,80	3,60 ± 2,45
Seco	5,40 ±1,40	7,60 ± 1,10	6,50 ± 1,60

Figura 64: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráfico no topo), meio (gráfico no meio) e fundo (gráfico na base) da coluna d'água para o Setor Abrolhos. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano.

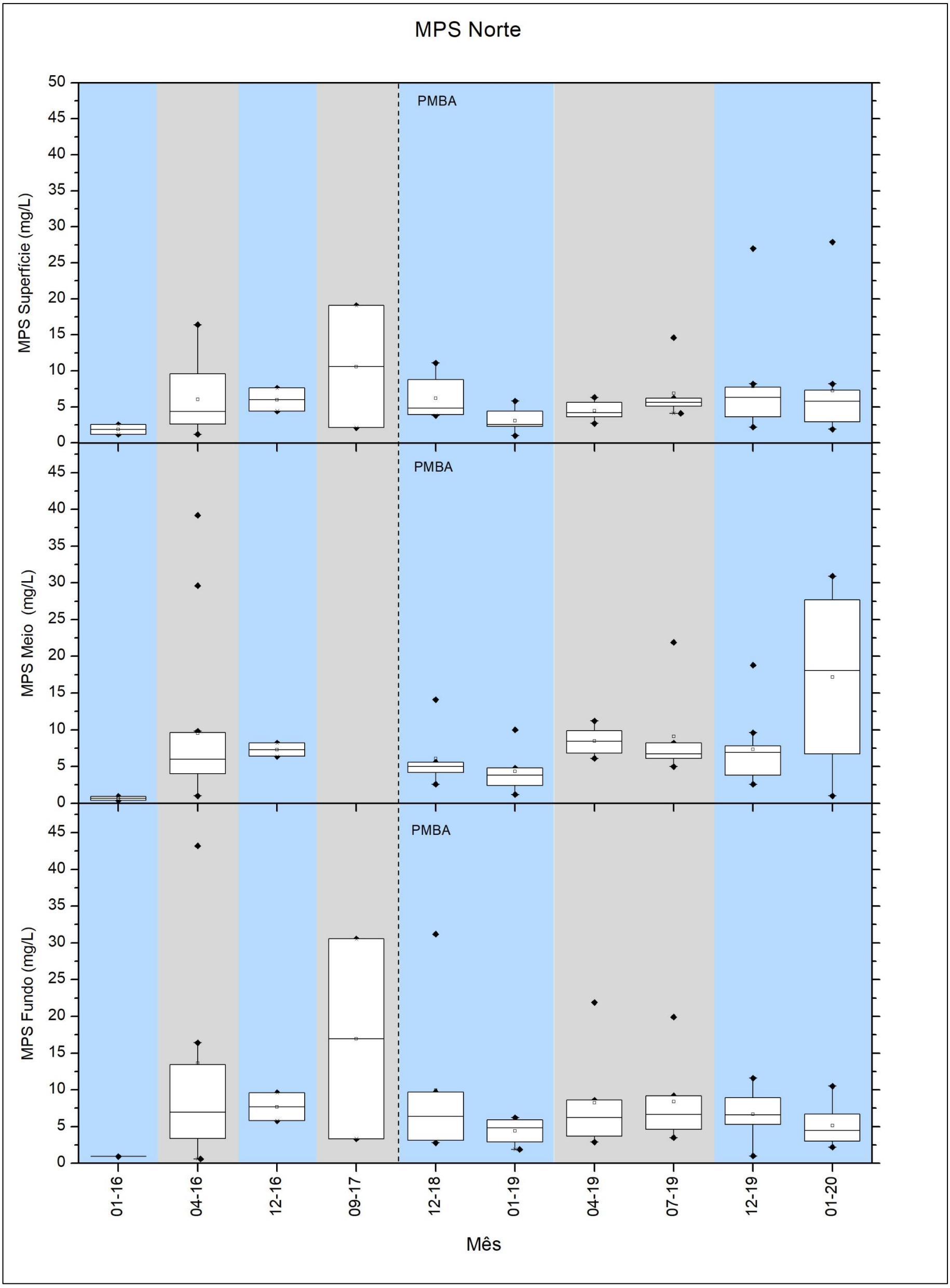


O Setor Norte (Figura 65; Tabela 15) apresentou, majoritariamente, concentrações abaixo de 10 mg/L, como nos períodos anteriores. Durante o Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019 Item 2.2.1.2.) este setor foi caracterizado pela similaridade dos valores de MPS entre as estações, exceto por DEG 01, a qual tem se mostrado mais semelhante ao Setor Foz Norte por apresentar maiores concentrações e menores teores de matéria orgânica (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 2*). Seguindo o padrão do Ano 1, foram encontrados 3 *picos atípicos* no período chuvoso do Ano 2, nesse caso, no entanto, no meio da coluna d'água e em superfície.

Tabela 15: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Norte. Para este setor não dados pretéritos.

Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	3,47 ± 3,00	3,67 ± 6,05	5,80 ± 4,33
Seco	4,33 ± 7,00	6,00 ± 4,81	6,97 ± 10,00
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	4,90 ± 4,20	5,70 ± 8,05	5,40 ± 4,95
Seco	5,25 ± 1,90	7,70 ± 2,90	6,25 ± 4,38

Figura 65: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráfico no topo), meio (gráfico no meio) e fundo (gráfico na base) da coluna d'água para o Setor Norte. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano.



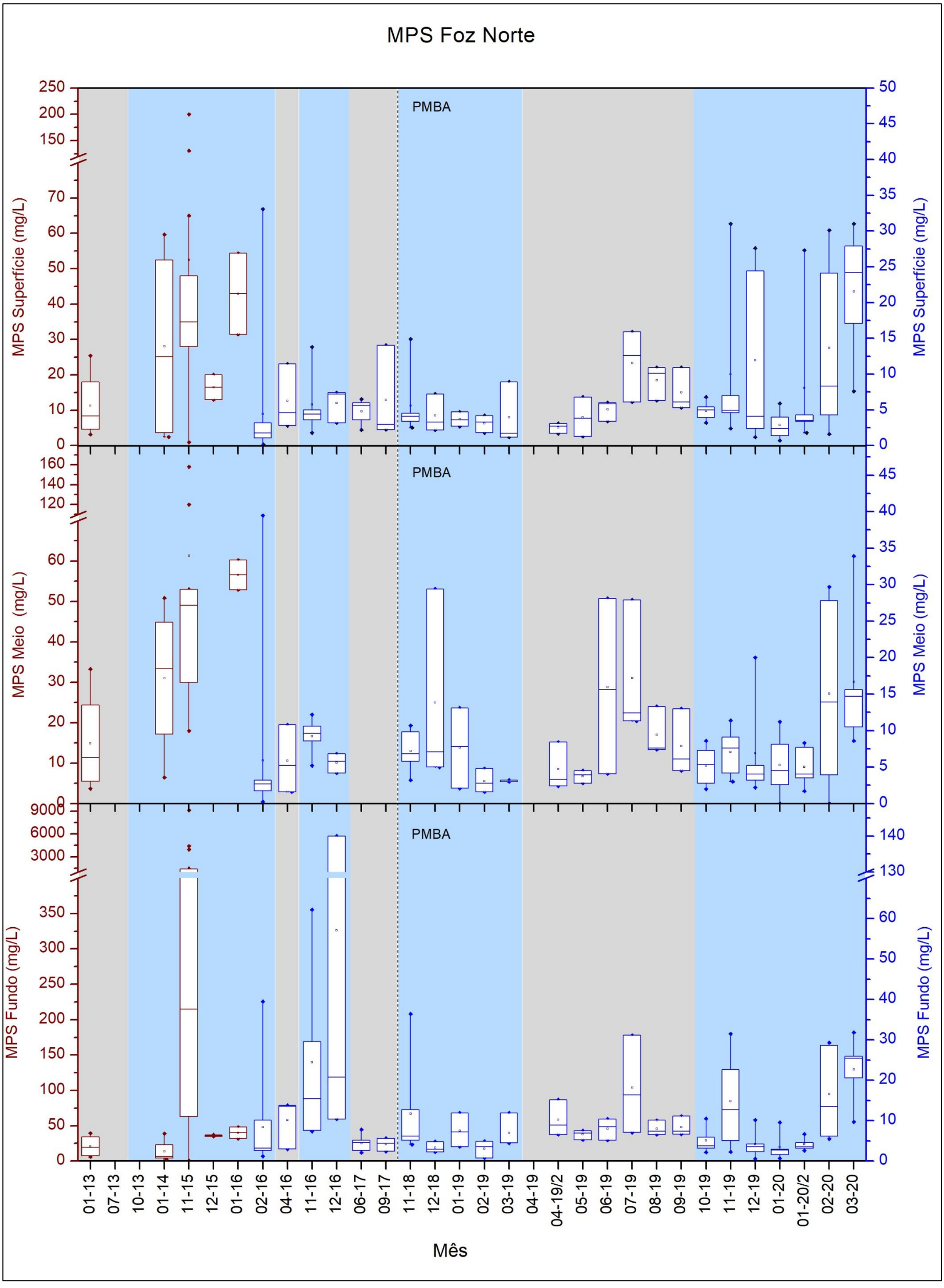
No geral, as concentrações no meio da coluna d'água do Setor Foz Norte (Figura 66) se mantiveram dentro de um faixa de variação (de 0 a 34 mg/L; Tabela 16) similar ao do Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019; Item 2.2.1.3; de 2 a 29 mg/L). Já para a superfície e fundo, o período chuvoso em 2020 apresentou valores com o dobro de concentração do que aqueles em Novembro-2018 a Março-2019 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 3*). Nas três profundidades da coluna d'água os valores variaram dentro e acima daqueles encontrados anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão, mas em nenhum momento as concentrações de MPS tiveram valores próximos daqueles encontrados de Novembro-2015 a Janeiro-2016. Foram encontrados 6 *picos atípicos*, 1 em superfície, 4 no meio e 2 no fundo da coluna d'água.

Tabela 16: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Norte. Para este setor não há dados pretéritos do período seco.

Pretérita			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	8,34 ± 25,93	21,67 ± 27,58	8,32 ± 25,76
Seco	-	-	-
Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	7,30 ± 28,42	8,97 ± 38,60	25,20 ± 77,33
Seco	4,60 ± 3,38	5,20 ± 4,60	4,60 ± 3,93
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	4,30 ± 4,90	5,80 ± 6,60	5,10 ± 8,70
Seco	6,05 ± 5,78	7,50 ± 8,65	7,45 ± 3,58

Enquanto no Ano 1 as maiores concentrações ocorreram em Novembro-2018, no Ano 2 de monitoramento ocorreram em, Novembro-2019, Fevereiro-2020 e Março-2020 (Tabela 16 e Figura 66), e apresentaram um aumento de 30% na concentração de MPS em relação aos dados anteriores ao rompimento da barragem de Fundão.

Figura 66: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Norte. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito.

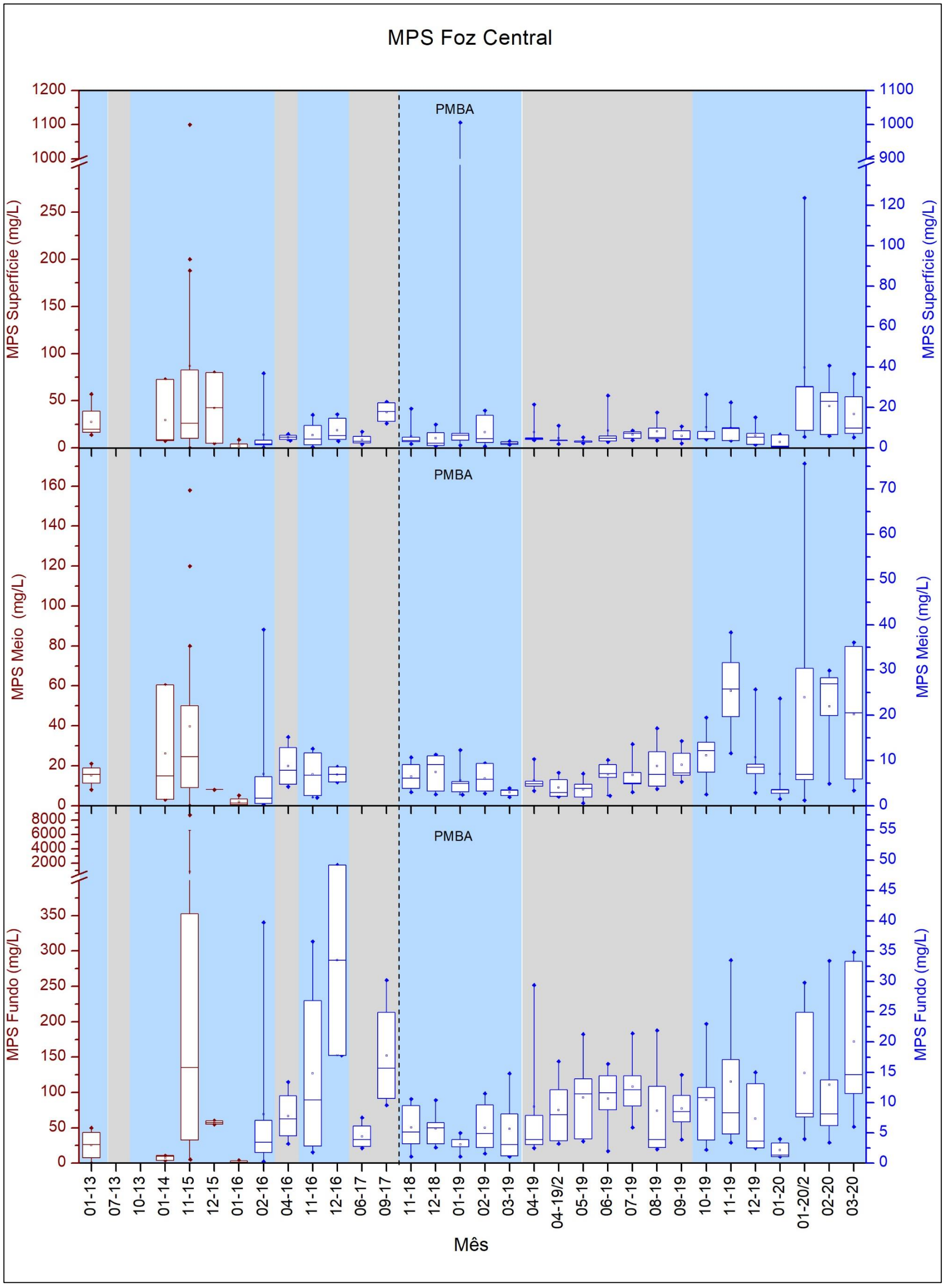


As concentrações no período chuvoso do Ano 2 (de Outubro-2019 a Março-2020) para o Setor Foz Central (Tabela 17 e Figura 67) foram acima do que foi encontrado para o mesmo período do Ano 1. Isso resultou em uma maior mediana (8,20 mg/L) para o setor e maior variabilidade (de 0 a 33 mg/L) para o período chuvoso do Ano 2 de monitoramento em relação ao Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019, Item 2.2.1.4; de 0 a 19 mg/L e mediana = 4 mg/L; desconsiderando o pico de 1006 mg/L na estação SD 01 em Janeiro 2019). Os valores máximos de MPS no Ano 2 foram maiores em superfície enquanto no meio e no fundo, se mantiveram similares ao do Ano 1 (Figura 67). Já a variabilidade foi maior em superfície e no fundo da coluna d'água. Foram encontrados 9 *picos atípicos*, sendo a maioria no fundo da coluna d'água.

Tabela 17: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Central. Para este setor não há dados pretéritos do período seco.

Pretérita			
Período	Superfície (mg/L)	Meio (mg/L)	Fundo (mg/L)
Chuvoso	19,27 ± 27,70	14,80 ± 7,62	10,70 ± 19,45
Seco	-	-	-
Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	10,00 ±33,88	8,00 ± 22,33	32,50 ± 129,53
Seco	6,30 ±9,08	7,80 ± 6,65	8,15 ± 7,83
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	5,90 ±7,28	7,25 ± 11,90	5,80 ± 7,90
Seco	4,50 ±3,90	5,40 ± 3,55	8,80 ± 10,25

Figura 67: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Central. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito.

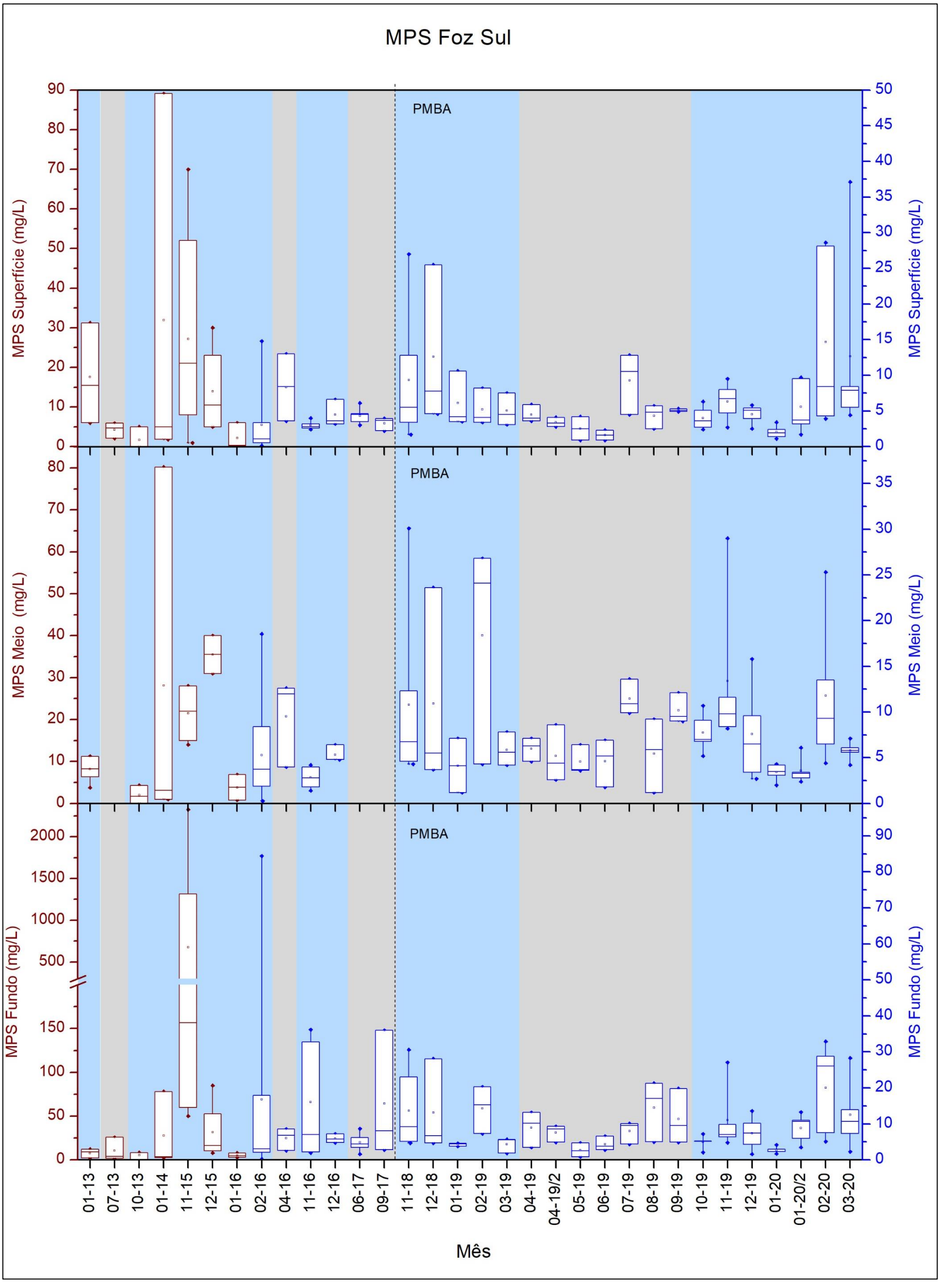


O Setor Foz Sul apresentou mediana e variabilidade dos valores de MPS para o período chuvoso do Ano 2 de monitoramento (mediana = 5,80 mg/L; de 1 a 37 mg/L Figura 68) similares aos do mesmo período do Ano 1 (mediana = 5,60; de 1 a 31 mg/L; RRDM/RT-19C, Item 2.2.1.5). No entanto, quando é feita a mesma comparação para cada profundidade se observa que as concentrações no meio da coluna d''água foram superiores no período chuvoso do Ano 1. Valores elevados (entre 50 e 100 mg/L) também foram registrados antes do rompimento da barragem de Fundão para a superfície e meio da coluna d'água. Concentrações acima do background, como encontradas nos meses de Novembro-2015 a Fevereiro-2016 para o fundo da coluna d'água não foram mais observadas. Foram determinados 6 *picos atípicos,* sendo 1 em superfície, 3 no meio e 2 no fundo da coluna d'água.

Tabela 18: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Sul. Para este setor não dados pretéritos do meio da coluna d'água do período seco.

Pretérita			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	5,00 ± 13,64	5,34 ± 6,39	8,32 ± 6,47
Seco	4,67 ± 1,89	-	3,94 ± 12,02
Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	3,33 ± 7,80	4,80 ± 8,27	7,94 ± 43,48
Seco	3,94 ± 1,80	12,00 ± 4,30	6,20 ± 5,18
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	4,60 ± 4,60	6,10 ± 5,10	6,70 ± 6,40
Seco	4,10 ± 2,60	6,40 ± 4,80	6,60 ± 5,70

Figura 68: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor Foz Sul. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes ao eixo Y do lado esquerdo enquanto em azul, ao eixo Y do lado direito.



O Setor APA Costa das Algas, no geral, manteve as concentrações de MPS (Figura 69) < 10 mg/L tanto para as estações Rasas (distância da costa < 12 km) quanto para as Profundas (distância da costa > 12 Km) durante o período chuvoso de Dezembro-2019 e Janeiro-2020, assim como no Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019, Item 2.2.1.6) de monitoramento (mediana = 4,05 e 4,10 mg/L para estações rasas e profundas, respectivamente), mas com um suave decréscimo nas medianas das estações Rasas e Profundas (mediana = 2,30 e 3,05 mg/L, respectivamente). Apenas as estações Profundas apresentaram *pico atípico*: 1 no meio da coluna d'água.

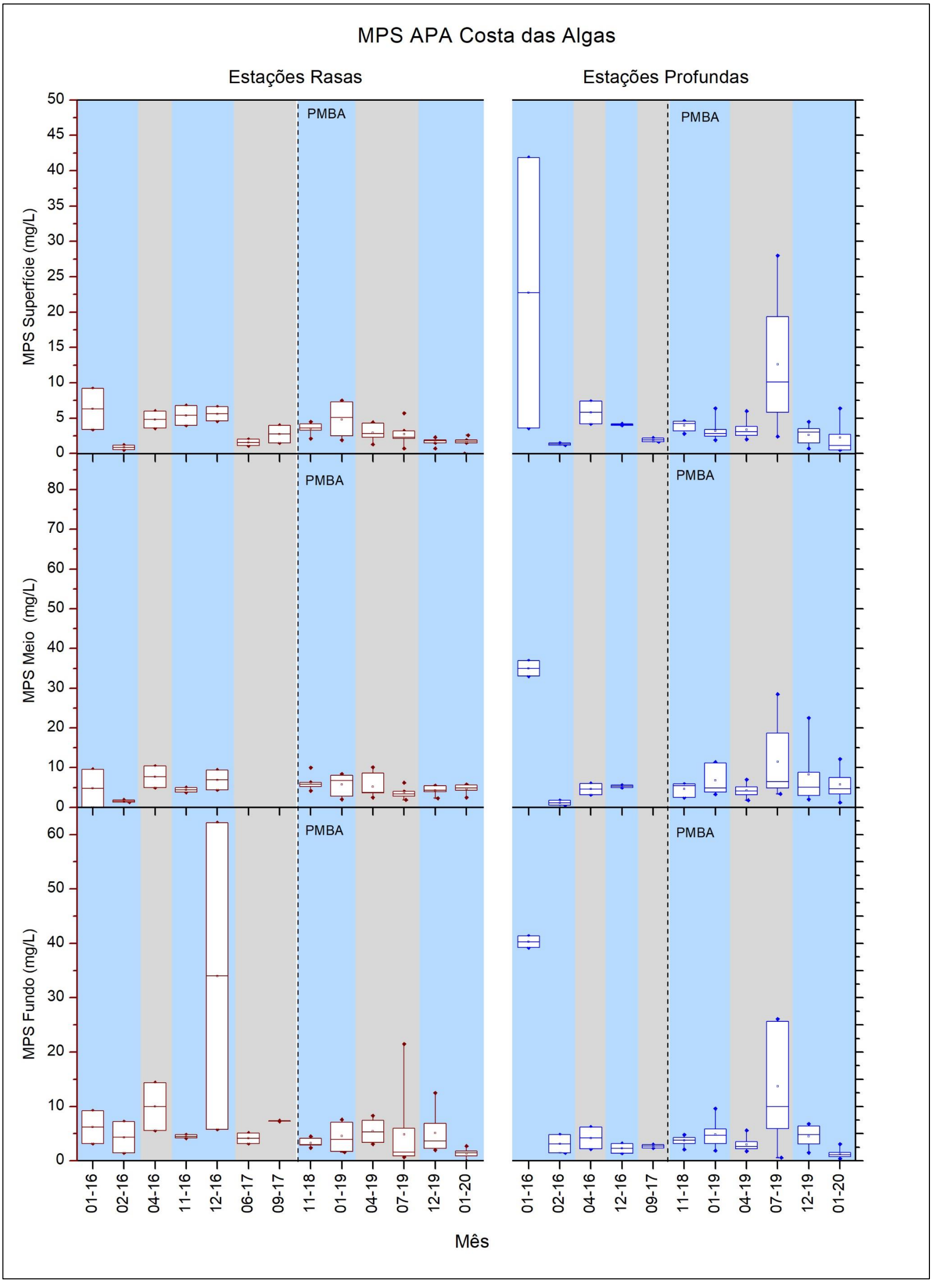
Tabela 19: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas Rasas. Para este setor não há dados da série pretérita.

Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	4,30 ± 3,80	4,10 ± 4,37	5,30 ± 3,75
Seco	2,80 ± 2,28	7,70 ± 2,70	6,43 ± 2,12
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	2,40 ± 1,85	5,20 ± 1,90	2,95 ± 2,24
Seco	2,70 ±0,85	3,65 ± 0,75	4,20 ± 4,30

Tabela 20: Medianas ± IQR do Material Particulado em Suspensão para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas Profundas. Para este setor não há dados da série pretérita.

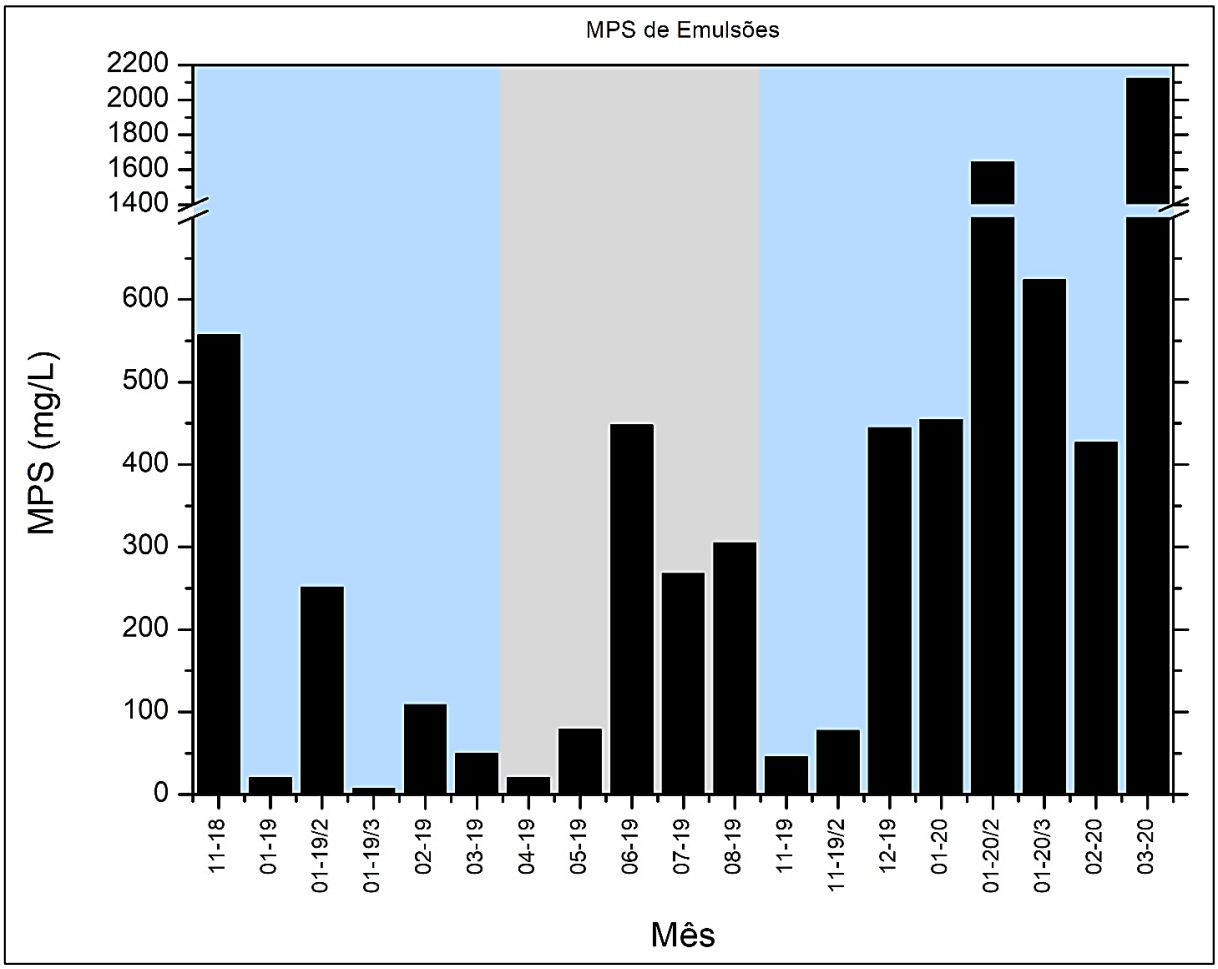
Pré-PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	3,80 ± 2,15	5,30 ± 23,65	4,00 ± 28,70
Seco	3,20 ± 2,93	4,60 ± 1,40	2,69 ± 1,46
PMBA			
Período	**Superfície (mg/L)**	**Meio (mg/L)**	**Fundo (mg/L)**
Chuvoso	3,00 ± 1,84	5,00 ± 5,40	3,60 ± 2,70
Seco	4,25 ± 6,45	4,90 ± 3,15	3,95 ± 6,28

Figura 69: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de água coletadas na superfície (gráficos no topo), meio (gráficos no meio) e fundo (gráficos na base) da coluna d'água para o Setor APA Costa das Algas. Áreas em azul indicam período chuvoso e áreas em cinza indicam período seco. Linha tracejada indica o início do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas (no eixo X) foram apresentadas sob a forma de meses e ano. Atenção para a diferença de escala do eixo Y. Boxplots em vinho são referentes às estações rasas enquanto em azul, às estações profundas.



A partir da Figura 70 se nota claramente um aumento das concentrações das emulsões do Ano 2 em relação ao Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019, Item 2.2.2). As maiores concentrações para esses dois anos de monitoramento não estão diretamente relacionadas às maiores concentrações de MPS em águas superficiais. O processo e dinâmica de formação dessas emulsões ainda está sendo estudado, já que isso nunca foi encontrado para região estudada e nem na bibliografia.

Figura 70: Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) para amostras de emulsões coletadas na interface ar/água durante o PMBA/Fest-RRDM. As campanhas estão representadas como mês e ano. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



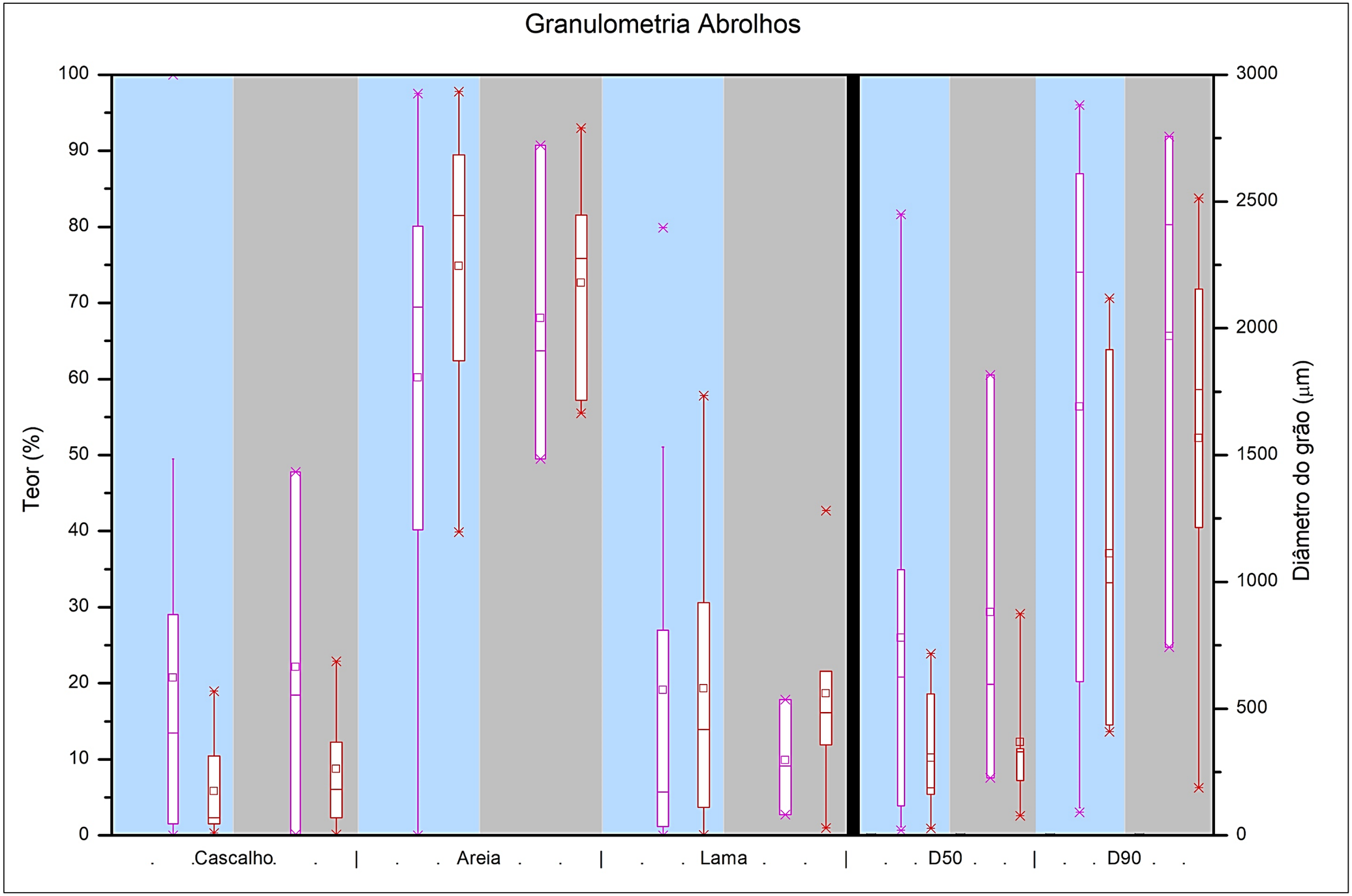
1.1.2.3 Resultados para o indicador mobilidade

Os resultados adquiridos para o sedimento superficial durante o Ano 1 do Setor Abrolhos podem ser encontrados no Relatório Anual do Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019; Item 2.2.3.1). Não há dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão para esse setor, dessa forma os dados comparativos foram feitos a partir do rompimento da barragem e podem ser observados na Tabela 21 e na Figura 71. Observa-se uma redução do teor de cascalho e aumento do teor de lama durante o PMBA/Fest-RRDM independente da sazonalidade, como também indicados pelo D50 e D90. Apesar do teor de areia da série PMBA ter sofrido incremento, a sua variabilidade foi inferior, principalmente no período chuvoso.

Tabela 21: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pré-PMBA e PMBA do Setor Abrolhos. Para este setor não há dados pretéritos.

Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	13,49 ± 23,95	69,46 ± 36,18	5,71 ± 19,88	625,35 ± 886,77	2221,07 ± 1925,38
Seco	18,46 ± 23,81	63,70 ± 20,62	9,11 ± 7,55	595,55 ± 794,38	2408,43 ± 1006,30
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	2,33 ± 8,20	81,51 ± 22,81	13,90 ± 23,74	188,42 ± 299,29	995,86 ± 1172,91
Seco	6,05 ± 9,92	75,84 ± 24,34	13,13 ± 9,99	330,19 ± 124,45	1757,88 ± 940,08

Figura 71: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Abrolhos. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco..



Os valores médios de densidade do sedimento superficial do Setor Abrolhos (Tabela 22) são baseados principalmente na estação ABR 01, a qual apresentou aumento contínuo dos valores. Pela primeira vez a estação ABR 05 apresentou dado de densidade, com um valor de 1515 Kg/m³ em Janeiro de 2020.

Tabela 22: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações rasas do Setor Abrolhos. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
12-18	1257,87
04-19	1408,12
01-20	1481,91

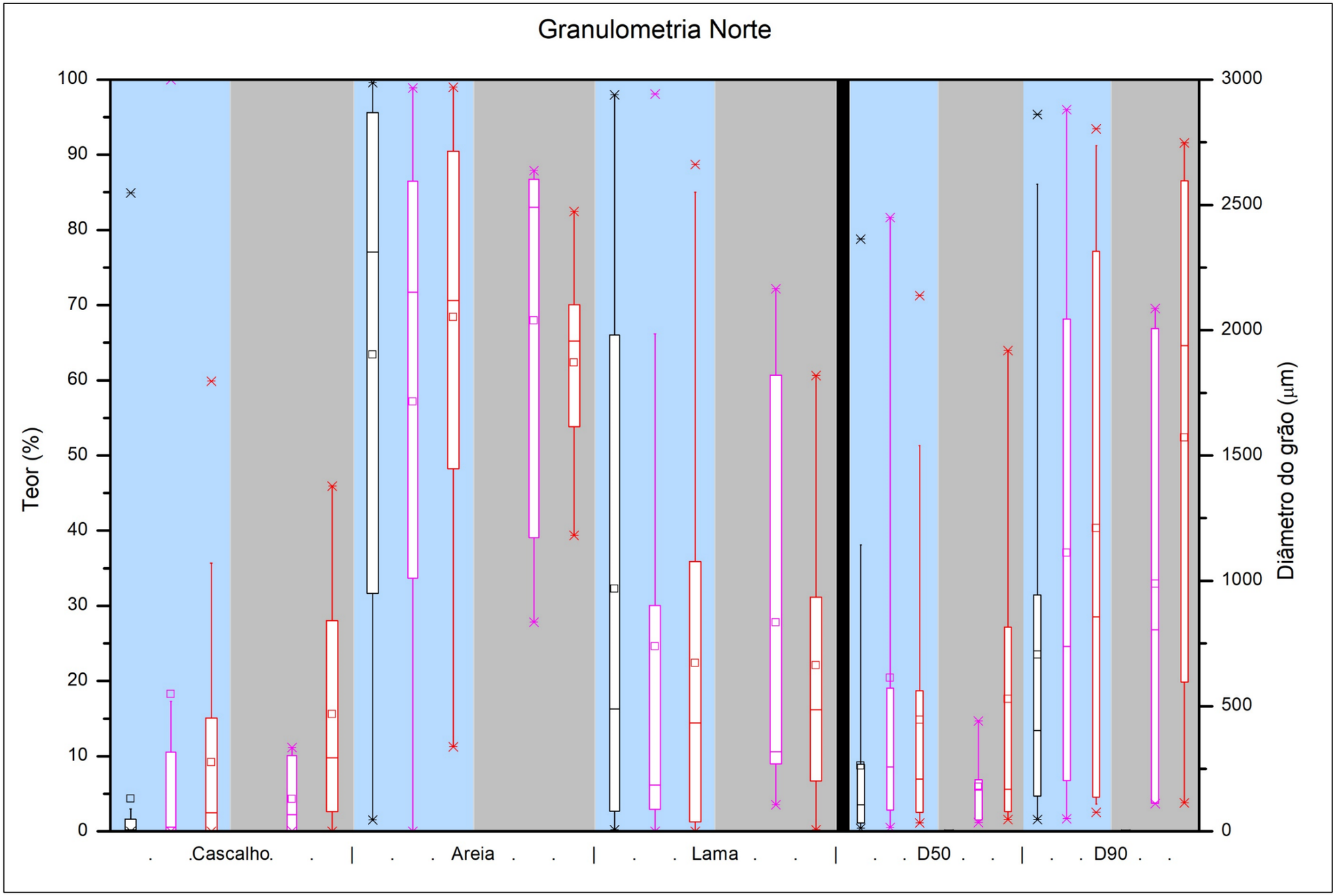
No Setor Norte (Tabela 23 e Figura 72) não há dados pretéritos para comparação no período seco, mas ainda assim se observa um aumento gradual do teor de cascalho desde o rompimento da barragem de Fundão, independente da sazonalidade.

Tabela 23: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Norte. Para este setor não há dados pretéritos para o período seco.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,21 ± 1,59	77,05 ± 63,05	16,27 ± 62,90	106,46 ± 232,05	402,32 ± 791,32
Seco	-	-	-	-	-
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,59 ±10,51	71,73 ± 52,81	6,14 ± 27,12	257,40 ± 486,48	738,05 ± 1841,62
Seco	4,25 ± 8,51	83,02 ± 37,42	10,59 ± 39,47	167,47 ± 136,96	803,91 ± 1638,07
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	2,87 ± 12,32	72,30 ± 42,79	17,18 ± 30,57	198,87 ± 282,75	774,16 ± 2010,43
Seco	9,81 ±25,41	65,23 ± 16,23	16,18 ± 24,44	168,89 ± 736,32	193892 ± 2000,27

O teor de areia para o período chuvoso apresentou uma suave redução da mediana e da variabilidade após o rompimento da barragem. No período seco, a mediana sofreu redução e os percentuais apresentaram menor variabilidade para a série PMBA. O teor de lama no período chuvoso apresentou redução da sua variabilidade desde o rompimento da barragem. Os valores da mediana apresentaram o menor valor na série pré-PMBA enquanto que a mediana da série PMBA foi similar à pretérita. Apesar da menor variabilidade no período seco para a série PMBA, sua mediana foi maior. De forma geral, tanto o D50 quanto o D90 apontaram para um aumento da mediana do diâmetro do grão desde o rompimento da barragem de Fundão.

Figura 72: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Norte. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), em rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos de D50 e D90 para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



Dentre as estações do Setor Norte que tiveram sedimento lamoso suficiente para a determinação da densidade superficial (DEG 01, DEG 02, BS 01), os valores indicaram aumento da fluidização do sedimento superficial (Tabela 24).

Tabela 24: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Norte. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
12-18	1572,20
01-19	1483,15
04-19	1471,11
07-19	1422,81
12-19	1336,28
01-20	1298,12

Os resultados comparativos de granulometria para os períodos chuvoso e seco do Setor Foz Norte para as séries pretérita, pré-PMBA e PMBA podem ser visualizados na Tabela 25 e na Figura 73.

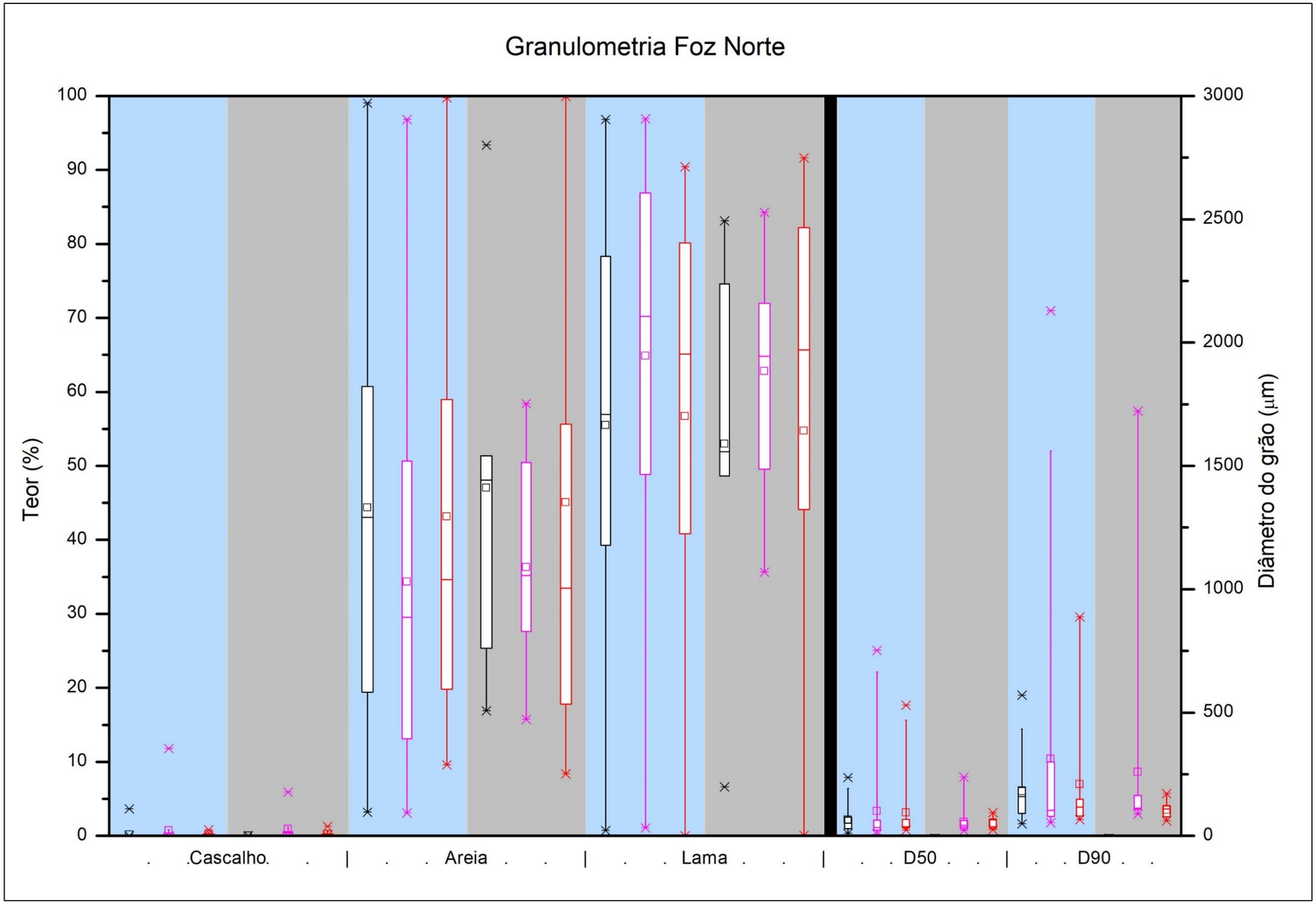
Tabela 25: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Norte.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0	43,05 ± 40,68	56,95 ± 38,64	52,94 ± 46,28	159,58 ± 105,44
Seco	0	48,08 ±25,96	51,92 ± 25,94	-	-
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,11 ±0,33	29,56 ± 37,36	70,20 ± 37,67	33,36 ± 39,46	103,60 ± 216,79
Seco	0,36 ±0,58	35,21 ± 22,82	64,79 ± 22,42	37,23 ± 33,06	112,51 ± 55,30
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,08 ±0,25	34,65 ± 38,64	65,10 ± 38,91	37,76 ± 38,77	118,10 ± 50,70
Seco	0,09 ± 0,25	33,48 ± 35,00	65,67 ± 35,20	36,22 ± 35,57	109,31 ± 45,29

A fração cascalhosa (Figura 73) não apresentou contribuição significativa para o setor (próximo de 0%). Os teores de areia apresentaram variabilidade semelhantes entre os períodos avaliados para o período chuvoso, mas com a menor mediana para o período pré-PMBA. Em termos de teores de lama, esses apresentaram aumento na mediana nos dois períodos sazonais durante a série pré-PMBA e com posterior decréscimo durante a série PMBA para o período chuvoso. No período seco a mediana não sofreu alteração significativa. Outra diferença em relação à série pretérita da fração lamosa é o aumento da variabilidade do teor de lama com o tempo. Através dos resultados de D50 e D90 é possível observar

a maior variabilidade do diâmetro do grão na série pré-PMBA. No entanto, pouca diferença foi observada entre os períodos sazonais, indicando uma redução do tamanho dos grãos após o rompimento da barragem, apontada principalmente pelo D90.

Figura 73: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Norte. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos de D50 e D90 para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



Os valores médios de densidade úmida superficial para o Setor Foz Norte (Tabela 26) indicaram, no geral, um aumento da média dos valores e maior consolidação do sedimento superficial para a estação no período chuvoso do Ano 2.

Tabela 26: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Norte. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
11-18	1366,33
12-18	1279,56
01-19	1341,80
02-19	1391,00
03-19	1328,09
04-19	1325,43
05-19	1340,44
06-19	1464,45
07-19	1386,33
08-19	1475,53
09-19	1245,59
10-19	1369,73
11-19	1251,31
12-19	1389,93
01-20	1359,01
02-20	1423,04
03-20	1385,80

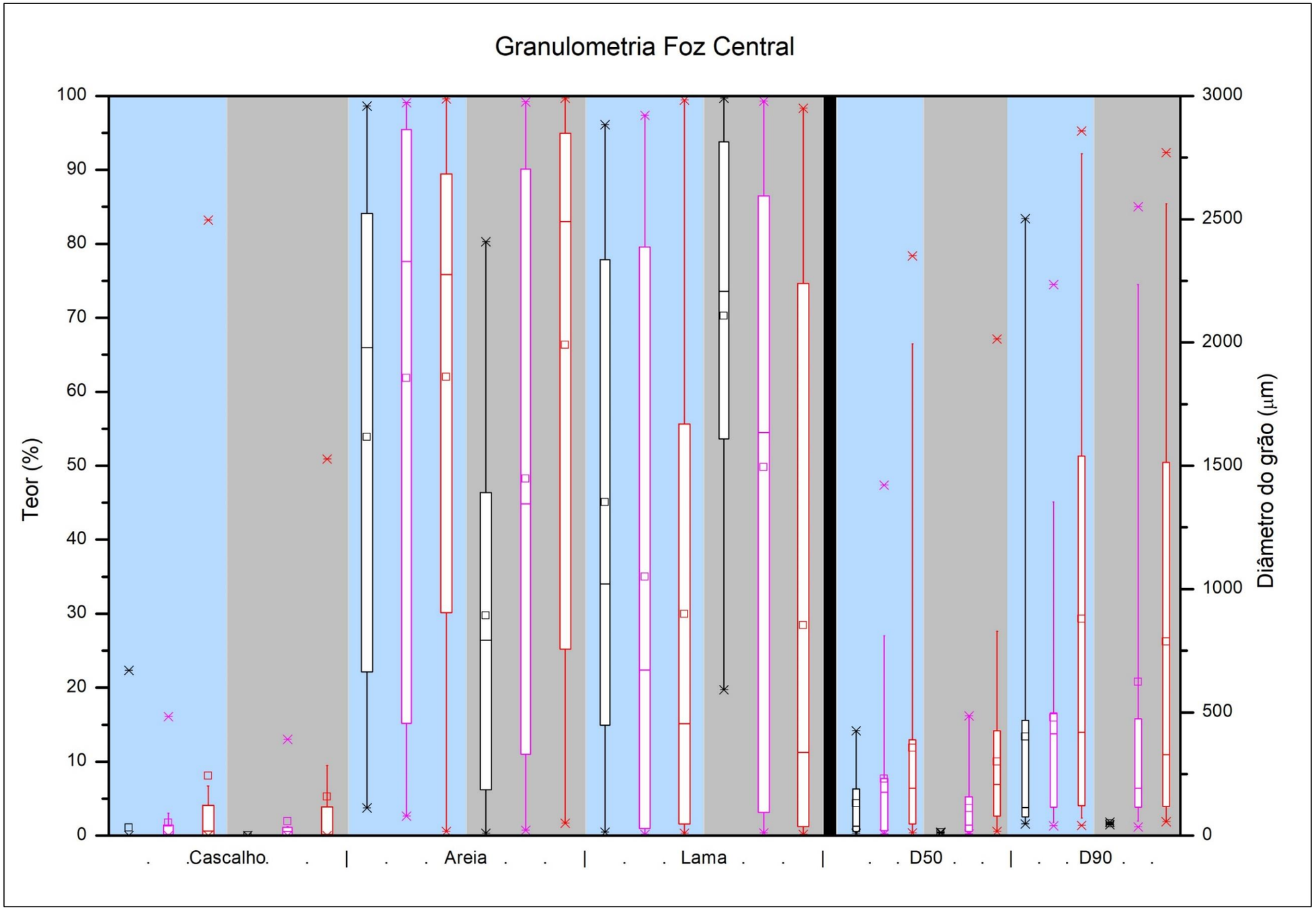
Os resultados comparativos de granulometria do Setor Foz Central podem ser visualizados na Tabela 27 e na Figura 74.

Tabela 27: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Central.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0 ± 0,03	65,95 ± 62,00	34,05 ± 62,96	37,70 ± 172,87	113,87 ± 390,36
Seco	0	26,43 ± 34,03	73,57 ± 34,04	12,83 ± 1,63	49,15 ± 5,64
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,18 ± 1,33	77,61 ± 80,17	22,38 ± 75,86	176,45 ± 208,93	401,98 ± 383,96
Seco	0,57 ± 1,05	44,86 ± 72,76	54,46 ± 81,36	43,41 ± 109,25	208,26 ± 319,91
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,61 ± 4,01	75,87 ± 58,28	15,13 ± 53,18	192,54 ± 329,70	409,22 ± 849,17
Seco	0,15 ±2,75	83,00 ± 61,31	11,23 ± 54,62	208,20 ± 343,29	328,73 ± 1205,09

Os teores de cascalho apresentaram aumento a partir do rompimento da barragem de Fundão. Para os teores de areia observa-se um aumento para o período chuvoso para a série pré-PMBA, e para o período seco para a série PMBA. Uma diminuição da mediana ao longo das séries é observada para a fração lamosa principalmente no período seco. Observa-se também uma maior variabilidade no período chuvoso para a série pretérita e para o período seco para das séries após o rompimento da barragem. Tanto o D50 quanto o D90 indicaram engrossamento do sedimento superficial após o rompimento da barragem de Fundão, principalmente no período seco.

Figura 74: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Central. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



Os valores médios de densidade do sedimento superficial (Tabela 28) do Setor Foz Central é baseado nas estações SD 01, SD 02 e SD 03, já que não houve análise de densidade para as estações SD 04 e SD 05 por não apresentarem sedimento lamoso suficiente. A partir dos resultados se observa maior fluidização do período chuvoso do Ano 2.

Tabela 28: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Central. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
11-18	1314,11
12-18	1152,80
01-19	1301,72
02-19	1165,36
03-19	1392,07
04-19	1194,30
05-19	1127,73
06-19	1198,24
07-19	1379,39
08-19	1282,82
09-19	1284,26
10-19	1384,47
11-19	1013,59
12-19	1351,53
01-20	1164,68
02-20	1096,29
03-20	1129,68

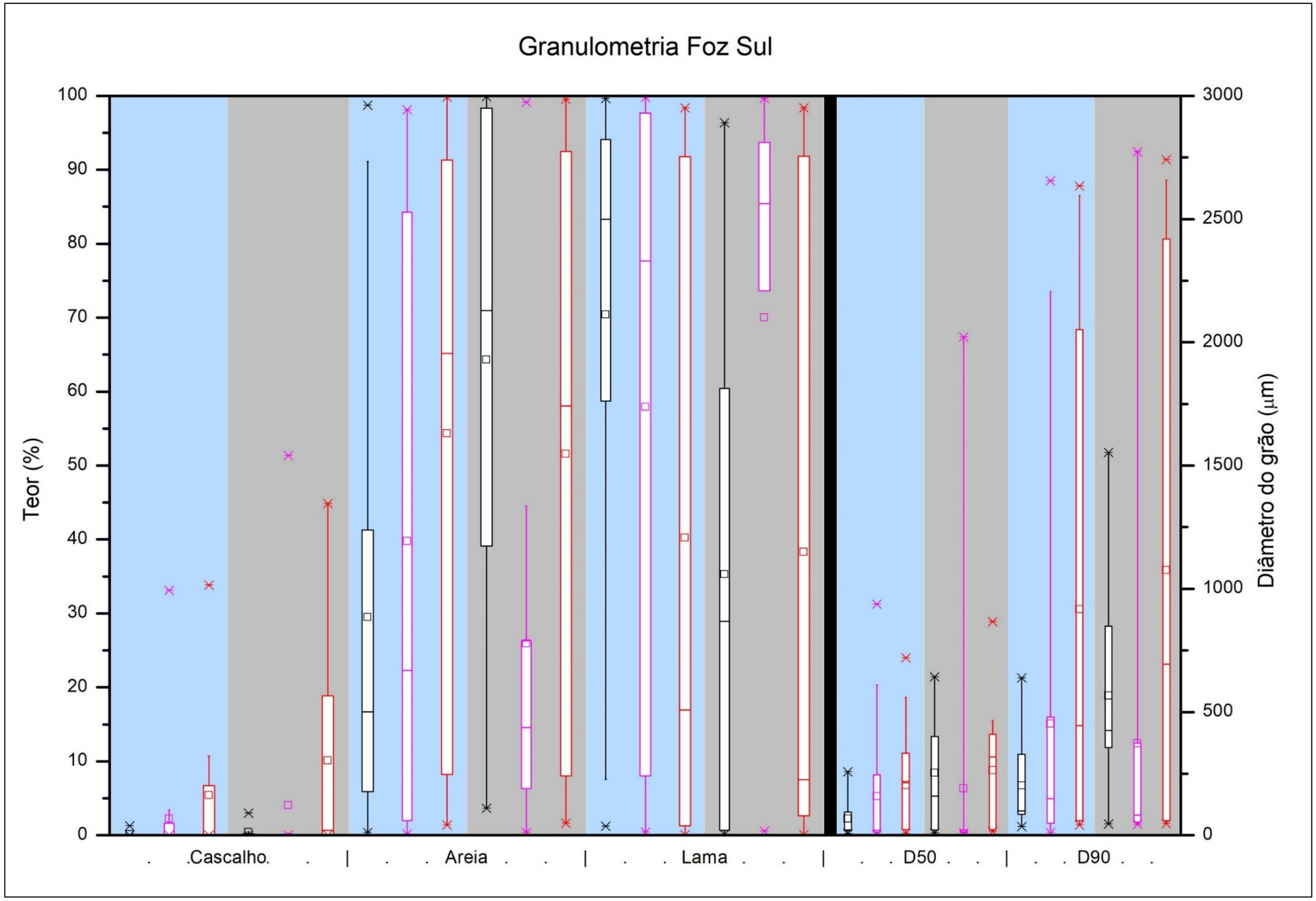
Os resultados comparativos de granulometria do Setor Foz Sul podem ser visualizados na Tabela 29 e Figura 75.

Tabela 29: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor Foz Sul.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,00	16,70 ±34,64	83,30 ± 34,64	21,61 ± 47,52	98,23 ± 240,68
Seco	0,00 ±0,03	11,95 ± 55,72	88,05 ± 55,98	159,50 ± 379,80	424,66 ± 492,18
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,07 ± 1,58	22,28 ± 81,48	77,65 ± 89,30	20,20 ± 232,74	148,25 ± 429,96
Seco	0,00 ± 0,16	14,60 ± 20,00	85,40 ± 20,09	14,31 ± 10,01	82,04 ± 319,80
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	0,12 ± 6,69	65,17 ± 83,09	16,96 ± 90,51	211,03 ± 302,43	438,53 ± 1439,80
Seco	0,65 ± 18,86	58,09 ± 84,47	7,54 ± 89,22	317,40 ± 386,82	694,24 ± 2360,88

Observa-se um aumento percentual da fração cascalhosa desde o rompimento da barragem de Fundão. A fração arenosa também apresentou um aumento no seu percentual, mas para o período chuvoso. Já no período seco constata-se uma diminuição para a série pré-PMBA com posterior incremento em seu teor. Uma maior variabilidade é observada durante o PMBA. Quando se analisa a fração lamosa se observa uma diminuição percentual durante o período chuvoso, apresentando um aumento de sua variabilidade e redução da mediana. Já no período seco ocorreu redução da variabilidade na série pré-PMBA com subsequente redução na mediana e, em seguida, novamente aumento da variabilidade na série PMBA. O D50 e D90 indicaram engrossamento do sedimento superficial, principalmente no período chuvoso, onde a tendência é mais clara.

Figura 75: Granulometria do sedimento superficial para o Setor Foz Sul. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



As médias dos valores de densidade para o Setor Foz Sul (Tabela 30) indicam caráter dominante com indicativo de lama fluida, exceto pelas estações SDS 30 e SDS 35, as quais não apresentaram valores para esse parâmetro devido à ausência de sedimento lamoso.

Tabela 30: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações do Setor Foz Sul. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
11-18	1235,72
12-18	1436,66
01-19	1247,39
02-19	1170,11
03-19	1251,93
04-19	1242,95
05-19	1201,90
06-19	1193,25
07-19	1208,14
08-19	1162,24
09-19	1104,67
10-19	1160,41
11-19	1230,04
12-19	1267,14
01-20	1183,63
02-20	1147,38
03-20	1108,68

O Setor APA Costa das Algas possui apenas duas campanhas amostradas para o Ano 2 de monitoramento, em Dezembro de 2019 e Janeiro de 2020. Os resultados de granulometria do sedimento superficial foram subdivididos em estações Rasas (Tabela 31 e Figura 76) e Profundas (Tabela 32 e Figura 77) devido características sedimentares semelhantes entre as estações desses grupos.

Nas estações Rasas, a mediana da fração cascalhosa se apresentou estável independente da sazonalidade, no entanto a variabilidade sofreu incremento na série pré-PMBA para o período chuvoso em relação à série pretérita, enquanto que no período seco ocorreu uma redução, principalmente na série pré-PMBA.

Tabela 31: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas estações Rasas.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	2,52 ± 2,03	96,49 ± 7,09	0,49 ± 0,94	583,53 ± 443,15	1405,50 ± 429,57
Seco	4,76 ±21,63	69,52 ± 36,05	19,18 ± 32,87	370,93 ± 508,04	1722,69 ± 1625,76
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	2,31 ± 9,07	72,07 ± 30,11	22,55 ± 36,10	165,71 ± 601,73	934,32 ± 1496,53
Seco	0,56 ± 1,13	73,34 ± 43,79	22,59 ± 43,10	185,43 ± 399,49	485,35 ± 901,15
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	2,53 ± 5,84	67,18 ± 57,54	9,81 ± 62,11	417,08 ± 772,18	1199,61 ± 1387,84
Seco	6,81 ± 8,00	76,67 ± 20,52	4,93 ± 24,18	570,26 ± 605,56	1564,26 ± 857,17

Os teores de areia e lama no período chuvoso foram os que mais apresentaram diferenças em relação à série pretérita. Para a fração arenosa, a mediana do período chuvoso apresentou uma redução dos valores acompanhada por um aumento da variabilidade do teor. A fração lamosa do período chuvoso apresentou as maiores medianas desde o rompimento da barragem de Fundão, com o maior valor na série pré-PMBA. A variabilidade dos teores também apresentou aumento desde o rompimento da barragem, principalmente na série PMBA. No período seco, a variabilidade foi maior na série pré-PMBA, bem como a mediana. Além de apresentar menor variabilidade do que a série pretérita, a série PMBA também apresentou menor mediana para esse período. O D50 e D90 confirmam a ausência de uma clara tendência no diâmetro dos grãos até as últimas campanhas.

Não há dados de granulometria pretéritos para o período seco nas estações profundas (Tabela 32 e Figura 77). De forma geral é possível observar um comportamento da granulometria nas estações Profundas similar ao das Rasas. A mediana da fração cascalhosa apresentou pouca diferença entre as séries de dados, e os percentuais tiveram elevada variabilidade na série pré-PMBA para o período chuvoso. No período seco se observou uma redução da mediana na série PMBA em relação à anterior bem como uma redução da variabilidade dos percentuais. A fração arenosa apresentou declínio no período chuvoso para a série pré-PMBA e com maior variabilidade para valores mais baixos em seus teores. A mediana da série PMBA foi similar ao da série pretérita, mas com maior variabilidade também para valores mais baixos em seus teores. Os teores de lama apresentaram medianas e variabilidade no período chuvoso estável. Tanto o D50 quanto o D90 indicaram engrossamento e aumento da variabilidade do diâmetro do grão para a série pré-PMBA durante o período chuvoso. No período seco, a série pré-PMBA também foi a com maior variabilidade e com a mediana do D50 mais grossa, no entanto, apesar de ainda apresentar a maior variabilidade, a mediana do D90 foi mais fina do que a série PMBA.

Tabela 32: Medianas ± IQR dos parâmetros granulométricos para os períodos chuvoso e seco das séries pretérita, pré-PMBA e PMBA do Setor APA Costa das Algas estações Profundas. Para as estações Profundas não há dados pretéritos para o período seco.

Pretérita					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	19,23 ± 8,72	67,82 ± 5,21	5,08 ± 7,45	793,14 ± 496,13	2455,74 ± 183,06
Seco	-	-	-	-	-
Pré-PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	29,92 ± 87,56	45,97 ± 67,11	16,73 ± 20,45	460,56 ± 2139,94	2619,79 ± 715,07
Seco	26,64 ± 18,36	61,29 ± 15,70	12,07 ± 2,66	953,00 ± 740,49	2250,48 ± 491,07
PMBA					
Período	**Cascalho (%)**	**Areia (%)**	**Lama (%)**	**D50 (µm)**	**D90 (µm)**
Chuvoso	23,57 ± 21,76	67,27 ± 29,65	8,46 ± 10,14	685,06 ± 655,32	2525,87 ± 455,84
Seco	22,75 ±15,07	67,82 ± 28,82	8,93 ± 7,58	694,90 ± 220,33	2490,56 ± 338,28

Figura 76: Granulometria do sedimento superficial para o Setor APA Costa das Algas estações Rasas. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

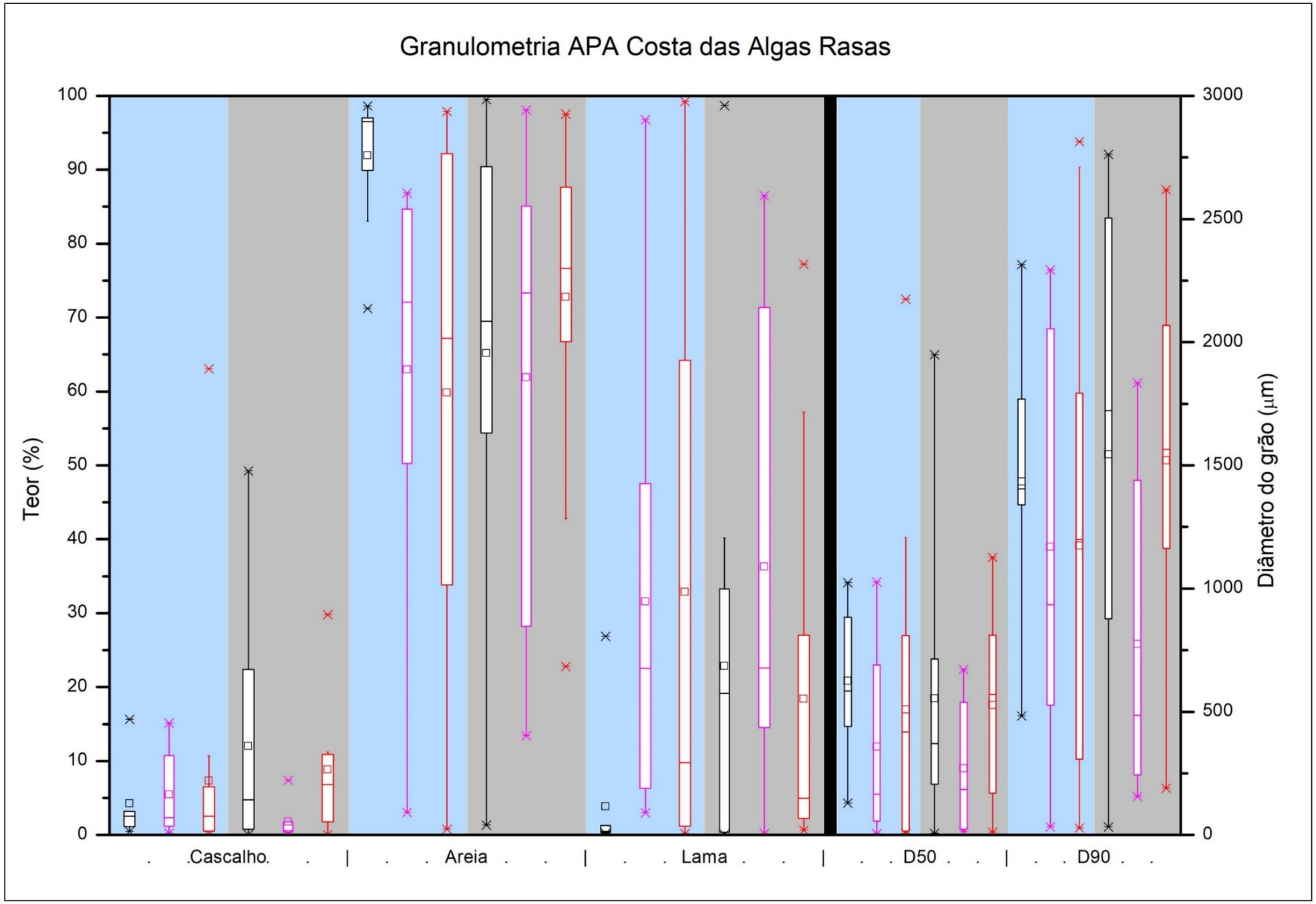
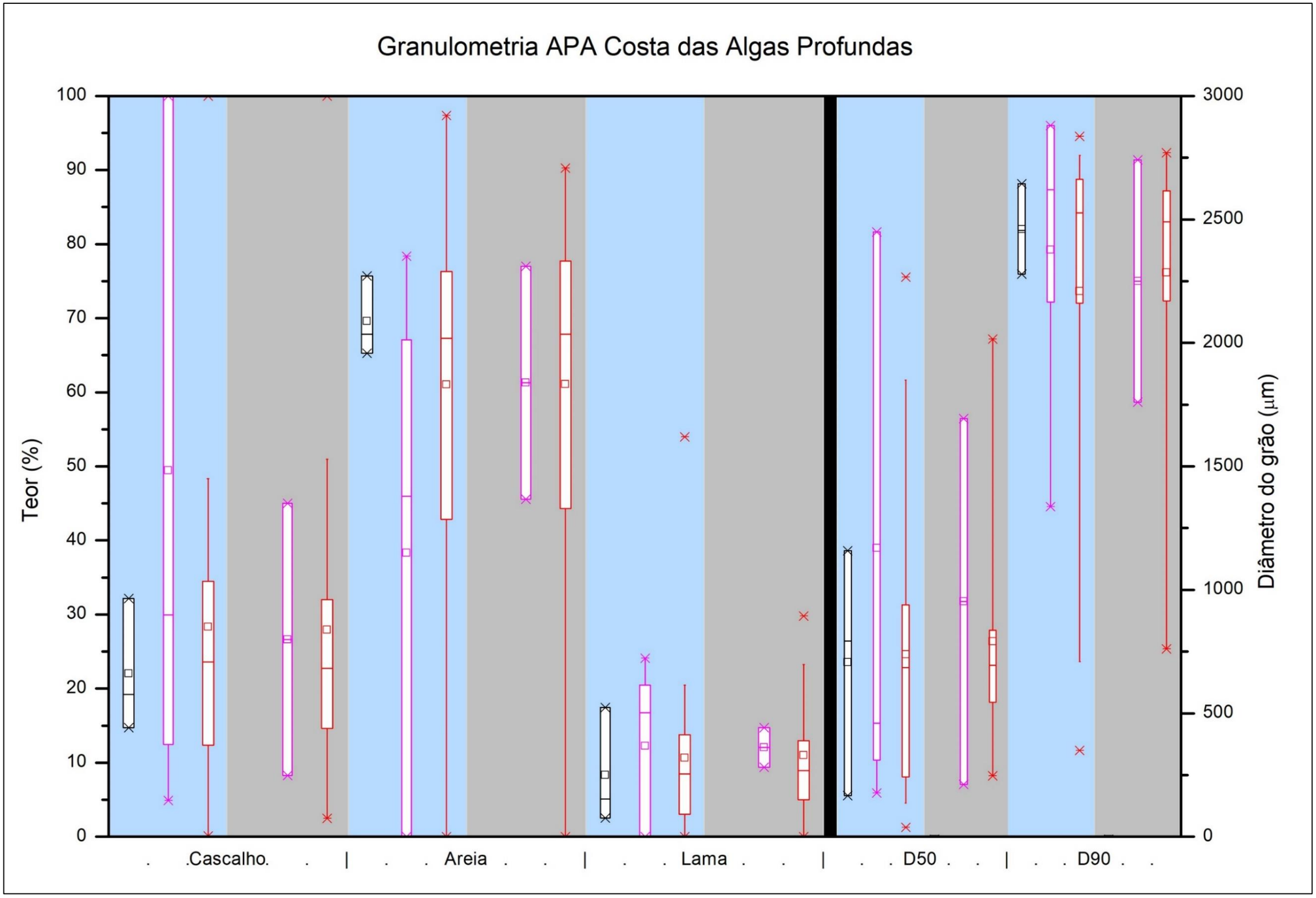


Figura 77: Granulometria do sedimento superficial para o Setor APA Costa das Algas estações Profundas. O eixo Y à esquerda apresenta os teores de cascalho, areia e lama, como indicado no eixo X. O eixo Y à direita apresenta o diâmetro do grão em micrômetros para o D50 (diâmetro médio do grão) e o D90 (diâmetro do grão para o qual 90% do sedimento superficial é menor), como apresentado no eixo X. Cada boxplot representa todo o período indicado onde em preto estão os dados adquiridos anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão (background), rosa estão os dados pré-PMBA/Fest-RRDM adquiridos após o rompimento da barragem de Fundão, e em vermelho os dados PMBA/Fest-RRDM. Para este setor não há dados pretéritos para o período seco. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



De acordo com os valores médios mensais de densidade (Tabela 33) de amostras com recuperação de sedimento lamoso se observa uma tendência geral de redução dos valores e consequentemente, um aumento da fluidização do sedimento superficial, corroborando com o aumento do aporte de lama. É importante salientar a mudança das características sedimentares da estação CA 09, onde no período chuvoso do Ano 1 não houve recuperação do sedimento enquanto que no Ano 2, além da recuperação do sedimento, é possível observar um aumento do teor de lama do sedimento superficial bem como a fluidização do mesmo, já que valores de densidade determinados para o período chuvoso do Ano 2 foram abaixo do indicativo de lama fluida.

Nenhum valor de densidade pôde ser determinado nas estações profundas para o Ano 2 devido à falta de sedimento lamoso. Resultado diferente do Ano 1, quando valores de densidade foram determinados nas estações CA 03 (1154 e 1509 Kg/m³ em Dezembro de 2018 e Janeiro de 2019) e CA 14 (1488 Kg/m³ em Dezembro de 2018).

Tabela 33: Valores médios mensais de Densidade úmida (Kg/m³) para as estações rasas do Setor APA Costa das Algas. Período chuvoso encontra-se em azul enquanto o período seco encontra-se em preto.

Mês-Ano	Densidade úmida (Kg/m³)
01-16	1552,58
11-16	1516,98
10-18	1253,04
01-19	1344,27
04-19	1341,79
07-19	1289,67
11-19	983,21
01-20	1162,41

1.1.2.4 Resultados para o indicador do sinal de rejeito do sedimento de fundo

Os parâmetros analíticos, relacionados ao indicador do sinal do rejeito no sedimento de fundo, abrangem medidas de difração de raios-X, com identificação das fases minerais e seus volumes, associada a medidas de susceptibilidade magnética massiva AC. Esse foi um método independente de validação aplicado aos resultados obtidos por difração de raios X. Para investigação do sinal do rejeito no sedimento de fundo, a composição elementar de algumas das amostras tem sido determinada por medições de fluorescência de raios X (Energy Dispersive X-ray Fluorescence - EDXRF); o que tem sido ferramenta fundamental, aliada à difração de raios-X ressonante Síncrotron (Synchrotron Ressonant X-ray Diffraction – SRXRD) e a difração de raios X convencional. A técnica de SRXRD provou ser uma técnica de caracterização da assinatura das fases cristalográficas do ferro do rejeito presente no sedimento (Orlando et al, 2020). Com base na técnica de SRXRD se determinou a presença de conjunto mineralógico de ferro (Iron Mineralogical Set - IMS) que tem a assinatura mineralógica da fonte e sua abundância relativa; e o conjunto mineralógico de carbonatos, silicatos, hidróxido de alumínio e

outros minerais não ferrosos (CSMS) (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 32 a 43*). Assim, O IMS (%) foi utilizado aqui como um marcador da presença de rejeito no sedimento e será apresentado abaixo.

Os resultados são apresentados em relação às proporcionalidades do conjunto mineralógico de ferro (IMS), comparativamente aos valores de referência anteriores ao rompimento da barragem de Fundão (backgrounds) para as áreas estudadas. O IMS engloba o volume total de magnetita, hematita, goethita, maghemita e grenalita, encontrados em cada amostra. Neste conjunto, a magnetita, a maghemita, a hematita e a goethita respondem, em ordem de intensidade, à susceptibilidade magnética detectada devido a um campo magnético muito baixo (Orlando, 2019).

As Campanhas de Novembro-Dezembro-2019, Janeiro-2020 e Janeiro-2020/2 (Emergencial) representam os resultados do Ano 2 de monitoramento. De forma geral os maiores teores de IMS e de Susceptibilidade magnética são encontrados nos Setores Norte, Foz Norte, Foz Central e Foz Sul. Os valores mais elevados são observados no Setor Foz Central em frente à desembocadura do Rio Doce. No entanto, também se observa valores semelhantes ao norte da foz do Rio Doce, no Setor Norte e Foz Norte. O interessante é que durante o Ano 2 se observa uma diminuição dos valores de IMS no Setor Foz Sul e um gradual aumento em direção ao Norte, podendo indicar um transporte nessa direção. Os resultados comparativos do IMS e da Susceptibilidade Magnética são apresentados sob a forma de boxplot por setor e podem ser visualizados nas: Figura 78, Figura 79, Figura 80, Figura 81, Figura 82, Figura 83 e Figura 84.

Figura 78: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Abrolhos. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

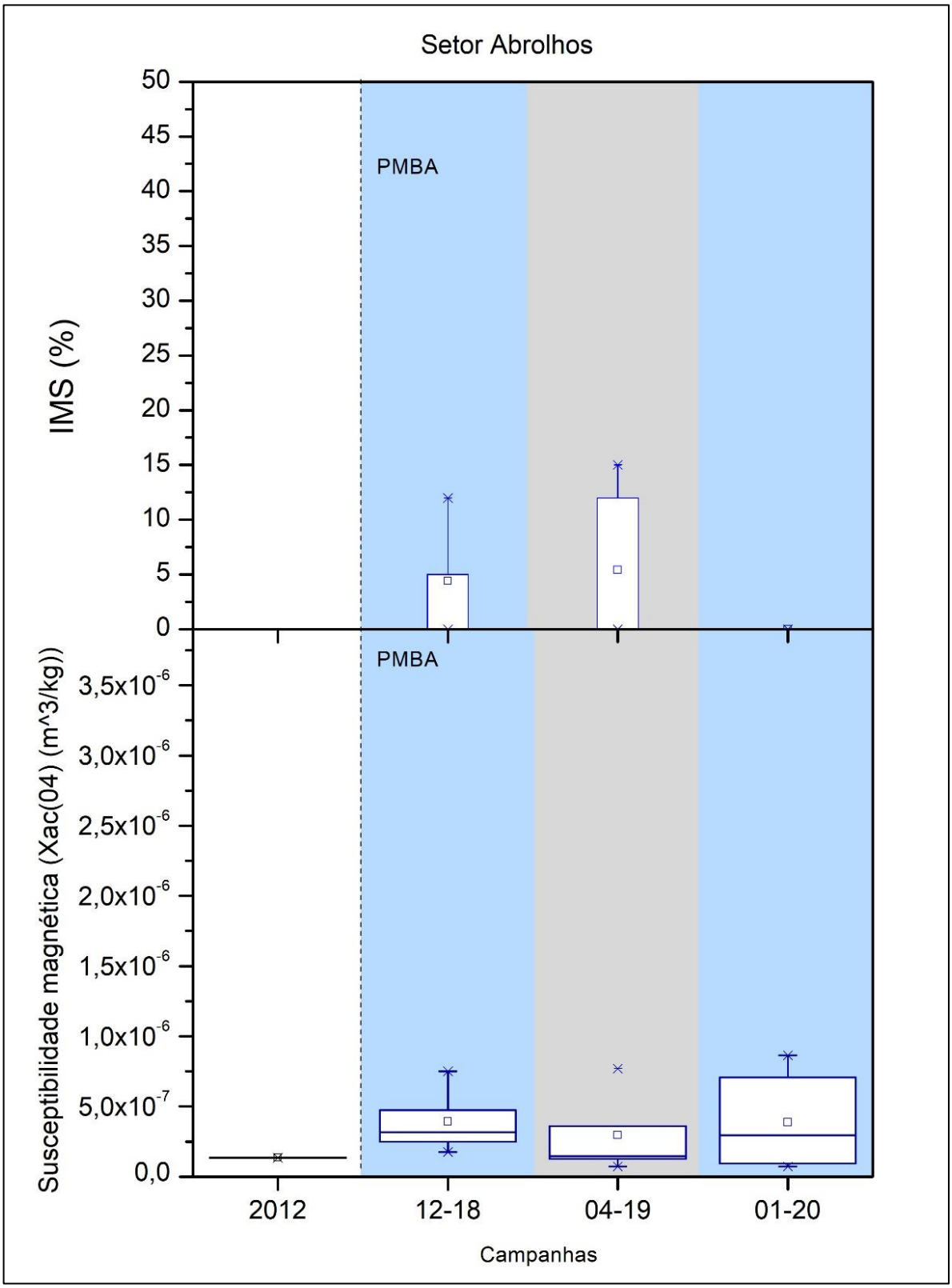


Figura 79: IMS (somatório dos minerais ferrosos (H+Mh+M+G+G) eo sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Norte. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

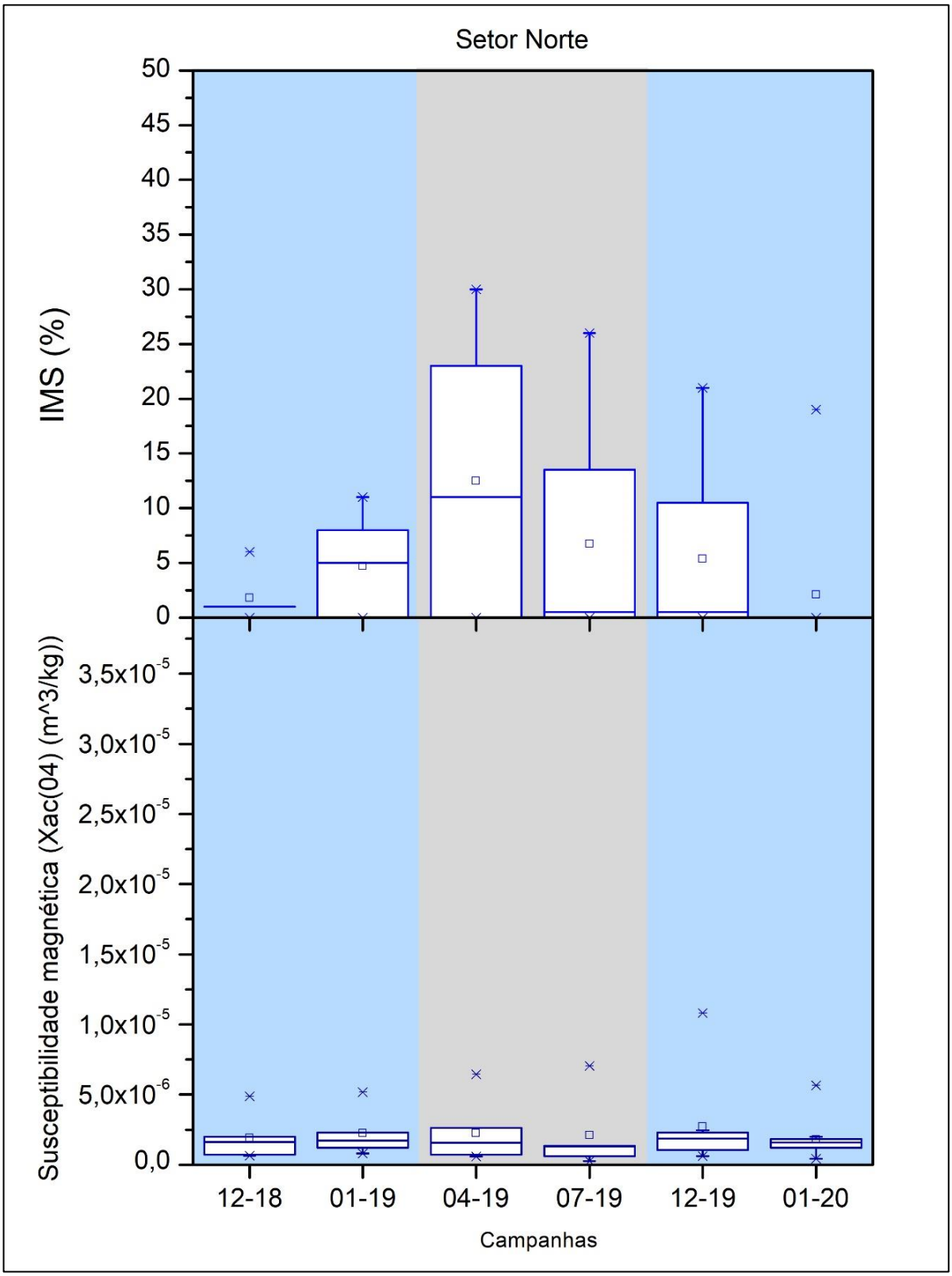


Figura 80: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Norte. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

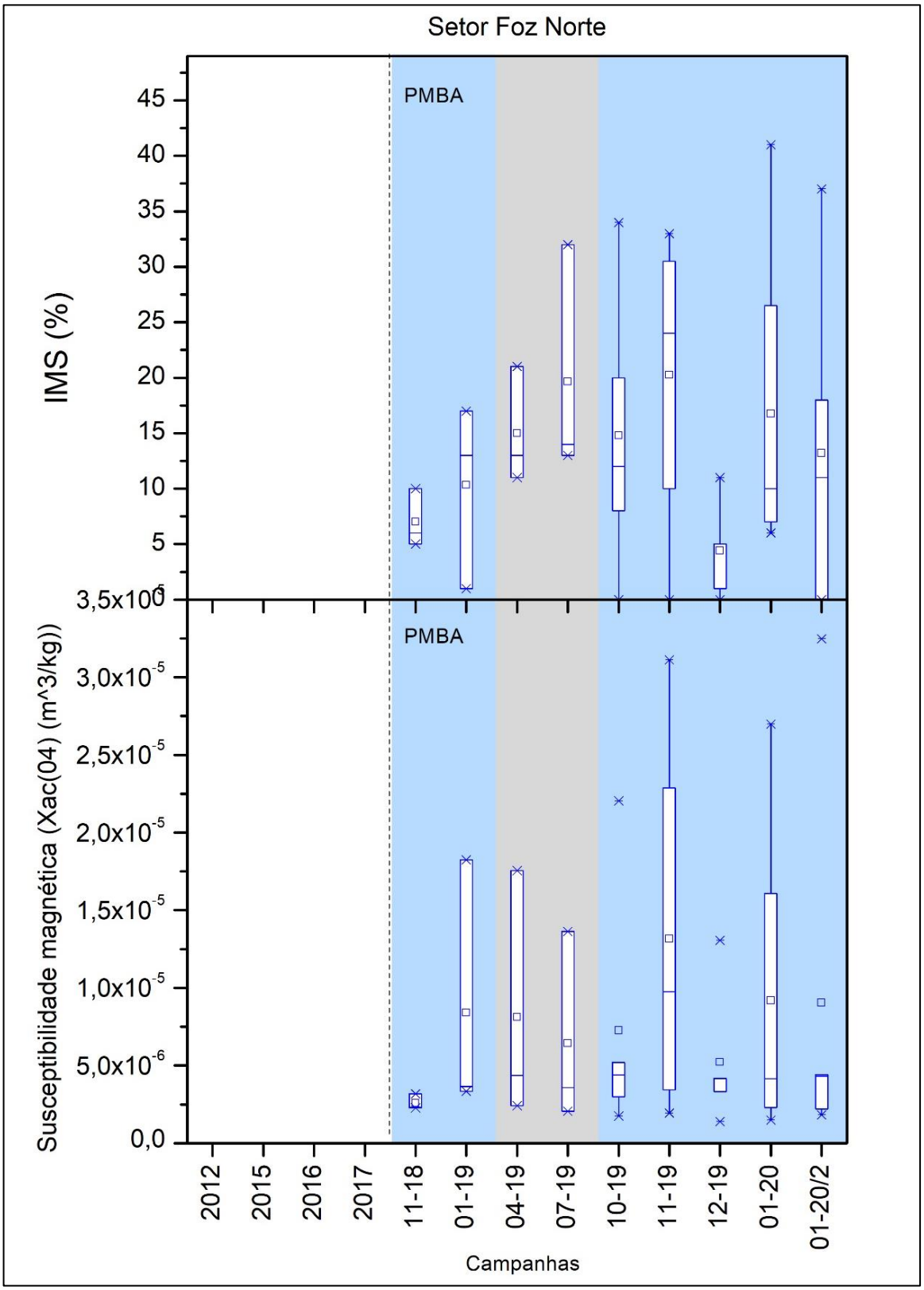


Figura 81: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Central. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

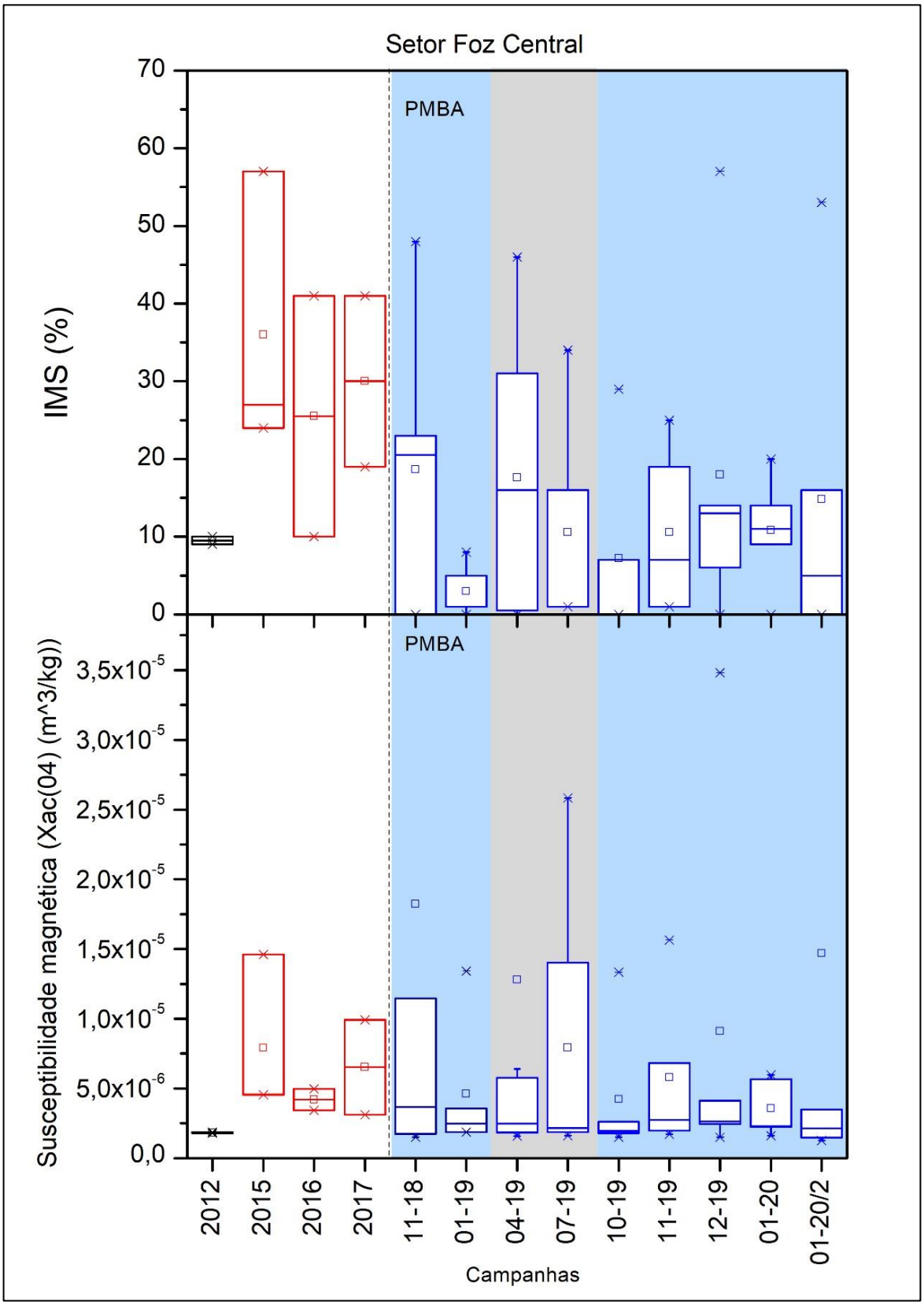


Figura 82: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor Foz Sul. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

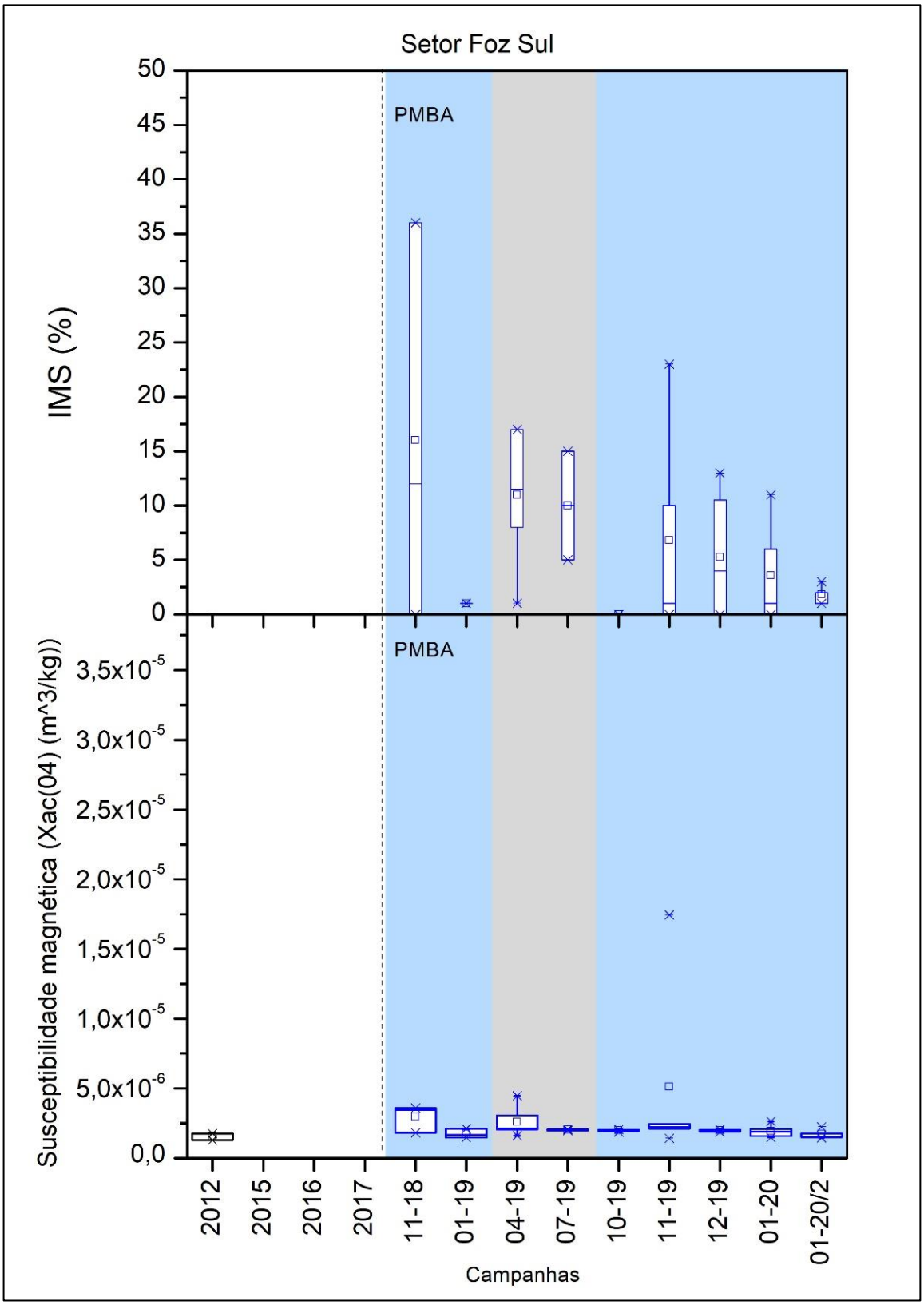


Figura 83: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor APA Costa das Algas estações Rasas. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.

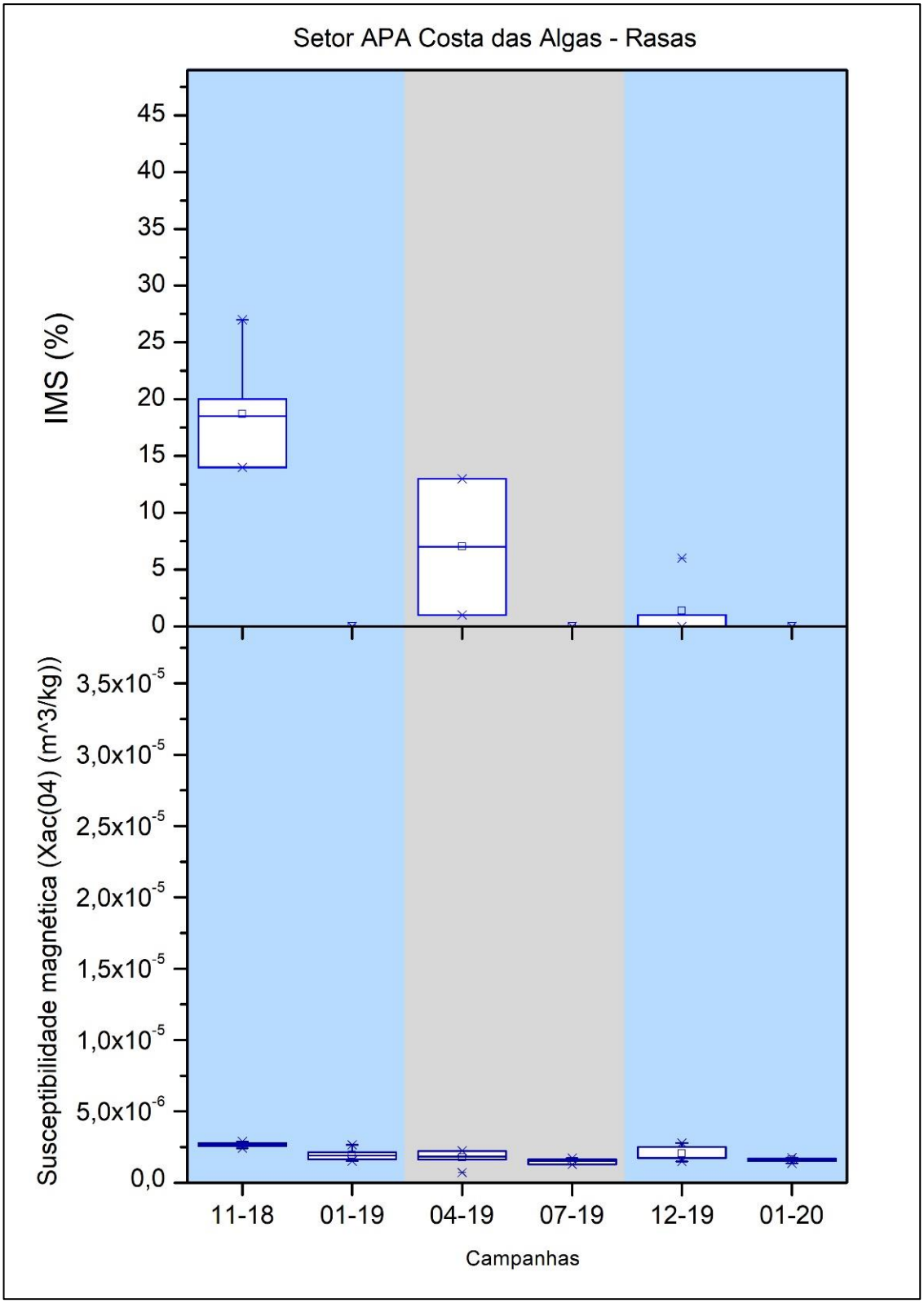
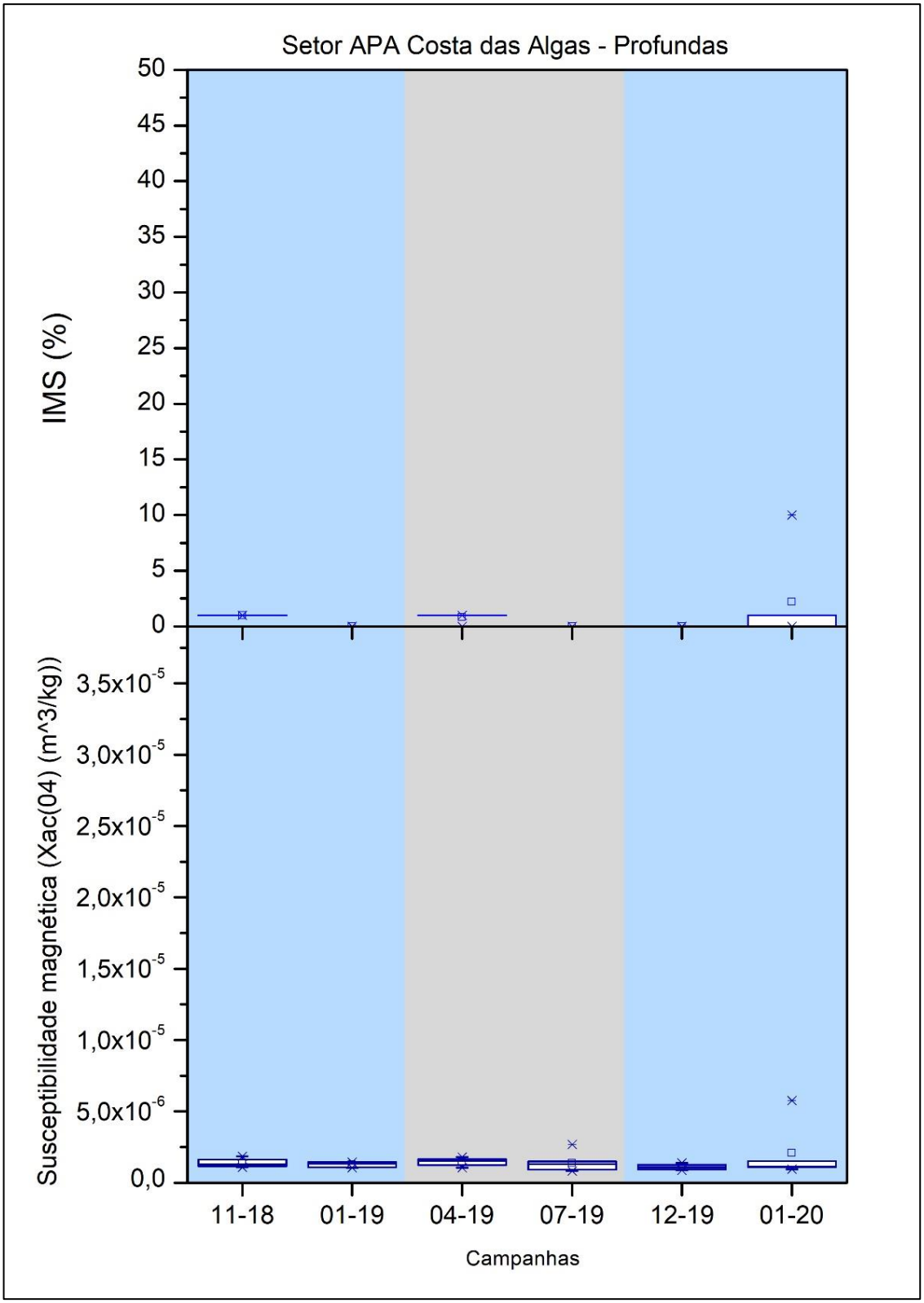


Figura 84: IMS (somatório dos minerais ferrosos H+Mh+M+G+G) e o sinal da susceptibilidade magnética da fração lamosa (< 63 µm) do sedimento superficial do Setor APA Costa das Algas estações Profundas. O eixo Y apresenta o IMS para o gráfico superior, e para o gráfico inferior o eixo Y apresenta o sinal magnético, enquanto que o eixo X apresenta as campanhas de amostragem. Cada boxplot representa todo o período indicado para o Setor. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



Os mapas com as proporções da susceptibilidade magnética relativa *(Xacm(Rel) = Xacm/ Xacm(ref))* nas amostras de sedimentos de fundo são apresentados nas: Figura 85, Figura 86 e Figura 87. Entenda-se aqui que *Xacm* está associado à medida do sedimento após Novembro de 2015. O termo *Xacm(ref)* refere-se à medida realizada antes de novembro de 2015 para os pontos associados à foz do Rio Doce. No caso dos demais setores, o valor *Xacm(ref)* utilizado foi o mais baixo encontrado nas primeiras medidas da série, mas após o rompimento da barragem de Fundão. Foram considerados valores críticos de *Xacm(Rel)* aqueles valores cuja razão entre *Xacm e Xacm(ref)* se apresentassem iguais ou superiores a 1,2 vezes os valores de referência das regiões monitoradas.

Figura 85: Proporções da susceptibilidade magnética relativa (Xacm(Rel$_i$)) da campanha de Novembro-Dezembro-2019.

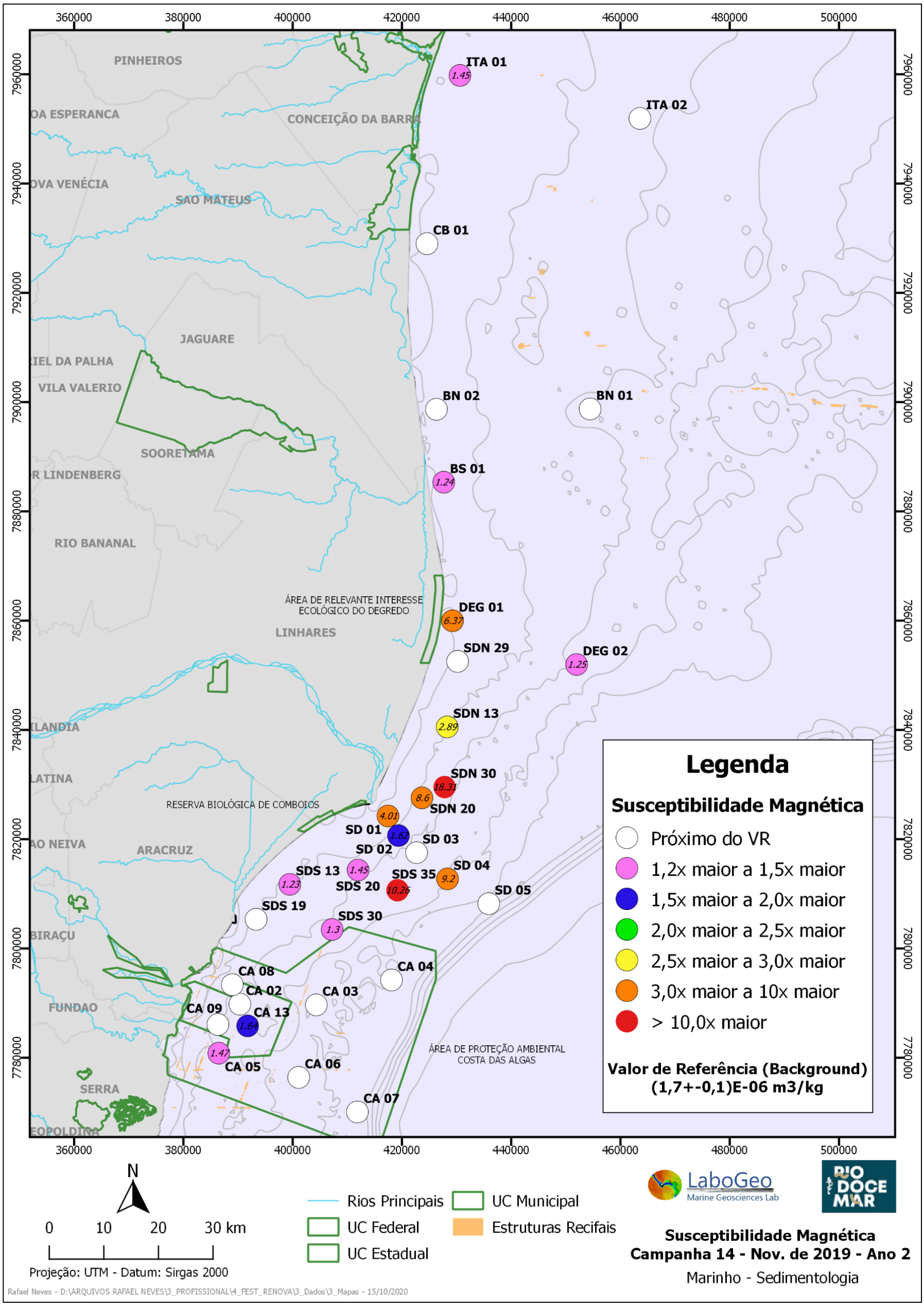


Figura 86: Proporções da susceptibilidade magnética relativa ($X^{ac}_{m(Rel)}$) da campanha Janeiro-2020.

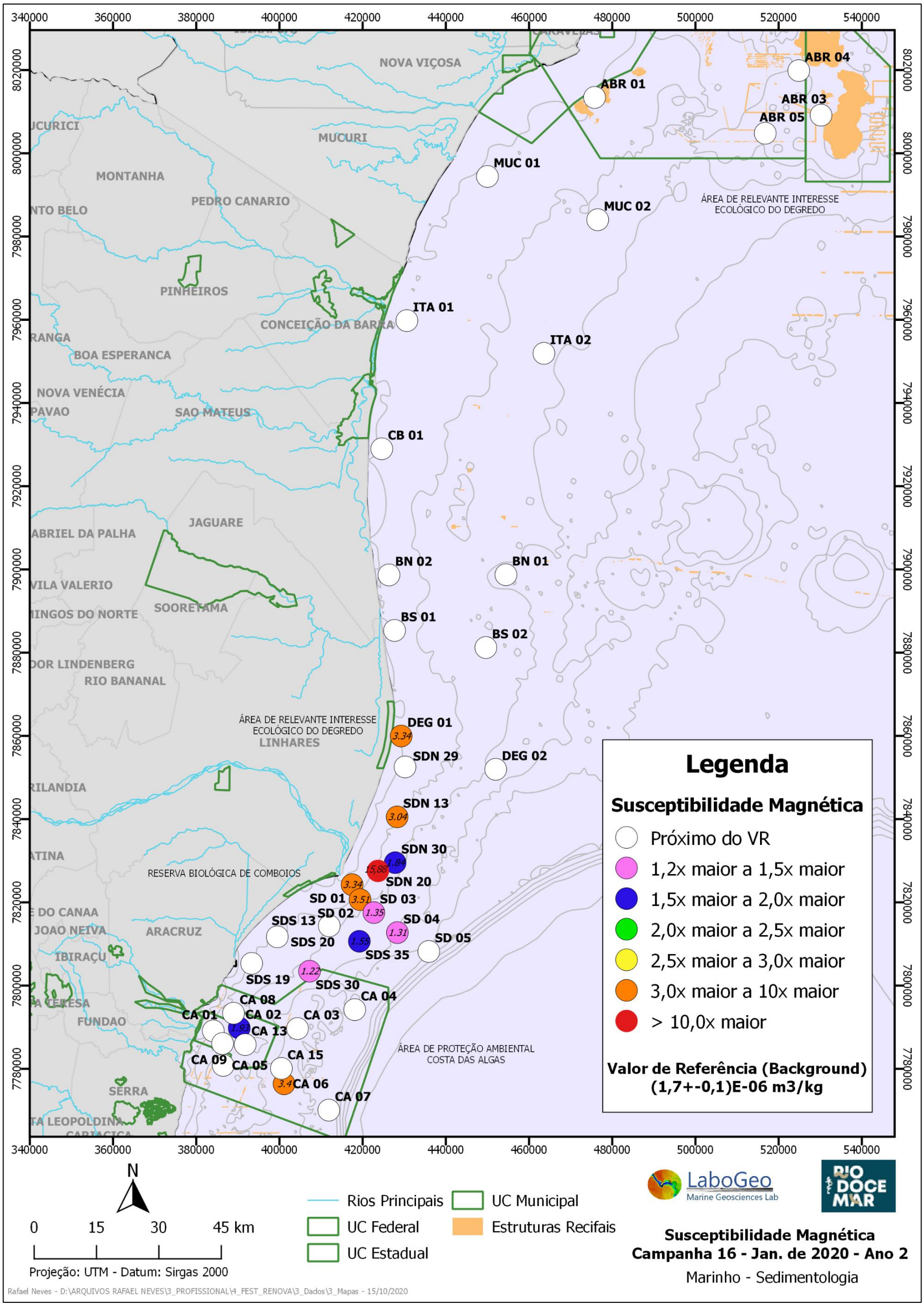
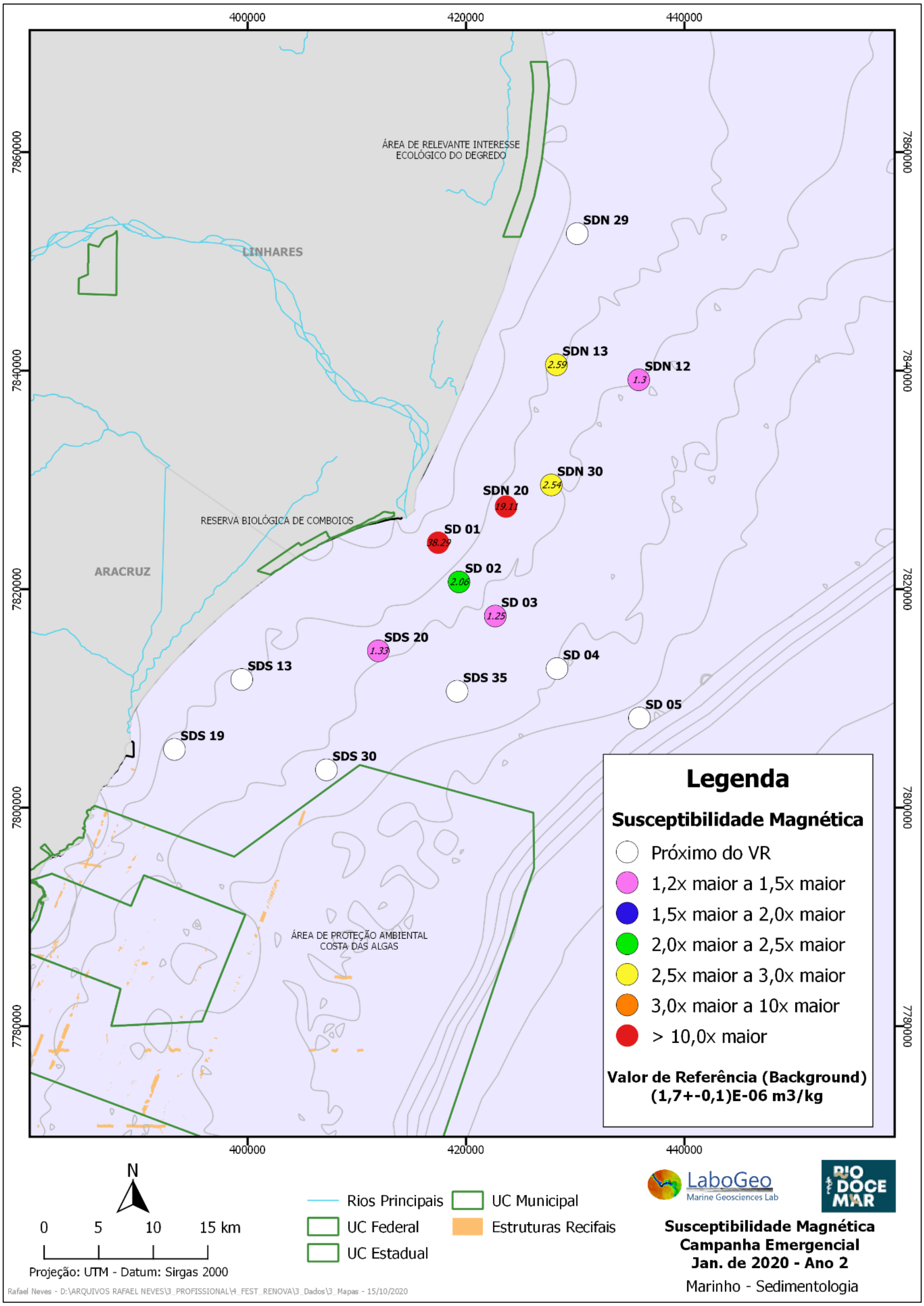


Figura 87: Proporções da susceptibilidade magnética relativa ($X^{ac}_{m(Rel)}$) da campanha Emergencial/Janeiro-2020

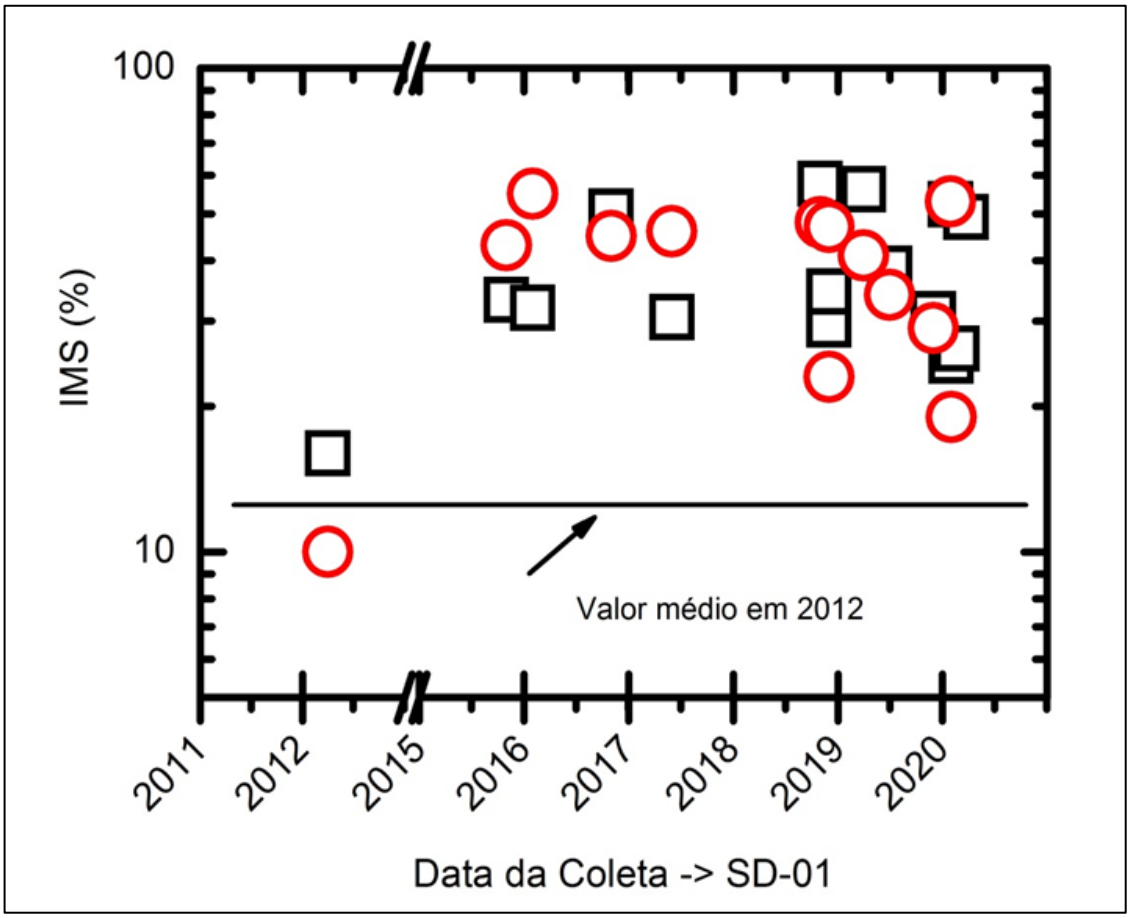


De modo geral os Setores Norte e os da Foz do Rio Doce apresentaram as maiores proporções de susceptibilidade magnética relativa, como já era esperado, em função dos valores de IMS. Nas campanhas de Novembro/Dezembro-2020 para esses setores, os valores variaram de 1,2 a 18,31, sendo os maiores valores em estações mais rasas e em direção Norte. Para esse mesmo período no setor APA Costa das Algas, os valores em geral foram próximos aos de referência, com exceção das estações CA 13 e CA 05 (1,4 e 1,6 respectivamente). Em Janeiro de 2020 novamente os maiores valores se concentraram nos Setores Norte e os da Foz (entre 1,2 e 15,88), seguindo o mesmo padrão da campanha anterior. No Setor APA Costa das Algas apenas duas estações se apresentaram acima do valor de referência sendo elas as estações CA 02 e CA 06, essa última estação alcançando 3,4 vezes em relação ao valor de referência. A campanha Emergencial (Janeiro-2020/2) apresentou os maiores valores registrados na Foz do Rio Doce, quando a estação SD 01 atingindo 38,3 vezes o valor de referência.

Dessa forma, é clara a presença do sinal de rejeito desde o Setor Norte até o Setor APA Costa das Algas nas estações mais rasas, sendo que os maiores valores de susceptibilidade magnética relativa sempre são encontrados nos Setores da Foz e próximo à desembocadura do Rio Doce.

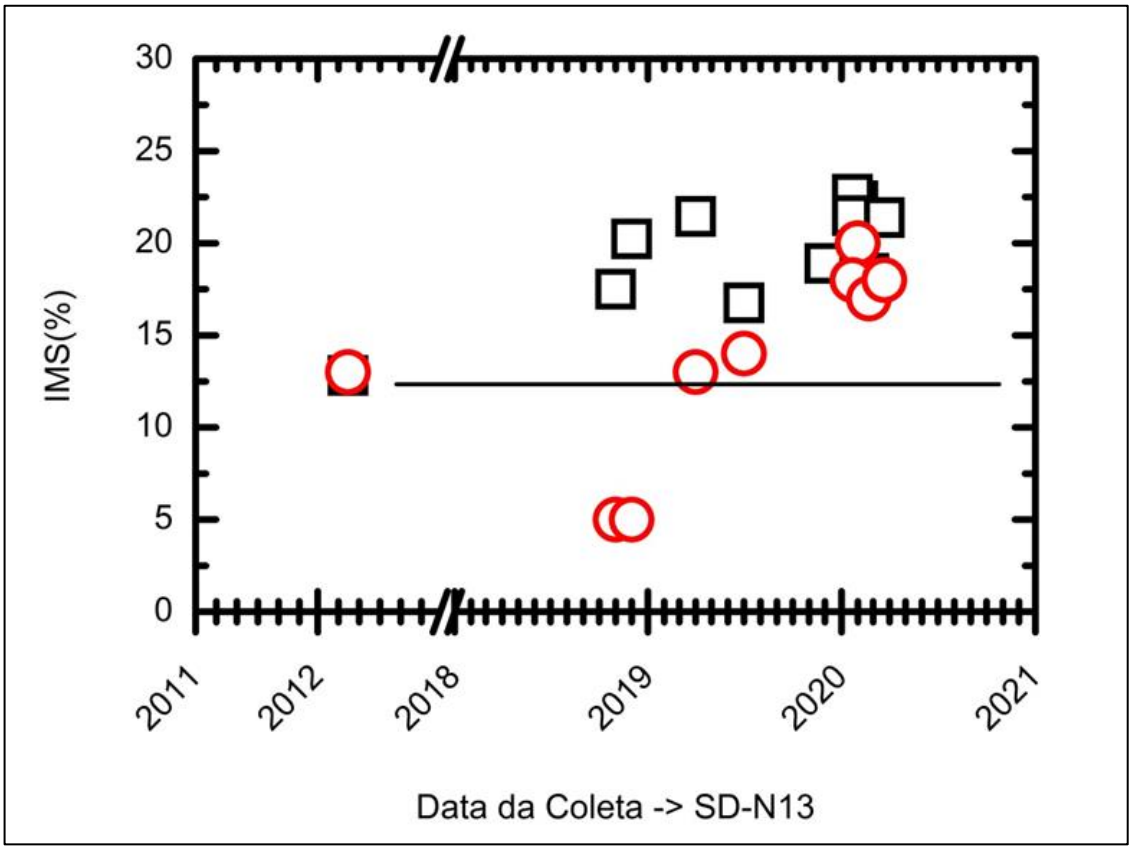
Utilizando-se algumas estações como exemplos podemos analisar a evolução temporal (período compreendido entre 2015 e 2020) do acúmulo do sinal de rejeito. Na estação SD 01, em frente à desembocadura do Rio Doce (Figura 88), nota-se uma curva cumulativa do sinal do rejeito. A partir de Dezembro-2016, observa-se um patamar em que a concentração do IMS atinge a marca dos 30%, não indicando tendência posterior à redução. Percebe-se que em alguns momentos ocorre o aumento dessas concentrações, como por exemplo, em Janeiro-2020 (campanha emergencial), quando a proporção do IMS em SD 01 chegou a 38,3 vezes (Figura 87).

Figura 88: Evolução temporal do IMS no ponto SD 01 (Foz do Rio Doce). Os círculos representam o IMS_{DRX} e os quadrados o IMS_{Mag}, calculado a partir das medidas de susceptibilidade magnética ac.



Outro exemplo da acumulação é a estação SDN 13 (Figura 89), nota-se um aumento do IMS com tendência ao crescimento a partir de Novembro-Dezembro de 2018. Verifica-se que o crescimento é deslocado no tempo em relação à estação mais próxima da foz (SD 01). Da mesma forma que na estação SD 01, SD N13, apresenta um patamar dinâmico a partir de Julho-2019.

Figura 89: Evolução temporal do conteúdo do IMS coletado no ponto SDN 13. Os círculos vermelhos representam o IMS_{DRX} e os quadrados pretos o IMS_{Mag}, avaliado a partir das medidas de susceptibilidade magnética massiva ac.



1.1.2.5 Evolução espaço temporal dos indicadores

Para uma melhor análise da evolução espaço-temporal dos indicadores, as condições hidrológicas e meteoceanográficas na área monitorada foram avaliadas em conjunto. Cabe destacar que essas condições são melhor discutidas nos trechos específicos desse item que tratam desses indicadores. Análises de tendência temporal da concentração de MPS e da anomalia normalizada da tensão crítica de ressuspensão foram realizadas a partir do Teste de Tendência de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975). O teste de Mann-Kendall foi utilizado para avaliar as tendências estatisticamente monotônicas nas séries temporais dos dois indicadores.

Em relação ao aporte do Rio Doce, as Figuras 48 e 49 do *Material Suplementar A3MSS1* mostram que ao longo do PMBA o comportamento da vazão foi próximo a climatologia (Oliveira e Quaresma, 2017), com um aumento das vazões máxima diária e mediana mensal, durante o período chuvoso (Outubro a Março), com pico de vazão em Dezembro e Janeiro. O período seco ocorre entre Abril e Setembro, sendo caracterizado por uma redução da vazão (Oliveira e Quaresma, 2017). Ao longo do PMBA, enquanto durante o Ano 1 os valores máximos de vazão foram observados em Dezembro de 2018 (2313 m^3/s) e Janeiro de 2019 (2584 m^3/s), no Ano 2 os maiores valores foram observados em Janeiro (5179 m^3/s) e Março (3885 m^3/s) de 2020. Como esperado, essa mudança no momento de pico de vazão foi acompanhada por uma mudança no aporte de sedimento em suspensão, que no Ano 1 foi maior entre Outubro e Novembro de 2018, enquanto no Ano 2 as maiores cargas foram observadas

entre Dezembro de 2019 e Março de 2020 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 53*). Destaca-se que em Fevereiro de 2020 a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 13 vezes maior que em Fevereiro de 2019 (Ano 1) e que em Março de 2020 a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 30 vezes maior que em Março de 2019 (Ano 1). Além disso, é importante destacar o número de dias em que a vazão foi superior ao limite para evento extremo de cheia (>2379 m^3/s; Oliveira e Quaresma, 2017). Enquanto ao longo do período chuvoso do Ano 2 esse limiar foi ultrapassado em 17 dias (Janeiro, Fevereiro e Março de 2020), ao longo de todo o Ano 1 eventos extremos de cheia foram registrados somente em 3 dias (Janeiro de 2019). A importância desses eventos no aporte de sedimento e poluentes para o ambiente marinho vêm sendo destacada por muitos estudos (Eggleton e Thomas, 2004; Russiez et al., 2012; Dumas et al., 2015; Moriarty et al., 2015), que apontam que além do aumento desse aporte, pode também ocorrer o particionamento dissolvido/particulado de poluentes e consequentemente sua biodisponibilidade para a biota. Além disso, tem sido encontrado que as condições meteoceanográficas durante os eventos extremos de cheia determinam os padrões preferenciais de dispersão e deposição de ambos, sedimento e poluentes, no ambiente marinho (Grifol et al., 2014; Moriarty et al., 2015; López et al., 2017).

Na região da Foz do Rio Doce, o aumento da concentração de MPS associada às condições de vento propiciou uma dispersão do material em suspensão, afetando os setores Norte e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*). Estudos prévios (Oliveira, 2018; RRDM/RT-19D, 2019) têm mostrado que o transporte de sedimento em direção ao setor APA Costa das Algas ocorre durante principalmente condições de ventos de norte e nordeste, os quais favorecem correntes para sul, sudeste e sudoeste; e que o transporte de sedimento para os setores Foz Norte e Norte ocorre, principalmente durante ventos do quadrante sul. Como pode ser visto na Figura 50 do *Material Suplementar A3MSS1*, enquanto durante o período chuvoso do Ano 1 (Novembro de 2018 a Março de 2019) os maiores valores de vazão ocorreram sob ventos do quadrante norte, durante o Ano 2 as máximas vazões ocorreram tanto sob ventos do quadrante norte, como sob ventos do quadrante sul na plataforma continental. Tais diferenças nas condições conjuntas de vazão do Rio Doce e vento sobre a plataforma continental tiveram forte influência sobre a evolução espaço-temporal dos indicadores nos setores monitorados, determinando os padrões de dispersão de MPS e sedimento de fundo observados.

Quando se discute a qualidade da água do ponto de vista da concentração de MPS, observa-se que nos setores Abrolhos (ABR 01 e ABR 03) e Norte (BN 01 e ITA 01) foi observado um aumento da mediana de MPS no Ano 2 em relação aos valores observados no Ano 1 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*). Esse aumento nas concentrações de MPS decorre do fato de Dezembro de 2019 e Janeiro de 2020 terem sido mais chuvosos que Dezembro de 2018 e Janeiro de 2019 para todo centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2020). Assim, o aumento das concentrações de MPS nos setores Norte e Abrolhos foi fortemente influenciado pelos eventos hidrológicos dos rios que deságuam nesses setores, e não sendo necessariamente devido a descarga fluvial do Rio Doce. Além disso, no setor Norte, os altos valores de MPS em Janeiro de 2020 estão também associados à maior mobilidade do sedimento de fundo (> 50% do tempo) encontrada para

esse mês (Figura 90). O mês de Janeiro tem sido climatologicamente caracterizado por apresentar um significativo aumento do aporte dos rios que deságuam na área monitorada, em decorrência, principalmente, da atuação da Zona de Convergência do Atlântico Sul e de sistemas frontais (Vasconcellos e Cavalcanti, 2010; Oliveira e Quaresma, 2017) e por apresentar condições menos energéticas na plataforma (Nogueira et al., 2015; Oliveira, 2018; RRDM/RT-19D, 2019), o que favorece à deposição preferencial de sedimento na porção rasa da plataforma, adjacente à foz dos rios (Grifoll et al., 2014; Lópes et al., 2017). Entretanto, Janeiro de 2020 foi caracterizado por um aumento da energia das ondas e da magnitude das correntes próximas ao fundo em relação tanto à Janeiro de 2019 (RRDM/RT-19D, 2019; RRDM, 2020 (Material Suplementar do Subprojeto Modelagem Numérica do RSE2020)), como à climatologia (Nogueira et al., 2015), o que ocasionou um aumento da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 51 e 52*), e consequentemente da mobilidade do sedimento de fundo.

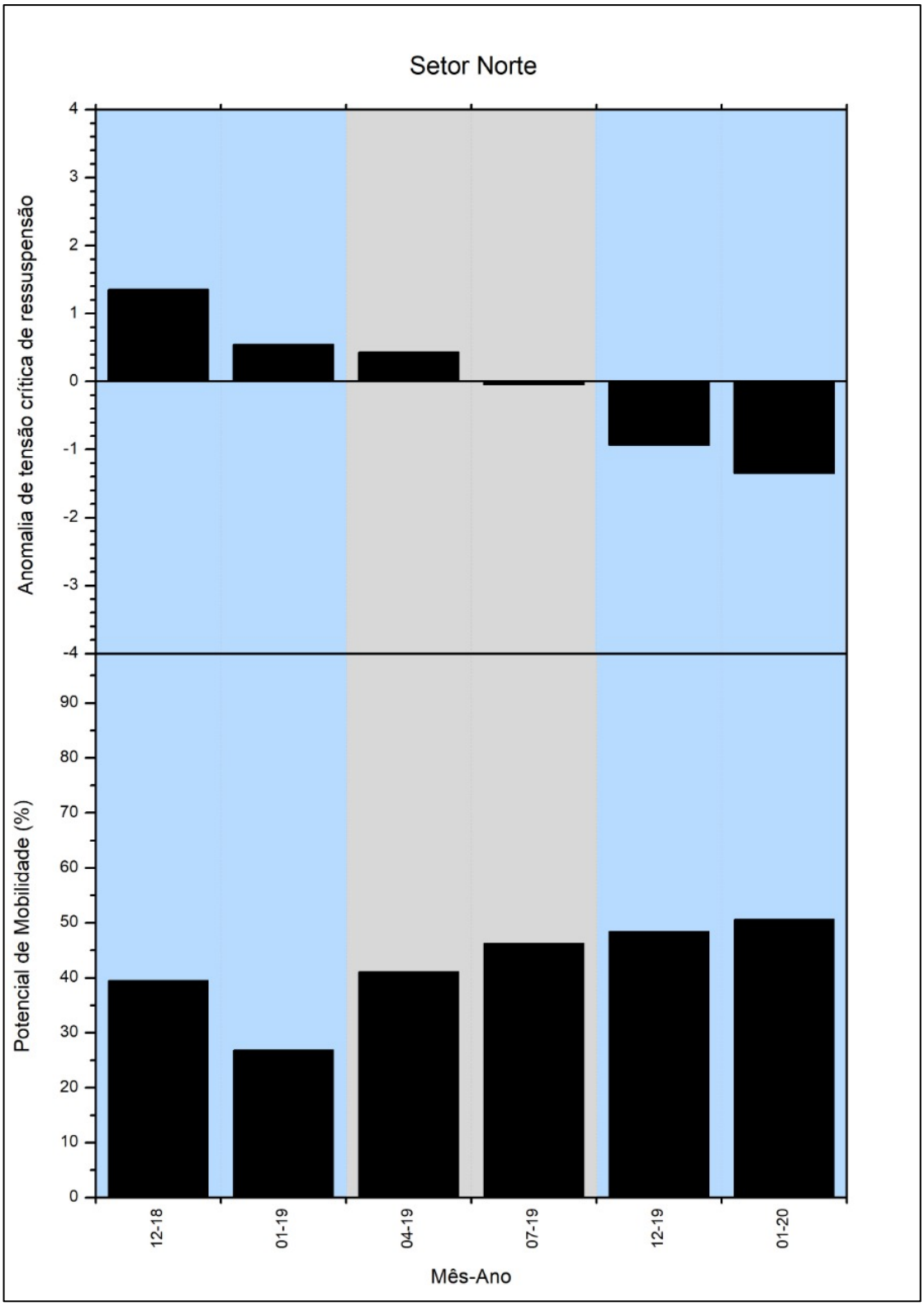
Os efeitos de eventos de mobilidade do sedimento de fundo na disponibilidade de sedimentos finos e poluentes para a coluna d'agua, bem como na distribuição de habitats bênticos são amplamente reconhecidos na literatura (Post et al., 2006; Griffin et al., 2008; Moriarty et al., 2015; Wang et al., 2018; Agnasi et al., 2020), e, portanto, quantifica-los é de grande importância para o gerenciamento e monitoramento do ambiente marinho. Esses eventos de mobilidade ocorrem quando as tensões de cisalhamento, derivadas de correntes próximas ao fundo (maré, ventos, ondas, forçantes de meso e larga-escala, e outros) e pelo movimento oscilatório das ondas, são maiores que a tensão crítica de ressuspensão local. Essa última, por sua vez, depende de fatores como, por exemplo, a composição mineralógica, o teor de água, a distribuição granulométrica e a atividade biológica (Grabowski et al., 2011).

Para o setor Abrolhos não foi feito o cálculo de mobilidade do sedimento de fundo. Nesse setor somente a estação ABR 01 apresentou coleta de material para análise de densidade durante o ano 1 (Dezembro/2018 e Abril/2019; RRDM/RT-19C, 2019; 2.2.3.1) e no Ano 2 do PMBA (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 22*), sendo que essa estação tem apresentado um aumento da densidade úmida do sedimento superficial, e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão.

Em relação à mobilidade do sedimento de fundo calculada para o setor Norte, ressalta-se que para grande parte das estações não houve recuperação de material para análise de densidade superficial durante as campanhas, em função da característica arenosa dessas estações. A exceção a esse comportamento são as estações DEG 02 e BS 01. Em análise comparativa com dados pretéritos (Quaresma et al., 2015) se observou uma redução da densidade úmida do sedimento superficial no Ano 1 (RRDM/RT-19C, 2019; seção 2.2.3) e que perdurou durante o Ano 2 do PMBA (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 23*). A diminuição da densidade superficial resultou na redução progressiva da anomalia normalizada de tensão crítica de ressuspensão ao longo do PMBA (Figura 90), com destaque para Janeiro de 2020, quando uma anomalia de -1.35 foi observada. A redução da tensão crítica de ressuspensão, ocasionada pela deposição recente de sedimento (Van Rijn, 2016), resultou ao longo do PMBA em um aumento do potencial de mobilidade, de forma que o menor valor

foi observado em Dezembro de 2018 (aproximadamente 40% do tempo; Campanha 1) e o maior valor em Janeiro de 2020 (>50% do tempo).

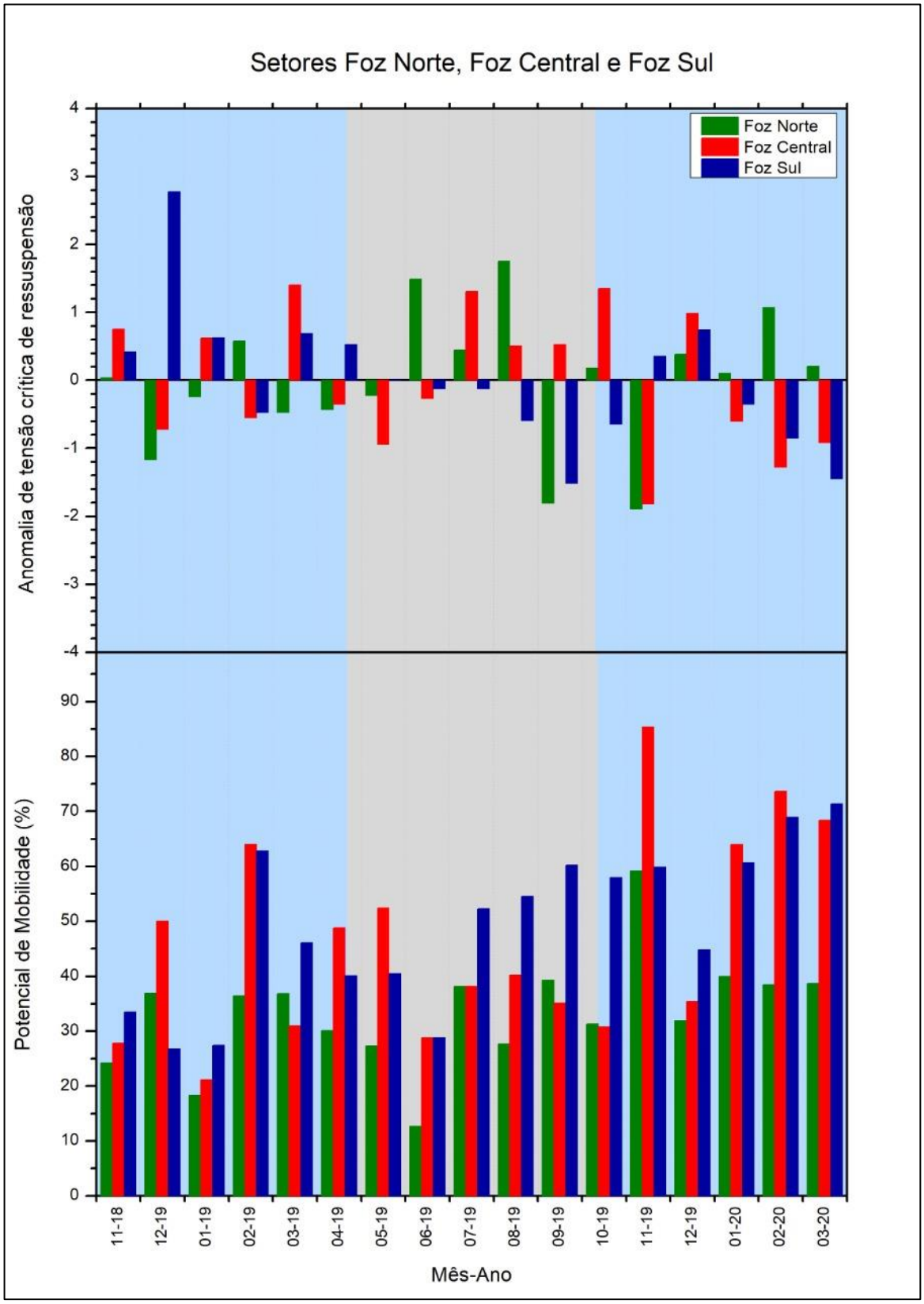
Figura 90: Anomalia normalizada da Tensão crítica de ressuspensão (topo) e Percentual de Mobilidade do sedimento superficial (base) ao longo do PMBA, para o setor Norte. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



Nos setores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul, a variabilidade temporal da qualidade de água, em termos de concentração de MPS, tem sido resultado da influência conjunta dos eventos hidrológicos no Rio Doce, com destaque para os eventos durante o período chuvoso, e dos eventos de mobilidade do sedimento superficial, como também já observado para os outros setores discutidos. Os resultados indicam que nos setores da Foz do Rio Doce eventos de mobilidade do sedimento têm influenciado principalmente as concentrações de MPS próximas ao fundo.

Para o setor Foz Norte, foi observado que durante o Ano 2 os valores de MPS no meio e próximos ao fundo foram semelhantes aos observados durante o Ano 1, enquanto que na superfície foi observado um aumento das concentrações de MPS ao longo de todo o PMBA (Figura 66), de forma que uma tendência temporal significativa de aumento foi observada (S= 75, z = 2.6 e $\rho = 0.01$). Novamente os maiores valores foram observados durante o período chuvoso, tanto antes do PMBA, quanto durante o monitoramento, com destaque para os estratos superfície e meio. Esses resultados sugerem que para esses estratos o aporte de sedimento em suspensão do Rio Doce tem grande influência sobre as concentrações de MPS. Próximo ao fundo, a análise conjunta das condições hidro-meteoceanográficas (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 48 – 51*) e das concentrações de MPS sugerem a influência tanto do aporte do Rio Doce, quanto dos eventos de mobilidade do sedimento de fundo. Nessa profundidade, os maiores valores foram observados em Julho e Novembro de 2019, e em Fevereiro e Março de 2020. Em Fevereiro e Março de 2020, tais picos de MPS próximos ao fundo parecem estar associados ao aumento da descarga de MPS aportado pelo Rio Doce, em resposta aos eventos hidrológicos de alta magnitude (vazão máxima >= 2379 m^3/s; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 48*) associados a ventos do quadrante sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 50*), e à tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*). Em Julho e Novembro de 2019, os altos valores de MPS observados parecem estar associados ao aumento da tensão de cisalhamento de fundo, e consequentemente da mobilidade do sedimento de fundo recém depositado. Novembro de 2019 foi o mês que apresentou a menor anomalia normalizada da tensão crítica de ressuspensão (-1.90) e os maiores valores medianos de Tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*), o que resultou em uma alta porcentagem da mobilidade do sedimento de fundo (59% do tempo; Figura 91).

Figura 91: Anomalia normalizada da Tensão crítica de ressuspensão (topo) e Percentual de Mobilidade do sedimento superficial (base) ao longo do PMBA, para os setores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul. Áreas em azul indicam o período chuvoso e em cinza, o período seco.



No setor Foz Norte de forma geral houve uma redução dos valores de densidade em relação aos estudos pretéritos realizados na região (Quaresma et al., 2015). No entanto, ao longo do PMBA tem se observado uma variabilidade das anomalias normalizadas da tensão crítica de ressuspensão, de forma que nenhuma tendência temporal foi observada ($\rho > 0.05$). Os menores valores de anomalia foram observados em Setembro (-1.81) e Novembro (- 1.90) de 2019 e os maiores valores em Junho (1.49) e Agosto (1.75) de 2019 (Figura 91). Entre os meses de Dezembro de 2019 e Março de 2020 foi observada uma manutenção de anomalias positivas da tensão crítica de ressuspensão. Entretanto, em relação à mobilidade do sedimento, observando-se apenas os meses de Outubro a Março, constatou-se um aumento do potencial de mobilidade de fundo, que passou de 30.5% no Ano 1 para 39.9% no Ano 2 (Figura 91), que se refletiu nas concentrações de MPS (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*), discutidas anteriormente. Tal aumento do potencial de mobilidade do sedimento de fundo no setor Foz Norte indica a ocorrência de eventos de maior energia próximo ao fundo, entre Outubro de 2019 e Março de 2020. Uma análise da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*) mostrou que, considerando o período de Novembro a Março, os valores de tensão de cisalhamento de fundo foram maiores no Ano 2 em 69% do tempo.

Em relação ao período seco do Ano 1 (Abril a Setembro de 2019), os resultados mostram que comparado a ambos os períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 2, esse apresentou, em média, menor mobilidade do sedimento superficial (29.9% do tempo). Nesse caso, o mês de Junho apresentou a menor mobilidade do sedimento superficial (12.7% do tempo), enquanto que Setembro apresentou o maior valor de mobilidade do sedimento superficial (39.3% do tempo). O comportamento da mobilidade do sedimento de fundo é um reflexo dos valores de tensão de cisalhamento de fundo, que em média, foram menores durante o período seco do Ano 1. Entretanto, a maior frequência de eventos extremos hidrodinâmicos (outliers; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*) ocorreram durante o período seco, com destaque para o mês de Agosto de 2019. A alta frequência de eventos extremos hidrodinâmicos durante o período seco resultou em um aumento da concentração de MPS próximo ao fundo, quando comparado ao período chuvoso do Ano 1 (Figura 66). Durante esse período foram observadas ondas com maiores períodos e altura significativa, associadas principalmente a chegada de ondulações remotas decorrentes da presença de sistemas transientes na região sul da costa brasileira (RRDM/RT-19D, 2019). Os estudos têm mostrado que eventos de tempestade derivados da atuação de sistemas transientes determinam a mobilidade do sedimento de fundo em plataformas continentais, desde que a mobilidade de sedimento durante esses eventos é significativamente maior do que durante condições de calmaria (Guillen et al., 2006; Oberle et al., 2014; Joshi et al., 2017). Na região adjacente à foz do Rio Doce Oliveira (2018) concluiu que ondas derivadas da atuação de sistemas transientes controlam a ressuspensão de sedimento na região.

Para o setor Foz Central, a concentração de MPS durante o Ano 2 foi maior que no Ano 1 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*) por um fator de 1.6 vezes, considerando todo o setor. Uma análise por estrato mostrou que ao longo do PMBA, tendências temporais significativas de aumento foram encontradas para os estratos meio (S= 85, z = 2.94 e $\rho = 0.003$) e próximo ao fundo (S= 61, z = 2.1 e $\rho = 0.04$). Uma tendência de aumento não significativa ($\rho > 0.05$) foi encontrada para o estrato

superfície. No geral, assim como no setor Foz Norte, a variação temporal das concentrações de MPS refletiram a variabilidade das condições hidrológicas do Rio Doce, visto que no Ano 1 as maiores concentrações de MPS foram entre Novembro de 2018 e Janeiro de 2019, e no Ano 2 os maiores valores foram em Fevereiro e Março de 2020. Durante os meses de Fevereiro e Março de 2020 também foi registrado um aumento da tensão de cisalhamento de fundo na região da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*). Como discutido anteriormente, a ocorrência de condições mais energéticas durante eventos hidrológicos de maior magnitude possibilita a maior dispersão do MPS durante esses eventos. Uma evidência dessa maior dispersão é a estação SD 05, que fica a 50m de profundidade, e apresentou durante o Ano 2 concentração mediana 2.3 vezes maior (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*) que o Ano 1 inteiro, mostrando que nesse período o material em suspensão se deslocou para áreas mais profundas e em maior quantidade.

No setor Foz Central, a densidade úmida apresentou uma redução significativa nos dias logo após a chegada do material oriundo da Barragem de Fundão no mar (Quaresma et al., 2020). Entretanto nos meses seguintes (período pra-PMBA) foram observados valores semelhantes aos encontrados por estudos prévios ao rompimento da barragem, na região (Quaresma et al., 2015). Ao longo do PMBA (Figura 91) foi observada uma tendência de redução não significativa da anomalia de tensão crítica de ressuspensão neste setor ($\rho > 0.05$), com a observação de valores de densidade inferiores a 1200 kg/m^3 (lama fluida segundo Mc Anal et al., 2007) em ambos Ano 1 e Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 30*), e em profundidades onde ainda não se tinha registro (SD 03, 30 m de profundidade). A presença de lama fluida fluída na plataforma continental tem grande influência na diminuição da resistência à força de cisalhamento e consequentemente no favorecimento ao processo de ressuspensão do sedimento de fundo (Mc anal. et al., 2007; Mehta, 2013), além de amplificar o processo de amortecimento de ondas e correntes (Mehta, 1991, 2013; Traykovski et al., 2000; Vinzon et al., 2009). Dessa forma, torna-se essencial a identificação e o monitoramento da presença de lama fluida na plataforma continental.

Diferente do Setor Foz Norte, entre os meses de Janeiro e Março de 2020 foi observada uma manutenção de anomalias negativas da tensão crítica de ressuspensão no setor Foz Central. Ao longo do PMBA, os menores valores de anomalia foram observados em Novembro (- 1.82) de 2019 e Fevereiro de 2020 (-1.28), enquanto que os maiores valores foram em Março (1.41) e Outubro (1.35) de 2019 (Figura 91). Em resposta à diminuição da densidade úmida, o potencial de mobilidade do fundo passou de 31% do tempo no Ano 1 para 66% do tempo no Ano 2, para o período de Outubro a Março (Figura 91), o que contribuiu para as elevadas concentrações de MPS observadas no período chuvoso do Ano 2. Ao longo do período seco (Abril a Setembro de 2019), durante cerca de 39% do tempo houve mobilidade do sedimento de fundo. Na escala mensal, os maiores percentuais de mobilidade ocorreram nos meses de menores valores de anomalia de tensão crítica: Novembro de 2019 (85.4% do tempo) e Fevereiro de 2020 (73.7% do tempo). O menor percentual de mobilidade do sedimento foi em Janeiro de 2019, mês que apresentou anomalia positiva de tensão crítica de ressuspensão (Figura 91) e baixos valores de tensão de cisalhamento de fundo (21.2%; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 51*).

No setor Foz Sul, durante o Ano 2 os valores de MPS foram próximos aos observados no Ano 1 (Figura 68), de forma que tendências temporais significativas foram ausentes para todas as profundidades. Além disso, as concentrações de MPS durante o período chuvoso de 2019/2020 foram semelhantes às observadas durante o período chuvoso de 2018/2019 (Figura 68). Uma avaliação por profundidade mostra que as concentrações em superfície e próximas ao fundo foram um pouco maiores durante a estação chuvosa (Tabela 18 e Figura 68). Como será discutido abaixo, esses maiores valores de MPS na estação chuvosa estão associados tanto à dispersão de sedimento oriundo do Rio Doce em decorrência das condições meteoceanográficas, como ao aumento da mobilidade do sedimento de fundo devido principalmente à períodos de baixos valores de densidade úmida do sedimento superficial (sedimento recém depositado).

Mensalmente, as maiores concentrações de MPS foram observadas em Novembro de 2018 e Fevereiro de 2020, enquanto as menores foram observadas em Maio de 2019 e Janeiro de 2020 (Figura 68). As campanhas nos meses de Novembro de 2018 e Fevereiro de 2020 foram realizadas durante ou logo após eventos hidrológicos na Bacia do Rio Doce associados a predominância de correntes para sul/sudoeste na região da foz, o que favorece à dispersão do material para sul, em direção ao Setor Foz Sul e à porção rasa do Setor APA Costa das Algas. Como mencionado anteriormente, as condições meteoceanográficas durante eventos de cheia influenciam fortemente na dispersão e nos locais de deposição do sedimento aportado (Grifol et al., 2014; Lópes et al., 2017). Na região da Foz do Rio Doce, esses eventos hidrológicos ocorreram ao longo do PMBA principalmente durante ventos do quadrante norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 50*) e correntes para sul/sudoeste (RRDM/RT-19D, 2019), resultando na dispersão de material aportado pelo Rio Doce para o Setor Foz Sul e para a porção rasa do Setor APA Costa das Algas. Esse cenário hidro-meteoceanográfico é o padrão climatológico observado na região (Oliveira, 2018), e considerando uma escala temporal de longo-termo, o resultado dessa dispersão é a formação do depósito lamoso mapeado em frente à Foz do Rio Doce por estudos prévios (Bastos et al., 2015; Quaresma et al., 2015; Vieira et al., 2019).

No que tange à mobilidade do sedimento de fundo, assim como no Setor Foz Central, o setor Foz Sul também apresentou redução na densidade úmida e aumento do potencial de mobilidade ao longo do PMBA. Entretanto, nesse último setor, foi observada uma tendência temporal significativa de redução da anomalia da tensão crítica de ressuspensão (S= -63, z = 2.56 e $\rho = 0.01$). Associado ao aumento da tensão de cisalhamento de fundo na região da Foz do Rio Doce durante o Ano 2, a redução da anomalia da tensão crítica de ressuspensão resultou em um aumento significativo da mobilidade do sedimento de fundo, e consequentemente, do MPS próximo ao fundo (Figura 68). O potencial de mobilidade do fundo passou de 33.4% do tempo no Ano 1 para 60.3% do tempo no Ano 2, para o período de Outubro a Março. Entre Abril e Setembro de 2019, durante cerca de 46.3% do tempo houve mobilidade do sedimento de fundo. Na escala mensal (Figura 91), os maiores percentuais de mobilidade ocorreram em Fevereiro (68.9% do tempo) e Março de 2020 (71.4% do tempo), sendo o menor percentual em Dezembro de 2018, mês que apresentou o valor mais elevado de anomalia positiva da tensão crítica de ressuspensão (-2.78; Figura 91).

Uma análise geral da evolução espaço-temporal dos dois indicadores analisados até o momento na região da Foz do Rio Doce, mostra que as maiores variações são observadas nos setores Foz Central e Foz Sul, locais preferenciais de dispersão do sedimento oriundo do Rio Doce (Quaresma et a., 2015) e que após o desastre em 2015 foram os setores mais impactados (Quaresma et al., 2020). O setor Foz Central foi caracterizado pelas maiores concentrações de MPS e pelas maiores variações desse indicador, ambas associadas tanto ao aporte do Rio Doce, como a eventos de mobilidade do sedimento de fundo. No setor Foz Sul foram observados os maiores percentuais da mobilidade de sedimento de fundo associados aos menores valores de densidade superficial. Nesse último setor foi observada a maior frequência de ocorrência de lama fluida (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 28 - 31*) ao longo do PMBA. Além disso, sabe-se que a região a sudeste da foz do Rio Doce, até 30 m, compreende a área principal do depocentro lamoso (Quaresma et al., 2015) que recebe em um primeiro momento o material aportado pelo Rio Doce na região. Esse material recém depositado é frequentemente ressuspendido pelas forçantes locais (Oliveira, 2018), sendo então transportado para sul (em direção ao setor APA Costa das Algas) ou para norte (em direção aos setores Foz Central, Foz Norte e Norte) em resposta às correntes que atuam na região.

Como discutido anteriormente o setor APA Costa das Algas é fortemente influenciado pelo material aportado pelo Rio Doce durante condições conjuntas de eventos extremos de cheia e ventos do quadrante norte. Nesse setor com exceção da estação CA 03, foi observada uma diminuição na concentração de MPS no Ano 2 em relação ao observado no Ano 1 (Figura 69; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*). Tendências temporais foram ausentes ($\rho > 0.05$) para ambas estações rasas e profundas do setor. As estações rasas e profundas apresentaram as maiores concentrações de MPS em Julho de 2019, quando os maiores valores de altura significativa de onda foram observados sobre a plataforma (RRDM/RT-19D, 2019), e as menores concentrações em Janeiro de 2020 (Figura 69). Os dias que antecederam a Campanha de Janeiro de 2020 (08 a 11/01) no setor APA Costa das Algas foram caracterizados por baixos valores de vazão do Rio Doce (entre 400 e 700 m^3/s; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 48*).

Em relação à densidade, não há dados prévios de densidade úmida disponíveis conhecidos no setor APA Costa das Algas, e a evolução espaço-temporal foi avaliada com dados coletados a partir de Janeiro de 2016. No geral, só se pôde obter amostras para análise de densidade superficial no setor APA para as estações mais rasas (RRDM/RT-19C, 2019), devido a característica mais arenosa das estações profundas. Nessa porção do setor somente a CA 14 teve coleta e em uma única campanha (Campanha 1 – Outubro de 2018). Na porção rasa do setor APA Costa das Algas o sedimento tem apresentado uma alta variabilidade dos teores de areia e lama (Tabela 31 e Figura 76), de forma que o D50 e D90 indicam a ausência de uma tendência no diâmetro dos grãos até as últimas campanhas. As estações profundas do setor mostram uma maior estabilidade das frações sedimentares com um domínio de areia ou cascalho carbonáticos.

Em relação ao período Pré – PMBA (RRDM/RT-19C; Tabela 33), foi observada uma diminuição da densidade úmida em Outubro de 2018. Ao longo do PMBA tendências temporais significativas foram

ausentes ($\rho > 0.05$). Na escala mensal (Tabela 33), ao longo do PMBA, os maiores valores foram observados em Janeiro e Abril de 2019, enquanto os menores valores foram observados em Novembro de 2019 e Janeiro de 2020. Nas duas últimas campanhas todas as estações que tiveram coleta de densidade apresentaram valores de densidade úmida menores ou próximos a 1200 kg/m^3, indicando a deposição recente de material sedimentar. Ambas a ocorrência e a importância da formação de lama fluida foram discutidas aqui e no Relatório Anual RT-19C (RRDM, 2019; seção 2.2.4). Para o setor APA Costa das Algas é importante destacar que o aumento da ocorrência desse tipo de fundo é de grande importância para o monitoramento da dispersão do material oriundo da Barragem de fundão na plataforma continental, bem como na avaliação do impacto da alteração das propriedades físicas e geoquímicas do sedimento (já destacadas por Grilo et al. (2018) e Grilo et al. (2020)) na biodiversidade marinha da região.

A evolução espaço-temporal do indicador sinal da presença de rejeito através do IMS (*Material Suplementar A3MSS1, Item 1.1.2.4*) responde ao padrão de longo-termo do transporte de sedimento na região marinha adjacente à foz do Rio Doce, com o sinal da presença de rejeito sendo encontrado nas regiões influenciadas pelo sedimento aportado pelo Rio Doce. Como discutido anteriormente, as condições meteoceanográficas predominantes durante eventos extremos de cheia dispersam o material aportado pelo Rio Doce preferencialmente para a porção rasa dos setores Foz Central e Foz Sul, mas também para a porção rasa do setor APA Costa das Algas. Entretanto, desde que na região da Foz do Rio Doce as maiores tensões de cisalhamento de fundo estão associadas a ventos e ondas do quadrante sul, e correntes para norte/nordeste (Oliveira, 2018; RRDM/RT-19D, 2019), o transporte de sedimento redistribui majoritariamente o sedimento a partir dos setores Foz Sul e Central para os setores Foz Norte e Norte. Neste último setor, os resultados mostram uma forte influência do material aportado pelo Rio Doce na região de Degredo. A influência dessas condições meteoceanográficas na ressuspensão e no transporte de sedimento na região adjacente à foz do Rio Doce já foi identificada por Quaresma et al. (2015), Silva (2017), Oliveira (2018) e no Relatório Anual de 2019 (RRDM/RT-19C, 2019). Segundo esses estudos, a maior energia associada a essas condições meteoceanográficas resulta em um maior potencial de mobilidade do sedimento superficial com posterior transporte de sedimentos finos em direção à norte. Os dados de teores das frações sedimentares mostram que na região da Foz do Rio Doce, ao longo do PMBA, os maiores teores de lama foram observados no setor Foz Norte (Figura 73; Figura 74; Figura 75).

Na região monitorada, o sinal da presença de rejeito através do IMS foi observada na porção rasa do setor APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 47*), nos setores Foz Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 46*), Foz Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 46*), Foz Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 46*), e em Degredo no setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 45*). No setor Norte o sinal da presença de rejeito também foi identificado nas estações ITA 01 e BS 01 na campanha de Dezembro de 2019 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 45*). A análise da evolução espaço-temporal do conjunto mineralógico com ferro (IMS) mostra que os maiores volumes foram observados na porção rasa dos setores Foz Central e Foz Norte, e na estação rasa de

Degredo (DEG 01 - Setor Norte), mostrando que juntamente com a fração lamosa, o rejeito oriundo da Barragem de Fundão é transportado preferencialmente para norte, como discutido acima.

Apesar do tempo decorrido (Novembro de 2015 a Março de 2020), os dados mostram que as concentrações do IMS na Foz do Rio Doce não apresentaram redução de seus valores. Ademais, é possível identificar a existência de um patamar dinâmico da concentração de IMS no sedimento na região próxima à foz do Rio Doce (estação SD 01; Figura 88), ou seja, o material que chega à foz apresenta um regime de fluxo contínuo. Esse patamar dinâmico também é possível de ser identificado nas estações do Setor Foz Norte (Figura 89).

Portanto, os resultados obtidos ao longo do PMBA mostram que os indicadores respondem bem as alterações nas propriedades físicas do sedimento e às condições hidrometeoceanográficas atuantes na região. Assim como observado em estudos prévios, o material oriundo do Rio Doce se deposita inicialmente nos setores Foz Sul e Foz Central, sendo posteriormente transportado para norte/nordeste, direção preferencial de transporte na região (Quaresma et al., 2015; Oliveira, 2018; RRDM/RT-19C, 2019; seção 2.2.4).

1.1.3 Hidrogeoquímica

1.1.3.1 Apresentação

No âmbito do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, os estudos da Hidrogeoquímica abordam três grandes áreas de conhecimento: nutrientes, metais e compostos orgânicos. Cada área é desmembrada em diversos parâmetros que são analisados na coluna d'água e sedimento, cujos resultados são submetidos a uma avaliação espaço-temporal, considerando períodos com diferentes condições hidrológicas e setorização da malha amostral (Abrolhos; Setor Norte; Foz do Rio Doce e APA/RVS Costa das Algas). Essa avaliação permite discutir fatores relacionados à qualidade ambiental, fontes de matéria orgânica a partir de traçadores geoquímicos, indicadores de rejeito, além de direcionar a integração com processos meteoceanográficos e respostas biológicas na área de estudo.

O presente relatório encontra-se estruturado em função da matriz ambiental (água e sedimento), setorização espacial e respectivos parâmetros para cada área de conhecimento. A abordagem adotada contempla o panorama geral da distribuição dos teores de nutrientes, metais e compostos orgânicos ao longo das 19 campanhas amostrais realizadas pelo Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM, com enfoque nas variações entre o Ano 1 do monitoramento (11-18 a 09-19) e o período de Transição (10-19 a 03-20). Sempre que possível, as condições observadas neste estudo foram comparadas aos dados pré-Rompimento da Barragem (2013/2014; aqui tratados como dados pretéritos) e com resultados correspondentes ao ano posterior ao Rompimento da Barragem (2015/2016; definidos como Pré-PMBA).

A análise da variação temporal dos parâmetros da Hidrogeoquímica foi realizada a partir da seleção de pares de campanhas correspondentes dos respectivos anos em função da similaridade quanto às condições de vazão. Essa convenção foi utilizada para a comparação das respectivas condições a partir do teste de Mann-Whitney. Eventos atípicos, tais como a passagem da tempestade Iba (Campanha 04-19, PMBA/Fest-RRDM Ano 1) e a fase de inundação observada na campanha 01-20/2 (Transição) estão sendo discutidos separadamente. A correspondência utilizada para essa análise temporal encontra-se descrita no texto como condição 1, 2, 3, 4, 5 ou 6, conforme descrito na Tabela 34. As condições 1, 3, 4, 5 e 6 foram adotadas para a setor foz, enquanto que a condição 2 contempla, além da foz, o Setor Norte e a APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz, uma vez que as campanhas 11-18 e 11-19 foram realizadas sob condições muito similares de onda e vazão, antes e durante a coleta.

Tabela 34: Correspondência utilizada para a avaliação temporal entre o PMBA/Fest-RRDM – Ano 1 e o PMBA/Fest-RRDM – Transição (outubro/2019 a março/2020) dos indicadores de qualidade da água e sedimento.

Condição	Pares de Campanhas Avaliados		
	PMBA/Fest-RRDM - Ano 1	PMBA/Fest-RRDM - Transição	[1]Classificação de Vazão
1	03-19	10-19	Baixa a seca
2	11-18	11-19	Normal
3	12-18	12-19	Normal a úmida
4	12-18	01-20	Normal a úmida
5	01-19	02-20	Após evento de inundação
6	01-19	03-20	Após evento de inundação

1Classificação segundo Oliveira e Quaresma (2017)

Para nutrientes, as comparações também foram realizadas por meio da aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização Costeira (ICEP, em inglês), proposto por Billen e Garnier (2007) para regiões marinhas influenciadas por descarga fluvial. O índice ICEP é baseado no potencial de conversão dos nutrientes aportados por rios em biomassa de carbono e expressa a capacidade fluvial em sustentar a produção nova de algas não silicosas em regiões marinhas. Para o cálculo, são considerados o fósforo e nitrogênio totais, uma vez que tanto as formas orgânicas (dissolvidas ou particuladas) quanto inorgânicas de N e P estão disponíveis para sustentar a produção primária marinha (Seitzinger e Sanders, 1999; Wiegner e Seitzinger, 2001).

O ICEP foi aplicado de forma comparativa entre as campanhas de 11-18 e 11-19, para a campanha de janeiro de 2019 (01-19) em relação a fevereiro de 2020 (02-20), bem como individualmente para o Setor da Foz do Rio Doce na campanha emergencial de janeiro de 2020 (01-20/2). Assim, este índice foi avaliado pelas condições de vazões normais a picos de inundação, permitindo verificar a influência do Rio Doce no aporte de nutrientes e minimizando sobreposição das respostas aos efeitos de ressuspensão nas concentrações de nutrientes na coluna d'água durante o período seco. A Tabela 35 indica as campanhas nas quais foram realizados os testes com o ICEP e os resultados serão discutidos nas seções de cada setor deste relatório.

Tabela 35: Aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização (ICEP) nos pares de campanhas de condições meteoceanográficas compatíveis e a Emergencial 1.

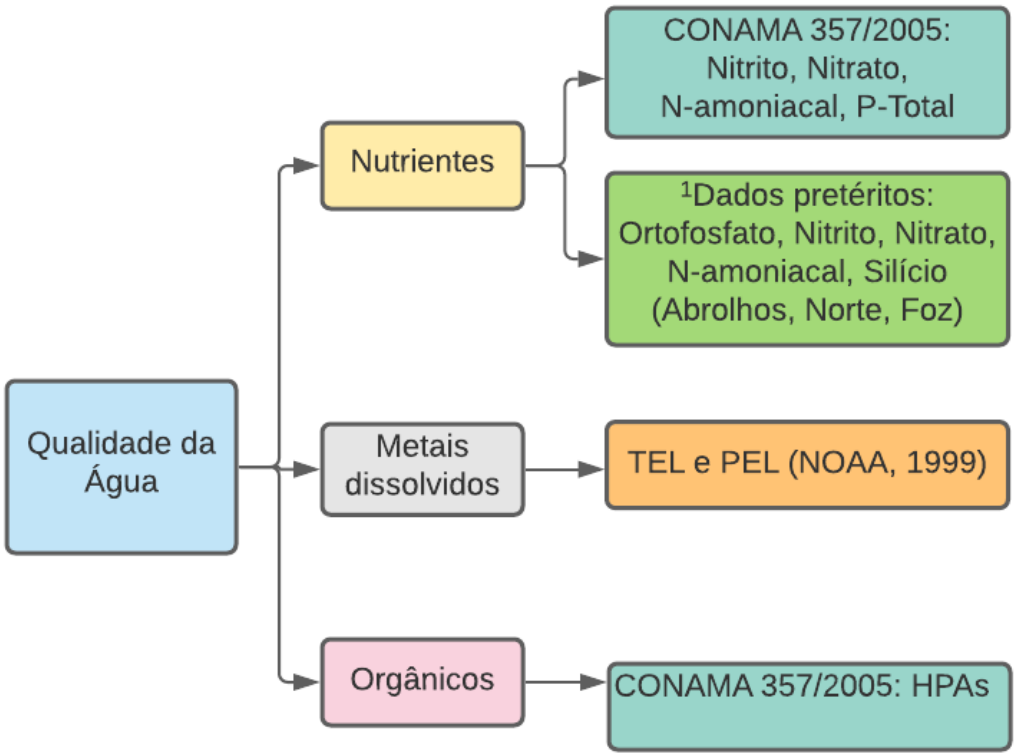
Pares de campanhas comparativas - ICEP		
Campanhas		Condições de vazão[1]
Campanha 1 (11-18)	Campanha 14 (11-19)	Normal
Campanha 4 (01-19)	Campanha 17 (02-20)	Após evento de inundação
Campanha Emergencial (01-19/2)	Individualmente	Durante o pico máximo de inundação

[1]Classificação segundo Oliveira e Quaresma (2017).

Ainda como forma de avaliar a qualidade ambiental para as três grandes áreas consideradas, foram incluídos os tópicos "qualidade da água" e "qualidade do sedimento", os quais utilizam diferentes abordagens quanto à distribuição de critérios de qualidade previamente estabelecidos. Para a análise

da qualidade da água, foi realizada a comparação dos resultados obtidos no PMBA/Fest-RRDM com valores de referência estabelecidos pela legislação nacional (CONAMA 357/2005 para nutrientes e compostos orgânicos) e internacional (Screening Quick Reference Tables - SQuIRTs; NOAA, 1999 para metais dissolvidos). Para nutrientes, também foi avaliada a frequência de ocorrência de amostras com valores superiores aos dados pretéritos, bem como os níveis médios de incremento para cada nutriente (número de vezes em relação às condições pretéritas), tendo como referência as médias das concentrações obtidas em estudo realizado antes do Rompimento da Barragem (Figueiredo et al., 2016) (Figura 92).

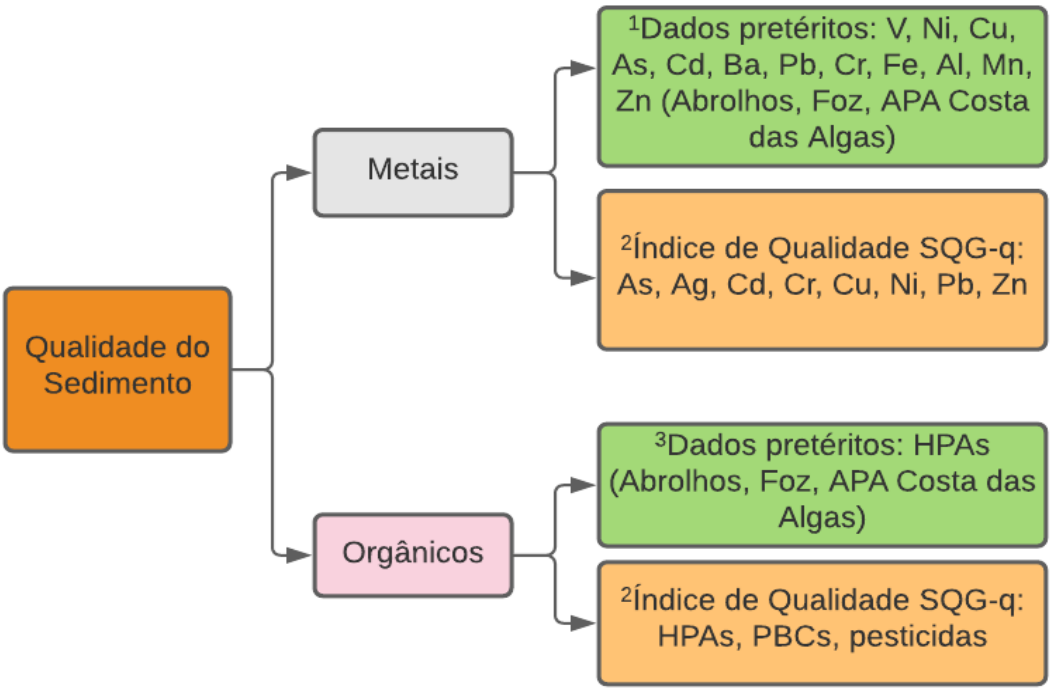
Figura 92: Critérios utilizados para avaliação da qualidade da água com relação aos níveis de nutrientes, metais e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. [1]Figueiredo et al. (2016). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações.



A qualidade do sedimento para metais/metaloide e compostos orgânicos foi avaliada a partir da comparação dos resultados obtidos no PMBA/Fest-RRDM com valores pretéritos de estudos realizados na área antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a; Petrobras, 2015b), bem como a partir do cálculo dos índices *Sediment Quality Guidelines Quotients – SQG-q* (MacDonald et al. 2004) (Figura 93). Os índices de qualidade para sedimento (Sediment Quality Guidelines – SQGs) são amplamente utilizados nos estudos de ecossistemas marinhos impactados uma vez que estabelecem os limites para contaminantes químicos (e.g. metais, PCBs, HPAs e pesticidas) acima dos quais podem ocorrer efeitos adversos à fauna bentônica (Long et al., 2006). Na presente avaliação, foi utilizado o coeficiente de qualidade (SQG-q) que se baseia na normalização das concentrações obtidas nas amostras com os

valores de PEL (Probable Effect Level; MacDonald et al., 1996) para os respectivos metais/metaloide (As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) e compostos orgânicos avaliados (PCBs, HPAs e pesticidas). Esse coeficiente gera resultados individuais para cada elemento/composto, bem como um índice integrado para os grupos de contaminantes (SQG-q metais, SQG-q PCBs, SQG-q HPAs, SQG-q pesticidas). Os valores calculados são discriminados em três classes de qualidade que indicam prováveis efeitos adversos/toxicológicos à fauna bentônica (não impactado: SQG < 0,1; moderadamente impactado: 0,1 < SQG < 1,0; e altamente impactado: SQG > 1,0; MacDonald et al. 2004). Informações detalhadas acerca dos cálculos e critérios utilizados podem ser avaliadas no *Material Suplementar A3MHS1*. Para o setor foz, esses índices também foram determinados para os resultados pretéritos de metais/metaloide (Petrobras, 2015a) e HPAs (Petrobras, 2015b), a fim de avaliar as principais alterações associadas ao Rompimento da Barragem. Esses resultados permitiram avaliar a qualidade da água e sedimento por setor e estação de amostragem, em cada condição de coleta considerada (Período Chuvoso Ano 1, Período Seco Ano 1, Período Chuvoso Transição), os quais foram plotados em mapas temáticos para a análise espaço-temporal dos critérios estabelecidos.

Figura 93: Critérios utilizados para avaliação da qualidade do sedimento com relação aos níveis de nutrientes, metais dissolvidos e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. [1]Petrobras (2015a); [2]MacDonald et al. (2004); [3]Petrobras (2015b). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações.



Por fim, foi realizada uma análise integrada da hidrogeoquímica com as forçantes físicas (i.e., vazão e altura significativa de ondas) para os dados do setor Foz a partir de recursos de estatística multivariada. Para tal, foram plotadas a distribuição dos principais metais que apresentaram alterações segundo os critérios de qualidade em função das condições físicas. Os resultados permitiram uma discussão mais

acurada sobre os efeitos do aporte continental (vazão) *versus* ressuspensão na plataforma continental para a mobilização e redisponibilização desses elementos.

Como instrumento norteador para a avaliação deste documento, estão apresentadas ao longo do relatório apenas as figuras e tabelas com os resultados mais relevantes de cada área. O material completo de representação gráfica e tabelas, bem como a descrição dos materiais e métodos podem ser avaliados nos arquivos de material suplementar específicos da Hidrogeoquímica, os quais estão referenciados como *A3MHS1* (Materiais e Métodos), *A3MHS2* (Nutrientes), *A3MHS3* (Metais), *A3MHS4* (Compostos Orgânicos) e *A3MHS5* (Qualidade da Água e Sedimento).

1.1.3.2 Resultados e Discussão

1.1.3.2.1 Elementos Associados ao Rejeito

De forma a avaliar uma possível influência dos elementos associados ao rejeito, foi definido um critério geoquímico baseado nas concentrações dos metais Fe, Al, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Como forma de fortalecer o uso desses elementos para um critério de avaliação geoquímica e associação ao rejeito de minério, as concentrações dos metais e arsênio presentes no sedimento foram submetidas a análise estatística de componentes principais, no intuito de observar a variação desses elementos nas regiões estudadas. As concentrações dos elementos foram submetidas a uma normalização pelas concentrações do metal Fe (principal metal constituinte do rejeito), para assim eliminar a influência de diferentes matrizes associadas aos metais e arsênio. Juntamente com os resultados do PMBA/Fest-RRDM, foram comparados os resultados de análises do próprio rejeito da Barragem de Santarém. Dessa forma, pode-se observar que as componentes 1, 2 e 3 explicam 69,2% (Figura 94; Tabela 36) da variabilidade das amostras. Associadas a componente 1 (46,6% da variação), em forte relação (acima de 0,5 na matriz de carregamento; Tabela 36) pode-se observar os elementos todos os elementos, os quais apresentam-se mais associados as amostras do rejeito, com exceção do Al e Hg. Já para a componente 2 (11,3% da variação), observa-se a Ag e Hg. No caso da componente 3 (11,3% da variação), observa-se o Ni, Cu e Zn, mas com baixa relação (<0,5). Nessa avaliação, nota-se que amostras coletadas nas regiões de Abrolhos e Sul, durante o ano 1, pouco estão associadas aos elementos citados acima e sua variabilidade, o que pode indicar uma baixa presença do material associado ao rejeito nos sedimentos dessas regiões.

Figura 94: Biplot das componentes principais para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação com amostras do rejeito.

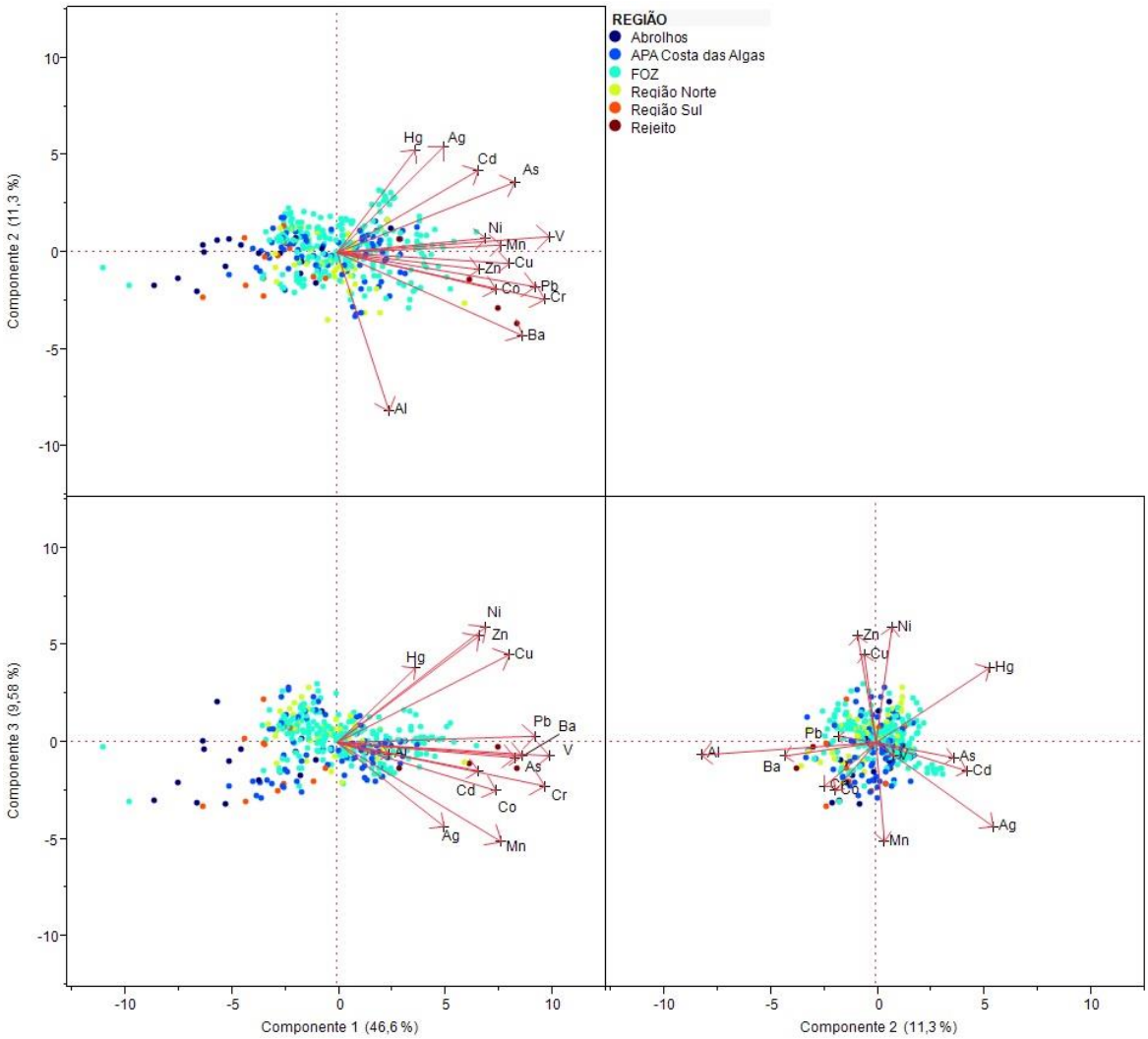


Tabela 36: Matriz de carregamento da análise de componentes principais (PCA) para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação às amostras do rejeito coletado na barragem de Santarém.

Variável	*Componente 1*	*Componente 2*	*Componente 3*
V	0,91	0,07	-0,06
Co	0,68	-0,17	-0,22
Ni	0,63	0,07	0,54
Cu	0,74	-0,05	0,41
As	0,76	0,33	-0,07
Ag	0,46	0,50	-0,39
Cd	0,60	0,39	-0,13
Ba	0,79	-0,39	-0,06
Pb	0,85	-0,16	0,03
Cr	0,89	-0,22	-0,20
Al	0,22	-0,75	-0,06
Mn	0,70	0,03	-0,47
Zn	0,60	-0,08	0,50
Hg	0,33	0,48	0,35

1.1.3.2.2 Matriz Água

Os itens a seguir apresentam a análise espaço-temporal para nutrientes, metais e compostos orgânicos na coluna d'água, em função da setorização estabelecida no presente estudo (Abrolhos, Norte, Foz e APA Costa das Algas). Com relação aos critérios de qualidade da água para nutrientes, serão discutidos somente os resultados de comparação com dados pretéritos, tendo em vista que todas as amostras avaliadas apresentaram níveis abaixo dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 1*).

1.1.3.2.2.1 Setor Abrolhos

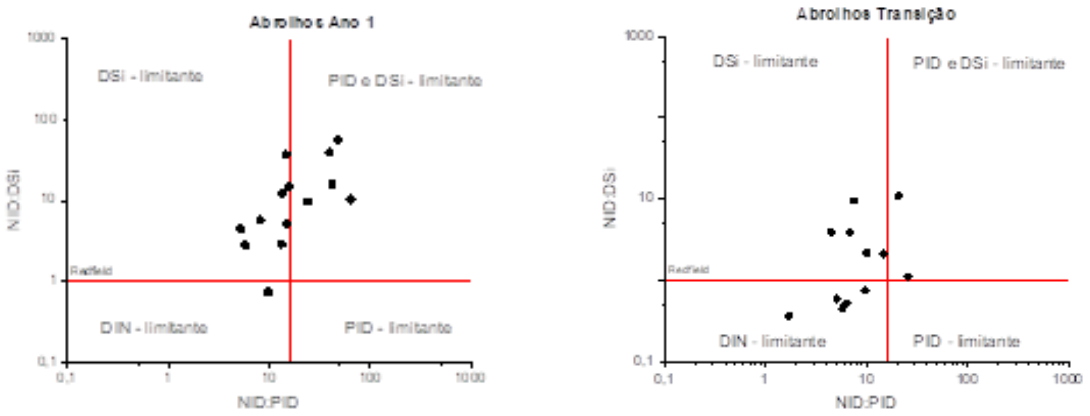
a) Nutrientes

Em um panorama geral, a distribuição dos nutrientes no setor de Abrolhos ao longo do PMBA/Fest-RRDM foram maiores no período seco (04-19) para os nutrientes nitrogenados dissolvidos (NID), e maiores nos períodos chuvosos (12-18 e 01-20) para sílica reativa dissolvida (DSi) e ortofosfato (HPO_4^2) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.2*). O ortofosfato e o n-amoniacal tiveram médias maiores no presente monitoramento em relação ao estágio agudo pós Rompimento da Barragem e pré-PMBA/Fest-RRDM. O setor de Abrolhos apresentou mudanças nas concentrações dos nutrientes nitrogenados dissolvidos no período de Transição (01-20), que em geral diminuíram em relação ao que foi observado nas campanhas 1 e 7 do Ano 1. Também foi observada uma inversão na contribuição total de nitrogênio inorgânico (NID) em relação ao orgânico (Norg), onde houve aumento da fração orgânica, assim como para o fósforo orgânico (Porg) e inorgânico particulado (PIP) na fração total (PT)

(*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.1*). Este fato pode estar associado ao consumo da fração dissolvida pelo fitoplâncton, que por sua vez contribui para a transferência de nutrientes a níveis tróficos superiores que podem influenciar na fração orgânica da campanha 16. A diminuição do nitrito a níveis abaixo do limite de detecção também indica um consumo por parte dos produtores primários, visto que não houve mudança no nitrato e n-amoniacal que pudesse indicar mudança de fase química. Concentrações altas de Norg e Porg foram reportadas por Figueiredo et al. (2016) na Plataforma de Abrolhos, por vezes com médias acima das encontradas neste monitoramento (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.1*).

Embora as concentrações dos nutrientes dissolvidos tenham diminuído em relação ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, as médias do n-amoniacal, DSi e ortofosfato (HPO_4^{2-}) na Transição ainda são maiores que os valores médios de referência pré Rompimento da Barragem para a região. Em relação as novas estações MUC01 e MUC02, estas mostram um comportamento diferenciado das demais, com o aumento nos níveis dos nutrientes devido a maior influência continental neste ponto (e.g., Rio Mucuri) como indicado pelo acréscimo de sílica dissolvida (MUC02 S: DSi = 1,84 µM) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.2*). O único ponto que se assemelha as estações de Mucuri é o ABR01, que também tem aumento da sílica dissolvida (DSi = 1,14 µM) devido à proximidade do continente e a influência do Rio Caravelas. Em relação as limitações de nutrientes definidas em literatura a partir das concentrações ideais para os organismos (N:P:Si = 16:1:16, REDFIELD et al., 1963), o setor de Abrolhos mostra uma tendência a maior limitação de NID e uma relativa diminuição na limitação de DSi em relação ao Ano 1 devido a maior contribuição de sílica em MUC 01 e 02 na Transição (Figura 95). Os dados pretéritos mostram que DSi e PID eram majoritariamente limitantes na plataforma de Abrolhos (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.22*).

Figura 95: Evolução das relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para o setor de Abrolhos no PMBA/ Fest-RRDM. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield.



b) Metais

- *Água Dissolvida*

Em relação aos elementos estudados na fração dissolvida durante o PMBA/Fest-RRDM na região de Abrolhos, destaca-se maiores concentrações dos elementos Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e V durante o período de seca na campanha 04-19 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 96). Em comparação dessas concentrações mais elevadas durante a campanha de 04-19 com concentrações encontradas em campanhas pretéritas ao monitoramento, próximas ao período de chegada dos rejeitos no ambiente marinho, os elementos Co, Cu e Fe apresentaram maiores valores no ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Os elementos As e Ba apresentaram um aumento crescente durante o monitoramento, com maiores concentrações encontradas no período de transição (Figura 97). Demais elementos, ou seja, Ag, Al, Cd e Zn não apresentaram mudanças significativas de suas concentrações dissolvidas durante o PMBA/Fest-RRDM na região de Abrolhos.

Figura 96: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

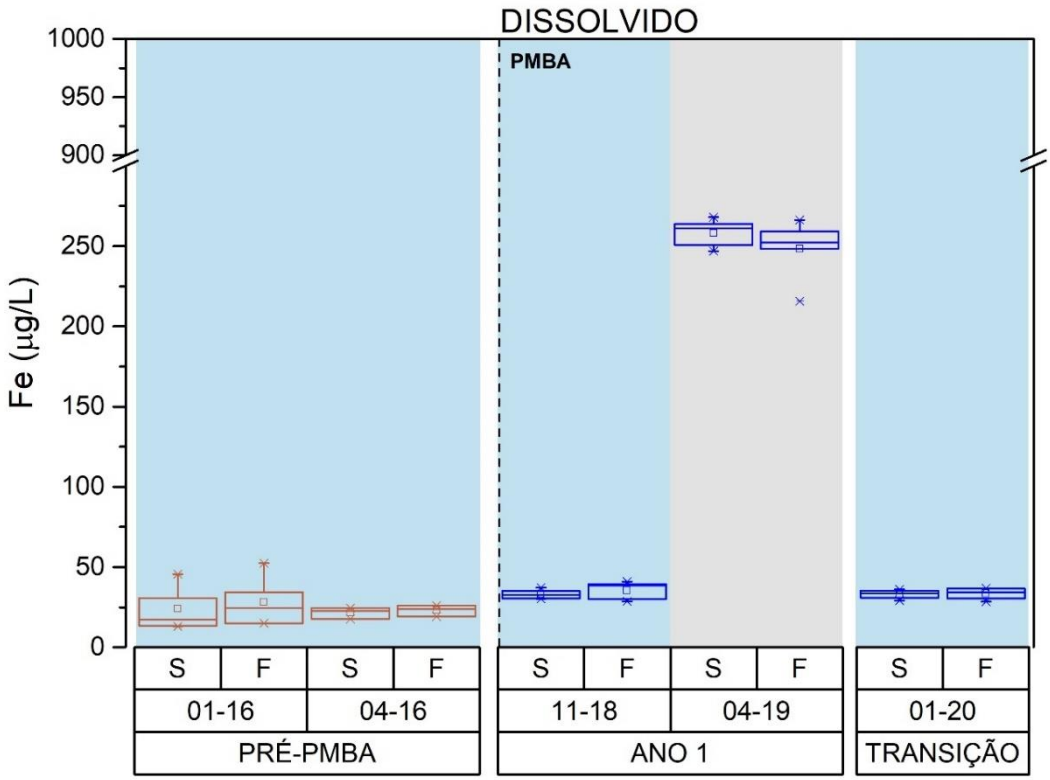
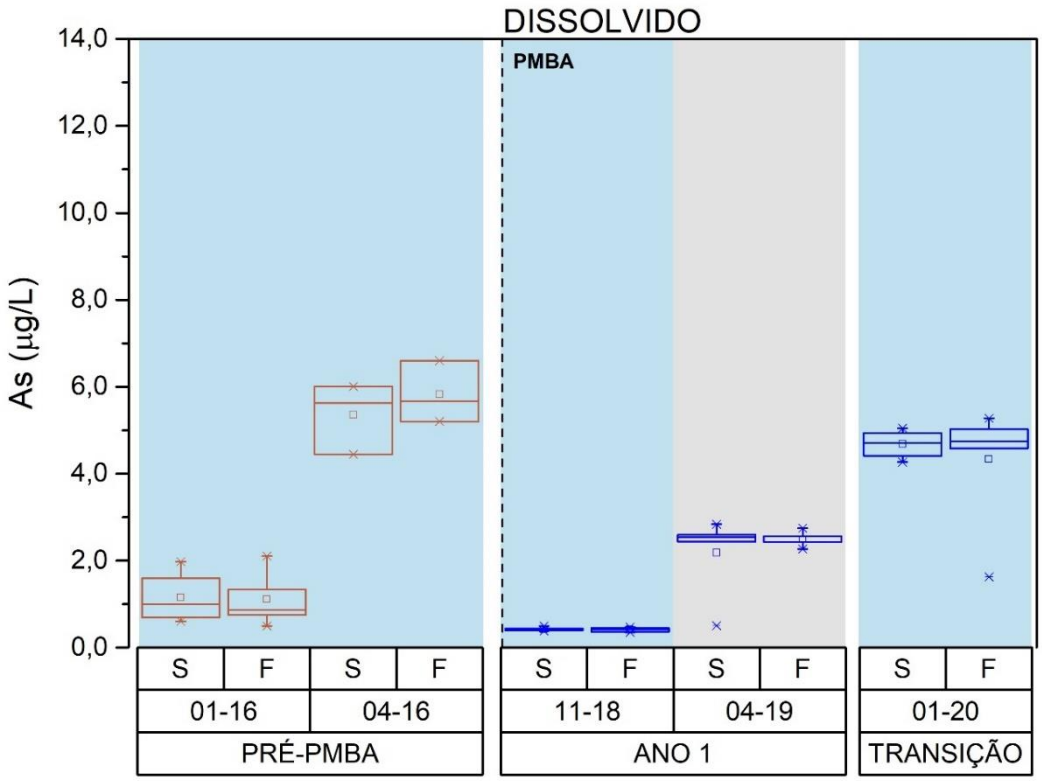


Figura 97: Distribuição das concentrações (µg/L) de arsênio dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



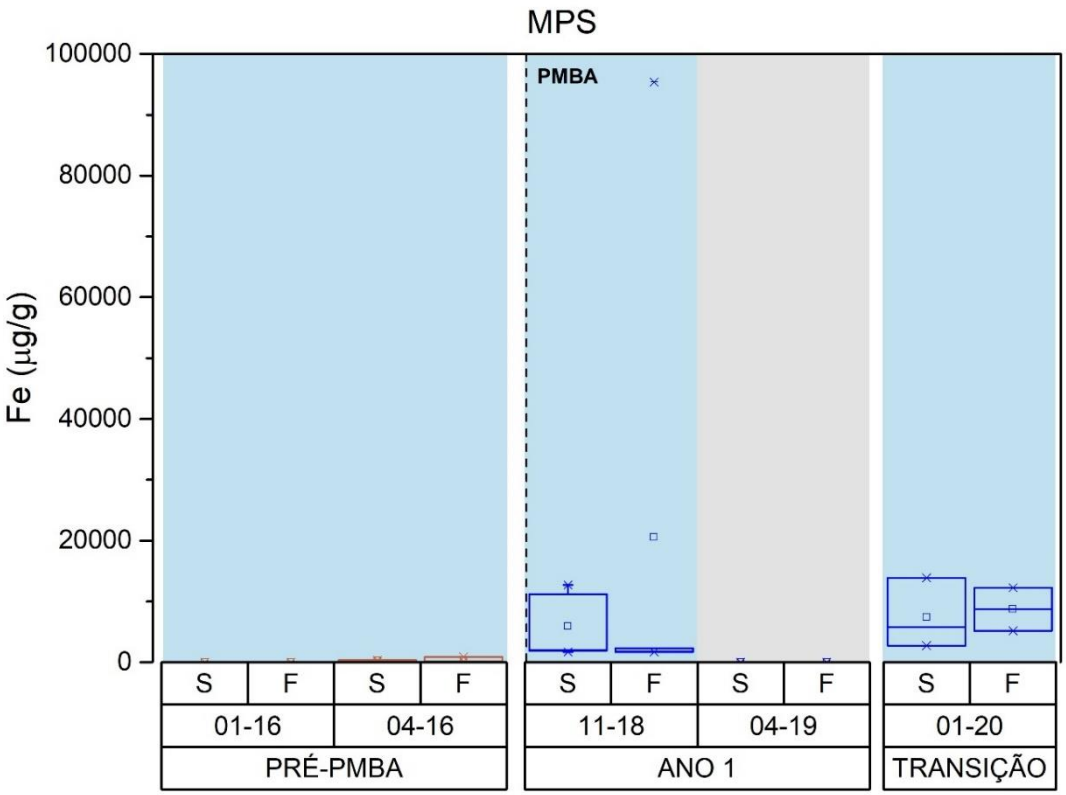
➢ *Água Total*

Em termos de concentrações dos elementos nas frações de água total, os elementos Ag, Co, Pb, V e Zn (*Material Suplementar A3MHS3; Tabela 4*) apresentaram concentrações mais elevadas durantes as campanhas de 11-18 do Ano 1. Já no caso dos elementos Ba, Fe, Mn e Ni, as concentrações aumentaram durante a campanha de 04-19, no período considerado seco. Cabe ressaltar que na campanha subsequente, Mn e Ni continuaram apresentando essas concentrações relativas mais elevadas, considerando todo o período do PMBA/Fest-RRDM. Além das altas de Mn e Ni em comparação com as campanhas anteriores, As, Cr, Cu e Hg apresentaram concentrações mais elevadas durante a campanha 01-20 do período de transição. Al e Cd não apresentaram diferenças de suas concentrações de água total entre as campanhas realizadas no setor Abrolhos.

➢ *Elementos associados ao MPS*

Em relação aos elementos associados ao material particulado em suspensão, As, As, Ba, Fe, Hg, Pb, V e Zn apresentaram maiores concentrações na campanha 01-20 do período de transição, sendo Fe também apresentando concentrações equivalentes na campanha realizada em 11-18 do Ano 1, ambos ambas campanhas refletindo períodos considerados chuvosos (Figura 98).

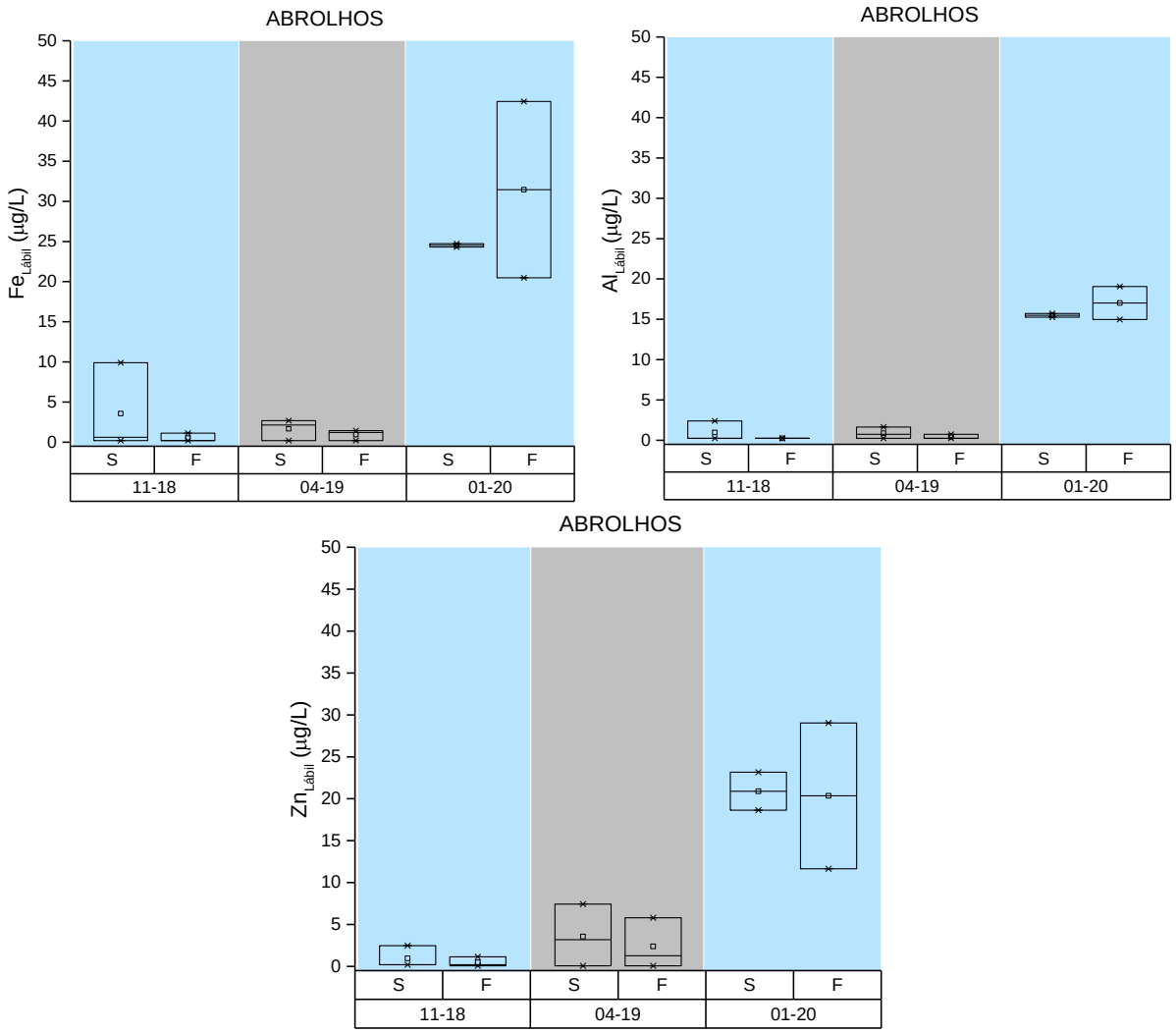
Figura 98: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro associado ao Material Particula em Suspensão (MPS) no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Lábeis*

No setor Abrolhos, durante a campanha referente ao período de Transição (01-20), os metais lábeis alcançaram os maiores níveis registrados ao longo de todo o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Os valores máximos foram de 42,4 µg/L, 29,0 µg/L e 19,1 µg/L para $Fe_{Lábil}$, $Zn_{Lábil}$ e $Al_{Lábil}$, respectivamente (Figura 99). Outra variação associada ao período de Transição para este setor foi a quantificação de $Ni_{lábil}$ (1,26 ± 0,31 µg/L) e $Mn_{lábil}$ (1,67 ± 1,55 µg/L), os quais apresentaram, em geral, valores abaixo do limite de detecção nas campanhas do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 3*). Esses resultados coincidem com o aumento nas concentrações de espécies metálicas associadas ao material particulado em suspensão para este setor, com consequente deslocamento do equilíbrio dos elementos, favorecendo a prevalência de formas mais lábeis.

Figura 99: Distribuição dos valores de de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ $Al_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

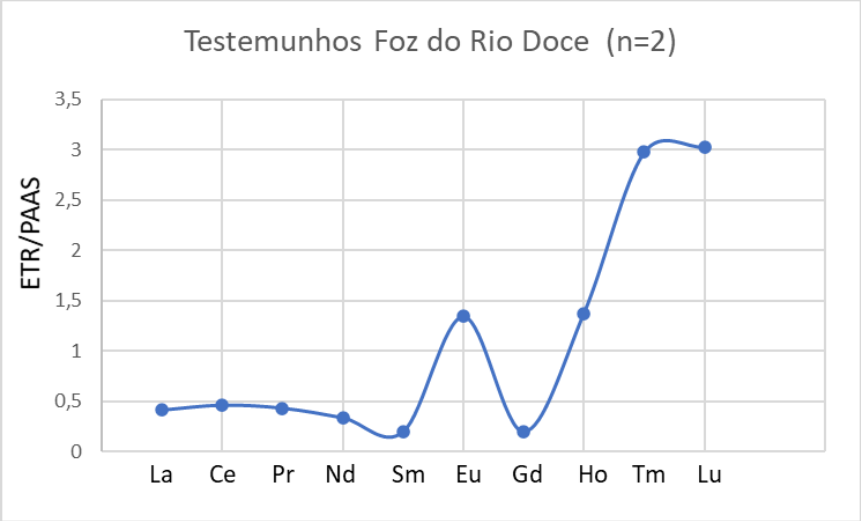


- *Elementos Terras Raras no MPS*

Com o intuito de traçar a presença do rejeito na região costeira monitorada, serão considerados como valores de background a análise dos ETR em amostras basais de testemunhos coletados na plataforma continental do Rio Doce (isóbata de 30 m) pré-Rompimento da Barragem, sendo um ao norte e um ao sul da desembocadura do rio (CAGNIN, 2018). Além destes, foram analisados o conteúdo de ETR em 4 amostras de rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano, coletadas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA), em janeiro de 2018.

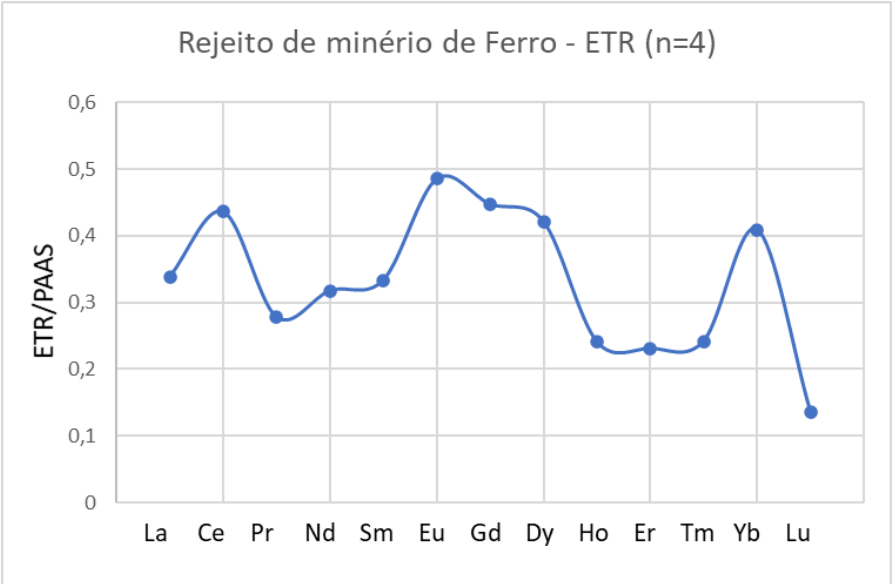
A assinatura dos elementos terras raras normalizados pelo PAAS nos testemunhos é expressa na (Figura 100). Destacam-se anomalias positivas de Ce e Eu, bem como o incremento dos elementos terras raras pesados (ETRP) érbio (Er) e lutécio (Lu). Observam-se, também, redução no incremento de samário (Sm), gadolínio (Gd), hólmio (Ho) e yttérbio (Yb).

Figura 100: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas camadas de base nos testemunhos T02 e T03 coletados na Plataforma Continental do Rio Doce (CAGNIN, 2018).



A médias das concentrações dos ETR normalizadas pelo PAAS nas quatro amostras de rejeito de minério geraram o perfil de distribuição apresentado na (Figura 101).

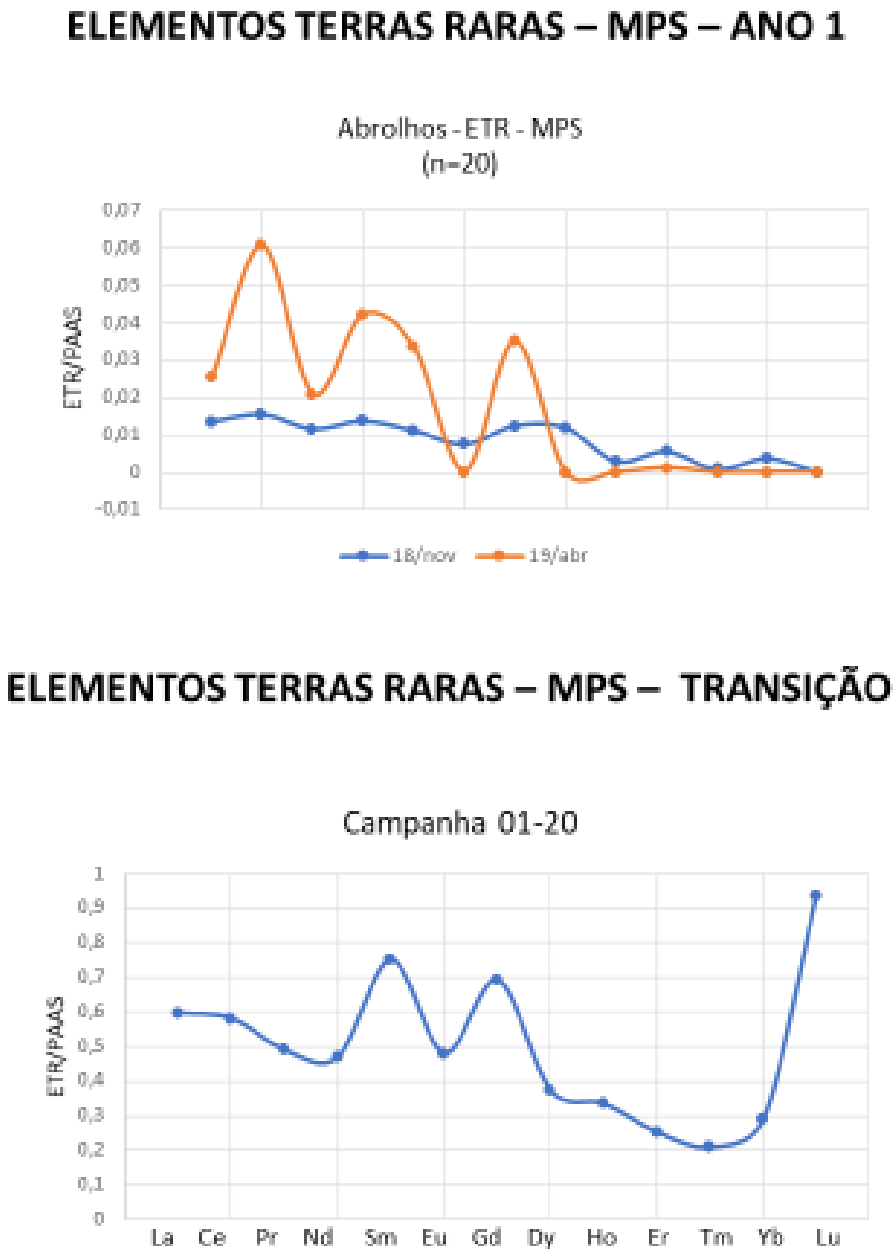
Figura 101: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano.



As principais caraterísticas observadas na análise dos ETR/PAAS no rejeito de minério são o aumento de Ce, Eu, Dy e, principalmente, Yb e a diminuição de Pr, Ho, Er e Lu. Todos os valores representam anomalias negativas em relação ao folhelho. O comportamento dos ETR no rejeito indica diversas contradições em relação ao background observado nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce, desde o fracionamento até as concentrações observadas. Portanto, os resultados de ETR obtidos nestas amostras de rejeito servem de base comparativa para os dados de ETR no MPS e no sedimento da região marinha monitorada pelo PMBA, podendo ser um bom traçador da sua ocorrência na região costeira.

Os resultados dos ETR no MPS da região de Abrolhos mostram uma distribuição distinta da observada nas amostras de rejeito tanto nas campanhas 1 (dezembro de 2018) e campanha 7 (abril de 2019, Figura 102), quanto na Transição (janeiro de 2020). As campanhas não apresentaram correspondência entre MPS e sedimento, com comportamento oposto entre os dois compartimentos, porém o MPS é similar entre as campanhas do Ano 1 em relação ao fracionamento coerente ao folhelho, onde os elementos terras raras leves (ETRL) são mais abundantes que os pesados (ETRP). Não é possível confirmar a ocorrência do rejeito através dos ETR no MPS neste setor.

Figura 102: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Abtolhos no Ano 1 e na Transição do PMBA/ Fest-RRDM.

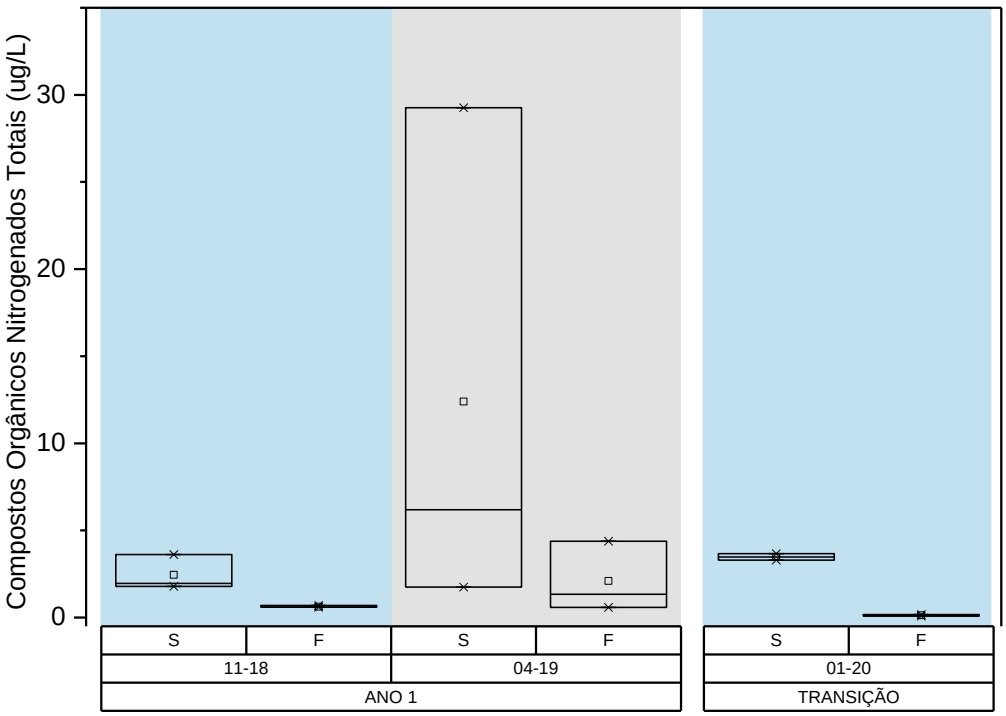


c) Compostos Orgânicos

- *Aminas*

Para o setor referente a área de Abrolhos, as concentrações máximas observadas durante o período de Transição foram similares aos registros durante o período chuvoso do Ano, porém bem inferiores quando comparadas ao período seco (Figura 103). As máximas concentrações totais foram de 3,67 e 3,30 µg/L nas amostras superficiais coletadas durante a campanha 16 (ABR 01 e ABR 04, respectivamente) (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 1*). Em relação a estação MUC 01, incluída na nova malha amostral para o setor Abrolhos, os níveis de concentração registrados foram de 1,23 µg/L e 0,84 µg/L, respectivamente para amostras de água de fundo e superficial. Estes valores de concentração, evidenciam uma tendência de diminuição destes compostos nesse setor. Durante o ano 01 os maiores registros foram durante a campanha 7, decorrente do aumento de vazão do Rio Doce que elevaram as concentrações para o máximo de 29,26 µg/L. Neste setor, durante a Transição, mesmo para as amostras coletadas em períodos concomitantes a eventos de aumento de vazão, o que se observa é um possível efeito de diluição na dispersão de material advindo do Rio Doce.

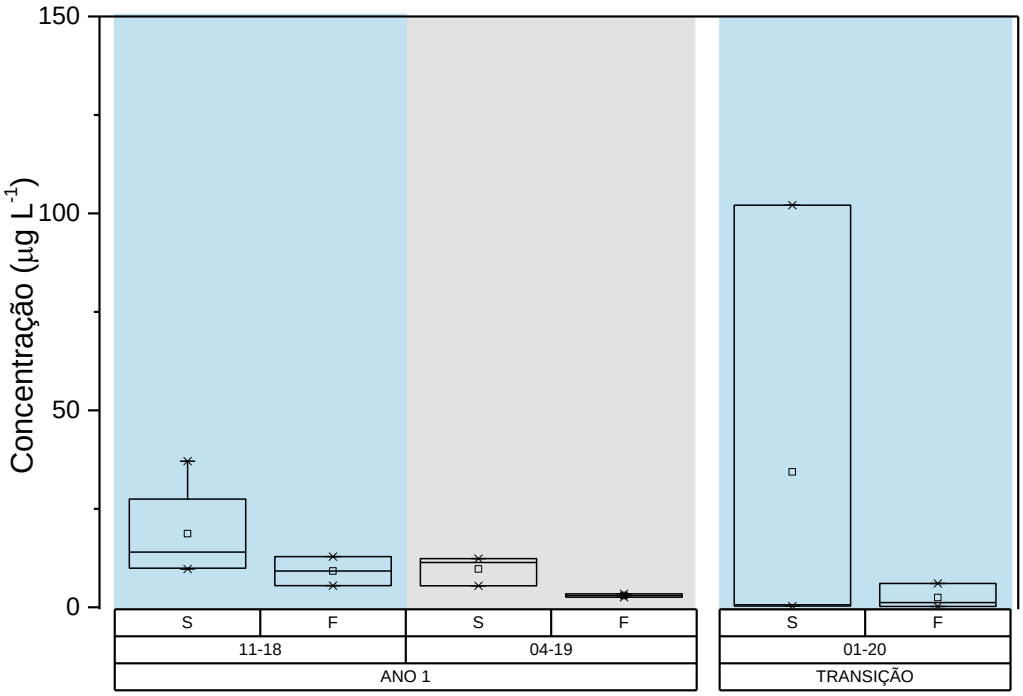
Figura 103: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



- *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Os valores de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais em amostras de água coletadas no setor de Abrolhos estão ilustrados na Figura 104. As concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais no setor de Abrolhos apresentaram um perfil de distribuição similar ao apresentado durante o Ano 1 em períodos chuvosos. A concentração média determinada durante o período de Transição foi de 18,43 µg/L, com concentrações variando entre 0,23 e 6,07 µg/L, ou seja, médias similares às observadas durante o Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 2*). Durante esta campanha observa-se uma exceção a este padrão, a estação amostral ABR 01 apresentou uma concentração atípica de 102,10 µg/L, classificando-se como um *outlier* para o perfil de concentração, deste setor, considerada como uma região pristina.

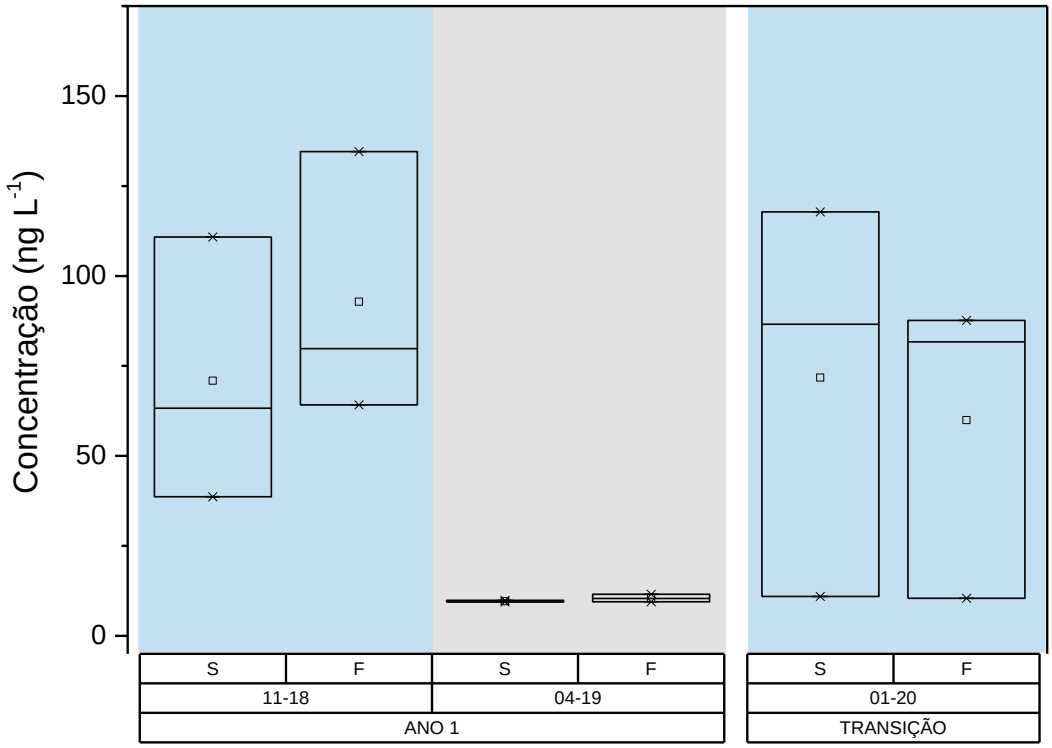
Figura 104: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

As concentrações de HPAs totais (16 prioritários) estão apresentadas na Figura 105. Considerando-se os períodos de chuva do Ano 1 e Transição, pode-se observar um padrão de distribuição muito semelhantes entres estas campanhas, com valores médios de HPAs totais muito próximos.

Figura 105: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



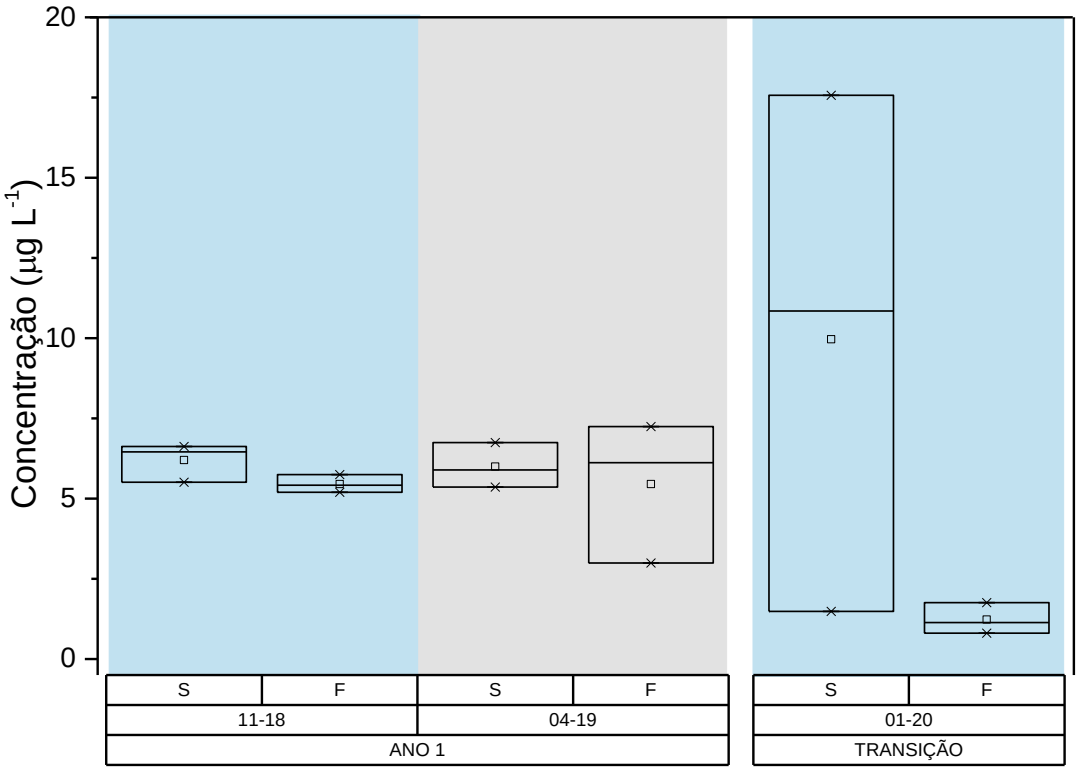
Durante a coleta referente ao período chuvoso do Ano 1 neste setor (novembro/2018), a maior média registrada foi de 81,88 ng/L, e variações com mínimo de 38,64 ng/L e máximo de 134,57 ng/L. Já para o período de Transição, durante também o período chuvoso, a concentração média de HPAs totais foi de 92,44±13,41 ng/L, com mínima de 81,68 ng/L e máxima de 117,80 ng/L (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 3*). Assim observa-se que o regime de chuvas é um fator importante da remobilização de HPAs para esta região, seja via deposição atmosférica por precipitação ou por meio de material terrígeno como sugerem as concentrações de HPAs totais registradas na estação amostral de Mucuri (96,57 ng/L e 84,31 ng/L em amostras superficiais e de fundo, respectivamente).

- *Esteróis*

As concentrações de esteróis totais das amostras de água do setor de Abrolhos são apresentadas na Figura 106. Os níveis de concentração para a maioria das amostras apresentaram valores muito similares, e abaixo do que foi observado durante o Ano 1. Neste período a máxima identificada foi de 7,25 ug/L, sendo a média entre todas as campanhas de 5,78 ug/L. Já no período de Transição, com exceção dos pontos ABR 01 e MUC 01, incluído na última malha amostral, os valores registrados

ficaram na faixa de concentração entre 0,80 µg/L e 1,75 µg/L. As exceções foram 10,85 µg/Le 17,57 µg/L, para amostras superficiais das estações de Mucuri e Abrolhos, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 4*). A alta concentração de esteróis totais nestes pontos se deve a valores elevados de b-sitosterol (9,47 µg/L – MUC 01 e 16,67 µg/L – ABR 01), característico de plantas vasculares terrestres, inferindo assim a importância da contribuição de MO continental no aporte de esteróis para a coluna d'água, corroborando com o período de chuva registrado à época que aumenta o transporte de material continente-oceano.

Figura 106: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

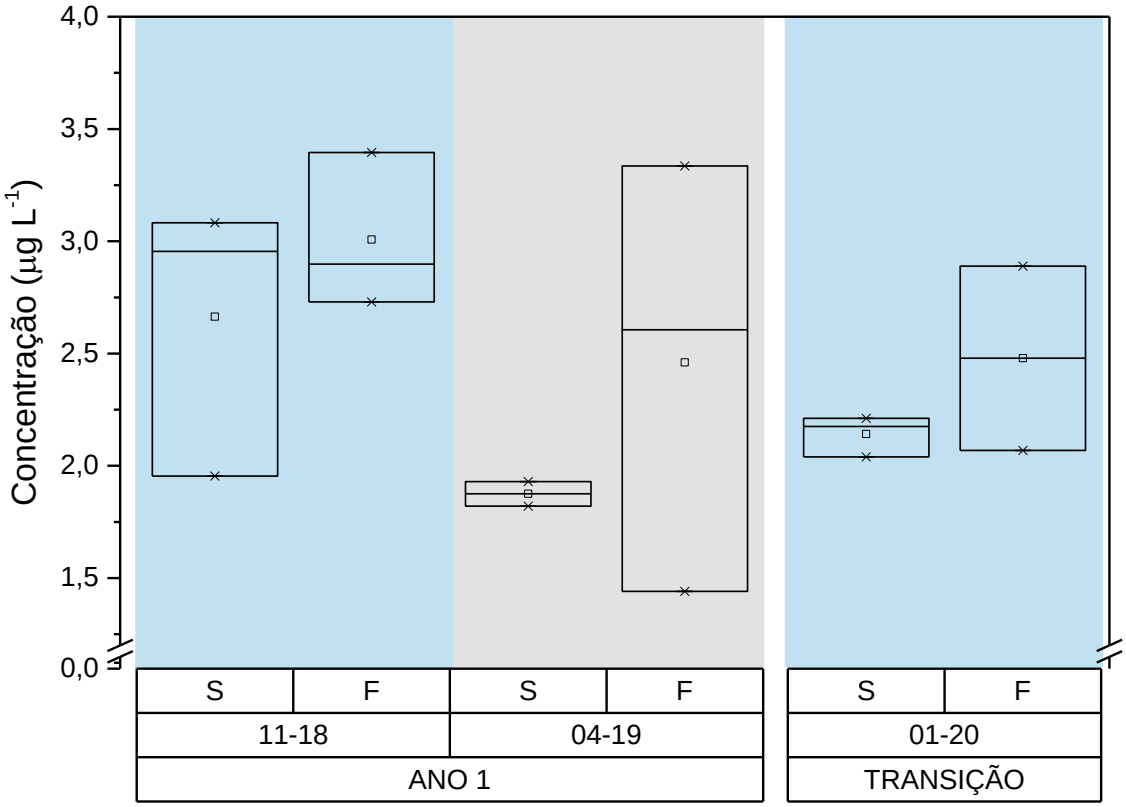


➢ *Ácidos Graxos*

No setor Abrolhos, os valores detectados de ácidos graxos totais (AGt) durante o período de Transição foram muito similares aos observados durante o Ano 1, que variaram à época de 1,44 a 3,39 mg/L (Figura 107). Durante o período de Transição (01-20) os valores máximos detectados foram 2,89 ug/L (amostra de água de fundo) e de 2,21 ug/L em amostra de água superficial, ambas coletadas no ponto amostral de Mucuri. Vale ressaltar que este ponto foi incluído na última malha amostral e que apesar de sua maior proximidade ao Rio Mucuri, não foram observadas variações significativas nas concentrações de AGt que pudessem ser atribuídas a esta influência. Nos demais pontos deste setor,

as concentrações de AGt foram ligeiramente inferiores, variando entre 1,65 a 1,83 ug/L. Assim como já observado durante o relatório do Ano 1, no período de Transição também não são evidenciadas variações temporais significativas de AGt neste setor, que fossem em decorrência de forçantes meteoceanográficas.

Figura 107: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



Os ácidos graxos se destacam como uma classe importante de marcadores lipídicos por apresentarem elevada resistência às transformações diagenéticas ocorridas na coluna d'água. Em termos de estabilidade, os ácidos saturados são mais estáveis em ambientes sedimentares do que ácidos graxos insaturados. Estes compostos têm como característica a especificidade em determinar fontes distintas. Entre estas, pode-se citar como sendo principais fontes marinhas os organismos fitoplanctônicos e/ou zooplanctônicos (Volkman, 1986; Volkman *et al*., 1998, Canuel, 2001). Em alguns caso ainda, podem ocorrer biomarcadores ambíguos, como no caso do $C_{16:0}$ (ácido palmítico), que pode ser proveniente de diatomáceas (Volkman, 1986; Bordovskiy, 1965), zooplâncton, bactérias (Volkman *et al*., 1998) ou ainda como indicativo de aporte terrestre devido sua presença em mangues (Volkman *et al*., 1998; Meziane, Tsuchiya, 2000) e macroalgas (Meziane e Tsuchiya, 2000). Em Meziane e Tsuchiya (2000) é descrito o $C_{18:2}$ como componente também em macroalgas verdes.

Em regiões costeiras e oceânicas, a principal fonte de MO é resultante da produtividade primária, seja através de macroalgas, fitoplâncton ou ainda de invertebrados marinhos como o zooplâncton. Estes pertencem a uma cadeia trófica dependente dos nutrientes presentes na zona eufótica. Hama & Handa (1992) reconhecem os nutrientes como principais elementos limitantes modificadores do estado fisiológico de microalgas, fatores estes que refletem na composição da cadeia carbônica dos AG.

Nesse contexto a composição de AG, observada em todos os pontos amostrais referentes ao setor de Abrolhos, tanto no Ano 1 quanto no período de Transição, apresenta como ácidos graxos mais predominantes o C_{16} e C_{18} (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 5*), indicando assim que a principal fonte de MO é autóctone, i.e., de produtividade primária. A influência da produção primária na composição dos ácidos carboxílicos, pode ser melhor evidenciada, a partir de agrupamentos estabelecidos em função da cadeia carbônica e do grau de insaturação de suas estruturas químicas. Para melhor inferência com o seu aporte, os AG são agrupados em ácidos de cadeia curta - SCFAs (*short chain fatty acids*, C< 22), ácidos de cadeia longa - LCFAs (*long chain fatty acids*, C>22), ácidos graxos saturados - SFAs (*saturated fatty acids*), ácidos graxos monoinsaturados - MUFAs (*monounsaturated fatty acids*) e ácidos graxos poli-insaturados - PUFAs (*polyunsaturated fatty acids*). Tais classificações, assim como seus principais representantes e fontes características estão apresentadas na Tabela 37.

Tabela 37: Classificação dos ácidos graxos de acordo com tamanho e saturação da cadeia carbônica, seus principais representantes encontrados e suas respectivas fontes.

Grupo	Principais representantes encontrados	Fontes Características
SCFA	14, 15, 16, 18	Produção autóctone, produtores aquáticos, bactérias.
LCFA	22, 24	Plantas superiores e algas marinhas
SFA	16, 18	Clorófitas
MUFA	16:1, 18:1	Diatomáceas, Cocolitoforídeos, Cianofíceas, Zooplâncton
PUFA	18:2, 20:2	MO lábil e algas

Ácidos de cadeia curta SCFAs (*short chain fatty acids*, C< 22), ácidos de cadeia longa - LCFAs (*long chain fatty acids*, C>22), ácidos graxos saturados - SFAs (*saturated fatty acids*), ácidos graxos monoinsaturados - MUFAs (*monounsaturated fatty acids*) e ácidos graxos poli-insaturados - PUFA (*polyunsaturated fatty acids*)

A partir desta perspectiva de abordagem, agrupamento dos AG, observa-se mais claramente um comportamento que respondeu às variações sazonais das condições oceanográficas e meteorológicas. Na Tabela 38 são apresentadas as abundâncias relativas dos AG conforme suas cadeias carbônicas e insaturações.

Tabela 38: Abundância relativa de ácidos graxos de cadeia curta, cadeia longa, mono e poli-insaturados em amostras de água.

Grupo	Ano 1		Transição
Abundância Relativa (%)	**Campanha 1 (11-18)**	**Campanha 7 (04-19)**	**Campanha 16 (01-20)**
SCFA	36,5±5,7	47,1±8,4	28,3±5,6
LCFA	12,9±2,5	17,1±5,7	18,7±3,2
MUFA	36,2±6,7	30,3±7,1	19,0±1,3
PUFA	14,4±5,1	5,5±5,4	34,0±3,5

Ácidos de cadeia curta SCFAs (*short chain fatty acids*, C< 22), ácidos de cadeia longa - LCFAs (*long chain fatty acids*, C>22), ácidos graxos saturados - SFAs (*saturated fatty acids*), ácidos graxos monoinsaturados - MUFAs (*monounsaturated fatty acids*) e ácidos graxos poli-insaturados - PUFAs (*polyunsaturated fatty acids*)

Durante o Ano 1 a predominância dos SCFAs indica que a principal fonte de MO é autóctone, havendo um aumento de 36,5% da abundância em relação aos AGt, que foi observado durante o período chuvoso da Campanha 1 (11-18), para 47,1% de abundância relativa na Campanha 7 (04-19) que foi caracterizada por um período seco. Já durante o período de Transição (01-20) uma queda significativa no percentual de SCFAs foi observada, sendo registrado, portanto, o valor médio de 28,3%. Ressalta-se que o maior valor, 47,1%, foi registrado após o término do verão (abril/2019), sendo plausivelmente justificado pelo fato de que neste período, já com temperaturas mais amenas, entradas de frentes frias e ação dos ventos, tais condições propiciam a trocas de temperatura entre os sistemas oceano/atmosfera, fazendo com que a termoclina diminua, gerando uma maior camada de mistura (Aguiar *et al.*, 2014; Paloczy, 2016). Estudos segundo Figueiredo *et al*. (2016), afirmam que em épocas mais frias, principalmente durante o inverno, com regimes mais intensos de mistura da coluna d'água há uma maior ressuspensão e consequente disponibilização de nutrientes do fundo para a zona fótica, com maior disponibilidade de nutrientes próximos à taxa de *Redfield*, principalmente na subsuperfície e assim uma maior produção primária influenciando na qualidade da matéria orgânica sedimentar na composição de SCFAs. Estes eventos favorecem a abundância de fitoplâncton e se refletem em maiores percentuais de MUFAs, como observado nas campanhas novembro/18 e de abril/19 (36,2±6,7 e 30,3±7,1%, respectivamente), e que podem ser provenientes de diatomáceas, cianofíceas e cocolitoforídeos (Mourente, 1990; Pond, 1998; Demirel 2016).

Em menor concentração, o percentual de LCFAs que representa a contribuição de plantas superiores e algas marinhas, manteve-se praticamente constante, sendo verificadas discretas variações ao longo de todo o monitoramento. Os valores de LCFAs foram de 12,9±2,5%, 17,1±5,7% e 18,7±3,2%, para campanhas realizadas em novembro/18, abril/19 e janeiro/20, respectivamente. Estes valores sugerem que não houveram aportes importantes de material terrígeno (plantas superiores) em função dos regimes de chuvas, e que possivelmente a principal fonte de LCFAs é referente a algas marinhas.

Nesse contexto, ainda se pode considerar a ação das condições meteoceanográficas na redisponibilização de MO sedimentada para a coluna d'água. Essa hipótese vem da observação do valor máximo de LCFAs, registrado no período de Transição, concordante com os máximos de MPS em coluna d'água, principalmente em ABR 01 e ABR 03 conforme resultados previamente apresentados pelo grupo de sedimentologia responsável por tais análises neste monitoramento.

A concentração relativa de PUFAs foi a menos representativa entre os grupos de AG avaliados durante as campanhas de novembro/18 e abril/19 (14,4±5,1% e 5,5±5,4%) A exceção foi a campanha de janeiro/20, em que os valores apresentaram a média de 34,0±3,5 (janeiro/20). Ainda que representados em menor abundância, a concentração relativa de PUFAs sugere a presença de MO autóctone mais lábil, indicando um significativo grau de remineralização na região. As frações lábeis são consumidas primeiramente, seguida pelas formas mais reativas de MO, e assim suscetivelmente, controladas pelas atividades decompositoras na coluna d'água. Assim sendo, os ácidos do grupo PUFAs são classificados como indicativos de depósitos recentes de MO ("*fresh"* MO), mesmo que geralmente em pequenas frações (Carreira *et al*., 2015) provavelmente devido à alta taxa de fluxo de carbono proveniente da produtividade primária, uma vez que estes são altamente degradados na coluna d'água (Tolosa *et al*., 2013). Tal grupo tem maior representatividade em algas do que em plantas superiores (Killops & Killops, 2005).

- *POPs - PCBs e POCs*

Considerando todos os setores amostrados, durante o período de transição, foram analisadas 126 amostras de água em duas profundidades (superficial = 62 / fundo = 64), correspondentes às campanhas 13 (n = 6 / 6), 14 (n = 12 / 12), 15 (n = 6 / 6), 16 (n = 21 / 22), 17 (n = 6 / 6), 18 (n = 5 / 6) e à campanha emergencial 1 (n = 6 / 6).

Os resultados para frequência de ocorrência nas amostras e máximos e média de concentrações por setores para bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (POCs) referente ao ano de transição são apresentados nas tabelas Tabela 39 e Tabela 40. Os mesmos dados, referentes ao primeiro ano de monitoramento, são apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MHS4, Tabelas 6 e 7*). Mapas com os valores máximos de DDTs em água e sedimento, e PCBs em sedimento, para os dois anos de monitoramento são apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MHS4, Figuras 1, 2 e 3*).

Tabela 39: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em ng L^{-1}) de POPs detectados em amostras de água superficial dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (em ng L^{-1}). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão.

Setores	**Abrolhos (N = 3)**		**Norte (N = 8)**		**Foz (N = 43)**		**Costa das Algas (N = 8)**		**CONAMA 357/05 - Água salina / salobra**	
POPs	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**Classe 1**	**Classe 2**
PCBs										
Σ 47 PCBs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Σ 7 PCBs	-	-	-	-	-	-	-	-	30,0	30,0
Pesticidas										
Aldrin+Dieldrin	-	-	-	-	-	-	-	-	1,9	30,0
Clordano (alfa+gama)	-	-	-	-	-	-	-	-	4,00	90,0
p,p`-DDTs (DDT+DDD+DDE)	-	-	-	-	5 (2)	3,75 (0,13±0,63)	25 (2)	3,14 (0,66±1,25)	1,0	130,0
ΣEndossulfan	-	-	-	-	-	-	-	-	10,0	10,0
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	37,0
ΣHeptacloro	33 (1)	0,13 -	12 (1)	0,18 -	19 (8)	0,24 (0,03±0,07)	-	-	1,0	53,0
Gama-HCH	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	160,0
Metoxicloro	-	-	-	-	-	-	-	-	30,0	30,0

Tabela 40: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em ng L^{-1}) de POPs detectados em amostras de água de fundo dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (em ng L^{-1}). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão.

Setores	**Abrolhos (N = 2)**		**Norte (N = 8)**		**Foz (N = 45)**		**Costa das Algas (N = 9)**		**CONAMA 357/05 - Água salina / salobra**	
POPs	FO (n)	Máx (Média±dp)	FO (n)	Máx (Média±dp)	FO (n)	Máx (Média±dp)	FO (n)	Máx (Média±dp)	Classe 1	Classe 2
PCBs										
Σ 47 PCBs	-	-	-	-	-	-	-	- -	-	-
Σ 7 PCBs	-	-	-	-	-	-	-	-	30,0	30,0
Pesticidas										
Aldrin+Dieldrin	-	-	-	-	-	-	-	-	1,9	30,0
Clordano (alfa+gama)	-	-	-	-	-	-	-	-	4,00	90,0
p,p`-DDTs (DDT+DDD+DDE)	-	-	12 (1)	0,92 -	13 (6)	1,69 (0,11±0,36)	33 (3)	2,05 (0,45±0,77)	1,0	130,0
ΣEndossulfan	-	-	-	-	-	-	-	-	10,0	10,0
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	37,0
ΣHeptacloro	-	-	12 (1)	0,35 -	18 (8)	0,85 (0,05±0,14)	11 (1)	0,30 -	1,0	53,0
Gama-HCH	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	160,0
Metoxicloro	-	-	-	-	-	-	-	-	30,0	30,0

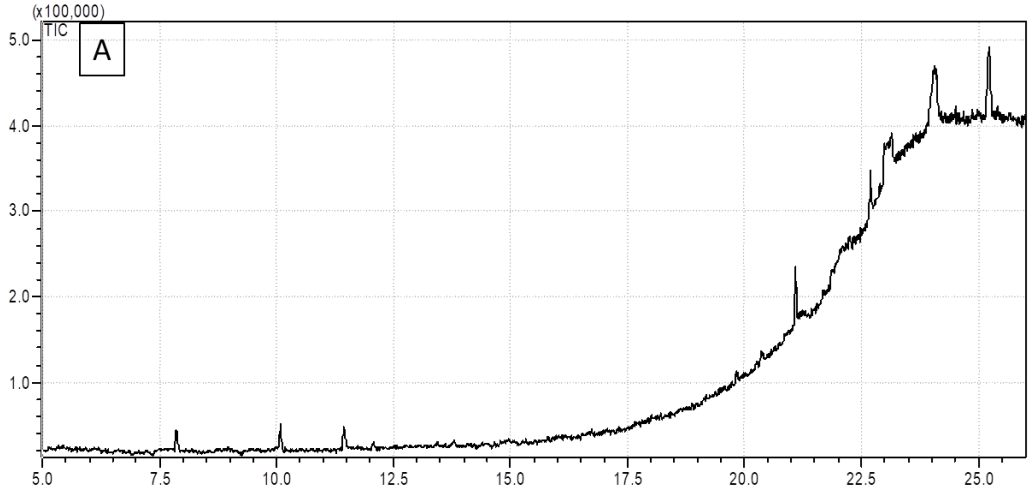
Nas amostras de água coletadas durante o período de transição, somente ∑ Heptacloro foi detectado no setor Abrolhos (0,13 ng L^{-1}), especificamente na amostra de água superficial do ponto MUC1, com valor abaixo do limite máximo definido em legislação (CONAMA nº 357/05). Ressalta-se que este ponto de coleta não foi monitorado durante o ano 1. ∑ Drins e p,p'-DDTs, (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD) que ocorreram em baixas concentrações no primeiro ano de monitoramento, e demais POCs e PCBs monitorados em água não foram detectados durante o período de transição. Embora alguns compostos organoclorados tenham sido detectados na região de Abrolhos durante todo o primeiro ano de monitoramento e período de transição, os valores encontrados são 3,5 (∑ Drins) vezes menores que os limites indicados pelo CONAMA, sem tendência de aumento de concentrações entre o ano 1 e o período de transição.

- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

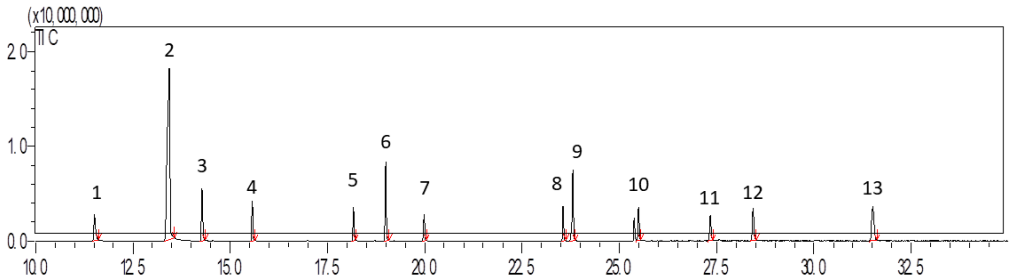
Nesse sentido, a Figura 108 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 108, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 108: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 109 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 109: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 41 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 41: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 41.

Equação 1: $LOD=3,3(s/S)$

Equação 2: $LOQ=10(s/S)$

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no MPS*

A campanha 01-20 apresentou valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ que indicam uma mistura de fontes para o MPS, marcadas por origem terrígena por plantas C_3 e autóctone por fitoplâncton marinho para a região de Abrolhos (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 8)*. Os valores variaram entre -25,0 e -23,4 para $\delta^{13}C$ e 5,0 e 5,7 para $\delta^{15}N$ (Tabela 42).

Tabela 42: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 7 e 16 da região de Abrolhos.

Isótopos no MPS - Abrolhos						
Campanhas Amostrais						
Estações	12-18		04-19		01-20	
	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
ABR 01 S	-29,2	7,4	-23,7	4,9	-24	5
ABR 01 F	-29,2	7,3	-22,7	4,3	-23,4	5,7
ABR 02 S	-30,8	7,7	-25,3	3	NA	NA
ABR 02 S	-30,9	7	-25	5,1	NA	NA
ABR 04 S	-33,5	7,4	-24,6	1,7	-25	≥ 500 mV
ABR 04 F	-34	8,1	-24,2	1,4	-24,4	≥ 500 mV
MUC 01 S	NA	NA	NA	NA	-23,9	5,6
MUC 01 F	NA	NA	NA	NA	-23,4	5

d) Qualidade da Água

Durante a campanha realizada no período chuvoso da Transição (01-20), as concentrações de ortofosfato e N-amoniacal foram superiores às condições pretéritas em 100 % das amostras de superfície avaliadas, enquanto que para silício essa condição ocorreu em 50 % das amostras de superfície e 67 % das amostras de fundo. Essa condição foi similar àquela observada durante o período chuvoso do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 2*), embora a taxa de incremento tenha sido menor na Transição (e.g. aumento de 10 vezes para ortofosfato no Ano 1 e 5 vezes na Transição; *Material Suplementar A3MHS5; Tabela 3*).

Com relação aos metais dissolvidos, durante o período chuvoso do Ano 1 (11-18) e Transição (01-20), as amostras avaliadas apresentaram, em geral, níveis abaixo dos limites estabelecidos pelo NOAA (1999) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). As condições mais degradadas para metais dissolvidos foram observadas durante a campanha 04-19 (período seco - Ano 1), quando ocorreram níveis crônicos de Co, Cu, Pb, Fe e Hg para o setor Abrolhos. A frequência de ocorrência de amostras nessas condições variou de 20 % (Pb) a 100 % (Co, Fe e Hg) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). Essa campanha ocorreu após a passagem da tempestade Iba, que se formou na costa da Bahia no final de março e provocou a alteração dos padrões de dispersão da pluma do Rio Doce, que passou fluir de SO para NE (RSE PMBA/ Fest-RRDM, 2020, RT35, pág. 454). Esse evento também desencadeou o aumento da altura de ondas e dos processos ressuspensivos associados, com consequente transferência de fases de metais das formas particuladas para a dissolvida (RSE PMBA/ Fest-RRDM, 2020, RT35, pág. 144).

Avaliando a qualidade da água quanto aos parâmetros orgânicos (HPAs), foram observados níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima dos valores regulamentados pelo CONAMA (2005) em 100 % e 33 % das amostras avaliadas durante o período chuvoso da Transição (01-20) no Setor

Abrolhos. Nos períodos anteriores (Ano 1 Chuvoso e Ano 1 Seco), as concentrações de HPAs foram inferiores aos limites regulamentados (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5*).

1.1.3.2.2.2 Setor Norte

a) Nutrientes

Os nutrientes totais (NT e PT) determinados nas 4 campanhas realizadas no Setor Norte pelo PMBA/ Fest-RRDM indicam ausência de padrão nas concentrações ne nitrogênio total e aumento para fósforo total nas campanhas realizadas no período seco (04-19 e 07-19), com valor máximo obtido para a amostra de fundo na estação de Barra Nova em julho de 2019 (PT = 1,68 µM). Entretanto, os dados pretéritos (2013/2014) indicam concentrações médias maiores destes nutrientes totais em ralação ao presente monitoramento (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.*3). As concentrações mais altas de nutrientes dissolvidos foram determinadas na campanha 14 (10-19) em relação à campanha 16 (01-20) da Transição, porém as médias são similares as observadas na campanha 10 do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.3 a 1.8*). Esta diferença no período de Transição é principalmente atribuída à realização da campanha 14 em um momento de maior energia das ondas, que promove a ressuspensão do sedimento, que por sua vez enriquece a coluna d'água em nutrientes (Subprojeto de Modelagem). Outro aspecto atribuído à energia das ondas nesta campanha é a ocorrência das maiores concentrações observadas no PMBA/ Fest-RRDM para alguns nutrientes na estação BN02 fundo (DSi = 43,37µM, Figura 110; HPO_4^{2-} = 1,56 µM, NO_3^- = 8,53 µM; NT = 34,95 µM; PT = 1,78 µM), sendo que a contribuição do nitrogênio e fósforo foi majoritariamente inorgânica, o que indica a reciclagem microbiana destes a partir do sedimento em suspensão. As concentrações de DSi e HPO_4^{2-} citadas anteriormente estão ainda acima dos máximos observados durante o impacto agudo após a chegada do rejeito a costa. Em relação aos novos pontos da malha amostral, o BS01 e BS02 apresentam, em geral, concentrações maiores que o CB01, porém não maiores que as concentrações observadas para as demais estações na Transição. As médias do n-amoniacal, DSi e HPO_4^{2-} neste setor estão acima do valor de referência pré-Rompimento da Barragem no período de Transição (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.4, 1.5 a 1.8;* FIGUEIREDO *et al.,* 2016). As mudanças nas relações inorgânicas nos nutrientes mostram um menor número de estações com limitação em sílica na Transição em relação ao Ano 1, que sugere maior incremento desde nutriente na coluna d'água ao norte (Figura 111) provavelmente em função do aumento médio da vazão.

Figura 110: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de sílica reativa dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) no setor Norte nas campanhas amostrais do Ano 1 e da Transição.

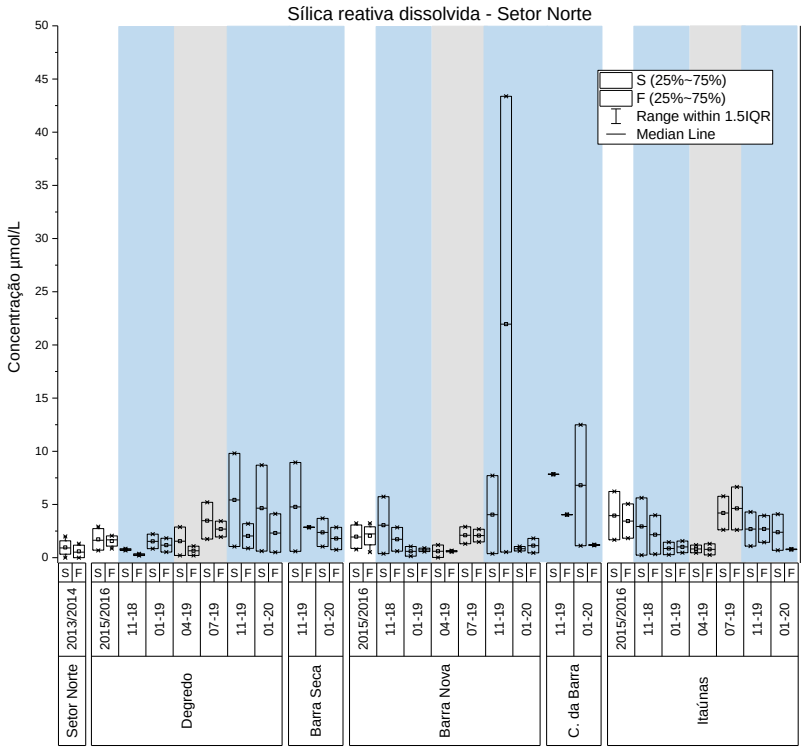
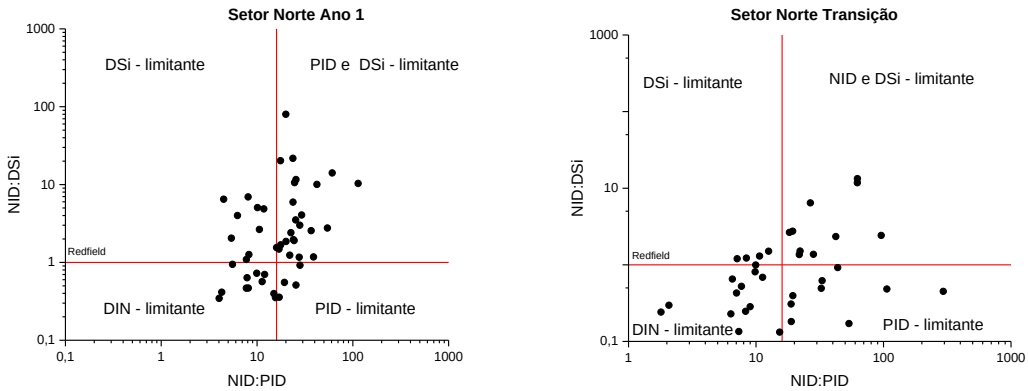


Figura 111: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para o setor Norte. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield.



Para a análise espaço-temporal relativa as concentrações de nutrientes no ambiente marinho utilizou-se a comparação entre as campanhas realizadas em novembro de 2018 e novembro de 2019, que ocorreram em condições meteoceanográficas muito similares (vazão e altura de ondas, Subprojeto de Modelagem) e representam o mesmo período do ano em um intervalo de 12 meses. Neste contexto, foram observadas diferenças significativas (Mann-Whitney, $p < 0,05$) no decorrer de um ano nas concentrações de sílica dissolvida, ortofosfato e nitrato, sendo que o incremento de DSi foi 4 vezes

superior no período de Transição (11-19) e NO_3^- foi 2 vezes maior no mesmo período, de acordo com as medianas de ambas as campanhas. O ortofosfato, por sua vez, foi maior em novembro do Ano 1 (2018) para este setor. Os demais nutrientes não apresentaram diferenças estatísticas entre as campanhas sob condições normais de vazão e influência similar das ondas, indicando que o n-amoniacal e o nitrito pouco variaram para a região ao longo do tempo sob as mesmas forçantes físicas, porém o n-amoniacal médio esteve acima dos valores pré-Rompimento da Barragem para ambas as campanhas (Figueiredo et al., 2016, *Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.5*).

Segundo o Índice de Potencial de Eutrofização Costeira (ICEP; Billen e Garnier, 2007), o setor norte teve excesso de N e P em relação a sílica para toda a campanha 1 (11-18), condição que tende a favorecer o crescimento de algas não silicosas. Já na campanha 14 (11-19) o ICEP foi negativo na água superficial para as estações DEG 01, BS01, BN02, e ITA 01, e para águas de fundo nas estações BN02, CB01 e ITA 01. Estes valores negativos indicam excesso de sílica em relação a N e P, sendo que em todos os casos a limitação foi em P (ICEP P). Este cenário pode levar a produção nova de diatomáceas, a depender do tempo de resposta do crescimento dos organismos e da disponibilidade dos demais nutrientes limitantes também para este grupo.

b) Metais

- *Água Dissolvida*

As concentrações dos elementos Al, As, Ba, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn dissolvidos apresentaram distribuição semelhante durante as campanhas do monitoramento, com concentrações mais elevadas em períodos considerados chuvosos, principalmente nas campanhas 01-19 do ano 1 e nas campanhas 11-19 e 01-20 do período de transição (distribuição das concentrações de Mn; Figura 112). Dentre os elementos citados, Fe também apresentou elevadas concentrações relativas durante o período seco, na campanha 04-19 (Figura 113), o que pode estar associado a processos de ressuspensão do sedimento. Durante a campanha 04-19, os metais Ag, Co, Cu, Hg e V também apresentaram suas maiores concentrações relativas ao período do PMBA/Fest-RRDM, indicando os eventos de ressuspensão como significativos para a distribuição desses na fração dissolvida para a região Norte.

Figura 112: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

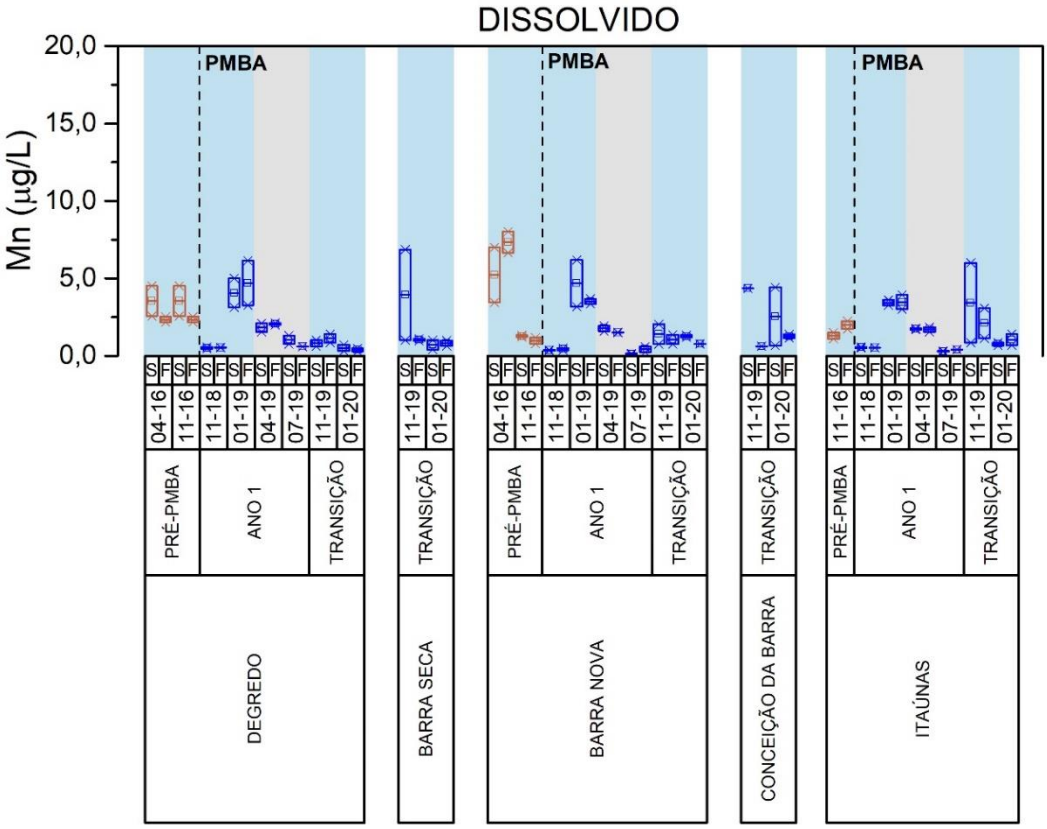
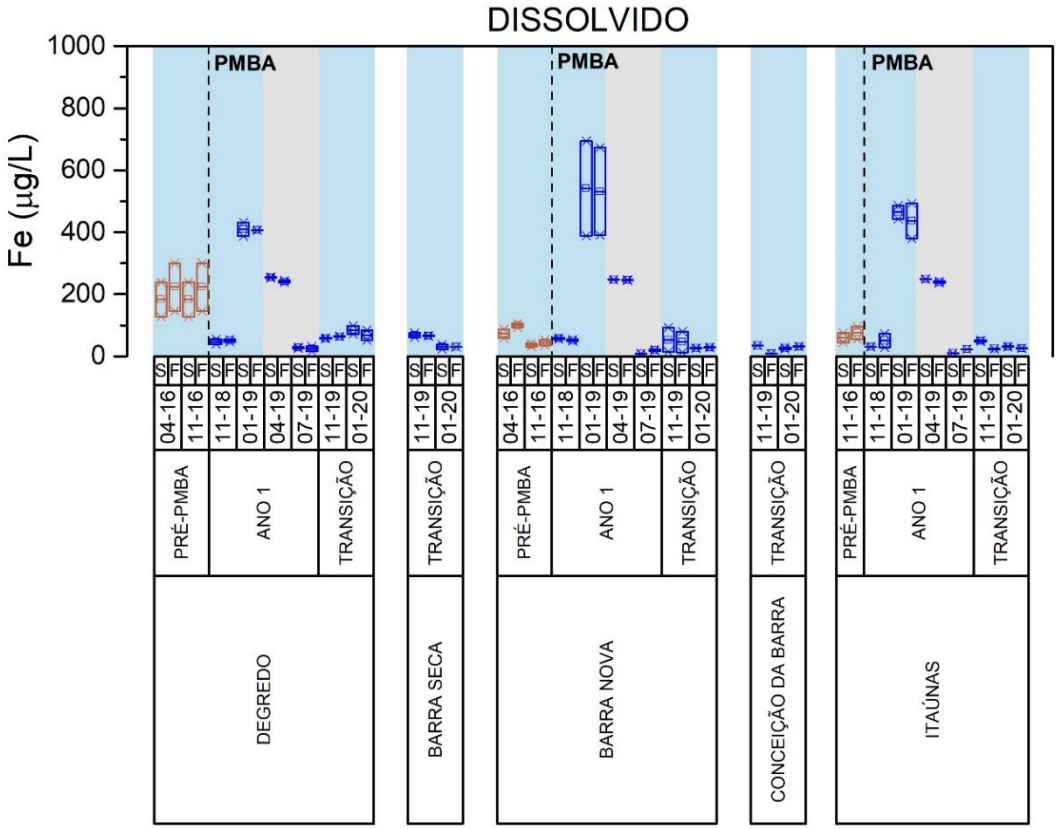


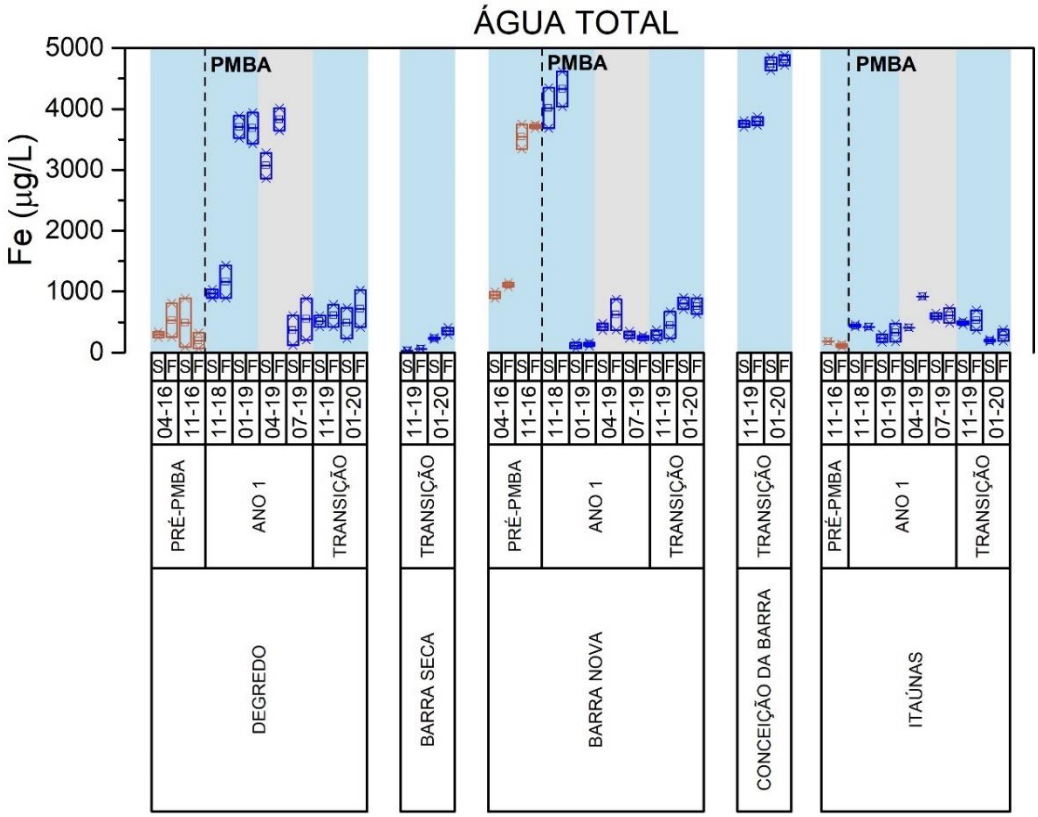
Figura 113: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Água Total*

Diferentemente das concentrações na fração dissolvida, as concentrações dos elementos na fração total da água não apresentaram uma similaridade de distribuição entre as regiões do setor Norte (Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas). As concentrações relativas à região de Degredo apresentaram valores maiores durante os períodos chuvosos do Ano 1 e transição para todos os elementos, com exceção de Fe, Mn e Ba. Fe apresentou maiores concentrações durante as campanhas 01-19 e 04-19, seguindo o mesmo aumento da fração dissolvida, podendo ser consequência dos mesmos eventos associados a esta fração, ou seja, aumentos da vazão do Rio Doce e ressuspensão de sedimentos por eventos de alta energia na plataforma continental. Mn apresentou uma distribuição crescente de suas concentrações na região de Degredo considerando o período de monitoramento. Já o Ba, apresentou maiores concentrações relativas as campanhas de 01-19, 04-19 e 07-19.

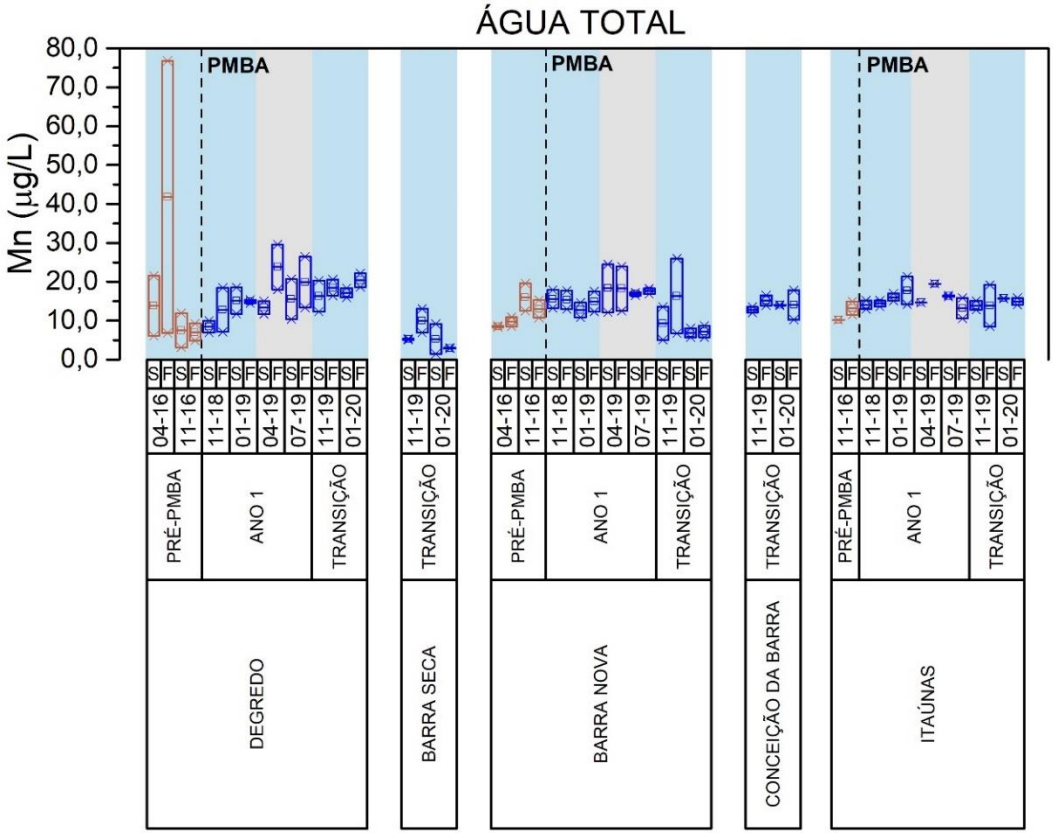
Figura 114: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



Para a região de Barra Nova, observa-se que as concentrações para maioria dos elementos (Ag, Al, Co, Cr, Ni, Pb, V e Zn) apresentaram maiores valores durante o período chuvoso da transição (campanhas 11-19 e 01-20) comparados com outros períodos do PMBA/Fest-RRDM. Já para os elementos As, Cd, e Cu, essas maiores concentrações relativas são observadas durante o período considerado seco. Fe para essa região apresentou maiores concentrações durante a primeira campanha do monitoramento (11-18), com uma diminuição nas campanhas subsequentes, não apresentando assim muita variação entre os períodos seco e chuvosos após a campanha de 11-18. Ba e Mn apresentaram maiores concentrações durante o Ano 1, com uma queda no período de transição (Figura 115).

A região de Itaúnas não apresentou mudanças significativas para diversos elementos (Al, Co, Hg, Mn, Pb, V e Zn). Contudo, para os elementos As, Cr, Cu e Ni, a campanha realizada em 07-19 apresentou as maiores concentrações durante o monitoramento. Em consideração as regiões de Barra Seca e Conceição da Barra, não foi observado um padrão de distribuição de suas concentrações, havendo uma necessidade de continuidade de monitoramento para melhor compreensão da dinâmica dos elementos nessas regiões.

Figura 115: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Elementos associados ao MPS*

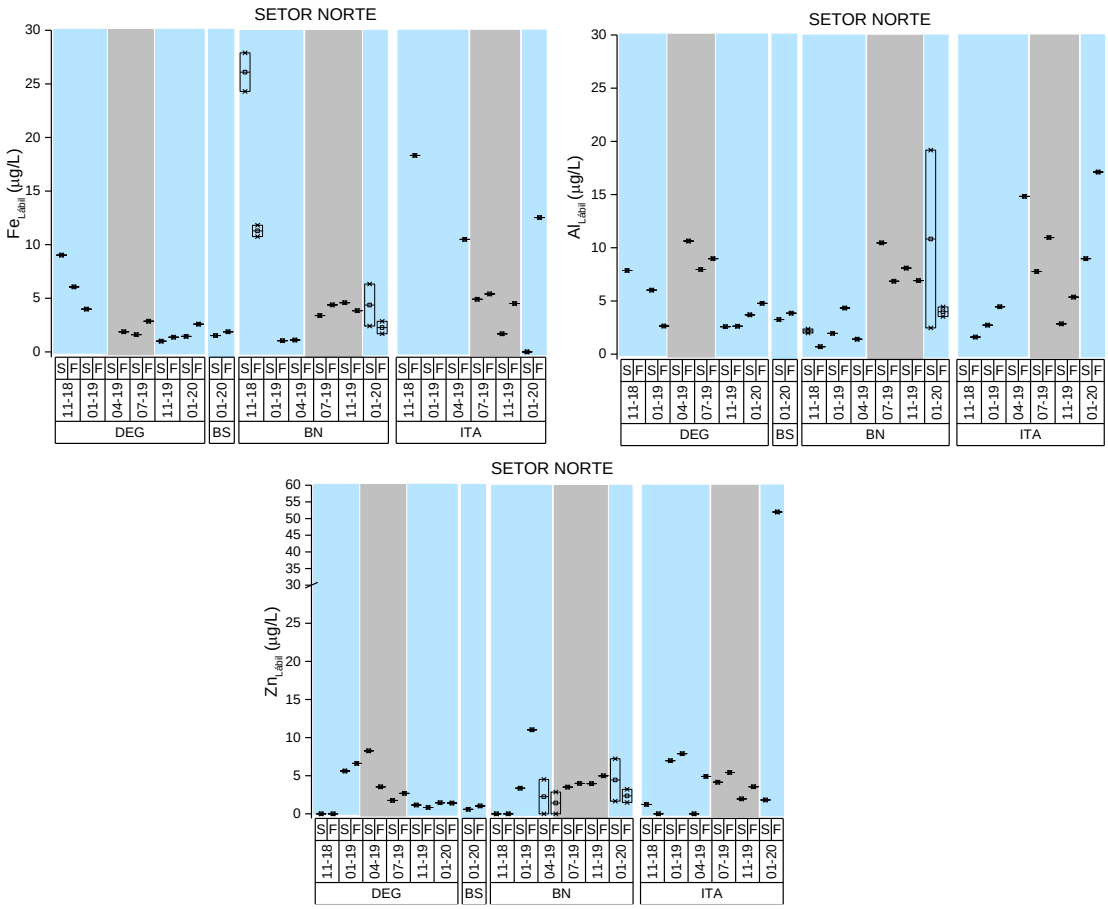
As distribuições das concentrações dos elementos associados ao material particulado em suspensão no setor Norte apresentaram maiores teores durante os períodos chuvosos para os elementos Ag, Al, Ba, Co, Cr, Fe, Ni, Pb, V e Zn para as regiões de Degredo e Barra Nova (*Material Suplementar A3MHS3; Figuras 42 a 45*). Para a região de Itaúnas, apenas Hg e V foram maiores durante os períodos chuvosos. Assim como para a fração água total, há uma necessidade de monitoramento mais prolongado para das regiões de Barra Seca e Conceição da Barra para melhor compreensão das concentrações dos elementos.

- *Lábeis*

No que se refere à distribuição de metais lábeis no período de Transição (01-20), foi constatado o aumento nas concentrações de $Fe_{Lábil}$, $Al_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ no setor Norte, principalmente para as águas superficiais em Barra Nova e águas de fundo no sub-setor Itaúnas (Figura 116). Os valores médios observados foram de 3,69 ± 3,64 µg/L, 7,13 ± 6,08 µg/L e 7,19 µg/L ± 15,85 µg/L para $Fe_{Lábil}$, $Al_{Lábil}$ e

$Zn_{Lábil}$, respectivamente. Nessa ocasião, foram registrados os maiores níveis de $Al_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ ao longo de todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Para $Al_{Lábil}$, esses valores máximos referem-se à estação BN 02, onde foi observado o mesmo padrão de incremento das formas lábeis durante a campanha 11-18 (PMBA/Fest-RRDM Ano 1) (*Material Suplementar A3MHS3, Figura 10*). Esse fator pode estar associado à dispersão da pluma de turbidez superficial do Rio Doce, e consequente remobilização de metais a partir do material particulado em suspensão. Em relação à estação Barra Seca, incluída na nova malha amostral, não foram observadas variações expressivas nas concentrações de lábeis quando comparadas às condições observadas em outras áreas do setor Norte.

Figura 116: Distribuição dos valores de de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Al_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Elementos Terras Raras no MPS*

O fracionamento dos ETR no MPS do Setor Norte mostra novamente o Efeito Oddo-Harkins (zig-zag) para todas as campanhas neste setor, indicando fracionamento similar ao folhelho. Não é possível inferir a presença do rejeito a partir da assinatura dos terras raras no MPS do Setor Norte ao longo do PMBA/Fest-RRD. Embora a distribuição normalizada tenha alguns aspectos semelhantes a do rejeito

para a campanha de novembro de 2018 (Figura 118), não é possível fazer tal afirmação. É provável que o material particulado em suspensão seja constituído por fontes autóctones (e.g. ressuspesão de pláceres monazíticos) e alóctones (intemperismo continental) por apresentar característica de ambas, como a depleção de Eu típica da monazita e incremento de Yb típico do background dos testemunhos e do rejeito (herança litológica). É notável o incremento do terra rara Lutécio (Lu) neste setor, que também ocorre nos valores de referência do testemunho, que pode estar relacionado a uma fonte fluvio-marinha típica e persistente deste terra rara pesado na região.

Figura 117: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Norte na campanha 11-18 do PMBA/ Fest-RRDM

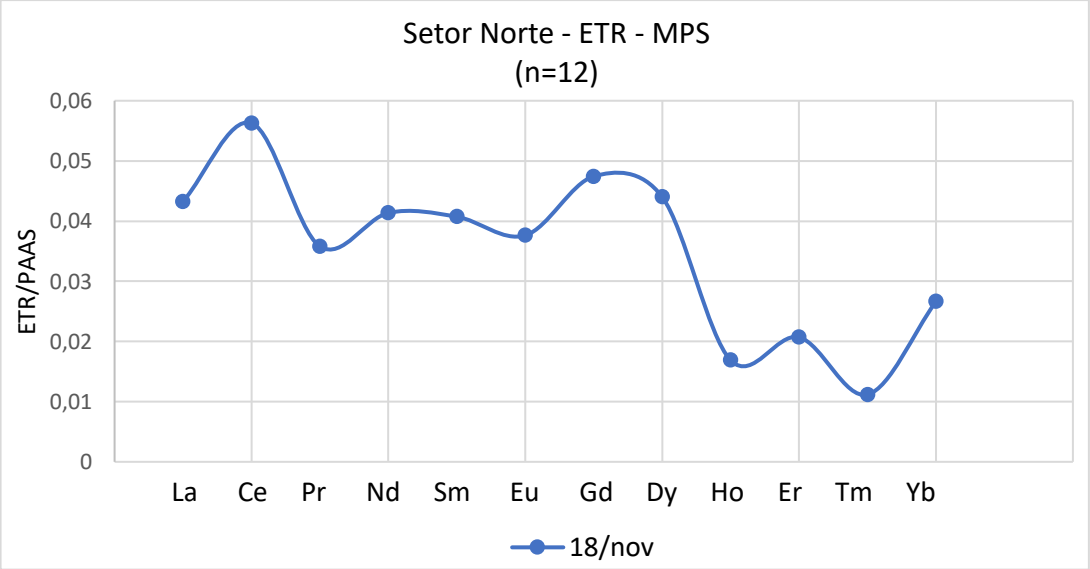
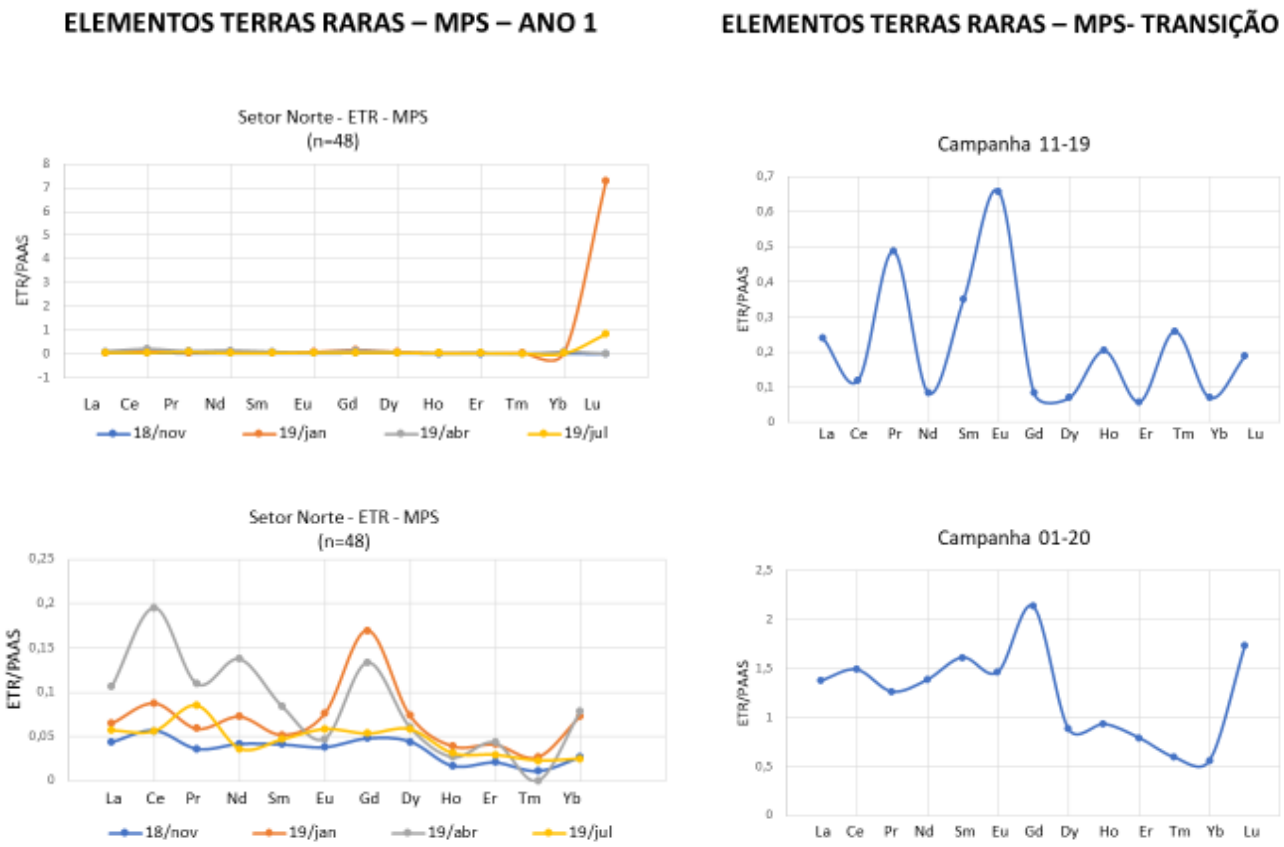


Figura 118: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Norte no Ano 1 e na Transição do PMBBA/ Fest-RRDM.

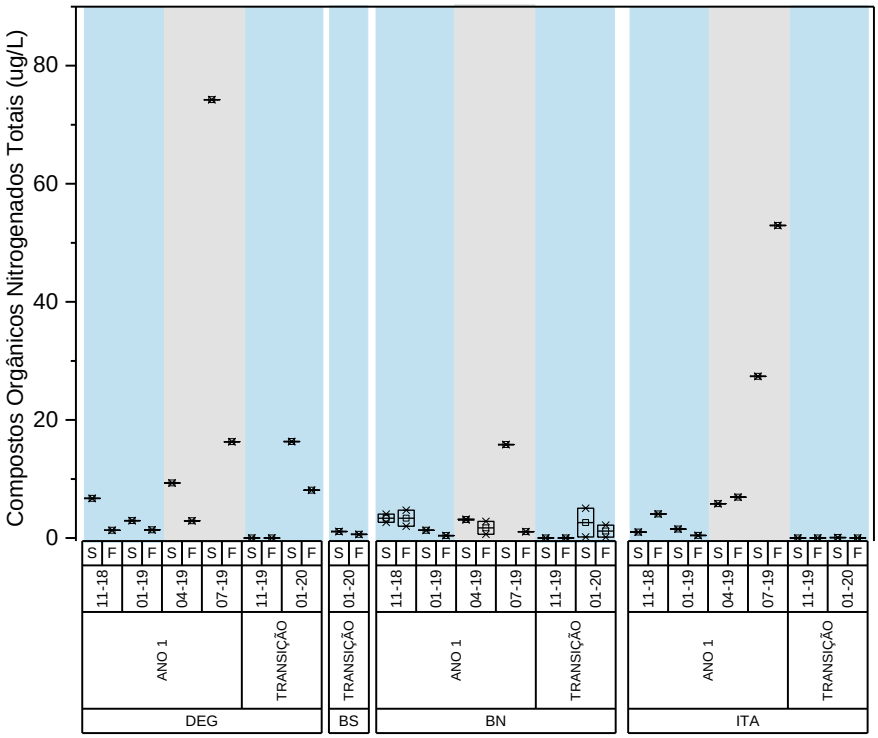


c) Compostos Orgânicos

➢ *Aminas*

No setor Norte, durante o período de Transição (Figura 119; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 1*), de forma geral observa-se uma redução importante nos níveis de concentração de aminas totais, principalmente quando comparados àqueles aos de período seco no Ano 1 (74,24 µg/L DEG 01 / 07-19). As exceções identificadas para este setor ocorreram na campanha de novembro/19 com máximas de 16,36 µg/L e 8,10 µg/L em amostras superficial e de fundo, respectivamente, referentes ao ponto amostral DEG 01. Destacando-se a inclusão da estação Barra Seca na nova malha amostral, ressalta-se aqui, que as concentrações nesta estação foram inferiores à estação mais próxima (DEG). Os valores de concentração determinados para esta nova estação amostral foram de 1,11 µg/L em amostra superficial e de 0,62 µg/L em amostra de fundo (11-19). O mesmo perfil de diminuição reflete-se em Itaúnas, variando de 0,005 µg/L a 0,097 µg/L.

Figura 119: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco

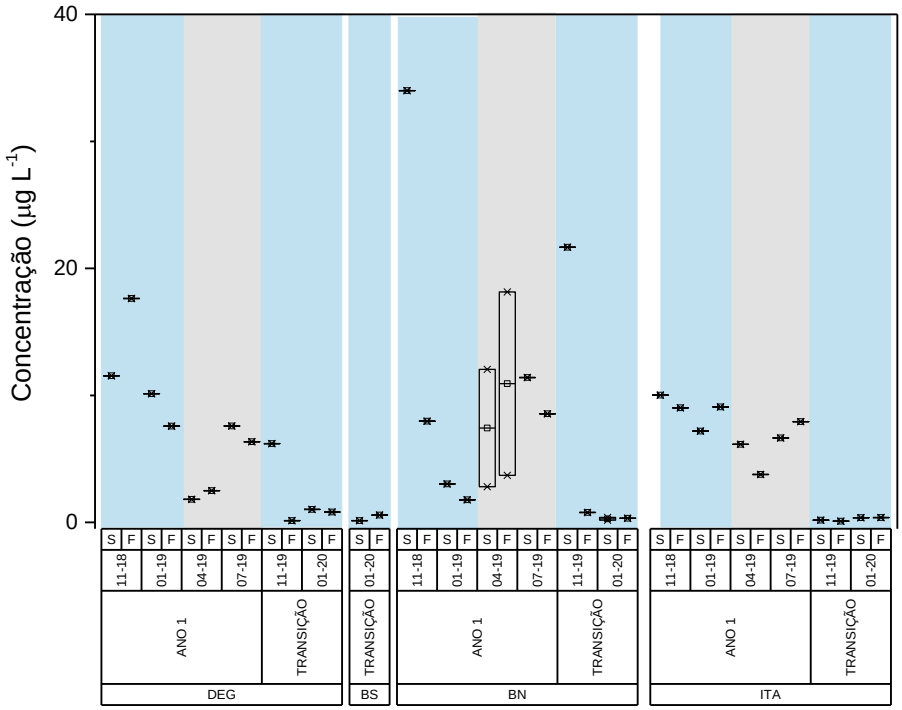


➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

A Figura 120 apresenta as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais para o setor Norte. No setor Norte o perfil de distribuição homogênea, observado durante o Ano 1, se repete para o período de Transição. Durante o Ano 1 as concentrações em todos os pontos amostrais monitorados neste setor apresentaram maiores concentrações durante os períodos chuvosos, com máxima de 33,99 µg/L

em BN 01 (11-18) (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 2*). As concentrações diminuíram significativamente durante o período de Transição, com aproximadamente 90% das amostras apresentados valores próximos ou inferiores a 1,00 µg/L. As exceções deste padrão de distribuição ocorreram para as amostras DEG 01 e BN 02 com concentrações de 6,20 µg/L e 21,66 µg/L, respectivamente.

Figura 120: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco

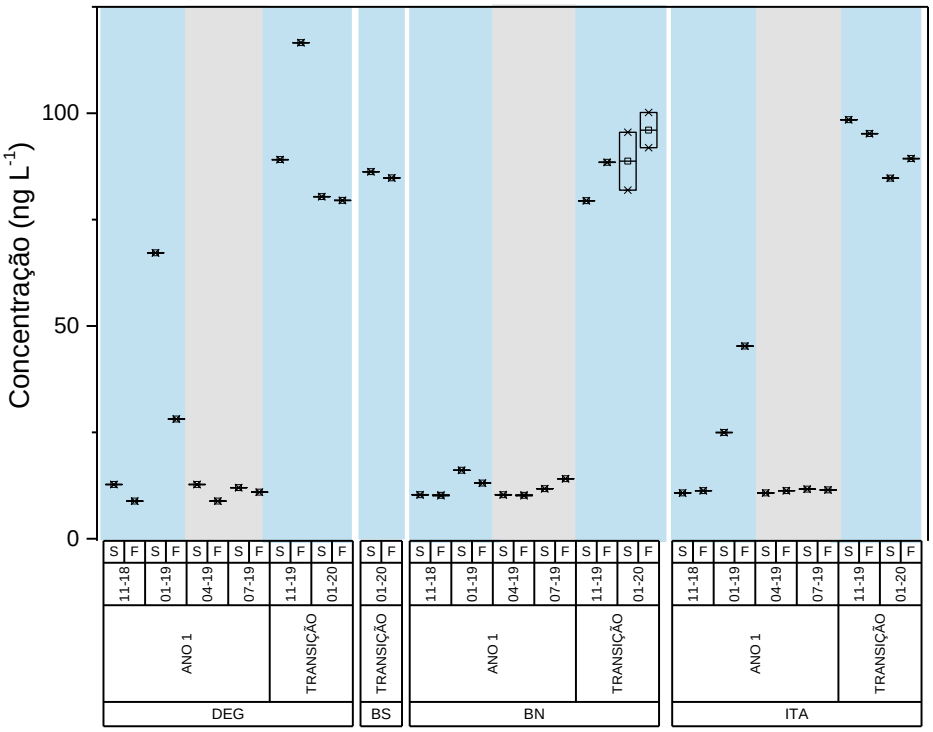


- *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Assim como observado em outros setores, o regime de chuvas apresenta papel importante na dispersão de HPAs totais em água para os pontos amostrais no Setor Norte. Na Figura 121, pode-se observar a influência do período chuvoso no Ano 1 que ocorreu principalmente após evento de inundação do Rio Doce. Nesta ocasião os níveis médios de concentração de HPA totais foram elevados de 10,58 ng/L para (novembro/2018) para 32,45 ng/L (janeiro/2019). Naquela época os maiores níveis de concentração detectados foram nos pontos amostrais de Degredo, com a máxima de 67,20 ng/L (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 3*). Durante a Transição as maiores concentrações também foram evidenciadas durante o período chuvoso, sendo registradas médias superiores àquelas ocorridas em mesmo período no Ano 1. As concentrações médias no período de Transição foram de 94,55±12,62 ng/L (novembro/2019) e de 87,46±6,75 ng/L (janeiro/20). Deve-se salientar que apesar de ambos os períodos comparados se tratarem de períodos chuvosos, durante a Transição registrou-se uma vazão

extrema no Rio Doce. Assim, um maior aporte de material continental oriundo desse aumento de vazão pode ter contribuído, junto com a ação de corrente e ventos, na dispersão de HPAs para esta região.

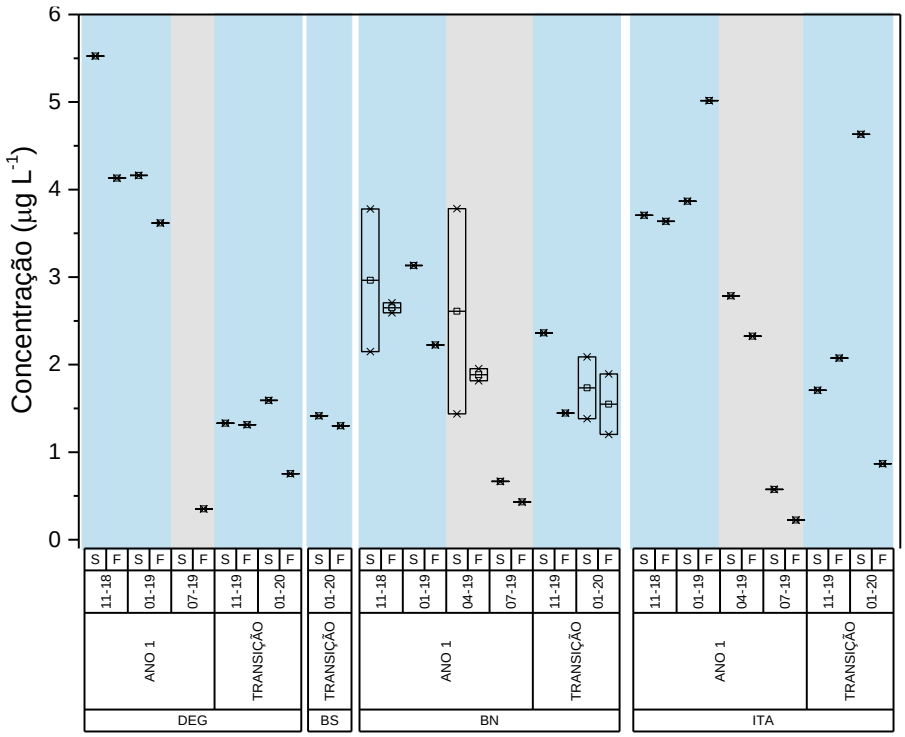
Figura 121: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/ Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



➢ *Esteróis*

Ao Norte, as concentrações de esteróis totais mantiveram uma distribuição temporal homogênea assim como também observado durante o Ano 1 (Figura 122). Neste período os níveis de concentração atingiram os máximos de 5,52 ug/L em Degredo (novembro/18) e 5,02 ug/L em Itaúnas. (janeiro/19), e com a chegada do período de seca, observou-se uma redução dos níveis de concentração, com máximo de 3,78 ug/L em Barra Nova (abril/19) e mínimo de 0,22 ug/L em Itaúnas (julho/19). No período de Transição as médias foram mais homogêneas, como valores de 1,70±0,43 ug/L (novembro/19) e 1,71±2,63 ug/L (janeiro/20). O valor máximo registrado foi de 4,63 ug/L em amostra de água de fundo em Itaúnas (janeiro/20). Essa tendência de diminuição pode estar correlacionada ao efeito de diluição em função do regime de chuvas registrado à época das coletas. Ao avaliarmos a concentração dos esteróis individuais em amostras desta estação (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 4*), fica mais claro o efeito por ação das chuvas, uma vez que o composto mais abundante foi o b-sitosterol (2,71 ug/L). A presença deste composto pode ser relacionada com o aporte de plantas vasculares superiores (Wen-Yen & Meinschein, 1976), condizente a proximidade destes pontos amostrais ao continente, e assim mais influenciados a este tipo de aporte.

Figura 122: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

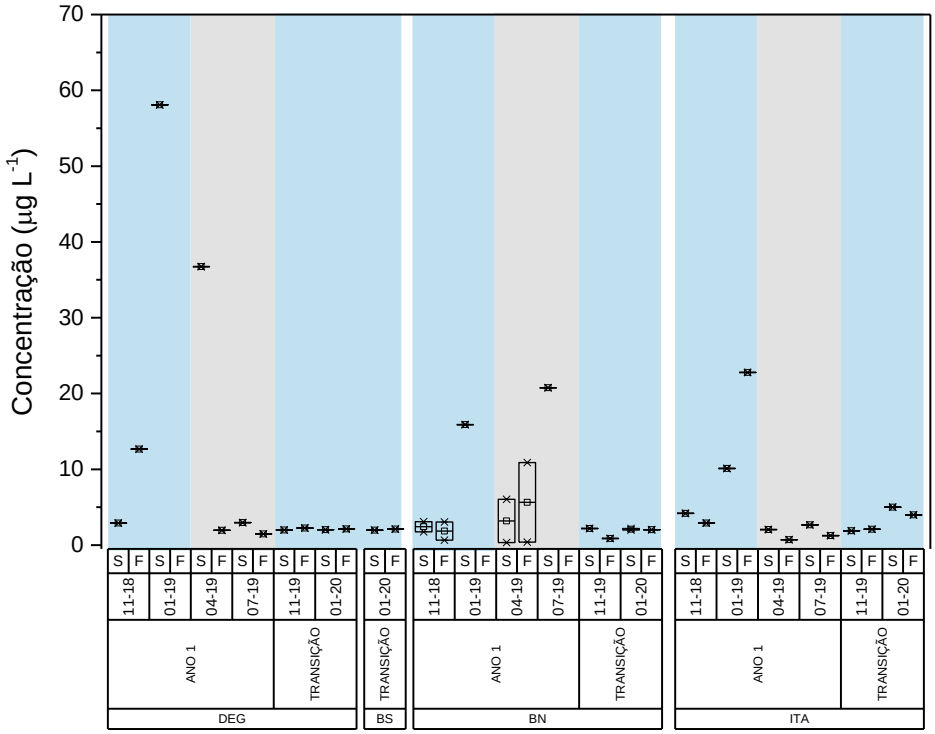


➢ *Ácidos Graxos*

No que se refere à distribuição de AGt no período de Transição (01-20), foi constatada uma diminuição nas concentrações das amostras coletadas no setor Norte (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 5*). Durante o Ano 1 de monitoramento, foram registrados os maiores níveis registrados ao longo de todo monitoramento para este setor. No período chuvoso (janeiro/19) detectou-se o máximo de 58,10 ug/L e posteriormente no período seco (abril/19) o máximo de 36,73 ug/L, sendo ambos registrados em amostras de água superficiais na região de Degredo. Na última campanha realizada neste setor, durante o Ano 1 (julho/19), observou-se uma estabilização dos níveis de concentração para valores bem inferiores (média de 5,83 ug/L), com exceção à época para BN 1, em que foi registrado o máximo de 20,77 ug/L. Esse padrão de estabilização das concentrações se manteve durante o período de Transição (Figura 123), mantendo as concentrações de AGt entre 0,89 e 5,00 ug/L (2,32±0,96 ug/L). Em relação às amostras referentes a estação de Barra Seca, que foi incluída na nova malha amostral, as concentrações determinadas foram de 1,97 e de 2,11 ug/L para superfície e fundo, respectivamente. Quanto aos SCFA, houve uma redução significativa da abundância relativa dos compostos representativos a este grupo de AG durante o período de transição. Os valores médios observados durante o Ano 1 reduziram de 48,59% (máximo de 83,85% em BN 02 na campanha de abril/19) para 26,71% (máximo de 63,37% em ITA 01 na campanha de janeiro/20) no período de Transição. Isso

denota que houve um maior aporte de AG em função de uma maior produção primária, em decorrência provavelmente de uma maior carga de MO e nutrientes que foram muito mais elevadas nas primeiras campanhas de monitoramento e que ainda são registrados nos pontos mais próximos da costa e consequentemente com uma maior influência de águas continentais, no que diz respeito a nutrientes e MO. No que diz respeito a PUFAs, os valores médios praticamente dobraram, de 13,50% no Ano 1 para 25,91% no período de Transição, sugerindo assim uma maior remineralização, ou seja, a presença de uma recente deposição de MO autóctone mais lábil, proveniente do aumento de produção primária. Os valores de LCFAs e MUFAs tiveram uma inversão do Ano 1 para o que foi registrado no período de Transição. Valores médios de LCFAs aumentaram de 9,49% para 15,74% enquanto que MUFAs reduziu de 30,82% para 15,06% no período de Transição. Assim resultados evidenciam uma maior contribuição de material terrígeno (plantas superiores) e algas marinhas devido aumento de LCFAs e uma menor contribuição do aporte proveniente de diatomáceas, cianofíceas e cocolitoforídeos, por exemplo, no que se refere a diminuição de MUFAs neste setor durante o período de Transição.

Figura 123: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

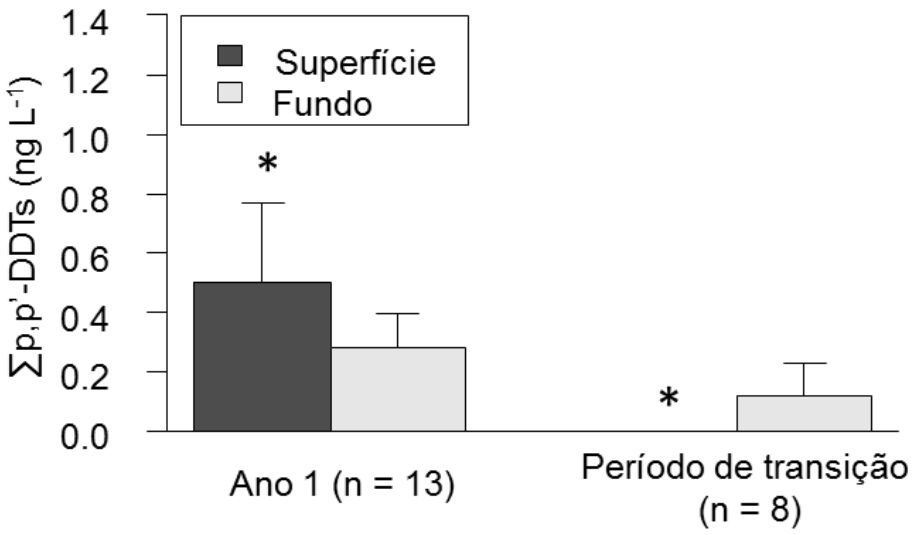


➢ *POPs - PCBs e POCs*

Nas amostras de água do setor Norte, foram detectados os POCs ∑ Heptacloro e p,p'-DDTs, ambos de forma pontual e em concentrações abaixo do limite estipulado em legislação (em duas e uma amostra, e máximas de 0,35 e 0,92 ng L^{-1}, respectivamente; Tabela 39 e Tabela 40; *Material*

Suplementar A3MHS4; Tabela 6 e 7). Observou-se também queda de frequência de ocorrência e concentrações médias de p,p'-DDTs em água do primeiro ano de monitoramento (63%; 0,37 ± 0,73 ng L^{-1}) para o período de transição (6%; 0,06 ± 0,23 ng L^{-1}; Teste de Wilcox $p \leq 0,05$, Figura 124), com ausência de p,p'-DDTs nas amostras ITA1 e BN1, as quais ultrapassaram o limite CONAMA durante o primeiro ano de monitoramento (valores entre 1,08 e 3,62 ng L^{-1} no ano 1). ∑ Drins, que ocorreram de forma pontual e em baixas concentrações no primeiro ano de monitoramento, e demais PCBs e POCs analisados, não foram detectados no período de transição. Embora alguns POPs permanecem sendo detectados nas amostras do setor norte durante o período de transição, pode-se considerar que esse setor não apresenta impactos em relação a estes contaminantes, visto que i) os valores encontrados permanecem abaixo dos limites indicados pelo CONAMA, com tendência de queda (no caso de p,p'-DDTs) e; ii) não há indícios de introdução recente dessas substâncias no setor norte.

Figura 124: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑ p,p'-DDTs em água, registrados no setor Norte durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.



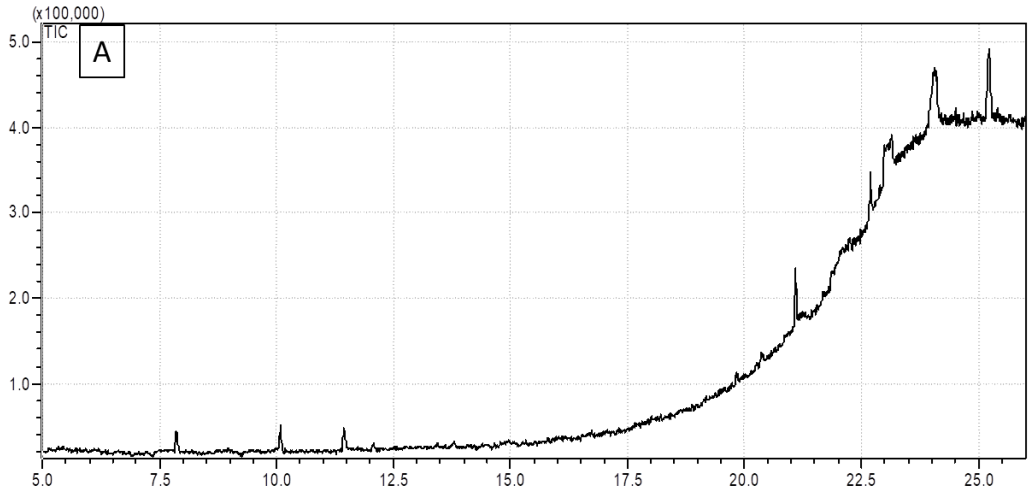
➢ *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

Nesse sentido, a Figura 128 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 125, fica evidente a necessidade da reação

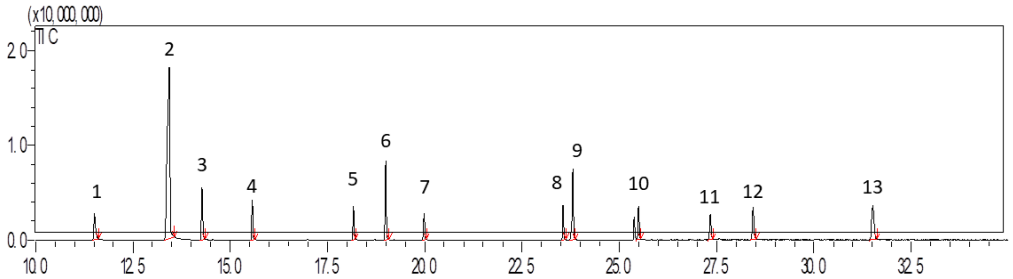
de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 125: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 126 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 126: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 43 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 43: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: $LOD=3,3(s/S)$

Equação 2: $LOQ=10(s/S)$

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no MPS*

As campanhas realizadas no período de Transição para o Setor Norte apresentaram valores de $\delta^{13}C$ indicam fonte predominantemente marinha para o MPS, marcadas por material autóctone característico de fitoplâncton marinho. Os valores variaram entre -24,4 e -22,0 para $\delta^{13}C$, enquanto $\delta^{15}N$ apresentou-se abaixo do limite de detecção, com exceção da estação BN-02 na campanha 01-20, em que o sinal foi de 4,25 (Tabela 44; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 9*).

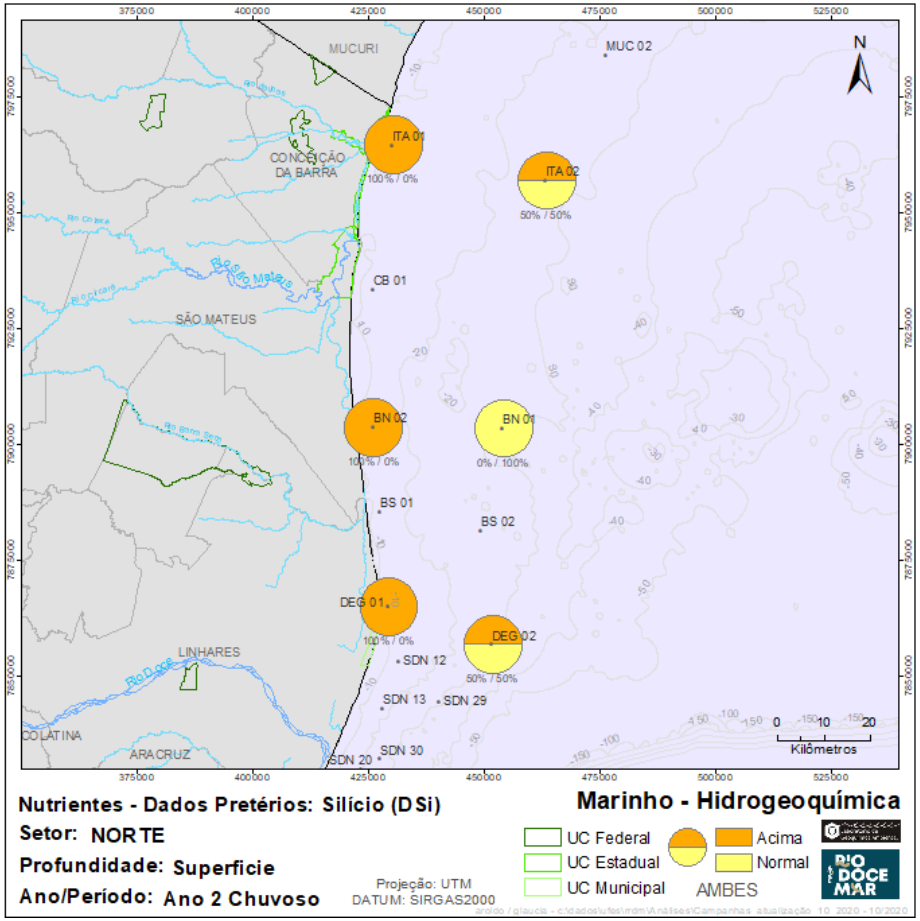
Tabela 44: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 do Setor Norte.

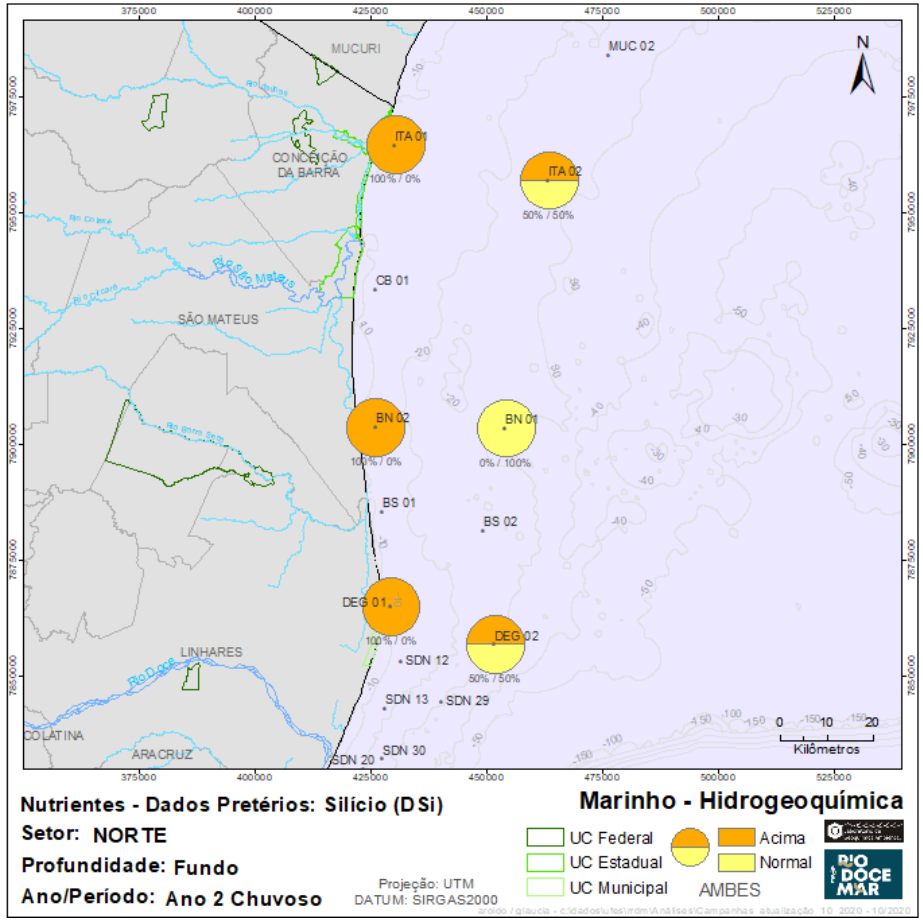
Isótopos no sedimento – Setor Norte												
Campanhas amostrais												
Estações	**11-18**		**01-19**		**04-19**		**07-19**		**11-19**		**01-20**	
	$\delta^{13}C$	**$\delta^{15}N$**	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**
DEG 01	-23,9	≥ 500 mV	-23,8	≥ 500 mV	-23,6	≥ 500 mV	-24,4	≥ 500 mV	-23,7	≥ 500 mV	-23	≥ 500 mV
BS 01	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-24	≥ 500 mV
BN 01	-21,5	≥ 500 mV	NA	NA	-22,5	≥ 500 mV	NA	NA	NA	NA	-22	4,25
BN 02	-23	≥ 500 mV	-22,8	≥ 500 mV	-22,1	≥ 500 mV	-23,1	≥ 500 mV	-24,4	≥ 500 mV	-23,2	≥ 500 mV
ITA 01	-22,4	≥ 500 mV	-22,3	≥ 500 mV	-22,2	≥ 500 mV	-22,7	≥ 500 mV	-22,3	≥ 500 mV	-22,2	≥ 500 mV

d) Qualidade da Água

No Setor Norte, os níveis de N-amoniacal e silício no período chuvoso da Transição (campanhas 11-19 e 01-20) foram superiores aos dados pretéritos em 63 % e 74 % das amostras de superfície, respectivamente (Figura 127; *Material Suplementar A3MHS5; Figuras 1 e 2*). A maior taxa de aumento foi observada para silício, em que as concentrações foram até 5 vezes maiores que as condições pretéritas. No período chuvoso do Ano 1, o incremento de silício foi de 2 vezes para 58 % das amostras de superfície avaliadas, enquanto no período seco do Ano 1 essa taxa alcançou valores médios de 3 vezes de incremento para 75 % das amostras de superfície, mostrando uma tendência de aumento temporal nos níveis desse nutriente para o setor Norte (*Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3, Figuras 1 e 2*).

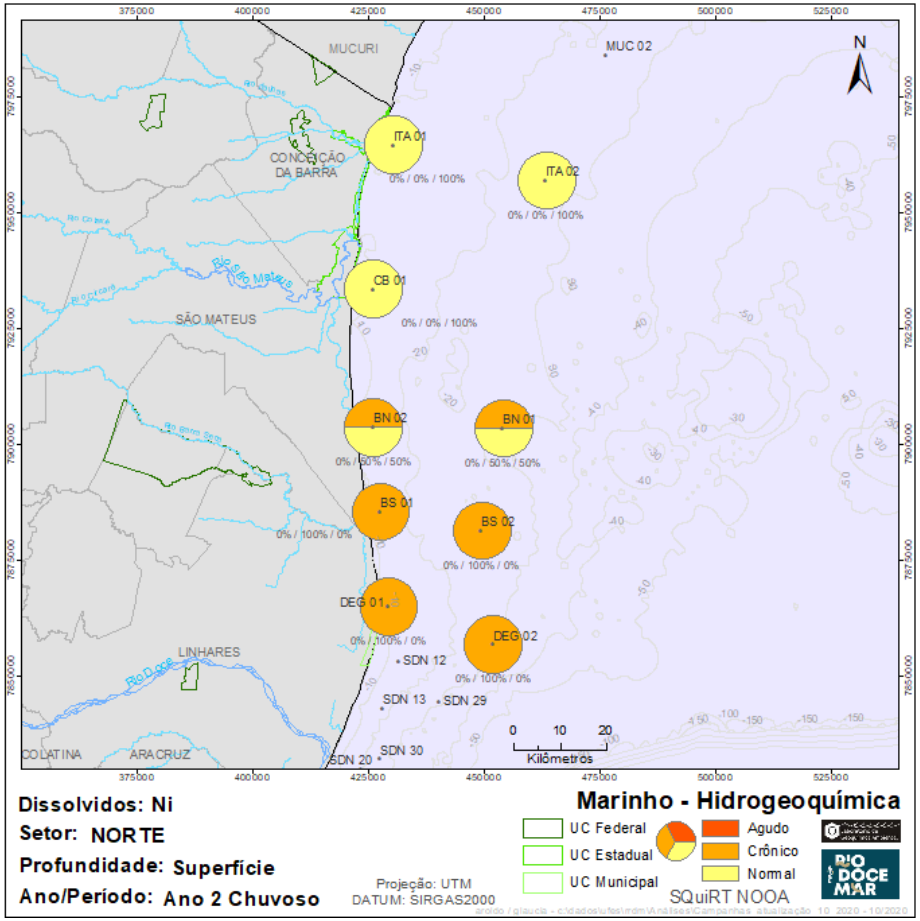
Figura 127: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

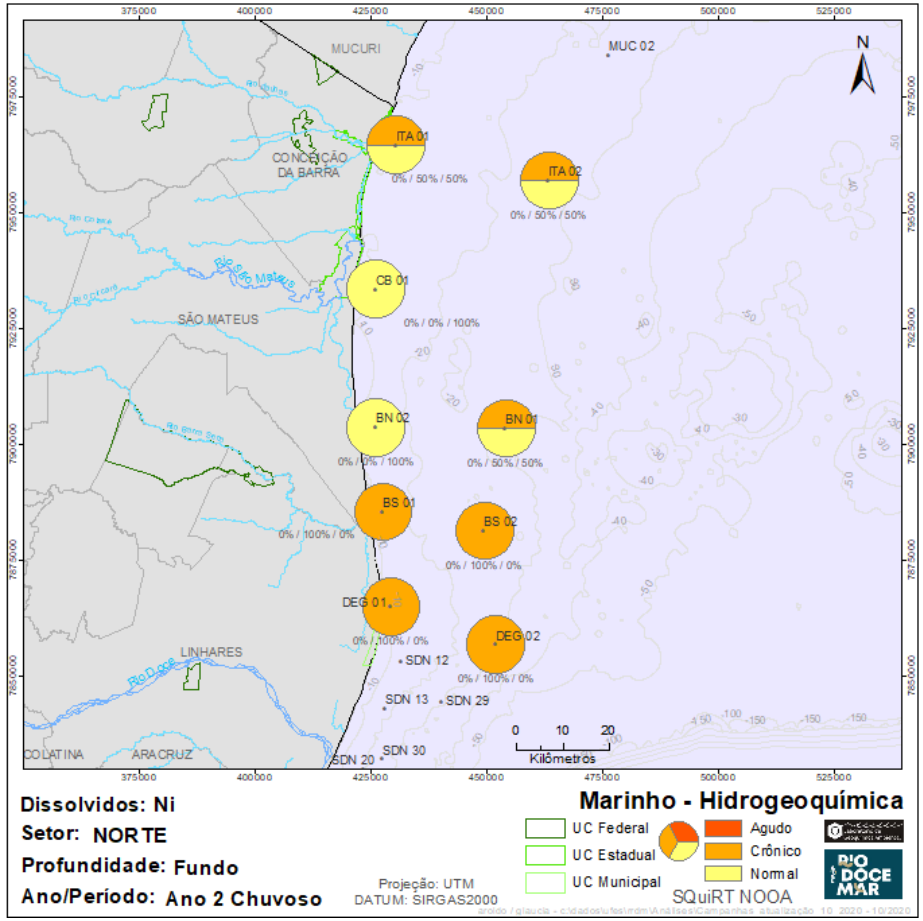




Em relação aos metais dissolvidos, durante o período de Transição, foram constatados níveis crônicos de Ni e Cu com relação aos limites estabelecidos pelo NOAA em, respectivamente, 56 % e 11 % das amostras avaliadas no Setor Norte (Figura 128). Em comparação ao período chuvoso do Ano 1, houve uma degradação da qualidade da água quanto às concentrações de Ni, o qual apresentou uma frequência de ocorrência média de 17 % para as amostras em níveis crônicos no Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). No que se refere ao período seco do Ano 1, pode-se destacar níveis crônicos para Co, Cu, Fe e Hg, este último com frequência de ocorrência em 100 % das amostras. Ressalta-se, assim, a importância do monitoramento em diferentes condições de vazão, tendo em vista que metais dissolvidos podem ser redisponibilizados para a coluna d'água durante o período seco em função de eventos meteoceanográficos que favorecem a ressuspensão de sedimento (RICHARD et al., 2020).

Figura 128: Frequência de ocorrência de valores de Ni dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.





No que se refere aos parâmetros orgânicos (HPAs), as condições de qualidade da água no setor Norte ocorreram em conformidade com os limites definidos pelo CONAMA (2005) no período chuvoso e seco do Ano 1. Durante o período chuvoso da Transição, foi observada a degradação qualidade quanto aos níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno, os quais foram superiores aos critérios regulatórios em 100 % e 25 % (valor médio para superfície e fundo) das amostras analisadas (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5*).

1.1.3.2.2.3 Setor Foz

a) Nutrientes

Em uma análise ao longo dos 18 meses de coleta que consistem no PMBA/ Fest-RRDM, ressaltam-se para o setor da Foz do Rio Doce os padrões observados para NT e PT (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.9 e 1.10)*, DSi (Figura 130), nitrato (Figura 131) e n-amoniacal (Figura 132). A sílica dissolvida esteve presente altas concentrações especialmente no setor central da foz nos períodos chuvosos, com máximas observadas nas duas últimas campanhas (02-20 e 03-20). O n-amoniacal, por outro lado, mostrou os maiores teores na coluna d'água no período seco (de abril a setembro de 2019), sendo que a maior parte dos resultados obtidos para este nutriente ficaram acima dos dados prévios disponíveis no trabalho de Figueiredo et al. (2016) e na Figura 132. O NT e PT, assim como o n-amoniacal, apresentou uma tendência de aumento no período seco em relação ao chuvoso. A disponibilização destes nutrientes em virtude da ressuspensão do sedimento pode levar ao aumento da produção regenerada nos momentos de seca. Ressalta-se que, mesmo que os nutrientes dissolvidos sejam mais facilmente assimilados pelos produtores primários, as frações orgânicas também são requeridas e podem ser provenientes do sedimento em suspensão. O nitrato não mostrou um comportamento específico entre os períodos chuvosos e seco, porém, este nutriente ocorreu em concentrações elevadas e até mesmo superiores ao momento do impacto agudo no ano seguinte ao Rompimento da Barragem (e.g. campanha de 10-19), como será descrito a seguir.

No setor da foz do Rio Doce, os nutrientes tiveram as variações mais significativas no período de Transição para o novo ponto SDS 35 na campanha 13 (10-19), com os maiores valores de n-amoniacal (17,28 µM; *Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.12*) e NO_3^- (77,85 µM; Figura 131) de todo PMBA/ Fest-RRDM, além da maior concentração de sílica reativa dissolvida para a foz sul (DSi = 30,31µM, Campanha Emergencial 1 de 01-20/02; Figura 130) em todo monitoramento. A concentração de nitrato encontrada para o SDS35 em outubro de 2019 (NO_3^- = 1,09 mg/L) está quase 3 vezes acima do previsto pela legislação CONAMA 357/05 para a classe 1 (0,4 mg/L) e está ainda acima do permitido para a classe 3 (0,7 mg/L). No SD01 ocorreu a maior concentração de sílica de todo o PMBA/ Fest-RRDM na campanha 17 em fevereiro de 2020 (DSi = 119,77 µM), que está ainda acima dos níveis máximos registrados no impacto agudo (Pré-PMBA/ Fest-RRDM, Figura 130). O nitrato também apresentou o maior valor para a foz central na campanha de fevereiro de 2020 (NO_3^- = 23,93 µM, campanha 17; Figura 131). Estes registros estão relacionados ao período pós pico máximo de cheia do Rio associado

a alta energia de ondas que promove a ressuspensão do sedimento, onde a união destas duas forçantes deram origem a estes teores máximos de sílica dissolvida e nitrato. O SDN 20 S teve os maiores níveis de HPO_4^{2-} (0,57 µM: *Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.15*) e NO_3^- (11,54 µM, Figura 131) na foz norte na campanha 14 de novembro de 2019. Estes picos de concentrações máximas de nutrientes ocorridos na Transição podem ser decorrentes do significativo aumento médio da vazão neste período, em relação ao Ano 1 (Subprojeto de Modelagem). Em contrapartida, algumas reduções foram observadas em toda a foz, por exemplo, nos níveis de n-amonical, que tiveram uma progressiva diminuição desde o final do período seco (setembro de 2019) até a campanha 16 (01-20) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.12*). Ainda assim, o n-amoniacal esteve acima da média do valor de referência pré Rompimento da Barragem no período de Transição, assim como o DSi (Figueiredo et al., 2016). Da campanha Emergencial 1 (01-20/2), realizada durante o maior pico de vazão registrado para PMBA/ Fest-RRDM, destaca-se um aumento dos nutrientes na foz central e norte, em especial para o SD01, porém estes não foram os maiores níveis de nutrientes registrados no PMBA/ Fest-RRDM, o que pode indicar que tenha ocorrido um efeito de diluição dos nutrientes devido à vazão extremamente alta. Os dados de sílica dissolvida indicam que a pluma de dispersão do sedimento proveniente do Rio nesta campanha emergencial em janeiro de 2020 foi localizada superficialmente até a estação SD03. Os nutrientes limitantes no setor da foz no período de Transição mostram uma diminuição na limitação em DSi e uma tendência a maior limitação em NID e PID, indicando que o incremento de DSi também foi significante neste setor devido ao aumento da vazão na Transição em relação ano Ano 1 (Figura 129).

Figura 129: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para a Foz do Rio Doce. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield.

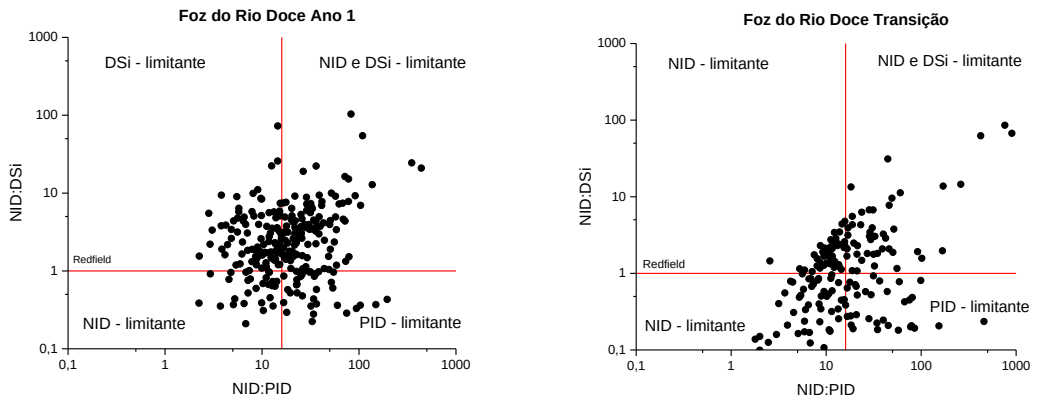


Figura 130: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de sílica reativa dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce nas pré e pós Rompimento da Barragem.

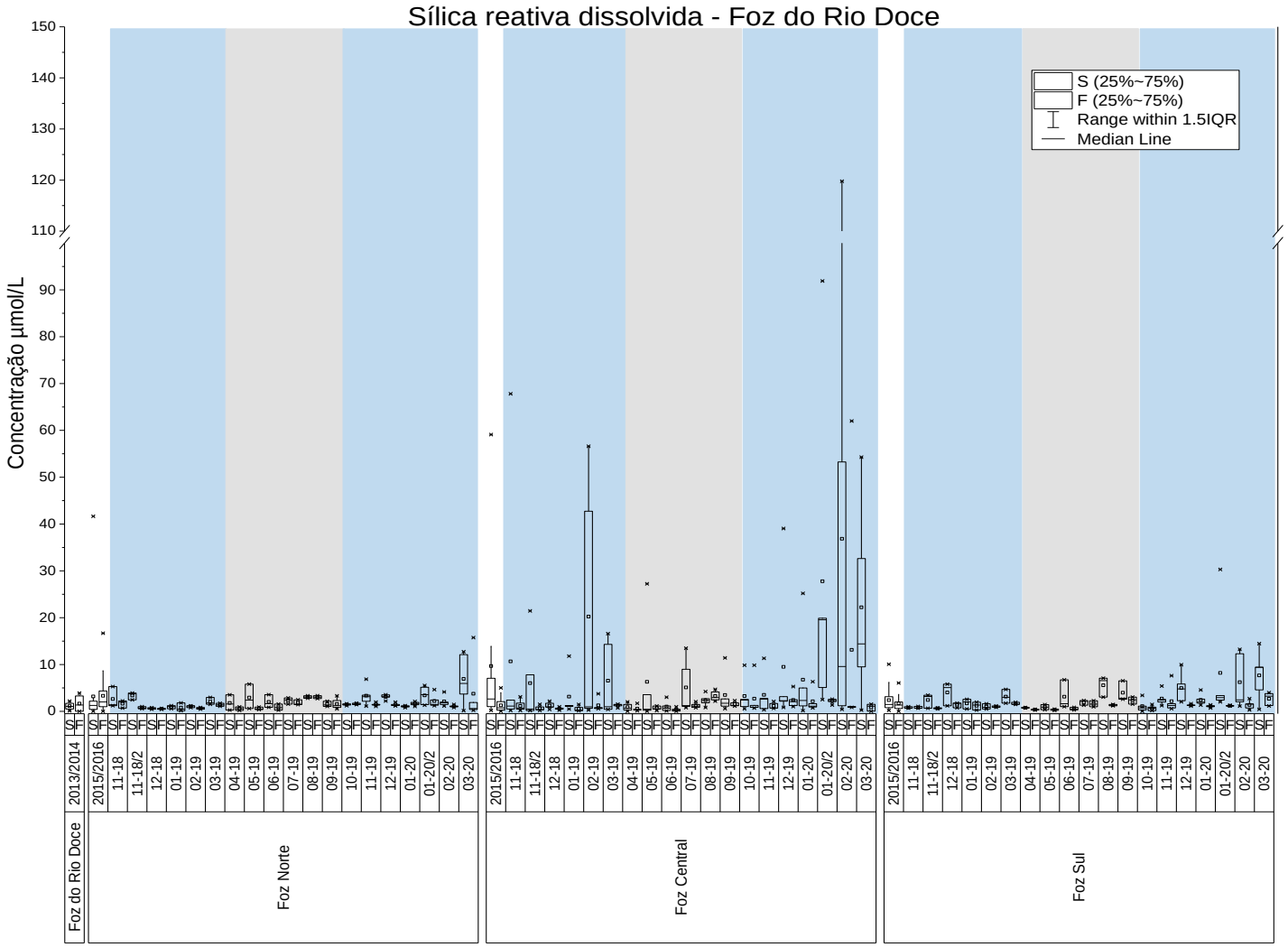


Figura 131: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de nitrato em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem.

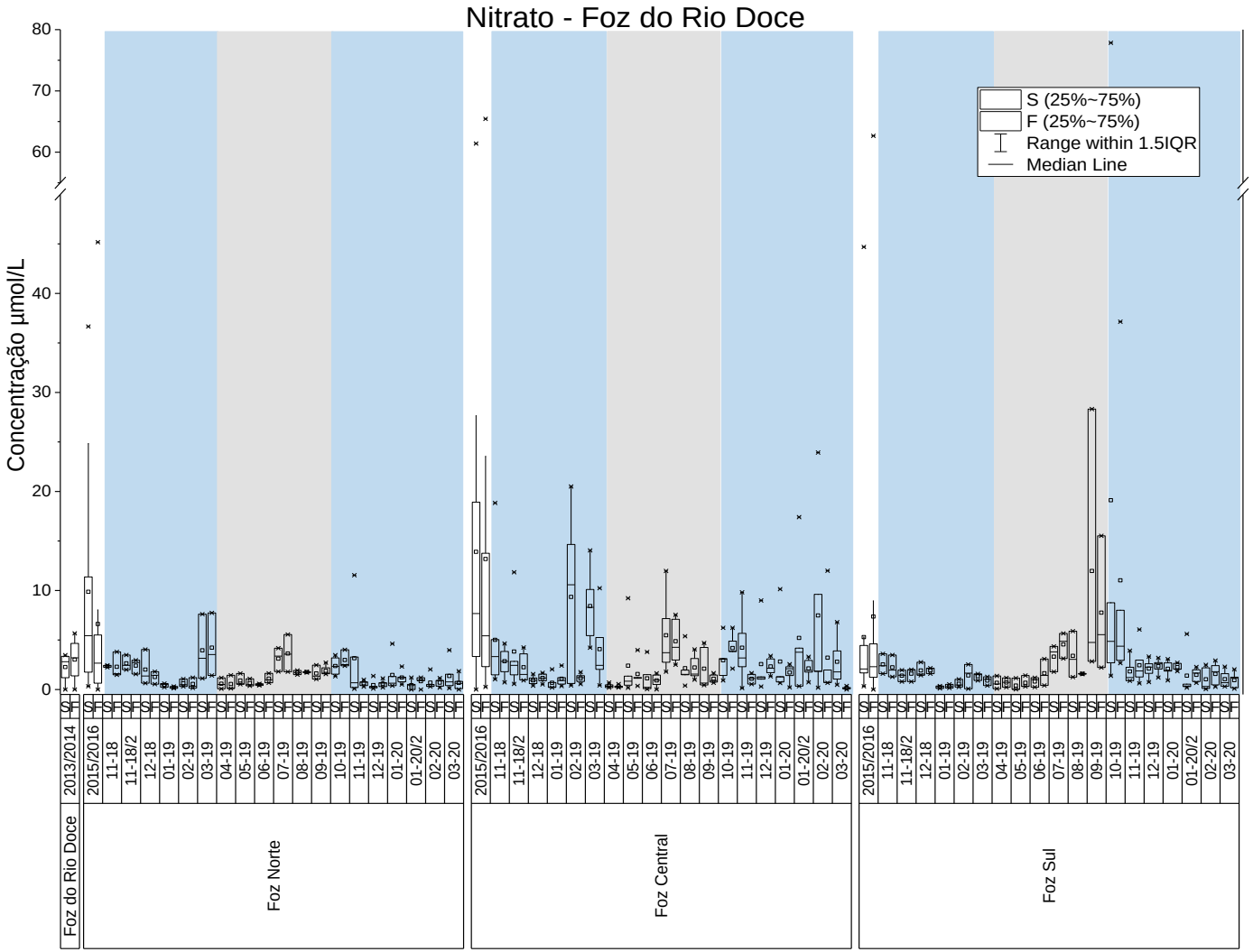
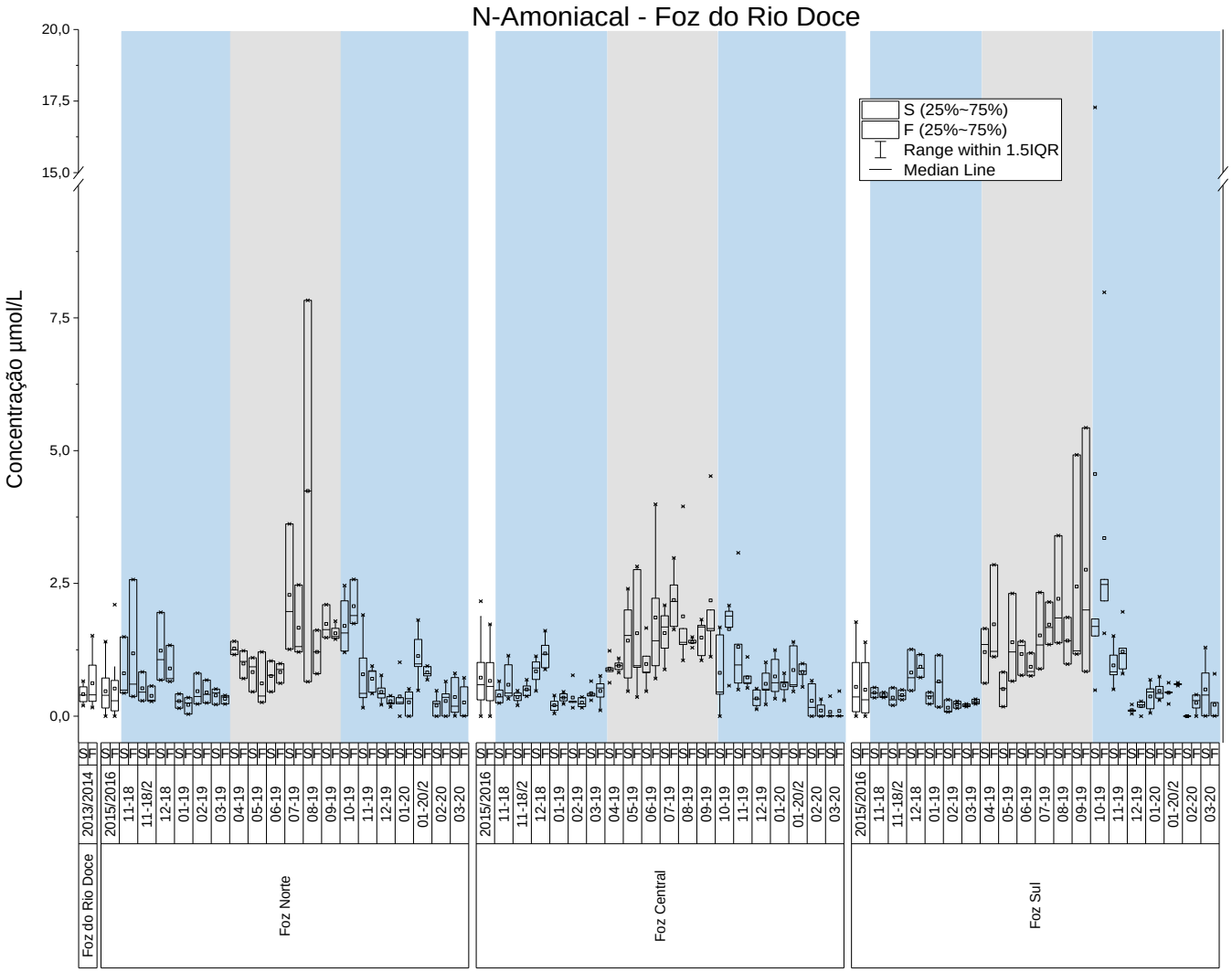


Figura 132: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de n-amoniacal em água de superfície (S) e fundo (F) na foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem.



A análise evolutiva temporal das concentrações dos nutrientes dissolvidos foi feita para o setor foz com base nas campanhas com condições de vazão similares entre os dois períodos monitorados, conforme a Tabela 34. As relações mostraram que há diferença significativa (Mann-Whitney, $p < 0,05$) nos níveis de n-amoniacal em todas as comparações entre os pares, sendo que nas condições 1 e 2 o período de Transição apresentou medianas superiores, já nas condições 3, 4, 5 e 6 as concentrações de n-amoniacal foram maiores para o Ano 1. Destaca-se que, na condição 6 avaliada após períodos de cheias, houve o incremento maior de nitrogênio amoniacal no Ano 1 (campanha 4, 01-19), mesmo que o pico de inundação máxima observado tenha sido anterior a campanha 17 (02-20) na Transição. O mesmo comportamento é observado para nitrito, sugerindo uma possível diminuição no aporte de nutrientes nitrogenados provenientes do Rio ou alteração na comunidade de produtores primários. Essa condição avaliada não representa as maiores concentrações de nutrientes nitrogenados observadas no PMBA/Fest-RRDM, sendo que em outras campanhas do Ano 1 as médias foram muito maiores para o n-amoniacal (período seco, de abril a setembro de 2019).

Em relação à evolução temporal da DSi em semelhantes condições de vazão entre Ano 1 e Transição, esta não apresentou diferenças significativas entre os pares nas condições 1 na foz (Mann-Whitney, $p > 0,05$), que representa condição de vazão baixa a seca. Porém, houve diferença para os cenários 2, 3, 4, 5 e 6 (Tabela 34), onde as concentrações de DSi foram maiores para o período de Transição. Nas condições 5 e 6, que representam períodos úmidos pós inundação, as médias da DSi foram 10 e 7 vezes maiores nos meses de 02-20 e 03-20, respectivamente, em relação a campanha de 01-19, confirmando a maior influência do Rio Doce típica do período da Transição com vazões mais elevadas em relação ao Ano 1.

Para o ortofosfato a evolução temporal mostra diferenças significativas (Mann-Whitney, $p < 0,05$) entre todos os pares comparativos, sendo que as condições 1, 2, 3 e 4 mostraram medianas maiores no Ano 1, já a condição pós inundação (condições 5 e 6) mostram o aumento do HPO_4^{2-} na Transição, após o pico de maior vazão registrado no PMBA/ Fest-RRDM. O nitrito teve comportamento semelhante ao ortofosfato. É importante ressaltar que tanto o ortofosfato quanto o nitrito ocorreram majoritariamente em concentrações baixas ao longo de todo o PMBA/ Fest-RRDM, com níveis muitas vezes menores que o limite de detecção.

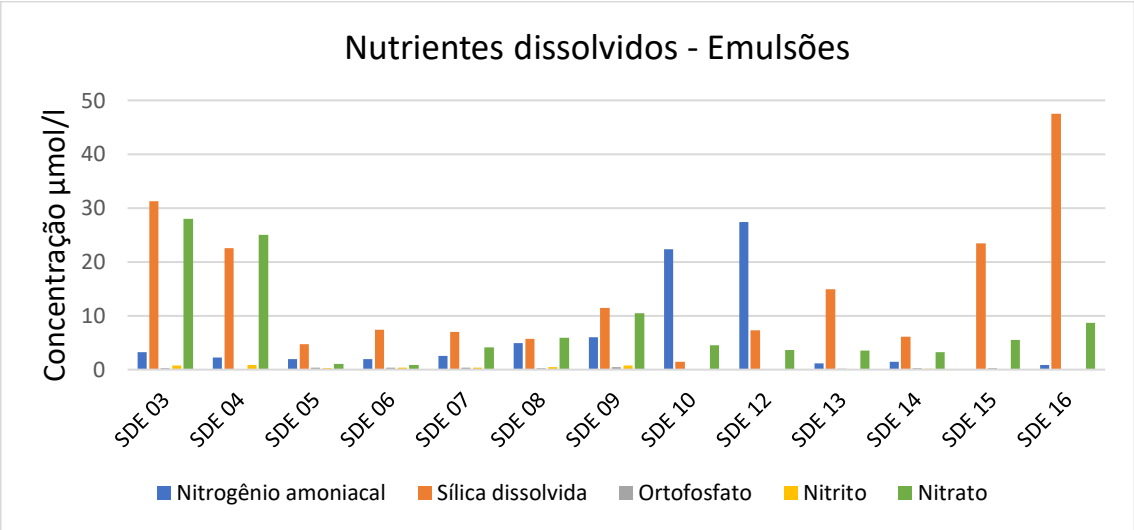
Por fim, a análise evolutiva temporal para o nitrato mostra que não houve diferença significativa entre os pares de campanhas 1, 3 e 4. A condição 2 mostra a mediana de nitrato duas vezes superior no Ano 1 e nas condição 5 e 6 as medianas foram duas vezes maiores nos meses de fevereiro e março de 2020 em relação a janeiro de 2019, fato aqui associado novamente ao aumento da vazão (Tabela 34).

O Índice de Potencial de Eutrofização Costeira (ICEP) entre as campanhas de novembro de 2018 e 2019 na foz apresentou valores positivos em toda a campanha de 11-18 e valores negativos do ICEP P na campanha de 11-19 para as amostras de água superficiais das estações SDS19, SD01 e SDN12, mostrando excesso de sílica e limitação em fósforo. Embora o fósforo seja um nutriente majoritariamente exportado por rios para a região marinha (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007), este se

mostrou limitante em muitas ocasiões na plataforma continental adjacente ao Rio Doce, provavelmente pela rápida assimilação pelo fitoplâncton.

Em relação às emulsões coletadas na interface superficial da água, em sua maioria em regiões próximas a foz, os nutrientes dissolvidos mais representativos foram a sílica, o nitrato e o n-amoniacal. O nitrato esteve presente em elevadas concentrações juntamente com a sílica nas emulsões coletadas em fevereiro e marco de 2019. Entre os meses de abril a agosto de 2019 houve uma diminuição nas concentrações de todos os nutrientes deste material superficial. No período de Transição, as principais variações observadas para os nutrientes dissolvidos foram o aumento progressivo nas concentrações de silício dissolvido (DSi = 47,51 µM, SDE 16 – fevereiro de 2020) e as maiores concentrações de n-amoniacal observadas para estas emulsões (22,32 µM na SDE 10 da campanha 14, de 11-19; e 27,37 µM na SDE 12 da campanha 15, de 12-19). A concentração média de nitrato foi de 4 µM, com aumento na campanha 17 (8,7 µM) (Figura 133).

Figura 133: Concentrações de nutrientes dissolvidos nas emulsões. As amostras SDE14 a SDE17 correspondem ao período de Transição.



b) Metais

➢ *Água Dissolvida*

A região da Foz do Rio Doce apresentou uma distribuição da concentração semelhante para todos os elementos dissolvidos estudados, com exceção do Hg. Essas concentrações dos elementos apresentam dois aumentos significativos, um durante o período chuvoso do ano 1, na campanha 01-19 (distribuição das concentrações de Fe ; Figura 134), e outro durante o período seco do ano 1, na campanha 05-19 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 134). Eventos distintos podem estar associados a esses aumentos na distribuição das concentrações dos elementos dissolvidos, dos quais o volume acumulado de chuvas e períodos de grande vazão podem contribuir para os valores encontrados no período de 01-19 e campanhas subsequentes do período chuvoso. Já para o período

seco, o aumento das concentrações observado na campanha 05-19 pode estar associado a eventos de ressuspensão de sedimentos, disponibilizando na coluna d'água elementos que estavam antes associados ao sedimento.

Considerando todo o PMBA/Fest-RRDM, destaca-se o período de transição, o qual pode ser observado um outro aumento na distribuição das concentrações dos elementos estudados, sendo até maiores que os períodos citados anteriormente para a região da Foz do Rio Doce, no caso do Ba (Figura 135). Esses aumentos das concentrações da fração dissolvida durante os períodos considerados chuvosos e secos podem indicar que a acumulação de chuvas e consequente "lavagem" da calha do Rio Doce e escoamento de material nas encostas do Rio Doce podem influenciar nessas concentrações na região da Foz. Eventos de alta energia, como elevada vazão ou elevados períodos e alturas de ondas, bem como frequência de tempestades, também podem influenciar na distribuição dos elementos estudados em sua fração dissolvida.

Figura 134: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

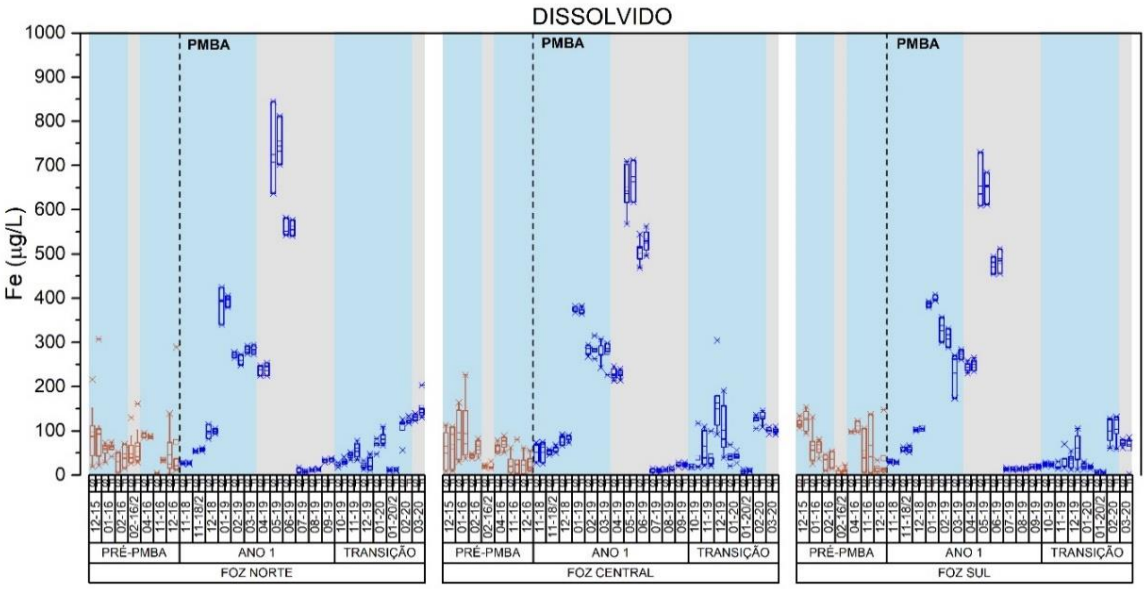
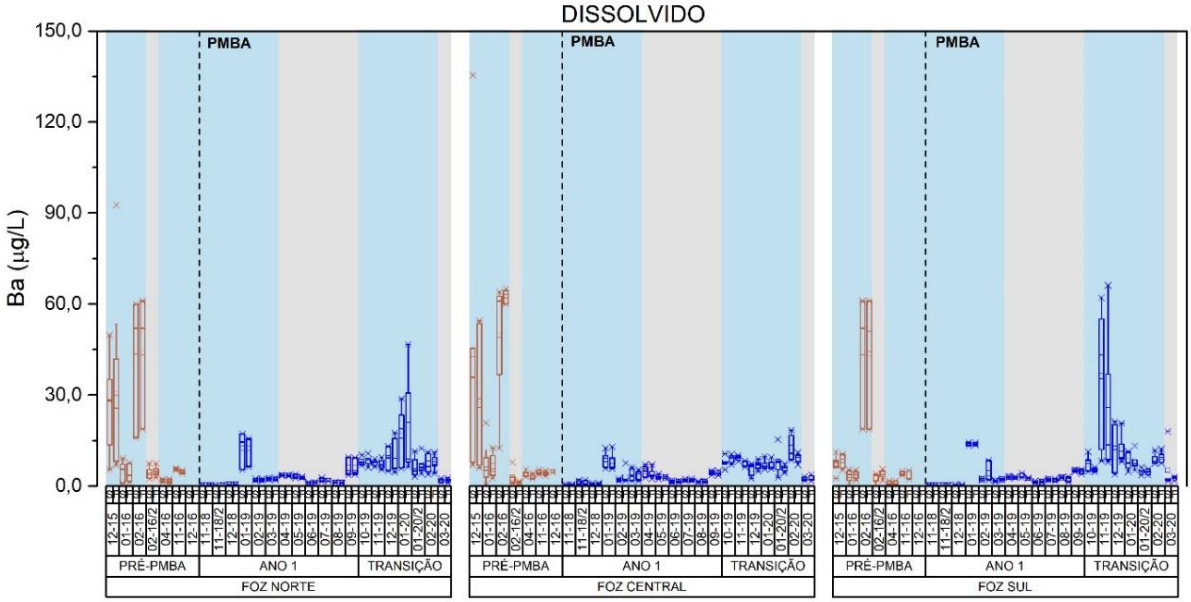


Figura 135: Distribuição das concentrações (µg/L) de bário dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Água Total*

Similarmente a fração dissolvida, a maioria dos elementos apresentou um aumento das concentrações em água na fração total a partir da campanha 01-19, referente a um período considerado chuvoso. Os elementos Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe e Zn apresentaram esses aumentos em suas concentrações nos três subsetores da Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul), possivelmente associados a um aumento da vazão do Rio Doce, ocasionando um grande aporte de material. Fe (Figura 136), juntamente com Hg e Ni, apresentaram elevadas concentrações também no período seco, considerando todo o período do PMBA/Fest-RRDM. Esse aumento de concentrações durante esse período pode estar associado a eventos de grande energia na região costeira e plataforma, ressuspendendo um material associado ao sedimento. Esse comportamento pode-se ser observado também na fração dissolvida. Ba e Mn também apresentaram um aumento de suas concentrações a partir da campanha 01-19, contudo tenderam a manter uma distribuição constante, apresentando alterações significativas apenas nas campanhas 10-19 e 01-20/2 (Figura 137). As concentrações de Pb apesar também aumentarem na campanha de 10-19, os níveis mais elevados são observados durante o período seco, em relação ao período do PMBA/Fest-RRDM.

Figura 136: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

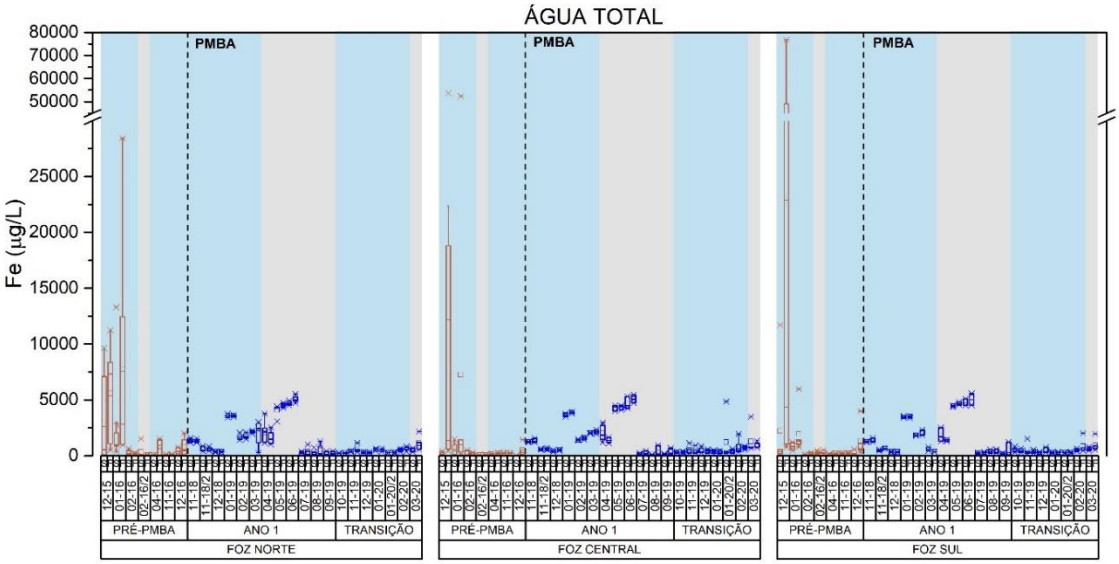
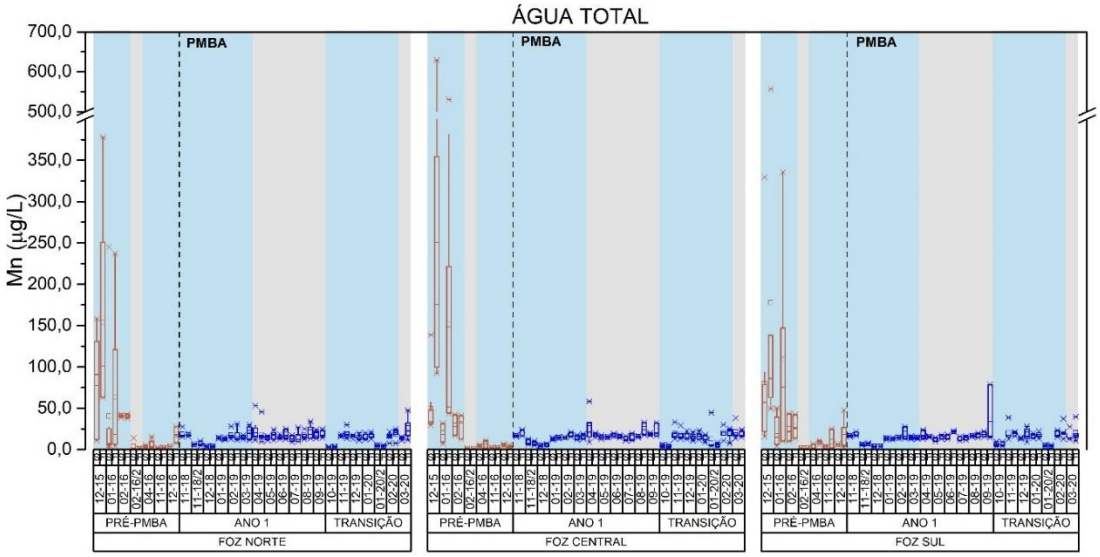


Figura 137: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

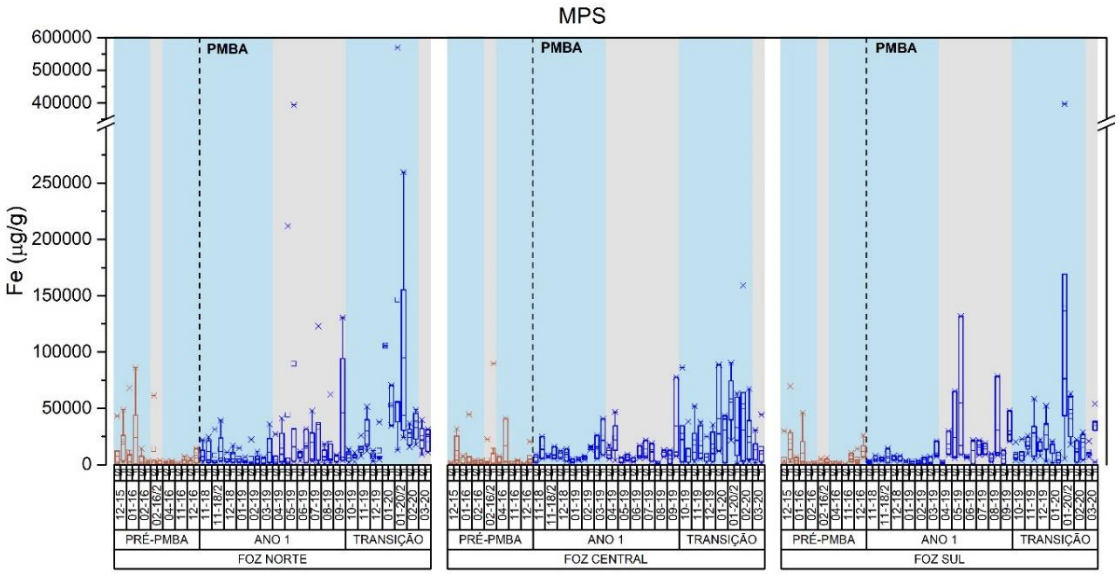


- *Elementos associados ao MPS*

No setor da Foz do Rio Doce, todos os elementos associados ao material particulado, com exceção do Pb, apresentaram uma tendência de aumento de suas concentrações com o desenvolver das campanhas, mesmo durante o período seco, sendo nesse período o início do aumento de forma mais

significativa (distribuição das concentrações de Fe; Figura 138). Um decréscimo nas concentrações desses elementos pode ser observado durante a campanha 10-19, início do período chuvoso da transição, contudo esses níveis voltam a aumentar nas campanhas subsequentes. Pb também tende a aumentar as concentrações durante o período chuvoso de transição, mas não tende a manter o aumento relativamente constante dos outros elementos, apresentando um pico de aumento nas campanhas 05-19 e 06-19 do período seco. Os aumentos das concentrações dos elementos associados ao material particulado podem estar associados a processos de ressuspensão, bem como um aporte vindo do Rio Doce associado a períodos de forte vazão. Isso pois os aumentos são observados em períodos de seca do ano 1 e chuvoso do período de transição.

Figura 138: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



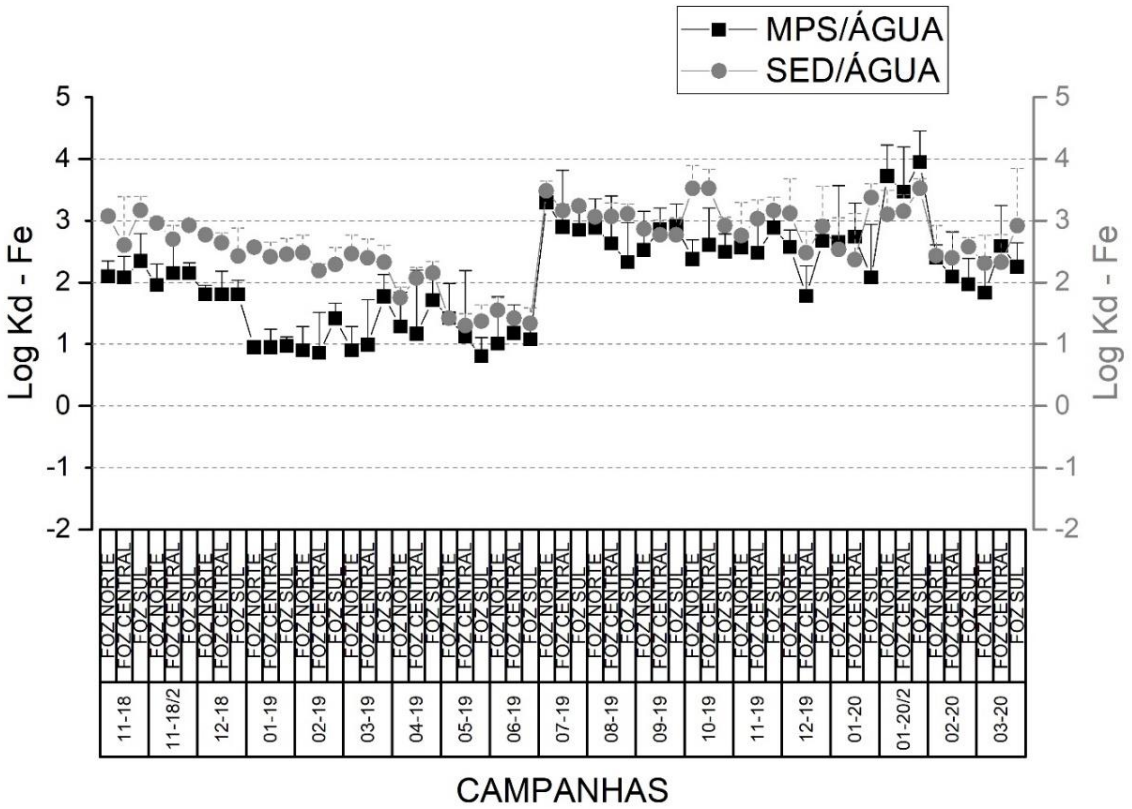
- *Coeficiente de partição (Kd) para metais*

No âmbito dos resultados apresentados no ano 1 e período de transição do PMBA/Fest-RRDM, a variação temporal e espacial das concentrações dos metais e arsênio na coluna d'água, no material particulado em suspensão e nos sedimentos foi avaliada para os setores de Abrolhos, Norte, Foz, APA/RVS Costa das Algas e Sul. De forma a avaliar a transferência de dos elementos entre essas frações na região da Foz durante o período do ano 1 e transição foi utilizado o coeficiente de partição (Kd). O Kd entre as frações dissolvida e particulada (MPS) é a razão da concentração dos elementos associados ao material particulado em suspensão (µg · g^{-1}) pela concentração dos mesmos elementos dissolvidos na água (µg · L^{-1}). Já o Kd entre as frações dissolvidas e o sedimento consiste na razão entre os níveis de metais associados ao sedimento (µg · g^{-1}) e os dissolvidos na coluna d´água (µg · L^{-1}). Como forma de normalização dos resultados, utiliza-se o logaritmo dos coeficientes de partição.

Assim, ao observar valores superiores e crescentes a zero, indica uma transferência de fase para a porção particulada ou sedimentar, ao passo que mais próximo de zero ou ainda negativos, indica uma mudança de fase para a fração aquosa (dissolvidos).

Ao analisar os gráficos das médias dos coeficientes de partição para a região da Foz, nota-se um comportamento de decréscimo do Kd (MPS/água e Sedimento/água) para os metais Fe, Al, Cr, Ni, Pb, V e Zn da campanha realizada em 11-18 até a campanha de 06-19, indicando uma transferência das fases particulada e sedimentar para a dissolvida (Figura 139). No entanto, esse padrão é invertido da campanha 07-19 em diante, indicando o a predominância desses elementos nas frações particulada e sedimentar. Nota-se um aumento significativo do Kd MPS/água e Sedimento/água para esses elementos durante a campanha emergencial realizada em 01-20/2, indicando uma maior presença desses metais nas frações particulada e sedimentar. Esse período da campanha de 01-20/2 foi caracterizado por um evento de grande vazão do Rio Doce, transportando uma grande quantidade de material particulado em suspensão, bem como metais associados. Além de eventos de alternância da vazão do Rio Doce, processos de ressuspensão, assimilação por organismos ou mudanças em características físico-químicas também podem estar associados a essa alternância de fases (ZHANG et al., 2018).

Figura 139: Distribuição do coeficiente de partição (log Kd) entre as frações MPS/água dissolvida e sedimento/água dissolvida para ferro no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central, Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição).

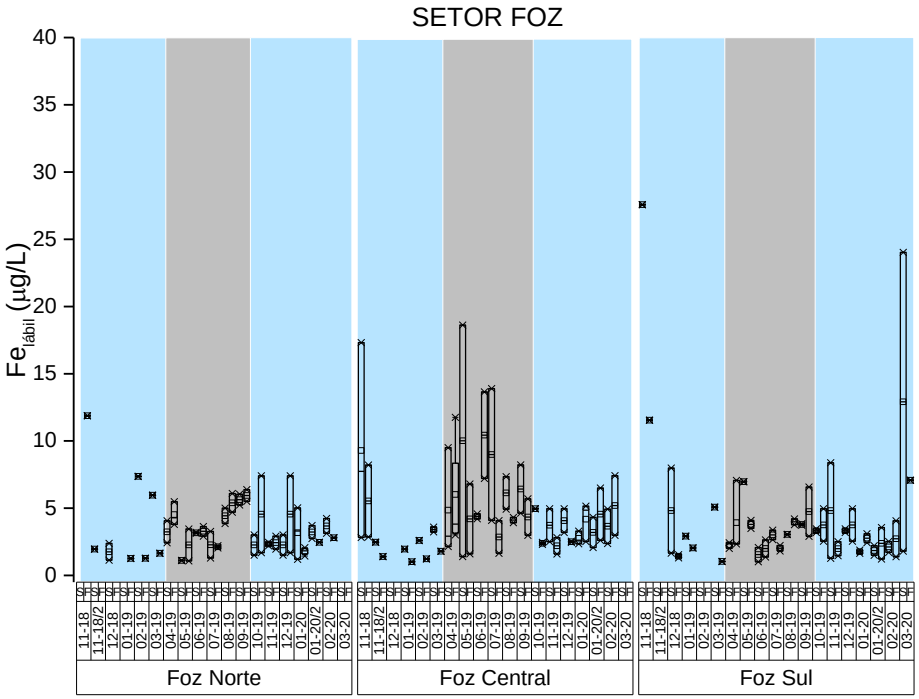


- *Lábeis*

Para o setor Foz, as concentrações de metais lábeis foram maiores na fase de Transição quando comparadas ao período chuvoso do Ano 1 (Mann-Whitney, $p < 0,05$) (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 10)*. Os maiores níveis ocorreram no sub-setor Foz Sul durante a campanha 03-20 (Figura 140 e Figura 141), os quais variaram de 1,81 a 24,03 µg/L para $Fe_{lábil}$, de 4,78 a 18,53 µg/L para $Al_{lábil}$ e de 2,29 µg/L a 26,74 µg/L para $Zn_{lábil}$ (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 3*). Durante essa campanha, foram registrados valores de salinidade inferiores a 36 em todas as estações do setor Foz Sul, indicando a presença da pluma do Rio Doce após o evento de pico de vazão que antecedeu a coleta (RSE PMBA/Fest-RRDM, 2020, RT35, pág. 57). Assim, considerando que as maiores concentrações para esse sub-setor ocorreram principalmente para as amostras de superfície, esses resultados sugerem o transporte e redisponibilização de metais lábeis a partir da pluma do Rio Doce.

A análise da evolução temporal entre as campanhas correspondentes para o Ano 1 e Transição do PMBA/Fest-RRDM (Tabela 34) mostra o incremento nos níveis de pelo menos um dos metais lábeis considerados em todos os pares de campanhas avaliados (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 10*). Aumento concomitante nas concentrações de $Fe_{lábil}$, $Al_{lábil}$ e $Zn_{lábil}$ ocorreu durante a campanha 11-19, marcada pelo aumento da altura de ondas e eventos ressuspensivos. Na campanha de 01-20/2 (PMBA/Fest-RRDM Transição), em que houve o aumento substancial da vazão do Rio Doce, os incrementos de metais lábeis foram similares ou até inferiores às variações observadas durante o PMBA/Fest-RRDM - Ano 1 (Figura 140 e Figura 141), em concordância aos padrões observados para metais dissolvidos. Uma vez que os metais lábeis correspondem às formas solubilizadas na coluna d'água, esse resultado indica um possível efeito de diluição, tendo em vista o elevado volume de água transportado em condições de vazão extrema (superior a 5000 m^3/s durante a campanha 01-20/2). Assim, é provável que para metais lábeis, os eventos de ressuspensão e ciclagem interna na plataforma continental assumam maior importância para a remobilização do material proveniente do rejeito do que novos aportes decorrentes da descarga do Rio Doce. De fato, estimativas de balanço de massa para Fe dissolvido na plataforma continental após o Rompimento da Barragem mostram que cerca de 90 % das suas taxas anuais são provenientes da contínua remobilização e ressuspensão do sedimento, enquanto os fluxos por descarga fluvial contribuem apenas com 10 % dessas taxas (LONGHINI et al., 2020).

Figura 140: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ *e* $Al_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso.



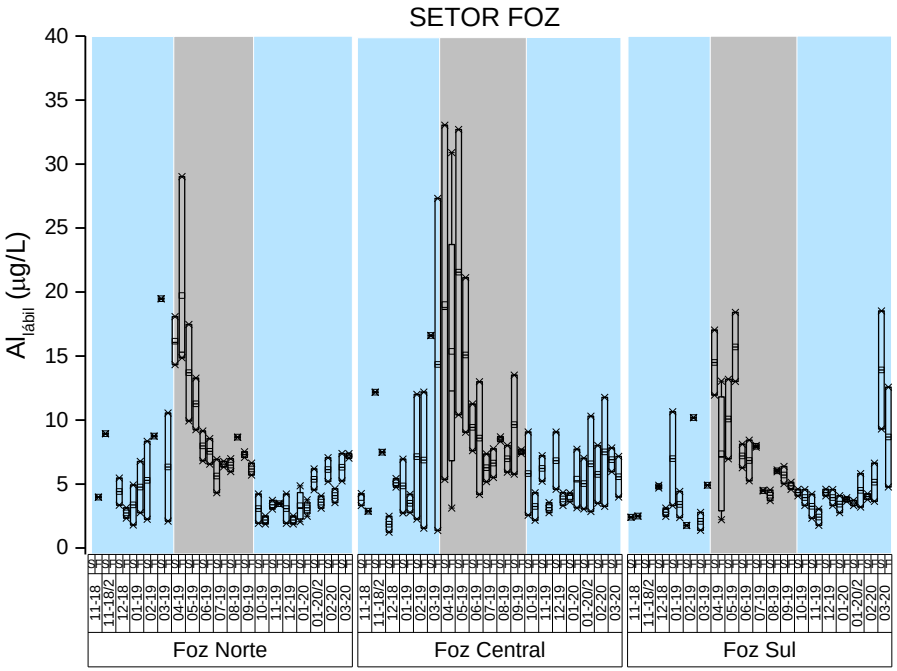
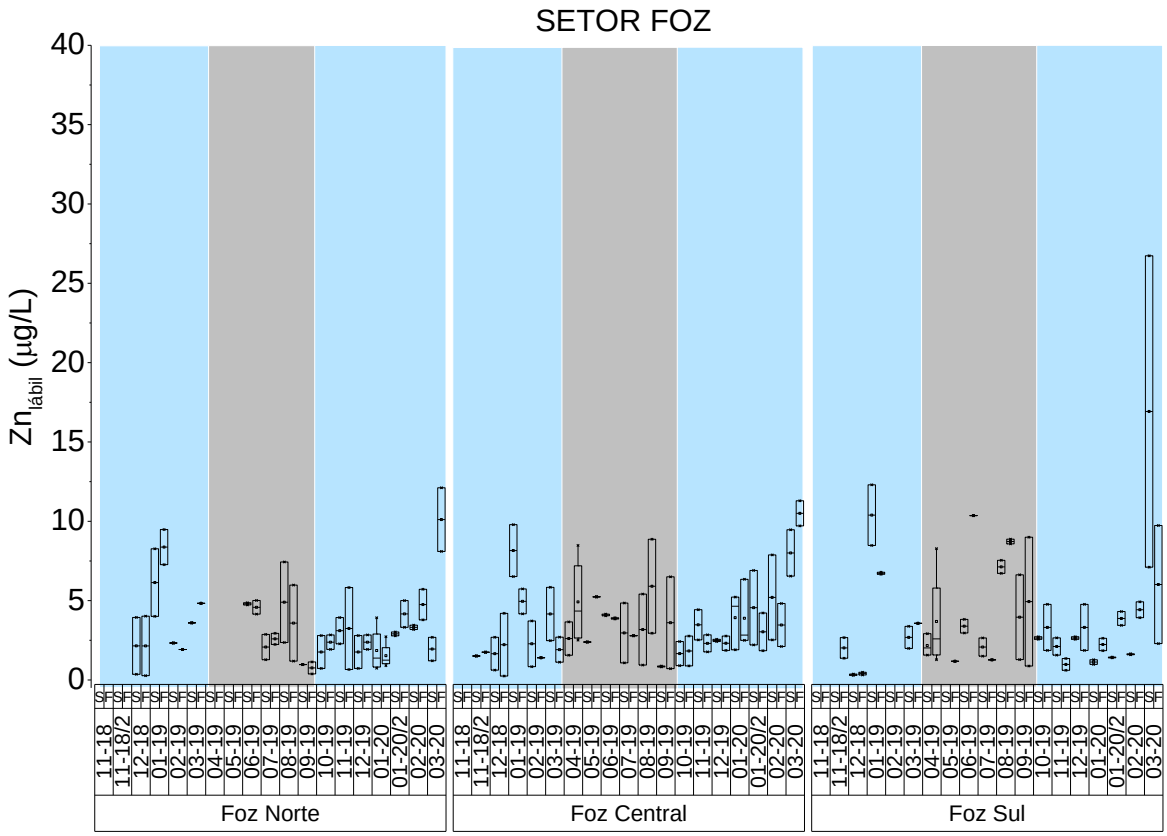


Figura 141: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Zn_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

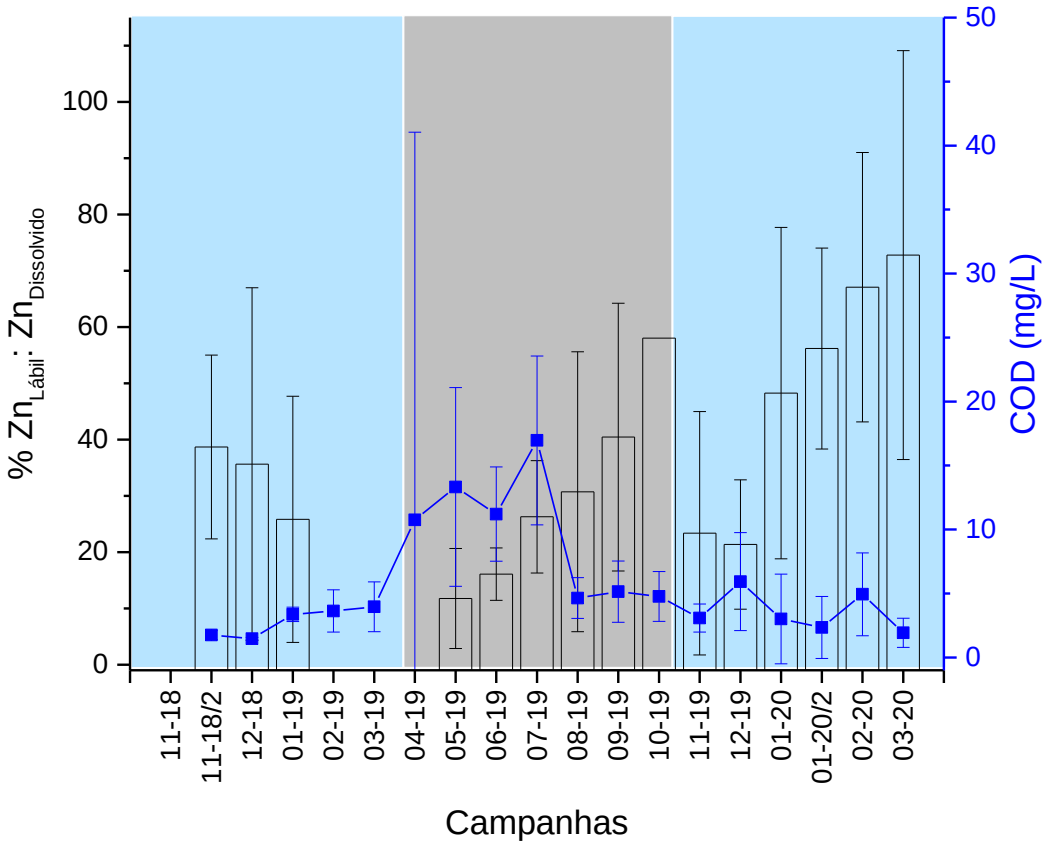


A análise do percentual de ocorrência de metais lábeis na fração dissolvida mostrou pouca variação dos metais quantificados pela técnica DGT em relação aos dissolvidos (intervalo interquartil de 1,48 a 20,59 % para $Fe_{Lábil}$; 7,53 a 31,18 % para $Al_{Lábil}$; 14,60 a 47,01 % para $Zn_{Lábil}$), apresentando a seguinte ordem de labilidade: Zn > Al > Fe. Em geral, quanto maior o percentual de ocorrência de metais lábeis no *pool* da fração dissolvida, maior será a biodisponibilidade destes elementos, embora a capacidade e formas de metais assimiladas pelos grupos biológicos seja espécie-específica (ZHANG; DAVISON, 2015). Dentre os metais quantificados no presente monitoramento pela técnica DGT, $Fe_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ podem ter efeitos diretos sobre o crescimento e composição da comunidade fitoplanctônica, uma vez que funcionam como micronutrientes para esses organismos (Sunda, 1989). Ainda nesse sentido, Zn é um elemento essencial no processo de deposição de carapaça silicosa pelas diatomáceas (SUNDA; HUNTSMAN, 2000), podendo ocorrer efeitos de aumento na densidade da comunidade em níveis favoráveis desse elemento (em conjunto com outros nutrientes essenciais, como a sílica).

Com relação às formas metálicas, os elementos determinados pela técnica DGT podem estar presentes em sua forma livre ou ainda na forma de complexos inorgânicos e orgânicos de baixas massas molares, assim como aqueles com cinética de dissociação mais elevada (ZHANG; DAVISON, 2015). Embora estudos demonstrem a elevada associação de Fe, Al e Zn dissolvido com agentes complexantes

orgânicos em ambientes marinhos naturais (e.g. YANG; VAN DEN BERG 2009), não foi observado um padrão temporal entre a razão lábil: dissolvido com a distribuição de carbono orgânico dissolvido (COD) no setor Foz (Figura 142). Esses resultados indicam que os metais lábeis podem estar ocorrendo preferencialmente na forma livre ou complexados com espécies inorgânicas. Estudos realizados em estuário impactado por atividade de mineração mostram que o Fe ocorreu predominantemente na forma de óxidos-hidróxidos, enquanto Zn apresentou complexos metálicos com Cl^- e F^- (CÁNOVAS et al., 2020). As concentrações de $Fe_{Lábil}$ registradas no referido estudo alcançaram concentrações até superiores às registradas para a fração dissolvida, o que foi associado aos altos níveis de material coloidal proveniente do rejeito de mineração (CÁNOVAS et al., 2020). Essas partículas podem atravessar a membrana de 0,45 µm, na medida em que o DGT funciona como um dispositivo de pré-concentração para os metais associados à matriz coloidal (CÁNOVAS et al., 2020). Similarmente, Longhini et al. (2020) mostraram baixa relação de Fe dissolvido e solúvel com substâncias húmicas na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce após o Rompimento da Barragem, cujas altas concentrações foram relacionadas à presença de nanopartículas coloidais de óxidos-hidróxidos de Fe (III).

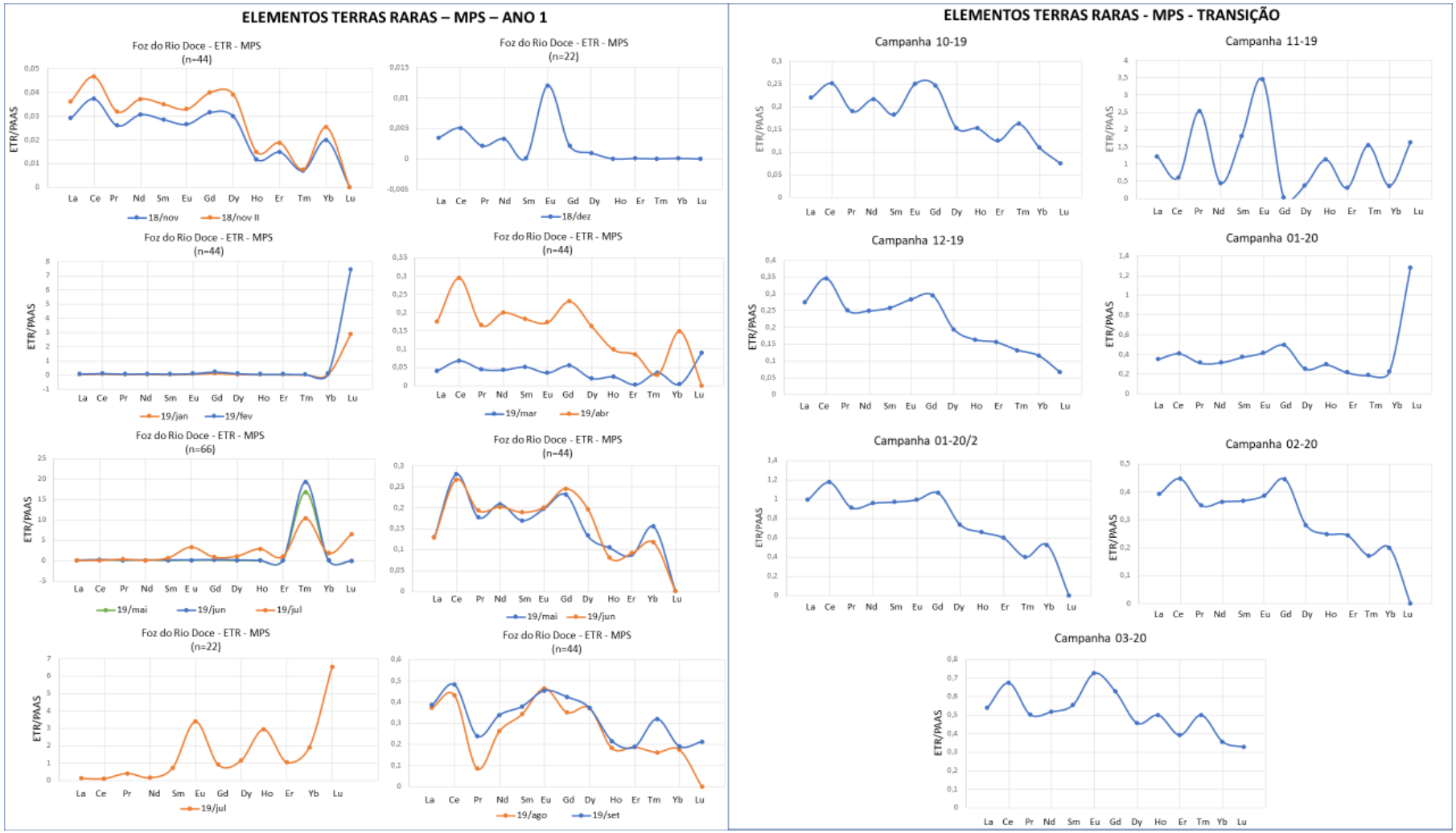
Figura 142: Distribuição dos valores médios (± desvio padrão) do percentual $Zn_{Lábil}$: $Zn_{Dissolvido}$ e concentrações de carbono inorgânico dissolvido (COD) ao longo das campanhas de amostragem do PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição) no setor Foz do Rio Doce. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Elementos Terras Raras no MPS*

A assinatura dos terras raras no MPS da Foz do Rio Doce é relativamente coerente com a do rejeito nas campanhas 11-18, 11-18/2, 04-19, 08-19 e 09-19, especialmente em relação a distribuição de Ce e Yb, porém com valores de concentrações normalizadas distintas do material da Barragem e com variação negativa de Eu, talvez por influência da monazita, e indicando mistura de fontes de ETR na plataforma (Figura 143). Não há indicativo da presença do rejeito de minério no MPS da foz na Transição. Novamente é observado o incremento de Lu no Setor Foz, como ocorreu também no Setor Norte, indicando uma fonte mineral rica em ETRP que pode ser oriunda tanto do rio, quando da monazita, ou mesmo de uma combinação de ambos. Estas condições de mistura de fonte dificultam uma abordagem direta sobre a presença do rejeito, uma vez que são esperados comportamentos muito semelhantes de distribuição para tais afirmações. Mesmo desconsiderando os elementos com anomalias significativas (e.g. Lu), não é possível confirmar a ocorrência do rejeito no MPS a partir da assinatura dos ETR na Foz do Rio Doce. A influência de outras fontes (e.g. Gd) presentes na bacia que alteram a distribuição dos terras raras acabam mascarando a relação direta com o material oriundo da Barragem de Fundão. Devido à baixa vazão no período seco e o aumento da energia hidrodinâmica na plataforma, tudo indica que a dinâmica sedimentar predominante nesse período é de um material retrabalhado da plataforma, que possui algumas características similares ao rejeito, e que permanece num fluxo de ressuspensão e deposição de acordo com a forçantes meteoceanográficas. A assinatura similar dos ETR no MPS entre as diferentes campanhas do PMBA/Fest-RRDM ressalta esta ciclagem e mistura do material na região da foz.

Figura 143: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz do Rio Doce no Ano 1 e na Transição do PMBA/Fest-RRDM.

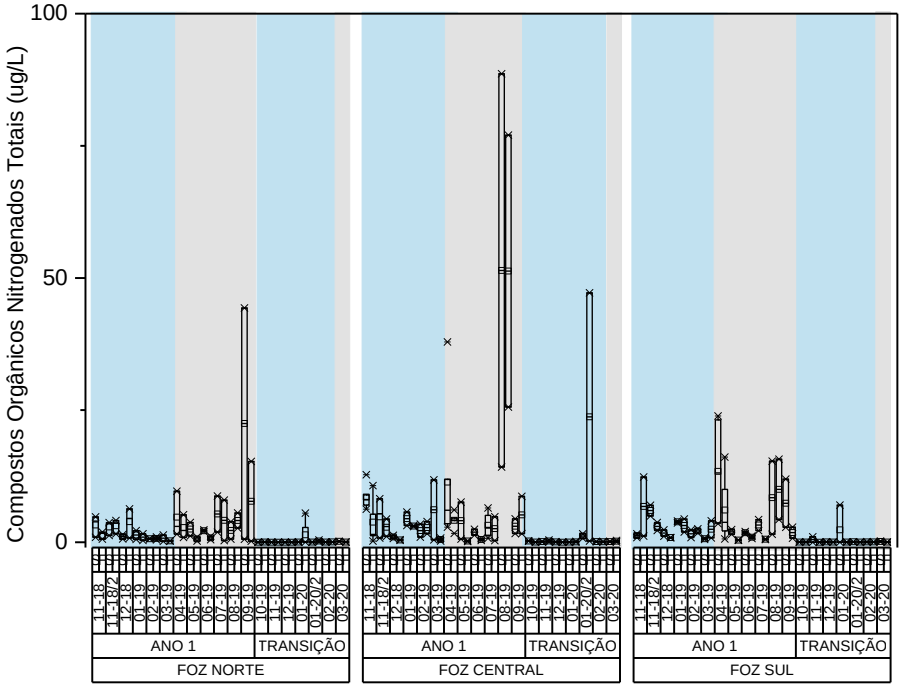


c) Compostos Orgânicos

- *Aminas*

Ao que se refere a distribuição de aminas dentro do setor Foz, os resultados observados na fase de Transição apresentam concentrações de compostos orgânicos nitrogenados totais com valores máximos de 47,19 µg/L para a amostra de água de fundo no setor Foz (SD 03) durante a campanha emergencial (Figura 144; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 1*). De forma geral, durante este período de transição, as concentrações de nitrogenados totais diminuíram em relação ao que foi observado durante o Ano 1 do PMBA para o setor Foz. Neste período citado, observou-se um comportamento de elevação das concentrações devido ao efeito de descarga do rio, e também governado por ação de correntes e ventos que dispersou, à época, estes compostos para a região sul. Ainda em relação a este perfil de diminuição nas concentrações da Transição, também não se deve desconsiderar o efeito de ações mitigadoras, tais como o contingenciamento de barragens, que possam estar sendo ou terem sido efetuadas na retirada de material ainda estocado na calha do Rio e áreas marginais. Tal hipótese sugere haver uma possível menor disposição de material enriquecido em aminas, presente no rejeito e estocado nas barragens, que aporta assim com menor intensidade para a área monitorada. Durante a campanha 16 (01-20), foram registradas elevações nas concentrações totais, principalmente no setor Foz Norte, atingindo o máximo de 7,02 µg/L e 5,52 µg/L para amostras de água superficial e de fundo em SDN 13. Apenas durante a campanha emergencial, como citado acima (47,19 µg/L - SD 03), que o valor máximo de concentração atingiu nível similar às medianas observadas na campanha 11 (Ano 1), onde os maiores níveis de compostos nitrogenados foram determinados. Este efeito de elevação nas concentrações de nitrogenados orgânicos durante a campanha emergencial pode ser decorrente do aumento significativo da vazão média do Rio Doce.

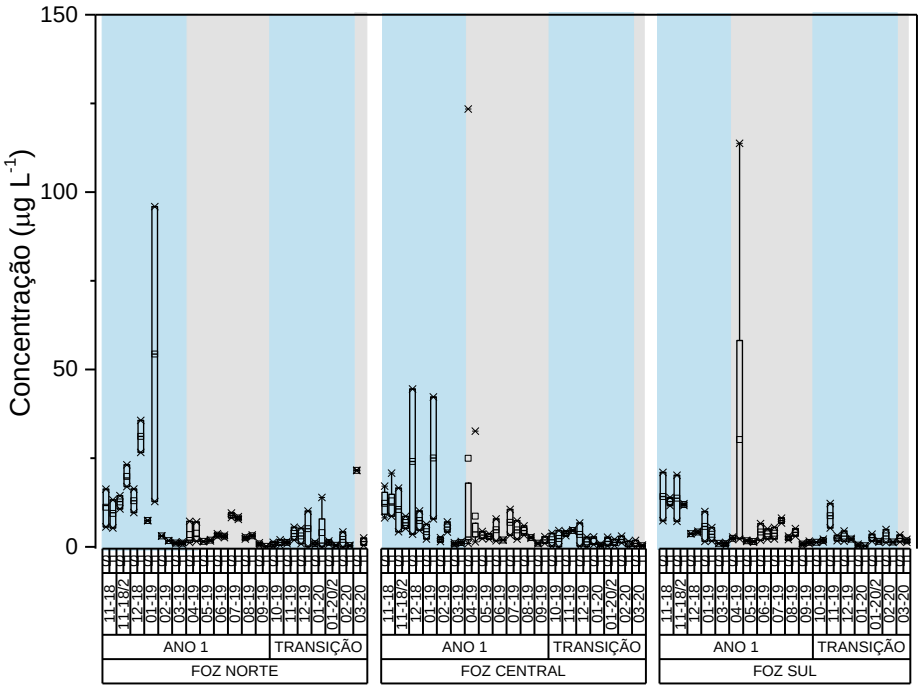
Figura 144: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Para as amostras coletadas no setor Foz do Rio Doce, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais foram menores na fase de Transição quando comparadas ao período chuvoso do Ano 1 (Figura 145; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 2*).

Figura 145: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



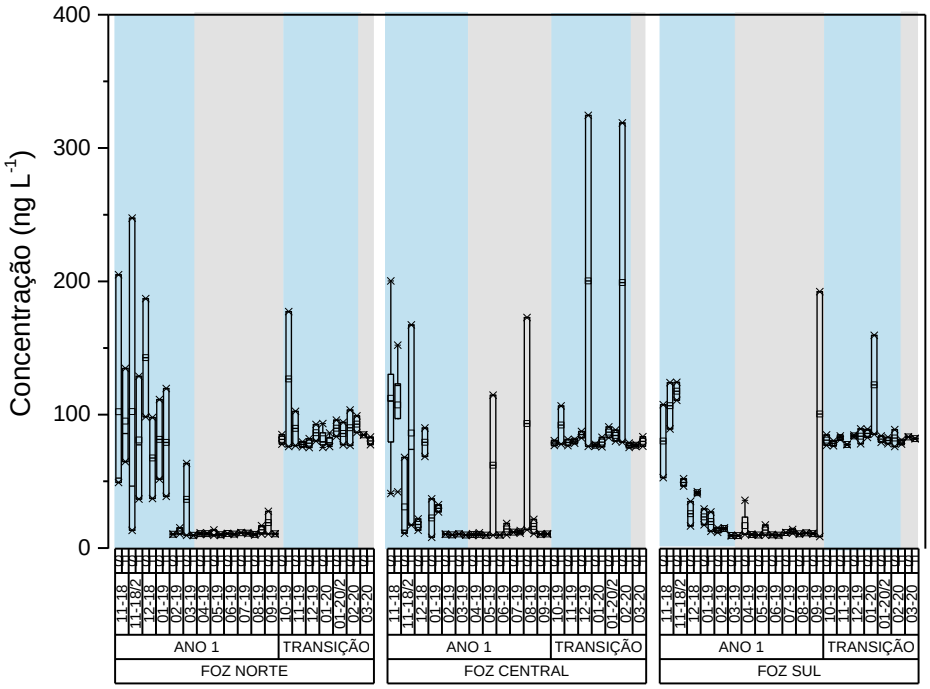
Os maiores níveis de concentração registrados para este setor ocorreram principalmente na campanha de novembro/19 (4,10±2,99 µg/L). Espacialmente, observa-se que no sub-setor Foz Norte ocorreram os maiores níveis, com picos de 10,12 µg/L (SDN13 / 12-19), 13,93 µg/L (SDN20 / 01-20) e de 21,57 µg/L (SDN20 / 03-20). Assim observa-se uma influência do regime de chuvas, bem como do evento de máxima vazão do Rio Doce no transporte de material sedimentar fluvial, com material orgânico suspenso, redisponibilizando hidrocarbonetos para a coluna d'água. Assim em comparação aos maiores níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos registrados durante o Ano 1, os níveis inferiores encontrados durante o período de Transição, denotam que o material depositado na calha do Rio Doce foi ao longo desse período carreado e que, podem estar correlacionados a redução de estoque de material proveniente da rejeito e/ou devido a possíveis ações mitigadoras de recuperação.

- *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Para o setor Foz, as concentrações de HPA totais determinadas nas campanhas durante o período de Transição foram maiores do que os últimos registros durante o Ano 1 (Figura 146; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 3*). O período de transição, marcado por um regime de chuvas e um evento de extrema vazão do Rio Doce, elevou as concentrações de HPAs totais em todos os setores da Foz do Rio Doce. Os maiores níveis ocorreram no sub-setor Foz Central, durante as campanhas 12-19 e 01-20/2, os quais variaram de 76,20 ng/L a 324,48 ng/L e 75,41 ng/L a 318,87 ng/L, respectivamente

(*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 3*). Considerando que as maiores concentrações determinadas de HPAs totais tenham sido observadas neste sub-setor e em período chuvoso, esses resultados sugerem o transporte e redisponibilização de material orgânico a partir da pluma do Rio Doce.

Figura 146: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

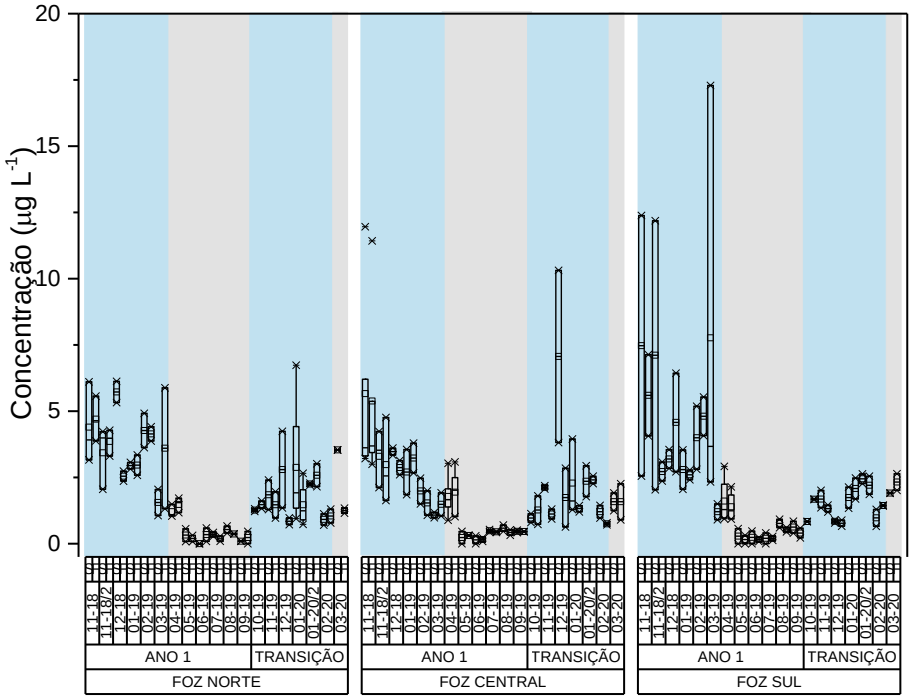


➢ *Esteróis*

As concentrações de esteróis totais observadas durante o Ano 1 foram superiores às obtidas na Transição. No primeiro ano de monitoramento, as concentrações mais elevadas de esteróis durante o período chuvoso, atingindo os máximos de atingiram os máximos de 11,96 ug/L no Setor Foz Central e de 12,39 µg/L no Setor Foz Sul. Estas altas concentrações de esterol evidenciaram a natureza da matéria orgânica sedimentar com uma forte produção autóctone, tendo o colesterol como o esterol mais abundante. Após a campanha de abril/2019, que foi caracterizada após os eventos de climáticos, os níveis foram reduzidos a valores menores que 1,00 ug/L em todos os setores da Foz do Rio Doce. Ao compararmos estes resultados com os agora observados durante o período de Transição, verifica-se um aumento nas concentrações de esteróis totais frente ao que vinha sendo registrado anteriormente, porém com valores ainda inferiores aos que foram registrados como máximos durante o Ano 1 (Figura 147). As médias de esteróis totais foram de 1,06±0,32 µg/L (campanha emergencial - 01-20/2) a 2,37±0,38 µg/L (01/20). Também salientamos que esses aumentos foram registrados nas campanhas de período chuvoso e de extrema vazão do Rio Doce (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 4)*. O aumento referente ao regime de chuvas, mostrou-se mais influente no aporte de esteróis neste setor,

do que o evento de aumento de vazão do Rio Doce. Durante o período chuvoso, ocorreram aumentos que elevaram as concentrações de esteróis totais para o máximo de 10,31 µg/L (dezembro/2019) no setor Foz Norte. Enquanto que na campanha realizada no momento de maior vazão do Rio Doce, os valores de máxima foram ligeiramente inferiores (6,74 µg/L – SDN 29) (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 4*). Nas demais estações amostrais os níveis de concentração foram menores, na faixa de 0,73 – 3,95 µg/L, sugerindo assim um efeito de dualidade na distribuição de esteróis quanto a alta vazão do Rio Doce. Essa dualidade é representada pelos momentos de aumento observados e correlacionados com o aporte advindo do Rio Doce, assim como pelo efeito de diminuição da concentração em função da diluição destes compostos na coluna d'água. A influência da contribuição do Rio Doce na distribuição lipídica de esteróis é fortemente evidenciada ao avaliarmos as concentrações dos esteróis individuais, principalmente nos momentos correlacionados a alta vazão. Nos pontos de máxima concentração de esteróis totais, o esterol mais abundante é o β-sitosterol, que está relacionado ao aporte de plantas terrestres e assim pode ser utilizado como marcador de transporte fluvial para a plataforma interna e regiões mais distais monitoradas no setor da Foz do Rio Doce. Também se deve ressaltar a abundância de colesterol (máximo 1,63 ug/L) e colestanol (1,36 ug/L). O colesterol é o principal esterol animal, mas também é produzido por outros organismos, incluindo algas, diatomáceas, macrófitas, fitoplanctons e zooplâncton enquanto que colestanol é correlacionado a origem fitoplanctônica (Sojinu et al., 2012).

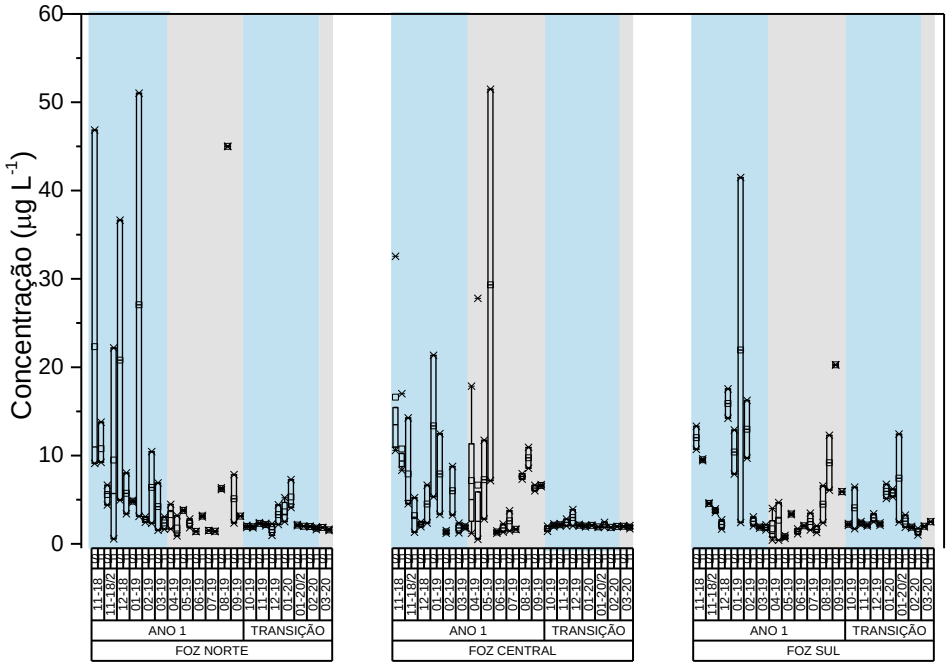
Figura 147: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Ácidos Graxos*

Com relação aos níveis de concentração de ácido graxos totais (AGt) detectados no setor da Foz do Rio Doce, observou-se que os valores foram muito mais elevados durante o Ano 1 e que os eventos meteoceanográficas foram muito atuantes na dispersão destes compostos (Figura 148; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 5*). As maiores concentrações foram registradas durante a campanha 4 (jan/2019) no setor Norte (51,02 ug/L), em que apesar de ser caracterizada por um período seco, esta foi realizada depois de um importante evento de inundação, enriquecendo a MO na coluna d'água com material proveniente da descarga do Rio Doce. No período de Transição os níveis de concentração para AGt foram muito menores aos observados durante o Ano 1. As concentrações variaram de 0,95 ug/L (SDN 13 – dez/2019) até 12,42 ug/L (SDS 20 – Campanha Emergencial em janeiro/2020), sendo que os maiores níveis foram encontrados no sub-setor Foz Sul. Estes aumentos foram observados durante a campanha que foi caracterizada por um importante evento de inundação, evidenciando assim como também ressaltado durante o Ano 1, que a vazão do Rio Doce influencia no transporte e redisponibilização de ácidos graxos principalmente nas amostras de superfície.

Figura 148: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (111-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



A comparação entre as campanhas correspondentes para o Ano 1 e Transição do PMBA/Fest-RRDM permite uma avaliação temporal em decorrência de eventos como vazão do Rio Doce. A partir dessa comparação, denota-se a diminuição das concentrações de AGt (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 5*) em todos os pares de campanhas avaliados, mesmo na campanha 01-20/2. Durante esta campanha, foi registrado o comportamento extremo de vazão do Rio Doce (superior a 5000 m^3/s), e ao

ser comparada a momento similar durante o Ano 1 (01-19), não são observados níveis de concentração tão elevados como registrados à época. Assim, mesmo com essas condições de vazão elevada durante a campanha 01-20/2, a redução dos AGt neste setor muito provavelmente é resultado de um possível efeito de diluição.

A respeito do agrupamento de AG, o perfil de distribuição destes compostos nas amostras de água do setor Foz do Rio Doce apresenta o mesmo comportamento até o momento descrito neste relatório para os demais setores. Em média, a distribuição para estes agrupamentos em ordem crescente é: LCFA e MUFA < PUFA < SCFA. Durante as campanhas de maior vazão do Rio Doce, os maiores valores de SCFA são registrados atingindo máximos de 70,97% durante a campanha 7 (janeiro/2019) enquanto durante as campanhas de vazão normal (campanha 01 - novembro/2018) o valor médio observado foi de 41,71%. Deve-se ressaltar que o alto percentual de SCFA se manteve na campanha seguinte de evento de alta vazão, ou seja, após o período de inundação (fevereiro/2019), com a média de 48,07% e o máximo de 69,34%. Em campanha de baixa vazão a seca (março/2019) o valor médio detectado foi de 42,66%.

A partir disso, podemos inferir que eventos de alta vazão do Rio Doce influenciam fortemente na entrada de matéria orgânica e nutrientes, acarretando no aumento de produção primária, o que eleva a concentração de AGt de cadeia curta (SCFA). Essa constatação de influência do aumento de produção primária no teor de SCFAs em função do aumento de vazão é melhor evidenciada ao avaliarmos os pares correspondentes destas campanhas no período de Transição. Nas campanhas classificadas, em relação a vazão, como baixa a seca (outubro/2019) e normal (novembro/2019), os valores médios de SCFAs foram inferiores aos observados no Ano 1. Em outubro/2019 o valor médio de SCFAs reduziu de 42,66% (campanha de vazão similar) para 22,78%, enquanto que na campanha de vazão normal e úmida (janeiro/2020) o valor foi de 42,95% e se manteve similar ao Ano 1 (47,12%). Após o período de inundação (campanha emergencial janeiro/20) e campanhas seguintes, os valores médios registrados foram de 29,77%, 21,99% e 26,56%, respectivamente. Assim, infere-se que essa redução significativa do teor de ácidos graxos de cadeia curta ocorre por efeito de diluição devido ao evento de vazão extrema.

Outra variação importante foi o teor de PUFAs que demonstrou uma mudança significativa entre os valores registrados durante o Ano 1 e Transição. Os valores médios de PUFAs durante o Ano 1 foram mais elevados durante o período seco, atingindo as médias de 49,65% e 49,34%, por exemplo, para as campanhas 9 (junho/19) e 10 (julho/19). PUFAS têm sido descritos como importantes nutrientes para o crescimento e reprodução de consumidores bentônicos, e que a principal fonte destes ácidos poli insaturados advém de fitoplanctons que sedimentam a partir da coluna d´água (Harvey, 1994). Esses elevados teores de PUFAs também sugerem o depósito recente de MO mais lábil.

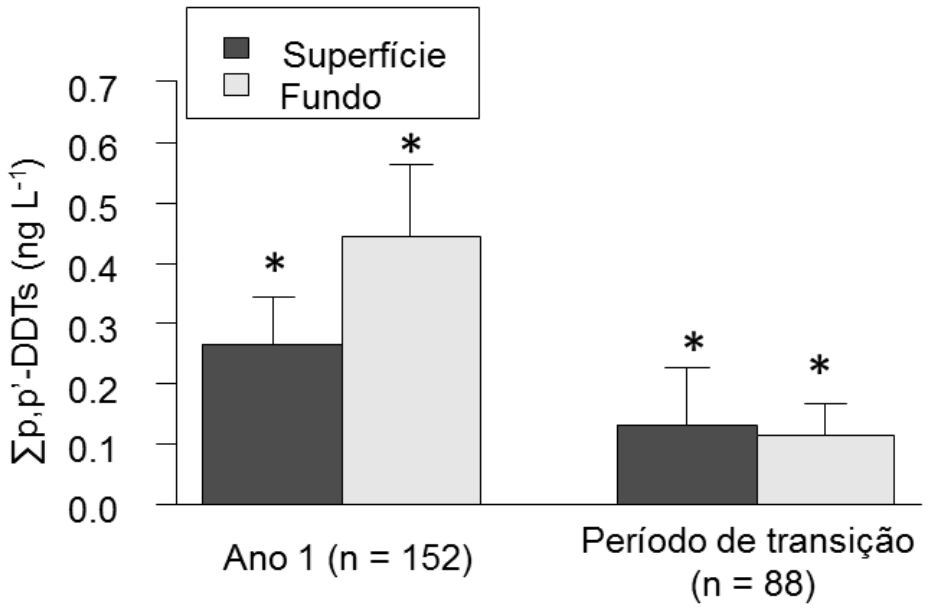
No período de Transição os valores de PUFAs são menores, apresentando valor médio de 24,27% (mínimo de 18,70% - janeiro/20 e 26,81% - novembro/19). Esses valores mostram que a diminuição destes teores em relação ao Ano 1, se devem principalmente em função do efeito de diluição ocasionado pela descarga decorrente da extrema vazão do Rio Doce ocorrida à época.

- *POPs - PCBs e POCs*

A análise do setor Foz foi subdividida em três subsetores, sendo Foz-Norte (ao norte da foz), Foz-Centro (em frente à foz) e Foz-Sul (ao sul da foz).

Nas amostras de água, foram detectados os POCs ∑ Heptacloro e p,p'-DDTs. ∑ Heptacloro ocorreu em 17% das amostras, nos três subsetores, tanto em água superficial como de fundo, e em concentrações (máximo de 0,85 ng L^{-1}) abaixo do limite máximo regulamentado (CONAMA nº 357/05) (Tabela 39 e Tabela 40). ∑ Heptacloro não havia sido registrada durante o primeiro ano de monitoramento, sendo detectado pela primeira vez em amostras da campanha 13. Os isômeros p,p'-DDTs foram detectados em 9 % (n = 8) das amostras de água, em duas campanhas (14 e 16) e nos três subsetores (Tabela 39 e Tabela 40). A concentração máxima registrada foi 3,75 ng L^{-1}, e quatro amostras (~ 4 % das amostras coletadas neste setor) tiveram concentrações de p,p'-DDTs acima do limite máximo regulamentado. Portanto, o conjunto de amostras do ano de transição apresentou uma queda na frequência de ocorrência de p,p'-DDTs em água (28 %; n = 43 no ano 1), do número de amostras com p,p'-DDTs acima do limite máximo regulamentado (12 %; n = 18 no ano 1) em relação ao primeiro ano de monitoramento, bem como na média das concentrações, que passaram de 0,35 (± 0,87) para 0,12 (± 0,50) (teste de Wilcox $p \leq 0,04$; Figura 149).

Figura 149: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑ p,p'-DDTs em água registrados no setor Foz durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.



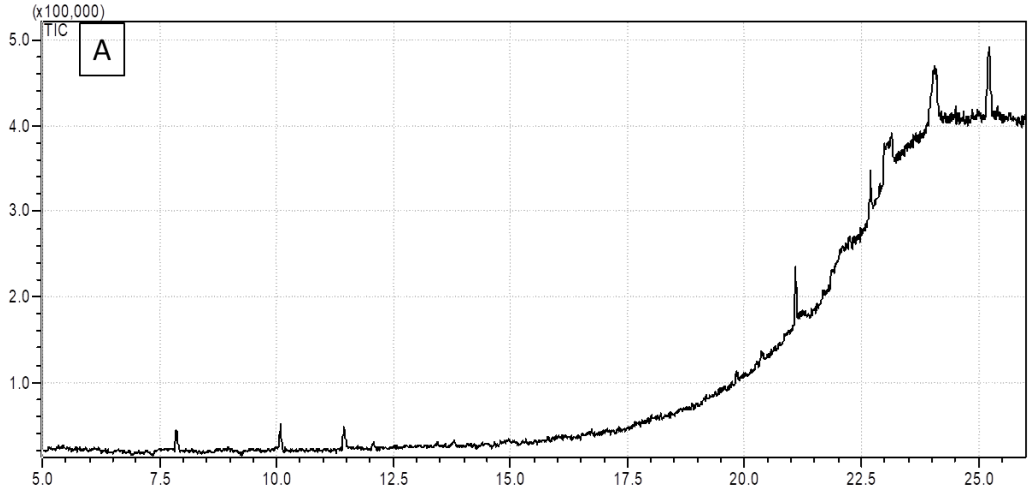
De acordo com os resultados obtidos no primeiro ano de monitoramento, o Setor Foz se mostrava como o mais crítico em relação à contaminação por POCs, em especial DDTs, com concentrações acima dos limites máximos regulamentados. No entanto, embora compostos organoclorados continuem sendo registrados em água durante o período de transição, seus valores permaneceram abaixo dos limites máximos regulamentados ou apresentaram queda significativa de concentrações (no caso dos DDTs), indicando uma melhora na qualidade de água. Ainda assim, embora não se tenha dados pretéritos ao rompimento da barragem sobre concentrações de organoclorados em sedimento fluvial e solo da Bacia do Rio Doce, ressalta-se o histórico de atividades e pressão antrópica sobre a Bacia, relacionada principalmente a processos de erosão devido ao desmatamento e mau uso dos solos, uso indiscriminado de agrotóxicos e precariedade ou inexistência de serviços de coleta e tratamento de esgoto (ECOPLAN-LUME, 2010), que são potenciais fontes de contaminantes para o ambiente, inclusive de substâncias organocloradas. Sendo assim, tanto a área de solo da Bacia do Rio Doce como o próprio sedimento fluvial pode atuar como reservatórios de contaminantes persistentes introduzidos em anos pretéritos. A grande quantidade de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão, que extravasou o leito do rio em vários pontos, atingindo e destruindo edificações, como estações de esgoto pluvial e sanitário, além de varrer grandes áreas de agricultura e pecuária, pode ter atuado como fator de remobilização de solo contaminado e de sedimento fluvial, favorecendo a redisponibilização e carreamento destas substâncias estocadas até a região da Foz. Desta forma, e considerando que algumas amostras do período de transição ainda apresentaram concentrações de DDTs acima dos limites máximos regulamentados, destaca-se a importância da manutenção do monitoramento de compostos organoclorados neste setor.

- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

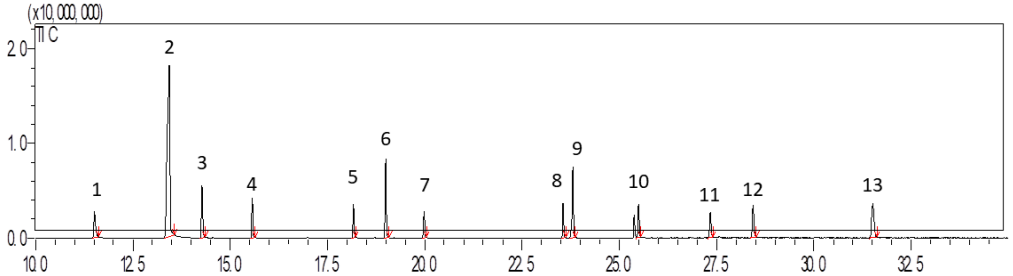
Nesse sentido, a Figura 150 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 150, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 150: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 151 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 151: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 45 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 45: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: LOD=3,3(s/S)

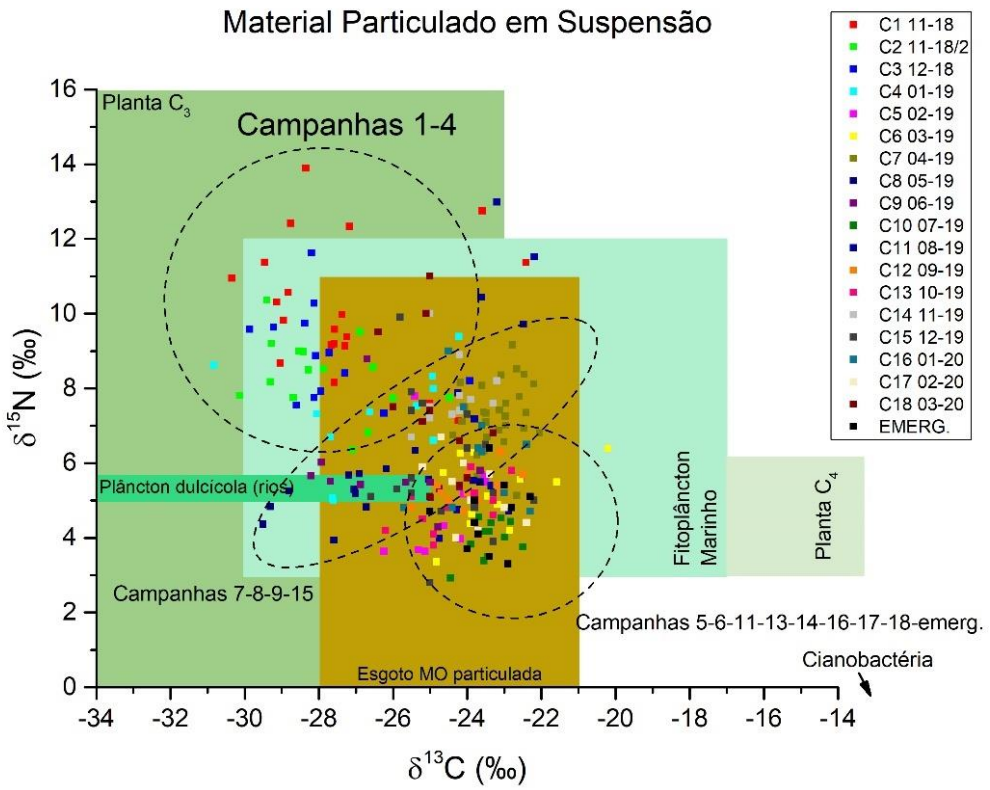
Equação 2: LOQ=10(s/S)

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no MPS*

A composição isotópica do material particulado em suspensão em relação ao $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ evidenciou variações nas fontes predominantes de matéria orgânica na Foz do Rio Doce em função dos períodos de coleta (Figura 152; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 10*). Nas campanhas de 11-18 a 01-19 (campanha 1 a campanha 4) os valores de $\delta^{13}C$ variaram de -32‰ a -25‰, enquanto $\delta^{15}N$ ocorreu entre 7‰ a 14‰. Segundo o intervalo de variação isotópica compilado por Maksymowska et al. (2000), essas campanhas foram marcadas pela presença de fontes predominantemente de origem autóctone, características do fitoplâncton marinho, além da ocorrência de material alóctone proveniente de plantas C_3 e influência antropogênica decorrente de efluentes domésticos (Figura 152). Durante as campanhas 7 a 9 (04-19 a 06-19), observou-se uma variação de -30‰ a -22‰ $\delta^{13}C$ e de 4‰ a 10‰ para $\delta^{15}N$. Esses resultados indicam uma mistura de fontes autóctones e alóctones para a matéria orgânica particulada marcada novamente por fitoplâncton marinho, plantas C_3 e efluentes domésticos, além da incidência de matéria orgânica característica de plâncton fluvial, em especial nas campanhas 8 e 9 (05-19 e 06-19, respectivamente). Durante o período de Transição (10-19 a 03-20), o intervalo das formas isotópicas de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ ocorreu entre -26‰ a -22‰; e 3‰ a 7‰, respectivamente. Essa distribuição mostra uma

tendência de diminuição da contribuição por material orgânico terrígeno por plantas C_3 e predomínio de sinal isotópico decorrente de fitoplâncton marinho e efluentes domésticos (Figura 152).

Figura 152: Distribuição da composição isotópico do material particulado em suspensão (MPS) em relação ao $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e fontes de matéria orgânica segundo Maksymowska et al. (2000).



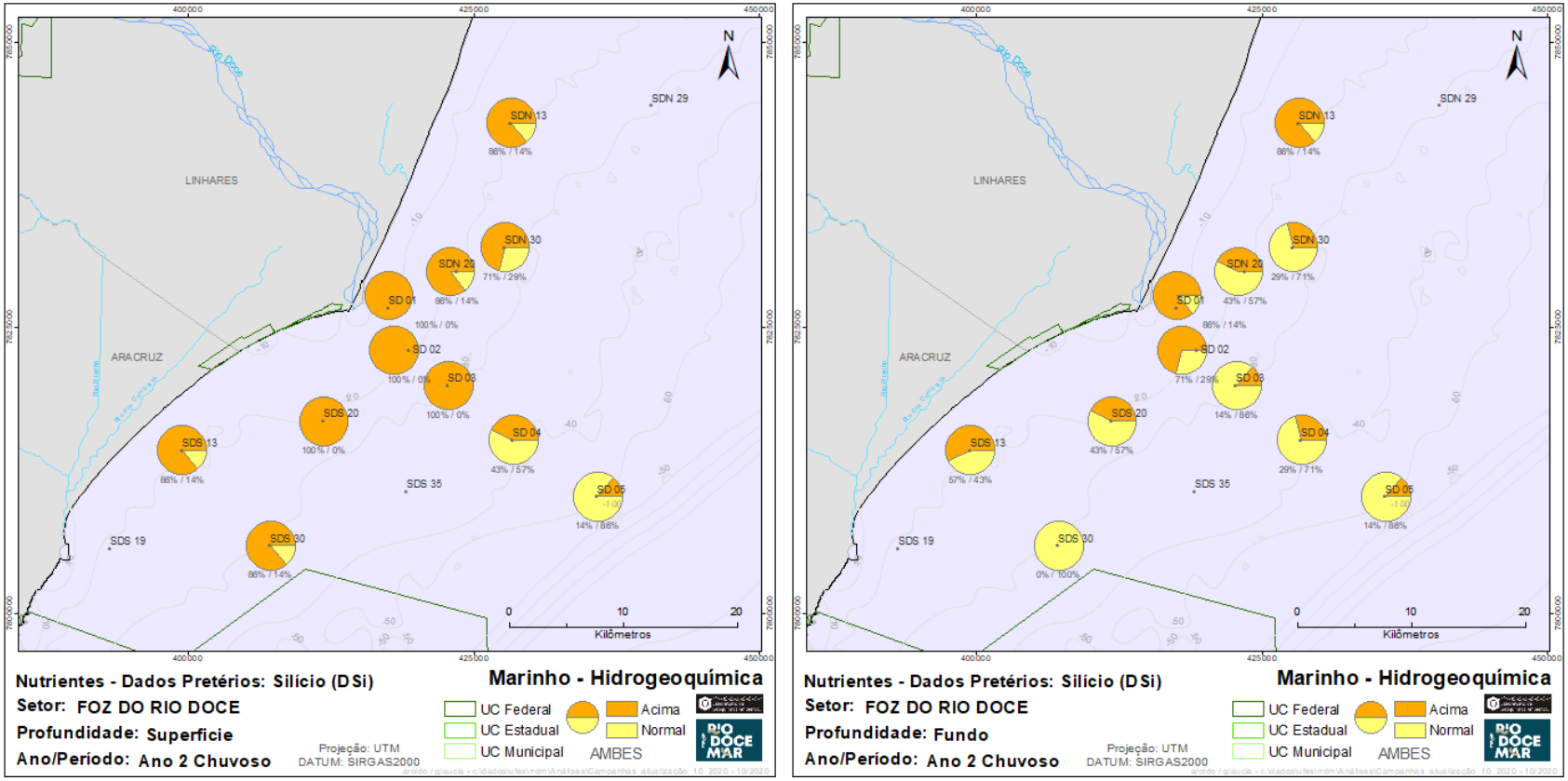
d) Qualidade da Água

Com relação ao setor Foz, o nutriente silício apresentou o maior número de amostras com concentrações acima dos níveis pretéritos considerados (73 % na superfície e 43 % no fundo) durante o período chuvoso da Transição (10-19 a 03-20) (Figura 153). As taxas de incremento para esse nutriente foram as maiores avaliadas durante todo o monitoramento PMBA/Fest-RRDM, alcançando até 6 vezes em relação às condições pré-Rompimento da Barragem. Considerando, ainda, que as maiores taxas de incremento para silício ocorreram nas águas superficiais e nas estações mais próximas à foz (Figura 153; *Material Suplementar A3MHS5; Figura 4*), é provável que esse material esteja sendo transportado pela pluma de turbidez do Rio Doce. Ainda que esse nutriente apresente diversas fontes naturais, a ocorrência de valores acima dos níveis pretéritos durante o monitoramento do PMBA/Fest-RRDM é um indicativo da ocorrência de fontes adicionais para a área marinha, seja por aportes continentais durante o período chuvoso ou reciclagem interna na plataforma continental. Estudos realizados durante e após a chegada dos rejeitos na porção estuarina do Rio Doce mostram o aumento imediato nas concentrações de silício dissolvido e sua relação causal com o Rompimento da

Barragem (Costa et al., dados não publicados; Bastos et al., 2017). Tendo em vista que o rejeito é majoritariamente composto por óxidos de Fe e silício (e.g. MORGENSTERN et al., 2016; INSTITUTOS LACTEC, 2018), esse nutriente pode ser utilizado de forma integrada com outros indicadores para fins de mapeamento da pluma de rejeitos e possível relação de novos aportes do material remanescente no curso do Rio Doce, bem como sua redisponibilização na plataforma continental.

Para N-amoniacal, as concentrações observadas no período chuvoso da Transição foram 2 vezes superiores aos níveis pretéritos em 44 % das amostras de superfície (*Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3; Figuras 3 e 5*).

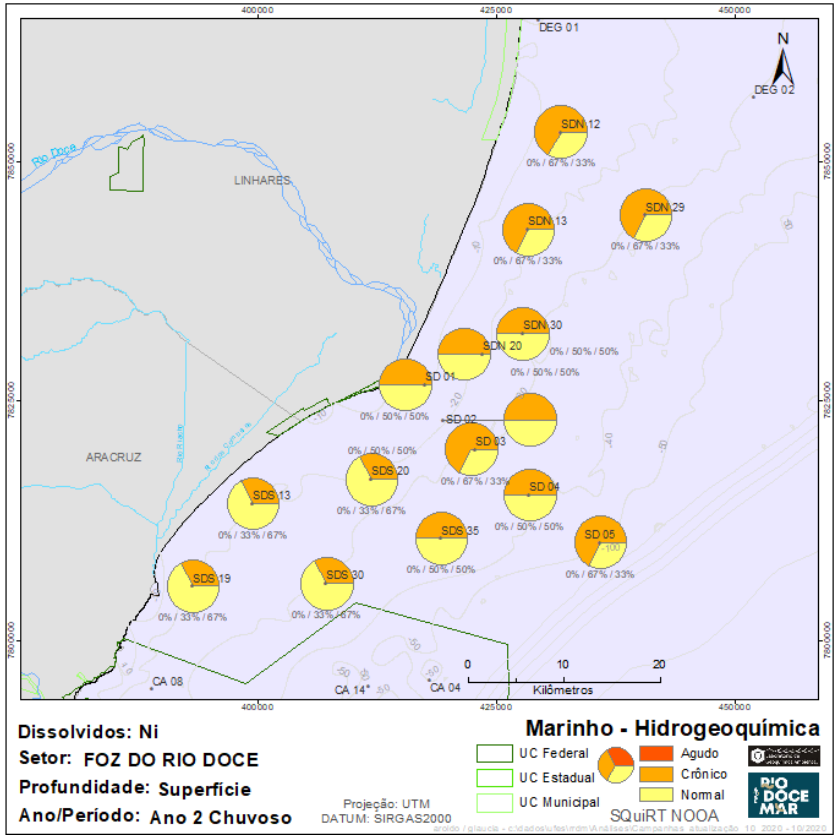
Figura 153: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



Para metais dissolvidos, durante o período chuvoso da Transição (10-19 a 03-20), observou-se uma degradação da qualidade da água em relação ao período chuvoso do Ano 1, principalmente em função dos níveis crônicos de Ni (51 % das amostras avaliadas), bem como condições aguda e crônica referentes ao Cu no Setor Foz (Figura 154). Considerando as diferentes condições de vazão avaliadas durante o Ano 1, verifica-se que, para metais dissolvidos, os maiores níveis de degradação ocorreram durante o período seco (04-19 a 09-19), especialmente para Co (média de 54 % das amostras em nível crônico) e outros metais com potencial tóxico, como Cu (média de 9 % das amostras em nível agudo e 26 % em nível crônico) e Hg (média de 32 % das amostras em nível crônico) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 12 a 16*). Esses resultados indicam que os processos de reciclagem interna na plataforma continental assumem maior importância para a biogeoquímica de metais dissolvidos provenientes do rejeito do que novos aportes por descarga do Rio Doce (Longhini et al., 2020). Embora a vazão tenha apresentado forte influência no transporte de metais dissolvidos na área costeira durante as fases iniciais pós-Rompimento da Barragem, tem sido observada uma diminuição progressiva dos efeitos do aporte fluvial para a redisponibilização desses elementos em condições chuvosas, enquanto pulsos de curto prazo associados aos eventos ressuspensivos na plataforma continental levam ao aumento das concentrações de metais dissolvidos durante a estação seca (Richard et al., 2020).

Com relação aos HPAs, similar ao que foi observado para os demais setores, os níveis para a Foz nos períodos chuvoso e seco do Ano 1 ocorreram em conformidade com a legislação (CONAMA, 2005). Essa condição foi alterada no período chuvoso da Transição, em que foram observadas concentrações de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima dos limites regulamentadores em 100 % e 16 % das amostras analisadas, respectivamente (Figura 155; *Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 26 e 27*).

Figura 154: Frequência de ocorrência de valores de Ni dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



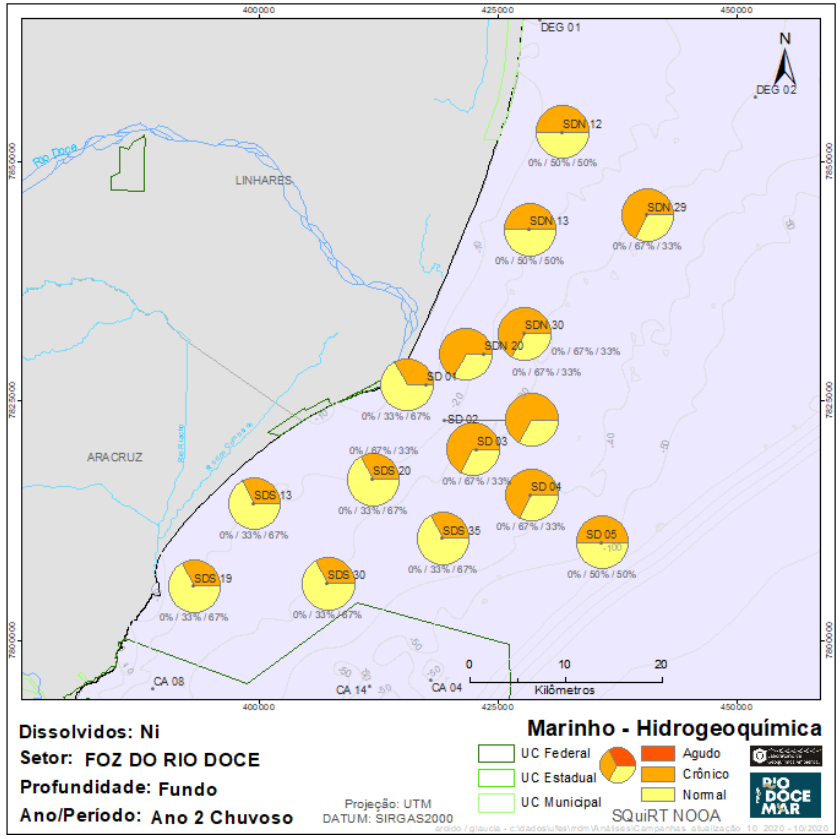
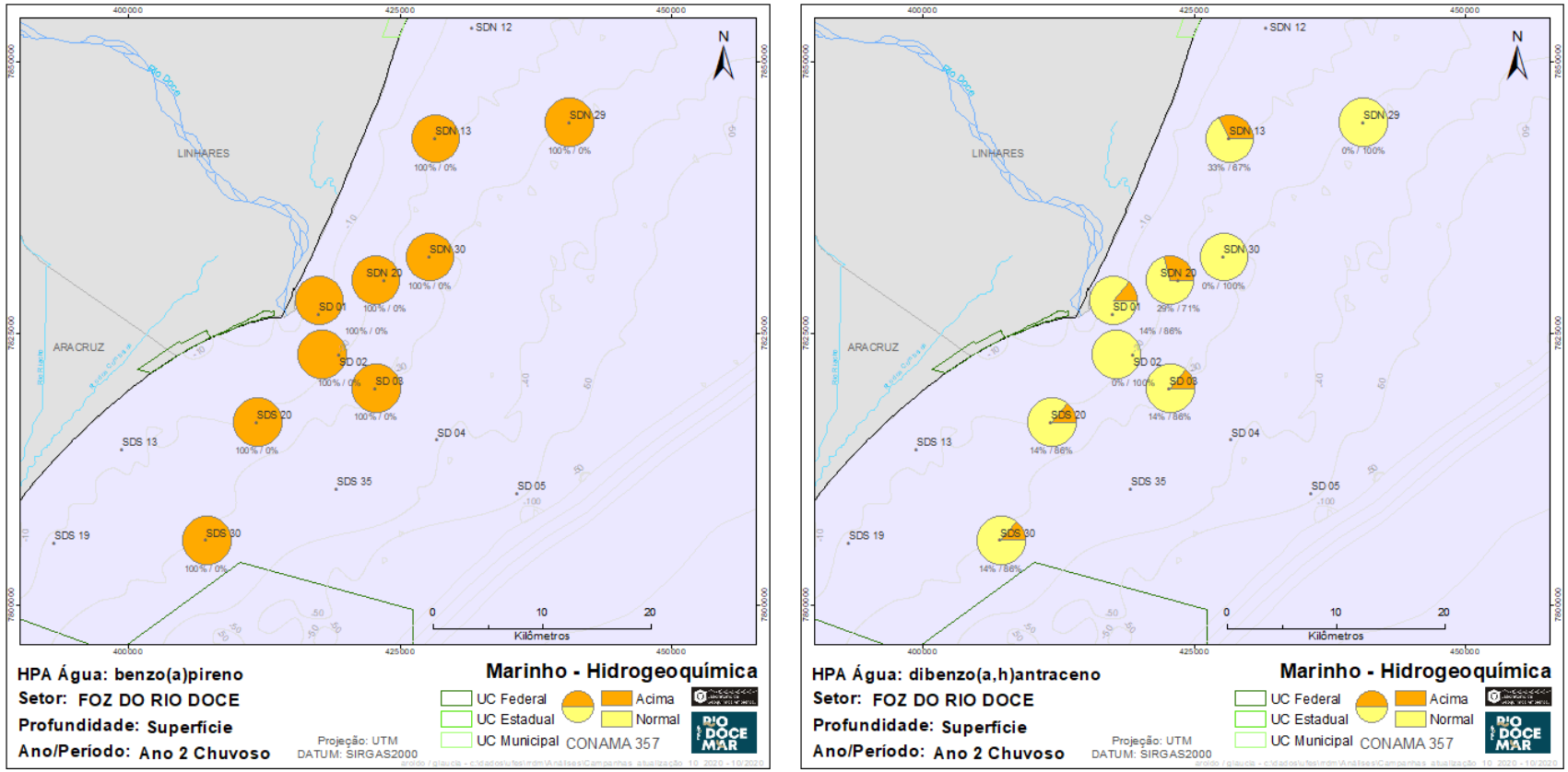


Figura 155: Frequência de ocorrência de valores de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima dos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA, 2005) para as amostras de superfície, nas campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 10-19 a 03-20 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



1.1.3.2.2.4 Setor Costa das Algas

a) Nutrientes

No setor da APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz as principais observações para nutrientes dissolvidos foi que a sílica reativa dissolvida apresentou concentrações médias mais baixas do que os dados pretéritos, com uma tendência de aumento na campanha 16 (01-20, Figura 156); já o n-amoniacal foi maior do que os valores encontrados antes do Rompimento da Barragem e no ano seguinte ao rompimento (Figura 157). Em geral, nitrato, nitrito e ortofosfato foram menores do que o impacto agudo com a chegada do rejeito a região costeira, porém o nitrato apresentou concentrações bastante elevadas nas campanhas de julho e novembro de 2019 (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1.19 a 1.21*).

Houve um aumento médio da sílica reativa dissolvida para todo o período da Transição, chegando a níveis próximos ao observado nos impactos agudos do Pré-PMBA/Fest-RRDM na campanha 16 de janeiro de 2020 (Figura 156), em especial para o ponto CA15 S (5,04 µM), que favorece a produção nova e o aumento de organismos planctônicos de carapaça silicosa (e.g. diatomáceas). Este cenário é novamente atribuído aos eventos mais pronunciados de vazão e também a ressuspensão na Transição, no caso da campanha 14 de novembro de 2018, onde também houve o aumento da altura significativa das ondas. Em contrapartida, houve uma diminuição significativa no conteúdo de n-amoniacal na campanha 16 (01-20) em relação as demais campanhas de todo o PMBA/Fest-RRDM neste setor, com níveis abaixo do limite de detecção para quase todas as estações, exceto para a CA08, que apresenta média maiores semelhante a campanhas anteriores (Figura 157). Houve uma diminuição nos níveis de ortofosfato na campanha 14 (11-19) em relação às demais campanhas realizadas neste setor (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.21*). Destaca-se a estação amostral CA08 S no período de Transição, pois apresentou as maiores concentrações observadas no PMBA/Fest-RRDM neste setor para n-amoniacal (14,07 µM; Figura 157) e nitrato (32,31 µM; *Material Suplementar A3MHS2, Figura 1.19*) na campanha 14 (11-19), sendo quase todo o conteúdo de nitrogênio é constituído de NID. Tendo em vista que não houve o aumento proporcional da DSi, é provável que este incremento seja derivado de processos de fixação do nitrogênio por bactérias fitoplanctônicas e indicativo de produção regenerada por ressuspensão. O ponto CA08 S possui também valores maiores de nitrato, nitrito e n-amoniacal para a campanha 16 (01-20), indicando que um processo de enriquecimento continuou ocorrendo neste local ao longo do tempo para o período de Transição. Os nutrientes limitantes da APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz mostram um comportamento semelhante aos demais setores, com diminuição da limitação de DSi devido a maior disponibilidade na Transição em relação ao Ano 1, porém este nutriente ainda se mostra limitante junto com o PID neste setor, como indicado pela maior concentração de estações no quadrante superior direito na Figura 158.

Figura 156: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de silica dissolvida em água de superfície (S) e fundo (F) na APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem.

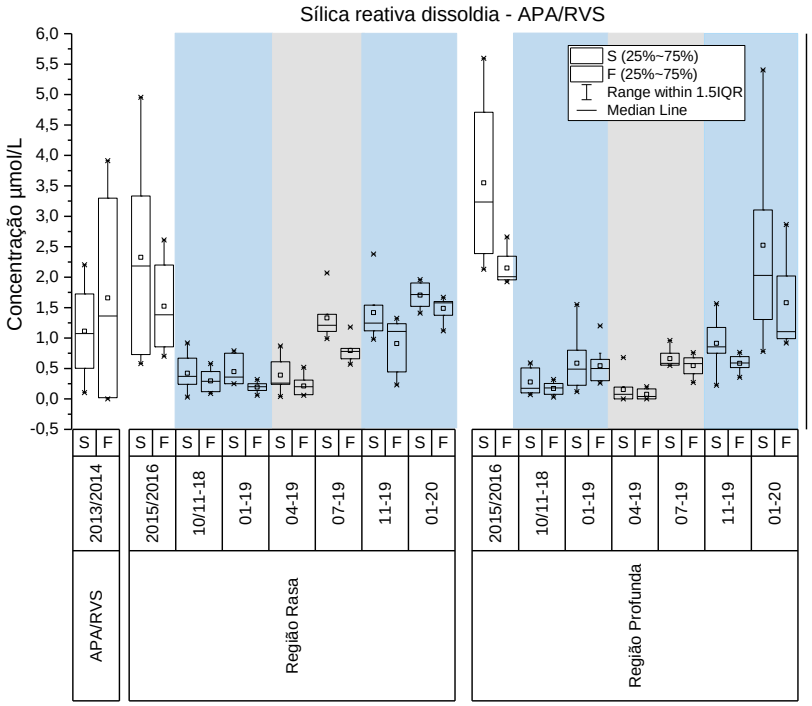


Figura 157: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de n-ammoniacal em água de superfície (S) e fundo (F) na APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem.

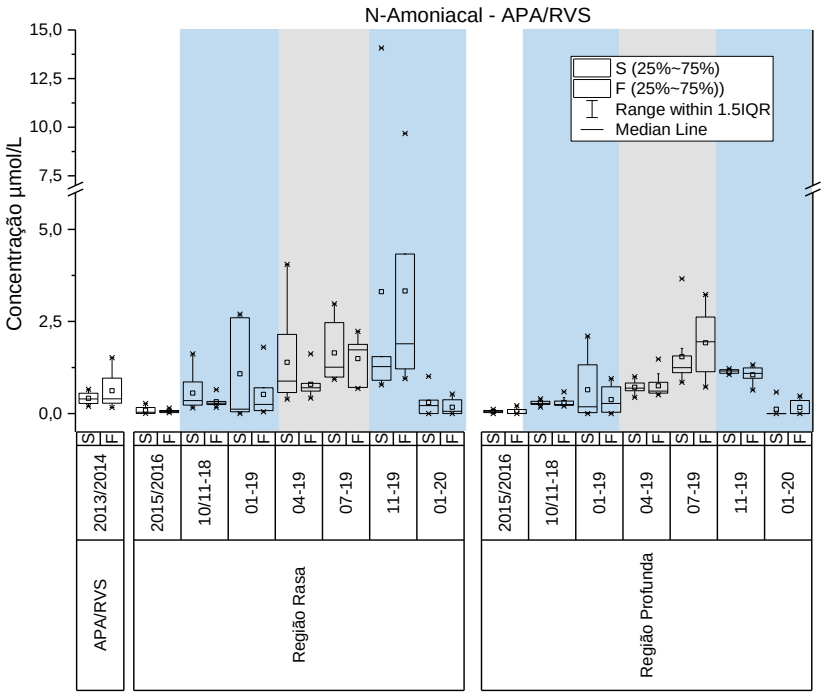
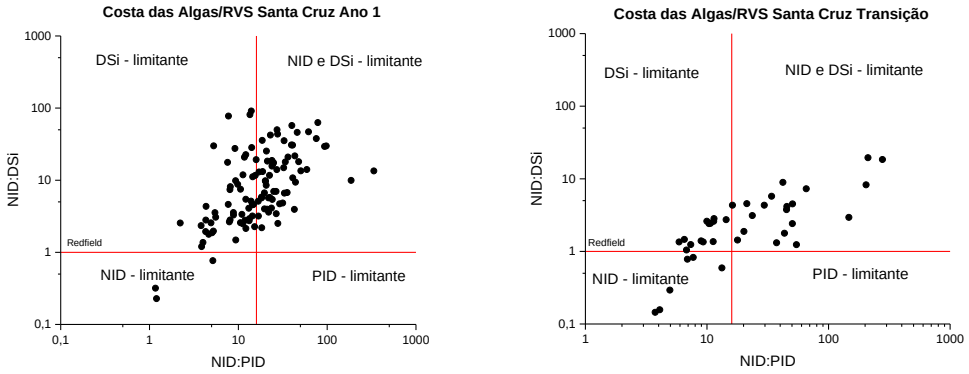


Figura 158: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício (DSi) para a APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield.



Em relação a variação espaço-temporal de nutrientes na APA/RVS, houve diferença significativa (Mann-Whitney, $p < 0,05$) para o n-amoniacal, DSi e ortofosfato comparando os meses de novembro de 2018 e novembro de 2019. A mediana do n-amoniacal foi 6 vezes maior na Transição (11-19) e a DSi foi 4 vezes superior. Já o ortofosfato foi 10 vezes superior no Ano 1. Nitrito e nitrato não apresentaram diferenças (Mann-Whitney; $p > 0,05$) entre as campanhas. O Índice de Potencial de Eutrofização Costeira (ICEP) foi negativo apenas na campanha 14 (11-19) nas estações CA05 fundo e CA 08 na superfície e no fundo, reafirmando o excesso de sílica reativa dissolvida neste mês e, em especial, na estação CA08. Esta estação teve um comportamento diferenciado com níveis mais altos de nutrientes em diferentes momentos, sendo necessárias mais amostragens para monitorar se este padrão se mantém e buscar informações da razão para tal diferença neste local. A limitação nos pontos de ICEP negativo novamente foi em fósforo, destacando esta característica típica da plataforma de estudo, como sugere Figueiredo et al. (2016).

b) Metais

- *Água Dissolvida*

Para a fração dissolvidas dos elementos, as concentrações de Al, As, Fe, Mn, Pb e Zn (distribuição das concentrações de Fe; Figura 159) foram maiores na campanha 4, ao passo que as concentrações de Ag, Co, Cr e V, foram superiores na campanha 7, isso quando comparadas as demais campanhas analisadas no monitoramento. Destaca-se também o aumento das concentrações de As, Ba, Cd, Cu e Ni durante o período de transição (distribuição das concentrações de Cu; Figura 160). Tais comportamentos da distribuição das concentrações dos elementos na fração dissolvida podem estar associados a eventos de alta energia como os citados na região da Foz.

Figura 159: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

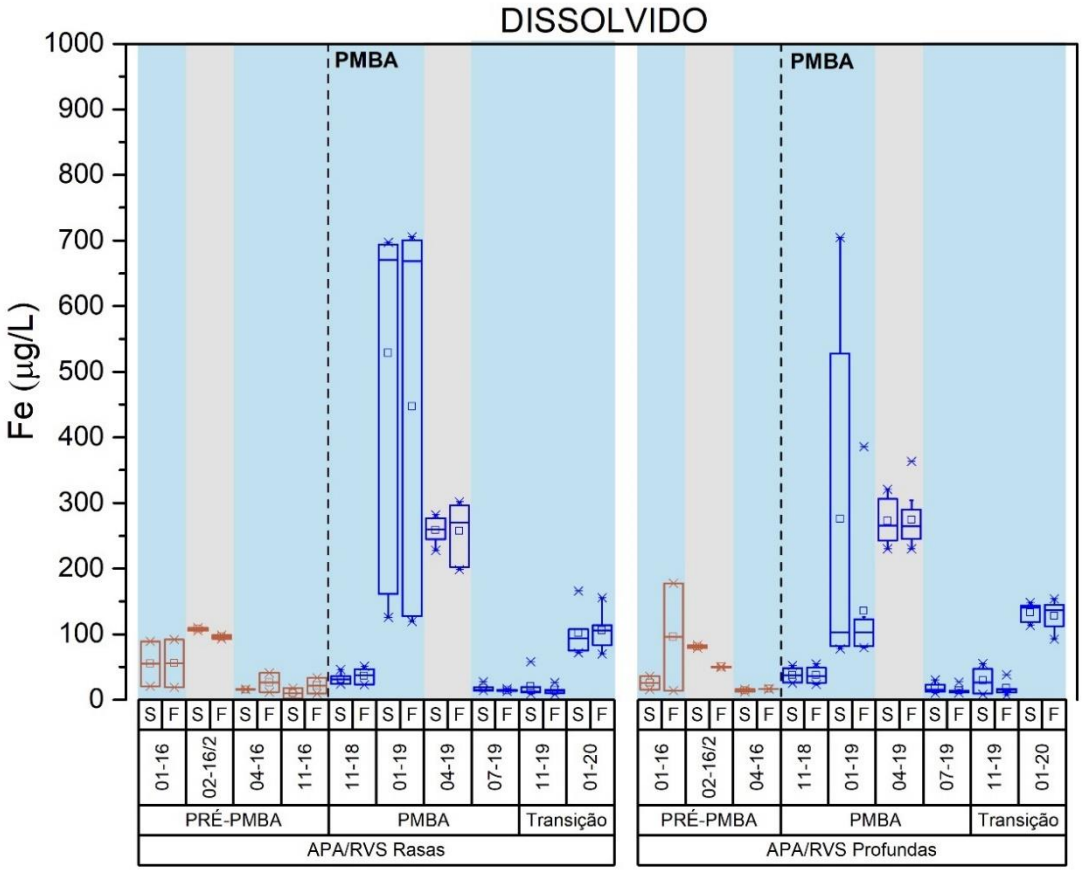
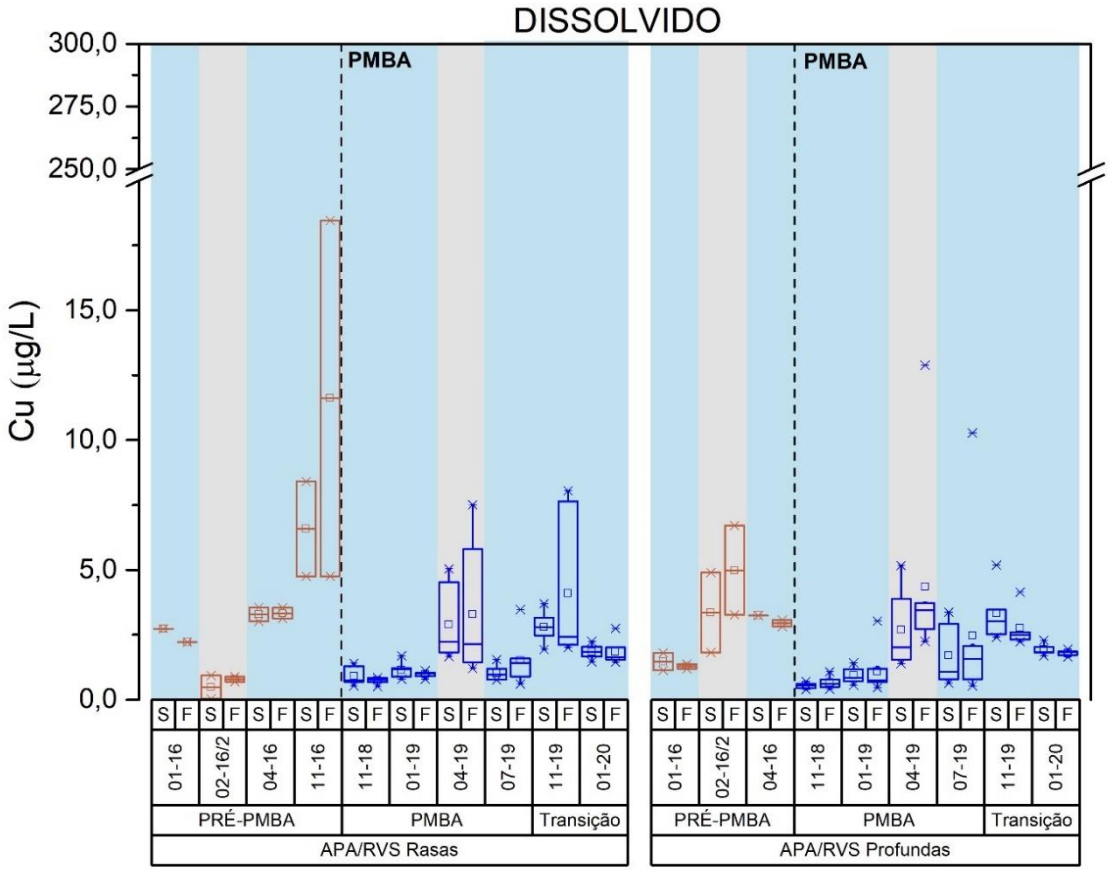


Figura 160: Distribuição das concentrações (µg/L) de cobre dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Água Total*

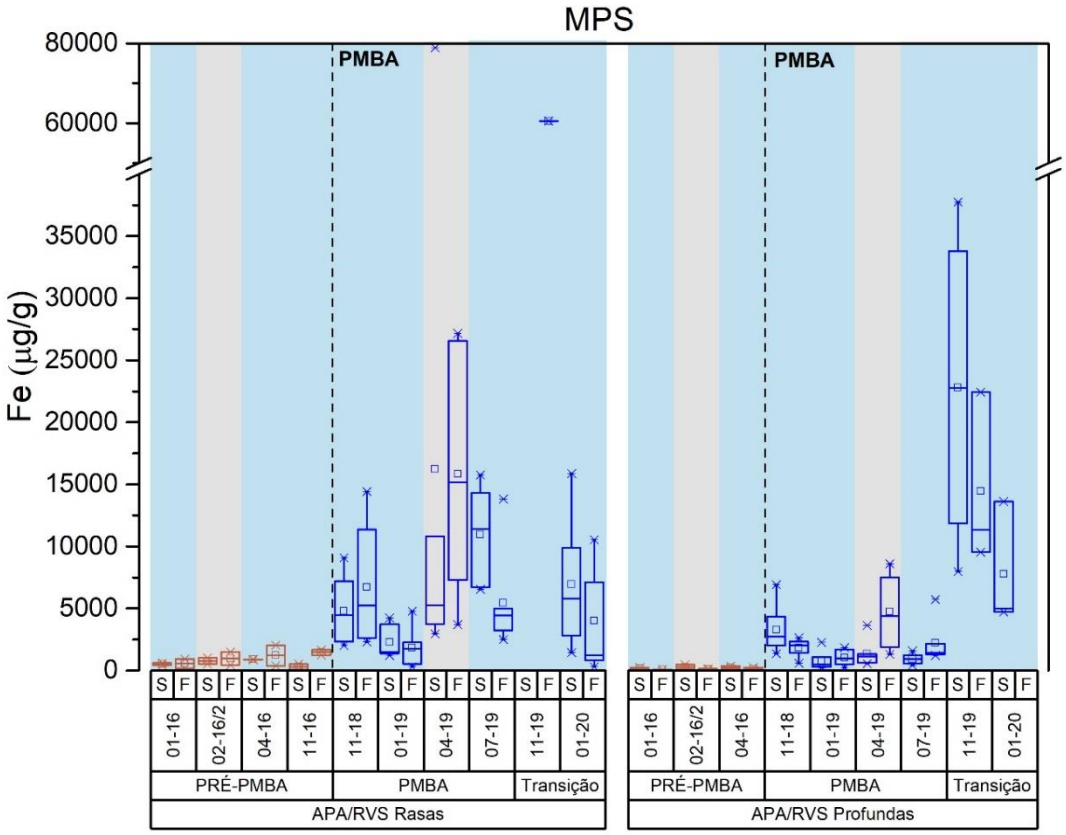
Para os elementos Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb V e Zn, pode ser observado um aumento das concentrações entre as campanhas 11-18 e 01-19 (*Material Suplementar A3MHS3; Figuras 34 a 37*). Contudo, para as demais campanhas, esses elementos apresentam uma tendência de diminuição de suas concentrações, com exceção do Cu e Mn, que apresenta uma diminuição na campanha de 01-20 e sem variações significativas, respectivamente. As, Ba e Co apresentaram uma tendência de aumento de suas concentrações a partir da campanha 01-19.

➢ *Elementos associados ao MPS*

De forma similar ao perfil de crescimento das concentrações observado para a Foz do Rio Doce, os elementos Al, Ba, Cd, Co, Fe, Hg, Mn, Pb, V e Zn apresentam uma tendência de crescimento das concentrações associadas ao material particulado em suspensão, especialmente nas campanhas subsequentes a 11-18 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 161). As não apresentou um

padrão na distribuição de concentração, podendo ser observado maiores concentrações durante o período seco do Ano 1 e na campanha 01-20 do período de transição.

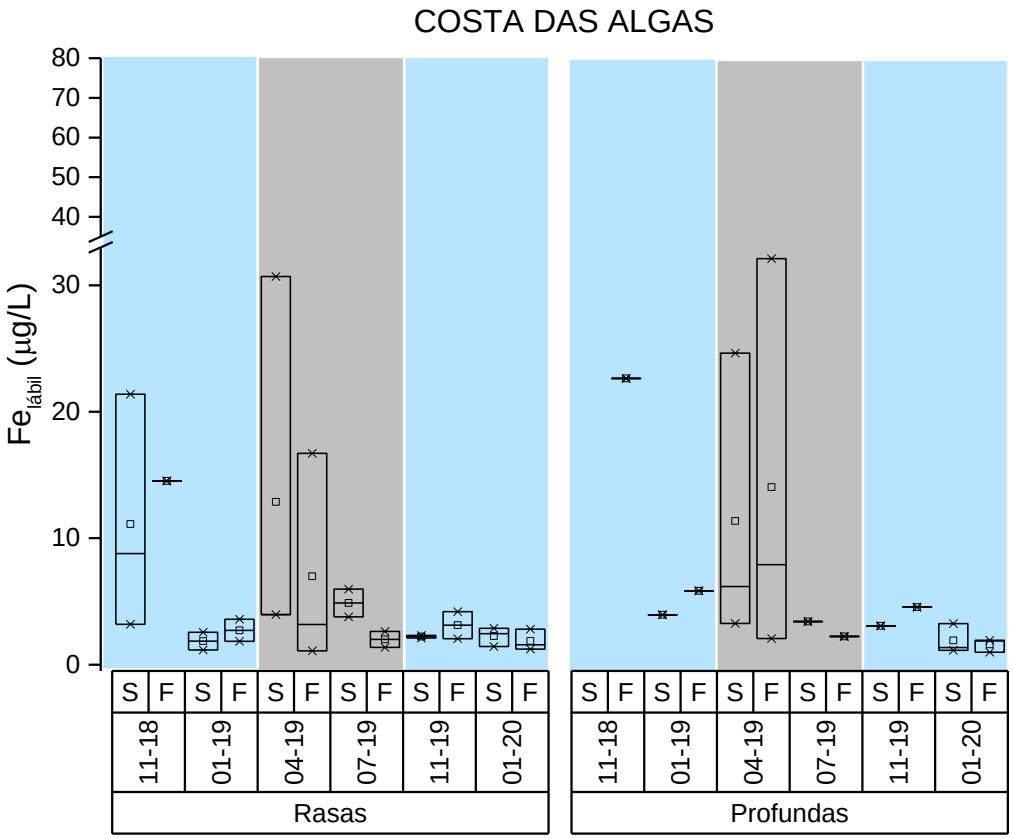
Figura 161: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro, alumínio e manganês e arsênio associados ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Lábeis*

No setor Costa das Algas, as concentrações de metais lábeis no período de Transição foram similares ou inferiores àquelas observadas para o período chuvoso do Ano 1 (Figura 162; *Material Suplementar A3MHS3, Figura 21*). As concentrações de $Fe_{Lábil}$ nesse setor ocorreram entre 0,98 e 4,55 µg/L, enquanto $Al_{Lábil}$ e $Zn_{Lábil}$ variarem de 1,88 a 6,40 µg/L e entre 0,76 e 5,84 µg/L, respectivamente.

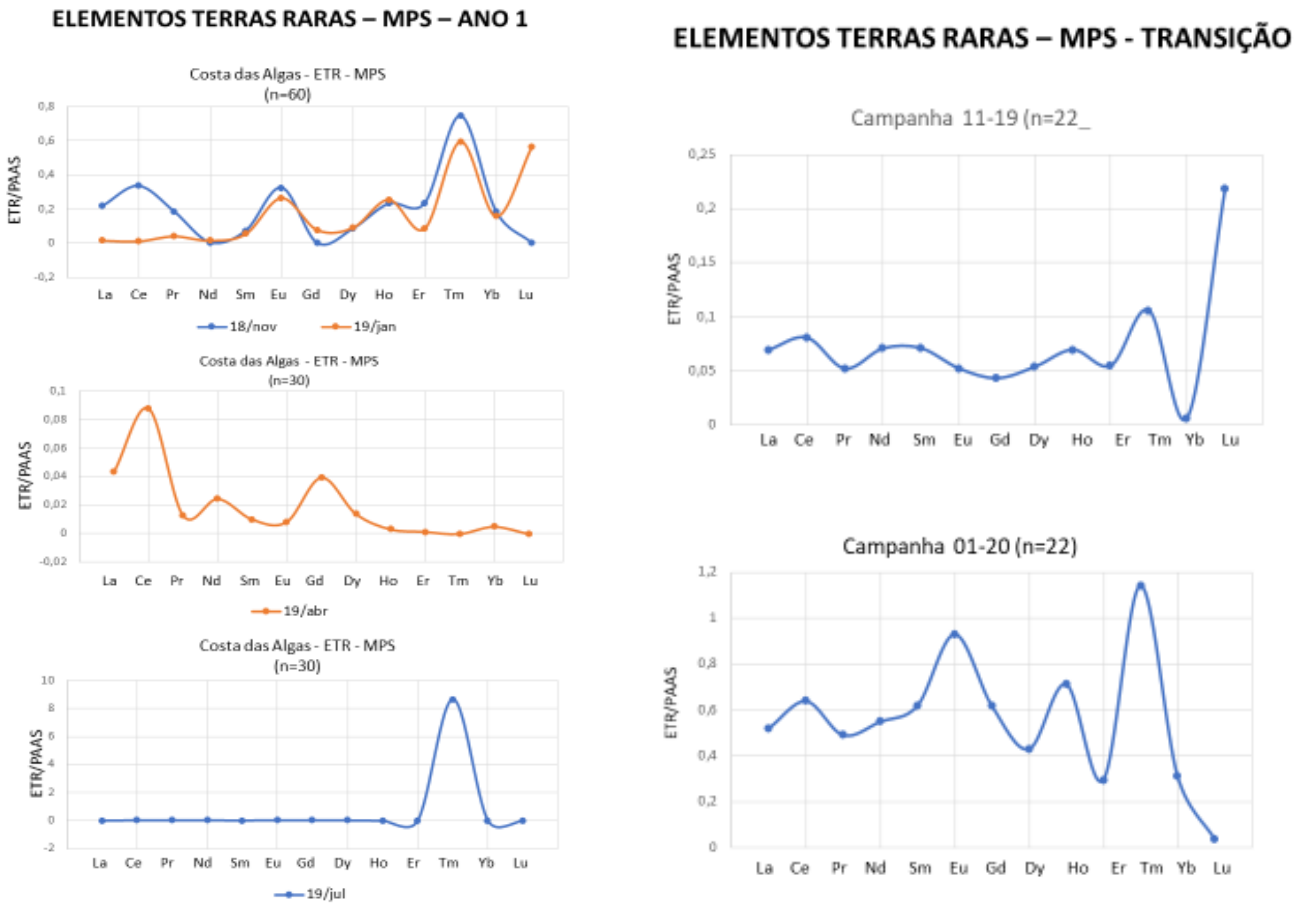
Figura 162: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Costa das Algas nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso.



➢ *Elementos Terras Raras no MPS*

A assinatura dos elementos terras raras no MPS do setor da APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz é distinta do rejeito para todo o PMBA/Fest-RRDM, não sendo possível fazer qualquer relação com a ocorrência deste material neste setor (Figura 163).

Figura 163: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz no Ano 1 e na Transição do PMBA/Fest-RRDM.

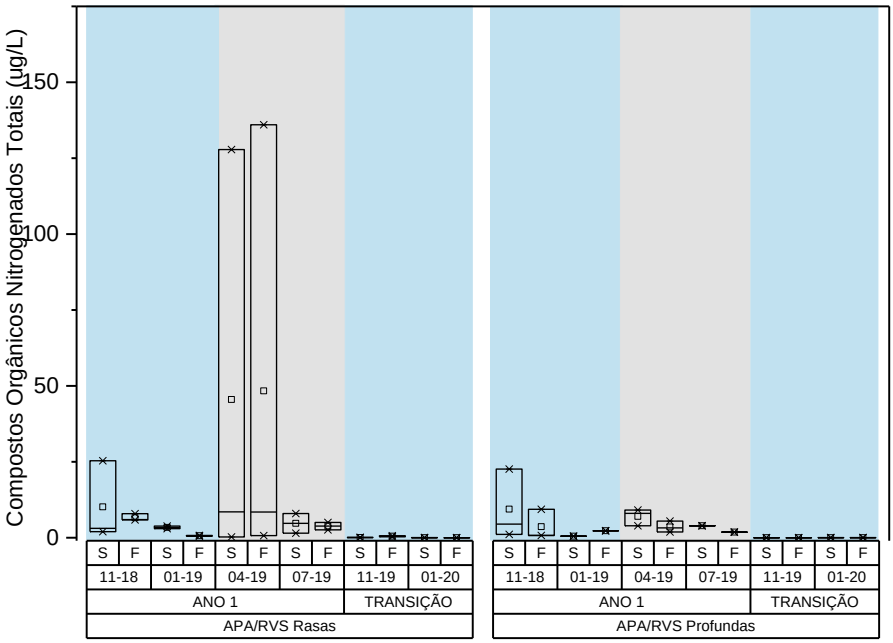


c) Compostos Orgânicos

➢ *Aminas*

Quanto ao setor Costa das Algas, o maior valor de aminas totais registrado no período de Transição foi de 0,66 µg/L em amostra superficial no ponto amostral CA 01 (Figura 164; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 1*). Estes valores são muito inferiores aos registros observados durante o Ano 1. Neste contexto, ainda sustentamos a hipótese de diminuição da concentração de aminas decorrente de possíveis ações mitigadoras.

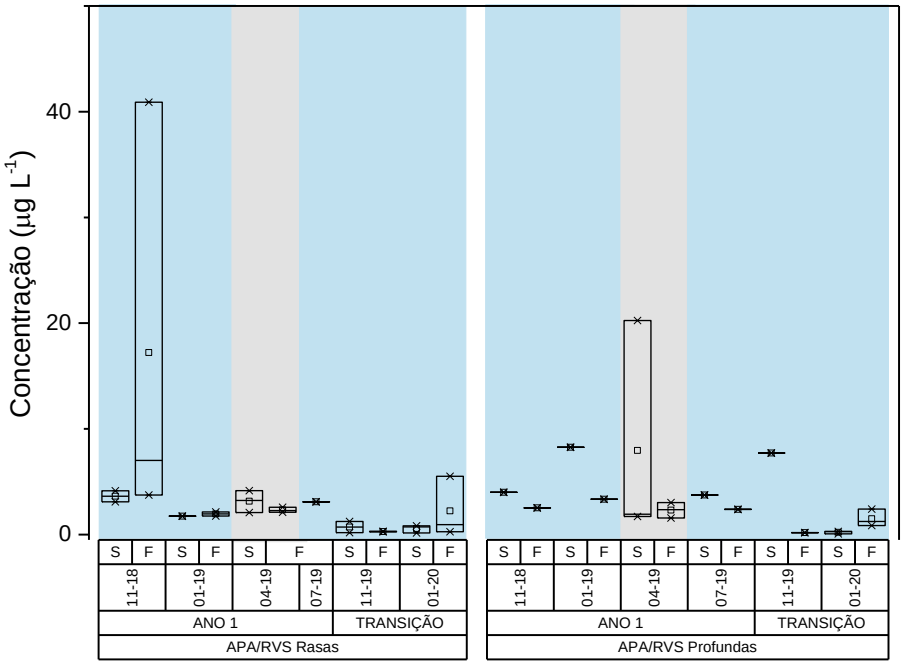
Figura 164: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

No setor Costa da Algas, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais no período de Transição foram em inferiores àquelas observadas para o período chuvoso do Ano 1. (Figura 165; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 2*). Cerca de 70% das amostras apresentaram valores inferiores a 1,00 µg/L, valores estes muito menores a média registrada durante o Ano 1 (8,98±15,04 µg/L). Durante o período de Transição, o valor máximo de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais foi de 7,72 µg/L (CA04 / 11-19). Assim infere-se que a redução observada durante o período de Transição está relacionada ao efeito de diluição referente ao período chuvoso.

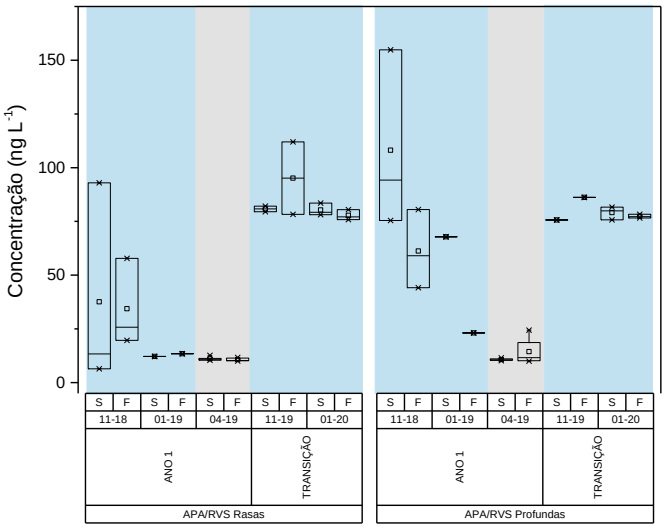
Figura 165: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Em relação a concentração de HPAs totais avaliados no setor da APA/RVS – Costa das Algas, observa-se uma tendência de aumento em relação às últimas campanhas realizadas durante o Ano 1 neste setor. Os níveis de concentração de HPAs totais podem ser observados na Figura 166 e no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 3*).

Figura 166: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



As médias observadas no término do Ano 1 de monitoramento eram muito baixas e características de um ambiente pristino e não impactado. Entretanto com o regime de chuvas no período de Transição, ocorreu um incremento significativo nas concentrações elevando para níveis de 75,66 a 112,00 ng L^{-1} (MATERIAL SUPLEMENTAR). As maiores concentrações foram identificadas nos pontos CA01 e CA02 que são pontos mais próximos da costa e que consequentemente recebem um maior aporte de material terrígeno via transporte rio-oceano, incrementando assim os níveis de concentração de HPAs. Espacialmente não se observam diferenças significativas, de forma que as áreas rasas e profundas apresentaram perfil semelhante de distribuição entre as campanhas estudadas.

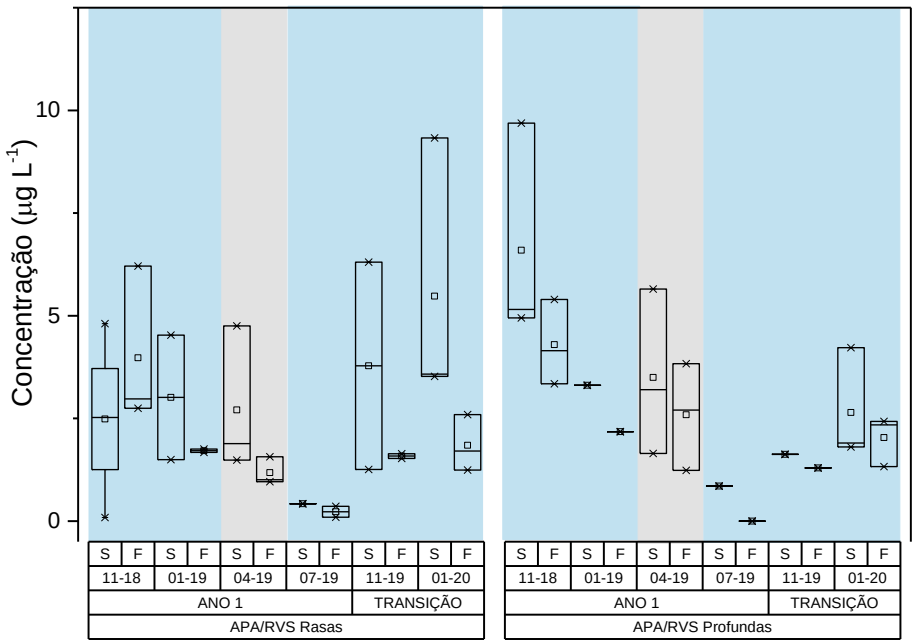
- *Esteróis*

No setor Costa das Algas, ao compararmos com o período chuvoso do Ano 1, as concentrações de esteróis totais no período de Transição foram muito similares, principalmente nas áreas rasas (Figura 167). No setor APA/RVS Rasas, os níveis de concentração variaram de 1,26 a 6,31 µg L^{-1} (média de 2,68±2,42 µg L^{-1}) e de 1,24 a 9,33 µg L^{-1} (média de 3,66±2,93 µg L^{-1}) para as campanhas de novembro/19 e janeiro/20, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 4)*.

Para as amostras do setor APA/RVS Profundas, as concentrações foram ligeiramente inferiores, variando de 1,29 a 1,63 µg L^{-1} (campanha de novembro/19) e de 1,33 a 4,23 µg L^{-1} (2,34±1,00 µg L^{-1}) em janeiro/20. Entre os esteróis detectados, o β-sitosterol foi o mais abundante, com máxima concentração de 7,70 µg L^{-1}, representando cerca de 83% da concentração total de esteróis na estação amostral CA 5 (janeiro/20). Assim como já observado e discutido neste relatório, a presença deste

esterol ocorreu com significativa abundância relativa também em outros setores, indicando assim a importante contribuição de material terrígeno principalmente na plataforma costeira mais interna.

Figura 167: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

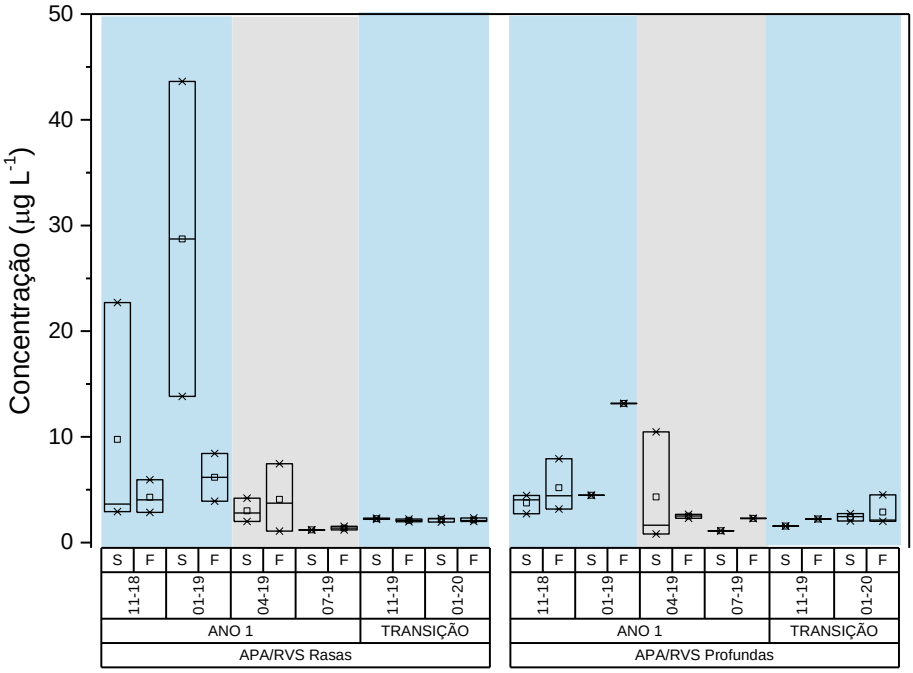


➢ *Ácidos Graxos*

A Figura 168, apresenta os níveis de concentração de ácidos graxos totais determinados em amostras de água do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. As concentrações de AGt apresentadas, evidenciam uma tendência de diminuição no período de Transição ao compararmos com os valores encontrados durante as campanhas do Ano 1. Durante o Ano 1, a variação temporal foi mais nítida, principalmente entre as campanhas de período chuvoso e seco. Durante o período chuvoso, em especial nas campanhas 1 (novembro/2018) e 4 (janeiro/2019), foram registrados os maiores valores, atingindo-se as concentrações máximas de 22,70 µg L^{-1} e 43,63 µg L^{-1}, respectivamente. No período seco deste ano (campanha 7 – abril/2019) a concentração máxima foi de 10,48 µg L^{-1}. Em seguida (campanha 10 – julho/2019) ocorreu uma redução significativa nas concentrações, mantendo a média em 1,47 µg L^{-1} e máxima em 2,28 µg L^{-1}. Essa tendência de diminuição se manteve durante o período de Transição e assim as médias foram 2,08 µg L^{-1} e 2,40 µg L^{-1} e máximos de 2,31 µg L^{-1} e 4,52 µg L^{-1}, para as campanhas de novembro/2019 e janeiro/2020 (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 5*). Vale ressaltar que as campanhas durante o período de Transição foram caracterizadas por período chuvoso, entretanto não foram observados incrementos na concentração de AGt, ao contrário verifica-se uma diminuição que pode ser relacionada ao efeito de diluição. Os teores de SCFAs são os maiores entre os demais grupos de AG, assim como também observado em todos os setores deste

monitoramento. Durante o Ano 1 as médias percentuais variaram de 29,70% (campanha julho/2019) a 54,97% (janeiro/2019), sugerindo assim um maior aporte de MO autóctone nestes períodos. Ao avaliarmos os dados do período de Transição, observa-se uma maior estabilidade destes valores, mantendo-se as médias de 22,16% e 28,90% nas campanhas de novembro/2019 e janeiro/2020, respectivamente. Da mesma forma como discutido anteriormente, relaciona-se o efeito de diluição como principal fonte causal para a diminuição destes teores e não a uma possível diminuição da produção primária local. No final da campanha 10 do Ano 1, o teor de PUFA alcançou seu valor máximo (59,51%) sugerindo a deposição de MO recente e/ou retrabalhada, ou ainda de material ressuspenso por ação da passagem da tempestade tropical Iba. Já para o período de Transição o teor de PUFA manteve também médias estáveis de 22,16 e 28,90%.

Figura 168: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

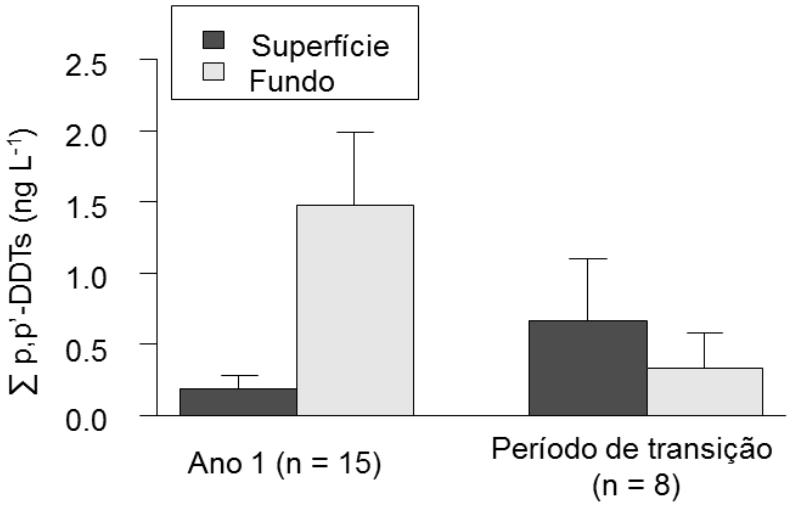


➢ *POPs - PCBs e POCs*

Nas amostras de água, foram detectados os POCs ∑ Heptacloro e p,p'-DDTs, sendo ∑ Heptacloro registrado em somente uma amostra e em concentração abaixo do limite estipulado em legislação (0,30 ng L^{-1}; Tabela 40). Em média, não houve variações significativas de concentrações de p,p'-DDTs entre as amostras do ano 1 e do período de transição (teste de Wilcox $p \geq 0,19$). No entanto, observa-se uma tendência de queda da frequência de ocorrência de p,p'-DDTs e suas concentrações em relação ao primeiro ano de monitoramento (44%; 0,80 ± 1,50 ng L^{-1}) para o período de transição (29%; 0,55 ± 0,99 ng L^{-1}) (Figura 169) , bem como na frequência de amostras com valores de p,p'-DDTs acima do limite

máximo regulamentado, caindo de sete (ano 1) para quatro amostras. Dentre estas quatro amostras, CA2 e CA6 também tiveram valores de p,p'-DDTs acima do limite Classe 1 (CONAMA nº 357/05) no primeiro ano de monitoramento, e CA4 (superfície e fundo) vieram a apresentar valores acima do limite somente no período de transição. ∑ Drins, que ocorreram de forma pontual e em baixas concentrações no primeiro ano, e demais PCBs e POCs não foram detectados no período de transição.

Figura 169: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de p,p'-DDTs em água registrados no setor Costa das Algas durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.



Estes resultados sugerem atenção e manutenção do monitoramento do compartimento aquático da região, visto que algumas amostras de água mantiveram registros de concentrações de DDTs acima dos limites regulamentados pelo CONAMA, mesmo que em frequência inferior ao primeiro ano de monitoramento.

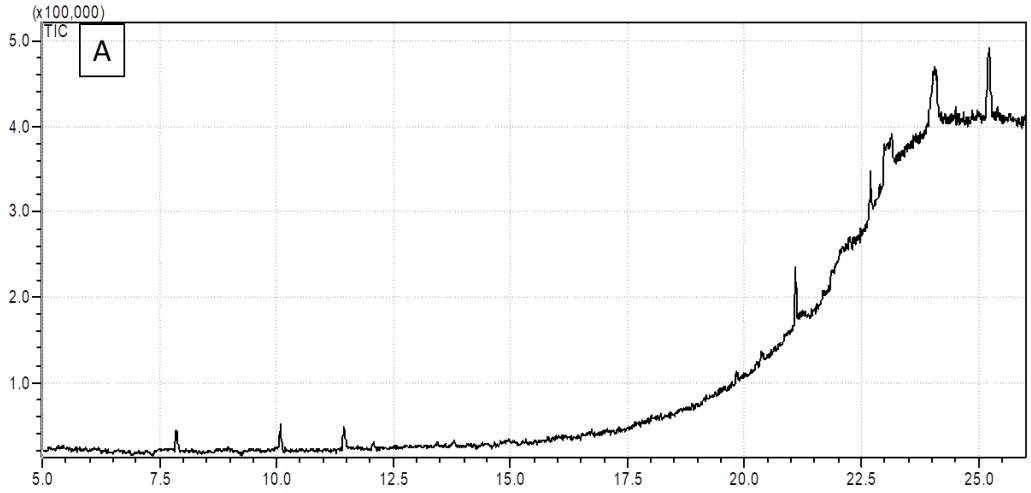
- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

Nesse sentido, a Figura 170 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 170, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que

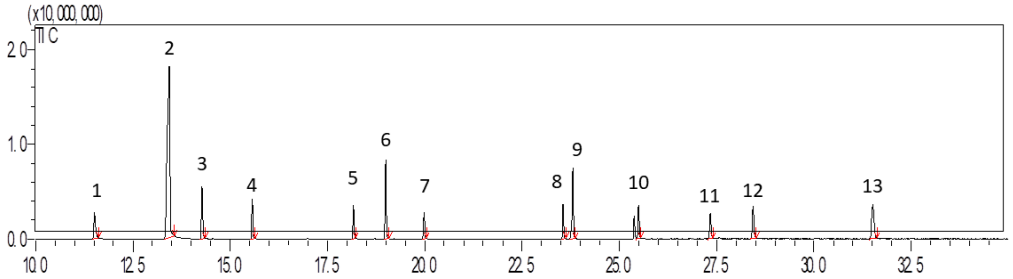
alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 170: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 171 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 171: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 46 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 46: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: $LOD=3,3(s/S)$

Equação 2: $LOQ=10(s/S)$

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no MPS*

As campanhas realizadas no período de Transição para o Setor Costa das Algas apresentaram valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ que indicam mistura de fontes terrestres e marinhas, principalmente plantas C3, efluentes domésticos e fitoplâncton marinho. O sinal indicador de influência antropogênica por efluentes domésticos foi evidente na estação CA-01, na amostra de superfície, durante a campanha 01-20. Os valores variaram entre -27,5‰ e -21,8‰; e entre 4,1‰ a 26,6‰ para $\delta^{15}N$ (Tabela 47; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 11*).

Tabela 47: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no MPS dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 do Setor Costa das Algas.

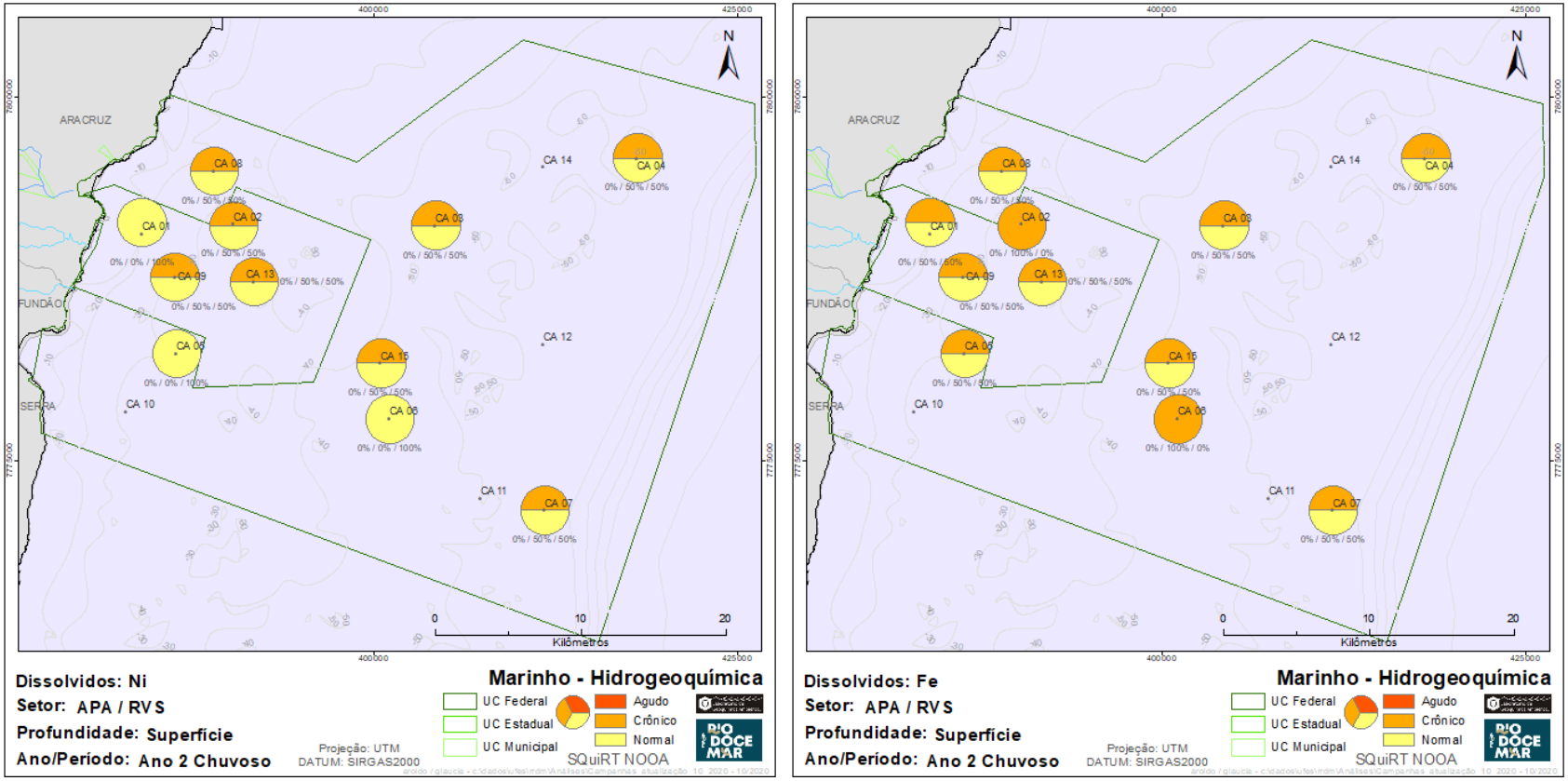
Isótopos no MPS – Setor APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz												
Campanhas amostrais												
Estações	11-18		01-19		04-19		07-19		11-19		01-20	
	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
CA 01 S	-26,2	8,0	-24,6	8,0	-22,0	6,7	-24,8	5	-21,8	6,7	-25,6	26,6
CA 01 F	-29,2	9,3	-27,1	≥ 500 mV	-23,4	6,2	-25,2	6,1	-23,3	5,8	-25,4	4,8
CA 02 S	-32,0	9,7	-25,5	≥ 500 mV	-24,9	6,4	-27,4	≥ 500 mV	-25,3	6,1	-26,3	5,2
CA 02 F	-32,8	11,5	-31,4	≥ 500 mV	-24,4	6,9	-28,1	≥ 500 mV	-26,2	5,1	-27,3	≥ 500 Mv
CA 03 S	-30,2	9,9	NA	NA	-24,1	6,8	NA	NA	NA	NA	-23,9	6,7
CA 03 F	-32,8	≥ 500 mV	NA	NA	-24,9	8,0	NA	NA	NA	NA	-27,5	9,4
CA 04 S	-31,0	9,5	-30,4	5,8	-24,3	5,5	-27	≥ 500 mV	-24,6	5,4	-26,3	≥ 500 mV
CA 04 F	-34,1	13,3	-34,4	≥ 500 mV	-25,4	7,0	-27,7	≥ 500 mV	-26,4	4,1	-26,4	6,5
CA 05 S	-28,0	10,3	NA	NA	-25,6	6,6	NA	NA	NA	NA	-26,1	5,3
CA 05 F	-30,4	11,7	NA	NA	-24,8	5,9	NA	NA	NA	NA	-27,3	≥ 500 mV
CA 06 S	-28,8	11,8	NA	NA	-22,9	3,9	NA	NA	NA	NA	-24,1	8,1
CA 06 F	-28,9	14,2	NA	NA	-23,6	6,3	NA	NA	NA	NA	-25,7	6,3

d) Qualidade da Água

No Setor APA/RVS Costa das Algas, foram observados níveis crônicos de Ni e Fe durante o período chuvoso da Transição (campanhas 11-19 e 01-20) para 38,5 % e 54,5 % (valor médio entre superfície e fundo) das amostras avaliadas, respectivamente. Similar ao que foi observado para o Setor Foz, no Ano 1 do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, as condições de qualidade da água para metais dissolvidos foram mais degradadas durante o período seco (campanhas 04-19 e 07-19), com a ocorrência de níveis de Co, Cu, Fe e Hg na classe crônica, segundo os limites estabelecidos pelo NOAA (1999) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 17 a 21*).

Com relação aos HPAs, durante o período chuvoso da Transição, ocorreu a degradação da qualidade da água e desconformidade com a legislação para os níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno. Para benzo(a)pireno, essas condições ocorreram em 100 % das amostras avaliadas para o setor Costa das Algas nas campanhas da Transição (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 28 e 29*).

Figura 172: Frequência de ocorrência de valores de Ni e Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as campanhas realizadas no período chuvoso da Transição: 11-19 e 01-20 no Setor Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



1.1.3.2.3 Matriz Sedimento

Nos itens a seguir, estão apresentados os resultados da distribuição espaço-temporal para os parâmetros nutrientes (especiação do fósforo), metais e compostos orgânicos na matriz sedimentar. Com relação ao índice de qualidade de sedimento SQGq para os compostos PCBs, todos os níveis encontrados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM ocorreram dentro da classificação ***não impactado***, enquanto que para SQG-q pesticidas, somente algumas amostras apresentaram níveis de contaminação de forma pontual nos setores Foz (SDN-20, campanha 11-8; SDN-30, campanhas 12-18, 03-19, 04-19 e 07-19; SDS-20, campanha 03-19) e Norte (BN 02, campanha 11-19).

1.1.3.2.3.1 Setor Abrolhos

a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

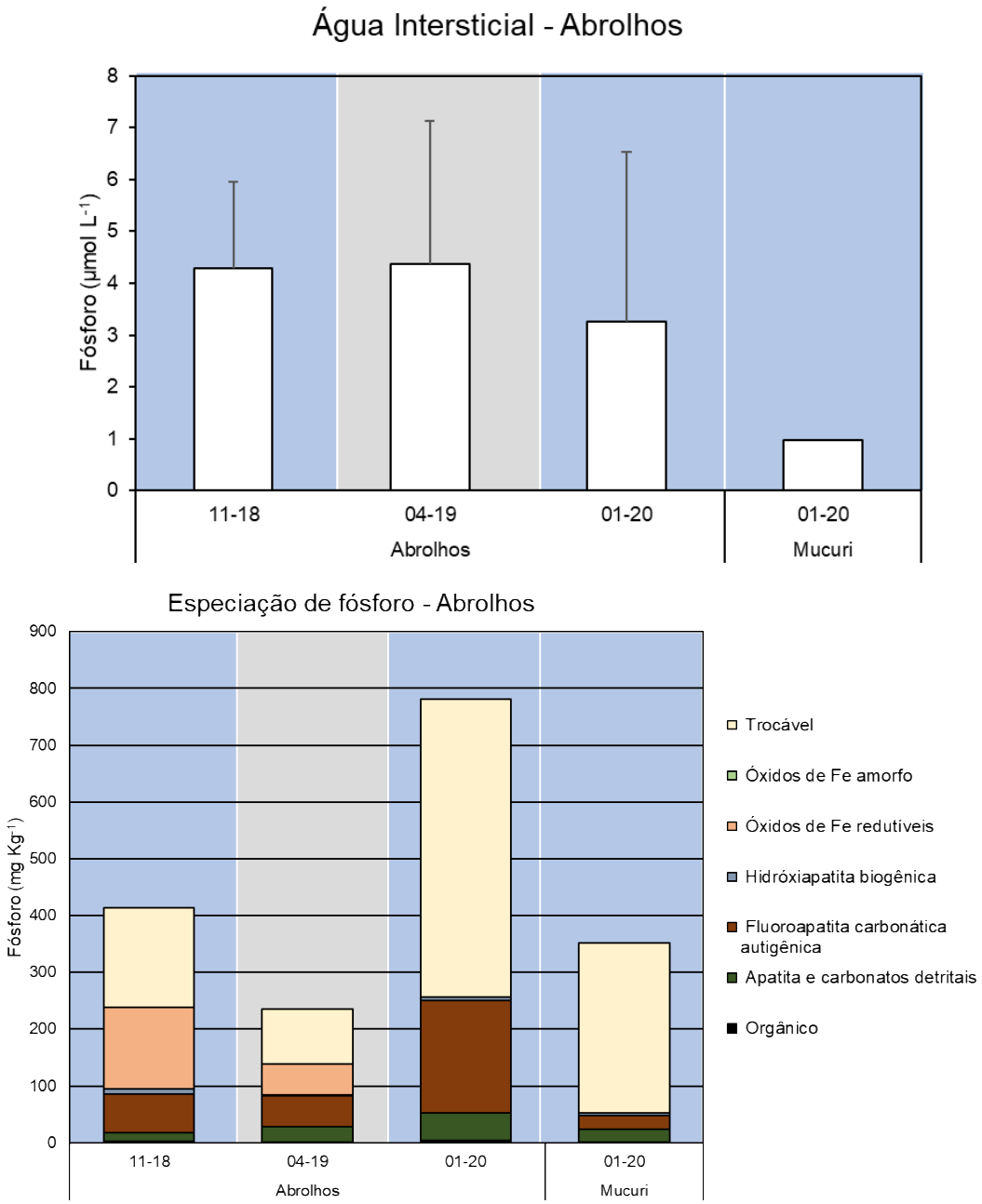
O sedimento é o principal repositório do fósforo nos oceanos e sua fonte é o intemperismo continental, que remobiliza os minerais fosfatados de rochas e solos, que são posteriormente transportados por rios para o ambiente marinho na forma particulada e dissolvida (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007). Uma vez dissolvido na água o fosfato é integrado a processos orgânicos e liberado como ortofosfato (RUTTENBERG, 1992). Estima-se que cerca de 10% a 30% do fluxo fluvial do fósforo está presente nas forma reativas (e.g. disponíveis pra absorção biológica) e estas formas compreendem, além do P adsorvido a óxidos, o P associado a matéria orgânica; P fracamente adsorvido a partículas (trocável); e o P ligado a minerais autigênicos, como hidroxiapatita e fluorapatita carbonática apatita. O fósforo associado a estas fases esta susceptível a reciclagem diagenética e redisponibilização para formas dissolvidas, tanto para a água intersticial, como por troca direta entre o sedimento e a água de fundo (COLEMAN; HOLLAND, 2000).

Com a premissa de verificar o carreamento do fósforo pela bacia hidrográfica do Rio Doce e sua dinâmica da plataforma continental adjacente, foram realizadas análises do conteúdo de fósforo reativo e não reativo (detrital) associado a 7 diferentes frações do sedimento. O método utilizado é descrito por Anschutz e Deborde (2016) e consiste em uma extração sequencial para a mensuração de fósforo em água intersticial e associados a fração mineral o P trocável; P ligado a óxidos de Fe(III) amorfos; P ligado a óxidos de Fe(III) redutível (residual ou cristalino); P associado a hidroxiapatita biogênica; P associado fluoroapatita carbonática autigênica (FCA); P associado a apatita e carbonatos detritais e P orgânico. Embora todas estas espécies de fósforo respondam sobre fontes distintas por meio da composição do sedimento, são destacadas neste documento as frações relativas aos óxidos de Fe por estarem mais relacionados ao rejeito de minério e auxiliarem na interpretação de sua ocorrência.

Na Figura 173 são representadas as espécies de fósforo presentes na água intersticial e nas 7 diferentes frações do sedimento para o setor de Abrolhos nas campanhas de 11-18, 04-19 e 01-20. O fósforo presente na água intersticial é inversamente proporcional a fração de P trocável do sedimento, fração mais representativa neste setor. Tendo em vista que a fração trocável são de espécies mais

fracamente ligadas ao sedimento, estas são também mais facilmente transferidas para a fase dissolvida. Trata-se de um dos processos diagenéticos do sedimento, onde primeiramente ocorre a troca entre o material particulado e a água intersticial e, posteriormente, a troca entre fluidos na interface sedimento-água, promovendo as mudanças químicas para compactação (JENSEN; ANDERSEN, 1992). Estas transformações diagenéticas estão tanto ligadas a composição do mineral, quanto a granulometria, sendo que quanto maior a evolução diagenética, maior cimentação por precipitação química e menor é o conteúdo de água intersticial. Tendo em vista que as amostras de sedimento do PMBA/Fest-RRDM são de camadas muito superficiais (3-5cm) estas representam um sedimento móvel pouco compactado e propenso a muitas interações físico-químicas com fases de fósforo mais fracamente adsorvidas.

Figura 173: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg $^{-1}$) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor de Abrolhos.



Ainda de acordo com a Figura 173, não foram observados P ligados a óxidos de Fe (III) amorfos para o setor de Abrolhos, porém, houve a contribuição de óxidos cristalinos nas duas primeiras campanhas, em 11-18 e 04-19. Os óxidos de Fe (III) cristalinos transportados por rios são principalmente a hematita e goethita (RAISWELL, 2011). É provável que estes os óxidos de Fe sejam um produto de um material fluvial cristalizado mais antigo retrabalhado do sedimento na plataforma. Sabe-se que o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM foi marcado principalmente por eventos de maior energia e, consequentemente, ressuspensão do sedimento. Essa ocorrência é muito importante considerando que a hematita e a

goethita são constituintes do rejeito de minério de ferro, o que pode indicar a presença deste na região de Abrolhos, área de relevante interesse ecológico. A ausência de espécies ligadas a óxidos de Fe (III) na Transição e o significativo aumento da fração trocável e no conteúdo total de P indicam maior aporte recente dos rios devido a maior precipitação continental, confirmada também pelo aumento de P detrital na campanha de 01-20.

A diminuição do conteúdo total de P no sedimento e a manutenção das espécies entre a campanha de 11-18 e 04-19 indicam que a tempestade tropical IBA remobilizou o fundo e provavelmente este ainda estava se compactando na coleta de abril de 19, de forma que um maior teor de P se encontrava na água intersticial naquele momento. As contribuições de P ligado as frações de FCA e hidroxiapatita estão relacionadas a atividade biológica do Banco de Abrolhos e representam cerca de 20% do conteúdo de P no sedimento. Não houve contribuição significativa de espécies de P orgânico. Em geral, esta fração não é muito abundante no sedimento marinho (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007).

b) Metais

- *Extração Parcial*

Em comparação de concentrações dos elementos nos sedimentos de campanhas realizadas antes do programa de monitoramento, com as campanhas realizadas durante o PMBA/Fest-RRDM (Ano 1 e transição) na região de Abrolhos, observou-se maiores valores das concentrações dos elementos Ag, As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, V e Zn durante a campanha realizada em 11-18 do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS3; Tabela 6; Figuras 54 a 57*). Já os elementos Ba, Cr, Fe e Mn, apresentaram concentrações sem variações significativas entre as campanhas do PMBA/Fest-RRDM, sendo apenas o Fe com concentrações mais elevadas durante o monitoramento em comparação com os valores encontrados antes do programa PMBA/Fest-RRDM (Figura 174). Dentre os elementos estudados, apenas o Al apresentou concentrações maiores durante o período de transição (01-20; Figura 175). Não foi possível observar diferenças significativas entre os períodos chuvoso e seco considerados.

Figura 174: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

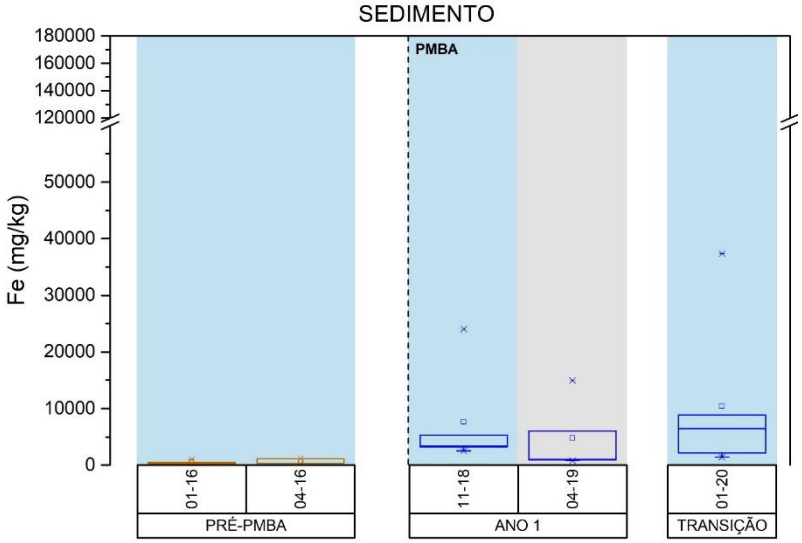
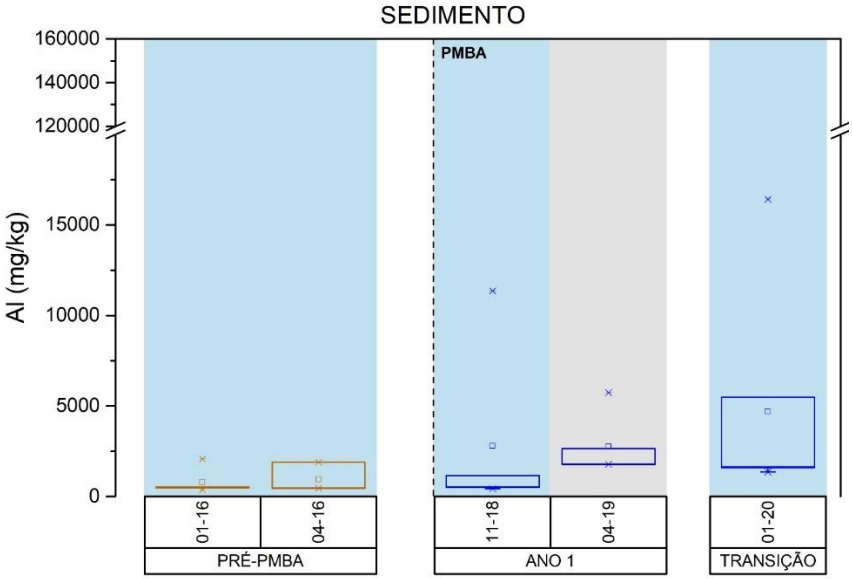


Figura 175: Distribuição das concentrações (µg/g) de alumínio na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

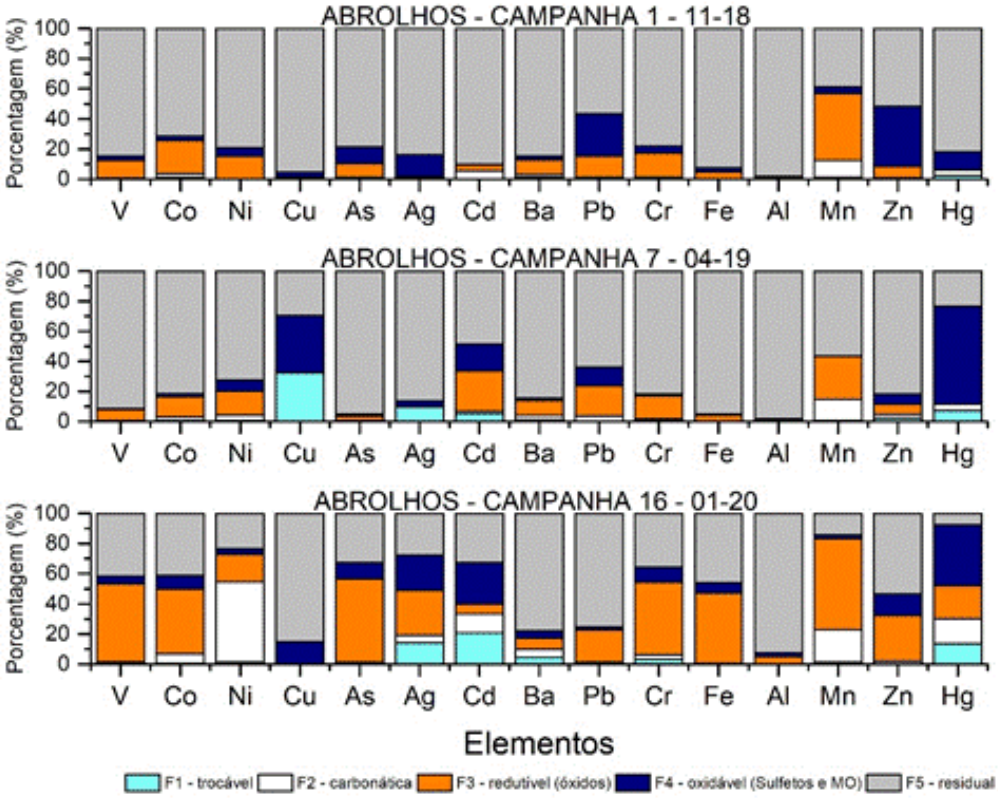


- *Extração Sequencial*

No setor abrolhos, bem como em todas as outras regiões, é possível observar uma alteração das frações de quase todos os elementos nos sedimentos, tendendo uma preferência a fração redutível,

Ag, As, Co, Cr, Fe, Mn, Zn e V (Figura 176). Ni e Mn apresentaram grandes porções também associadas a fração carbonática do sedimento. Também é possível destacar o aumento da fração trocável para es elementos Ag, Cd e Hg, o que levanta preocupações no caso dos dois últimos, por apresentarem extrema toxicidade a organismos.

Figura 176: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor de Abrolhos em suas respectivas frações.



- *Elementos Terras Raras*

Em relação a assinatura dos elementos terras raras no sedimento do Setor Abrolhos, não foi possível observar o sinal do rejeito através desta ferramenta neste setor (Figura 177).

Figura 177: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Abrolhos no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM.

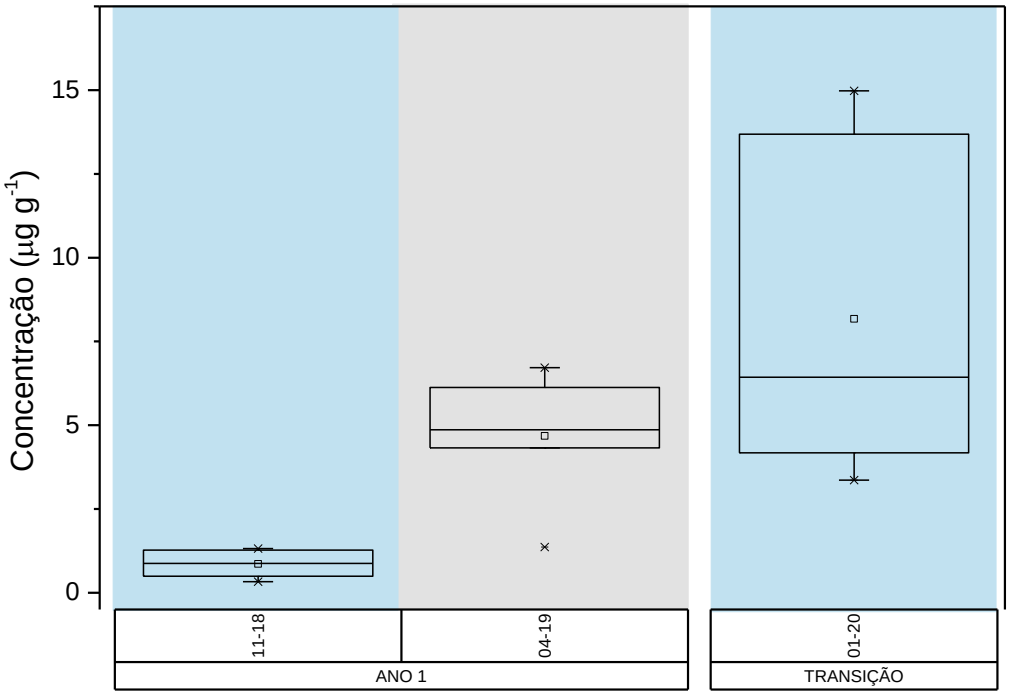
Ressalta-se, entretanto, uma relativa similaridade no padrão de distribuição dos terras raras em relação ao material da barragem no período da Transição, com incrementos de Ce, Eu e Yb típicos do rejeito. Porém, devido as não correspondência dos demais elementos, não é possível inferir a presença do rejeito, mas apenas sugerir uma mistura de fontes que configura uma assinatura similar para a campanha de 01-20 no sedimento de toda malha amostral do PMBA/Fest-RRDM.

c) Compostos Orgânicos

➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Os níveis de concentração para hidrocarbonetos alifáticos determinados em amostras de sedimento no setor Abrolhos estão apresentados na Figura 178 e no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 12*). A partir de uma comparação temporal entre os períodos chuvosos do Ano 1 e Transição, observa-se um aumento nos níveis de concentração com média de 8,18 µg g^{-1}, variando de 3,36 µg g^{-1} a 14,98 µg g^{-1}. As maiores concentrações foram registradas ocorreram para ABR01 (13,69 µg g^{-1}) e ABR04 (14,98 µg g^{-1}) durante a campanha de janeiro/20. A proximidade destes pontos ao continente e a influência do Rio Caravelas podem ter contribuído para a elevação de hidrocarbonetos nestas estações.

Figura 178: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

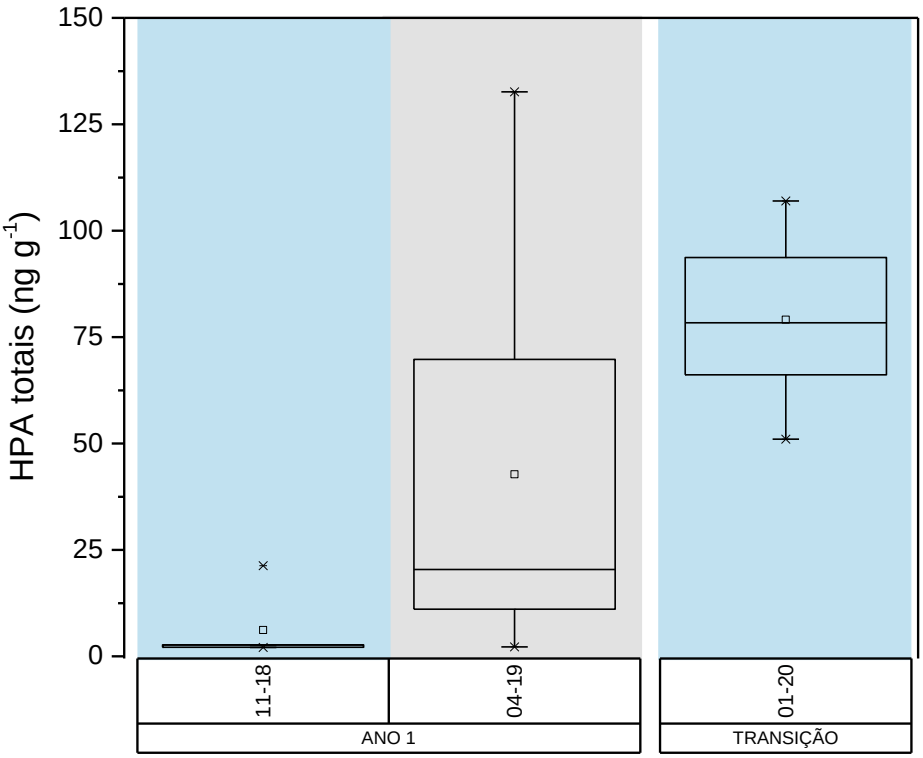


➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

De forma geral, as concentrações de HPAs totais no período de Transição apresentaram um perfil de aumento em relação às campanhas de regime de chuva, contudo não são verificadas diferenças significativas quando feita a comparação com o período de seca do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 13*). Assim, o que se observa é o efeito de aumento dos níveis de concentração em detrimento ao Ano 1, o efeito do aumento da descarga do Rio Doce, concomitante ao regime chuvoso, aumentou a dispersão de HPAs totais para Abrolhos. As concentrações de HPAs totais das amostras

de sedimento do setor Abrolhos são apresentadas na Figura 179. As maiores concentrações foram encontradas nas amostras da estação Mucuri (106,99 ng g^{-1}). Estas estações são mais próximas do continente e assim estão mais sujeitas ao aporte de material continental, o que poderia incrementar as concentrações de HPAs totais, em função do período chuvoso.

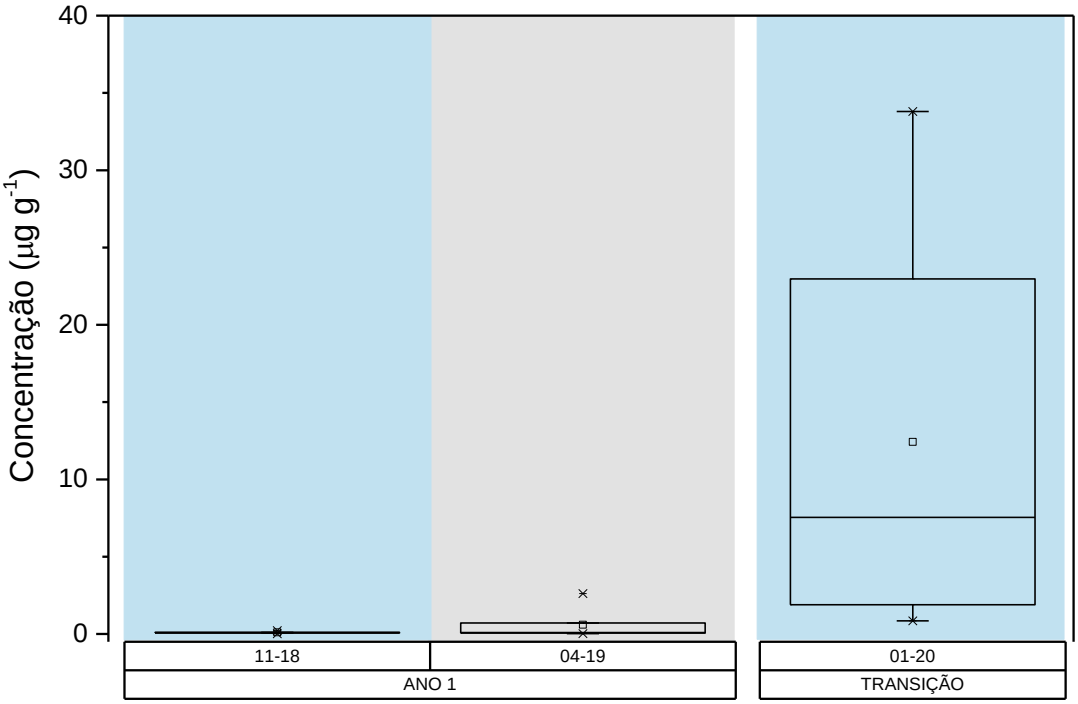
Figura 179: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Esteróis*

A distribuição de esteróis totais no período de Transição apresenta variação muito distinta ao registrado durante o Ano 1 de monitoramento. Durante o Ano 1, os níveis de concentração de esteróis em sedimento foram muito baixos, não ultrapassando 2,61 ug g^{-1} (Figura 180; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 14*). No período de Transição, em função do aumento de pluviosidade, os valores apresentaram um incremento significativo atingindo o máximo de 33,80 ug g^{-1} (ABR05 / 01-20). Nesta estação amostral os esteróis mais abundantes foram b-sitosterol, colesterol e lanosterol, denotando assim a contribuição por aporte misto, tanto autóctone por influência de fito e zooplancton, bactérias e algas dinoflageladas e alóctone por plantas vasculares superiores (Volkman, 2005, Al-Mutlaq et al., 2008). Este aporte misto de material, pode ser atribuído a ação das chuvas na dispersão de material de origem continental e consequentemente ao aumento de produção de primária.

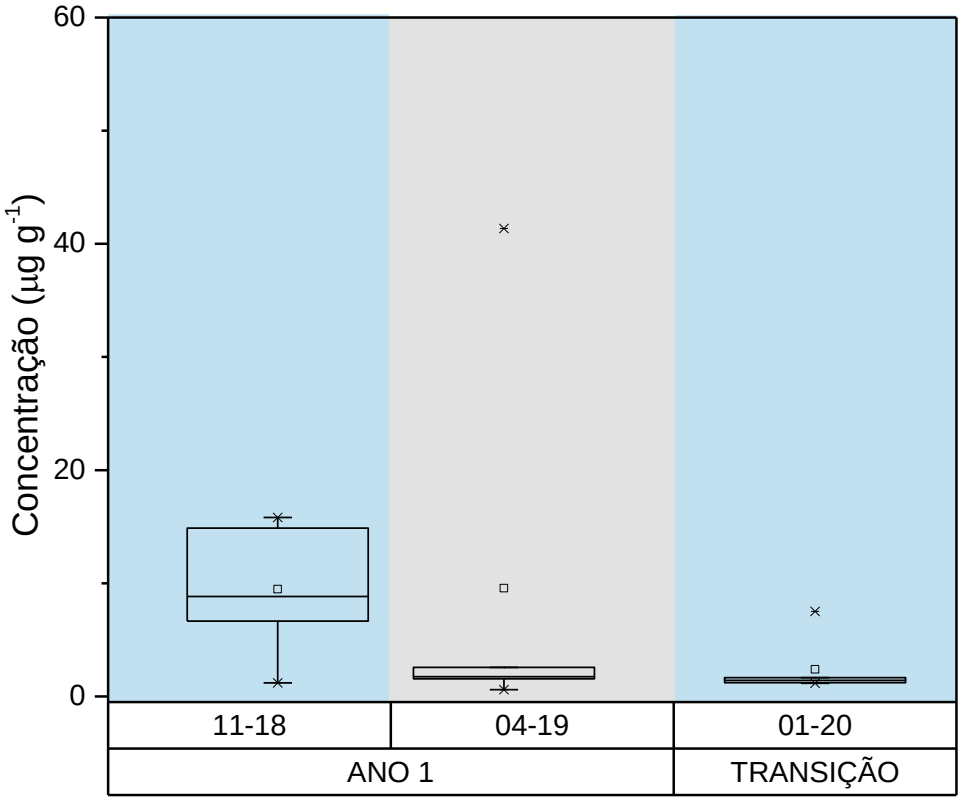
Figura 180: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



➢ *Ácidos Graxos*

Assim como se pode observar na Figura 181, as concentrações de ácidos graxos totais apresentam uma tendência de estabilidade em seus níveis. Durante o período de Transição os níveis de concentração foram de 1,16 µg g^{-1} em MUC02 a 7,51 µg g^{-1} para ABR03 (média de 2,40±2,51 µg g^{-1}; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 15*). Dentre os ácidos graxos detectados, o C16:0 e C18:0 foram os mais abundantes em todas as amostras. A presença destes pode ser considerada proveniente de diversas fontes. No caso destes, C16:0 (ácido palmítico) e C18:0 (ácido esteárico), podem ser provenientes de diatomáceas (Volkman, 1986; Bordovskiy, 1964), zooplâncton e bactérias (Volkman *et al*., 1998) ou ainda como indicativo de aporte terrestre devido a presença destes compostos em mangues (Volkman *et al*., 1998; Meziane, Tsuchiya, 2000) e macroalgas (Meziane e Tsuchiya, 2000).

Figura 181: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *POPs - PCBs e POCs*

Considerando todos os setores, durante o período de transição, foram analisadas 148 amostras de sedimento superficial, correspondentes às campanhas 13 (n = 15), 14 (n = 35), 15 (n = 14), 16 (n = 41), 17 (n = 15), 18 (n = 14) e à campanha emergencial 1 (n = 14).

Os resultados para frequência de ocorrência nas amostras e máximos e média de concentrações por setores para bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (POCs) referente ao ano de transição são apresentados na Tabela 48. Os mesmos dados, referentes ao primeiro ano de monitoramento, são apresentados no material suplementar (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*). Mapas com os valores máximos de DDTs em água e sedimento, e PCBs em sedimento, para os dois anos de monitoramento são apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MHS4, Figuras 1, 2 e 3*).

Tabela 48: Frequência de ocorrência (FO, em %) e valores máximos e médios de concentrações (em μg kg^{-1}) de POPs detectados em amostras de sedimentos superficiais dos setores analisados durante o período de transição. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/12 (em μg kg^{-1}). N = número de amostras totais analisadas em cada setor; n = número de amostras em que o composto foi detectado; 7 PCBs = PCB28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180; dp = desvio padrão.

Setores	**Abrolhos (N = 6)**		**Norte (N = 18)**		**Foz (N = 102)**		**Costa das Algas (N = 22)**		**CONAMA 454/12 - Água salina / salobra**	
POPs	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**FO (n)**	**Máx (Média±dp)**	**Nível 1**	**Nível 2**
PCBs										
Σ 47 PCBs	-	-	6 (1)	0,028 -	29 (30)	0,49 (0,03±0,08)	41 (9)	0,39 (0,06±0,10)	-	-
Σ 7 PCBs	-	-	-	-	11 (11)	0,29 (0,01±0,04)	-	-	22,7	180,0
Pesticidas										
Alfa–HCH	-	-	-	-	5 (5)	0,05 (0,00±0,01)	-	-	0,32	0,99
Beta–HCH	-	-	-	-	19 (19)	0,19 (0,02±0,04)	-	-	0,32	0,99
Delta–HCH	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,99
Gama–HCH	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,99
DDT (p,p`- e o,p-)	-	-	6 (1)	0,58 -	40 (41)	6,90 (0,12±0,68)	18 (4)	0,11 (0,01±0,03)	1,19	4,77
DDD (p,p`- e o,p-)	-	-	28 (5)	0,12 (0,02±0,04)	56 (57)	1,22 (0,17±0,26)	32 (7)	0,17 (0,04±0,06)	1,22	7,81
DDE (p,p`- e o,p-)	83 (5)	0,09 (0,05±0,03)	94 (17)	0,41 (0,10±0,10)	67 (68)	0,63 (0,13±0,15)	54 (12)	0,26 (0,06±0,08)	2,07	374,0
Dieldrin	-	-	-	-	17 (17)	0,18 (0,01±0,04)	-	-	0,71	4,30

Setores	Abrolhos (N = 6)		Norte (N = 18)		Foz (N = 102)		Costa das Algas (N = 22)		CONAMA 454/12 - Água salina / salobra	
Endrin	-	-	-	-	1 (1)	0,03 -	-	-	2,67	62,4
Alfa-clordano	-	-	-	-	-	-	-	-	2,26	4,79
Gama-clordano	-	-	-	-	-	-	-	-	2,26	4,79

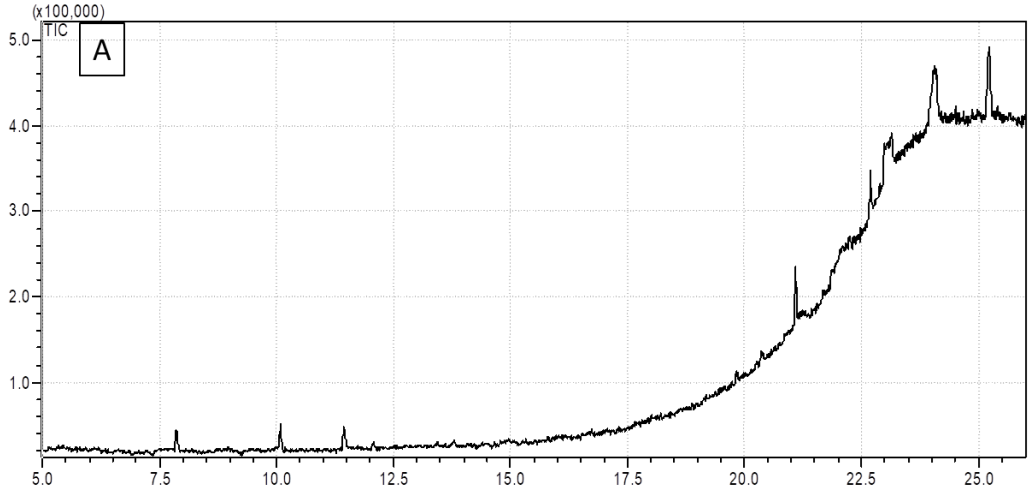
Nas amostras de sedimento, somente DDE foi detectado, com alta frequência de ocorrência nas amostras (83%), assim como observado no primeiro ano de monitoramento para o Setor Abrolhos (70%; *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*). Os valores registrados (máximo de 0,09 µg kg^{-1}) permaneceram inferiores ao limite máximo estipulado em legislação (CONAMA nº 454/12; Tabela 48), e com média idêntica (0,05 ± 0,03 µg kg^{-1}) à registrada durante o ano 1 (0,05 ± 0,05 µg kg^{-1}; *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*). PCBs, Alfa-HCH e DDT, registrados no primeiro ano de monitoramento, e demais POCs analisados, não foram detectados durante o período de transição. Embora alguns compostos organoclorados tenham sido detectados na região de Abrolhos durante todo o primeiro ano de monitoramento e período de transição, os valores encontrados são de até 24 (DDT) vezes menores que os limites indicados pelo CONAMA, sem tendência de aumento de concentrações entre o ano 1 e o período de transição. Ainda assim, é importante ressaltar que este setor apresenta predomínio de cascalho e areia em seus sedimentos (BASTOS et al., 2017), o que limita a adsorção de contaminantes predominantemente hidrofóbicos, como a maioria dos compostos organoclorados, e consequentemente, a detecção destes nos sedimentos.

- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

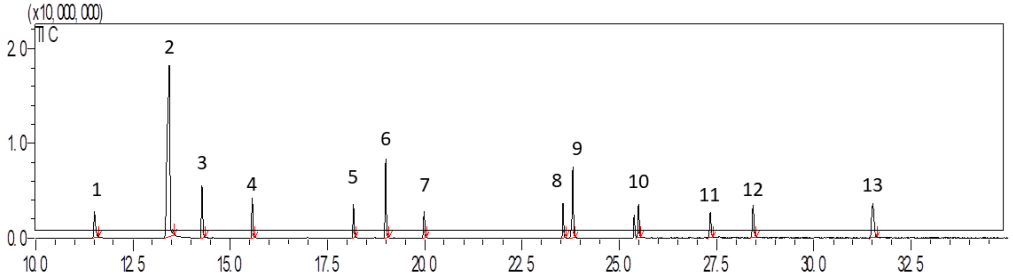
Nesse sentido, a Figura 182 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 182, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 182: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 183 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 183: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 49 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 49: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: LOD=3,3(s/S)

Equação 2: LOQ=10(s/S)

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e razão C:N*

O setor Abrolhos apresentou valores depletados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em comparação ao setor da Foz, este último apresentando uma maior influência continental e da chegada dos rejeitos. Já em relação às campanhas realizadas no setor, não é possível observar mudanças significativas em relação aos teores de $\delta^{13}C$, diferentemente dos valores de $\delta^{15}N$, que apresentaram um decréscimo durante a campanha 01-20. Os dados de isótopos estáveis apresentados refletem uma influência marinha, principalmente fitoplâncton, no material orgânico sedimentar, sendo que a diferença de $\delta^{15}N$ entre as campanhas pode indicar uma alteração na fonte de nitrogênio ou na forma de assimilação deste pelo fitoplâncton (Tabela 50). A razão C: N para as amostras sedimentares no período de Transição variaram entre 3,29 e 7,47, confirmando o predomínio de fonte marinha, com exceção da estação MUC 01, cujo resultado (10,19) indicou a presença de material de ambiente de transição terrestre e marinho (Material Suplementar *A3MHS4, Tabela 18*).

Tabela 50: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 7 e 16 da região de Abrolhos.

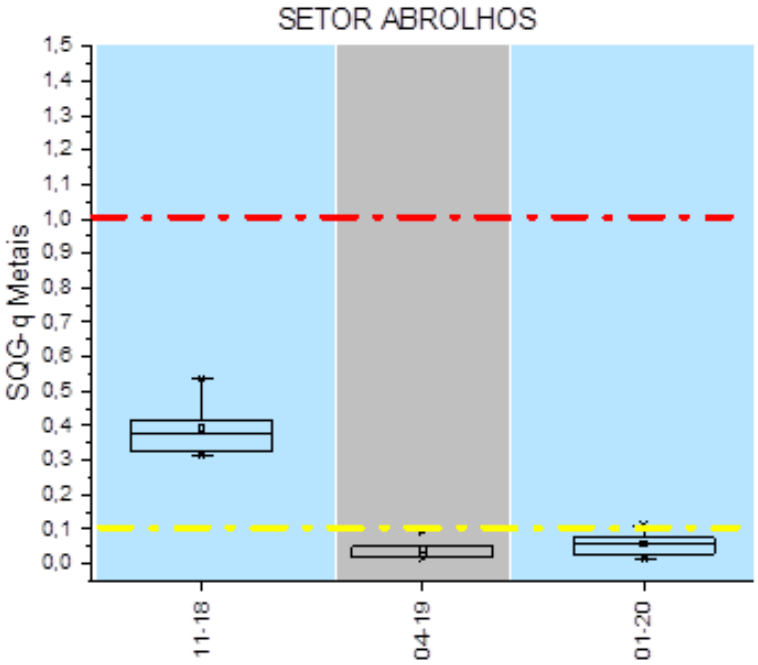
Isótopos no sedimento - Abrolhos						
Campanhas Amostrais						
Estações	12-18		04-19		01-20	
	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
ABR 01	-19,8	8,3	-20	9,9	-21,6	3,3
ABR 02	-20,2	≥ 500 mV	-20,9	7,8	NA	NA
ABR 04	-21,1	≥ 500 mV	-20,9	7,3	-20,5	≥ 500 mV
MUC 01	NA	NA	NA	NA	-21,22	≥ 500 mV

d) Qualidade do Sedimento

No setor Abrolhos, o índice SQG-q metais indicou a ocorrência de áreas ***moderadamente impactadas*** durante as campanhas do período chuvoso do Ano 1 (11-18 e 04-19) (Figura 184) principalmente em função dos níveis de As, Ag, Ni, Cu, Zn, Cd e Cr (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Dentre estes metais, Cu, Cd, Zn e Ni apresentaram as maiores taxas de incremento das concentrações quando comparados aos dados pretéritos (respectivamente, 101, 77, 18 e 14 vezes superiores aos níveis registrados antes do Rompimento da Barragem*; Material Suplementar A3MHS5, Tabela 9*). Durante as campanhas realizadas no período seco do Ano 1 (04-19) e período chuvoso da Transição (01-20), o setor apresentou condição ***não impactada*** (Figura 184). Apesar disso, na campanha 04-19, Al e Ba alcançaram níveis superiores aos dados pretéritos em 100 % das amostras (taxa de incremento de 2 e 3 vezes, respectivamente), enquanto Cu apresentou concentrações 2 vezes superiores às condições pré-Rompimento da Barragem em 67 % das amostras (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 9 e 10*). No período chuvoso da Transição, as maiores taxas de incremento em relação aos dados pretéritos foram verificadas para Fe, Al (3 vezes), Ni, Cu e Cr (2 vezes) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 10*). Considerando os metais não contemplados pelo índice SQG-q, V e Ba apresentaram valores acima dos dados pretéritos em 100 % das amostras coletadas durante o período chuvoso do Ano 1, enquanto essa frequência foi de 50 % e 67 % (V e Ba, respectivamente) durante o período chuvoso da Transição (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 9*).

O setor Abrolhos foi classificado como não impactado com relação aos compostos orgânicos (PCBs, HPAs e pesticidas) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Não estão disponíveis dados pretéritos para este setor.

Figura 184: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).



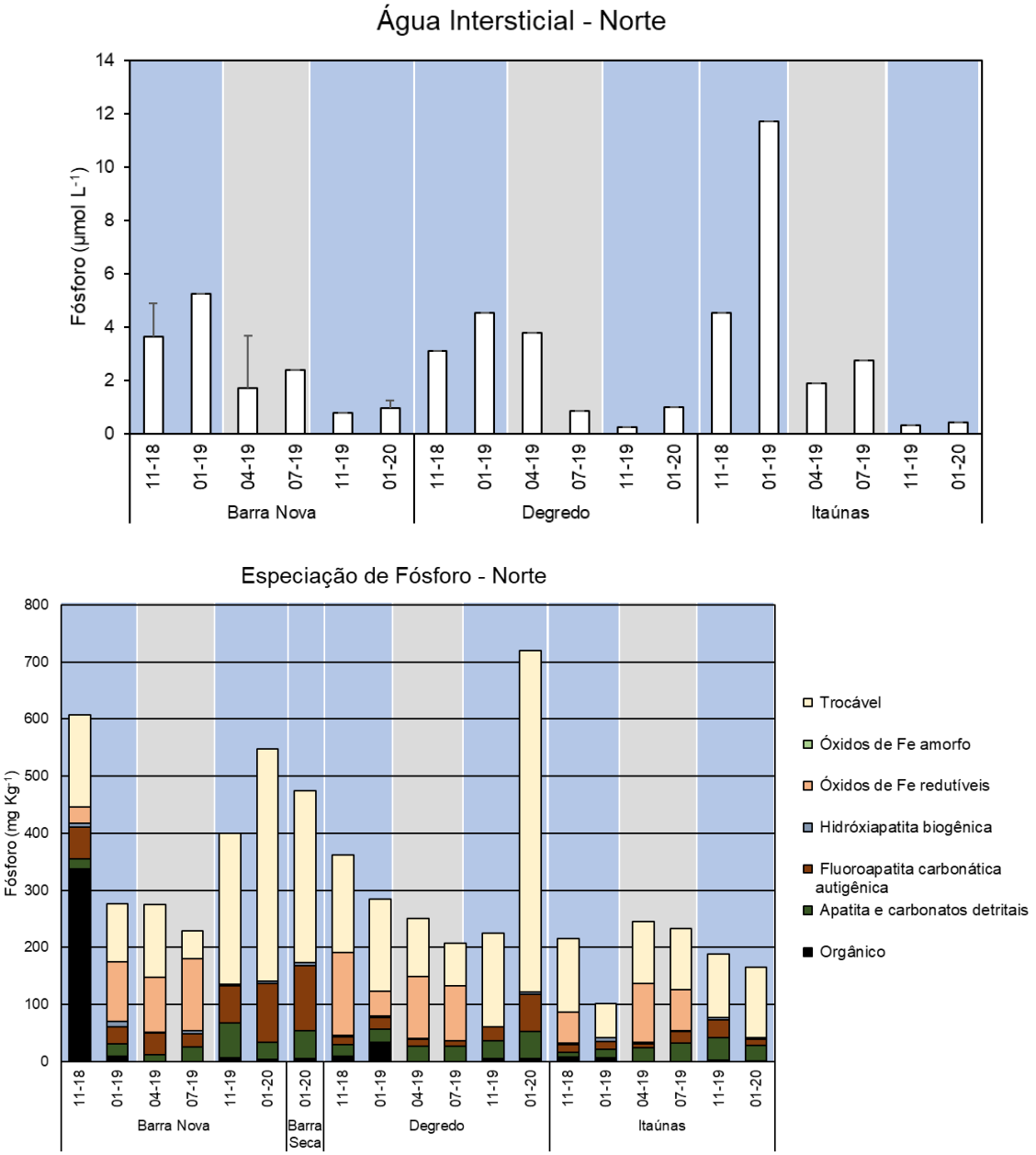
1.1.3.2.3.2 Setor Norte

a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

A interpretação da partição geoquímica de fósforo no sedimento no setor norte (Figura 185) também mostra o padrão observado em Abrolhos, com contribuição inversamente proporcional entre P trocável e os dissolvidos na água intersticial devido a troca facilitada entre essas duas frações. Em relação as espécies associadas aos óxidos e hidróxidos de Fe (III), nota-se, novamente, a presença das frações cristalinas apenas no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM e ausência de P ligado ao Fe na Transição. Esta condição ressalta a hipótese de que um material rico em Fe foi depositado ou retrabalhado na plataforma pela ação dos ventos e das ondas no Ano 1. Com o significativo aumento da drenagem continental houve o trapeamento deste material no período de Transição ou redução do aporte destes óxidos (hematita e goethita) pelo Rio Doce por ações de mitigação aplicadas na bacia. Houve o aumento no teor total e P detrital na Transição oriundo do intemperismo continental, em especial nas estações de Degredo na campanha de 01-20. O período de Transição também evidencia o aumento da contribuição da fração autigênica do sedimento, que pode estar relacionado a maior ciclagem biogeoquímica do fósforo. Há uma exceção do conteúdo de P orgânico para primeira campanha do PMBA/Fest-RRDM em 11-18, com importante incremento desta fração, provavelmente ligado a alguma

fonte alóctone ou autóctone de matéria orgânica (Subprojeto de sedimentologia e Subprojeto bióticos marinhos).

Figura 185: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor norte.



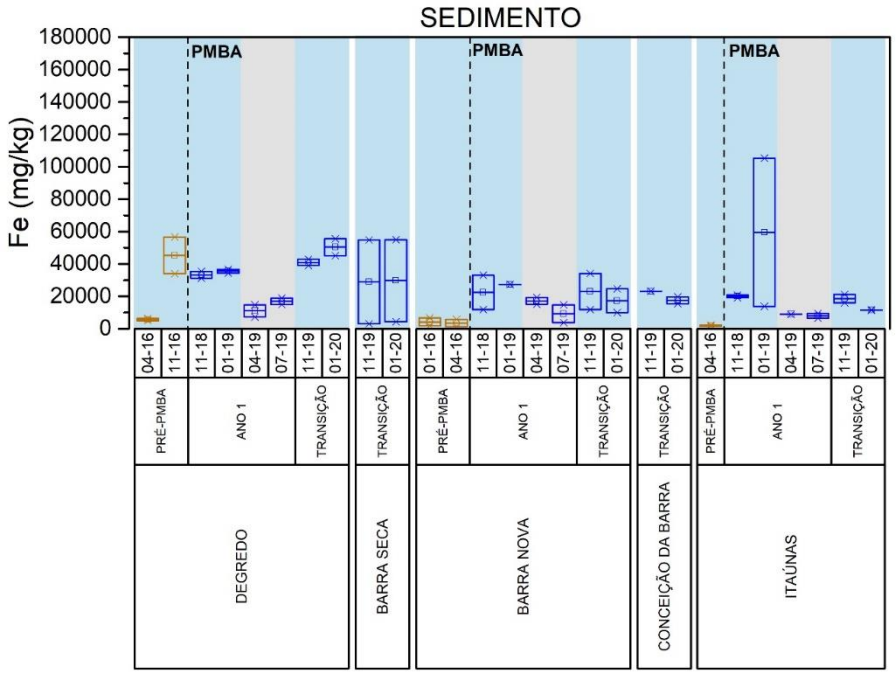
b) Metais

➢ *Extração Parcial*

O Setor Norte, que contempla as regiões de Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, foi o setor que apresentou maior diversificação temporal das concentrações dos elementos

estudados. Dessa forma, os elementos Al, Ag, Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Hg e V apresentaram concentrações mais elevadas durante o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (distribuição da concentração do Fe; Figura 186), com exceção da região de Degredo para os elementos Al, Cd, Fe, Mn e V, dos quais as concentrações destes elementos foram similares entre os períodos pré-PMBA e do PMBA/Fest-RRDM. Similaridade das concentrações de Al, Cd, Mn e V na região de Degredo pode estar associada a um aporte desses metais em momentos logo após a chegada do rejeito proveniente do Rompimento da Barragem devido à proximidade dessa região com a foz do Rio Doce. Outros elementos como As, Ba, Cu, Ni, Pb e Zn apresentaram concentrações médias sem diferenças significativas nas regiões e períodos estudados. Contudo, cabe ressaltar que de forma similar aos elementos Al, Cd, Mn, e V, o Ba também apresentou concentrações relativamente maiores na região de Degredo, indicando uma maior contribuição de aporte continental nessa região, por se tratar de um bom traçador de águas continentais (PLEWA et al., 2006). Dentre todos os elementos estudados, o Mn foi o único a apresentar concentração maior no período anterior ao PMBA/Fest-RRDM no Setor Norte.

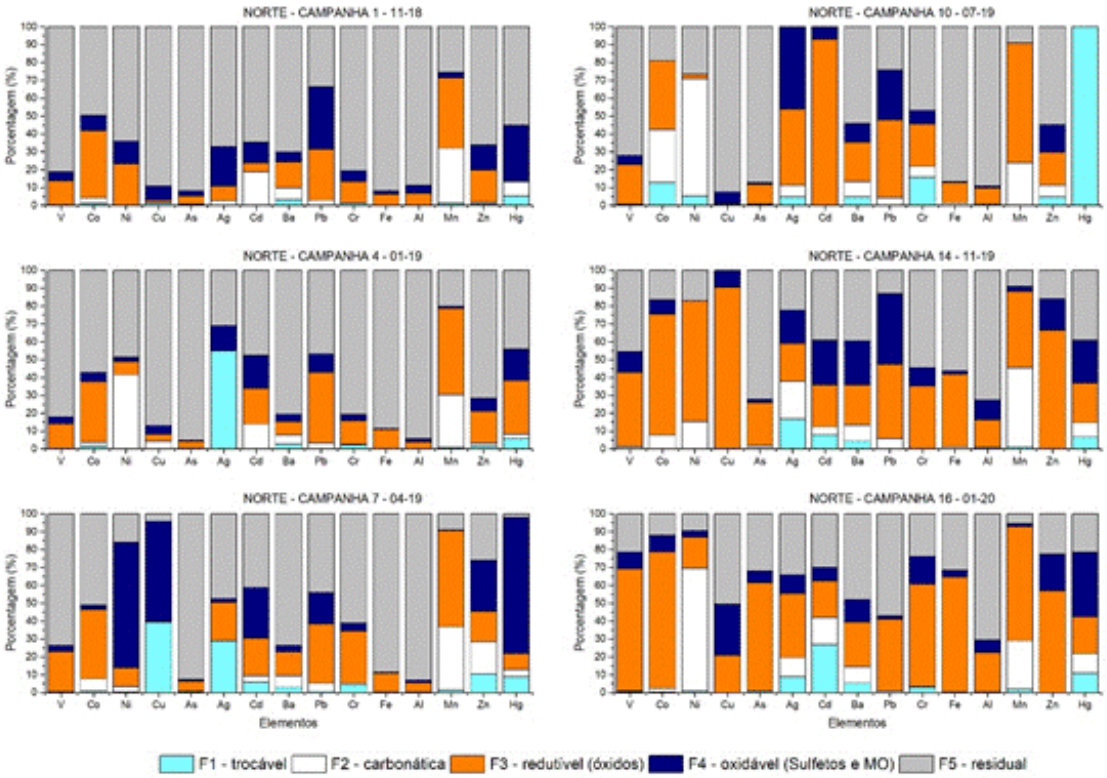
Figura 186: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 01-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



- *Extração Sequencial*

Assim com observado em no setor Abrolhos, o setor Norte também apresenta uma tendência de aumento da fração redutível para os elementos estudados, no caso para todos os elementos estudados (Figura 187). O Setor Norte também apresenta características de aumento da fração mais lábil (trocável) para Ag, Cd e Hg na campanha 16.

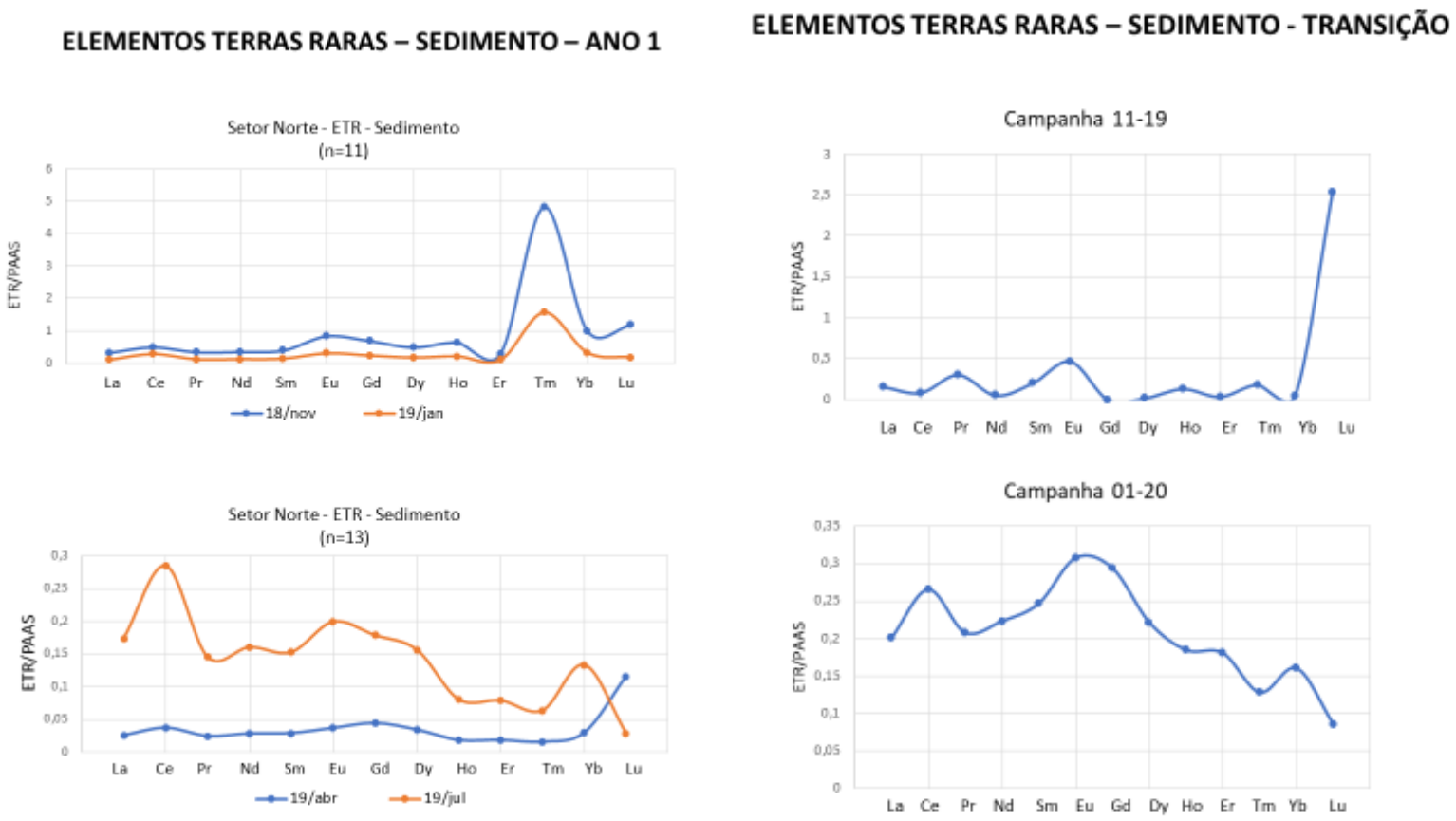
Figura 187: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos no Setor Norte em suas respectivas frações.



- *Elementos Terras Raras*

A assinatura dos elementos terras raras no sedimento do Setor Norte apresenta uma distribuição muito similar destes em relação ao rejeito apenas na campanha de julho de 2019, período seco em que predominou as forçantes ligadas a ressuspensão do sedimento (Figura 188).Este comportamento pode indicar o ressurgimento de um material proveniente da barragem depositado previamente na plataforma. Além desta campanha, em janeiro de 2020, a resposta dos terras raras foi muito similar no sedimento de toda a malha amostral, com algumas semelhanças ao rejeito (incremento de Ce, Eu e Yb), porém com assinatura não tão similar quanto em 07-19. O período de Transição é marcado por forte influência do Rio Doce na plataforma, porém não foi possível ver relação direta do material aportado com o rejeito de minério. É possível que ainda haja traços do material da barragem misturado as demais fontes terrígenas e marinhas, que refletem em uma assinatura distinta na plataforma norte do Rio Doce.

Figura 188: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM..

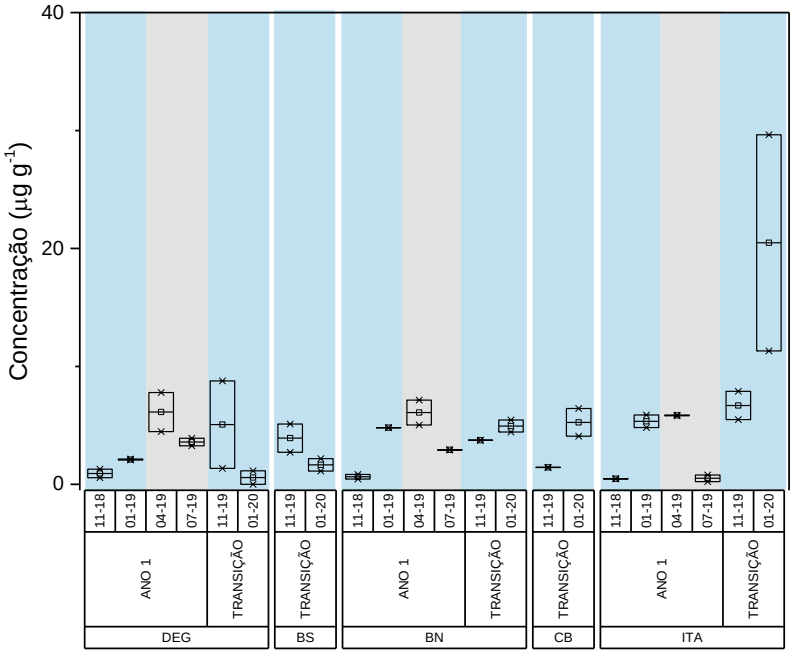


c) Compostos Orgânicos

➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Os hidrocarbonetos alifáticos totais determinados nas campanhas durante o período de Transição apresentaram, em sua maioria, concentrações similares àquelas coletadas durante o período chuvoso do Ano 1 (Figura 189; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 12*). A concentração média neste setor durante o período de Transição foi de 5,71 µg g^{-1}, com máximos de 11,32 µg g^{-1} e 29,65 µg g^{-1} em Itaúnas durante a campanha de janeiro/20. Este aumento de concentração, em específico para esta campanha, é atribuído a aumento médio da vazão do Rio Doce, acarretando assim em uma maior contribuição de aporte continental na deposição de MO. Em relação aos pontos BS01 e BS02 (5,12 µg g^{-1} e 2,72 µg g^{-1}, respectivamente), incluídos na nova malha amostral, estes apresentaram valores similares às demais estações deste setor.

Figura 189: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

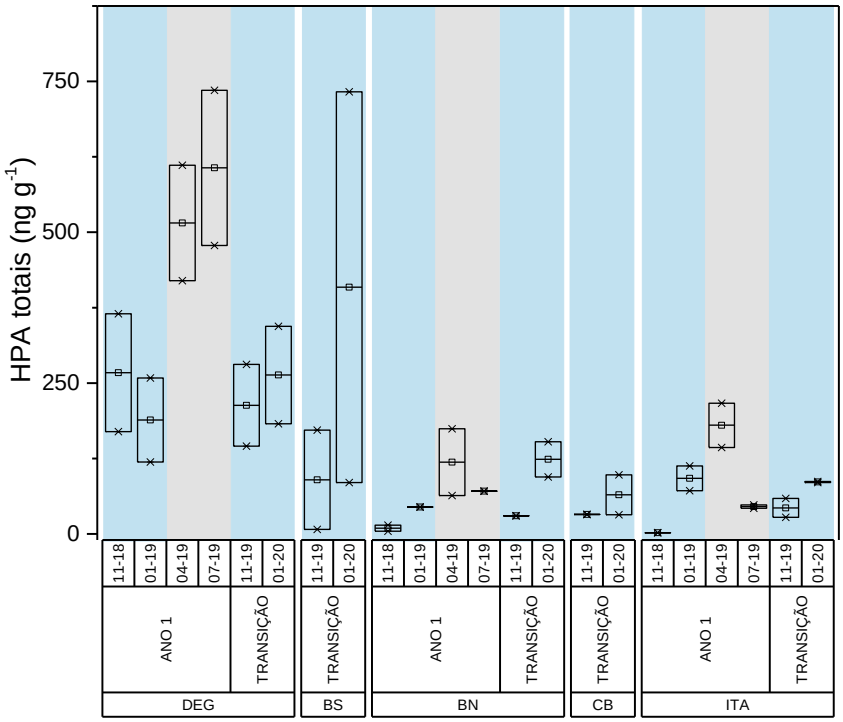


➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

No setor Norte, a distribuição espacial demonstra uma distribuição distinta entre as estações amostrais. As estações de Barra Seca, incluídas na última malhas amostral, apresentaram níveis de concentração bastante elevados em relação as demais áreas deste setor (Figura 190; *Material Suplementar A3MHS4; Tabela 13*). Nas campanhas de Transição (novembro/19 e janeiro/20) foram registradas as concentrações máximas de 172,07 ng g^{-1} e 732,76 ng g^{-1} de HPAs totais em BS01. Também durante o período chuvoso, a estação de Degredo apresentou concentrações similares, com máximo de 280,91

e 344,18 ng g^{-1}. Com relação a Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, estas foram menos influenciadas pelo período chuvoso e mantiveram concentrações similares.

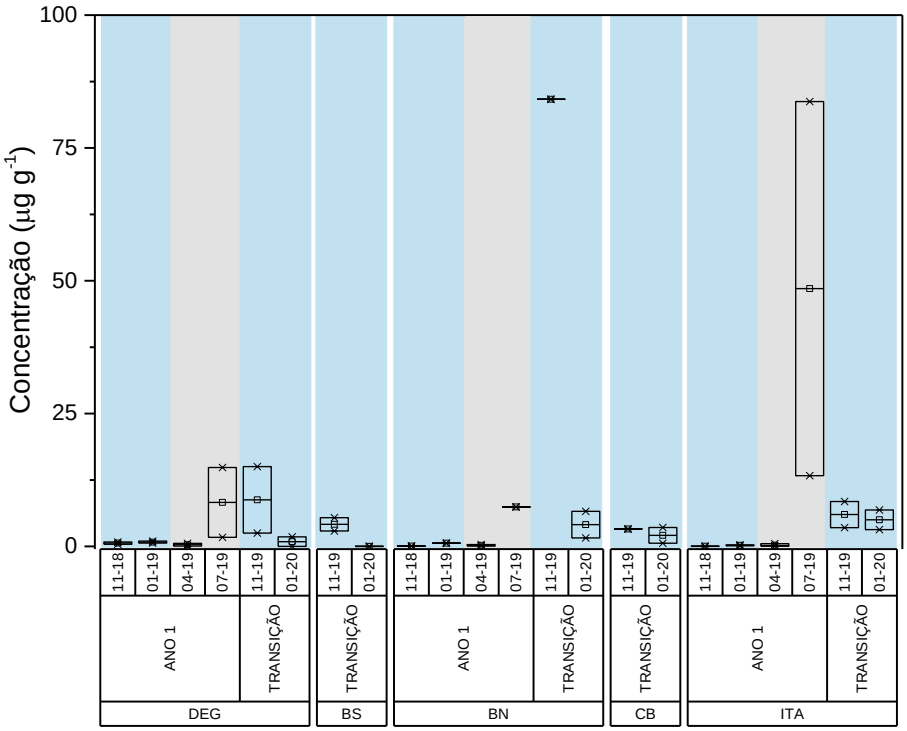
Figura 190: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Esteróis*

Na comparação dos resultados e esteróis totais de amostras do setor Norte, observa-se uma tendência de diminuição de concentração quando comparados os resultados com as últimas campanhas realizadas do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 14*). Conforme ilustra a Figura 191, apenas a estação amostral de Barra Nova, apresentou valores superiores aos determinados durante o Ano 1 (84,15 µg g^{-1}). Assim como observado no setor Abrolhos, os esteróis que mais contribuíram na composição lipídica foram b-sitosterol, colesterol e lanosterol. Denotando assim, uma contribuição mista na MO sedimentar, atribuída a ação das chuvas na dispersão de material de origem continental e consequentemente ao aumento de produção de primária.

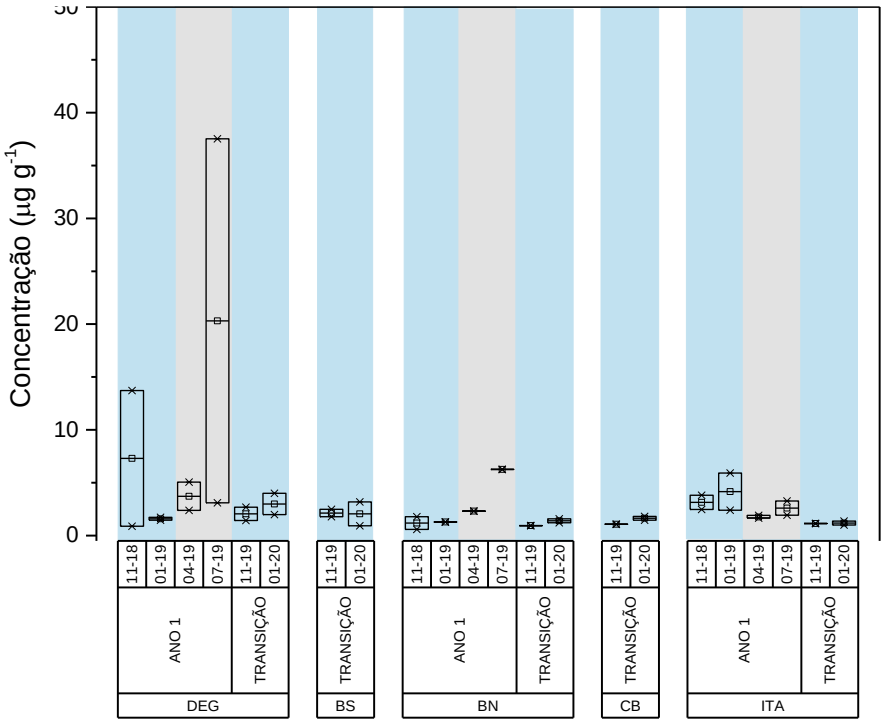
Figura 191: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Ácidos Graxos*

No que se refere a distribuição de AGt no período de Transição, foi constatada uma diminuição nos níveis de concentração ao que se vinha sendo observado durante todo o Ano 1 de monitoramento (*Material Suplementar A3MHS4; Tabela 15*). Os maiores níveis de concentração, como ilustrado na Figura 192, ocorreram para a estação amostral de Degredo, com valores superiores no período seco (07-19). Entre as demais estações amostrais, ocorre uma homogeneidade. Durante o período de Transição os valores variaram de 0,94 a 2,68 µg g^{-1} (campanha de 11-19) e de 0,94 a 4,00 µg g-1 (campanha de 01-20). Essa homogeneidade denota que a presença destes compostos não foi diretamente influenciada pelas chuvas. O efeito de ressuspensão de material rico em MO, principalmente por ação de eventos metaoceanográficos intensos, é responsável direto na produção primária e posterior deposição de MO, enriquecendo o sedimento de fundo com ácidos graxos de aporte autóctone. Assim como observado em Abrolhos, os ácidos graxos C16:0 e C18:0 foram os mais abundantes em todas as amostras, indicando o aporte misto proveniente principalmente de diatomáceas, zooplâncton, bactérias e/ou algas.

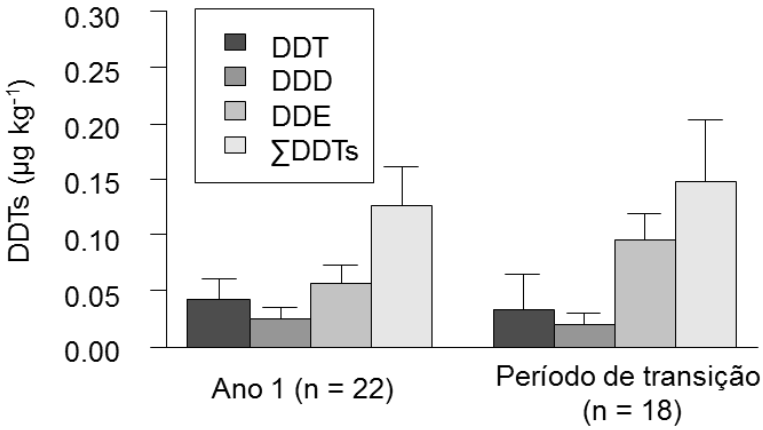
Figura 192: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18, 019-19, 04-19 e 07-19: Ano 1; 11-19 e 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *POPs - PCBs e POCs*

Nos sedimentos foram detectados PCBs e DDTs. Em relação aos DDTs, houve uma queda da frequência de ocorrência de DDT (de 32 para 6 %) e manutenção de DDD (32 para 28 %) nas amostras do período de transição em relação ao ano 1. Entretanto, o metabólito DDE teve seus registros aumentados, ocorrendo em 94 % das amostras do período de transição (55 % no ano 1). Em média, não houve variações significativas de concentrações de DDTs e seus metabólitos entre as amostras do ano 1 e do período de transição (Figura 193; teste de Wilcox $p \geq 0{,}06$), e os valores máximos de DDT (0,58 µg kg^{-1}), DDD (0,12 µg kg^{-1}) e DDE (0,41 µg kg^{-1}) permaneceram abaixo dos limites estipulados na legislação (Tabela 48), e semelhantes aos máximos registrados no primeiro ano de monitoramento (0,31; 0,17 e 0,31 µg kg^{-1}, respectivamente, *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*). Os metabólitos de degradação DDD e DDE permanecem predominantes sobre o DDT (média da razão DDE + DDD)/DDTs = 0,97), com destaque para DDE, que em média correspondeu a 87 % dos DDTs, indicando introdução pretérita deste pesticida no ambiente. A classe dos PCBs foi registrada neste setor somente no período de transição, em uma amostra de sedimento e em concentração abaixo dos limites indicados em legislação. Embora alguns POPs permanecem sendo detectados nas amostras do setor norte durante o período de transição, pode-se considerar que esse setor não apresenta impactos em relação a estes contaminantes, visto que os valores encontrados permanecem abaixo dos limites indicados pelo CONAMA, sem indícios de introdução recente dessas substâncias no setor Norte.

Figura 193: Gráficos com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑DDTs) nos sedimentos, registrados no setor Norte durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.

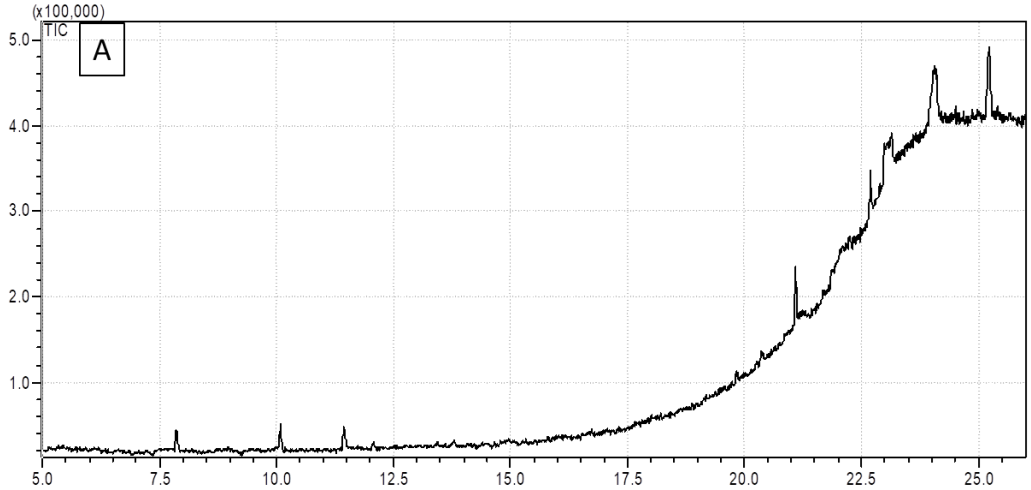


- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

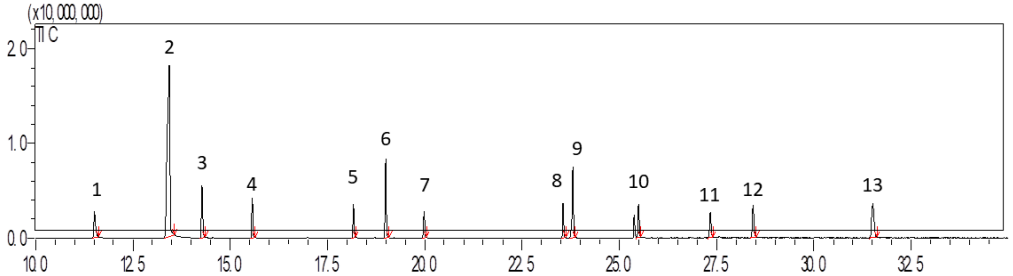
Nesse sentido, a Figura 194 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 194, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 194: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 195 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 195: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 51 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 51: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: LOD=3,3(s/S)

Equação 2: LOQ=10(s/S)

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e razão C:N*

Em relação aos teores de isótopos estáveis ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) nos sedimentos coletados do setor Norte, observou-se uma estabilidade nos valores de $\delta^{13}C$ durante todas as campanhas do monitoramento, variando de -24,4 a -21,5 ‰ (Tabela 52). Esses valores de $\delta^{13}C$ podem estar associados a um aporte planctônico ao material orgânico sedimentar. Em contrapartida, durante a campanha 11-19, foi observada elevada variação da razão C: N (de 5,08 a 58,5), caracterizando a ocorrência de mistura de fontes de origem terrestre, de transição e marinha, com posterior mudança na campanha de 01-20 que indicou a presença de material predominantemente de fontes marinhas (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 20*).

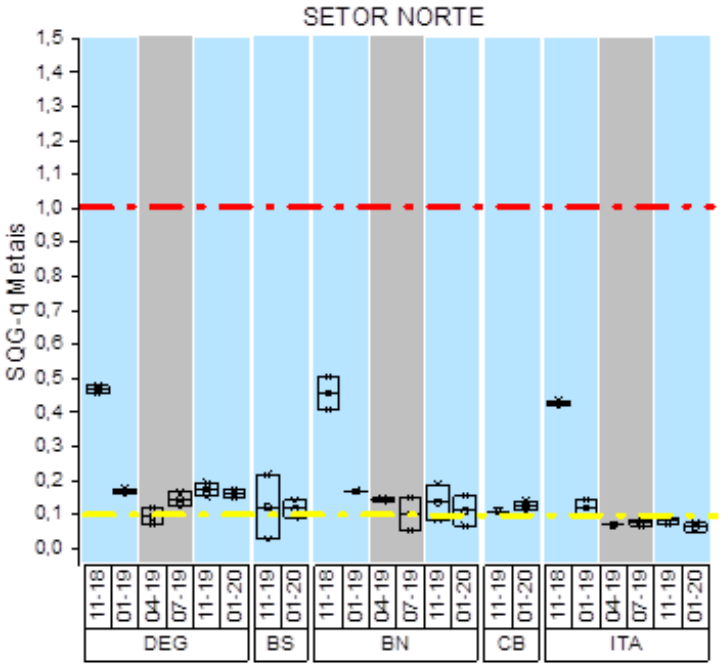
Tabela 52: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 no Setor Norte.

Isótopos no sedimento – Setor Norte												
Campanhas amostrais												
Estações	11-18		01-19		04-19		07-19		11-19		01-20	
	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
DEG 01	-23,9	≥ 500 mV	-23,8	≥ 500 mV	-23,6	≥ 500 mV	-24,4	≥ 500 mV	-23,7	≥ 500 mV	-23	≥ 500 mV
BS 01	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-24	≥ 500 mV
BN 01	-21,5	≥ 500 mV	NA	NA	-22,5	≥ 500 mV	NA	NA	NA	NA	-22	4,25
BN 02	-23	≥ 500 mV	-22,8	≥ 500 mV	-22,1	≥ 500 mV	-23,1	≥ 500 mV	-24,4	≥ 500 mV	-23,2	≥ 500 mV
ITA 01	-22,4	≥ 500 mV	-22,3	≥ 500 mV	-22,2	≥ 500 mV	-22,7	≥ 500 mV	-22,3	≥ 500 mV	-22,2	≥ 500 mV

d) Qualidade do Sedimento

O setor Norte foi caracterizado como ***moderadamente impactado*** em todas as campanhas de amostragem referentes ao período chuvoso do Ano 1, considerando o índice integrado SGQ-q metais (Figura 196). Em análise da condição por metal, As, Ni e Cr foram os metais que mais contribuíram pra essa condição (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Em geral, houve melhora da qualidade do sedimento com relação ao SGQ-q metais durante o período seco do Ano 1 e chuvoso da Transição, especialmente no subsetor Itaúnas. O índice integrado SGQ-q HPAs apontou para uma condição ***não impactada*** deste setor (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

Figura 196: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Norte (DEG: Degredo; BS: Barra Seca; BN: Barra Nova; CB: Conceição da Barra; ITA: Itaúnas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).



1.1.3.2.3.3 Setor Foz do Rio Doce

a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

No setor norte da foz do Rio Doce (Figura 197 e Figura 198) a relação entre P trocável e a água intersticial não é direta e este fato pode indicar redução da fração lábil em alguns momentos neste setor. São observadas concentrações variáveis de ortofosfato na água intersticial, com valores maiores nas primeiras acompanhas, indicando uma posterior difusão de fósforo para a coluna água nas demais campanhas, ou incorporação na forma particulada, sendo essa segunda opção mais provável, uma vez que não houve o aumento do PID e PT na água.

A principal resposta da especiação do P no que tange o PMBA/Fest-RRDM para o sedimento da foz do Rio Doce foram as frações relativas aos óxidos de Fe (III) tanto cristalino, quanto amorfo (Figura 198). É interessante notar que o P associado a Fe cristalino esteve presente em concentrações significativas ao longo do Ano 1, já na Transição as espécies de P estavam majoritariamente ligadas a fração de óxidos amorfos de Fe. Sabe-se o rejeito é tipicamente constituído de oxi-hidróxidos Fe (III) na forma de hematita e goethita (cristalino) e a espécie de P ligada a esta fração durante o Ano 1 pode indicar o aporte e remobilização do um material semelhante ao da Barragem de Fundão (QUEIROZ et al., 2020). Os óxidos amorfos seriam, portanto, um material mais reativo trazido pelo Rio Doce na Transição que podem ser um subproduto dos óxidos cristalinos originários do rejeito como sugerem Queiroz et al. (2020). Destaca-se que essas frações ocorrem em detrimento uma da outra, sendo que quanto maior os óxidos de Fe amorfos, mais transformados foram os oxi-hidróxidos de Fe (III) cristalinos. Ressalta-se que a contribuição fluvial passou a ser mais significativa a partir da campanha de novembro de 2019, mas ainda assim houve a presença de P ligado a Fe amorfo em outubro e novembro de 2019, ainda em períodos de baixa vazão. Portanto, deve-se considerar um retrabalhamento destas espécies pela influência dos ventos e ondas na mobilização do fundo e transformação em fase mais reativa (amorfa). Uma hipótese para a manutenção destes óxidos amorfos durante as cheias, ao invés do cristalino típico do rejeito como visto no Ano 1, é que tenha havido alguma mudança na qualidade do sedimento em virtude de ações mitigadoras na bacia do Rio Doce, que podem ter tornado a característica do material mais semelhante ao pré-Rompimento da Barragem (não há dados pretéritos de especiação de fósforo na bacia). O aumento da vazão também se reflete no conteúdo de P detrital, que aumentou na Transição.

O P ligado a matéria orgânica foi bastante representativo nas campanhas de 05-19 e 08-19, quando predominou o efeito da ressuspensão do sedimento por ondas. Este fator pode ter relação com as interações bióticas observadas tanto na coluna d'água pela comunidade planctônica, quanto pela comunidade bentônica.

Figura 197: Concentração de fósforo na água intersticial do sedimento (µmol/l) para o setor da For do Rio Doce.

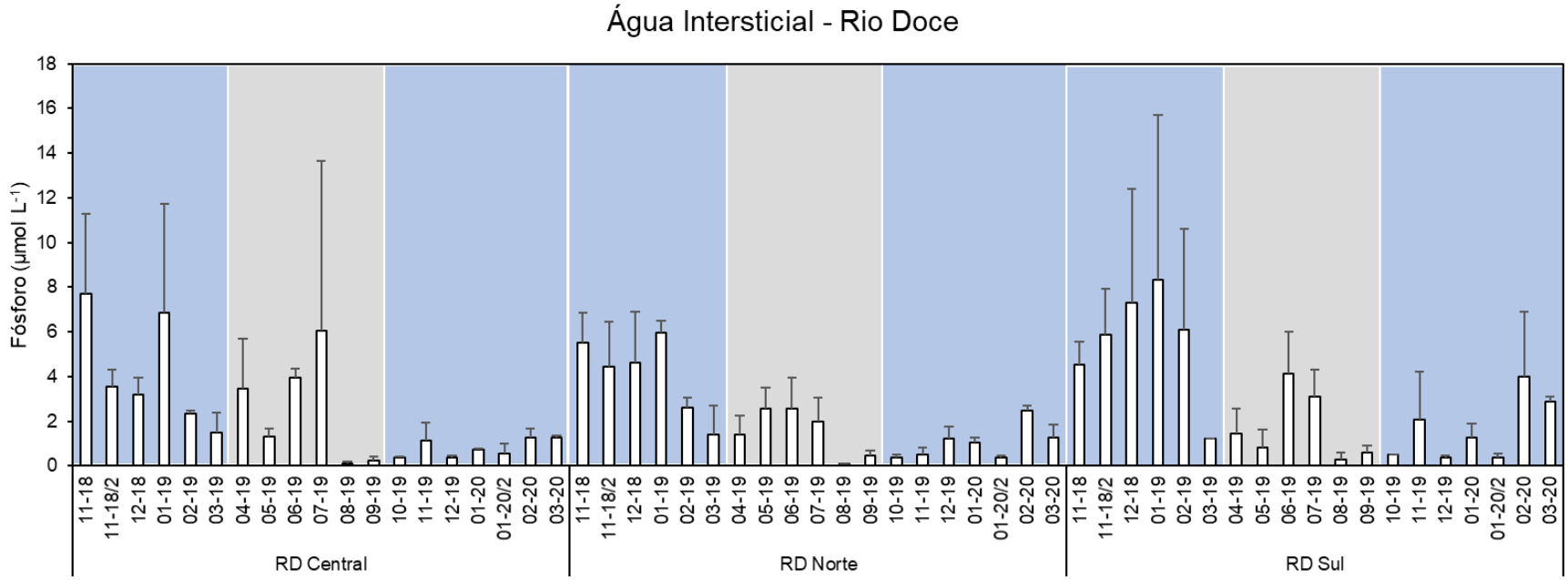
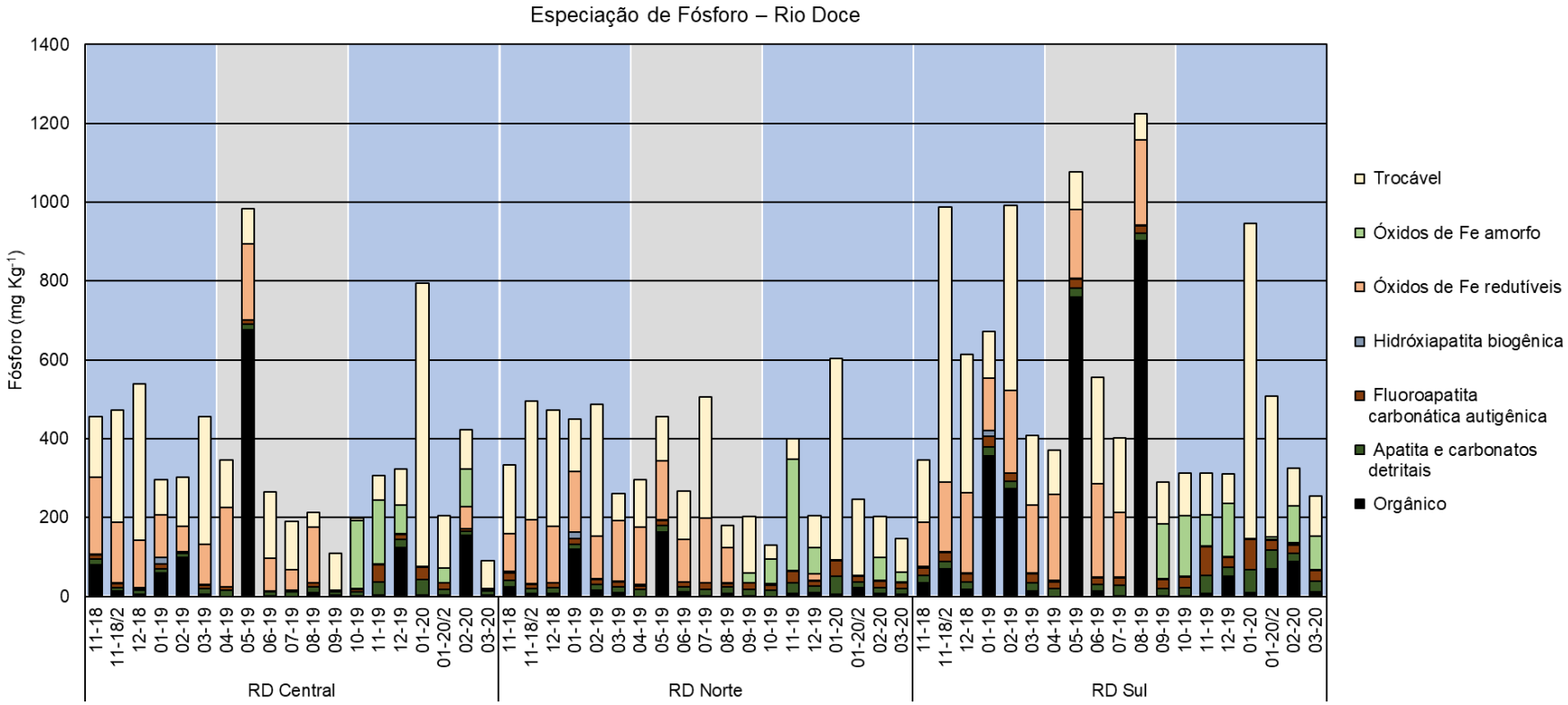


Figura 198: Especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg -1) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor da For do Rio Doce.



b) Metais

➢ *Extração Parcial*

Considerando o período do PMBA/Fest-RRDM, pode-se observar um padrão de distribuição das concentrações dos elementos As, Ba, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, V e Zn, com uma tendência de diminuição das concentrações entre o Ano 1 e transição (distribuição da concentração do Mn; Figura 199). Contudo, os elementos Fe, Al e Hg apresentaram uma distribuição de suas concentrações de forma diferente aos anteriormente citados. Observa-se para esses três elementos um aumento das concentrações nos períodos chuvosos, de forma que em períodos secos, ocorre uma diminuição de suas concentrações (distribuição da concentração do Fe; Figura 200). Parte dessa diminuição das concentrações nos sedimentos da foz dos elementos supracitados pode estar associada a eventos de ressuspensão, uma vez que se observa um aumento da concentração desses elementos na fração do MPS no período de transição. Cd foi o único elemento a apresentar um padrão de distribuição distinto dos demais elementos estudados, com um aumento relativo das concentrações no período considerado seco (Figura 201).

Figura 199: Distribuição das concentrações (µg/g) de manganês na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).

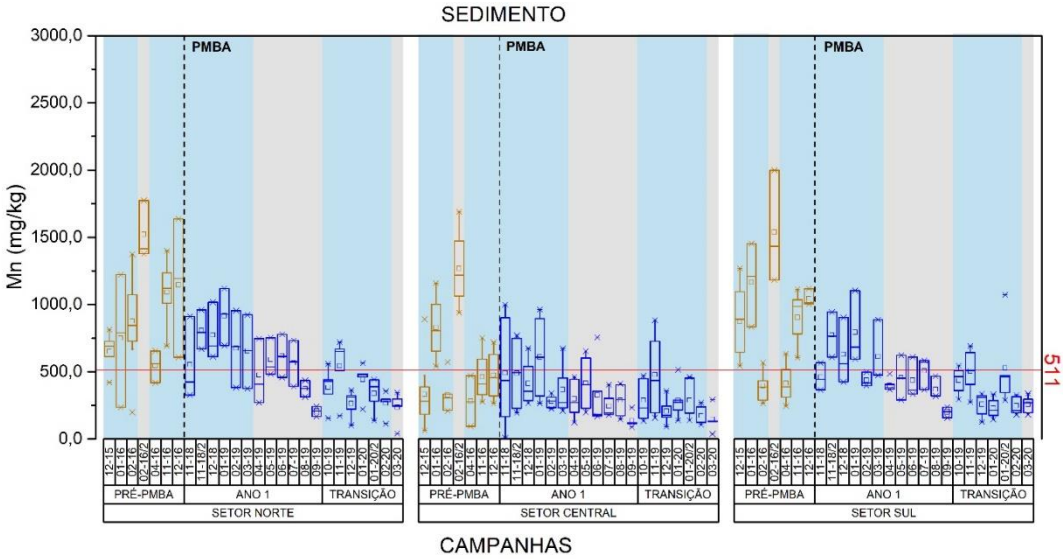


Figura 200: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).

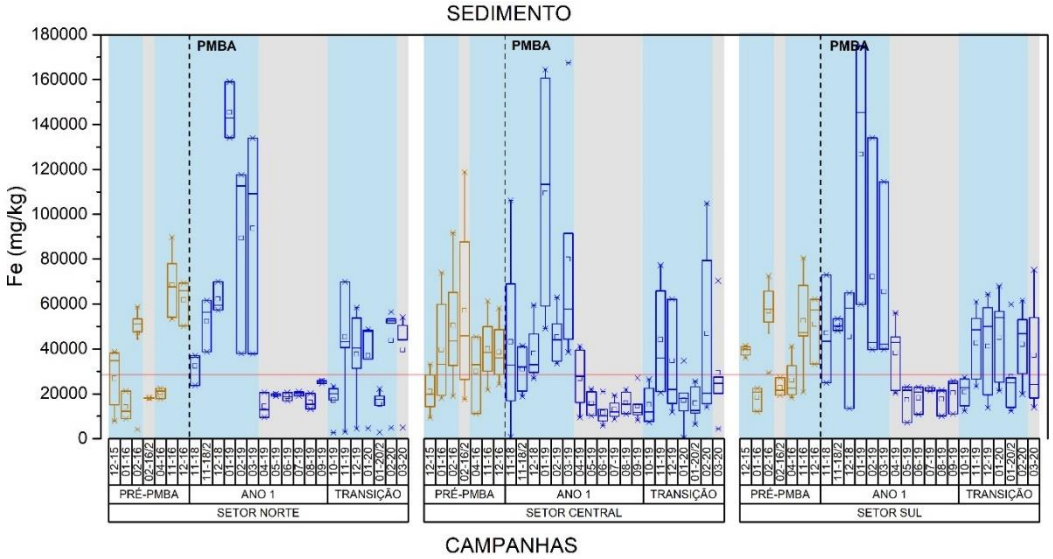
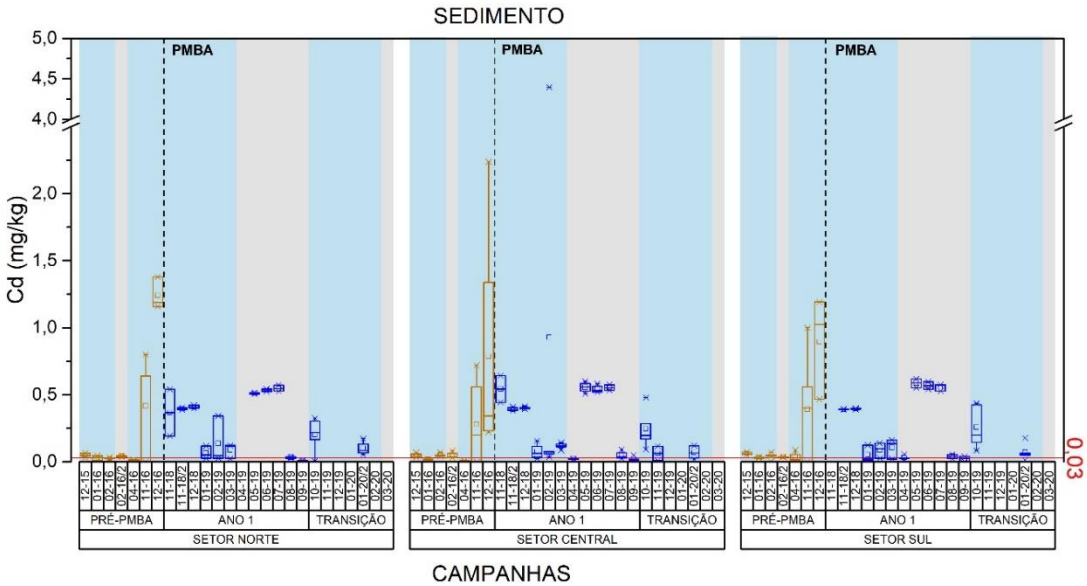


Figura 201: Distribuição das concentrações (µg/g) de cádmio na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).



- *Extração Sequencial*

Durante as seis primeiras campanhas realizadas entre 11-18 e 03-19 no setor da Foz, é possível observar que grande parte dos elementos se encontram na fração residual (Figura 202). Mn e Ni

destacam-se pela grande proporção na fração carbonática, sendo Ni após a campanha 4. Mn também se apresenta em grande proporção na fração redutível (F3), bem como Pb e Co. Considerando as campanhas realizadas durante 04-19 e 09-19 (Figura 203), observa-se o aumento da proporção de Ni e Cd na fração redutível (F3) durante a campanha 7, contudo o Ni volta a diminuir nessa fração na campanha 8, o que para o Co só ocorre na campanha 11. Assim como nos setores Abrolhos e Norte, Ag e Cd apresentam consideráveis porções na fração trocável (F1).

Figura 202: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 1 a 6 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Ano 1).

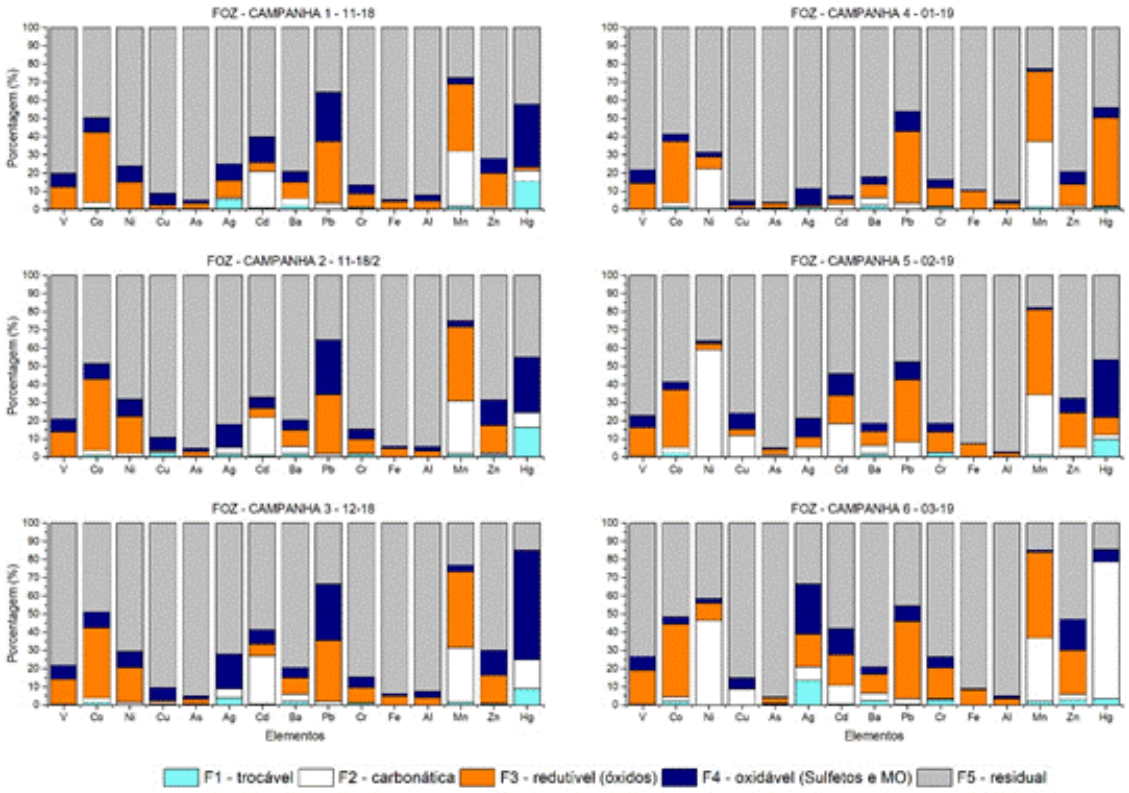
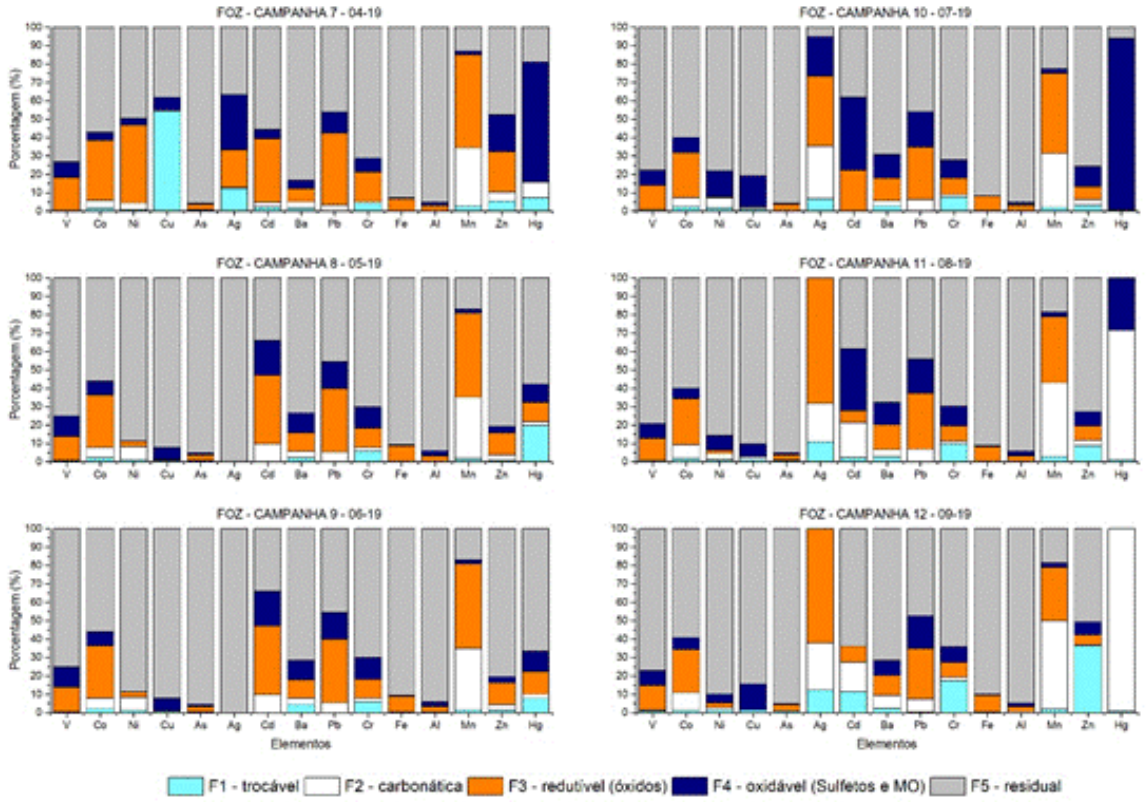
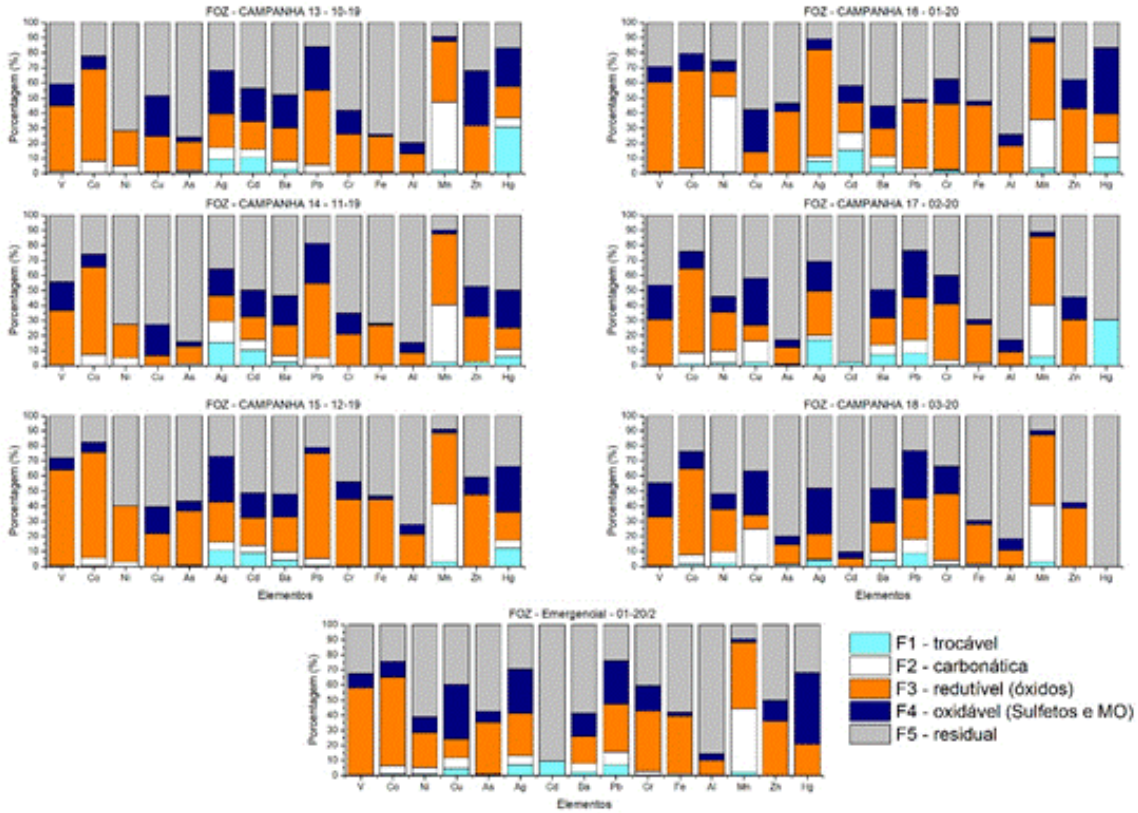


Figura 203: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 7 a 12 (04-19 a 09-19 – período Seco Ano 1).



Para o período de transição no setor da Foz, nota-se a mesma tendência observada nos primeiros setores discutidos neste trabalho, ou seja, o aumento da presença dos elementos na fração redutível, em muitos dos casos, maiores que a fração residual, que era dominante no Ano 1 (Figura 204). A presença de Ag, Cd e Hg na fração trocável também é observada nesse setor, com a presença do Pb na campanha emergencial (01-20) e posteriores (17; 02-20 e 18; 03-20). Isso aumenta ainda mais a preocupação de possíveis efeitos tóxicos na biota e cadeia trófica que esses elementos podem causar.

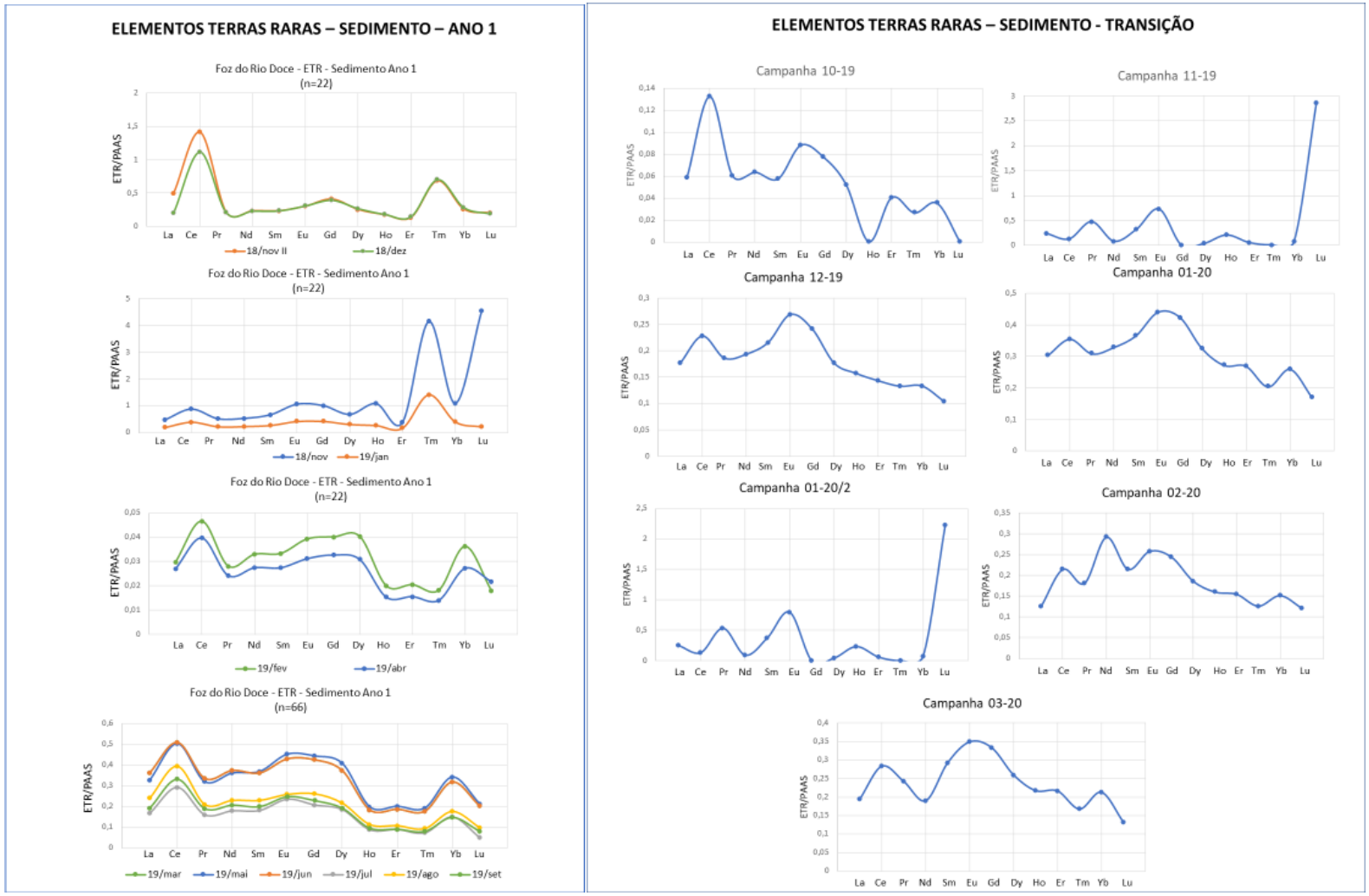
Figura 204: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Transição).



- *Elementos Terras Raras*

As assinaturas dos elementos terras raras no sedimento da plataforma continental adjacente a Foz do Rio Doce tiveram um padrão similar ao observado no Setor Norte, com perfis apresentando relação direta com o rejeito apenas no período seco do Ano 1 (Figura 205). Este fato é novamente atribuído a ressuspensão de um material mais enriquecido depositado na época do Rompimento da Barragem pela ação de ventos e ondas neste período do PMBA/Fest-RRDM. Em relação as assinaturas dos terras raras nas campanhas da Transição, nota-se uma distribuição similar ao observado para o Setor Norte em períodos de maior vazão, onde não é possível inferir diretamente a presença do rejeito, porém sugere-se a ocorrência de um material proveniente também de outras fontes, sem descartar totalmente a presença do rejeito devido a algumas características em comum (e.g. Ce, Eu e Yb). As campanhas de 11-19 e 01-20/2 mostram assinaturas em comum, inclusive para o Setor Norte em 11-19, indicando a ocorrência de um sedimento de características distintas ao rejeito de minério, mesmo após o pico máximo de vazão no emergencial. É provável que o material aportado pelo rio neste evento de cheia tenha depositado na campanha de 02-20, com a assinatura típica promovida pelo aporte fluvial em toda a plataforma na Transição, como mencionado anteriormente.

Figura 205: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz do Rio Doce no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM.

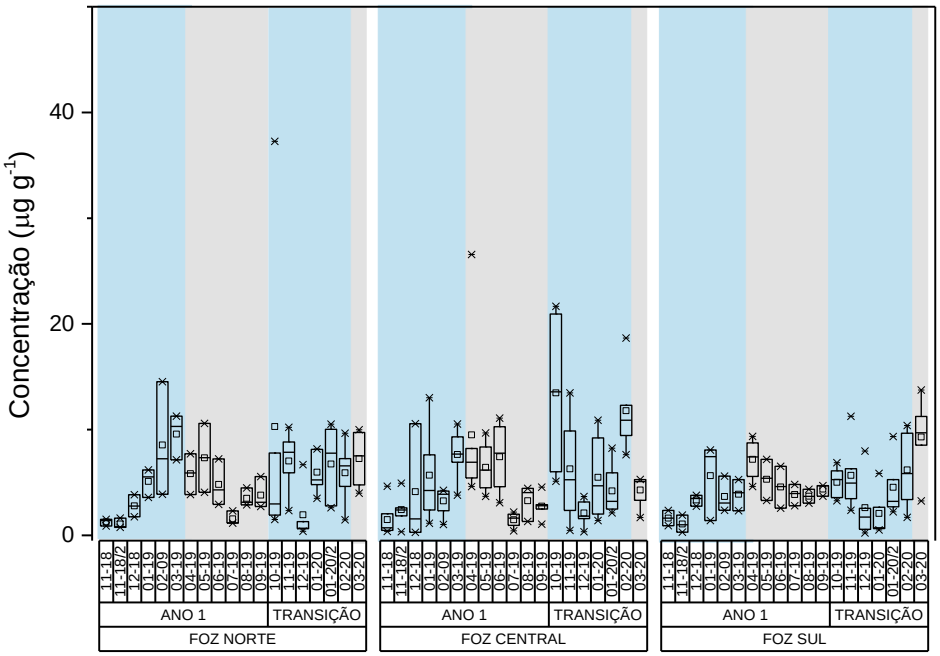


c) Compostos Orgânicos

➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Ao compararmos todas as campanhas realizadas no setor Foz do Rio Doce, verifica-se um perfil de distribuição semelhante de hidrocarbonetos alifáticos totais, principalmente para as campanhas realizadas durante os períodos de chuva (Figura 206). A concentração de hidrocarbonetos alifáticos apresenta maiores níveis nos períodos chuvosos, enquanto que os períodos secos tendem a uma diminuição de suas concentrações. A concentração média para todo o setor, durante o período de Transição foi de 6,15 µg g^{-1} de hidrocarbonetos alifáticos totais. A entrada do período de chuva (10-19), rapidamente eleva as concentrações, principalmente nos setores Foz Central (máximo de 22,49 µg g^{-1}) e Foz Norte (máximo de 39,56 µg g^{-1}). Os períodos com maior cheia do Rio Doce, associado a alta energia de ondas, favorece o efeito de ressuspensão do sedimento, o que provavelmente influenciou na diminuição ou menor concentração de hidrocarbonetos totais durantes as campanhas de janeiro/20, principalmente no setor Sul.

Figura 206: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

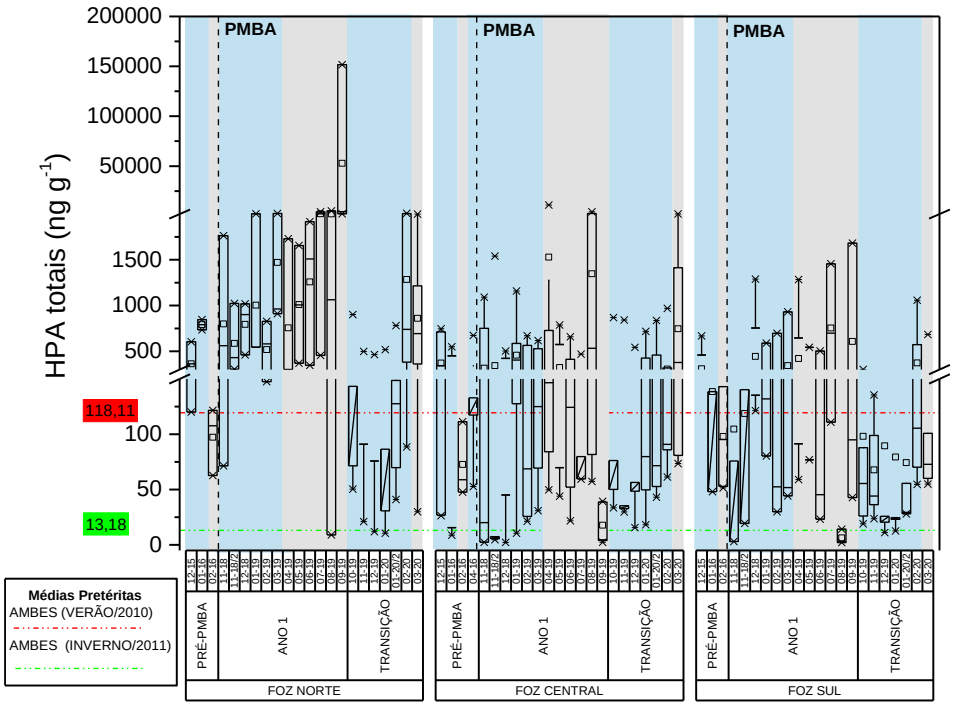


➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Afim de avaliar o impacto no meio ambiente devido ao aporte de HPA, serão apresentados nesta seção dados pretéritos da concentração de HPAs em amostras de sedimento da região da Foz do Rio Doce obtidos durante estudo de caracterização da Bacia do Espírito Santo (AMBES). Estes resultados se referem aos períodos de verão e inverno de 2010 e 2011, respectivamente (Figura 207). As

concentrações observadas durante este período podem ser utilizadas como background para a região e assim verificar o efeito da lama de rejeito ocasionado pelo rompimento da barragem de minério. Todo o material decorrente da passagem do grande mar de lama, lixiviou para o Rio Doce, além de poluentes ligados aos rejeitos de minério, diversos outros poluentes. Assim como comparativo, observa-se que as concentrações médias registradas para a Foz do Rio Doce e plataforma adjacente não foram superiores a 118,11 ng g^{-1} (verão/2010) e 13,18 ng g^{-1} (inverno/2011). Campanhas realizadas logo após a chegada da lama, os valores médios de HPA totais aumentaram para 498,45 ± 224,37 ng g^{-1}, valores muito superiores a média pretérita. Como já descrito em relatórios anteriores, deve-se salientar o potencial efeito de contaminação da lama, não apenas pela sua composição, mas pela energia erosiva do fluxo de lama quando do rompimento da barragem, que revolveu e colocou em suspensão os sedimentos de fundo dos cursos d'água afetados. Este processo resultou na carreação de diversos poluentes, criando assim uma lama composta não apenas do rejeito de mineração, mas de uma mistura de detritos, rejeitos e outros materiais que percorreu todo o Rio Doce e alcançou a costa do Espírito Santo. Durante praticamente todo o período de monitoramento e em todos os subsetores, as médias de concentração apresentaram médias superiores as médias pretéritas. Ainda vale ressaltar a influência dos regimes de chuvas na redisponibilização destes contaminantes principalmente durante todo o Ano 1, mantendo as médias predominantemente muito acima dos dados pretéritos. As concentrações durante o período de Transição apresentaram uma diminuição de seus níveis, efeito esse que pode estar relacionado ao regime de chuvas e ao aumento significativo de vazão média do Rio Doce. Durante o evento de máxima vazão do Rio Doce e logo após este período de inundação, foram registrados valores extremamente altos, ainda que inferiores aos registrados no subsetor Norte durante nas campanhas de agosto e novembro/2019. Na fase de Transição os máximos observados foram 2753,08 ng g^{-1} e 2462,91 ng g^{-1} (SDN20 e SDN30, respectivamente. Na campanha seguintes, valores ainda se mantiveram elevados principalmente a norte da Foz do Rio Doce. Níveis elevados também foram detectados em pontos mais próximos do Rio Doce e assim sob influência direta do transporte de material fluvio-estuarino. Esses resultados evidenciam que a dispersão de pluma do Rio Doce e consequentemente o transporte e contaminantes é fortemente regido pela pluviosidade e demais forçantes metaocenagráficas, tais como correntes e ventos marítimos. Assim, com base nestes resultados e em comparação com os dados pretéritos da Foz do Rio Doce, deve-se atentar quanto a permanente de redisponibilização de material ainda presentes em sedimento de fundo, como observado a partir de áreas que podem ser elencadas como *hot spots*, onde condições físicas e geológicas favorecem ao acúmulo desse tipo de material. Considera-se como estações críticas quanto aos níveis de HPAs, as estações SD02, SD03, SDN20 e SDN30, apresentando sempre valores muito elevados e que estão muito aquém de serem restabelecidas às condições pretéritas.

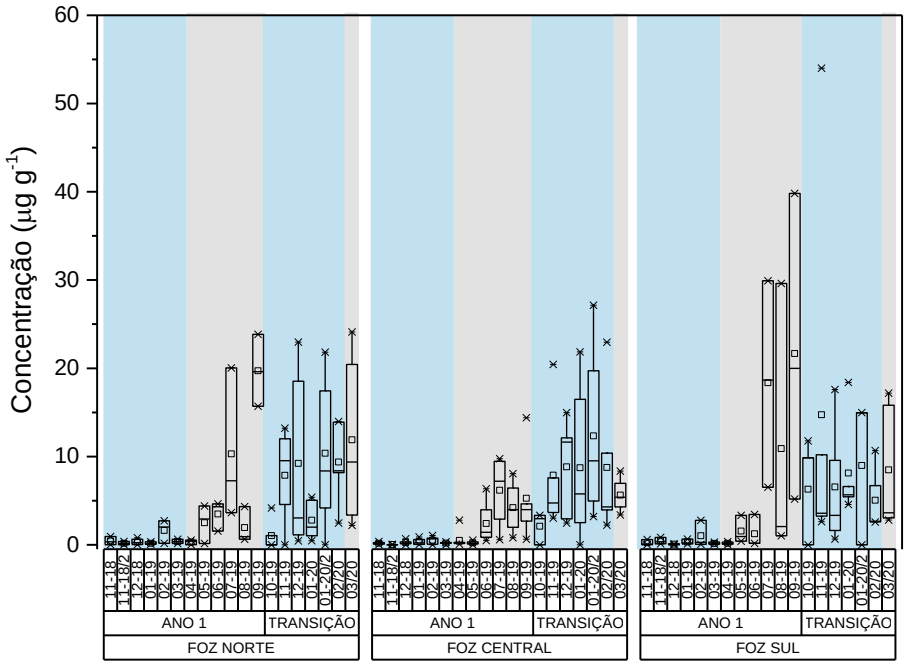
Figura 207: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g^{-1}) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais Pré-PMBA (12-15 a 02/16 e monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Esteróis*

As concentrações de esteróis totais no setor Foz do Rio Doce aumentaram significativamente durante o período de Transição. Durante o Ano 1 não foram observadas concentrações elevadas durante o período chuvoso, mesmo mediante a eventos de aumento de vazão e efeitos climáticos (Figura 208). Elevação nas concentrações totais de esteróis foram registradas principalmente nos setores Norte (máximo de 23,85 µg g^{-1}) e Sul da Foz do Rio Doce (39,81 µg g^{-1}). Assim observa-a ação das forçantes meteoceanográficas e eventos climáticos ocorridos à época (tempestade tropical Iba) no aumento no transporte de material e consequente remobilização da matéria orgânica sedimentar, incrementando as concentrações de esteróis totais. Durante o período de Transição, as concentrações voltaram a aumentar nos setores Norte e Central, mantendo-se inferiores apenas no setor Sul, quando comparado às coletas realizadas no período seco. Na Foz Central, a concentração máxima determinada foi de 27,14 µg g^{-1} (SD03 / campanha emergencial). Já para a Foz Norte (24,13 µg g^{-1} – SDN13 / 03-20). Assim como observado durante o Ano 1, os eventos relacionados a aumento da média de vazão do Rio Doce são os principais fatores influentes da remobilização MO sedimentar e no aporte de esteróis para a região. β-sitosterol, colesterol e lanosterol, foram os esteróis que mais abundantes, representado juntos cerca de 90% da concentração total de esteróis.

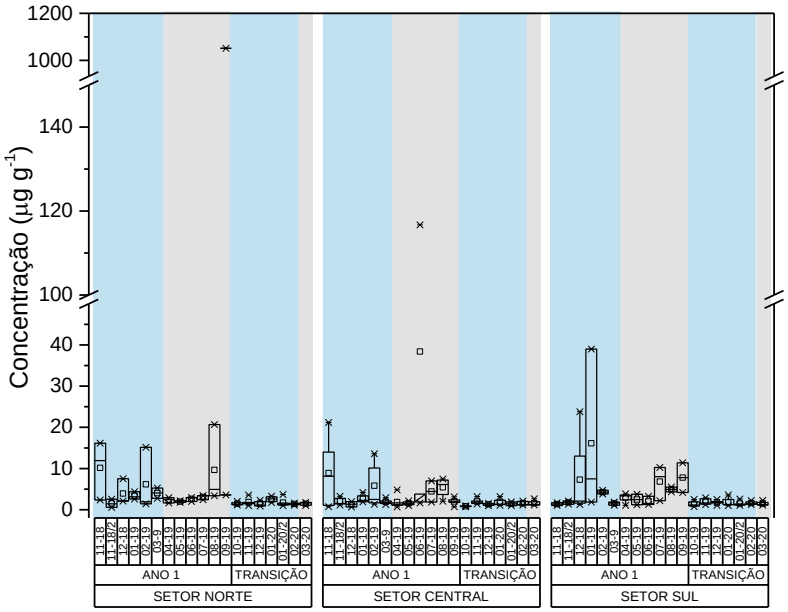
Figura 208: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras e sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Ácidos Graxos*

As concentrações de AGt de amostras de sedimento provenientes do setor Foz do Rio Doce estão apresentadas na Figura 209. Observa-se claramente, para o período de Transição, uma tendência de diminuição da concentração a valores inferiores aos registrados durante o Ano 1. As concentrações durante o período de Transição variaram de 0,74 µg g^{-1} a 3,71 µg g^{-1} (1,61±0,68 µg g^{-1}). Devido à proximidade dos pontos amostrais à Foz do Rio Doce, estes são diretamente influenciados pelo aumento de vazão média, acarretando possivelmente a um efeito de diluição, fato este que pode justificar a diminuição nos níveis registrados nesse período.

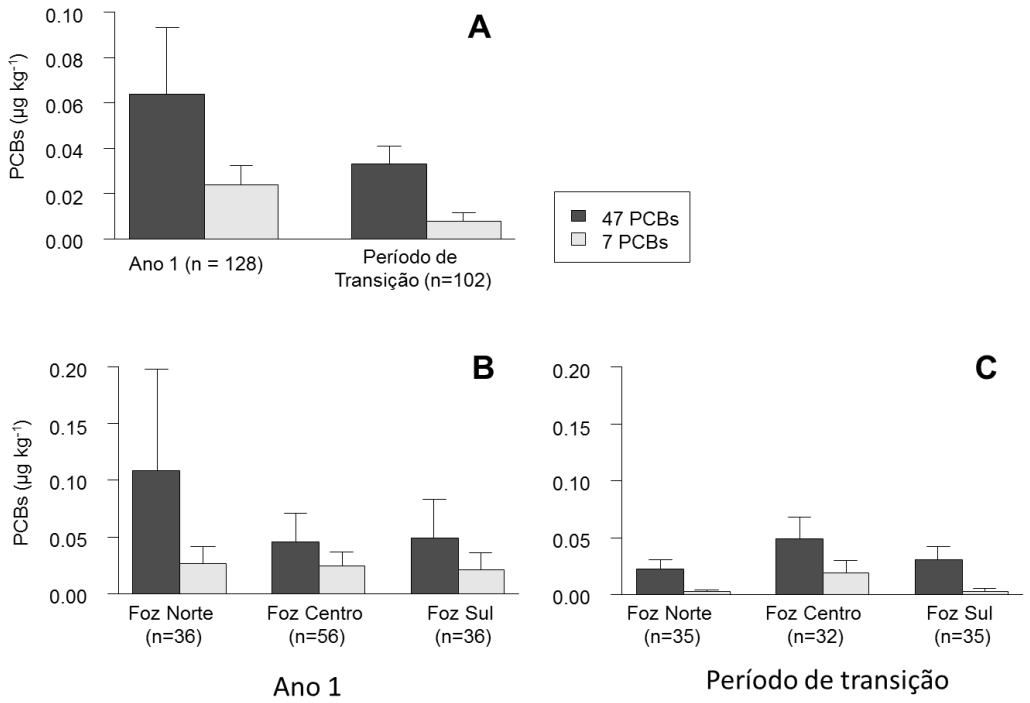
Figura 209: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (111-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *POPs - PCBs e POCs*

Nos sedimentos foram registrados PCBs e os POCs HCHs (alfa e beta), Dieldrin, Endrin e DDTs. Com exceção do Endrin (registro pontual em uma amostra da Foz-Centro, Tabela 48), todos os outros organoclorados acima já haviam sido registrados durante o primeiro ano de monitoramento. PCBs ocorreram em 29 % das amostras (n = 30), e ∑ 7 PCBs em 11 % (n = 11). HCHs (alfa e beta) e Dieldrin foram detectados em até 19 (n = 19) e 17 % (n = 17) das amostras, respectivamente. As concentrações de ∑ 7 PCBs, HCHs e Dieldrin foram inferiores aos limites máximos regulamentados, com máximos de 0,29, 0,19 (beta-HCH) e 0,18 µg kg^{-1}, respectivamente (Tabela 48), como também observado nas amostras do ano 1 (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*). A Figura 210 ilustra a tendência de queda nas concentrações de PCBs (totais e ∑7 PCBs) entre o primeiro ano de monitoramento e o período de transição, porém não há diferença significativa entre as médias dos dois períodos (teste de Wilcox $p \geq 0,05$), tanto do setor Foz em geral, como dos subsetores.

Figura 210: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de ∑47 PCBs e ∑7 PCBs em sedimento registrados durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição no setor Foz (A), e em cada subsetor da Foz durante o primeiro ano de monitoramento (B) e no período de transição (C). n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.

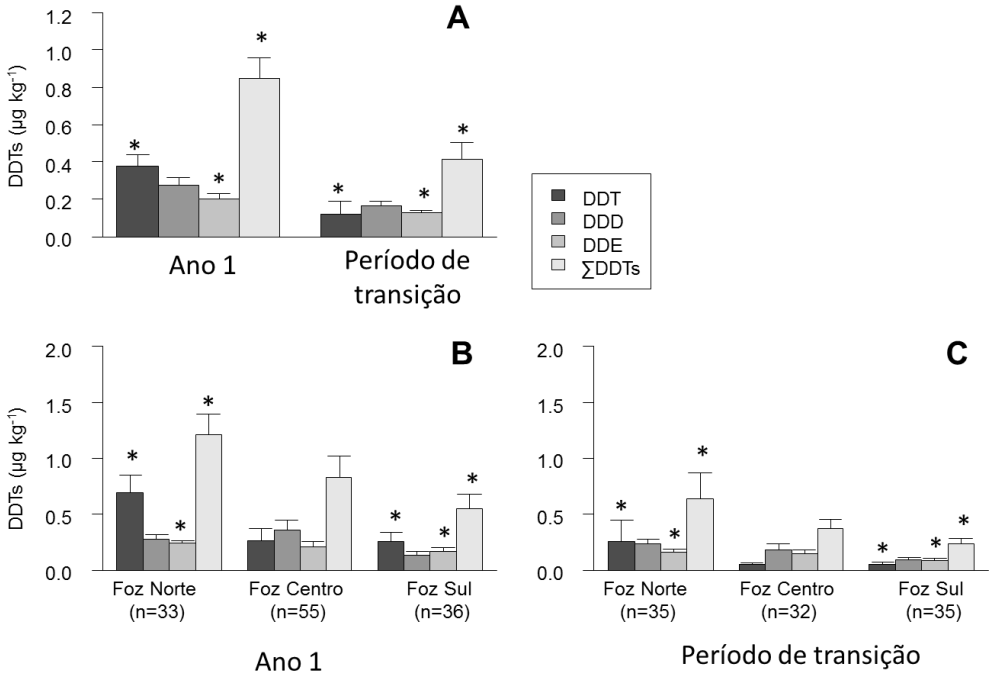


Assim como no primeiro ano de monitoramento, DDTs têm sido frequentes no sedimento do setor Foz, ocorrendo em 70 % das amostras coletadas no período de transição (80% em amostras do ano 1). Especificamente, DDT, DDD e DDE foram registrados em 40 (n = 41), 56 (n = 57) e 67 % (n = 68) das amostras do período de transição, respectivamente (Tabela 48). No primeiro ano de monitoramento, 13 % das amostras deste setor apresentaram valores de DDT, e/ou um de seus metabólitos, acima do limite máximo (Nível 1) regulamentado (CONAMA 454/12), incluindo o registro de concentrações extremas, como 355,1 µg kg^{-1} para DDT e 13,79 µg kg^{-1} para DDD na estação SDN30. No período de transição, entretanto, praticamente todas as amostras analisadas apresentaram DDTs abaixo dos limites máximos regulamentados, com somente uma amostra (SD3 – campanha 15) atingindo o valor limite de Nível 1 (1,22 µg kg^{-1}) para DDD e uma amostra (SDN20 – campanha 17) ultrapassando o limite de Nível 2 para DDT (6,90 µg kg^{-1}) (CONAMA nº 454/12). Com exceção destas duas amostras, os valores máximos registrados no período de transição foram 0,57 µg kg^{-1} (DDT), 0,96 µg kg^{-1} (DDD), 0,63 µg kg^{-1} (DDE) e 8,35 µg kg^{-1} (DDTs) (Tabela 48).

A variação das concentrações de DDT e seus metabólitos entre os dois anos de monitoramento, tanto para o setor Foz como para os subsetores Foz-Norte, Foz-Centro e Foz-Sul, foi analisada através do teste não paramétrico de Wilcox (95% de confiança), retirando-se os dados de três amostras com valores extremos (DDTs > 10,0 µg kg^{-1}; SDN20 da campanha 1 e SDN30 das campanhas 3 e 10 do ano 1). DDTs foram significativamente menores no período de transição (0,41 ± 0,90 µg kg^{-1}) em relação

ao primeiro ano de monitoramento (0,85 ± 1,20 µg kg^{-1}; $p < 0,05$). Esta diferença está relacionada principalmente à queda significativa nas concentrações de DDT e DDE nos subsetores Foz-norte e Foz-sul (Figura 211). Desta forma, a concentração média de DDTs registrada neste setor passa de três vezes (média do ano 1, sem considerar valores acima do CONAMA 454/12) para duas vezes superior ao valor máximo registrado previamente ao rompimento da barragem de Fundão (0,20 µg kg^{-1}; MARTINS et al., 2016).

Figura 211: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑DDTs) registrados no setor Foz (A) e em cada Subsetor da Foz durante o primeiro ano de monitoramento (B) e no período de transição (C). n = número de amostras. *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição. As três amostras com concentrações acima de 10 µg kg-1 não foram consideradas nestes gráficos.



No período de transição, não houve diferença significativa nas concentrações de DDTs entre os subsetores Foz-Norte, Foz-Centro e Foz Sul (teste Kruskal-Wallis; p > 0,05). Este resultado pode ser relacionado à queda das concentrações de DDTs nas amostras do subsetor Foz-Norte entre os dois anos de monitoramento (Figura 211 B e C). Ressalta-se que, durante o primeiro ano, o subsetor Foz-Norte apresentou as maiores concentrações de DDTs, bem como concentrou a maioria das amostras que ultrapassaram os limites máximos regulamentados, o que não foi verificado no período de transição. Considerando o total das amostras coletadas na Foz em todas as campanhas do período de transição, observa-se que em média a contribuição dos metabólitos DDD (37 ± 24%) e DDE (47 ± 27%) foram superiores à de DDT (15 ± 22 %), verificado também através da razão (DDE + DDD)/DDTs (média de 0,85 ± 0,22), indicando que em geral os DDTs registrados neste setor, durante os período de

transição, são de introdução pretérita e/ou com algum grau de degradação, assim como observado no ano 1.

De acordo com os resultados obtidos no primeiro ano de monitoramento, o Setor Foz se mostrava como o mais crítico em relação à contaminação por POCs, em especial DDTs, visto que DDTs foram registrados em mais de 70% das amostras de sedimento, incluindo amostras com concentrações acima dos limites máximos regulamentados. No entanto, embora compostos organoclorados continuem sendo registrados nos sedimentos durante o período de transição, seus valores permaneceram abaixo dos limites máximos regulamentados (no caso de PCBs, HCHs e drins), ou apresentaram queda significativa de concentrações (no caso dos DDTs), indicando uma melhora na qualidade de sedimento deste setor. Ainda assim, embora não se tenha dados pretéritos ao rompimento da barragem sobre concentrações de organoclorados em sedimento fluvial e solo da Bacia do Rio Doce, ressalta-se o histórico de atividades e pressão antrópica sobre a Bacia, relacionada principalmente a processos de erosão devido ao desmatamento e mau uso dos solos, uso indiscriminado de agrotóxicos e precariedade ou inexistência de serviços de coleta e tratamento de esgoto (ECOPLAN-LUME, 2010), que são potenciais fontes de contaminantes para o ambiente, inclusive de substâncias organocloradas. Sendo assim, tanto a área de solo da Bacia do Rio Doce como o próprio sedimento fluvial pode atuar como reservatórios de contaminantes persistentes introduzidos em anos pretéritos. A grande quantidade de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão, que extravasou o leito do rio em vários pontos, atingindo e destruindo edificações, como estações de esgoto pluvial e sanitário, além de varrer grandes áreas de agricultura e pecuária, pode ter atuado como fator de remobilização de solo contaminado e de sedimento fluvial, favorecendo a redisponibilização e carreamento destas substâncias estocadas até a região da Foz. Desta forma, e considerando que algumas amostras do período de transição ainda apresentaram concentrações de DDTs acima dos limites máximos regulamentados, bem como de níveis registrados previamente à chegada da lama de rejeitos à foz do Rio Doce (MARTINS et al., 2016) destaca-se a importância da manutenção do monitoramento de compostos organoclorados neste setor.

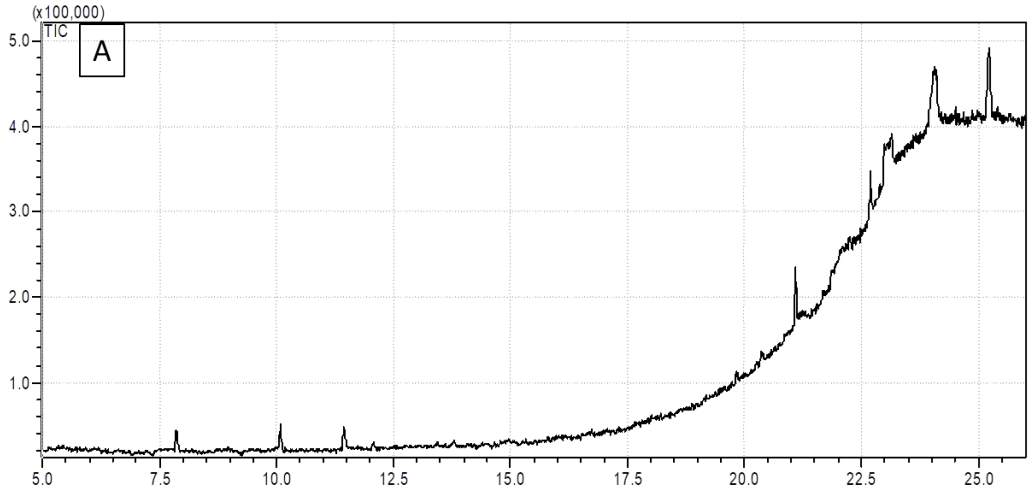
- *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

Nesse sentido, a Figura 212 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 212, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que

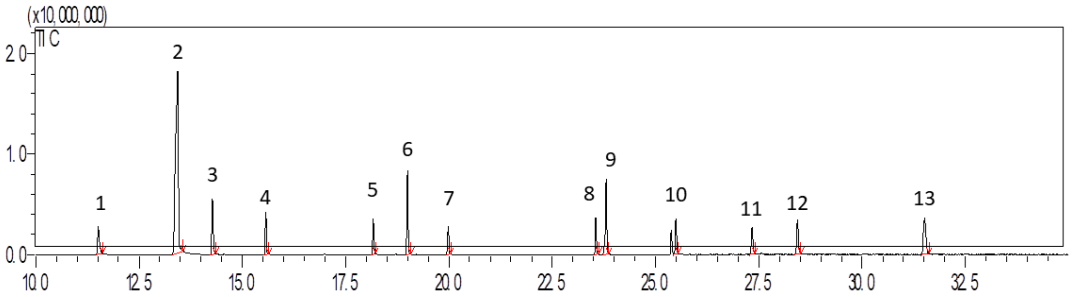
alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 212: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 213 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 213: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 53 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 53: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

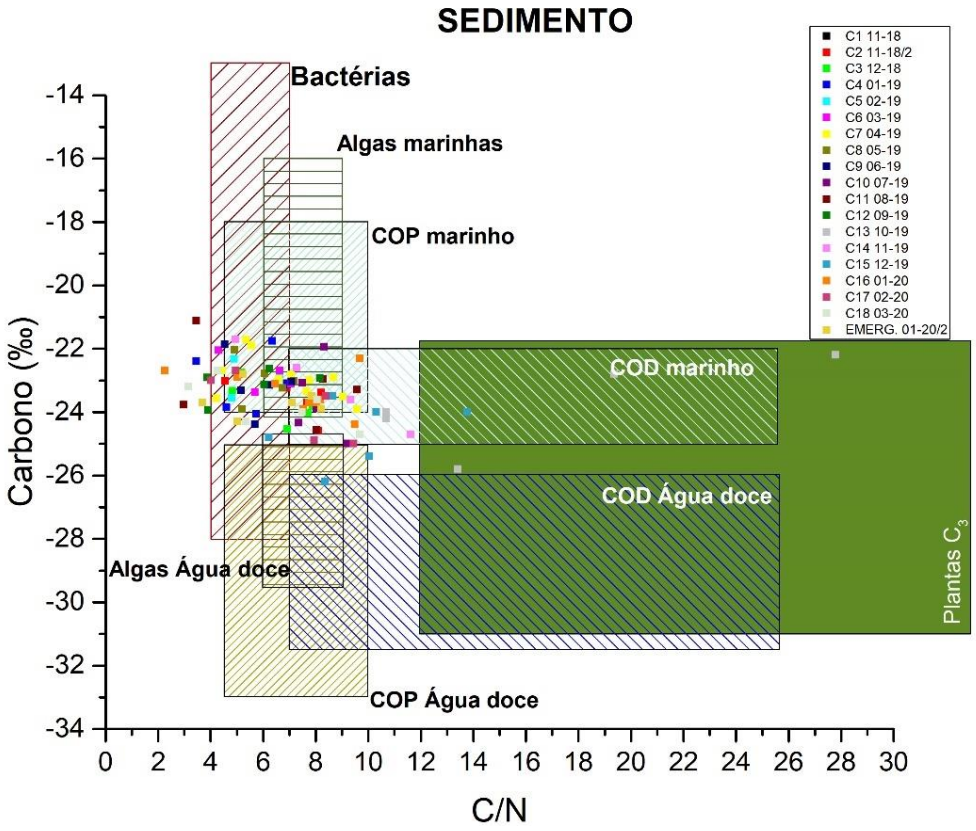
Equação 1: LOD=3,3(s/S)

Equação 2: LOQ=10(s/S)

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e razão C:N*

Os teores de $\delta^{13}C$ uma grande variação relativa, apresentando valores entre -25 a -21,1 ‰. Já os teores de $\delta^{15}N$ apresentaram uma variação de 10,5 a 16,7 ‰ quando detectado (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 21*). O setor localizado na Foz do Rio Doce apresentar diversas fontes de material orgânico, seja natural ou antrópico, o que pode influenciar no sinal isotópico encontrado nos sedimentos desse setor. Os valores observados para a composição isotópica em relação à razão C: N registrada para as amostras sedimentares indicam essa variedade de aportes, podendo apresentar um aporte material orgânico continental (plantas superiores), bem como um material autóctone (plâncton marinho) (Figura 214; *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 21 e 22*).

Figura 214: Distribuição da composição isotópica δ13C (‰) e razão C/N para as amostras sedimentares da Foz do Rio Doce durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM Ano 1 (11-18 a 09-19) e Transição (10-19 a 03-20).



d) Qualidade do Sedimento

Em relação ao setor Foz, o índice integrado SQG-q metais manteve-se como ***moderadamente impactado*** tanto nas condições pré-Rompimento da Barragem quanto durante as campanhas de monitoramento PMBA/Fest-RRDM (Figura 215). No entanto, comparando-se com os dados pretéritos, houve um aumento no número de metais que enquadram o ambiente como ***moderadamente impactado*** (e.g. As, Cr e Ni no período pré-Rompimento da Barragem; Ni, Cu, Cr, Zn, Ag, Pb no monitoramento PMBA/Fest-RRDM), bem como a ocorrência de As e Ag na classe ***altamente impactado***, principalmente no período chuvoso do Ano 1 (11-18 a 13-19) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

O período chuvoso da Transição (campanhas 10-19 a 03-20) apresentou redução do número de metais em alguma classe de impacto em relação às campanhas de amostragem do período chuvoso no Ano 1 (11-18 a 13-19), com a ocorrência da classe ***não impactado*** nas campanhas correspondentes (e.g. 09-19, 12-19, 02-20 e 03-20 para o subsetor Foz Central) (Figura 215; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Esse resultado também ficou evidente quando comparadas as taxas de incremento de metais em relação aos dados pretéritos. Com exceção de Al, a frequência de ocorrência de amostras com níveis acima das condições pré-Rompimento da Barragem foi inferior a 50 % durante o período

chuvoso da Transição, enquanto essa frequência variou de 51 % (Mn) a 91 % (Zn) no período chuvoso do Ano 1 (Figura 216).

Em análise comparativa entre as campanhas 01-19 e 01-20/2 em que a vazão do Rio Doce atingiu níveis de inundação, verifica-se que o incremento de metais foi maior na campanha 01-19 (As ***altamente impactado***; Zn, Ni, Cr, Cu ***moderadamente impactados***) do que em 01-20/2 (As, Cr e Ni ***moderadamente impactados***), ainda que a vazão tenha sido superior nesta última coleta. Considerando que essa campanha foi realizada durante o pico de vazão, possivelmente não houve tempo para a sedimentação desse material e consequente reflexo dessas mudanças para o compartimento sedimentar.

Figura 215: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a).

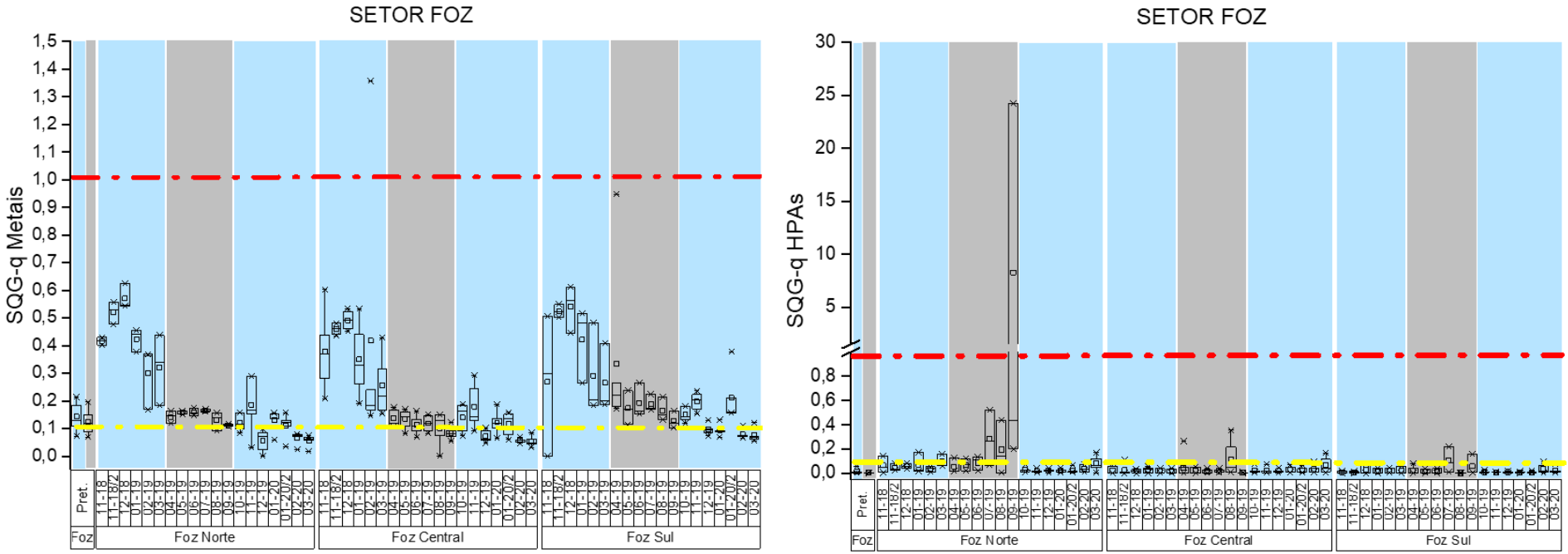
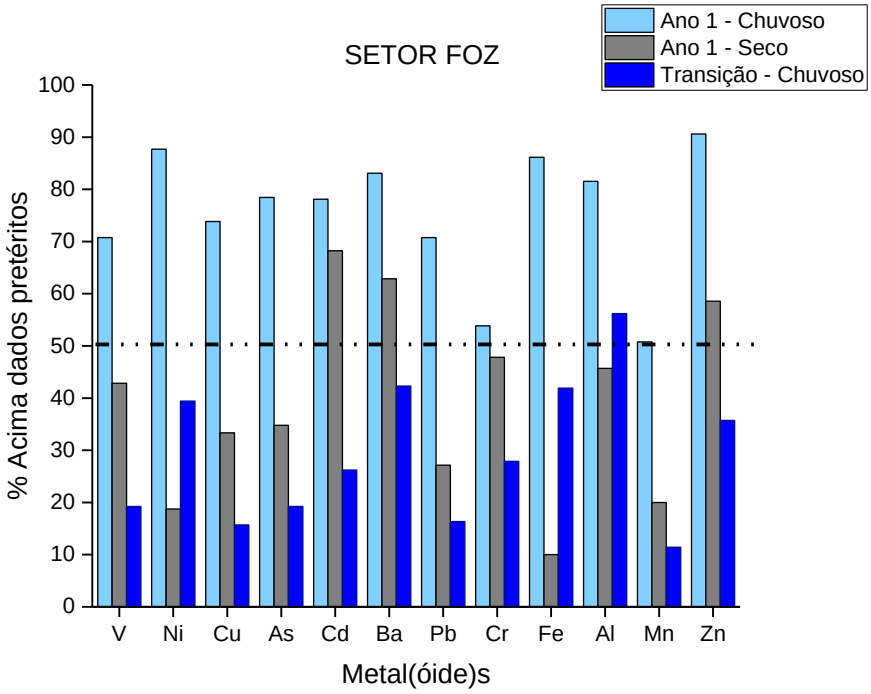


Figura 216: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Transição/Ano 2: 10-19 a 03-20) e seco (Ano 1: 04-19 a 06-19) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



Os metal(óide)s associados aos níveis SQG-q durante o evento de inundação da campanha 01-20/2 coincidem com àqueles relacionados ao período pré-Rompimento da Barragem, indicando o transporte de metais por fontes de contaminação já estabelecidas na bacia. Esses resultados podem estar associados a dois processos principais: 1) decréscimo dos níveis de contaminação por metais no estuário do Rio Doce ao longo do tempo (GABRIEL et al., 2020); 2) aumento da mobilidade do sedimento na plataforma continental no período de Transição, com possível transporte advectivo para áreas mais profundas (QUARESMA et al., 2020).

Apesar da diminuição da influência do aporte continental para as concentrações de metais no sedimento, é importante destacar que a área marinha é o destino final do rejeito ao longo dos cinco anos que procederam o Rompimento da Barragem. Assim, os processos de ciclagem interna na plataforma continental assumem maior importância que a descarga fluvial para os fluxos de metais provenientes do rejeito nessa fase do impacto (Longhini et al., 2020). Ressalta-se ainda a importância do monitoramento em diferentes condições meteoceanográficas, uma vez que níveis de contaminação por metais variam significativamente com as questões sazonais (GABRIEL et al., 2020), eventos hidrológicos e dinâmica de ondas (PMBA/Fest-RRDM, 2019). O período chuvoso na Transição apresentou mudanças significativas nos processos hidrodinâmicos em relação ao Ano 1, principalmente em função do aumento da vazão média total após a campanha 01-20/2 e aumento da altura significativa das ondas, com consequente alteração na abrangência espacial da pluma do Rio Doce e mobilidade do sedimento no ambiente marinho (RSE PMBA/Fest-RRDM, 2020, RT35, pág. 57).

Essas condições podem ter levado ao decréscimo das taxas de sedimentação de metais e/ou provocado o transporte do material para áreas não monitoradas pelo PMBA/Fest-RRDM.

Em concordância à primeira hipótese, novos incrementos de SQG-q Pb na Foz ocorreram na campanha 10-19 (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*), caracterizada por baixa energia de ondas e baixa vazão do Rio Doce. Assim, campanhas de amostragem em condições de menor energia são necessárias para avaliar as consequências das alterações hidrodinâmicas no período de amostragem da Transição sobre a qualidade do sedimento e suas interações com a coluna d'água (processos de sedimentação e ressuspensão).

O SQG-q HPAs no período pré-Rompimento da Barragem aponta para uma condição ***não impactada*** no setor Foz, tanto no período seco quanto chuvoso (Figura 215). Essa condição se manteve para o SQG-q HPAs integrado em todas as campanhas do monitoramento PMBA/Fest-RRDM realizadas no período chuvoso (11-18 a 13-19; 10-19 a 03-20), embora os níveis de benzo(a)antraceno tenham se enquadrado na classe ***moderadamente impactado*** no período de 11-18 a 13-19 (PMBA/Fest-RRDM Ano 1). O mesmo ocorreu para acenaftileno nas campanhas 02-20 e 03-20 (PMBA/Fest-RRDM Transição). Alterações na qualidade do sedimento com relação aos HPAs ocorreram nas campanhas 07-19 e 08-19, em que o índice SQG-q integrado indicou condição ***moderadamente impactada***; e 09-19, quando esse índice atingiu níveis ***altamente impactados*** (PMBA/Fest-RRDM Ano 1; período seco). Na campanha 09-19, os compostos antraceno, fenantrano e benzo(a)pireno apresentaram maior contribuição para a degradação da qualidade do sedimento (***altamente impactado***), seguidos por benzo(a)antraceno, dibenzo(a,h)antraceno, criseno, fluoranteno, pireno, acenaftileno (***moderadamente impactado***) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

As maiores taxas de incremento em relação aos dados pretéritos também ocorreram no período Seco do Ano 1, variando de 47 vezes de incremento para o composto benzo(g,h,i)perileno em 67 % das amostras a 727 vezes para benzo(a)pireno em 57 % das amostras avaliadas (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12; Figuras 53 a 61*). Em comparação ao período chuvoso do Ano 1, durante o período de Transição foi constatado o aumento do percentual de ocorrência de amostras com concentração média acima dos dados pretéritos para naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, pireno e benzo(g,h,i) perileno (*Material Suplementar A3MHS5; Figura 70*). Assim, observa-se que o setor Foz do Rio Doce continua sujeito à contaminação por esses compostos no sedimento.

1.1.3.2.3.4 Setor APA Costa das Algas

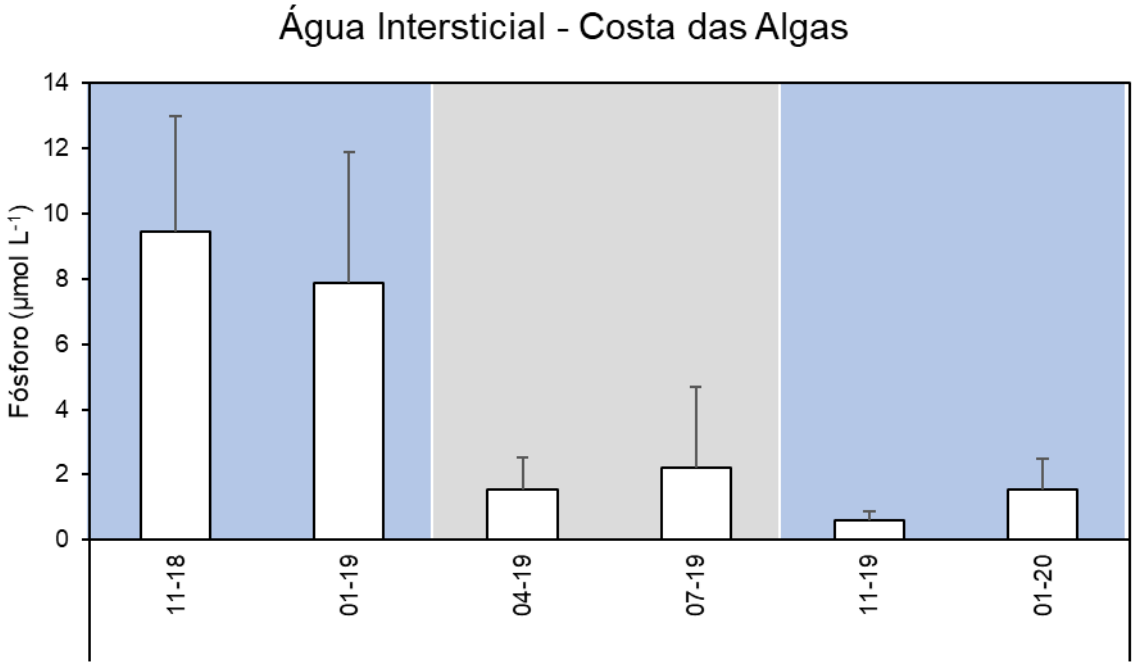
a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

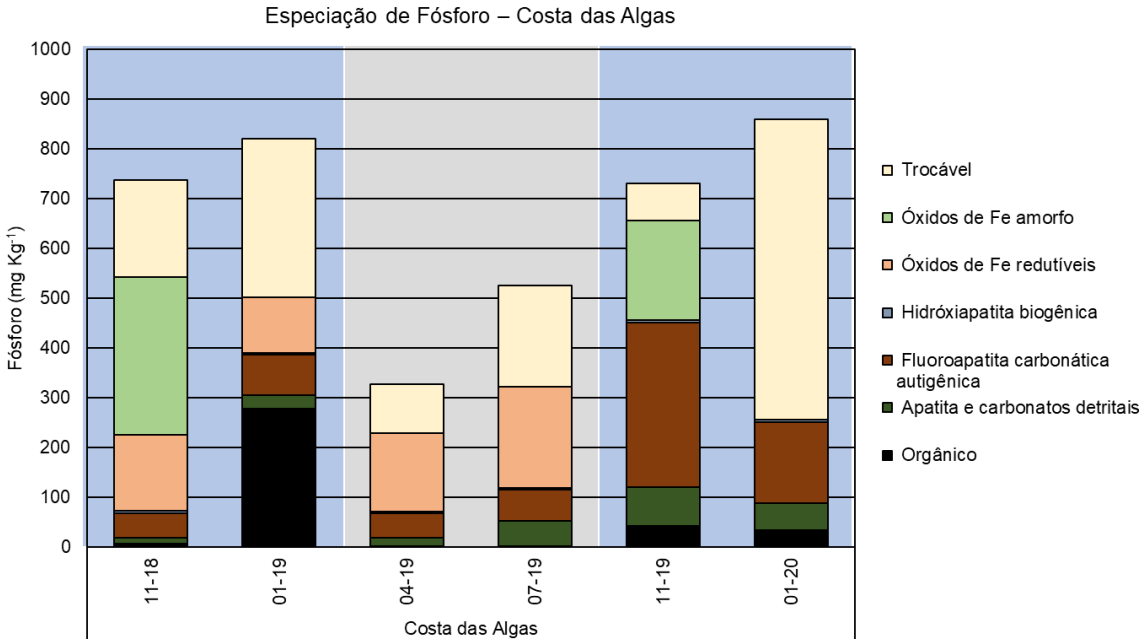
A especiação do fósforo no sedimento da Costa das Algas apresenta um padrão diferenciado dos demais setores do PMBA/Fest-RRDM (Figura 217). Embora haja a ocorrência de P ligado a óxidos de Fe (III) cristalino apenas no Ano 1, foram observadas frações ligadas ao Fe amorfo também na primeira campanha do monitoramento, em 11-18. Isso pode ter ocorrido devido a diferentes fontes que atuam mais nesta região, entre elas a importante presença de lateritas, que podem favorecer a liberação de Fe na forma de óxidos mais reativos. A ausência de P ligado a Fe cristalino e presença do amorfo que se confirma para campanha 11-19 da Transição pode indicar a influência do Rio Doce nesta região.

Uma fração significativa de P está ligada a apatita na APA/RVS, especialmente para a Transição. Um estudo de Andrieux-Loyer e Aminot (2001) sugerem que o fósforo ligado a apatita possui correlação com a fração fina do sedimento quando é de origem continental (fósforo ligado a apatita detrital), já quando é de origem marinha (apatita carbonática autigênica) essa pode estar associada ao aumento da granulometria pela ocorrência de bioclastos. O mesmo é sugerido neste estudo, onde são observadas maiores concentrações de fósforo ligado a apatita autigênica quando há maior presença de bioclastos ou maior ocorrência de componentes carbonáticos, como é o caso da APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz.

Não há uma relação direta entre o P trocável e a água intersticial, onde as frações mais lábeis predominaram apenas nas campanhas de 11-18, 01-19 e 01-20. Houve grande contribuição de P orgânico na campanha de 01-19.

Figura 217: Concentração de fósforo na água intersticial (µmol/l) e especiação do fósforo no sedimento (n=7) expressa em concentração por fração (mg/kg -1) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz.





b) Metais

- *Extração Parcial*

Em relação à concentração dos elementos estudados na região da APA/RVS - Costa das Algas, Al, As, Ba, Cu, Cr, Pb, V e Zn apresentaram uma tendência de decréscimo de suas concentrações no período

de transição quando comparado com o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (distribuição da concentração do Ba, Figura 218), especialmente em amostras das regiões mais profundas. Já para Co, maiores concentrações são observadas no período considerado seco, especialmente na campanha de 04-11, período posterior a uma forte vazão do Rio Doce. Demais elementos, como Fe, Mn e Ni não apresentaram um padrão de distribuição entre as campanhas estudadas (distribuição da concentração do Fe, Figura 219).

Figura 218: Distribuição das concentrações (µg/g) de bário na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).

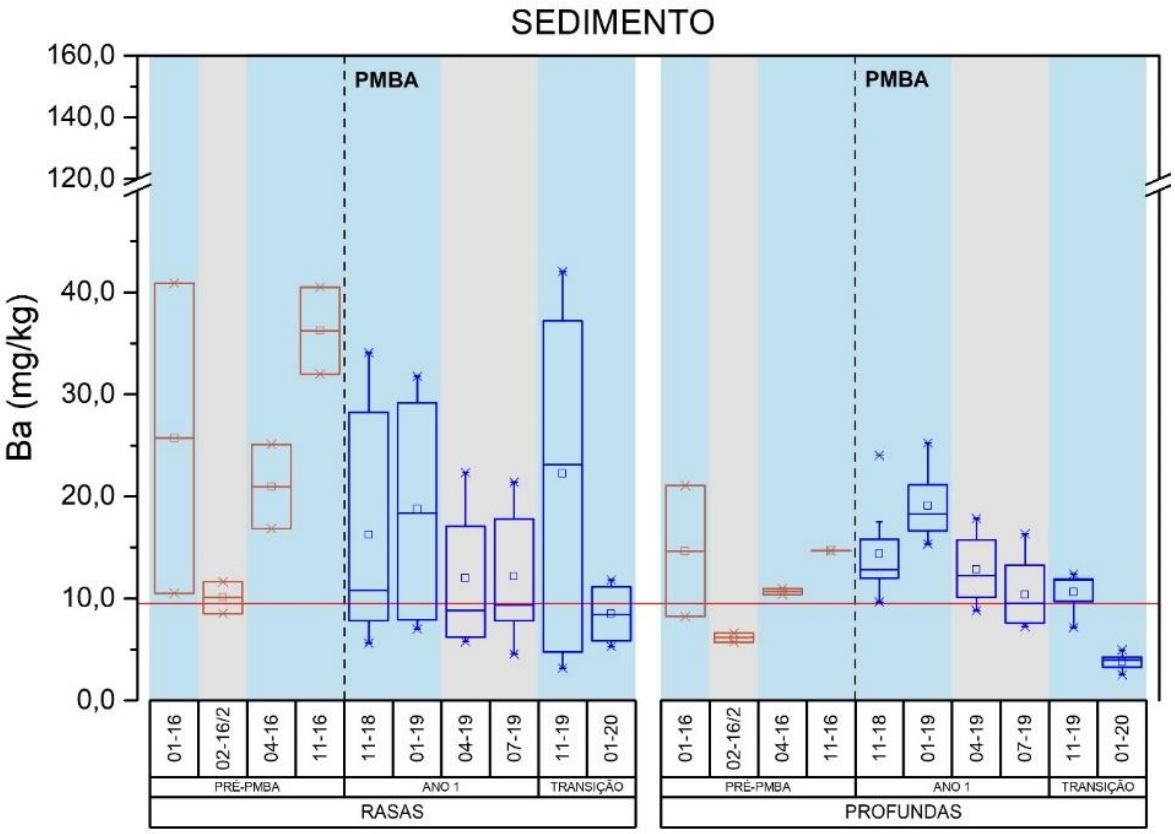
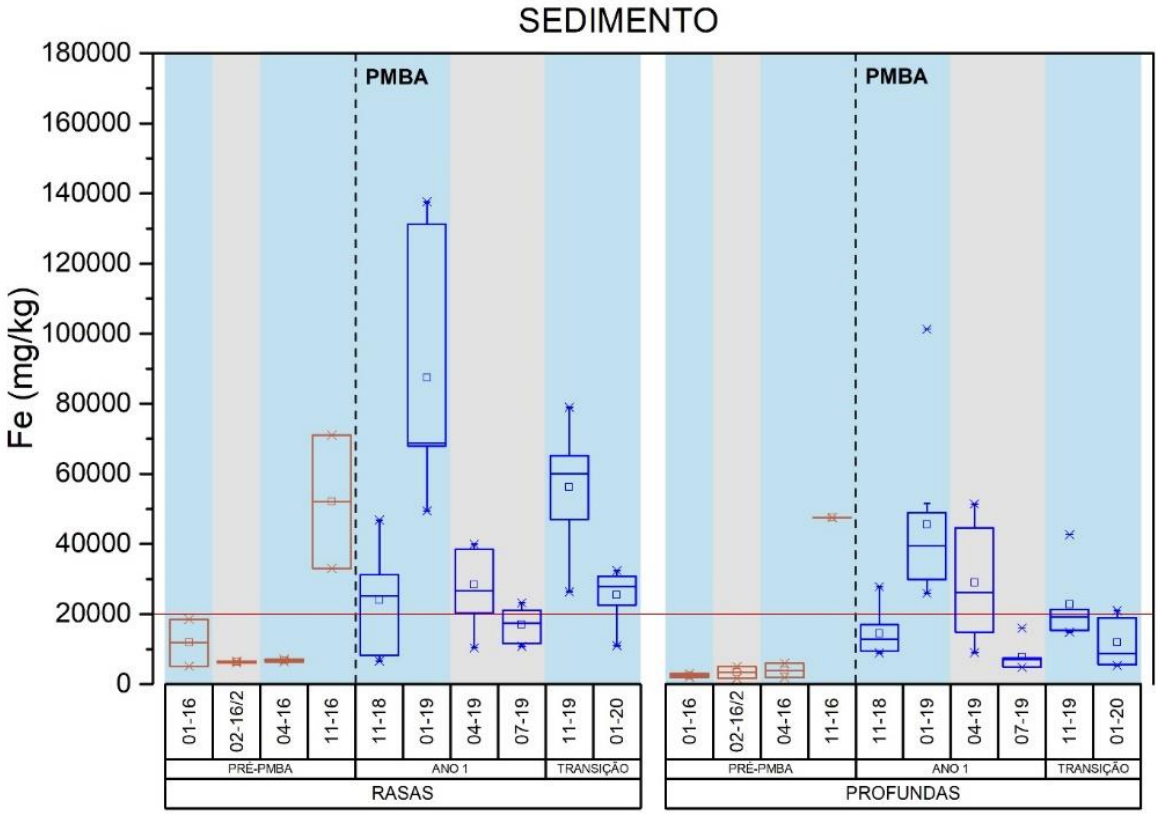


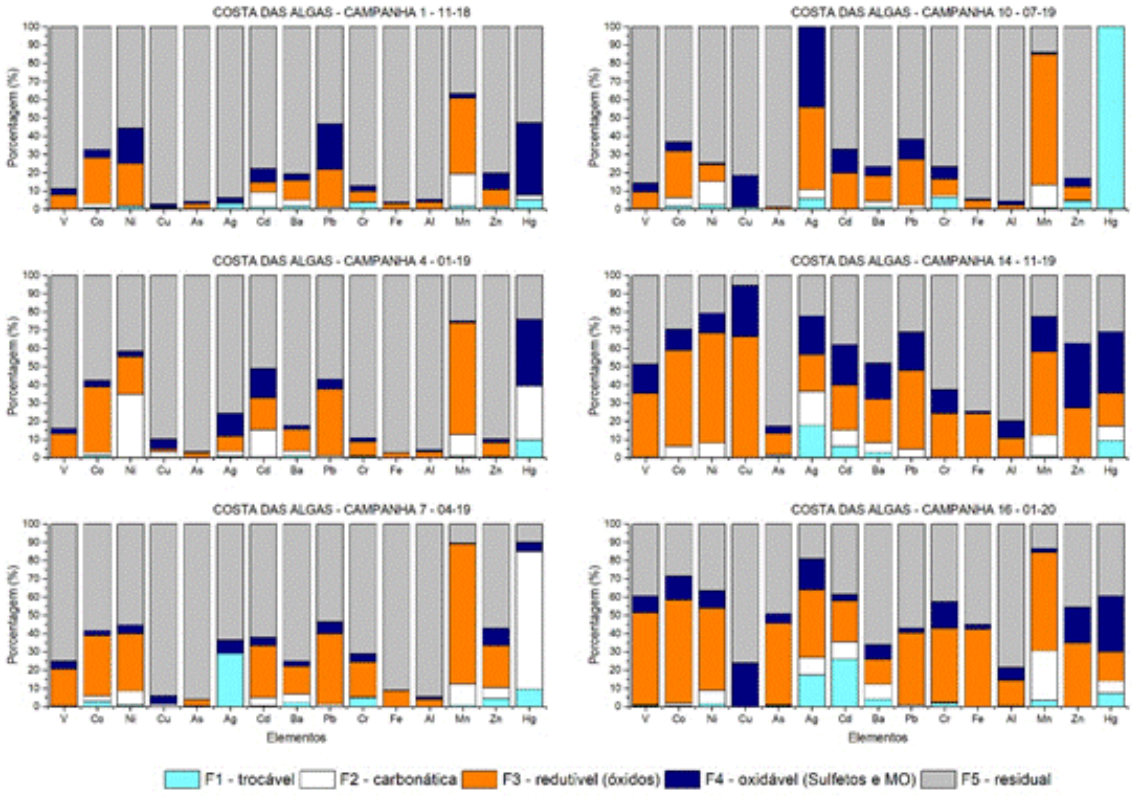
Figura 219: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).



- *Extração Sequencial*

O setor da APA Costa das Algas também apresentou a dominância dos elementos na fração redutível durante o período de transição, com exceção do Cu (Figura 220). Além disso, pode-se observar uma considerável proporção dos elementos na fração oxidável (F4) durante a campanha 14 (11-19), considerado chuvosa. A presença de Ag, Cd e Hg na fração trocável também é observada nesse setor, com maiores proporções em relação aos demais setores estudados.

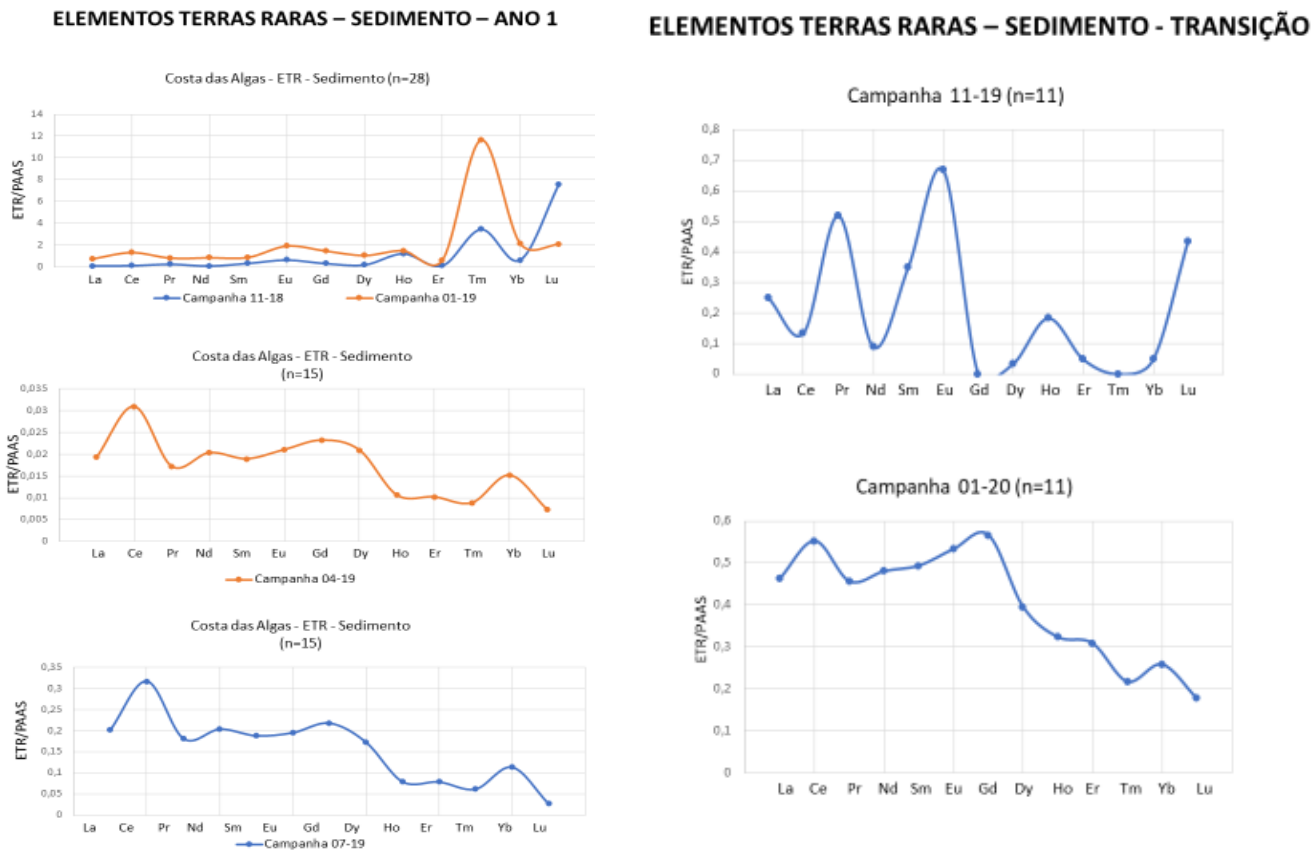
Figura 220: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor APA/RVS Costa das Algas em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (11-18 a 03-19 – período Chuvoso Transição).



- *Elementos Terras Raras*

A assinatura dos elementos terras raras no sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz apresenta o indicativo de rejeito de minério nas campanhas do período seco do Ano 1, em abril e julho de 2019, assim como ocorreu para a Foz e Setor Norte (Figura 221).Este padrão em comum observado nos diferentes setores não só sugere a presença do material proveniente da Barragem, como mostra que este atingiu regiões de grande relevância ecológica, como a unidade de conservação APA Costas das Algas e RVS Santa Cruz, que abriga um dos maiores bancos de rodolitos já notificados. Na transição, o comportamento destes elementos também se assemelha ao observado no restante da malha amostral na campanha de 01-19, ressaltando a presença de um sedimento de características distintas ao rejeito, mas que é proveniente do Rio Doce devido ao aumento da vazão neste período. Este fato não exclui totalmente a presença do rejeito, mas sugere-se que este esteja em concentrações menores na bacia de drenagem do rio ou que sofreu transformações físico-químicas que alteraram suas propriedades originais ao longo dos anos.

Figura 221: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor APA Costa das Algas / RVS Santa Cruz no Ano 1 e na Transição do PMBA/FEST-RRDM.

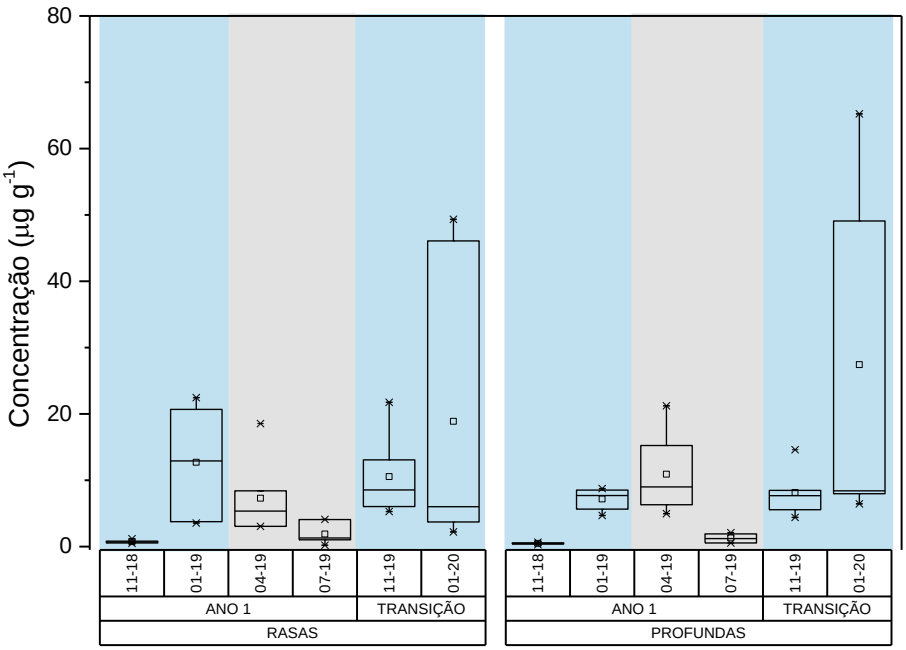


c) Compostos Orgânicos

➢ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

No setor Costa das Algas, observa-se também o aumento de concentrações quando comparados os períodos chuvosos do Ano 1 e Transição (Figura 222). As concentrações variaram de 5,28 – 23,72 µg g^{-1}, com maiores níveis para CA02 (48,52 µg g^{-1}), CA03 (52,45 µg g^{-1}), CA04 (69,45 µg g^{-1}) e CA05 (52,62 µg g^{-1}) na campanha de janeiro/20. Em geral os valores encontrados são superiores aos determinados no início do Ano 1. Este perfil denota um processo de enriquecimento de MO, possivelmente por ação do aumento de vazão do Rio Doce e consequente carreamento de material para áreas mais distais como a APA Costa das Algas.

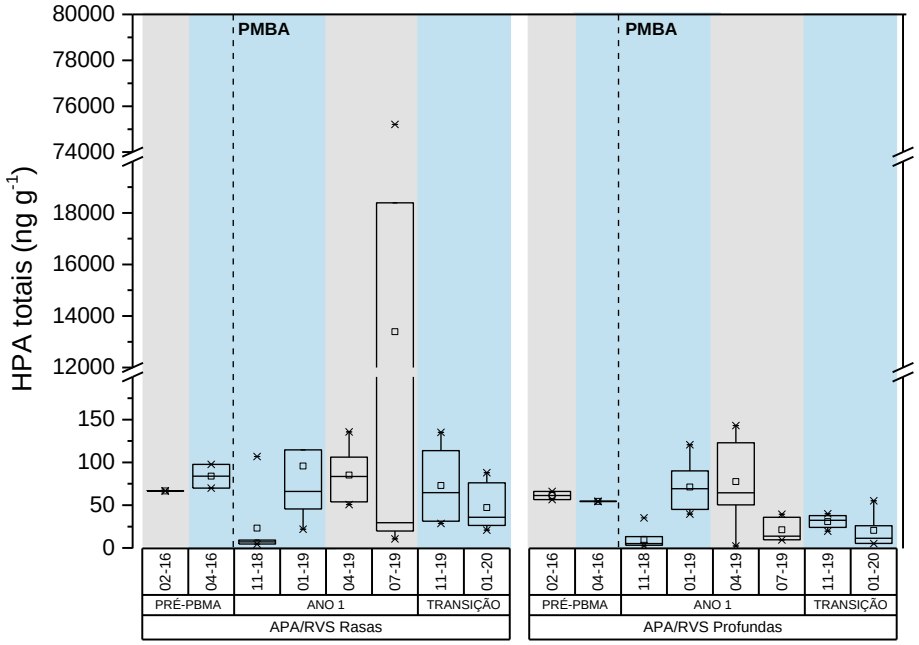
Figura 222: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg g-1) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Na APA Costa das Algas observa-se uma tendência de diminuição dos níveis de concentração a valores similares aos determinados durante o período pré-PMBA (02/16 a 04/16), como pode ser observado na Figura 223. Os níveis de concentração durante o período de Transição variaram de 5,37 a 135,11 ng g^{-1}, sendo as concentrações máximas registradas de 113,71 e 135,11 ng g^{-1} para CA09 e CA08, respectivamente. Este panorama de aumento de concentração é atribuído aos eventos de elevação na média de vazão do Rio Doce, e também em função do aumento da altura de ondas.

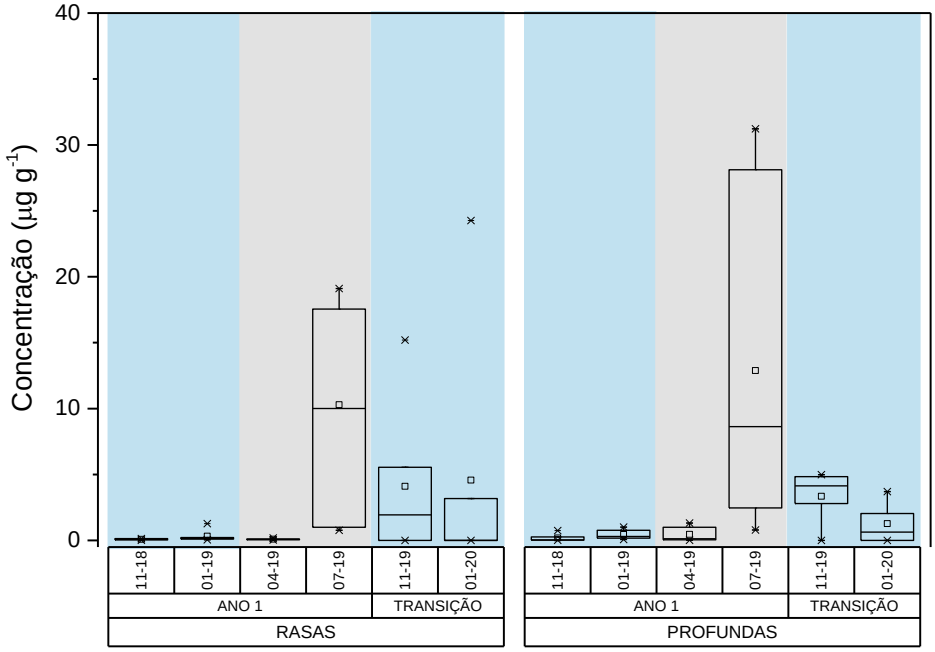
Figura 223: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g-^{1}) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais Pré-PMBA (02-16 e 04-16) e do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Esteróis*

A Figura 224 ilustra a distribuição de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. Durante o ano 1, as concentrações mais elevadas foram registradas durante o período de seca, variando de 0,78 µg g^{-1} (CA10) até 31,22 µg g^{-1} (CA15). Com relação aos resultados obtidos durante o período de Transição, verifica-se um retorno das concentrações a níveis mais elevados quando comparadas as campanhas de períodos chuvosos. Na campanha de janeiro de 2020, marcado por aumento de chuvas e de vazão média do Rio Doce, a concentração máxima detectada foi de 24,26 µg g^{-1} (CA09). Assim como descrito para outros setores, o comportamento de aumento nas concentrações pode ser inferido ao aumento de material rico em matéria orgânica e nutrientes que foram remobilizados e o subsequente aumento de produção primária, que eleva a produção autóctone de fito e zooplancton e assim aumentam o teor de esteróis como colesterol, lanosterol, e b-sitosteol na matéria orgânica sedimentar.

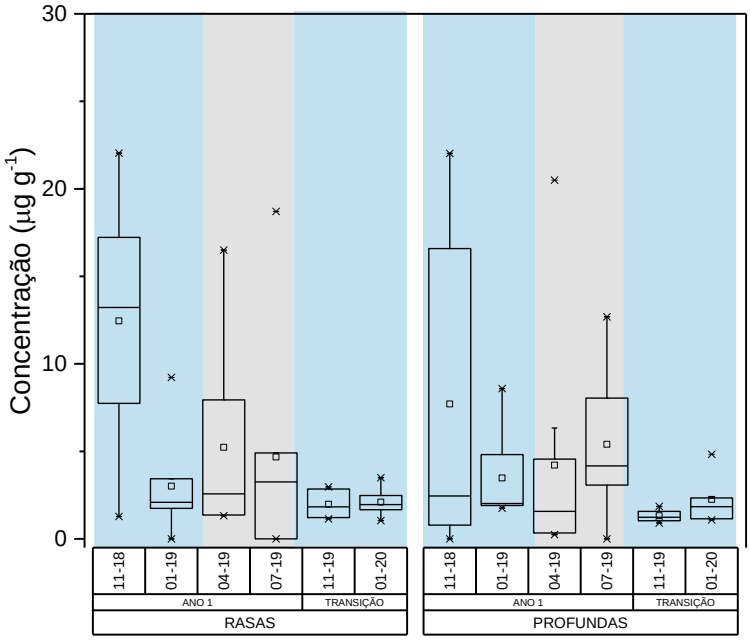
Figura 224: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➢ *Ácidos Graxos*

Para o setor Costa das Algas, as concentrações de AGt também diminuíram significativamente durante o período de Transição (Figura 225). As concentrações detectadas ficaram no intervalo entre 0,90 µg g^{-1} e 4,83 µg g^{-1} (1,92±0,97 µg g^{-1}). Dessa forma, assim como observado para a Foz do Rio Doce, provavelmente o efeito de diminuição das concentrações está relacionado ao efeito de diluição por ação do evento de extrema vazão do Rio Doce e dos períodos de chuva. As concentrações de C16:0 e C18:0 foram as mais abundantes em todos os pontos, denotando assim uma forte contribuição tanto de origem autóctone quanto alóctone para a qualidade da matéria orgânica sedimentar neste ambiente.

Figura 225: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 02-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

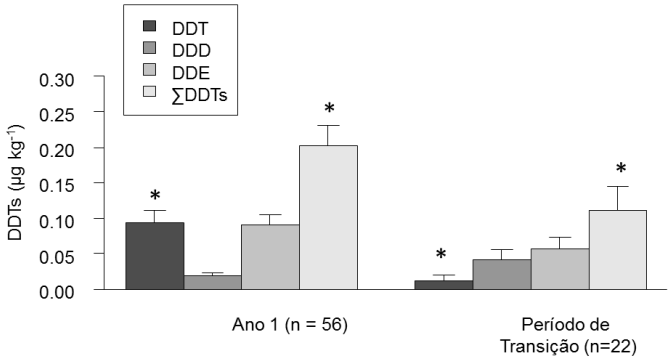


➢ *POPs - PCBs e POCs*

Nas amostras de sedimentos foram registrados PCBs e DDTs. Estes são os primeiros registros de PCBs nos sedimentos da região da Costa das Algas, com 41 % (n = 9) de frequência nas amostras analisadas. No entanto, os congêneres de PCBs detectados não pertencem ao grupo dos 7 PCBs prioritários para monitoramento (Tabela 48). DDTs foram menos frequentes nas amostras do período de transição (entre 18 e 54 %) em relação ao primeiro ano de monitoramento (~ 70 %) (Tabela 48; *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 16*), com concentrações de DDT significativamente menores (0,01 ± 0,03 µg kg^{-1}) (Figura 226 ; teste de Wilcox $p \leq 0,01$). Os valores máximos de DDT (0,11 µg kg^{-1}), DDD (0,17 µg kg^{-1}) e DDE (0,26 µg kg^{-1}) permanecem abaixo dos limites regulamentados (Tabela 48), e semelhantes aos máximos registrados no primeiro ano de monitoramento (0,31; 0,17 e 0,31 µg kg^{-1}, respectivamente). As amostras do período de transição apresentaram predomínio dos metabólitos DDE e DDD sobre o DDT, tanto em frequência de ocorrência nas amostras (55, 32 e 18 %, respectivamente) como em concentração (razão (DDE + DDD)/DDTs ≥ 0,70; Figura 226), que aliado à tendência de queda nas concentrações de DDTs do primeiro para o segundo ano de monitoramento, sugere introdução pretérita, ou contaminação antiga por esta substância na Costa das Algas. Portanto, os indícios de introdução recente de DDT observados nas campanhas finais do ano 1 não se repetiram no período de transição.

De acordo com estes resultados, comparados às resoluções CONAMA para qualidade de sedimento, pode-se considerar que o setor Costa das Algas não apresenta impactado em relação aos POPs analisados no compartimento sedimentar.

Figura 226: Gráfico com as médias e erro padrão das concentrações de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) e do somatório destes (∑ DDTs) em sedimento registrados no setor Costa das Algas durante o primeiro ano de monitoramento (Ano 1) e no período de transição. n = número de amostras; *na ocorrência de diferença significativa (Teste de Wilcox; p < 0,05) entre as médias do ano 1 e período de transição.

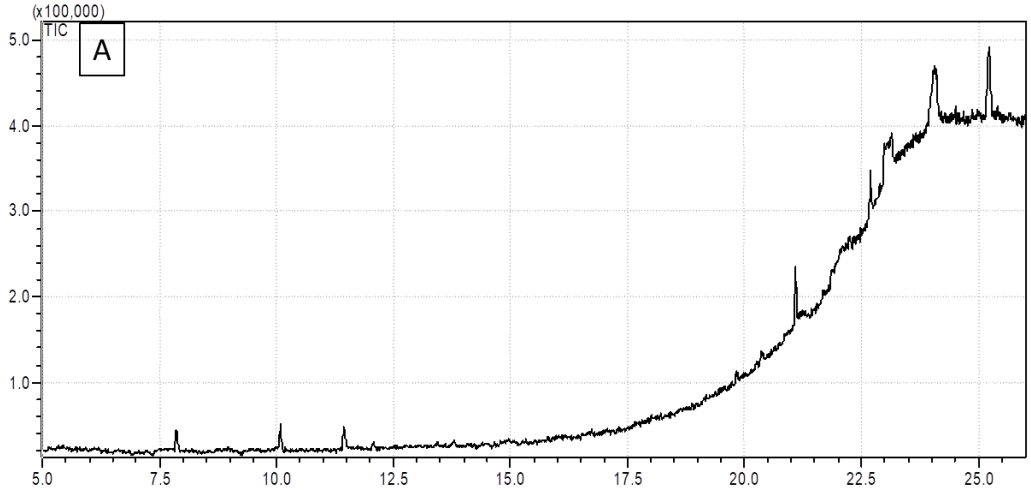


➢ *Contaminantes emergentes*

A reação de derivatização tem por objetivo modificar quimicamente a estrutura dos analitos ao substituir um ou mais grupos funcionais de caráter polar por outro de menor polaridade. Com isso, é possível conferir maior volatilidade e estabilidade térmica aos analitos, além de permitir maior afinidade pela fase estacionária da coluna cromatográfica e assim possibilitar um ganho na detectabilidade dos compostos de interesse.

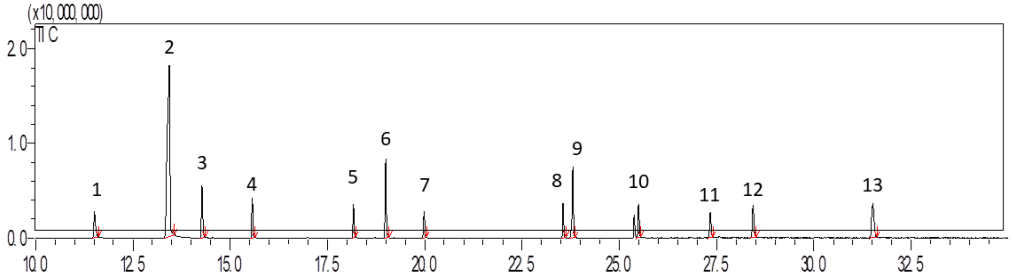
Nesse sentido, a Figura 227 apresenta um cromatograma obtido no modo de varredura completa a partir da injeção da solução contendo os compostos de interesse, sem que fosse realizada a reação de derivatização. A partir do cromatograma contido na Figura 227, fica evidente a necessidade da reação de derivatização, uma vez que a intensidade dos picos dos analitos é bastante reduzida além de que alguns compostos não foram suficientemente resolvidos e outros eluíram no final na corrida cromatográfica. Assim, a partir desse cromatograma fica evidente a necessidade da reação de derivatização.

Figura 227: Cromatograma de uma solução contendo os analitos que não foi submetida à reação de derivatização.



Na Figura 228 é apresentado o cromatograma com todos os compostos investigados nesse trabalho, após a reação de derivatização. É possível perceber que os picos estão suficientemente resolvidos. Isso aponta que a rampa de aquecimento da coluna, a vazão do gás de arraste e a derivatização são adequadas. Assim, o procedimento foi considerado exitoso e foi mantido para as demais etapas desse trabalho.

Figura 228: Cromatograma com todos os compostos investigados, após a reação de derivatização. 1: ibuprofeno; 2: atrazina deuterada; 3: octilfenol; 4: nonilfenol; 5: triclosan; 6: bisfenol A; 7: diclofenaco; 8: estrona; 9: 17b estradiol; 10: estriol; 11: coprostanol; 12: colesterol; 13: estigmastanol.



A Tabela 54 apresenta os valores dos coeficientes de correlação (R^2), os limites de detecção e quantificação que foram obtidos das curvas analíticas.

Tabela 54: Valores dos limites de detecção e quantificação.

	IBU	OCT	NON	TCS	BPA	DIC	E1	E2	E3	COP	COL
R^2	0,9991	0,9994	0,9990	0,9990	0,9995	0,9993	0,9960	0,9999	0,9989	0,9996	0,9963
LOD (ng/L)	2,40	0,51	1,16	1,33	1,33	11,01	0,03	0,15	0,16	0,11	0,11
LOQ (ng/L)	7,27	1,55	3,53	4,05	4,02	33,35	0,10	0,46	0,48	0,35	0,35

Tanto os valores dos limites de detecção como os de quantificação se mostraram satisfatórios e condizentes com os da literatura para essas classes de compostos. Para o ibuprofeno, octilfenol, nonilfenol, triclosan, bisfenol A, os desvios-padrão relativos se mostraram inferiores a 4%. Para o diclofenaco, os desvios não ultrapassaram 27%, sendo este maior valor referente ao primeiro ponto da curva analítica, que é de 5 ng/mL. Para a estrona o coeficiente de variação foi de 2 a 15%, sendo também o maior desvio referente ao primeiro ponto da curva. Para o estradiol o coeficiente de variação ficou entre 1 e 6%, e para o estriol, entre 4 e 26% para primeiro ponto da curva analítica. Da mesma forma, os valores dos coeficientes de determinação (R^2) se mostraram satisfatórios (>0,99).

Os valores dos limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) foram determinados a partir das curvas analíticas por meio das equações 1 e 2, onde “s” corresponde ao coeficiente linear da curva analítica e “S” ao coeficiente angular. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 43.

Equação 1: $LOD=3,3(s/S)$

Equação 2: $LOQ=10(s/S)$

- *Isótopos $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e razão C:N*

O setor Costa das Algas, similarmente aos setores Norte e Abrolhos, não apresentou grande variação nos teores de $\delta^{13}C$. Contudo, os teores de $\delta^{15}N$ apresentaram grande variação, entre 4 e 13,2 ‰ (Tabela 55). Os teores de $\delta^{13}C$ indicam um aporte preferencialmente planctônico para o material orgânico sedimentar. Já a elevada variação de $\delta^{15}N$, assim como em Abrolhos, pode refletir diferentes processos na forma de assimilação de nitrogênio por parte dos produtores primários. Em análise aos resultados da razão C: N, observou-se uma grande variabilidade dos valores para a campanha de 11-19 (de 5,02 a 314,38), indicando a ocorrência de mistura de fontes alóctones (terrestre) e autóctone (marinha) para a matéria orgânica sedimentar. Na campanha de 01-20, o intervalo para a razão C: N ocorreu de 4,02 a 11,53, mostrando o predomínio de fontes marinhas para a composição da matéria orgânica sedimentar (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 24*).

Tabela 55: Valores de isótopos de carbono e nitrogênio (‰) no sedimento dos pontos prioritários da Hidrogeoquímica Marinha nas campanhas 1, 4, 7, 10, 14 e 16 no Setor APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz.

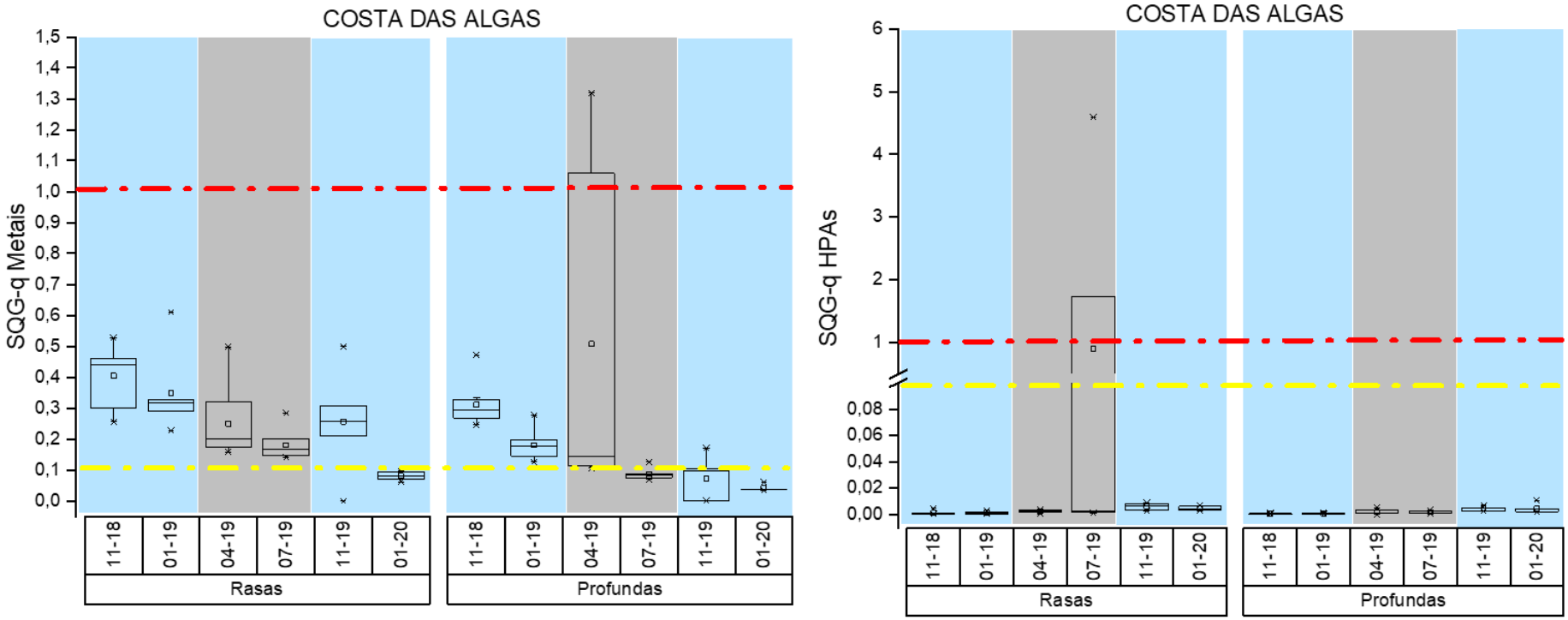
Isótopos no sedimento – APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz												
Campanhas amostrais												
Estações	11-18		01-19		04-19		07-19		11-19		01-20	
	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
CA 01	-22,2	11,0	-22,4	9,4	-22,6	4,13	-20,9	≥ 500 mV	-21,1	≥ 500 mV	-23,7	4
CA 02	-22,4	≥ 500 mV	-22,1	≥ 500 mV	-22,2	≥ 500 mV	-21,9	13,2	NC	NC	-22,1	5,9
CA 03	-22,4	≥ 500 mV	NA	NA	-23,8	3,8	NA	NA	NA	NA	-22,3	≥ 500 mV
CA 04	-21,8	≥ 500 mV	-22,6	6,6	-21,2	9,7	≥ 500 mV	≥ 500 mV	NC	NC	-22,3	4,2
CA 05	-22,8	<LQ	NA	NA	-22,3	<LQ	NA	NA	NA	NA	-22,1	≥ 500 mV
CA 06	-22,3	<LQ	NA	NA	-21,7	<LQ	NA	NA	NA	NA	-22,1	≥ 500 mV

d) **Qualidade do Sedimento**

No setor APA Costa das Algas, o índice SQG-q metais indicou uma condição ***moderadamente impactada***, com ocorrência de As e Ag em níveis ***altamente impactados*** para os períodos chuvoso e seco do Ano 1 (Figura 229). Níveis ***altamente impactados*** foram verificados na campanha 04-19 no subsetor Águas Profundas, em função das altas concentrações de Ag (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Outros metais que contribuíram para a degradação da qualidade do sedimento nesse setor durante o Ano 1 foram Ni, Cu, Zn, Ag, Cd e Pb (***moderadamente impactado***; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). As maiores taxas de incremento de metais com relação aos dados pretéritos foram observadas no período chuvoso do Ano 1 (e.g. 7 vezes para Cu e Zn, 4 vezes para Cd e 3 vezes para Al e Ni). A frequência de ocorrência de amostras acima das condições pretéritas para os referidos metais variou de 82 % para Cd e 96 % para Cu e Ni (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 9*). Durante o período chuvoso da Transição (campanhas 11-19 e 01-20) observou-se uma melhora da qualidade do sedimento em relação ao SQG-q metais, principalmente no subsetor Águas Profundas (Figura 229), embora tenha ocorrido um incremento das concentrações de Fe (2 vezes) em relação aos dados pretéritos em 67 % das amostras.

Para os compostos orgânicos - HPAs, observou-se a degradação da qualidade do sedimento no mês 07-19, que passou da classe ***não impactada*** para ***moderadamente a altamente impactada***, em função dos incrementos nas concentrações de benzo(a)pireno, benzo(a)antraceno, acenaftileno, dibenzo(a,h)antraceno (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Em comparação aos dados pretéritos, o observou-se degradação da qualidade do sedimento para o Setor Costa das Algas, principalmente durante o período Seco do Ano 1. Durante o referido período, observou-se taxas de incremento que alcançaram 236 vezes em relação aos valores pretéritos médios para o composto antraceno em 28 % das amostras avaliadas (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12*). Nas campanhas da Transição (11-19 e 01-20) houve uma melhoria na qualidade do sedimento quanto aos HPAs, enquadrando-se na classe ***não impactada*** (Figura 229). Apesar disso, em comparação ao período chuvoso do Ano 1, durante o período de Transição foi constatado o aumento do percentual de ocorrência de amostras com concentração média acima dos dados pretéritos para fluoranteno, pireno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno e benzo(g,h,i)perileno (*Material Suplementar A3MHS5; Figura 70*). As concentrações médias de HPAs totais aumentaram em 2 vezes em relação aos dados pretéritos para 82 % das amostras no período de chuvoso da Transição (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12; Figura 61*). Dentre os compostos avaliados dibenzo(a,h)antraceno e benzo(g,h,i)perileno apresentaram valores superiores aos dados pretéritos em 100 % das amostras avaliadas, com taxas médias de incremento de 12 e 21 vezes, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12; Figuras 62 a 69*).

Figura 229: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor APA/RVS Costa das Algas (Águas Rasas e Águas Profundas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).

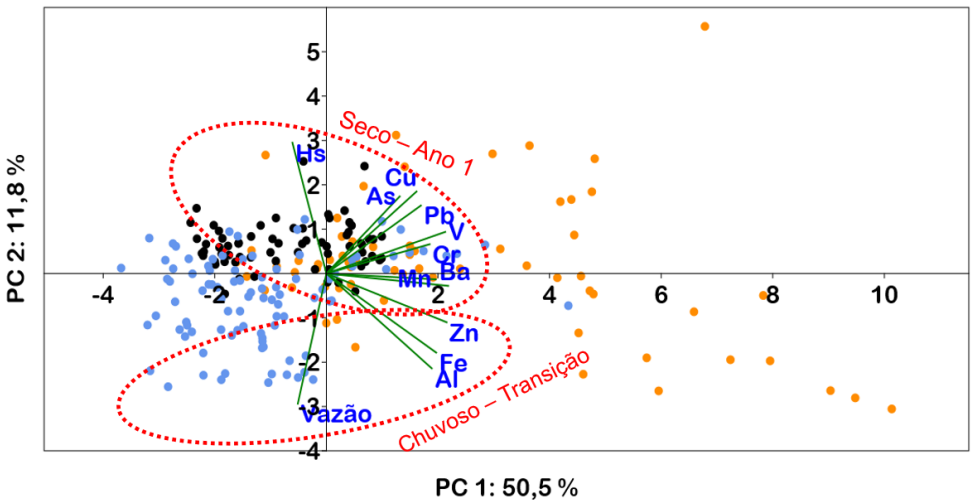


1.1.3.2.4 Análise Integrada Qualidade da Água e do Sedimento Versus Forçantes Físicas

As análises de PCA, utilizadas para discutir os efeitos das forçantes físicas (vazão e altura de ondas) sobre a distribuição de metais na Foz do Rio Doce, explicaram um total de 62,3%, 51% e 62,4% da distribuição dos dados de metais no sedimento, fração dissolvida e particulada, respectivamente (Figura 230, Figura 231, Figura 232; *Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 12 e 13*).

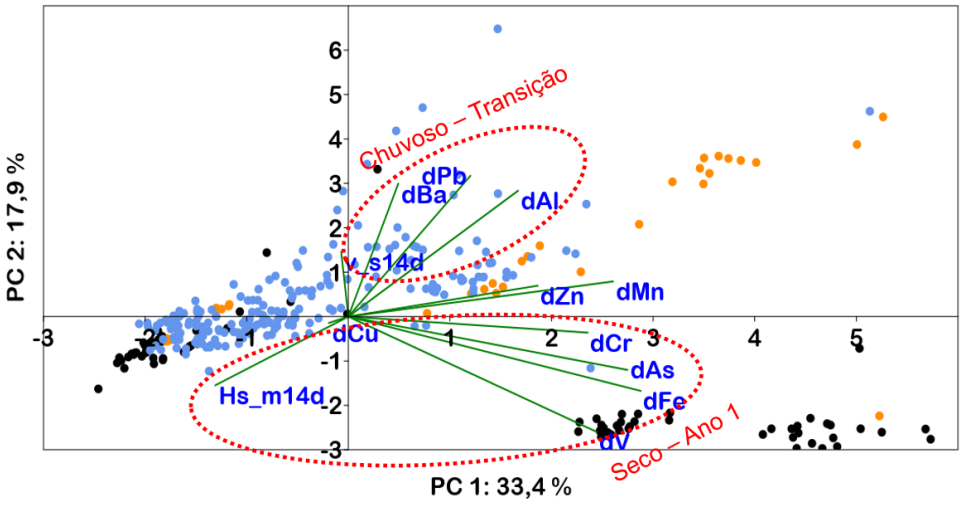
Para sedimento, a PC1 contribuiu com 50,5% da distribuição dos dados e mostrou o agrupamento de metais, principalmente em função do período chuvoso do Ano 1, enquanto a PC2 foi explicada pela altura de ondas relacionada ao período seco do Ano 1 e pela vazão, no período chuvoso da Transição (Figura 230; *Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 12 e 13*). Foi observada correlação da vazão com as concentrações de Fe, Al e Zn, os quais apresentaram o maior percentual de amostras acima dos dados pretéritos, tanto no período chuvoso do Ano 1 quanto na Transição (ver Figura 216). Considerando que esse agrupamento foi formado principalmente com relação às campanhas da Transição, é possível que o aumento da vazão nesse período, que atingiu condições de inundação, permitiu a remobilização de material novo além da cota de inundação, e consequente aporte para a área costeira. Em contrapartida, a altura de ondas apresentou maior influência sobre os metais As, Cu e Pb, os quais mostraram redução significativa das suas concentrações no sedimento durante o período Seco do Ano 1, marcando, assim, a liberação desses metais da matriz sedimentar em função dos processos de ressuspensão pela ação das ondas. Vale ressaltar que os parâmetros físicos avaliados apresentaram baixo percentual de correlação com os dados de metais, representando que outros processos estão associados à mobilidade, ciclagem e destino desses elementos na plataforma continental, tais como diferenças na distribuição mineralógica do Fe e liberação diferenciada de metais no sedimento por carreadores orgânicos (LIU et al., 2019).

Figura 230: Biplot da distribuição de metais do sedimento, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



Para metais na fração dissolvida, foram testadas diferentes condições de vazão (instantânea e acumulada de 3, 7 e 14 dias), uma vez que existem variações no tempo de resposta dos processos de dissociação a partir do material particulado em suspensão. Nesse sentido, a PC1 explicou 33,4% dos dados e permitiu a formação de dois grupos principais, associados ao período Chuvoso do Ano 1 e período Seco do Ano 1 (Figura 231). A componente PC2 explicou 17,9% dos dados, a partir da correlação da vazão acumulada de 14 dias com os metais dissolvidos Ba, Pb e Al no período chuvoso da Transição, enquanto Hs média de 14 dias apresentou correlação com V, Fe e As no período seco do Ano 1 (Figura 231; *Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 12 e 13*). Para Fe dissolvido, esses resultados estão em concordância com estudos realizados na área quase 3 anos após o Rompimento da Barragem, que mostram maior influência dos processos de ressuspensão e redisponibilização interna na plataforma em comparação ao aporte continental para as concentrações de Fe dissolvido na área costeira adjacente à foz do Rio Doce (LONGHINI et al., 2020). Em contrapartida, a vazão contribuiu com novos aportes de metais marcados pela influência continental, tais como Ba (PLEWA et al., 2006) e Al, além do Pb que possui fonte pricipalmente associada às atividades de mineração (Rodrigues et al., 2013) e descargas de efluentes domésticos e industriais na Bacia do Rio Doce (SANTOLIN et al., 2015). Vale ressaltar que a geoquímica de metais dissolvidos é também determinada pelos processos de assimilação e remineralização biológica, não tendo relação direta com as condições meteoceanográficas.

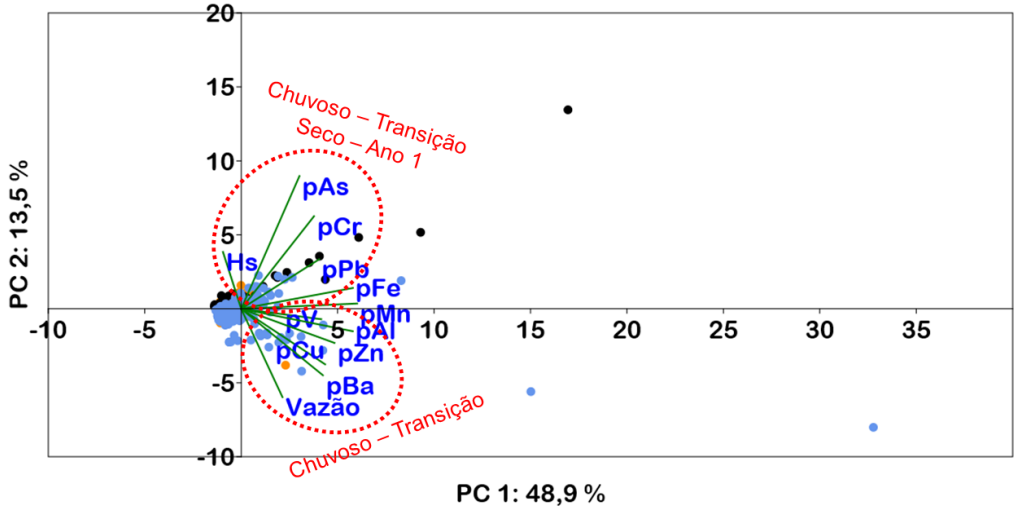
Figura 231: Biplot da distribuição de metais na fração dissolvida, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



Com relação aos metais particulados (associados ao MPS), a PC1 explicou 48,9 % da distribuição dos dados e apresentou o agrupamento principal entre metais e vazão (Figura 232; *Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 12 e 13*). Avaliando a componente PC2, a vazão mostrou correlação com Ba, Cu, Zn, Al e V, enquanto a altura de ondas (Hs) apresentou correlação com As, Cr e Pb. Similarmente ao

que foi observado para a matriz sedimentar e fração dissolvida, a correlação entre os metais e as forçantes físicas foram baixas (*Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 12 e 13*), indicando a ocorrência de outros processos em associação às condições meteoceanográficas para o ciclo desses elementos. A tranferência de fases de metais entre o sedimento e o material particulado em suspensão é um processo contínuo e influenciado pelos eventos de ressuspensão, muito embora haja forte interferência da granulometria, mineralogia e degradação autóctone de biopartículas durante essas associações (LIU et al., 2019).

Figura 232: Biplot da distribuição de metais na fração particulada, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Símbolos em laranja: campanhas do período chuvoso Ano 1; símbolos pretos: campanhas do período seco Ano 1; símbolos azuis: campanhas do período chuvoso da Transição. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



Assim, a vazão (associada ao aporte do Rio Doce) e a altura de ondas (associada aos eventos ressuspensivos) tiveram relação diferenciada, a depender da matriz ambiental e fração considerada para os metais. Em geral, a vazão apresentou associação com um maior número de metais na fração particulada (e.g. Ba, Cu, Zn, Al e Zn), especialmente no período chuvoso da Transição, em que foi observado um aumento da vazão média total em relação ao Ano 1. Essas relações marcam o aporte de metais associados ao material particulado em suspensão em momentos de maior influência continental. A altura de ondas mostrou relação com a liberação de As e Pb da matriz sedimentar, enquanto os mesmos foram relacionados a essa forçante física para a fração particulada e dissolvida (no caso do As), representando os eventos de transferência de fases do sedimento para a coluna d'água, principalmente no período Seco do Ano 1. Os metais Fe e V dissolvidos, também associados ao rejeito de minério de ferro, correlacionam-se principalmente aos fatores de ressuspensão, com consequente resposta aos processos internos de reciclagem na plataforma continental.

1.1.4 Fitoplâncton

1.1.4.1 Fitoplâncton estuarino e marinho

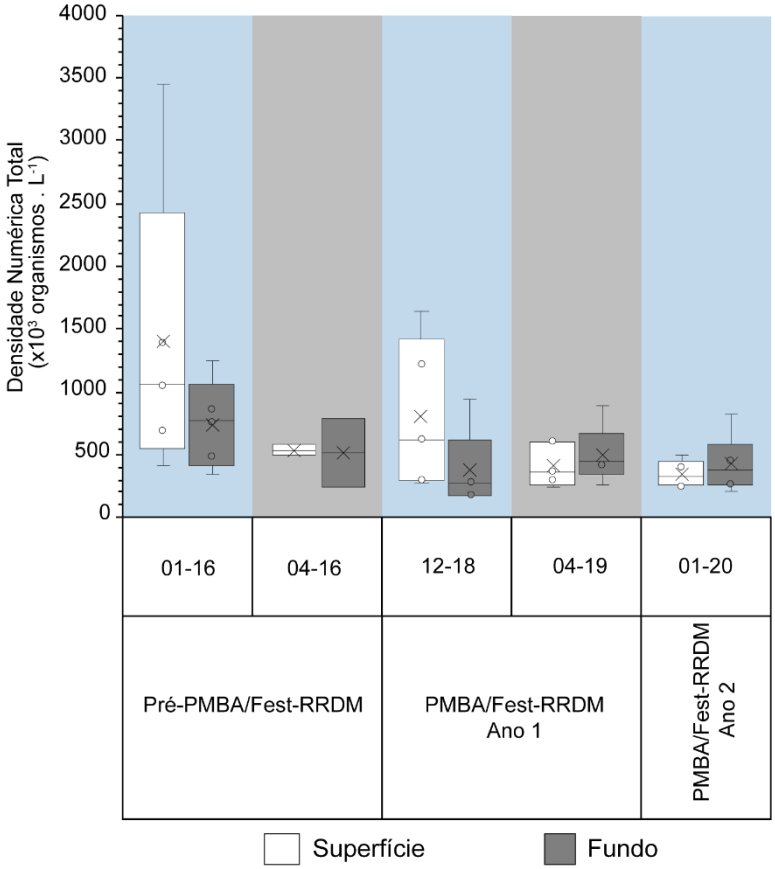
Os dados da comunidade fitoplanctônica estuarina e marinha do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA/Fest-RRDM), período compreendido entre outubro de 2018 e março de 2020, foram analisados a nível temporal e juntamente com os dados pré-rompimento da barragem de fundão, em Mariana (MG), a fim de se averiguar a evolução espacial e temporal de alterações quali-quantitativas e ecofisiológicas nessa comunidade, haja vista que o fitoplâncton é um bioindicador da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos, e que, aliado aos parâmetros abióticos (físicos, físico-químicos e químicos), pode indicar modificações ambientais e poluição em seus diferentes níveis, devido a sensibilidade ou tolerância das espécies à tais parâmetros.

No presente documento são apresentados os resultados qualitativos e quantitativos referentes à dezenove campanhas: de outubro de 2018 a março de 2020, mais a Campanha Emergencial (CE) de janeiro de 2020 realizada em um evento de alta vazão do Rio Doce. Ressalta-se que a pandemia da COVID-19 inviabilizou a continuação das coletas do Ano 2 do PMBA, que foram realizadas somente até março de 2020 e apresentadas anteriormente como Período de Transição no Relatório Semestral de Evolução (RSE).

As campanhas de outubro de 2019 a março de 2020 foram analisadas e comparadas às respectivas campanhas do RT-19F-RRDM/NOV19 do PMBA/Fest-RRDM, neste contexto, campanhas de outubro, novembro e dezembro de 2018, janeiro, fevereiro e março de 2019. Assim, uma comparação sazonal dos dados, períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) foi realizada para os setores.

Seguindo a setorização proposta para este documento, para o Setor Abrolhos, a densidade numérica média (Figura 233) diminuiu tanto em superfície como no fundo, sendo essa diminuição mais expressiva visualmente em superfície. Neste setor, a densidade numérica do fitoplâncton, as concentrações de clorofila-a, feopigmentos, e clorofila ativa reduziram, principalmente, quando esses valores são comparados aos de dezembro de 2018, período chuvoso, acompanhando a diminuição dos nutrientes dissolvidos, embora as médias de alguns dos nutrientes continuem acima dos valores de referência pré-rompimento da barragem.

Figura 233: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Vale lembrar que duas novas estações de amostragem foram acrescentadas no Setor Abrolhos no Ano 2, denominadas MUC 01 e MUC 02, que apresentaram padrão de densidade numérica similar ao da estação ABR 05 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 3 e 4*). Todavia, dados pretéritos inexistem para comparação.

Segundo o RSE da Hidrogeoquímica (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho) as estações inseridas no Ano 2 do PMBA, juntamente com a estação ABR 01, acabaram por modificar a tendência do setor em ser limitado em sílica dissolvida, como observado durante o Ano 1, devido a uma maior influência continental nestas estações e consequente aumento na contribuição desse elemento, para uma tendência a maior limitação por nitrogênio inorgânico dissolvido que pode ter influenciado na diminuição da densidade numérica para o setor.

Em relação aos dados de clorofila-a, feopigmentos e clorofila ativa, deu-se preferência pela comparação entre as amostragem realizadas em dezembro de 2018 e janeiro de 2020, de mesmo período sazonal, tendo em vista a atipicidade da campanha de abril de 2019, quando se sucedeu o

fenômeno Iba, que alterou drasticamente os resultados para os pigmentos em questão (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 31 e 32, parágrafo 1).

Foi possível observar uma redução dos valores máximos, médios e mínimos de clorofila-a, em superfície e fundo, entre dezembro de 2018 e janeiro de 2020, incluindo a ocorrência de valores nulos não observados anteriormente no Setor Abrolhos (Figura 234). A situação foi semelhante com relação aos feopigmentos, quando se vê a redução ainda mais acentuada em ambas as profundidades (Figura 235). Tal cenário provocou uma grande variação na clorofila ativa, principalmente no fundo, em janeiro de 2020, que configura o período chuvoso (Figura 236).

Figura 234: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos, nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

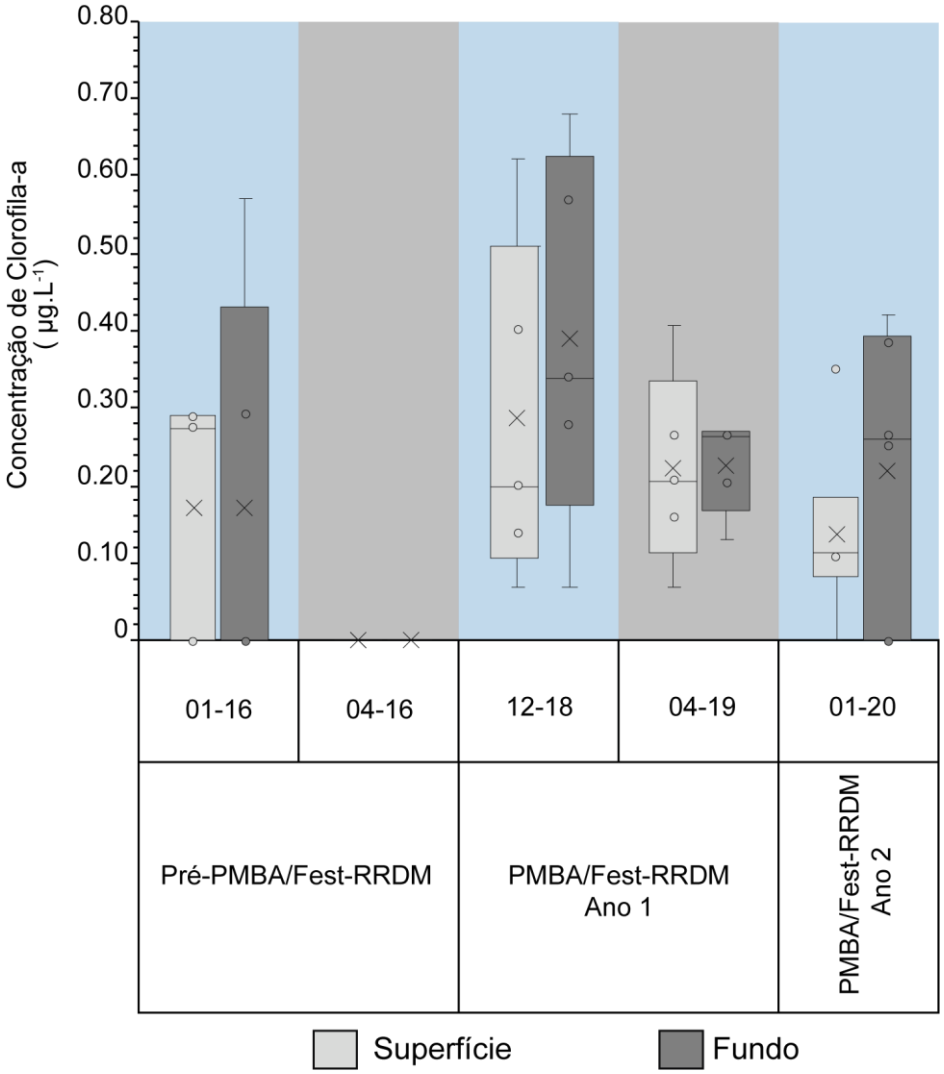


Figura 235: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

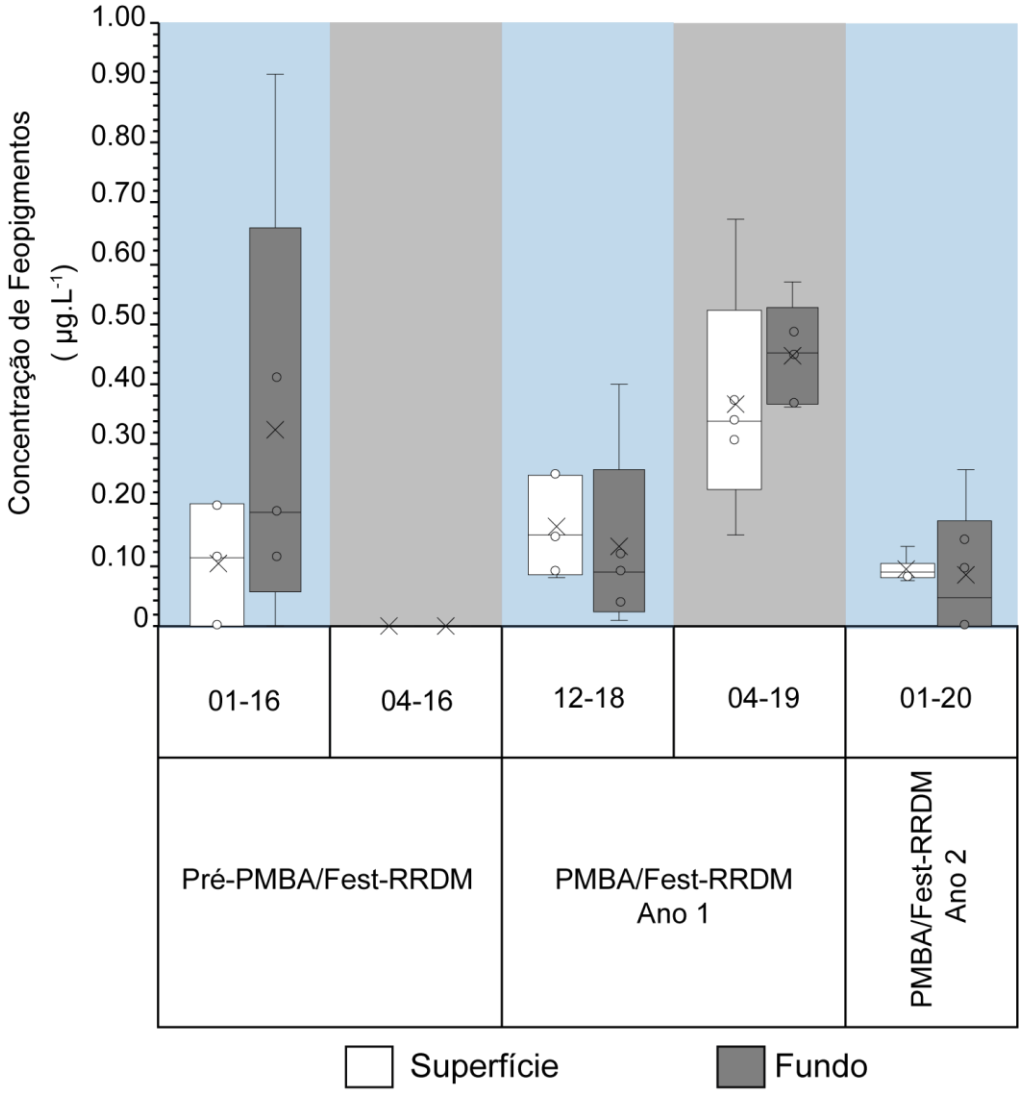
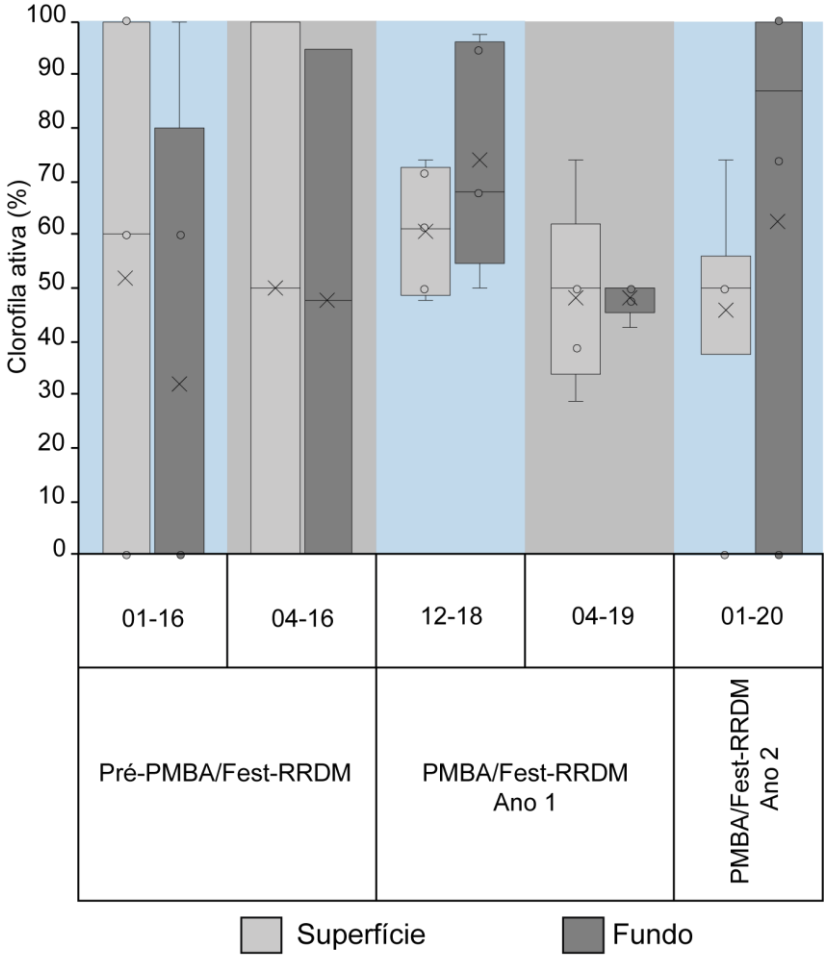


Figura 236: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Salvo em poucas ocasiões, houve predominância do nanofitoplâncton na maioria das estações amostrais, para todos os setores em todo o monitoramento, geralmente, com uma alternância entre cianobactérias e algas verdes na preponderância. Em Abrolhos houve uma única exceção no fundo da estação de ABR 03 na coleta de abril de 2019 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 1 e 2*), quando coincidentemente, o grupo das diatomáceas, pela primeira e única vez, tomou a primazia das cianobactérias (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 11 e 12*). Dentro deste grupo das diatomáceas, a cêntrica *Proboscia alata* apresentou destaque na densidade numérica total e contribuiu na expressividade maior que 50% do microfitoplâncton em abril de 2019.

Os maiores valores de diversidade foram observados em dezembro de 2018, tanto na superfície quanto no fundo, entre 4,26 e 4,4 bits•organismo^{-1}, sendo que na superfície também foi encontrado o menor valor de diversidade (1,71 bits•organismo^{-1}) (Figura 237). Desta forma, a maior variabilidade na

equabilidade (entre 0,43 e 0,87) foi encontrada na superfície da referida campanha, enquanto nas demais campanhas e profundidades, a equabilidade variou entre 0,6 e 0,88 (Figura 238).

Figura 237: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

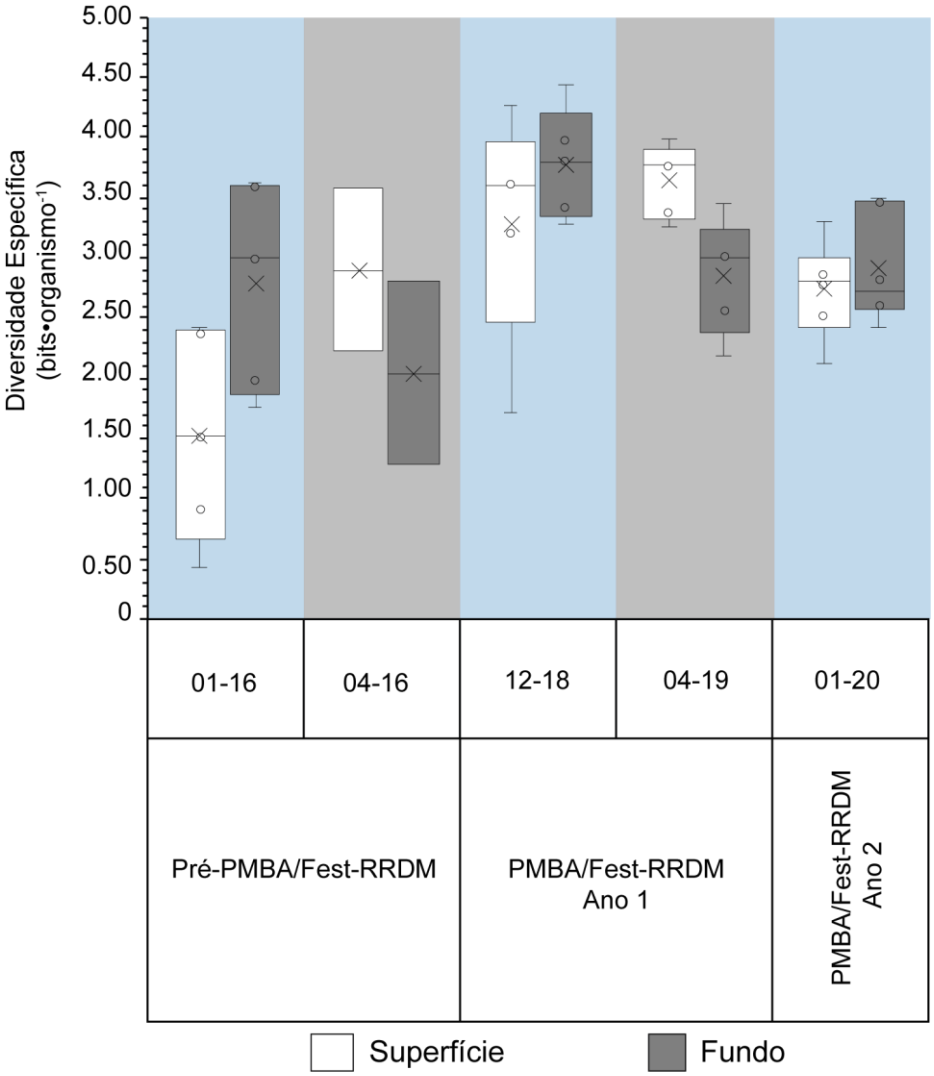
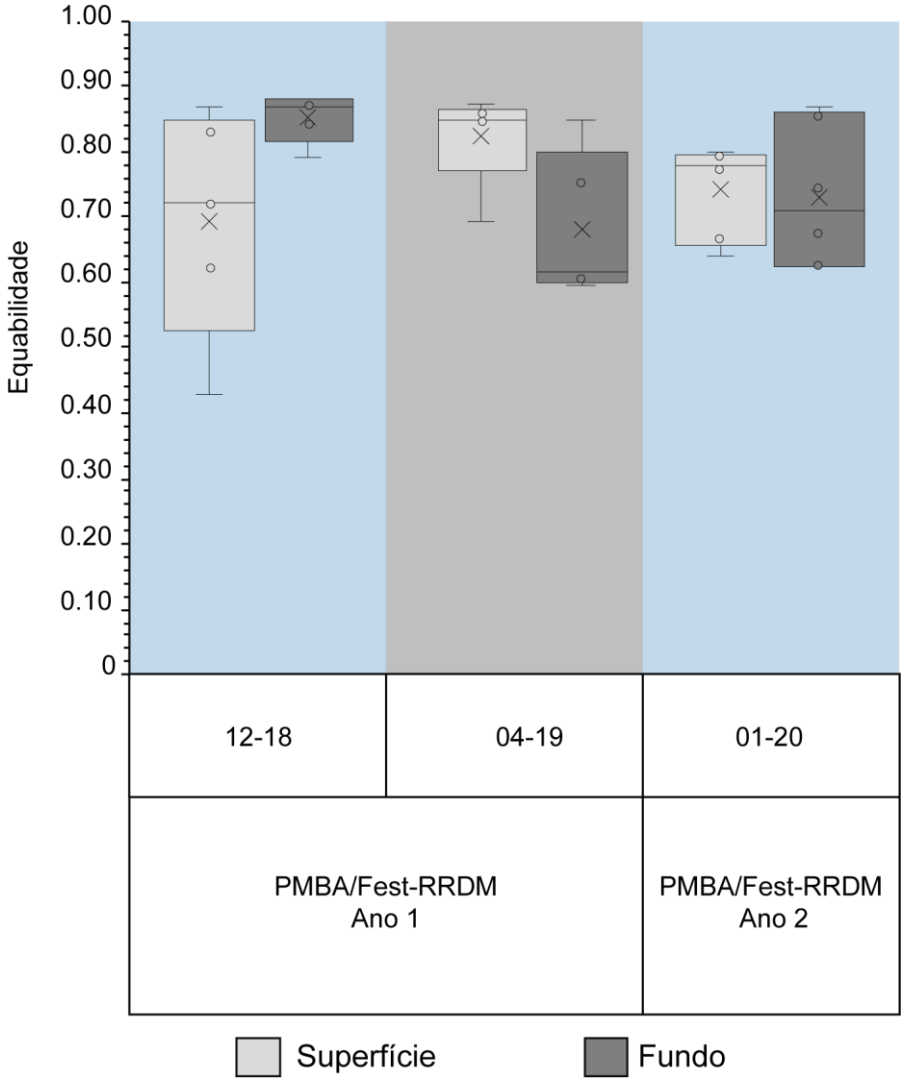


Figura 238: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



A composição qualitativa foi dominada pelos grupos de diatomáceas e algas verdes para todos os setores em todo o monitoramento. O grupo dos dinoflagelados e cianobactérias também se destacaram como grandes contribuintes na composição da comunidade (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 14*).

A estação ABR 01 e ABR 03 apresentaram os valores mais elevados de Material Particulado em Suspensão (MPS) durante o Ano 2. Esses picos de MPS coincidem com os altos valores de densidade numérica do grupo das cianobactérias.

Levando-se em consideração todos os níveis taxonômicos obtidos e não somente os de Gênero e Espécie, foram verificados 62 táxons nas seis estações amostradas para o Setor Abrolhos durante janeiro de 2020 (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*). De forma geral, o número de táxons se manteve muito próximo entre si em todas as estações deste mês amostrado (Material Suplementar, *A3MFS2, Figura 13*).

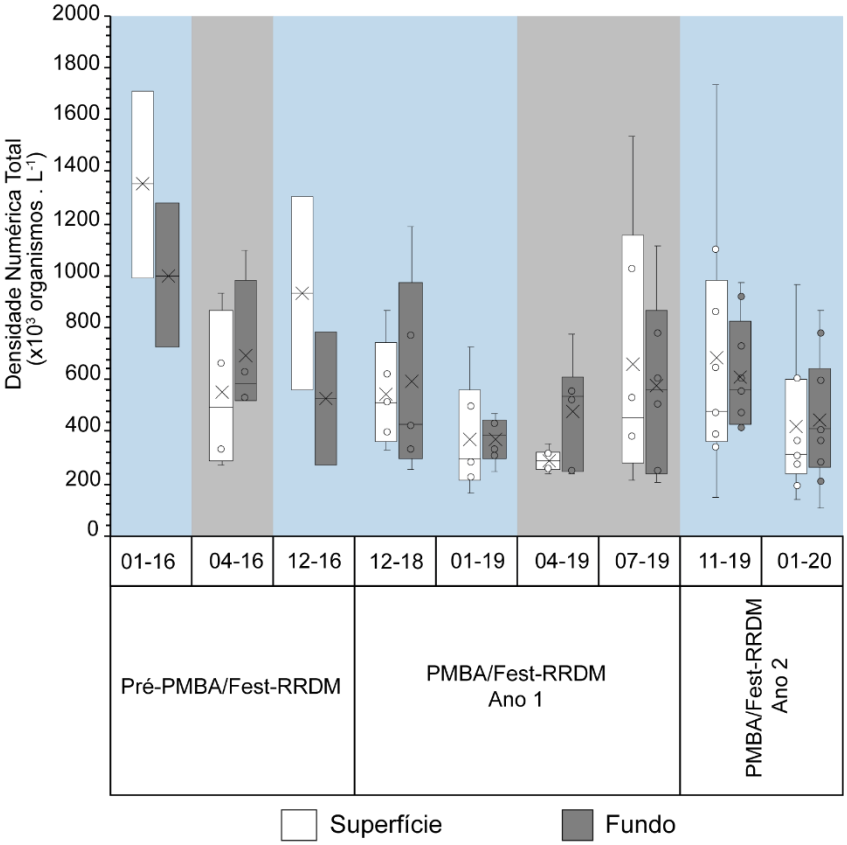
Durante as amostragens de dezembro de 2018, abril de 2019 e janeiro de 2020, o Gênero *Chlorella* (Classe Trebouxiophyceae) foi o táxon mais frequente, estando presente em todas as estações.

Em relação às contribuições dos principais grupos para a composição quali-quantitativa do fitoplâncton, nas estações amostrais em Mucuri observou-se uma maior contribuição por parte das algas verdes, já nas estações amostrais em Abrolhos em dezembro de 2018 e abril de 2019 a maior contribuição foi do grupo das diatomáceas, com exceção da estação ABR 02 que em abril de 2019 com maior contribuição dos dinoflagelados e algas verdes (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 14*).

Em relação ao Setor Norte, conforme foi observado no Relatório do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 39 a 55), havia uma pré-disposição de diminuição dos valores de densidade numérica total de dezembro de 2018 (campanha do período chuvoso) a abril de 2019 (período seco), interrompida por uma nova elevação em julho de 2019. Esse novo panorama de elevação dos valores de densidade numérica se manteve no período chuvoso do mês de novembro de 2019 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 18 e 19*).

Os valores de máximo, média e amplitude da densidade fitoplanctônica permaneceram maiores que nas três primeiras campanhas do monitoramento para tal setor (de dezembro de 2018, janeiro e abril de 2019), porém não destoaram tanto de julho de 2019 (Figura 239). As médias de densidade numérica do fitoplâncton, tanto em superfície como no fundo, acompanharam as altas concentrações de nutrientes em novembro de 2019. Nesta campanha ocorreu um momento de maior energia de ondas, que promoveu a ressuspensão do sedimento e, consequentemente, enriquecimento da coluna d´água (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica). Já em janeiro de 2020 foram observados máximo, média, mediana e amplitude menores que as duas campanhas anteriores, apresentando uma queda aparente do parâmetro densidade.

Figura 239: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Diante dos resultados de clorofila-a, feopigmentos e clorofila ativa em novembro de 2019, nota-se em algumas estações uma inclinação de retorno ao nível de dezembro de 2018 e em outras estações, uma queda brusca em comparação à essa (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 24 e 25*). O quadro se repetiu para os mesmos parâmetros ao se comparar com os meses de janeiro de 2020 e janeiro de 2019, de mesmo período sazonal. Além disso, quanto aos valores máximos, médios e mínimos da biomassa em termos de clorofila-a, houve uma redução no decorrer das amostragens dos meses de dezembro de 2018, janeiro e abril de 2019, com uma pequena recuperação em julho de 2019 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 46 a 50), enquanto que os valores de novembro de 2019 se mostraram um pouco maiores que as três campanhas anteriores, com uma inclinação para o reestabelecimento do padrão observado nos primeiros meses do Ano 1 (Figura 240). Já nas amostragens de janeiro de 2020 encontraram-se concentrações suavemente maiores que as da amostragem de janeiro de 2019. A mesma propensão é notada com relação aos valores (máximos, médios e mínimos) para os feopigmentos (Figura 241). Sendo assim, é factível o esboço de uma tendência do padrão temporal da biomassa, em termos de clorofila-a, para o Setor Norte.

Este setor apresentou média de nitrogênio amoniacal, sílica dissolvida e ortofostato acima do valor de referência pré-rompimento durante todo o período de transição (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica).

Figura 240: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

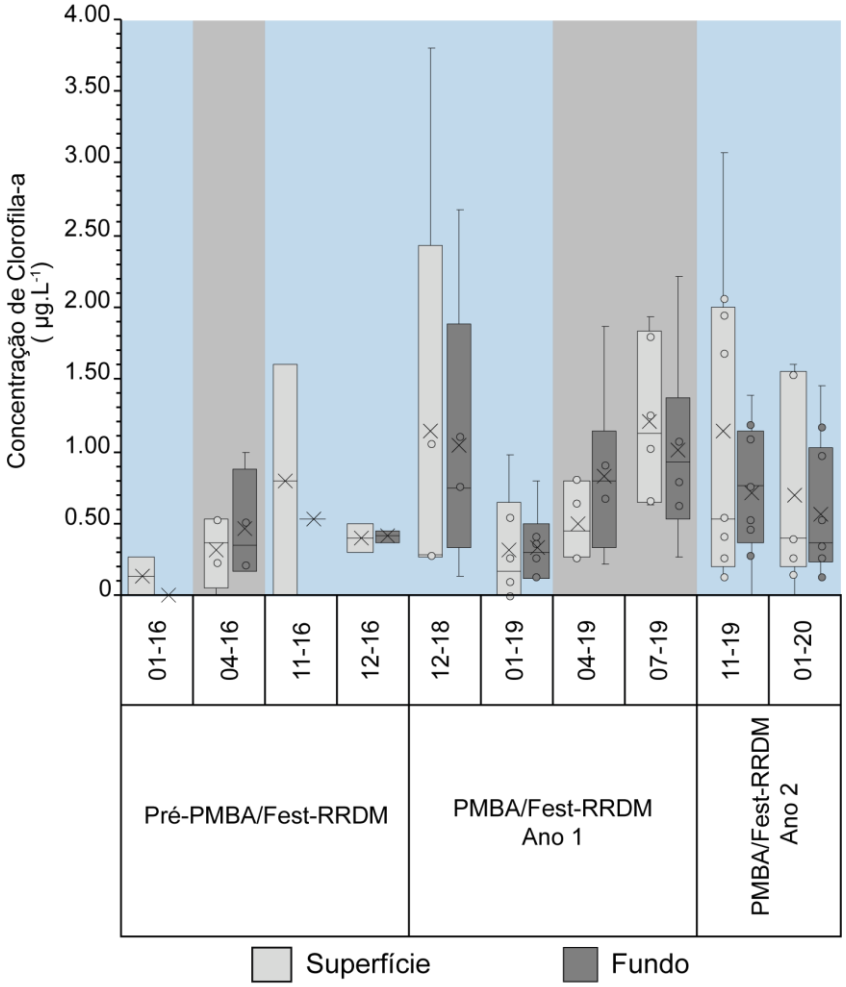


Figura 241: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

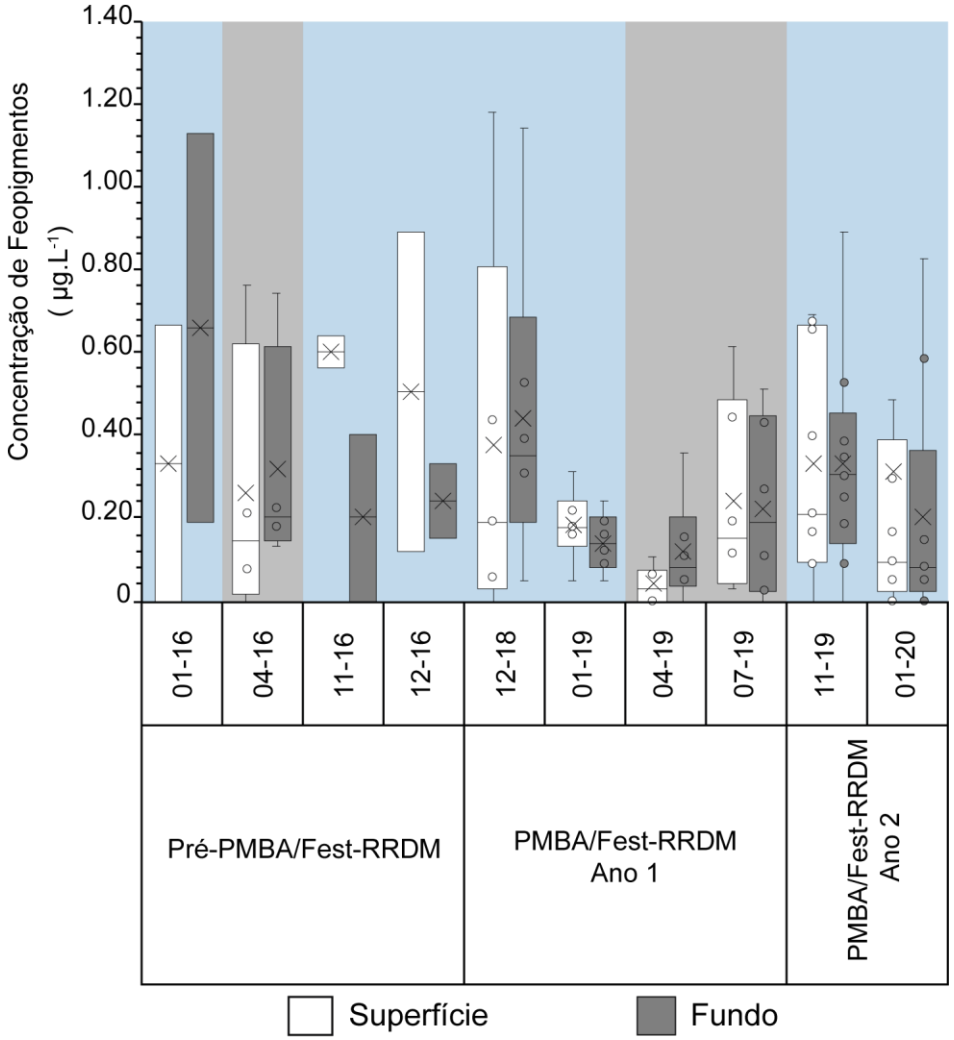
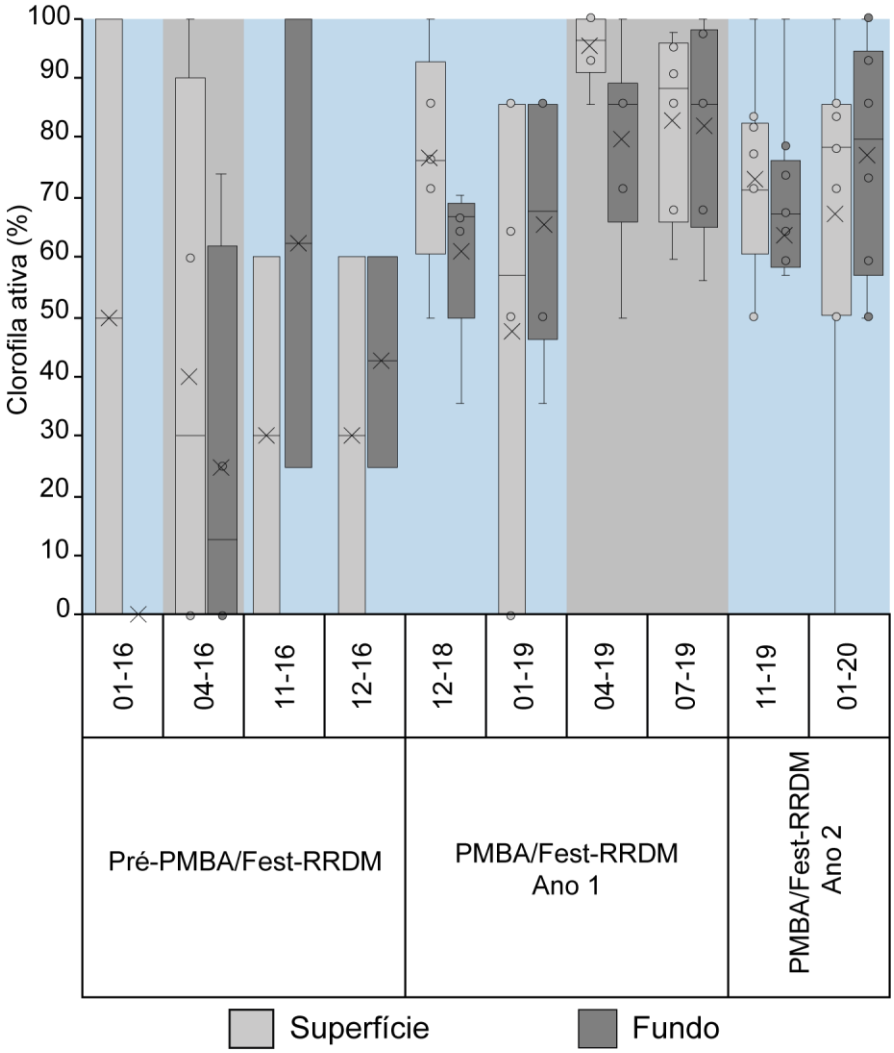


Figura 242: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Comparado aos outros setores, o Setor Norte foi o que apresentou maior variabilidade da diversidade. Os maiores e menores valores de diversidade específica nas amostragens de fundo variaram de 4,74 a 0,55 bits.organismo^{-1}, em dezembro de 2018 e janeiro de 2019, respectivamente (Figura 243). Em termos de equabilidade, os valores médios variaram de 0,67 a 0,81 em superfície e de 0,68 a 0,86 no fundo (Figura 244).

Figura 243: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

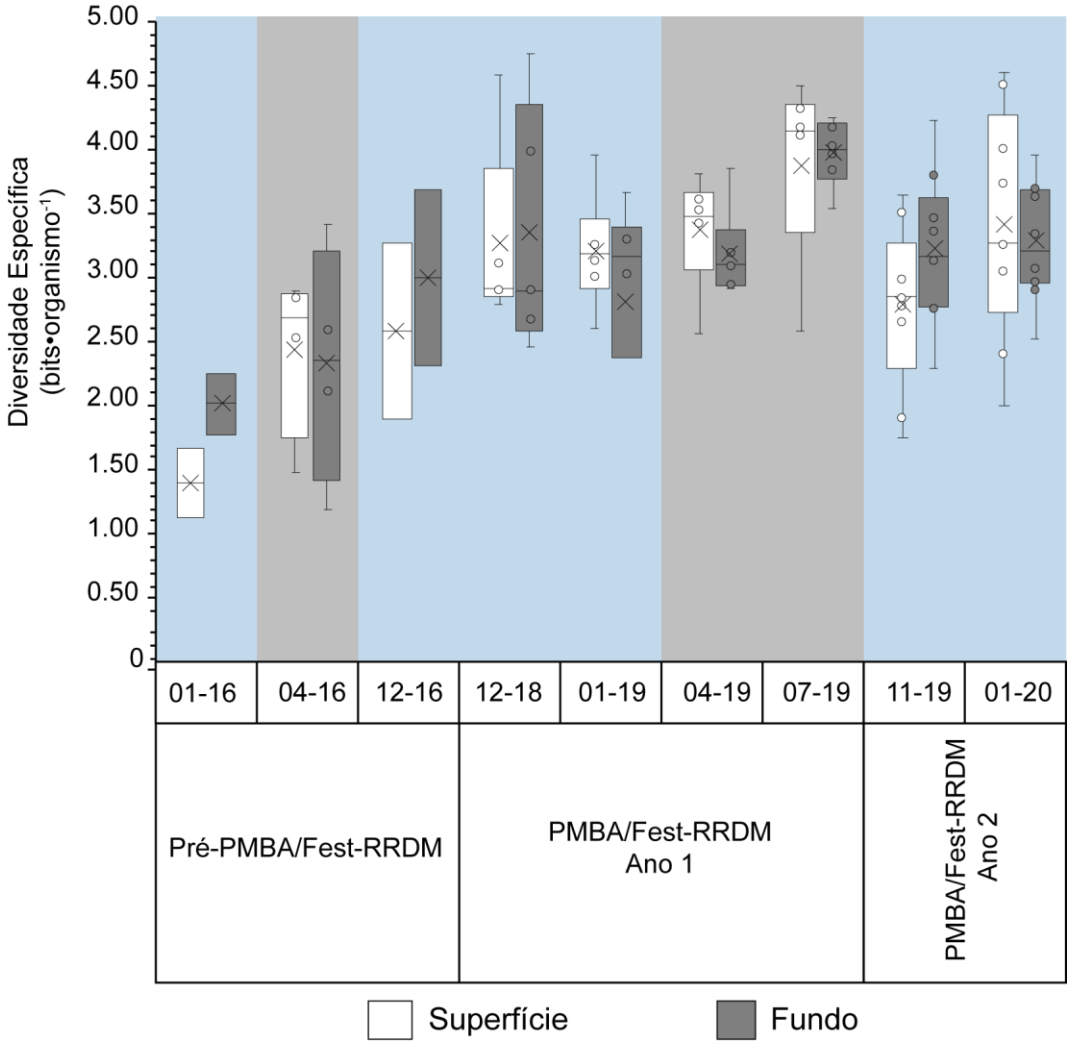
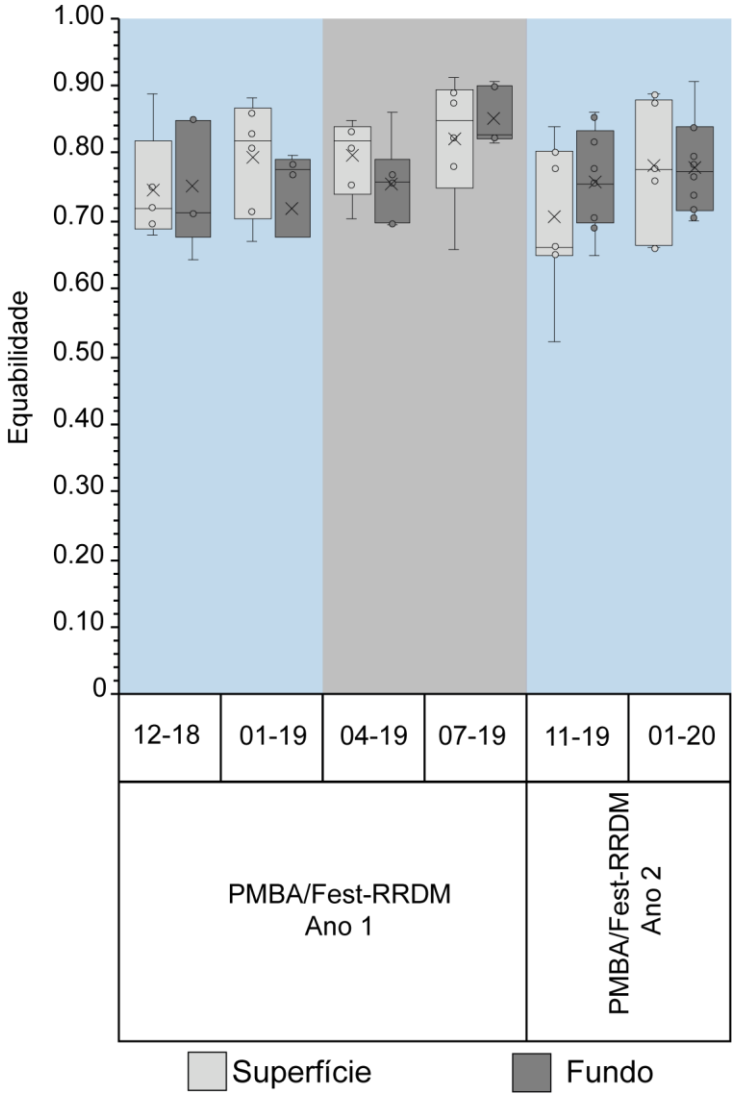


Figura 244: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Neste setor foram registrados 348 táxons, quando considerados todos os níveis taxonômicos obtidos e não somente os identificados à nível de Espécie ou Gênero nas nove estações de coleta amostradas durante janeiro de 2020 (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*).

A composição quali-quantitativa do fitoplâncton do setor foi dominada principalmente por diatomáceas e algas verdes, podendo ainda destacar-se as cianobactérias e dinoflagelados. O grupo de cocolitoforídeos teve notoriedade na composição no mês de julho de 2019, exceto na estação DEG 02 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 29*).

Os Gêneros *Synechocystis* (Cyanophyceae), *Chlorella* (Trebouxiophyceae) e a diatomácea penada *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) foram os mais frequentes entre as seis campanhas.

Observando a evolução temporal das médias das densidades numéricas para o Setor Foz Norte, ao longo do monitoramento, é possível perceber um ligeiro aumento dos valores no Ano 2 (Figura 245) quando comparadas ao Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, página 71, Figuras 50 e 51). Tal comportamento de aumento também foi semelhante quando estabelecido um comparativo entre os meses de outubro, novembro e dezembro de 2019 e janeiro, fevereiro e março de 2020, respectivamente, com os meses de outubro, novembro e dezembro de 2018, e janeiro, fevereiro e março de 2019, do primeiro Ano do PMBA/Fest-RRDM, isto é**,** de mesmo período sazonal. Assim, ao considerar as densidades numéricas nas estações SDN 13, SDN 20 e SDN 30, que foram monitoradas ao longo de todo o período de estudo (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 33 e 34*), maiores valores foram registrados para as campanhas do segundo ano nas duas últimas estações, ao passo que a estação SDN 13 apresentou densidades menores. As variações de comportamento entre SDN 13 e SDN 20 podem estar relacionados com o comportamento da pluma do Rio Doce.

O Setor Foz Norte apresentou picos de densidade numérica no mês de março de 2020 na superfície da estação SDN13, no fundo de SDN 12 e em ambas as profundidades de SDN30 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 33 e 34*). Essa campanha foi caracterizada por alta vazão que, combinada com a atuação de ventos do quadrante Sul-Sudeste (S-SE), condicionou a inversão das correntes superficiais no período e transportou a pluma em direção ao Setor Foz Norte, onde foram observadas salinidades superficiais baixas, e a turbidez medida ao longo da coluna d'água mostrou maiores valores junto ao fundo do que na superfície (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Modelagem Numérica).

A estação SDN 20 apresentou altos valores de ortofosfato e nitrato durante novembro de 2019. Tais picos podem ter causa no significativo aumento médio da vazão hidrológica no Ano 2 em relação ao Ano 1. Percebe-se visualmente que a densidade numérica média do fitoplâncton esteve relativamente maior em toda a foz do Rio Doce entre outubro de 2019 e março de 2020. Salvo fevereiro de 2020 que apresentou as menores densidades numéricas médias de todo o monitoramento, acompanhando a diminuição progressiva do nitrogênio amoniacal observado nos meses de dezembro de 2019 a fevereiro de 2020 (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica). Ressalta-se que apesar das variações os valores permaneceram sempre acima dos valores de referência pré-rompimento da barragem (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 33 e 34*).

A composição para o Setor Foz Norte é caracterizada pelo predomínio da fração nanofitoplanctônica e dos grupos das algas verdes e das cianobactérias. A proporção de cianobactérias aumentou entre outubro de 2019 e março de 2020 quando comparado ao mesmo período do Ano 1 do monitoramento (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 31,32 e 41, 42*). Nesse Setor houve destaque do grupo das diatomáceas, tanto cêntricas quanto penadas, na superfície das estações SDN 12, SDN 20 e SDN 30 na coleta de março de 2020 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 41*), que também refletiram nas maiores contribuições da fração microfitoplanctônica na superfície destas mesmas estações.

Em relação à saúde ecofisiológica, o setor apresentou um aumento de clorofila-a e feopigmentos, se compararmos todas as estações do Setor Foz Norte do Ano 2 (Figura 246 e Figura 247) com todas as campanhas analisadas no Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 75 e 76, Figuras 57 e 59), em oposição à clorofila ativa, que não se alterou (Figura 248). Levando-se em conta os resultados das três estações SDN 13, SDN 20 e SDN 30 e comparando-as no Ano 1 e no Ano 2, constata-se uma pequena redução na clorofila ativa nas estações SDN 13 e SDN 20 durante o Ano 2. Em síntese, nota-se que quando há o aumento da vazão do sistema flúvio-estuarino, em geral, há aumento do produto de degradação da clorofila-a para esse setor, conforme demonstrado na estação SDN 30 em outubro do Ano 1 e para a maioria das amostras coletadas na Campanha Emergencial em janeiro do Ano 2, exceto na estação SDN 29 e na amostra de superfície da SDN 30. O aumento da senescência celular provoca a redução da clorofila ativa e consequentemente, impacto à saúde ecofisiológica da comunidade fitoplanctônica encontrada no Setor Foz Norte.

A diversidade específica do Setor Foz Norte apresentou maior variabilidade em janeiro de 2019 variando entre 0,82 e 2,92 bits•organismo^{-1} na superfície da coluna d'água (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 35 e 36*) e como consequência a maior variação da equabilidade foi encontrada no mesmo período (0,30 a 0,72) (*Material Suplementar, A3MFS2, figuras 37 e 38*).

Com relação a composição quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 44*) foi possível observar uma redução das diatomáceas cêntricas nas campanhas 13 e 14 (outubro e novembro de 2019, respectivamente) com relação as campanhas anteriores. Ensaios de toxicidades realizados pelo Anexo 1 indicaram resposta da diatomácea cêntrica *Thalassiosira pseudonana* às amostras de água da região norte, podendo esse ser o fator da alteração na composição para tal grupo.

No Setor Foz Norte foram registrados 370 táxons nas cinco estações de amostragem referente aos meses de outubro, novembro e dezembro de 2019; janeiro, fevereiro e março de 2020, Emergencial 1 (janeiro de 2020) (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*).

Para o Setor Foz Central se constatou um relativo aumento dos valores de densidade numérica do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 83 e 84, Figuras 69 e 70) quando confrontados com as concentrações para o Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 47 e 48*), enquanto os valores de pigmentos e a clorofila ativa apresentaram comportamento semelhantes entre o Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 99 a 101, Figuras 85 a 87) e o Ano 2 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 53 e 54*).

Em se tratando de densidades numéricas para o Setor Foz Central, o mês de dezembro de 2019, período chuvoso, apresentou densidades mais altas nas estações SD 01 (6020 x 10³ organismos•L^{-1}) e SD 02 (3865 x 10³ organismos•L^{-1}) nas amostras do fundo (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 48*). Ademais, o setor apresentou na campanha de outubro de 2019 um percentual elevado de diatomáceas - 70,1% na SD 01 e 79,5% na SD 02 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 47 e 48*) que contribuíram, inclusive, com o aumento da participação de tal grupo nas estações SD 03 e SD 04,

ao comparar os valores do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 93 e 94, Figuras 80 e 81) e Ano 2. Além disso, uma grande incidência da diatomácea penada marinha e estuarina *Asterionellopsis glacialis*, cujo habitat é nerítico (CUPP, 1943) e bentônico (BROWN; MCLACHLAN, 1990), foi registrado nas estações SD 01 e SD 02. Vale lembrar que houve uma inclinação ao aumento de diatomáceas na estação SD 01 também em outubro de 2018, porém com valores mais modestos (36%) e no fundo da SD 01 da campanha de março de 2020 (61,9%).

Segundo a revisão de JEFFREY e colaboradores (2005), o crescimento rápido das diatomáceas geralmente garante que sejam as primeiras a surgir na coluna d'água em caso de enriquecimento de nutrientes inorgânicos, indicando talvez um aporte continental de nutrientes, como o nitrato, assim como foi registrado para o setor durante o período de monitoramento com aportes significativos de sílica e nitrato no Ano 2 e em especial no setor Foz Central (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica). Na amostra de fundo da estação SD 02 do mês de dezembro de 2019 foi observado uma cianobactéria filamentosa, ainda não identificada, que se destacou na densidade do microfitoplâncton (organismos maiores que 20 µm), fazendo com que tal fração aumentasse (94,8%).

Ainda, cabe destacar na Campanha Emergencial do Setor Foz Central que as concentrações mais elevados de densidade numérica em superfície e fundo da coluna d'água, em comparação com algumas campanhas analisadas no Ano 2 (Figura 13), provavelmente estão relacionados ao aumento de vazão do Rio Doce e eventos de ressuspensão que trazem um aporte de nutrientes e de fitoplâncton fluvial, que poderia ser confirmado com a continuidade do monitoramento, dados os percentuais elevados de algas verdes e cianobactérias verificados ao longo deste estudo. A água menos salina se fez presente no Setor Foz Central, onde em diversos momentos a salinidade permaneceu abaixo de 30, sendo registrados mínimos de aproximadamente 10 em fundeios próximos. A diminuição da salinidade foi frequentemente acompanhada de aumentos da turbidez superficial e a espessura da pluma fluvial atingiu cerca de 3 metros de profundidade entre as estações SD 01 e SD 03, apresentando valores de salinidade prática variáveis entre 30 e 34, onde se destaca também a presença de água mais fria (mistura de ACAS – Água Central do Atlântico Sul) na plataforma continental interna em resposta à atuação de ventos Nordeste (NE) (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Modelagem Numérica).

A diversidade específica apresentou grande variabilidade no Setor Foz Central durante o monitoramento, com valores que foram de 0,47 a 4,69 bits.organismo^{-1} (Figura 249), de maneira mais evidente no fundo nos meses de novembro de 2018, junho e dezembro de 2019, assim como para a equabilidade, com valores que variaram de 0,13 a 0,92 (Figura 250).

É possível observar através dos dados de MPS que quanto mais sedimento em suspensão na coluna d'água, maior a contribuição da fração nanofitoplanctônica. Essa correlação é visível nos gráficos de Percentual de Densidade Numérica do Setor da Foz Central e de Concentração de Material Particulado em Suspensão (MPS) por campanha (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, página 86, Figura 27) para a campanha Emergencial, onde em sua grande maioria os picos de MPS coincidem com a maior fração do nanofitoplâncton entre as campanhas.

Figura 245: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

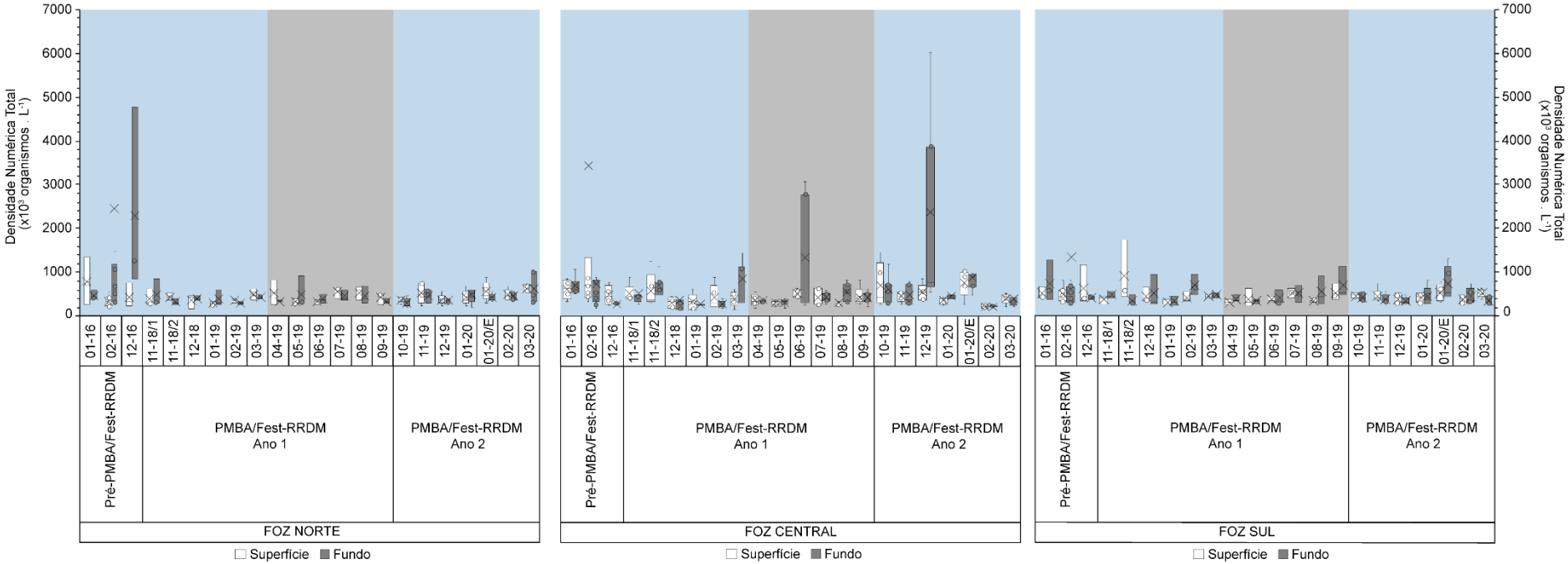


Figura 246: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

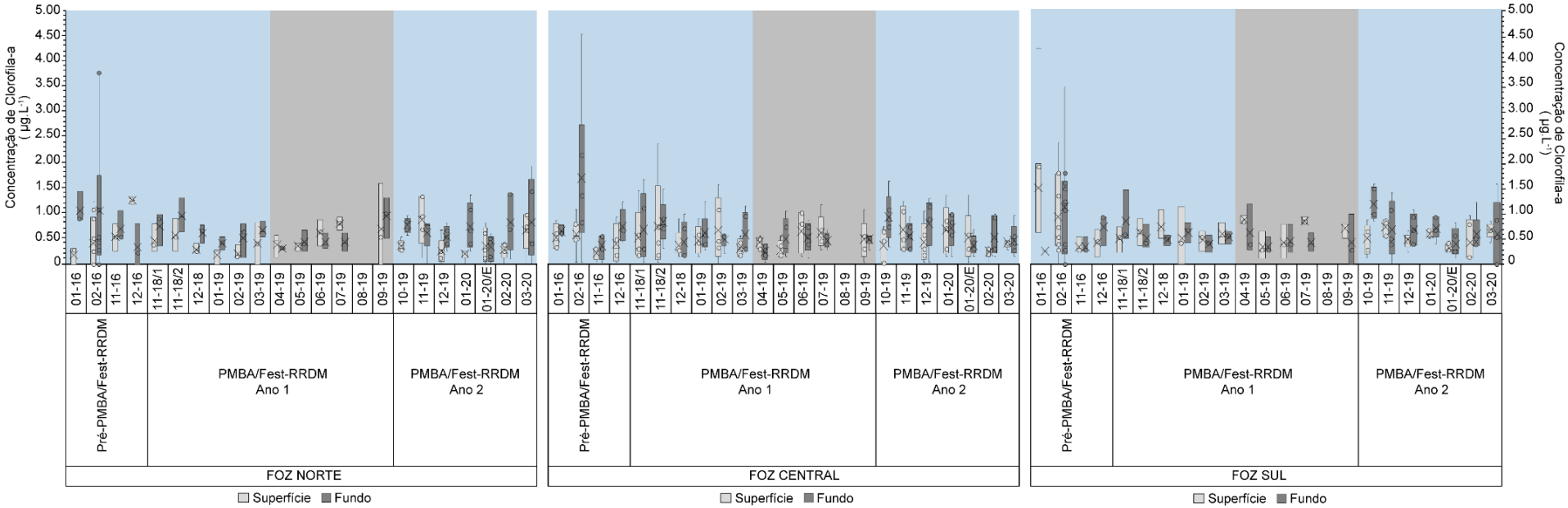


Figura 247: Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

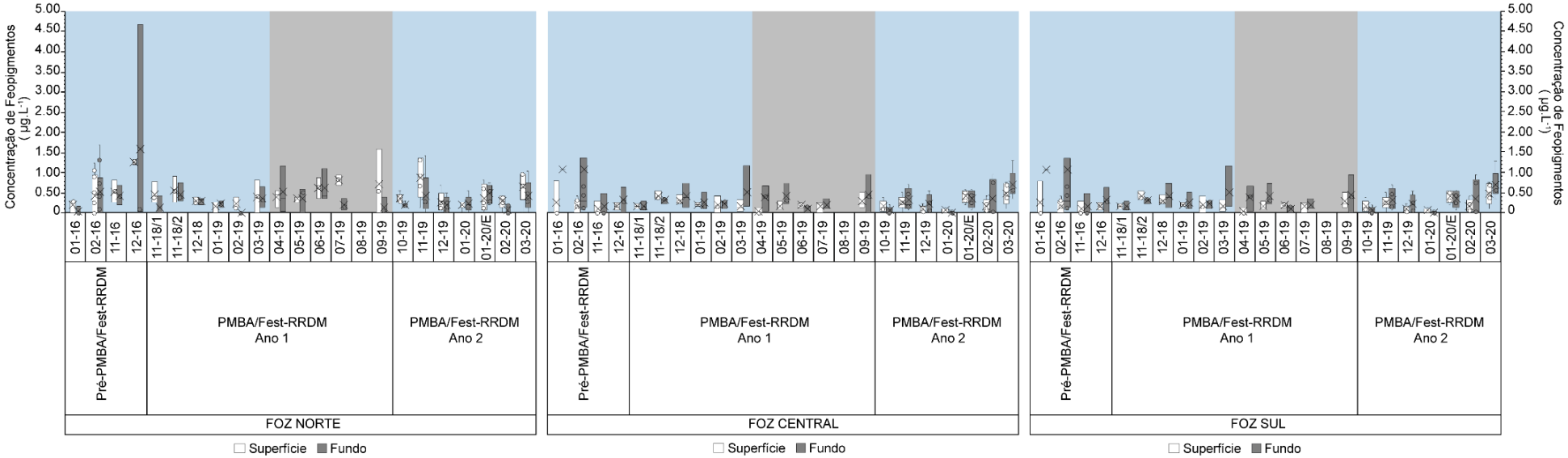


Figura 248: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

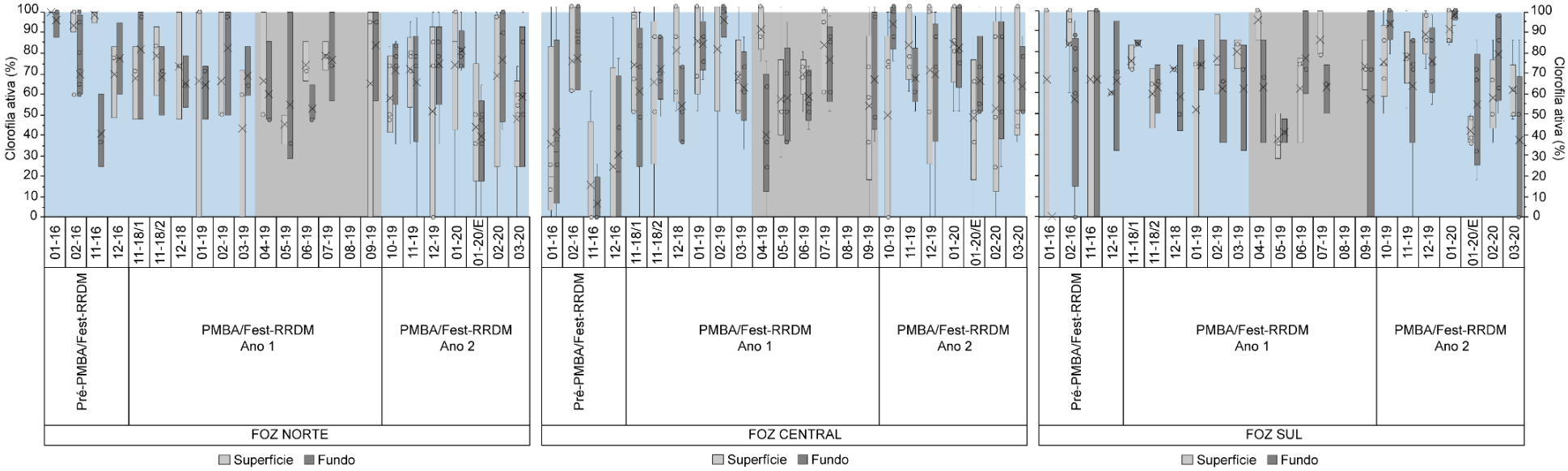


Figura 249: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

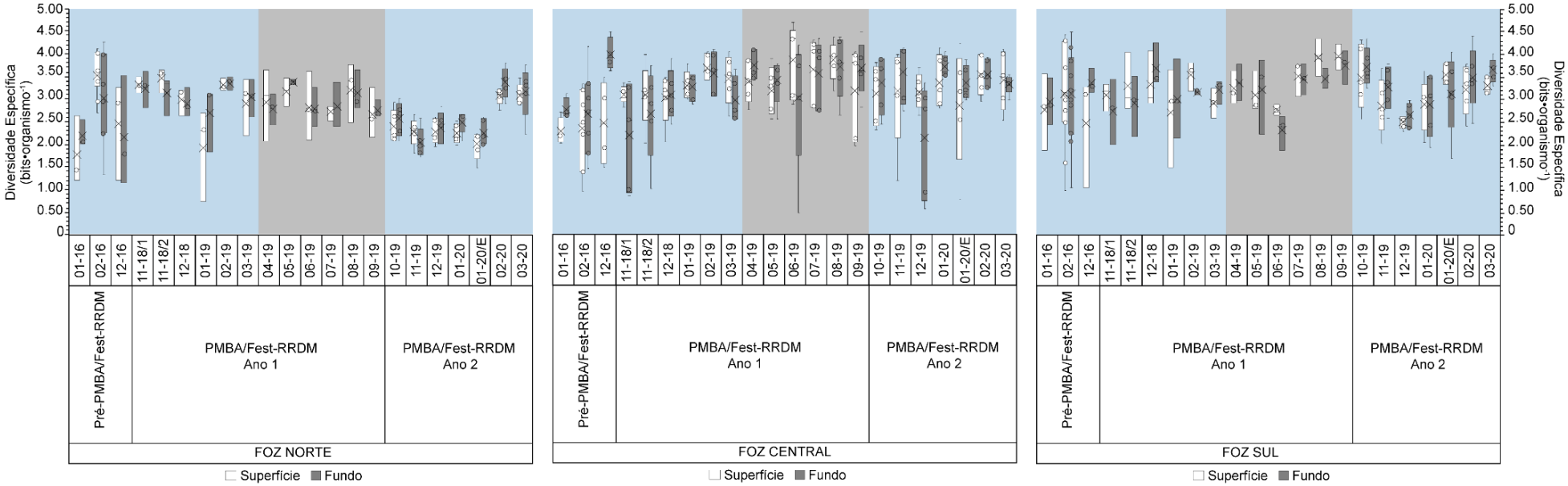
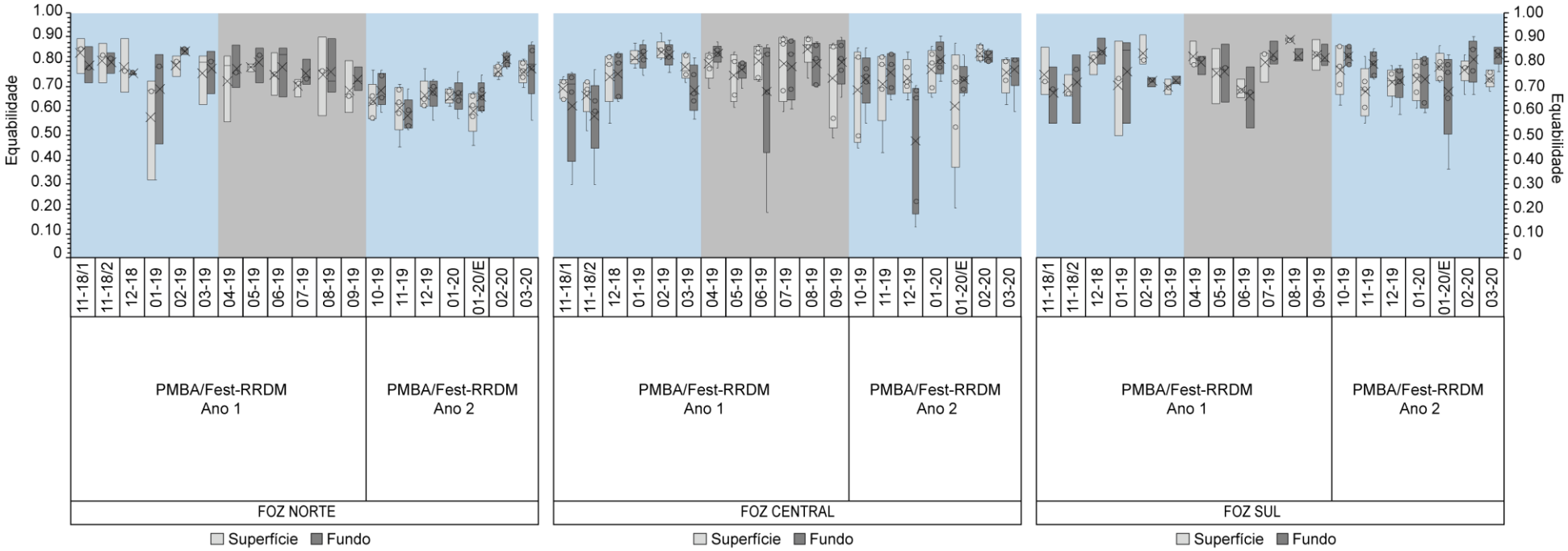


Figura 250: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05/19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20) e março/2020 (03-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



A partir da lista de Espécies geradas através das análises quali-quantitativa (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*) observou-se no Setor Foz Central o maior número de taxa identificado entre todos os setores. Foram registrados 469 táxons nas cinco estações de coleta amostradas em outubro, novembro e dezembro de 2019; janeiro, fevereiro, março de 2020 e na Campanha Emergencial realizada em janeiro de 2020. Observou-se que o número de táxons diminuiu conforme o distanciamento da costa, ou seja, de SD 01 a SD 05 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 57*). O maior valor (102) foi obtido na estação SD 01 durante a Campanha Emergencial de 2020, que também apresentou os maiores valores para os números de táxons nas amostragens do Ano 2, e o menor valor na estação SD 04 em outubro de 2019.

Em relação à densidade numérica do Setor Foz Sul, as estações SDS 13 e SDS 20 apresentaram redução deste indicador no Ano 2 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 61 e 62*) com exceção de outubro de 2019, quando comparado ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F-RRDM/NOV19, página 121, Figuras 112 e 113). A estação SDS 30 também apontou decréscimo dos valores desse indicador nas amostras de superfície do período entre outubro de 2019 e março de 2020 comparado ao primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, enquanto houve um aumento nos valores da densidade numérica nas amostras de fundo. No Ano 2, destaca-se a Campanha Emergencial, onde as estações SDS 13, SDS 20 e SDS 30 apontaram valores elevados de densidade numérica, em superfície e fundo, e as estações SDS 19 e SDS 35 apresentaram maiores concentrações no fundo da coluna d'água, bem como a campanha de março de 2020 na qual apresentou destacáveis contribuições das diatomáceas, tanto cêntricas quanto penadas, nas amostras da superfície da coluna d'água que refletiram nas maiores contribuições da fração do microfitoplâncton na superfície de tais estações.

Desta forma, o Setor Foz Sul demonstra ainda efeitos do impacto crônico devido aos eventos hidrológicos, principalmente, conforme apontado no Ano 1 do PMBA (RT-19F-RRDM/NOV19, página 120, parágrafo 1), uma vez que o evento de inundação que precedeu a Campanha Emergencial associado a ventos Norte-Nordeste (N-NE) transportou a pluma em direção ao sul da foz (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Modelagem Numérica), provavelmente ocasionando o aporte de nutrientes e do fitoplâncton fluvial, possivelmente levando à elevação da densidade numérica da comunidade como foi observado no Ano 2.

De acordo com o relatório da Hidrogeoquímica a Foz Sul foi marcada nesse período relativo ao Ano 2 por altas concentrações de sílica, maior concentração de nitrogênio amoniacal de todo o PMBA e concentrações de nitrato quatro vezes acima dos valores de referência do CONAMA. A turbidez superficial superou os valores registrados próximo ao fundo nas estações próximas à Foz do Rio Doce (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Modelagem Numérica), o que promoveria uma possível inibição da produtividade primária e que poderia justificar a densidade numérica mais elevada junto ao fundo.

Notou-se também um aumento da contribuição percentual de diatomáceas em outubro de 2019, embora a composição dos grandes grupos seja dominada por cianobactérias e algas verdes, que se alternam na dominância em ambos os anos (RT-19F-RRDM/NOV19, página 123, parágrafo 1).

No Setor Foz Sul os valores médios de pigmentos e clorofila ativa se mostraram semelhantes analisando o setor como um todo (Figura 246, Figura 247 e Figura 248). Contudo, considerando-se os valores das estações no primeiro Ano do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F-RRDM/NOV19, página 127, Figura 119; página 128, Figura 121)**,** observou-se um pequeno aumento em biomassa e em clorofila ativa (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 67 e 68*). A biomassa média, em termos de clorofila-a, das campanhas do Ano 2 foram mais elevadas no fundo, tal qual os resultados observados no primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, porém com valores ligeiramente mais elevados. A feofitinização da clorofila-a com consequente diminuição da clorofila ativa foi constatada principalmente na superfície e fundo da coluna d'água das Campanhas Emergencial do Ano 2 e em março de 2020.

Houve ainda grande variação da diversidade específica no Setor Foz Sul durante o monitoramento, principalmente nas amostragens de fundo, apesar de mais discreta do que na Foz Central. Em janeiro de 2019, assim como ocorreu no Setor Foz Norte, houve uma grande variação da diversidade, em superfície e ao fundo. No total, o mínimo foi de 1,50 e o máximo de 4,50 bits•organismo^{-1} (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 63 e 64*). Portanto, não é surpresa que a equabilidade tenha acompanhado a variabilidade, apesar de uma inclinação a valores maiores que demais setores da Foz, no que se observa com um mínimo de 0,36 e um máximo de 0,90. (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 65 e 66*).

Analisando a Foz do Rio Doce como um todo, fica claro que o Ano 2 foi marcado por eventos de grande vazão e de forte ressuspensão, que ora aumentavam grandemente o aporte de nutrientes no sistema e ora diluíam esses compostos, o que afetou de maneira direta os principais indicadores do fitoplâncton. É possível notar que algumas estações responderam com aumento nas densidades numéricas, acompanhando à inversão ocorrida a partir de julho de 2019 onde o Ferro (Fe) e o Alumínio (Al) estiveram predominantes nas frações particulada e sedimentar (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica).

Foram registrados 371 táxons nas cincos estações de coleta amostradas nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2019; janeiro, fevereiro e março de 2020 e na Campanha Emergencial (janeiro de 2020) no Setor Foz Sul (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*). Da mesma forma como nos outros setores da Foz durante a Campanha Emergencial foi observado os maiores números de táxons das sete campanhas (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 71*).

A composição quali-quantitativa do fitoplâncton nos setores que compreendem a Foz do Rio Doce, nos meses de outubro de 2018 a março de 2020 apresentou de forma semelhante uma maior contribuição de diatomáceas, algas verdes e dinoflagelados. Ademais, foi registrado que o grupo de cocolitoforídeos apresentou maiores contribuições no mês de julho de 2019 em todos os setores (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 44, 58 e 72*).

De forma geral nos três setores da Foz do Rio Doce os Gêneros *Chlorella* (Trebouxiophyceae), *Synechocystis* e *Synechococcus* (Cyanophyceae) e a diatomácea penada *Cylindrotheca closterium*

(Bacillariophyceae) se mostraram presentes na maioria das estações em todas as sete campanhas, sendo tal Espécie de diatomácea penada indicadora de eutrofização (JAANUS *et. al.,* 2009).

É importante destacar que houve a predominância de cianobactérias na calha do Rio Doce durante o Ano 2. Entre elas, uma cianobactéria pertencente ao Gênero *Synechocystis*, que se manteve abundante e dominante durante todo período do Ano 2 (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Dulcícola, página 97). A presença do mesmo Gênero também foi catalogada nos inventários relativos ao fitoplâncton estuarino e marinho. A ocorrência de cianobactérias do Gênero *Synechocystis* se dá principalmente no plâncton e no metafíton de ambientes aquáticos continentais e marinhos (BICUDO; MENEZES, 2000).

A luz desempenha um importante papel nos oceanos, em relação à física e biologia do ambiente, através de processos óticos. Ela atua através da radiação que incrementa a superfície do oceano indiretamente com luz, calor e momentum, que provoca estratificação e mistura turbulenta, ocasionando movimentos verticais e horizontais do fitoplâncton, modificando a distribuição de pigmentos e radiação fotossinteticamente ativa (RFA), além de ocasionar o aquecimento das superfícies superiores do oceano via plâncton e outros materiais particulados e dissolvidos (DICKEY; FALKOWSKI, 2002) e a transferência de calor nesta camada superficial (CHANG; DICKEY, 2004).

A radiação fotossinteticamente ativa (RFA), faixa do espectro entre 400-700nm, age sobe a produtividade primária de ambientes aquáticos, pois influencia diretamente o metabolismo dos organismos fotossintetizantes. Qualquer fator que altere a distribuição de luz no ambiente, principalmente da fração RFA, terá impactos sobre a comunidade fitoplanctônica e consequentemente em toda a cadeia trófica associada a ela.

Vários são os fatores que podem influenciar a distribuição da luminosidade na coluna d'água e consequentemente o fitoplâncton, a começar com a penetração de luz na atmosfera que pode variar com a presença, tipo e extensão de nuvens (de 5-90% comparado a céu limpo). A insolação também varia com a latitude e temporalmente, ao longo das estações do ano e da duração do dia (KIRK, 1983) e do Zenith solar (CHANG; DICKEY, 2004). Para reduzir estes efeitos variáveis e conseguir comparar as estações sem influências de todos os fatores citados, foi utilizado o Kd (RFA) nas análises. Quanto maior o valor de Kd (RFA), mais os fatores que atenuam a luz na coluna d'água estão presentes naquela amostra.

Esses processos e fatores óticos e físicos que influenciam o Kd (RFA) são bem estudados em mar aberto, existindo poucos estudos com foco em águas costeiras (DICKEY; FALKOWSKI, 2002), onde essas propriedades são mais complexas e variáveis do que em oceano aberto, devido: aos aportes de água doce, poluentes e materiais lixiviados do continente; tempestades, que agem na lixiviação continental e na ressuspensão de sedimentos em eventos de maior energia; a menor profundidade; às maiores e mais variáveis concentrações de MOCD (matéria orgânica colorida dissolvida); à produtividade e diversidade biológica ser maior (CHANG e DICKEY, 2004); à ação de ventos (DICKEY *et. al.*1998; DICKEY; FALKOWSKI, 2002), marés e ondas internas; formação de frentes topográficas,

intrusão de massas d'água, influência da camada limite de fundo e vórtices (DICKEY; FALKOWSKI, 2002), estes presentes e registrados em estudos na região (SCHMID *et. al.,* 1995; GAETA *et. al.,* 1999; ARRUDA *et. al.,* 2013; CAMPOS 2006; SILVEIRA *et. al.*, 2008; MILL *et. al.*, 2015; COSTA *et. al.*, 2017)

Os mapas de distribuição da propriedade apontam diferenças na região da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 89 e 94*), e parecem estar dentro de um padrão de estuário, comparando com o estudo de LUND-HANSEN (2004), que encontrou para uma região estuarina e de transição com mar, valores entre 0,152 e 0,557 m^{-1} de Kd (RFA), com média de 0,293m^{-1}, enquanto que no Ano 02 do PMBA/Fest-RRDM os valores variaram de 0,0002 a 1,202 m^{-1}, com média de 0,253 m^{-1}, com o valor máximo observado na campanha Emergencial 1, na estação SD 01. Os maiores valores parecem estar associados às campanhas com maiores vazões no SD 01 e às vezes SD 02, seguidos de alguns pontos costeiros do setor Foz Norte e Foz Sul, como SDS 13, SDS 20, SND 13, SDN 20, em determinadas campanhas, que devem refletir a dispersão e direção de dispersão da pluma.

O que é nítido, é que há uma contribuição da Foz do Rio Doce na atenuação da luz, pois os maiores valores de Kd (RFA) se localizam nesta região, e que as vazões do Rio Doce contribuem para aumentar o coeficiente de atenuação da luz, mas volumes muito altos (inundação) parecem diluir as propriedades que alteram o Kd (RFA). Como exemplo, seguindo a classificação de períodos de vazão sugeridos por OLIVEIRA e QUARESMA (2017), temos a campanha de janeiro de 2020, classificada como seca a normal (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 92*), a campanha de dezembro de 2019 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 90*) classificada como "normal a úmida"(aumento do Kd (RFA) na região dos pontos SD 01 e SD 02 e a Campanha Emergencial 01 (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 92*), classificada como período de "inundação". Todos os mapas de distribuição espacial e temporal de todas as campanhas estão disponíveis no material suplementar (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 89 e 94*).

A bibliografia dá indícios dos motivos da redução das algas Haptophytas após o impacto agudo. Essas são algas tipicamente de águas oceânicas, locais de alta penetração de luz na coluna d'água, ou seja, baixa atenuação da luz, logo, baixos valores de Kd (RFA). Suas carapaças de $CACO_3$ são sugeridas em parte proteção direta contra a fotodegradação (BRAARUD *et. al.*, 1952 *apud* ZHANG *et. al.*, 2015) ou por contribuir para a dissipação da energia, refletindo fortemente a luz, o que faz com que suas altas densidades promovam aparência leitosa a água (DICKEY; FALKOWSKI, 2002). Estudos de ZHANG *et. al.* (2015) demonstraram que as taxas de crescimento de uma espécie de Haptophyta aumentaram com o incremento de RFA (testaram até 800µmol photons.m^{-2}.s^{-1}) e que a pressão de CO_2 também era importante nesta relação, mas entre todos os tratamentos de variação de pressão de CO_2, houve redução nas taxas de crescimento com a redução da intensidade da RFA.

Por outro lado, com o aumento dos fatores que afetam a atenuação da luz, as cianobactérias podem ter sido favorecidas devido às suas vantagens evolutivas. Algumas cianobactérias possuem clorofilas d e f, exclusivas da classe e que absorvem irradiação fora da RFA, na faixa do espectro 700-730nm para a qual não há competição no fitoplâncton (exceto bacterioclorofilas, entre 715-725) (LARKUM; KÜHL, 2005), e que permitem que esses organismos realizem fotossíntese em ambientes sombreados

ou com pouca luz (ou sob um alto coeficiente de atenuação, por exemplo, como deve ter sido logo após o rompimento da Barragem).

O Setor Costas das Algas apresentou um aumento das densidades numéricas de organismos fitoplanctônicos (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 76 e 77*), quando confrontado o Ano 2 com o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F-RRDM/NOV19, página 137, Figura 131; página 138, Figura 132). A composição dos grupos taxonômicos alternou entre as cianobactérias e as algas verdes (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 84 e 85*), analogamente ao observado no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F-RRDM/NOV19, página 144, parágrafo 1). Vale enfatizar que houve o registro de uma elevada densidade numérica de organismos (3368 x 10^3 organismos•L^{-1}) na estação CA 15 em um momento de período chuvoso (novembro de 2019) destacando uma cianobactéria filamentosa. Tal organismo foi normalmente encontrado na fração do microfitoplâncton em outros setores durante todo o monitoramento e nesse setor, exclusivamente, compôs o nanofitoplâncton, apresentando tamanho máximo de 19 μm. Desta forma, pressupõe-se que a cianobactéria estava em processo de divisão celular, podendo estar absorvendo mais rapidamente os nutrientes disponíveis devido à baixa relação de superfície/volume típico de espécies oportunistas que se multiplicam rapidamente, como reportada no monitoramento do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, página 124, parágrafo 3).

Observando dados pretéritos de densidade numérica da comunidade fitoplanctônica de 1986 (ARACRUZ CELULOSE, 1986), que apresentaram valores mais baixos (variaram de 0,60 a 19,32 x 10^3 organismos•L^{-1}, com média 2,72 x 10^3 organismos•L^{-1}) para a região de Aracruz, pode-se afirmar que tanto no Ano 1 quanto no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM (Figura 19) a densidade numérica do fitoplâncton apresentou valores aumentados. Ainda em relação à comunidade antes do rompimento da barragem, CEPEMAR (2011) afirmou que as maiores densidades de organismos eram encontradas nas áreas mais rasas próximas à costa, principalmente no verão, sendo a comunidade influenciada por processos climáticos, como chuvas e com Espécies características de sistemas costeiros da costa leste brasileira com baixa produção biológica (CEPEMAR, 2011). A característica oligotrófica também foi citada para períodos anteriores ao rompimento da barragem por BRANDINI *et. al*., 1997. O aumento das densidades comprova alteração na comunidade fitoplanctônica após o rompimento da barragem, demonstrando a importância e efetividade deste parâmetro estabelecido como indicador.

A variação na diversidade específica no Setor Costa das Algas foi separada em Região Rasa e Região Profunda. No geral, a variabilidade foi de 1,58 a 4,25 bits•$organismo^{-1}$ (Figura 255). A equabilidade se comportou de forma análoga, oscilando entre 0,46 e 0,93 (Figura 256).

Em relação à clorofila ativa, ao comparar o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F RRDM/NOV19, página 150, figura 141; página 152, figura 143) com o Ano 2 (Figura 254) (*Material Suplementar, A3MFS2, Figuras 82 e 83*) percebeu-se aumento deste indicador tanto nas amostras da superfície quanto nas do fundo, o que demonstra uma melhor qualidade do estado fisiológico da comunidade nesse período. Cabe mencionar que, no primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, em abril de 2019 foram observadas muitas estações com concentrações de feopigmentos (Figura 253) superiores às concentrações de clorofila-a nas amostras do fundo da coluna d'água e, por consequência, redução da

clorofila ativa, todos relacionadas a evento de ressuspensão de sedimentos (RT-19F RRDM/NOV19, página 149, parágrafo 3).

Além disso, menores concentrações de clorofila-a foram encontradas nas amostras de fundo da coluna d'água nas estações da Região Rasa da APA Costa das Algas durante o período seco (Figura 252). Em contrapartida, houve uma tendência de maiores concentrações de clorofila-a em períodos chuvosos nas estações da Região Profunda da APA Costa das Algas. Os organismos das estações mais profundas tendem em teoria sofrer mais impacto, pois os organismos de comunidades mais *offshore* costumam ser menos tolerantes que os de zona costeira (ERFTEMEIJER *et. al.*, 2012; WENGER *et. al.,* 2017), onde naturalmente já há uma maior concentração de sedimentos em suspensão, turbidez, nutrientes, poluentes e luminosidade, fatores afetados pela entrada dos rejeitos no meio marinho.

Ademais, o Setor Costa das Algas passou por um processo de enriquecimento contínuo até o Ano 2, na qual sugere-se que o material proveniente do rio continua atingindo a área crítica previamente descrita no relatório do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 24 a 212) através do escoamento superficial deste material com o aumento da vazão hidrológica do rio e por causa dos processos de ressuspensão, devido à maior energia das ondas, responsáveis por esse transporte (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica). O aumento de vazão do Rio Doce carreia uma maior quantidade de rejeito, rico em contaminantes e materiais diversos em suspensão, que afetam negativamente as propriedades óticas, físicas e hidrogeoquímicas da água e os atributos da comunidade fitoplanctônica. O efeito da pressão seletiva sobre as espécies é relatada na literatura como: danos letais e subletais, de mobilidade e processos de encistamento, todos relacionados a parâmetros afetados pelo rejeito ou por substâncias pelas quais é constituído, comprovado em diversos estudos (LAGE *et. al*., 1994; PISTOCCHI *et. al*., 1997; COUET *et. al*., 2018; LOPEZ *et. al*., 2019) e com o desaparecimento de espécies sensíveis (BURKHOLDER, 1992; WENGER *et. al.*, 2017).

Durante o Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM foram registrados 245 táxons nas onze estações de amostragem. Durante o Ano 1 observou-se 722 táxons nas quinze estações de coleta amostradas, de maneira geral, os menores números de táxons ocorreram em julho de 2019 em todas as estações e os maiores em outubro de 2018 e abril de 2019 (*Material Suplementar, A3MFS2, Tabela 12*).

Ao longo dos meses de outubro de 2018 a março de 2020 observou-se neste setor uma maior predominância de diatomáceas, algas verdes, dinoflagelados e cianobactérias (*Material Suplementar, A3MFS2, Figura 87*). Com frequência de ocorrência em grande parte das campanhas do setor destacam-se a diatomácea *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) e a cianobactéria do Gênero *Synechocystis* (Cyanophyceae).

Figura 251: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

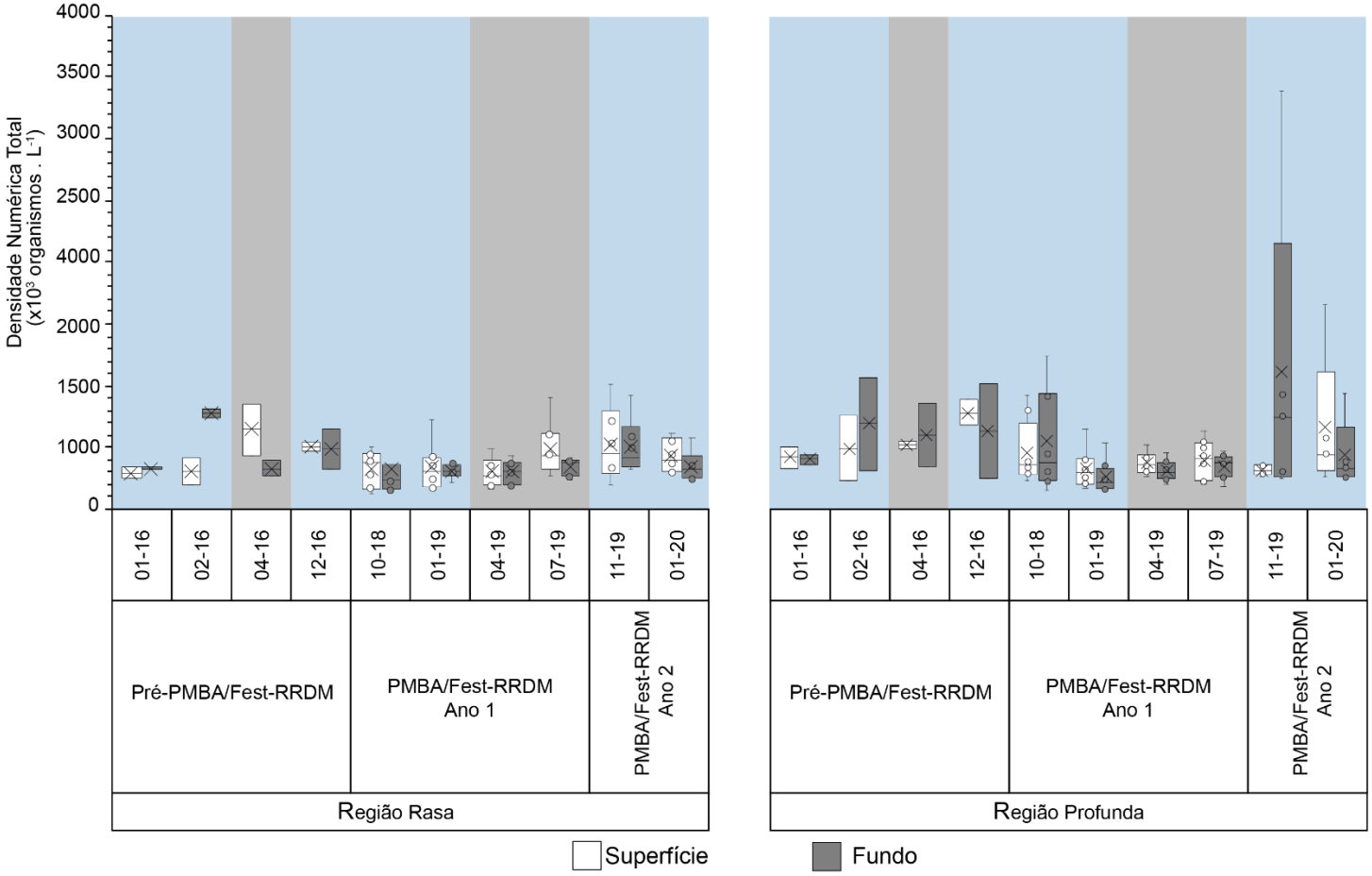


Figura 252: Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

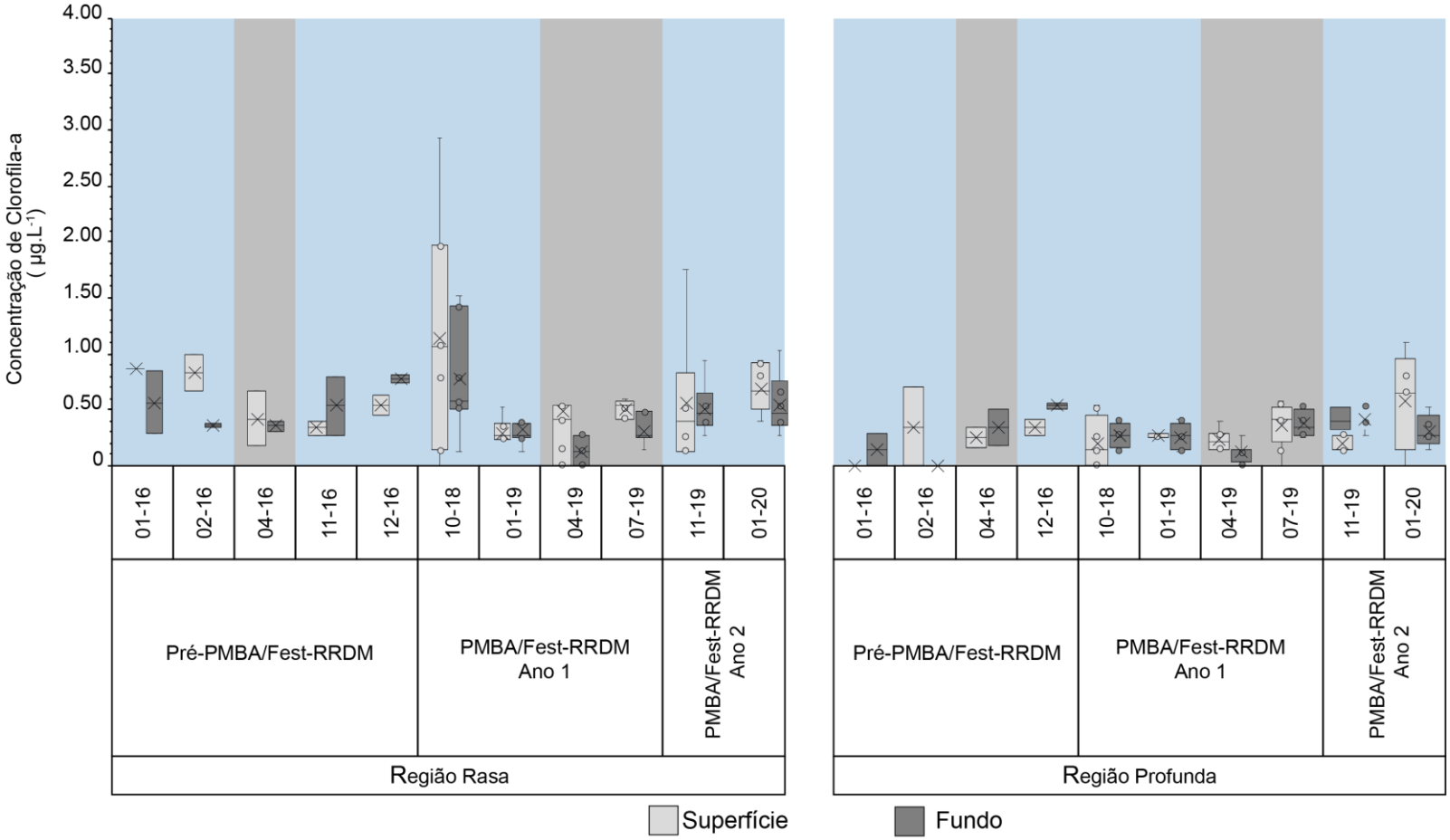


Figura 253:Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

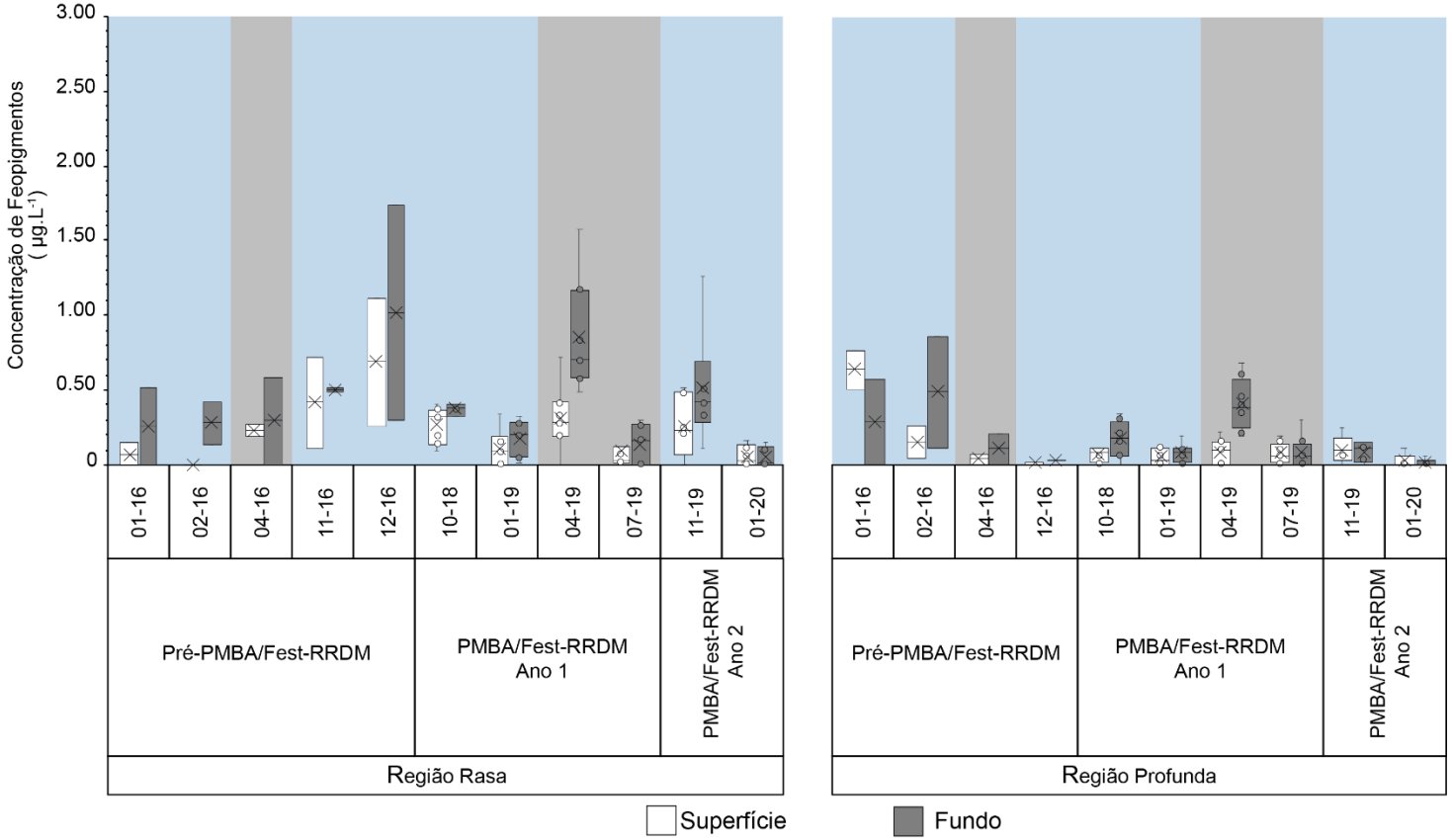


Figura 254: Variação da concentração da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

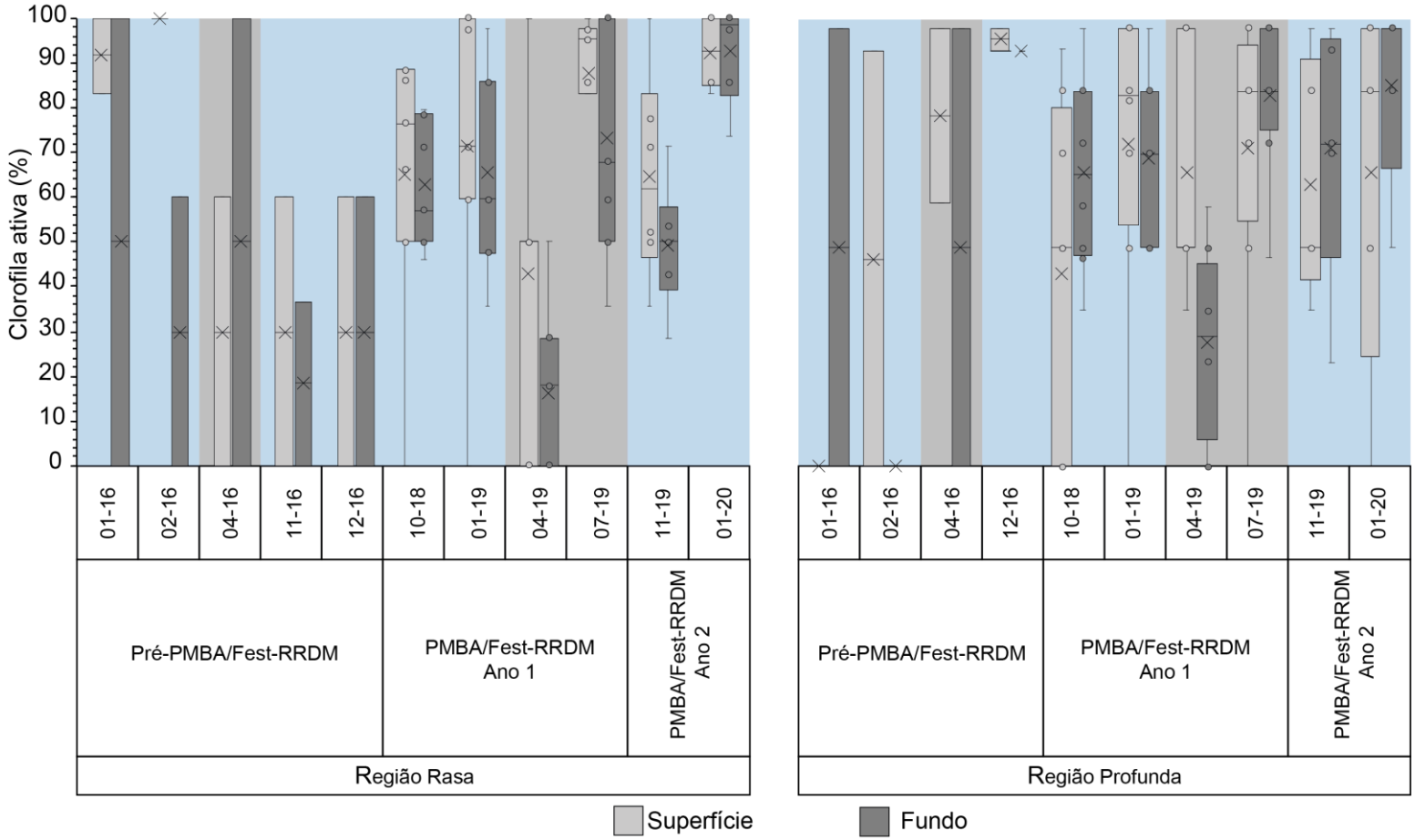


Figura 255: Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM,anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

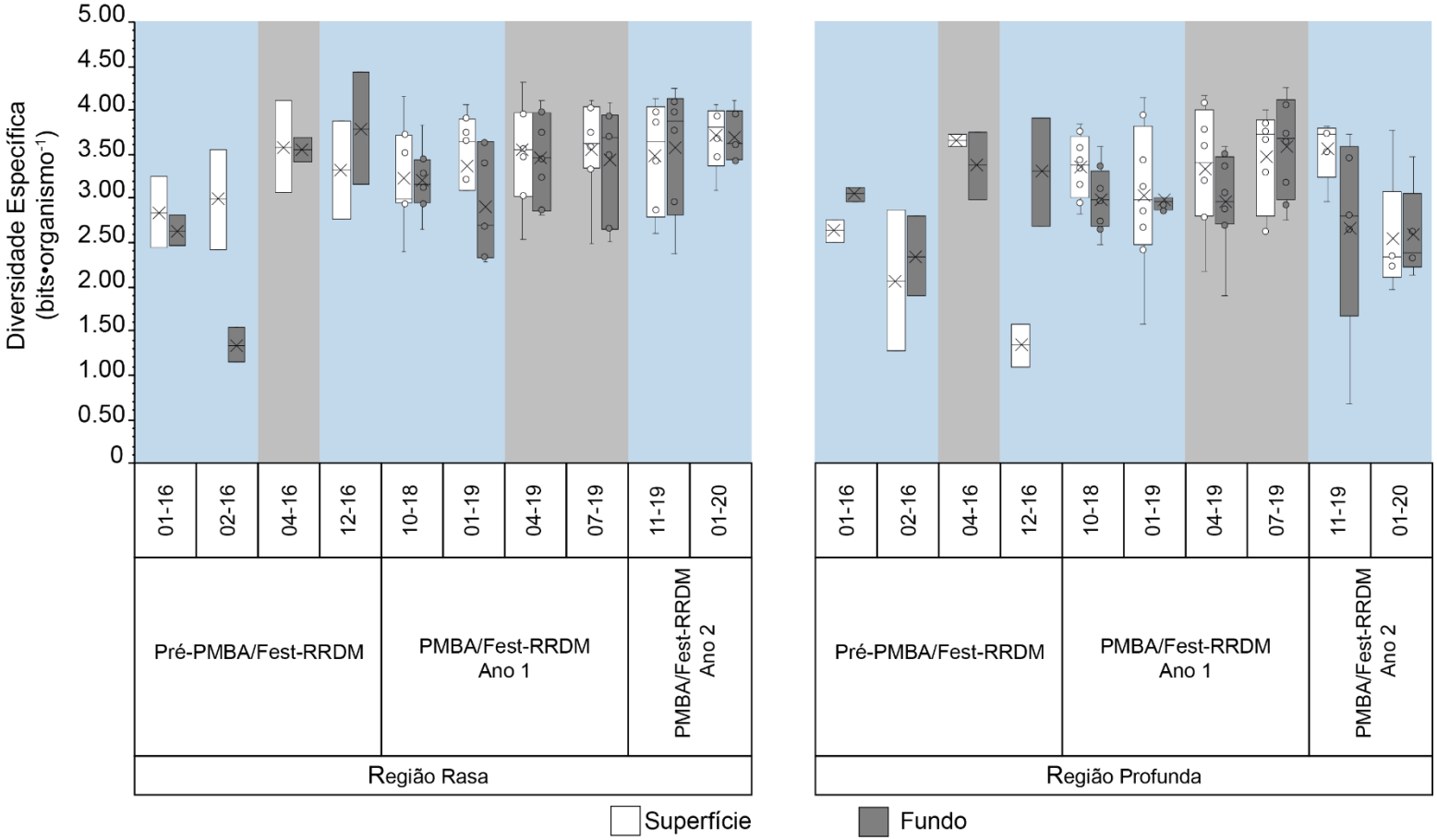
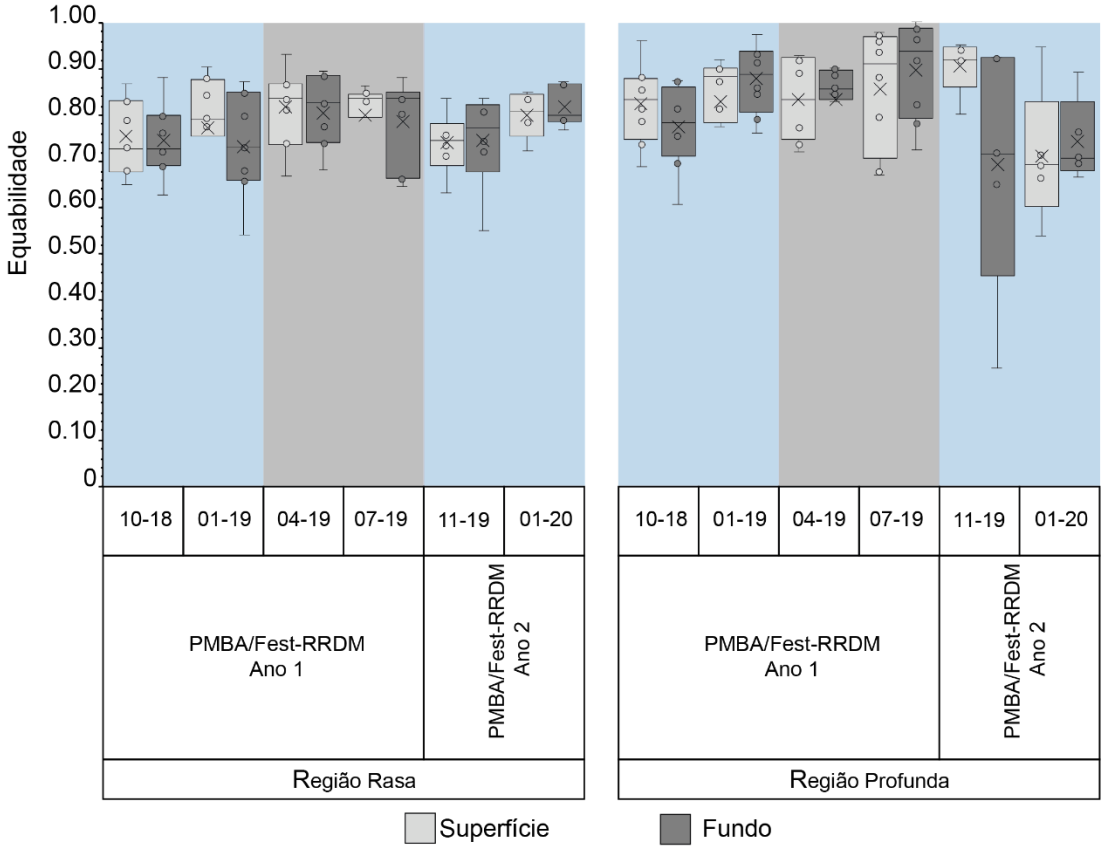


Figura 256: Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19) e janeiro/2020 (01-20), sendo representado em cinza o período seco, e em azul o período chuvoso.



Com o olhar direcionado aos índices ambientais propostos neste estudo (Figura 257, Figura 258 e Figura 259), que foram: as “Variações quali-quantitativas”, que apresenta a Densidade Numérica Total como um dos parâmetros e as “Variações na Saúde Ecofisiológica da Comunidade Fitoplanctônica” representada, entre outros parâmetros, pela clorofila ativa, pode-se afirmar que a qualidade ambiental no Setor Abrolhos (Quadro 1) se apresentou altamente alterada (Figura 260) ao longo dos dois anos do monitoramento, com representações de 70% e 58,5% para o Ano 1 e Ano 2, respectivamente. Tais resultados indicam que apesar da redução dos valores do parâmetro densidade total para esse setor, a comunidade fitoplanctônica ainda não está similar ao que era encontrado no ambiente antes do rompimento da barragem em relação à densidade de organismos, assim como para a saúde ecofisiológica desse setor.

No que tange aos índices ambientais do Setor Norte, ainda que os valores do parâmetro densidade numérica total estivessem acima dos valores de densidade estipulados para compor o índice de qualidade ambiental, conforme observado no Quadro 1, o setor apresentou a classificação de moderadamente alterado (Figura 260). Essa classificação ambiental foi superior aos 70% nos dois anos de monitoramento, muito em função dos valores do parâmetro clorofila ativa.

O índice de qualidade ambiental (Quadro 1) moderadamente alterado (Figura 260) foi o que mais se destacou para o Setor da Foz (Norte, Central e Sul) seguido do altamente alterado, com o Ano 1 apresentando para este índice a maior porcentagem quando comparado ao Ano 2. Em síntese, esse setor se caracterizou por apresentar um ligeiro aumento da densidade numérica do Ano 1 para o Ano 2, o que justifica a porcentagem do índice altamente alterado indicando que a comunidade fitoplanctônica dessa região não está similar ao que era encontrado no ambiente antes do rompimento. Tais alterações podem ser confirmadas ao analisar também parâmetros como a composição do fitoplâncton, um dos parâmetros incluídos no índice ambiental variações quali-quantitativas, da qual a comunidade fitoplanctônica teve sua composição alterada conforme abordado no RT-19F-RRDM/NOV19 do PMBA/Fest-RRDM**.** Ainda, frente a esse setor cabe ressaltar as alterações quanto ao índice de qualidade quando observado apenas os momentos caracterizados pelo aumento da vazão do sistema flúvio-estuarino, a exemplo da Campanha Emergencial de Janeiro de 2020 que decorreu em período chuvoso. Nesta campanha o índice ambiental predominante, altamente alterado teve uma representatividade de 80% (Figura 261) e foi marcada pelo aumento da degradação da clorofila-a.

Já o Setor Costa das Algas teve sua condição de altamente alterada representada por 43% no Ano 1 ao passo que no Ano 2 esteve representada por 34,25% (Figura 260). Tais porcentagens podem ser justificadas tendo em vista o aumento das densidades numéricas que demonstra a importância e efetividade deste parâmetro estabelecido como componente do indicador “Variações quali-quantitativas da comunidade fitoplanctônica”.

Geralmente as alterações da densidade de organismos refletem a variação na estrutura e composição da comunidade, o que é confirmado com os dados quali-quantitativos obtidos durante o monitoramento e com o respaldo da literatura. Maiores densidades usualmente estão associadas à entrada de nutrientes, que promove mudanças tanto quantitativas quanto qualitativas, favorecendo a presença de

espécies oportunistas, r estrategistas e de proliferação rápida, normalmente, espécies pioneiras (como as cianobactérias (ESTEVES, 1998). Isto ocorre devido à fertilização da plataforma com nutrientes e metais traços do rejeito e devido à pressão seletiva dos contaminantes presentes nele. A plataforma antes era citada como oligotrófica, como detectado anteriormente em vários estudos (ARACRUZ CELULOSE, 1986; BRANDINI *et. al.,* 1997, CEPEMAR, 2011, LabFito, dados não publicados, entre outros).

Figura 257: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) do PMBA/Fest-RRDM.

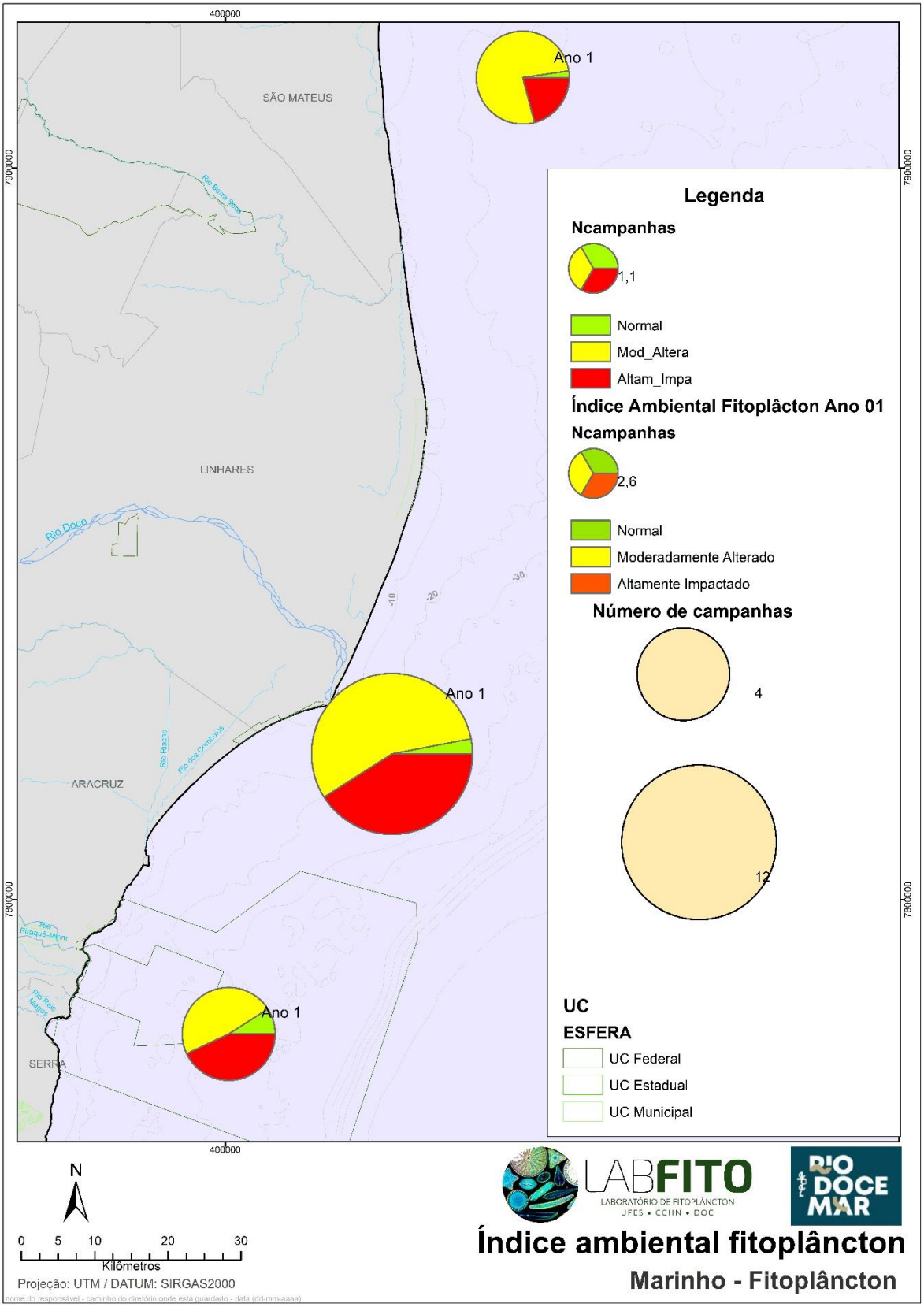


Figura 258: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) do PMBA/Fest-RRDM.

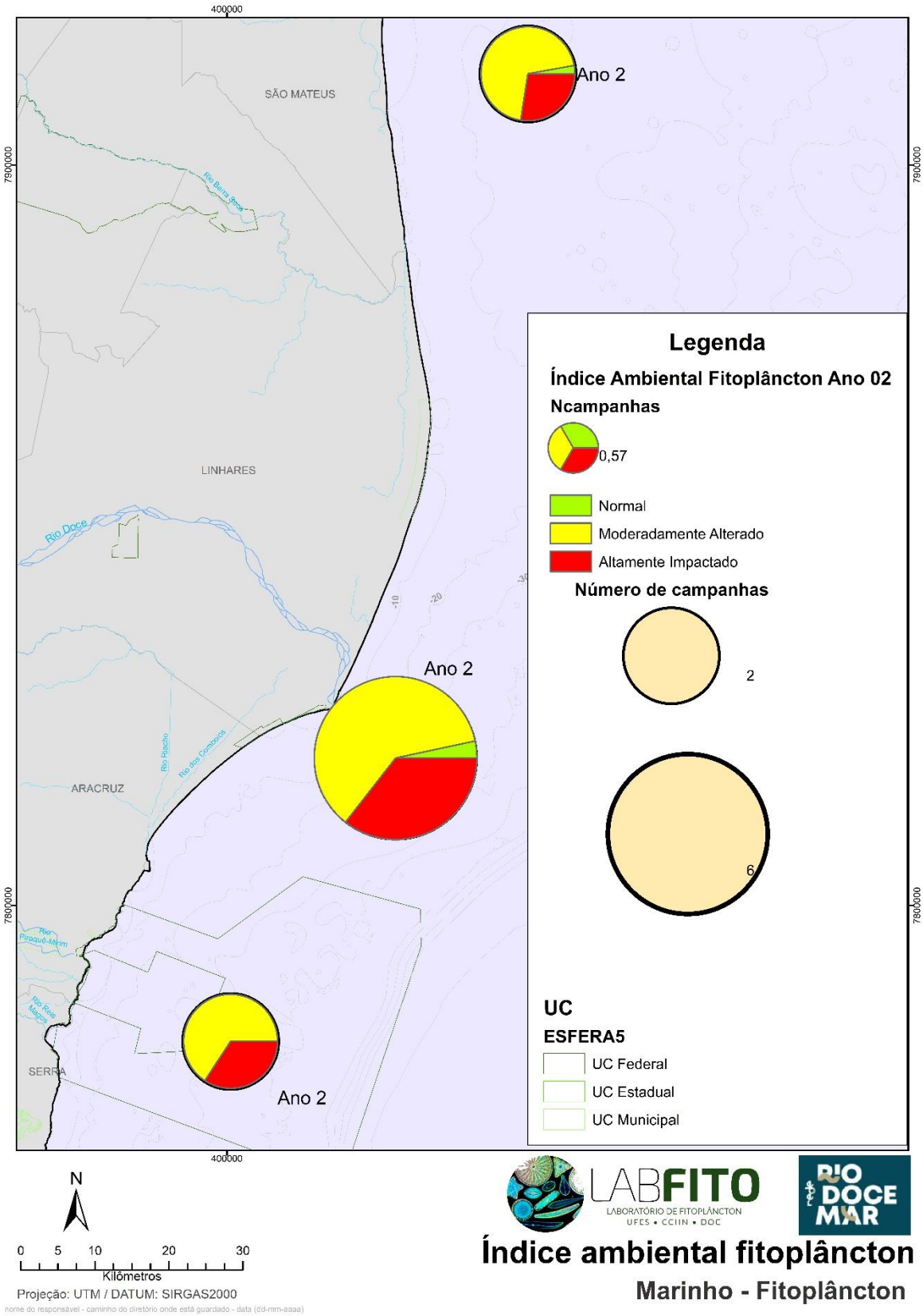
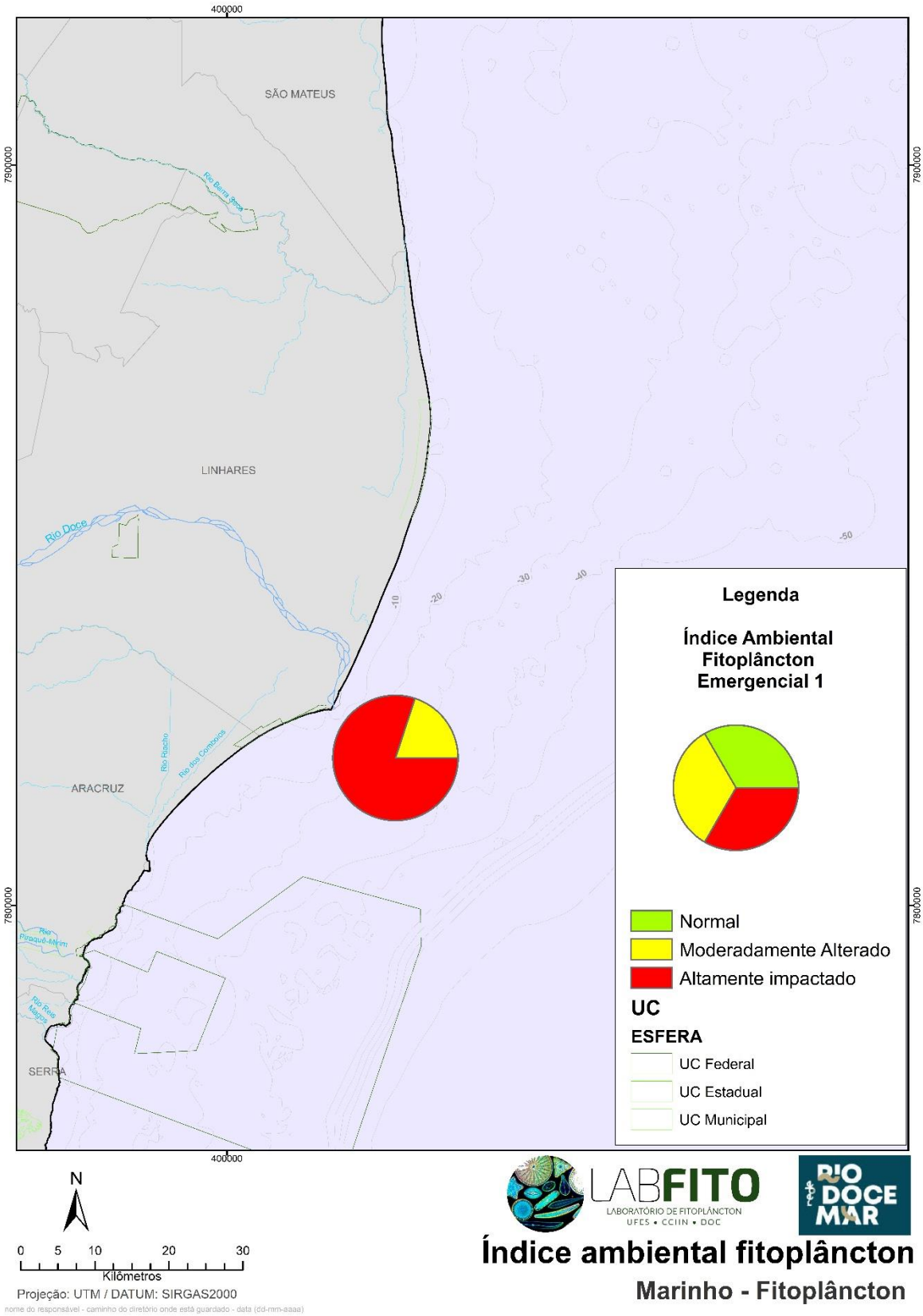


Figura 259: Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton na campanha Emergencial realizada em janeiro de 2020, durante as amostragens do Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) do PMBA/Fest-RRDM.



Quadro 1: Índice de qualidade ambiental da comunidade fitoplanctônica baseado em densidade numérica total de organismos e saúde ecofisiológica (Clorofila ativa), representado em cores e os limites utilizados para cada parâmetro utilizado, baseados em estudos anteriores ao rompimento da barragem e seu significado (interpretação).

Qualidade Ambiental	**Densidade** (organismos.L^{-1})	**Clorofila ativa**	**Significado**
Normal	Menor (<) que 200 x 10^3 organismos.L^{-1}	Maior (>) que 70%	Comunidade fitoplanctônica está similar ao que era encontrado no ambiente aquático antes do rompimento da barragem em relação à densidade de organismos e saúde fisiológica na estação amostral em questão
Moderadamente alterado	Menor (<) que 200 x 10^3 organismos.L^{-1}	Menor (<) que 70%	Comunidade fitoplanctônica foi alterada em relação à saúde fisiológica, mas sem alterações de densidade de organismos em relação aos valores encontrados antes do rompimento da barragem na estação amostral em questão
	Maior ou Igual (≥) a 200 x 10^3 organismos.L^{-1}	Maior ou Igual a (≥) 70%	Comunidade fitoplanctônica alterada em relação à densidade de organismos em relação aos valores encontrados antes do rompimento da barragem, sem comprovado impacto na fisiologia na estação amostral em questão
Altamente alterado	Maior ou Igual (≥) a 200 x 10^3 organismos.L^{-1}	Menor ou Igual a (≤) 70%	Comunidade fitoplanctônica alterada em relação à densidade de organismos e à saúde fisiológica na estação amostral em questão

Figura 260: Índice de qualidade ambiental para a comunidade fitoplanctônica por setores calculados para os anos 01 e 02 do PMBA.

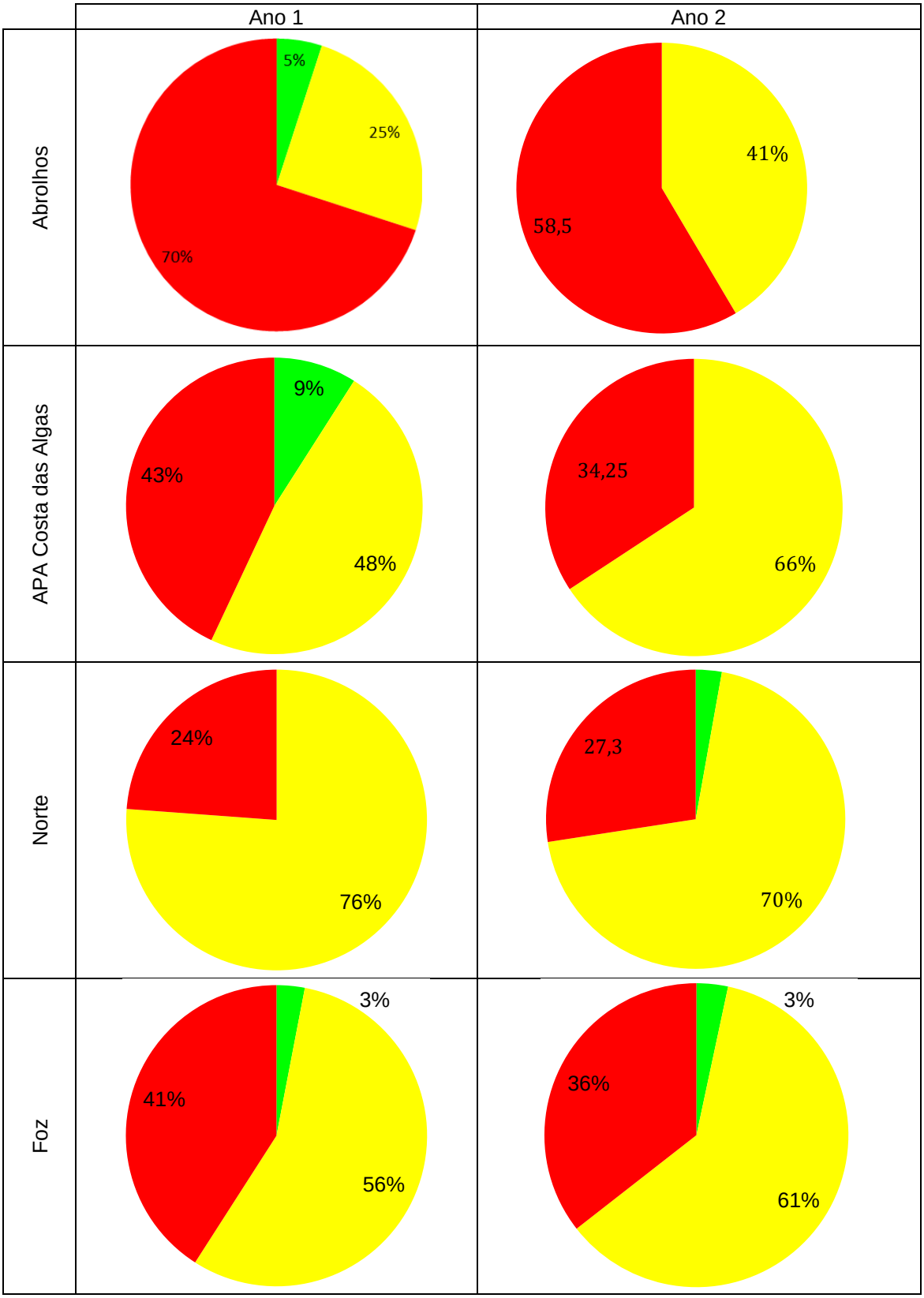
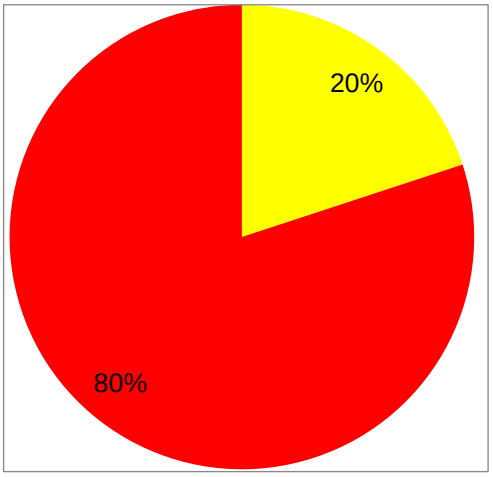


Figura 261: Índice ambiental para a comunidade fitoplanctônica nos setores da Foz do Rio Doce durante a campanha Emergencial 01 do PMBA.



O índice demonstra que todos os setores monitorados estão afetados, estando bastante fora da normalidade (valores comumente encontrados nos dados de bibliografia disponíveis de antes do rompimento da barragem), ao longo de todo o monitoramento, com diferenças pouco significativas, quando existentes, aparentemente relacionadas com a distribuição da pluma, conforme integração com dados de corrente do Subprojeto de Modelagem (Guilherme Mill, comunicação pessoal).

Como o índice é calculado estação por estação e amostra por amostra, a campanha Emergencial apresentou o pior índice ambiental, pois nela a abrangência da pluma do Rio Doce foi maior. Nesta situação ela apresenta diluição para a maioria dos parâmetros, mas esta diluição ainda representaria a alteração nos parâmetros do índice ambiental do fitoplâncton, o que endossa sua eficiência em monitorar o impacto ambiental sobre a comunidade fitoplanctônica.

Neste contexto, a qualidade ambiental apresentou piora em termos espaciais, em abrangência, uma vez que a elevada vazão fez com que a pluma do Rio Doce alcançasse grande proporção nos setores Sul, Central e Norte da Foz do Rio Doce (Figura 257, Figura 258, Figura 259, Figura 260, Figura 261 e Quadro 1).

1.1.4.2 Considereções finais

Ao longo de todo PMBA/Fest-RRDM (Anos 1 e 2), é possível observar, através da densidade numérica e da saúde ecofisiológica, que após a plataforma adjacente ao Rio Doce ter sua condição oligotrófica alterada pelo impacto da lama de rejeito, a comunidade fitoplanctônica prosseguiu sob a influência dos constantes distúrbios causados pela continuidade do aporte do material oriundo do rompimento da barragem, assim como pela periódica ressuspensão desse material contido no sedimento, que impede que a comunidade se recupere.

A densidade numérica do fitoplâncton, apesar das flutuações também decorrentes das condições meteoceanográficas, continua apresentando valores de abundância acima dos encontrados em levantamentos prévios a novembro de 2015, assim como a predominância de algas verdes e cianobactérias da fração nanofitoplanctônica na composição quali-quantitativa, posto que esses grupos oportunistas se multiplicam rapidamente e são mais resistentes e adaptáveis às instabilidades ambientais, naturais e/ou antropogênicas. Cabe mencionar e relembrar que com base nos levantamentos prévios a novembro de 2015 foi constatado que o primeiro efeito após o input da lama no mar foi um aumento da densidade (abundância) numérica de organismos de cinco (novembro/2015) a dez vezes (janeiro/2016) em relação à abundância registrada em projeto pretérito (AMBES-pré-rompimento da barragem) e da biomassa em termos de clorofila-a.

Com relação aos grupos predominantes vale ressaltar que os grupos supracitados apresentam alta taxa de reprodução, são mais resistentes às intempéries ambientais, e são comuns e abundantes em comunidades biológicas recém-perturbadas, indicando instabilidade ambiental por estar em reinício de sucessão ecológica, em contraposição às espécimes frágeis como os cocolitoforídeos, grupo essencialmente planctônico e marinho, pertencente ao Filo Haptophyta, além dos dinoflagelados e diatomáceas marinhas que tiveram redução drástica após o input da lama no mar quando comparado aos dados pretéritos, cuja contribuição era expressiva nas águas costeiras desta área. Nota-se uma sutil recuperação das diatomáceas no Ano 2, que foram retornando aos poucos e voltando a ter representatividade, todavia dinoflagelados e cocolitoforídeos continuaram em reduzida proporção. Estes impactos sobre o fitoplâncton causam drásticas alterações no fluxo de energia e biomassa ao longo da teia trófica.

A redução da saúde fisiológica causada por esses constantes distúrbios fica evidente quando são observados os valores de biomassa em termo de clorofila-a, feopigmentos e principalmente clorofila ativa durante a Campanha Emergencial realizada em janeiro de 2020, em um período de aumento dos índices pluviométricos ao longo da extensão do Rio Doce, que resultou em eventos de grande vazão hidrológica e ressuspensão de nutrientes depositados no assoalho fluvial e marinho (aumento da concentração de metais como notado no relatório anterior).

Nota-se que alterações nos indicadores do fitoplâncton (saúde fisiológica e densidade e sua composição) podem indicar contínuos reinícios de sucessão ecológica e a depreciação da biodiversidade e da qualidade ambiental.

No que concerne ao Ano 2 do monitoramento o comportamento do impacto parece estar mais direcionado a norte desse período. Os resultados apontados pelos indicadores do fitoplâncton indicam que as áreas criticamente impactadas seriam Foz Central, Foz Norte e Setor Norte, podendo incluir as estações MUC 01 e MUC 02 que correspondem as estações de Mucuri. As análises que proporcionam resultados do indicador da saúde fisiológica realizada no Setor Abrolhos em janeiro de 2020, demonstram que as estações MUC 01 e MUC 02, recentemente incluídas nesse setor durante o Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM, parecem piorar a saúde fisiológica do Setor.

Em síntese, ao longo do PMBA/Fest-RRDM é possível observar, através dos indicadores de qualidade ambiental, que a comunidade fitoplanctônica prossegue sob a influência dos constantes distúrbios do ambiente, estando claramente afetada, já que não retornou às condições prévias ao desastre em nenhum momento ao longo de todo o monitoramento.

Assim, faz-se necessária a continuidade do programa a fim de que se possa estabelecer melhor as variações interanuais do fitoplâncton para a região, bem como as suas relações com os nutrientes e metais presentes na água, posto que a cada evento de ressuspensão dos sedimentos ou de grande vazão na Foz do Rio Doce, há um reinício dos distúrbios, que não permitem que a comunidade restaure o processo de recuperação ou sucessão progressiva.

1.1.5 Zooplâncton

1.1.5.1 Objetivos

Analisar o zooplâncton na região amostrada quali-quantitativamente verificando alterações na composição, biomassa, abundância e diversidade (ver Metodologia no *Material Suplementar A3MZS1*).

1.1.5.2 Resultados

1.1.5.2.1 Biomassa

A biomassa zooplanctônica no setor da Foz do Rio Doce (Figura 262; e *Material Suplementar A3MZS2*) apresentou valores que variaram de 0,28 mg.m^{-3} (mínimo) à 1393,73 mg.m^{-3} (máximo) por amostragem. As campanhas que apresentaram maiores médias de concentrações de biomassa zooplanctônica foram as Janeiro de 2019, Março de 2019 e Setembro de 2019, onde a campanha Janeiro de 2019 amostrada no período chuvoso do ano 1 apresentou o maior valor de biomassa (6279,6 mg.m^{-3}). As campanhas que apresentaram os menores valores médios foram as Agosto de 2019, Janeiro de 2020 e Março de 2020, sendo a campanha Agosto de 2019 amostrada no período seco do ano 1, com a menor concentração de biomassa (Tabela 56).

Na Figura 262 observamos que a maioria dos valores de biomassa nas amostras de superfíce ao longo das campanhas em cada ponto amostral foi menor que 100 mg.m^{-3}. Três campanhas apresentaram picos acima de 500 mg.m^{-3}, campanhas de Janeiro de 2019, Março de 2019 e Maio de 2019 (pontos SDS 20, SDN13 e SD04, respectivamente). As campanhas entre Novembro de 2018 e Setembro de 2019 apresentaram mais picos de Biomassa, enquanto as campanhas a partir de Outubro de 2019 mostraram uma tendencia à redução dos valores (<100 mg.m^{-3}) por ponto de coleta. Nas amostras de fundo, valores de Biomassa acima de 100 mg.m^{-3} foram mais frequentes, apresentando diversos picos acima de 500 mg.m^{-3}. As campanhas Janeiro de 2019 e Setembro de 2019 apresentaram picos de biomassa acima de 500 mg.m^{-3} em três pontos de coleta (SD 03, SD 05 em ambas as campanhas e SDS 20 –Janeiro de 2019; SDS 30 – Setembro de 2020. Ao longo das campanhas a frequência de valores de biomassa por ponto acima de 100 mg.m^{-3} foi maior entre as campanhas Novembro de 2018 e Setembro de 2019.

De modo geral, foram observadas maiores médias de dispersão da concentração de biomassa nos estratos de fundo (média: 137,4 mg.m^{-3}) em relação às amostragens de superfície (média: 76,6 mg.m^{-3}), sendo as campanhas Janeiro, Março e Setembro de 2019 com as maiores médias. Em relação aos períodos, as maiores médias de biomassa foram observadas para o período seco (média: 126,1 mg.m^{-3}) comparadas ao período chuvoso (96,3 mg.m^{-3}). Entre os subsetores da Foz do Rio Doce, o subsetor central apresentou as maiores médias de biomassa (média: 118,1 mg.m^{-3}), seguido do subsetor sul (média: 102,1 mg.m^{-3}) e norte (89,6 mg.m^{-3}).

Figura 262: Variação temporal da biomassa zooplanctônica (mg.m^{-3}) entre as campanhas Novembro de 2018 e Março de 2020, por ponto amostral e valores médios por campanha. Em cinza períodos de baixa vazão e em azul, períodos de alta vazão do Rio Doce. a) Amostras de superfície; b) Amostras fundo.

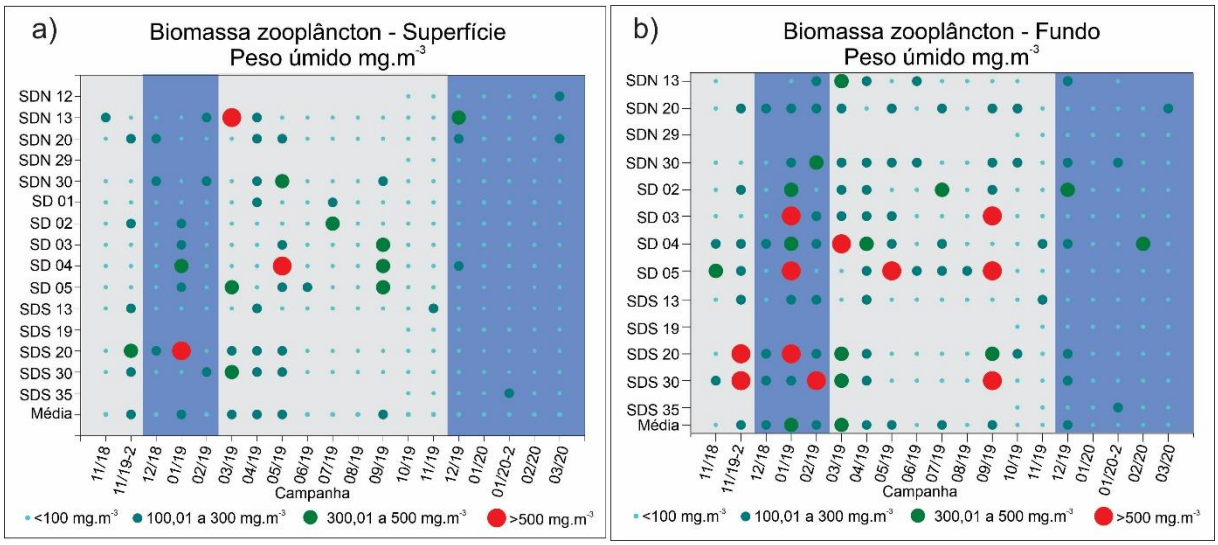


Tabela 56: Distribuição dos valores médios de Biomassa zooplanctônica (mg.m^{-3}) para os subsetores da Foz (Norte, Central e Sul), estratos (Superfície e Fundo) amostrados entre as campanhas Novembro de 2018 e Março de 2020.

Campanhas	Média por subsetor			Média estratos		Média total
	Norte	Central	Sul	Superfície	Fundo	
11/18	45,6	76,2	41,0	21,4	97,0	57,5
11/18-2	99,9	89,9	372,7	129,2	236,0	177,3
12/18	108,1	68,0	98,3	70,4	107,6	87,2
01/19	99,1	414,1	326,4	148,8	464,2	299,1
02/19	182,8	82,9	193,2	79,0	213,4	143,0
03/19	259,5	205,2	280,0	150,3	343,1	242,1
04/19	137,9	147,3	187,7	136,3	178,0	156,2
05/19	137,1	258,1	90,6	171,8	179,9	175,7
06/19	81,9	60,9	46,6	58,1	68,1	62,9
07/19	93,7	150,5	33,8	93,3	109,3	100,9
08/19	29,7	48,8	17,2	28,8	40,4	34,3
09/19	112,8	317,3	203,1	183,2	273,6	226,2
10/19	88,6	42,6	51,1	48,3	73,3	59,4
11/19	24,6	45,4	49,4	29,7	54,5	40,7
12/19	132,7	92,2	66,4	69,6	126,4	96,0
01/20	26,1	29,6	36,5	31,8	30,3	31,1
01/20-2	47,1	33,1	47,9	33,8	53,9	42,7
02/20	25,4	73,2	30,5	31,8	55,0	32,3
03/20	55,0	9,5	34,8	33,8	30,5	42,5

De acordo com a análise de variância, a distribuição das concentrações de biomassa zooplanctônicas apresentou diferenças significativas entre as campanhas amostrais (PERMANOVA, $p < 0,05$) e entre os estratos de superfície e fundo (PERMANOVA, $p < 0,05$), mas não foi possível identificar diferenças entre os subsetores da Foz (PERMANOVA, $p > 0,05$). Entretanto, a análise de variância identificou interações significativas entre os subsetores quando comparados as campanhas individualmente (PERMANOVA, $p < 0,05$) assim como entre os estratos de cada campanha (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Tabela 57).

Tabela 57: Análise de variância com permutação (PERMANOVA) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplanctônica entre os fatores Campanhas, Setor e Estrato. P(perm) = p da PERMANOVA (Variâncias foram consideradas significantes quanto p<0,05).

Fatores	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Campanhas	12,771	0,0001	9907
Setor	0,90064	0,4112	9951
Estrato	26,514	0,0001	9934
CampanhasxSetor	2,419	0,0001	9865
CampanhasxEstrato	1,4976	0,0592	9894
SetorxEstrato	2,9032	0,0439	9933
Campanhas x Setor x Estrato	0,61599	0,9784	9877

Testes realizados a posteriori demonstraram que as diferenças entre os subsetores da Foz em cada campanha foram significativas para algumas combinações par-a-par. No período chuvoso do primeiro ano de monitoramento, a campanha de Novembro de 2019 apresentou maiores médias na distribuição da biomassa zooplanctônica no subsetor sul da Foz (PERMANOVA, $p < 0,05$). Ainda para o mesmo período as campanhas de Janeiro de 2019 e Fevereiro de 2019 diferiram suas concentrações de biomassa entre os subsetores central e norte (PERMANOVA, $p < 0,05$), onde as maiores médias observadas foram no subsetor central para a primeira campanha e no subsetor norte na campanha subsequente, caracterizando uma dispersão para o norte da biomassa. Já na campanha de Março de 2019, o subsetor central apresentou as menores médias de biomassa quando comparados aos outros dois subsetores (PERMANOVA, $p < 0,05$), mostrando uma dispersão dessa biomassa para os subsetores adjacentes. Em contrapartida, para o período seco do primeiro ano de monitoramento, o subsetor central das campanhas de Julho de 2019 e Agosto de 2019 apresentou as maiores médias de biomassa comparadas ao subsetor sul (PERMANOVA, $p < 0,05$). Novamente, no período chuvoso do final do primeiro ano de monitoramento, as campanhas de Outubro de 2019 e Novembro de 2019 apresentaram diferenças nas concentrações de biomassa entre os subsetores central e norte (PERMANOVA, $p < 0,05$), onde as maiores médias observadas foram no subsetor norte na campanha de Outubro de 2019 e no subsetor central na campanha subsequente. No período de transição do monitoramento, a única campanha que diferiu a distribuição da biomassa entre os subsetores foi a de

Março de 2020, apresentando as menores médias para o subsetor central em relação aos subsetores norte e sul (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Tabela 58).

Tabela 58: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplanctônica entre os estratos de fundo e superfície dos subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha.

Campanhas	Sul		Central		Norte	
	t	p-valor	t	p-valor	t	p-valor
11/18	1,5628	0,2997	1,6888	0,1091	0,35878	0,8003
11/18-2	0,60251	0,5055	2,4085	0,0461	0,89377	0,4973
12/18	0,68356	0,5034	1,1489	0,2944	0,34686	0,7072
01/19	1,057	0,3046	2,5855	0,0144	2,5165	0,0919
02/19	1,7488	0,2021	1,2826	0,227	1,7874	0,2
03/19	0,20819	0,699	4,2522	0,0079	0,8642	0,5038
04/19	0,32974	0,8958	2,0883	0,0696	0,88289	0,4042
05/19	1,4352	0,3087	0,55075	0,5961	0,4668	0,7034
06/19	0,7653	0,5992	0,33735	0,6565	0,95943	0,3989
07/19	0,58445	0,9032	0,48461	0,6299	0,16137	1
08/19	0,17512	1	0,32625	0,8592	1,21	0,1978
09/19	1,8965	0,2997	0,61621	0,5087	0,16931	1
10/19	0,60356	0,6071	0,54485	0,6125	1,2131	0,25
11/19	0,47295	0,9848	3,4101	0,0275	4,3853	0,0177
12/19	0,9071	0,4197	0,75621	0,494	0,77844	0,4678
01/20	0,31462	0,7857	0,34571	0,7639	0,90007	0,4315
01/20-2	0,62055	0,5203	1,1865	0,2824	0,60167	0,6068
02/20	0,92397	0,4008	1,5278	0,1524	0,15774	0,883
03/20	0,2692	0,814	0,18587	0,9415	0,29563	0,7477

Diferenças significativas entre as concentrações de biomassa distribuídas nos estratos de superfície e fundo, entre os subsetores de algumas campanhas, também foram demonstradas pelos testes realizados *a posteriori*. As campanhas de Novembro de 2018-2, Janeiro de 2019 e Março de 2019 apresentaram maiores valores de biomassa nos estratos de fundo para o subsetor central da Foz (PERMANOVA, $p < 0,05$), assim como a campanha de Novembro de 2019 apresentou maiores valores

de biomassa nos estratos de fundo dos subsetores norte e central (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Tabela 58).

A distribuição da biomassa apresentou algumas correlações significativas quando comparadas às variáveis ambientais (MPS e concentração de metais totais) e as concentrações de fitoplâncton total e clorofila-*a* (RELATE: Rho = 0,098; p = 0,001) (Tabela 59). No entanto não foi possível observar estas correlações no gráfico gerado pela Análise de Redundância à Distância (dbRDA), uma vez que as porcentagens de variação na distribuição da biomassa foram baixas.

Tabela 59: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) de semelhanças de Bray-Curtis mostrando a percentagem de variação da biomassa explicada pelas variáveis ambientais selecionadas.

Variáveis	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop. %
Fitoplâncton Total	62,837	0,29	0,6414	0,07%
Clorofila-*a*	14,916	0,07	0,8995	0,02%
MPS	591,21	2,70	0,0944	0,61%
V	925,11	4,24	0,0348	0,96%
Cu	1808,9	8,37	0,0023	1,87%
Cd	4724,7	22,56	0,0001	4,89%
Pb	3594,4	16,96	0,0002	3,72%
Fe	5449,8	26,23	0,0001	5,64%
Al	1190,3	5,47	0,0152	1,23%

1.1.5.2.2 Composição (*Material Suplementar A3MZS3*), abundância e índices ecológicos

1.1.5.2.2.1 Setor Abrolhos

A abundância total do zooplâncton encontrada na campanha realizada em Janeiro de 2020 no setor Abrolhos apresentou valor médio de 2438 ind.m^{-3}, valor intermediário quando comparado às campanhas realizadas no Ano 01, nos períodos de seca (Figura 263). Apesar das menores médias na campanha de Outubro de 2018 (874 ind.m^{-3}), não foram encontradas diferenças significativas para este parâmetro entre as campanhas realizadas durante o monitoramento (ANOVA, $p = 0,51$). Neste setor, a riqueza de Margalef (d), a diversidade de Shannon (H) e a equitabilidade de Pielou (J') também apresentaram pouca variação entre as campanhas e mostraram-se significativamente iguais para todo o período de amostragem, com média de 5,30; 2,25 e 0,61 para d, H e J, respectivamente (Figura 264, Tabela 60 e Tabela 61).

Figura 263: Abundância total (ind.m-^{3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.

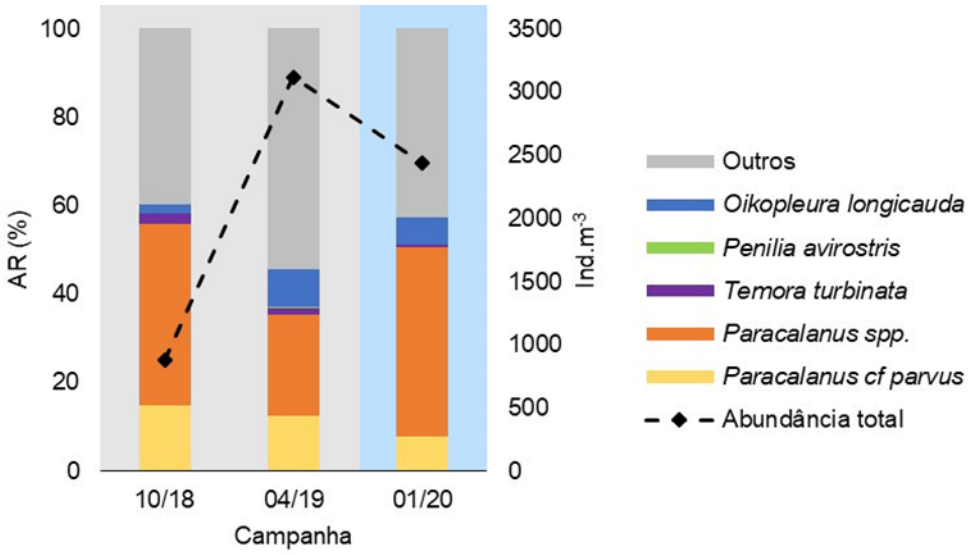


Figura 264: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.

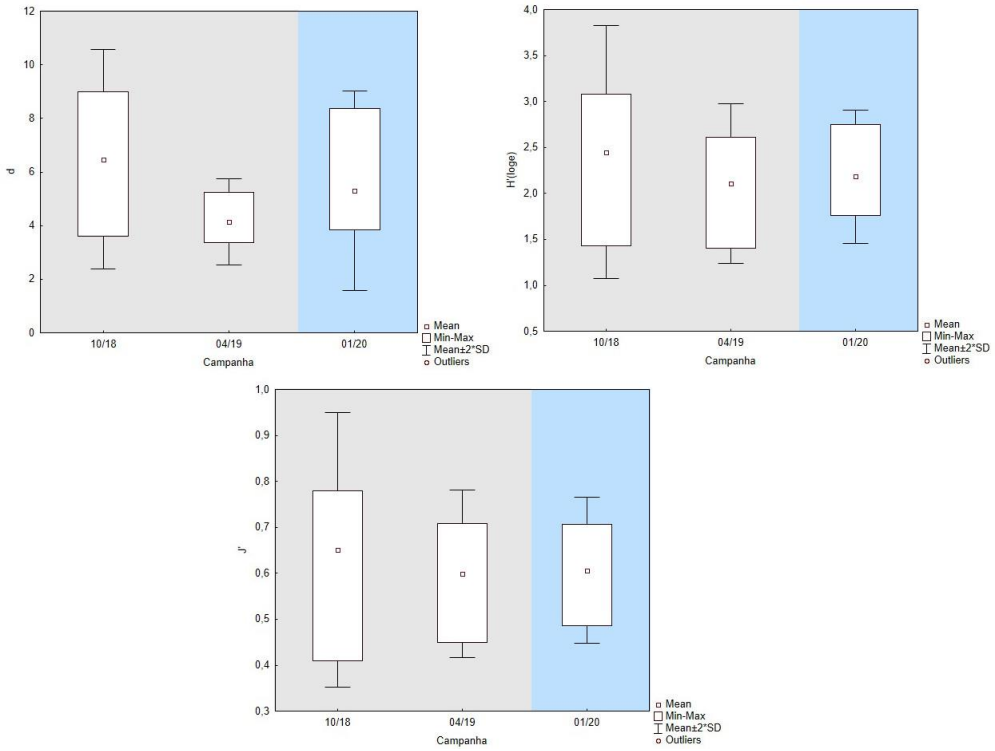


Tabela 60: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Abrolhos para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem.

Índices	Grau de Liberdade	MS	F	p
Abundância Total	2	7,539	3,548	0,051
d	2	0,044	3,476	0,053
J'	2	< 0,001	0,287	0,754
H'	2	0,003	0,574	0,573

Tabela 61: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Abrolhos para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$).

Campanhas	Índices			
	Abundância total	d	J'	H'
10/18 - 04/19	0,042	0,042	-	-
10/18 - 01/20	0,555	0,427	-	-
04/19 - 01/20	0,274	0,382	-	-

A composição da comunidade no setor Abrolhos obtida pela análise SIMPER revelou contribuição expressiva das espécies *Paracalanus* cf *parvus*, *Oithona nana* e da família Sagittidae durante todos os meses de monitoramento (Tabela 62). A espécie *Temora stylifera* também apresentou importância na estrutura da comunidade das campanhas de Outubro de 2018, no período de seca, e Janeiro de 2020, única campanha realizada durante o período de chuvas no setor. Esta última campanha também foi marcada pela presença do Tunicada *Oikopleura longicauda* como uma das espécies dominantes. O Copepoda *Calanopia americana* também foi destacado pela análise por sua importância na estruturação da comunidade na campanha de Abril de 2019.

A espécie indicadora *Paracalanus* cf *parvus* representou 50% da abundância relativa na campanha de Janeiro de 2020, no período de chuva, similarmente ao encontrado durante as outras campanhas realizadas no período anterior (55% em Outubro de 2018 e 35% em Abril de 2019). Apesar de os copepoditos da espécie apresentarem maior dominância durante todo o período, na campanha de Janeiro de 2020 ficou evidenciado o pico de contribuição dos indivíduos juvenis, que representaram 43% da abundância, enquanto os adultos dessa espécie representaram apenas 8%. A espécie *Temora turbinata* apresentou baixa contribuição nesse setor durante todo o período, com contribuição máxima de 2% em Outubro de 2018 e mínima de 0,4% na campanha de Janeiro de 2020. O Tunicata *Oikopleura longicauda*, durante o período de alta vazão, apresentou contribuição intermediária de 6% quando comparado às campanhas anteriores, que variaram entre 2% e 9% no Ano 01, durante o período de seca. O Cladocera *Penilia avirostris* não foi encontrado durante o período chuvoso nesse setor, permanecendo apenas com contribuição não representativa durante a campanha de Abril de 2019, no ponto ABR02.

Tabela 62: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Abrolhos em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

Taxa	Campanha		
	10/18	04/19	01/20
Paracalanus spp.	9,95	8,41	10,17
Paracalanus cf *parvus*	4,83	9,41	9,09
Temora stylifera	6	2,83	10,48
Oithona nana	5,73	5,15	4,76
Sagittidae	3,47	6,34	5,65
Oikopleura longicauda	3,98	3,94	6,81
Onychocorycaeus giesbrechti	4,97	3,3	4,37
Calanopia americana	-	7,66	4,74
Corycaeidae	3,32	3,5	4,85
Limacina spp.	4,84	2,39	1,67
Polychaeta	2,56	2,44	2,74
Bryozoa (larva)	3,61	-	2,67
Oikopleura spp.	1,97	2,48	1,59
Oithona spp.	-	1,04	4,6
Hydrozoa	-	2,01	3,39
Temora turbinata	1,09	2,78	1,03
Crustacea (nauplio)	2,46	1,92	-
Cirripedia	-	4,34	-
Oithona plumifera	1,89	-	2,3
Mysida	4,08	-	-
Alpheidae	3,95	-	-
Calanoida	-	1,36	2,12
Belzebub faxoni	1,07	2,39	-
Caridea	3,43	-	-
Brachyura	1,24	2,09	
Harpacticoida	1,67	-	1,24
Bivalvia (larva)	2,59	-	-
Luciferidae		2,58	
Centropages velificatus	1,15	-	1,23
Creseis spp.		2,11	
Ophiuroidea (ophiupluteus)	-	1,98	-
Processidae	-	1,76	-
Gastropoda	-	-	1,73
Euterpina acutifrons	1,67	-	-
Oithona oculata	-	1,67	-
Clausocalanus spp.	1,52	-	-
Isopoda	1,43	-	-
Oikopleura intermedia	-	-	1,32
Callianassidae	1,25	-	-

Taxa	Campanha		
	10/18	04/19	01/20
Labidocera acutifrons	1,22	-	-
Outros	13,06	14,12	11,45

A partir da análise PCO foi possível distinguir a comunidade zooplanctônica de acordo com as campanhas amostrais realizadas na região de Abrolhos (Outubro de 2018, Abril de 2019 e Janeiro de 2020; Figura 265). Os dois primeiros eixos da análise explicaram 41% da variação entre os dados. Não foram observadas diferenças significativas entre estratos superfície/fundo para este setor (PERMANOVA: $p > 0,05$; Tabela 63), tendo em vista que a maior parte das amostras foram coletadas na superfície devido as baixas profundidades na região. A campanha Abril de 2019 foi considerada significativamente diferente de Outubro de 2018 (PERMANOVA: $p < 0,05$), mas não variou em comparação à Janeiro de 2020 ($p > 0,05$;Tabela 63). As campanhas de Outubro de 2018 e Janeiro de 2020 apresentaram diferenças marginalmente significativas (PERMANOVA: $p < 0,08$; Tabela 63).

Figura 265: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor Abrolhos de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (superfície/fundo).

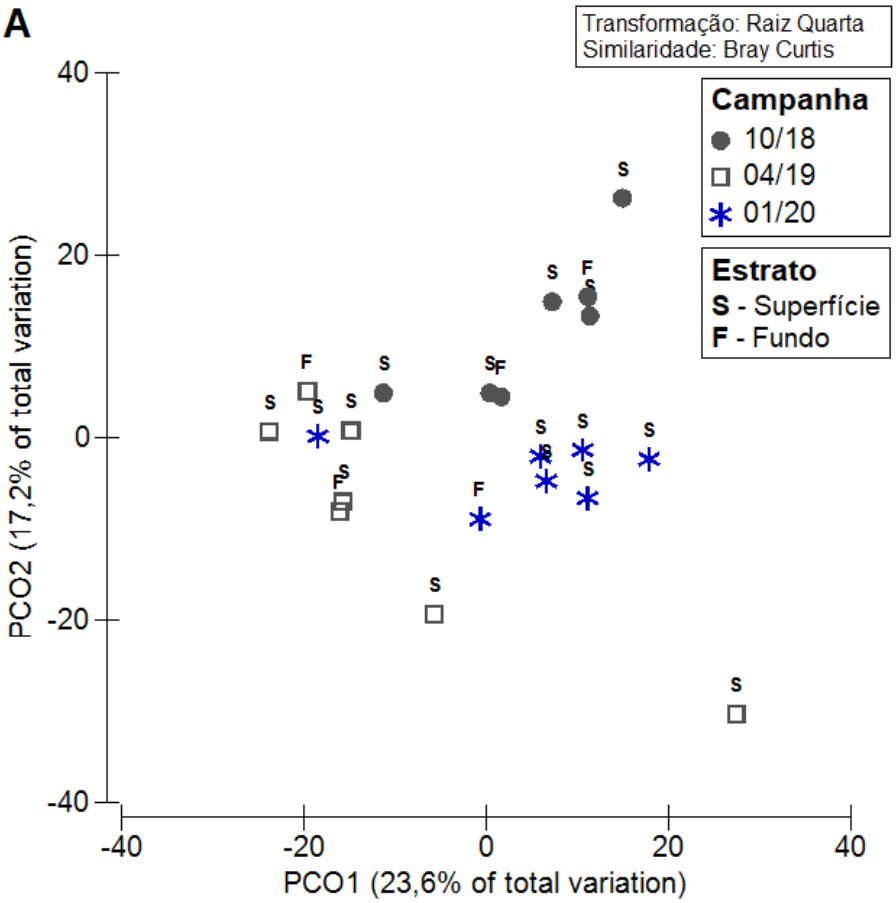


Tabela 63: (A) Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). (B) Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

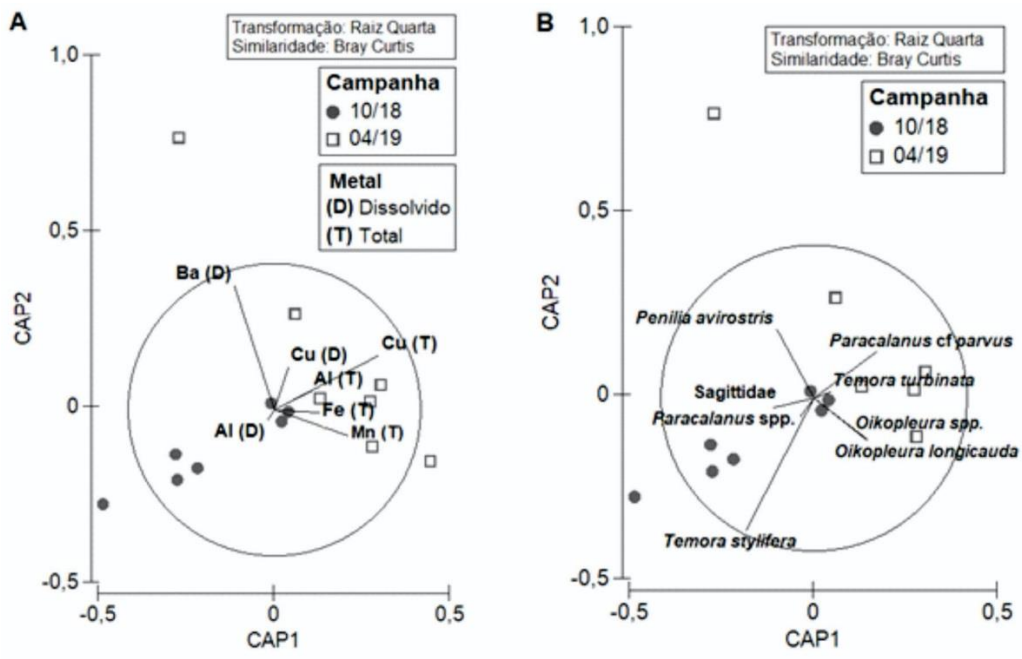
ABROLHOS		**PERMANOVA**			**PERMDISP**	
A	**N**	**pseudo-*F***	***p*-valor**	**N**	**F**	***p*-valor**
Campanha	9925	1,843	0,0326*	9999	1,412	0,4149
Estrato	9942	0,705	0,6705	9999	1,587	0,3185
Campanha*Estrato	9916	0,536	0,9093			
B	**N**	**t**	***p*-valor**	**N**	**t**	***p*-valor**
10/18 - 04/19	9859	1,50	0,0205*	9999	1,07	0,4258
10/18 - 01/20	9838	1,38	0,0659	9999	0,67	0,5931
04/19 - 01/20	9842	1,09	0,3180	9999	1,43	0,2614

Dados de concentração de metais obtidos nas campanhas Outubro de 2018 e Abril de 2019 apresentaram correlação significativa com as assembleias zooplanctônicas identificadas pela análise (CAP, $p < 0,01$; Tabela 64, Figura 266A). Os metais analisados foram predominantemente associados a comunidade de Abril de 2019, com destaque para as correlações de Bário dissolvido (CAP2, $r = 0,85$), Cobre total (CAP1, $r = 0,71$) e Manganês total (CAP1, $r = 0,50$).

Tabela 64: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para totais de Vanádio, Bário e dissolvidos de Vanádio, Alumínio e Manganês.

Total	**CAP1**	**CAP2**	**CAP3**	**Dissolvido**	**CAP1**	**CAP2**	**CAP3**
V				V			
Cu	0,71	0,37	0,22	Cu	0,10	0,29	-0,66
Ba				Ba	-0,28	0,85	0,01
Fe	0,31	-0,02	-0,28	Fe	-0,04	-0,07	-0,60
Al	0,25	0,13	0,23	Al			
Mn	0,50	-0,18	-0,17	Mn			

Figura 266: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Norte com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais.



Com relação a caracterização taxonômica (Figura 266B), as maiores correlações foram observadas para: *Temora stylifera* (CAP2, ρ = -0,86), associada a pontos amostrais de Outubro de 2018; Penilia avirostris (CAP2, ρ = 0,45), *Paracalanus* cf *parvus* (CAP1, ρ = 0,41) e tunicados *Oikopleura* spp. e *Oikopleura longicauda* (CAP1, ρ = 0,35), com maior importância relativa em Abril de 2019 (Tabela 65)

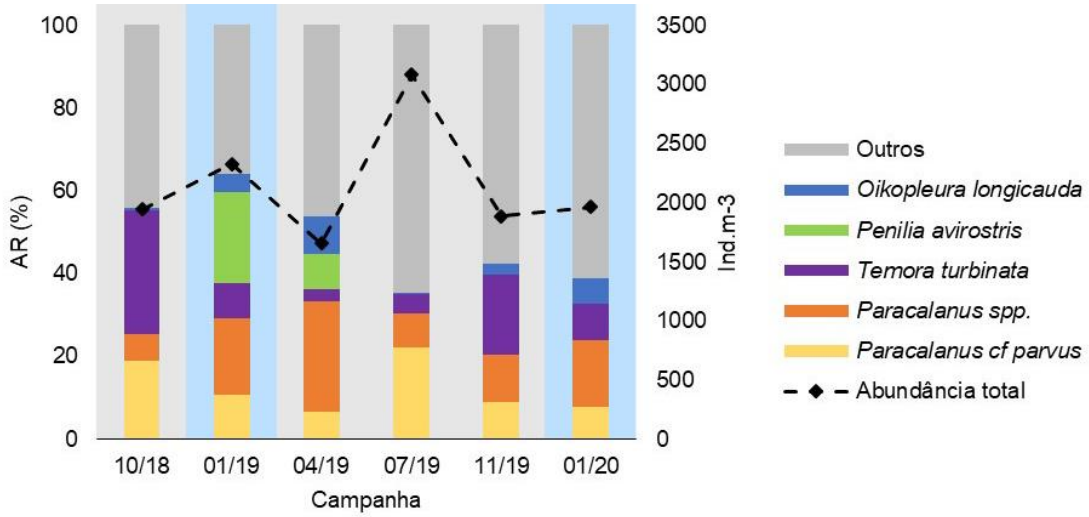
Tabela 65: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica.

	Spearman rank (ρ)		
	CAP1	**CAP2**	**CAP3**
Paracalanus spp.	-0,09	-0,12	0,72
Penilia avirostris	-0,24	0,45	0,31
Paracalanus cf *parvus*	0,41	0,30	0,50
Temora turbinata	0,11	0,04	-0,65
Oikopleura spp.	0,35	-0,27	-0,02
Temora stylifera	-0,44	-0,86	-0,17
Oikopleura longicauda	0,35	-0,28	0,05
Sagittidae	-0,27	-0,06	-0,38

1.1.5.2.2.2 Setor Norte

A abundância total de organismos no setor Norte para as campanhas realizadas no período de alta vazão, no Ano 02, apresentou valores similares aos encontrados durante o período de seca do Ano 01, com valores próximos a 2000 ind.m^{-3} para as campanhas de Novembro de 2019 e Janeiro de 2020 (Figura 267). Apesar do pico de abundância encontrado na campanha de Julho de 2019, com 3080 ind.m^{-3}, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre as campanhas durante o período de monitoramento (ANOVA, p = 0,60) (Tabela 66).

Figura 267: Abundância total (ind.m^{-3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Norte, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.



A riqueza de Margalef (d), a diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade de Pielou (J') não apresentaram diferenças significativas na comparação temporal entre as campanhas, com média de 5,28, 2,45 e 0,67, para d, H e J', respectivamente, para o setor (Tabela 66 e Tabela 67; Figura 268).

Tabela 66: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Norte para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem.

Índices	Grau de Liberdade	MS	F	p
Abundância Total	5	1,707	0,726	0,607
d	5	0,024	2,799	0,025*
J'	5	0,001	1,316	0,27
H'	5	0,002	1,212	0,315

Figura 268: : Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Norte, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.

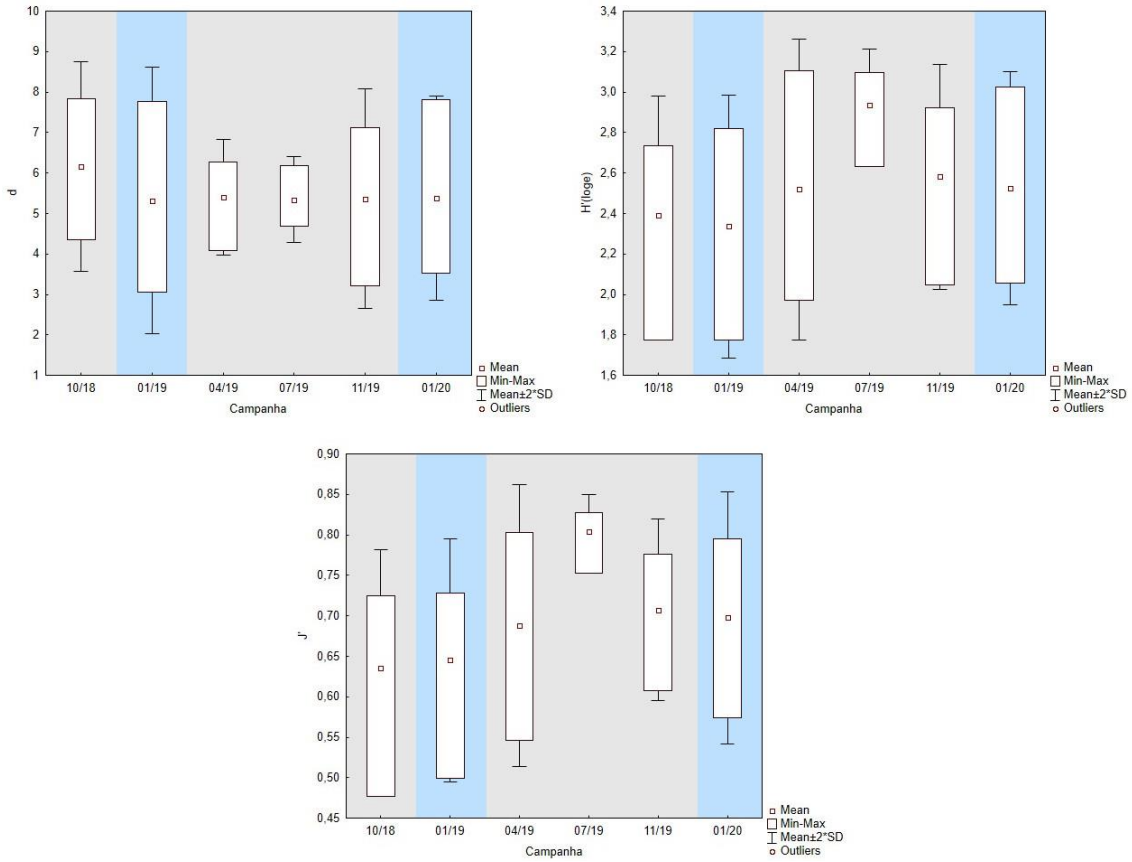


Tabela 67: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Norte para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$).

Campanhas	Índices			
	Abundância Total	d	J'	H'
10/18 - 01/19	-	0,687	-	-
10/18 - 04/19	-	0,883	-	-
10/18 - 07/19	-	0,008	-	-
10/18 - 11/19	-	0,716	-	-
10/18 - 01/20	-	0,756	-	-
01/19 - 04/19	-	0,999	-	-
01/19 - 07/19	-	0,280	-	-
01/19 - 11/19	-	1,000	-	-
01/19 - 01/20	-	1,000	-	-
04/19 - 07/19	-	0,135	-	-
04/19 - 11/19	-	1,000	-	-
04/19 - 01/20	-	1,000	-	-

Campanhas	Índices			
	Abundância Total	d	J'	H'
07/19 - 11/19	-	0,139	-	-
07/19 - 01/20	-	0,120	-	-
11/19 - 01/20	-	1,000	-	-

A composição da comunidade obtida pela análise SIMPER apontou algumas variações estruturais entre as campanhas, permanecendo o copepoda *Paracalanus* cf *parvus* como a espécie dominante em todo o período amostral (Figura 267,Tabela 68). A família Sagittidae e a espécie *Temora stylifera* também apresentaram contribuição expressiva durante todas as campanhas. A campanha do mês de Julho de 2019, durante a vazão baixa, foi a que mostrou a maior dissimilaridade quando comparada às demais campanhas, em função do aumento de representatividade de larvas do filo Bryozoa e dos copepodas *Temora turbinata* e *Centropages velificatus,* que foram menos importantes na estrutura da comunidade encontrada nos outros meses. Nas campanhas do período chuvoso, também pode ser observado aumento da contribuição do Tunicada *Oikopleura longicauda,* que chegou ao pico de representatividade na campanha de Janeiro de 2020 (Figura 267).

A espécie indicadora *Paracalanus* cf *parvus*, teve seus picos de abundância durante as campanhas de Abril de 2019, no período de seca, e Janeiro de 2020, no período de chuvas, onde representou cerca de 34% da abundância relativa em ambas as campanhas (Figura 267). Nesses mesmos meses também foi observada uma dominância dos copepoditos dessa espécie em relação à abundância dos indivíduos adultos. Já nas campanhas de Outubro de 2018 e Julho de 2019, ambas no período de seca, houve maior contribuição dos adultos da espécie, que representaram entre 16% e 18% da abundância relativa nesses meses (Figura 267).

Tabela 68: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Norte em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

Taxa	Campanha					
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20
Paracalanus cf *parvus*	6,48	9,09	6,44	7,14	8,14	7,58
Paracalanus spp.	5,25	9,82	8,23	5,61	6,23	9,08
Sagittidae	6,18	5,61	4,47	5,33	7,64	5,97
Temora stylifera	6,19	8,36	4,27	-	4,22	6,35
Onychocorycaeus giesbrechti	5,64	5,13	3,95	4,22	5,37	4,77
Corycaeidae	2,32	2,37	5,50	4,73	6,52	4,15
Oikopleura longicauda	2,58	5,52	5,34	-	3,37	6,81
Temora turbinata	3,75	4,92	1,90	5,93	3,81	2,17
Calanopia americana	2,63	1,21	2,47	5,22	4,37	5,15
Bryozoa (larva)	1,89	2,93	2,09	7,51	2,98	2,95
Limacina spp.	2,79	5,29	4,36	1,56	1,54	2,73

Taxa	Campanha					
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20
Bivalvia (larva)	2,40	2,03	4,26	3,19	2,76	1,09
Crustacea (nauplio)	2,38	1,51	2,83	3,76	2,97	1,60
Oithona nana	2,76	1,77	3,90	4,41	-	2,13
Ophiuroidea (ophiupluteus)	1,21	-	4,44	4,07	1,71	3,29
Centropages velificatus	2,40	1,61	1,31	5,37	1,48	1,51
Paracalanus aculeatus	1,15	-	3,60	3,12	3,04	1,86
Euterpina acutifrons	1,37	2,06	1,49	2,91	1,97	1,65
Ditrichocorycaeus amazonicus	2,13	1,39	2,02	1,56	2,88	1,33
Oithona plumifera	1,73	2,33	-	-	2,33	3,19
Calanoida	-	1,12	-	4,15	2,16	1,85
Hydrozoa	2,45	-	2,77	-	-	3,00
Creseis spp.	2,77	2,18	1,61	-	1,24	-
Oikopleura spp.	2,53	1,41	2,29	-	1,46	-
Polychaeta	1,58	-	1,74	-	2,27	1,86
Siphonophorae	1,10	-	1,87	2,37	1,33	-
Oithona spp.	-	-	-	2,14	2,51	1,77
Subeucalanus pileatus	-	-	-	4,05	1,18	-
Luciferidae	2,51	-	-	2,09	-	-
Penilia avirostris	-	2,26	2,07	-	-	-
Clausocalanus spp,	-	2,59	-	-	-	1,46
Clausocalanus furcatus	1,93	1,90	-	-	-	-
Mysida	1,97	1,45	-	-	-	-
Brachyura	2,89	-	-	-	-	-
Caridea	2,85	-	-	-	-	-
Penaeidae	1,23	-	1,12	-	-	-
Acartia spp.	-	-	-	-	-	1,75
Gastropoda	-	-	-	-	1,63	-
Pandalidae	-	-	1,33	-	-	-
Outros	12,96	14,14	12,33	9,56	12,89	12,95

O copepoda *Temora turbinata* apresentou as maiores abundâncias relativas nas campanhas de Outubro de 2018 e Novembro de 2019, ambas no período de baixa vazão, onde compreenderam aproximadamente 12% dos indivíduos identificados em ambas campanhas. Nas demais campanhas, a abundância relativa dessa espécie variou entre 3% e 6% (Figura 267).

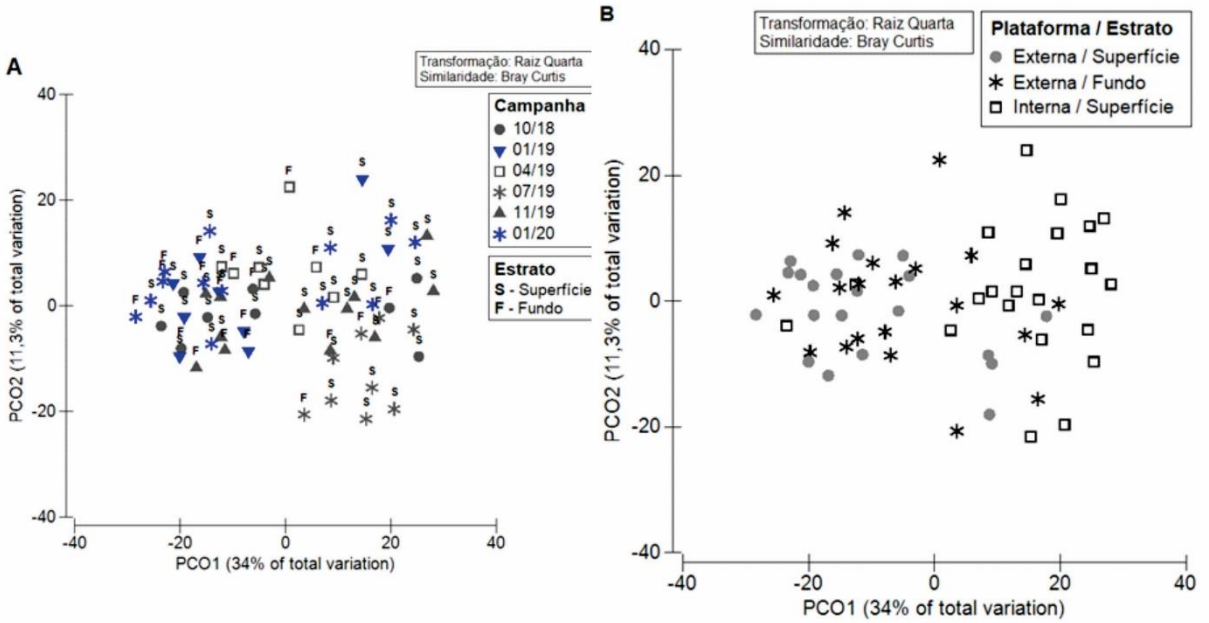
O cladocera *Penilia avirostris* não foi encontrado durante as campanhas do Ano 02 do monitoramento, após ter apresentado abundância relativa de aproximadamente 8% e 10% nas campanhas de Janeiro e Abril de 2019, respectivamente (Figura 267).

A espécie de Tunicata *Oikopleura longicauda* apresentou flutuações populacionais durante todo o período de monitoramento, com o mínimo da abundância relativa de 0,3% registrada na campanha de

Julho de 2019, durante a seca, e máximo de 9% na campanha de Janeiro de 2020, após o início do período chuvoso (Figura 267).

A comunidade zooplanctônica do setor Norte não apresentou distinção evidente entre períodos amostrais na análise de ordenação, com destaque apenas para o agrupamento referente a campanha de Julho de 2019 (PCO, Figura 269A). Os pontos amostrais foram majoritariamente ordenados de acordo com a proximidade da costa (plataforma interna e externa) sendo possível identificar dois agrupamentos principais separados pelo primeiro eixo da análise (PCO1, 34%). O primeiro é predominantemente composto pelos pontos amostrados em profundidades maiores que 20 m (plataforma externa), ao passo que o segundo grupo, com maior variabilidade, é principalmente composto pelos pontos próximos a costa (plataforma interna; Figura 269B).

Figura 269: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor Norte de acordo com **(A)** campanhas amostrais e **(B)** distância da costa (plataforma interna e externa).



A análise de variância (PERMANOVA) encontrou diferenças significativas entre campanhas amostrais ($p < 0,05$) e marginalmente significativas entre estrato da coluna d'água (superfície/fundo; $p < 0,08$; Tabela 69 A). Os resultados indicam que os pontos não foram afetados significativamente por efeito de dispersão (PERMDISP, $p > 0,05$; Tabela 69A). As comunidades amostradas em Janeiro de 2019 e Julho de 2019 apresentaram diferenças significativas em comparação a todas as campanhas ($p < 0,05$; Tabela 69B). As maiores diferenças foram observadas entre Julho de 2019 (estação seca) e as campanhas Janeiro de 2019, Abril de 2019 e Janeiro de 2020 ($p < 0,001$).

Tabela 69: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

NORTE	**PERMANOVA**			**PERMDISP**		
A	**N**	**pseudo-*F***	***p*-valor**	**N**	**F**	***p*-valor**
Campanha	9895	3,13	0,0001*	9999	1,66	0,2654
Estrato	9930	1,88	0,0741	9999	0,49	0,1790
Campanha*Estrato	9884	1,06	0,3752			
B	**N**	**t**	***p*-valor**	**N**	**t**	***p*-valor**
10/18 - 01/19	9950	1,42	0,0810	9999	0,26	0,8288
10/18 - 04/19	9937	1,48	0,0537	9999	1,29	0,2498
10/18 - 07/19	9935	2,03	0,0045*	9999	1,94	0,1289
10/18 - 11/19	9945	1,12	0,2469	9999	0,00	0,9977
10/18 - 01/20	9930	1,45	0,0720	9999	0,48	0,6719
01/19 - 04/19	9956	1,66	0,0221*	9999	0,95	0,4029
01/19 - 07/19	9927	2,61	0,0001*	9999	1,50	0,2548
01/19 - 11/19	9933	1,68	0,0122*	9999	0,31	0,7750
01/19 - 01/20	9927	1,58	0,0259*	9999	0,77	0,5179
04/19 - 07/19	9948	2,28	0,0002*	9999	0,44	0,6867
04/19 - 11/19	9939	1,40	0,0555	9999	1,50	0,1817
04/19 - 01/20	9931	1,45	0,0505	9999	1,96	0,0832
07/19 - 11/19	9928	1,84	0,0020*	9999	2,23	0,0599
07/19 - 01/20	9929	2,74	0,0001*	9999	2,72	0,0283*
11/19 - 01/20	9923	1,53	0,0342*	9999	0,56	0,5908

De acordo com a análise canônica (CAP), os valores de concentração de metais apresentaram correlações significativas com os agrupamentos observados para a comunidade zooplanctônica do setor Norte ($p < 0,001$; Figura 270A, Tabela 70). No geral, as maiores concentrações foram associadas as campanhas de Janeiro e Abril de 2019, com destaque para valores dissolvidos de Ferro (CAP1, r =

0,62) e Vanádio (CAP2, *r* = 0,56), e totais de Alumínio (CAP2, *r* = -0,57), Ferro (CAP1, *r* = 0,45) e Bário (CAP1, *r* = -0,40).

Tabela 70: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para Alumínio dissolvido, Vanádio e Cobre totais.

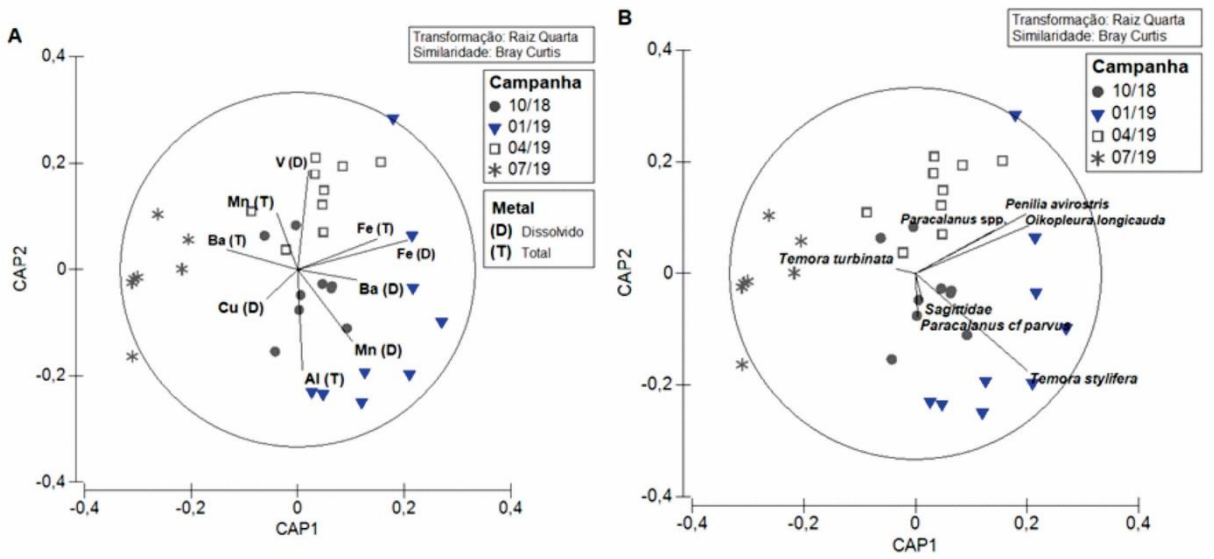
Total	CAP1	CAP2	CAP3	Dissolvido	CAP1	CAP2	CAP3
V				V	0,06	0,56	0,10
Cu				Cu	-0,17	-0,16	-0,15
Ba	-0,40	0,11	0,01	Ba	0,33	-0,06	-0,83
Fe	0,45	0,17	-0,17	Fe	0,62	0,17	0,45
Al	0,03	-0,57	0,18	Al			
Mn	-0,12	0,32	-0,15	Mn	0,31	-0,41	0,06

As espécies/grupos indicadores de variação ambiental apresentaram altas correlações (Spearman rank) com os eixos da CAP, indicando quais taxa mais contribuíram para diferenciação entre as campanhas e suas relações com os parâmetros ambientais (Figura 270B, Tabela 71). A campanha Janeiro de 2019 foi particularmente caracterizada pelo Copepoda *Temora stylifera* (CAP1, ρ = 0,60), ao passo que Abril de 2019 apresentou abundâncias relativamente maiores de *Oikopleura longicauda* (CAP1, ρ = 0,62), *Penilia avirostris* (CAP1, ρ = 0,60) e *Paracalanus* spp. (CAP1, ρ = 0,43). Os copépodes *Temora turbinata* e *Paracalanus* cf *parvus* e a família Sagittidae apresentaram baixas correlações com os eixos da análise.

Tabela 71: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica.

	Spearman rank (ρ)		
	CAP1	CAP2	CAP3
Paracalanus spp.	0,43	0,23	0,11
Penilia avirostris	0,60	0,32	0,04
Paracalanus cf *parvus*	0,01	-0,23	0,01
Temora turbinata	-0,10	0,02	-0,32
Oikopleura spp.	0,57	0,28	0,04
Temora stylifera	0,60	-0,52	0,27
Oikopleura longicauda	0,62	0,26	0,05
Sagittidae	0,04	-0,15	-0,01

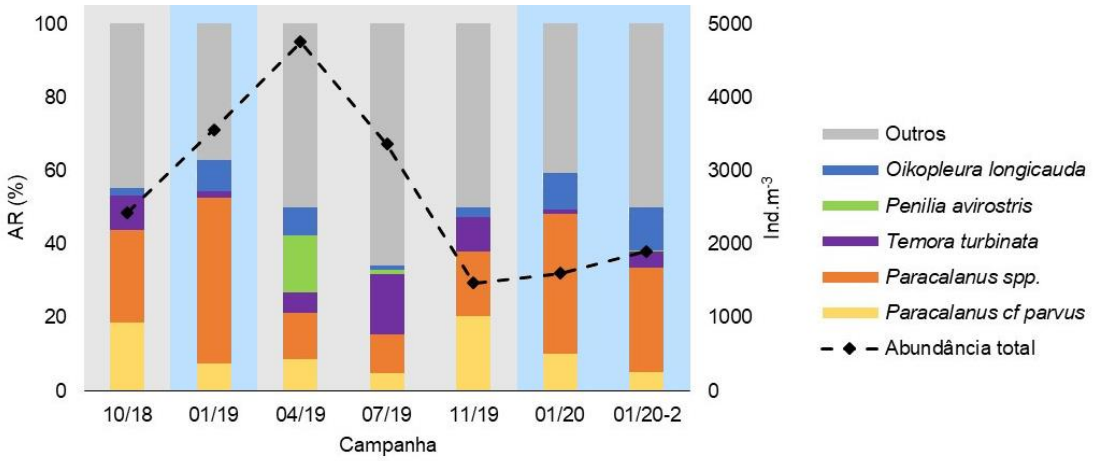
Figura 270: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Norte com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais.



1.1.5.2.2.3 Setor Foz

A abundância total do zooplâncton no setor Foz apresentou menores valores médios por campanha durante o ano de 2020 quando comparados aos resultados de 2019 (Figura 271). O pico de abundância do Ano 02 ocorreu durante a campanha emergencial de Janeiro de 2020, no período de alta vazão do Rio, com média de 1905 ind.m^{-3}, contrastando com os valores do período de seca do Ano 01 que chegaram à média de 4759 ind.m^{-3}, na campanha de Abril de 2019 (Figura 271). A campanha de Novembro de 2019 foi a única campanha compreendida no período de seca a apresentar valores baixos de abundância zooplânctonica, com valores significativamente iguais às campanhas do período de alta vazão (Figura 271).

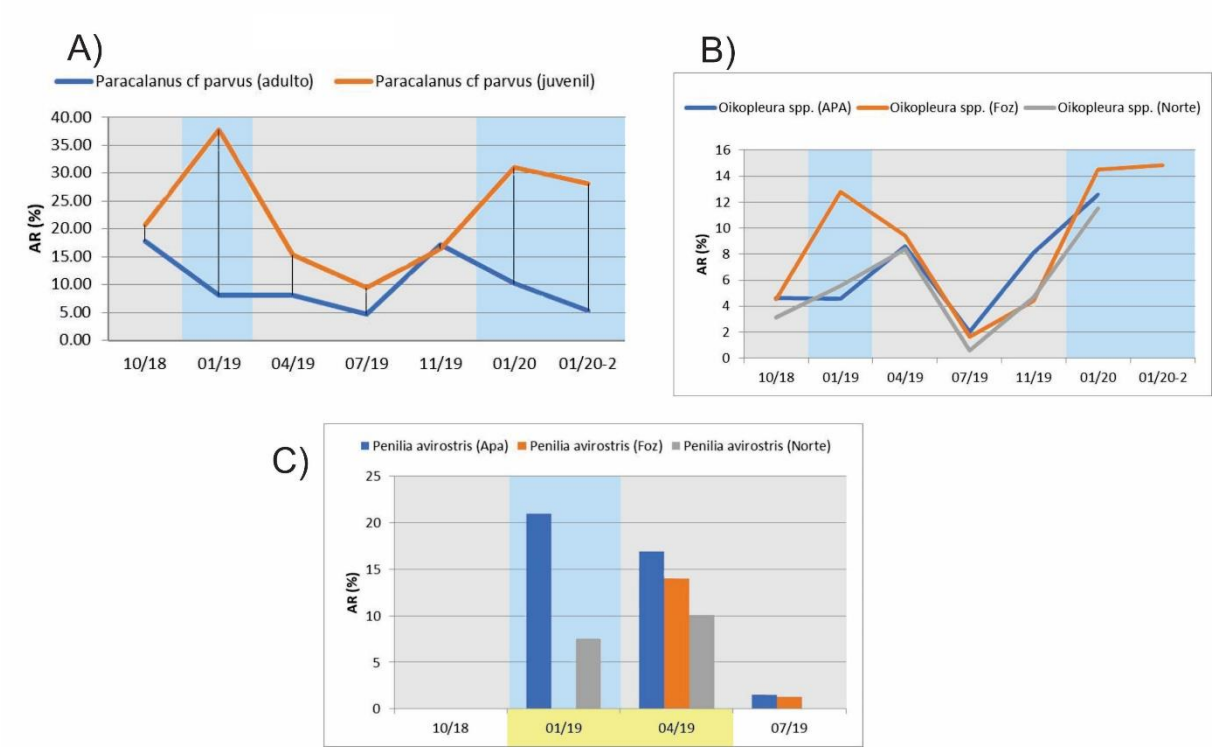
Figura 271: Abundância total (ind.m-3) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor Foz, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19, 01/20 e 01/20-2. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.



A análise das espécies bioindicadoras no Setor Foz apresentou algumas tendências já observadas durante o monitoramento de 2019 (Figura 271). A espécie de Copepoda *Paracalanus cf parvus* permaneceu como a mais abundante durante todo o período amostral, chegando a representar 41,3% e 33,4% da abundância relativa durante as campanhas em Janeiro de 2020 e emergencial de Janeiro de 2020, respectivamente (Figura 271). A espécie também apresentou algumas variações entre a proporção de indivíduos adultos e copepoditos de acordo com os períodos de seca e chuva, onde os meses chuvosos demonstram favorecer a dominância dos indivíduos juvenis da espécie (Figura 272A). O Tunicata *Oikopleura longicauda* também demonstrou aumento na contribuição no período chuvoso no Ano 02, saindo de 1,3% de representatividade na campanha de Julho de 2019 para o pico de 10,9% na campanha emergencial de Janeiro de 2020 (Figura 272B, Figura 271).

Em contrapartida, a espécie *Temora turbinata* sofreu uma redução na contribuição da abundância relativa nas campanhas do período chuvoso (Figura 271), com queda de 13,3% na campanha de Julho de 2019, no período de seca, para 3,5% na campanha emergencial de Janeiro de 2020. O Cladocera *Penilia avirostris*, que chegou a contribuir 14% na abundância relativa da campanha de Abril de 2019 (Figura 271) mostrou-se ausente das campanhas realizadas nos períodos chuvosos e de maior vazão do Rio Doce no Setor Foz, incluindo a campanha de Janeiro de 2019 (Figura 272C).

Figura 272: Abundância relativa (%) das espécies indicadoras. A) *Paracalanus cf parvus* - Setor Foz; B) *Oikopleura* spp. - Setores APA, Foz e Norte e C) *Penilia avirostris* – Setores APA, Foz e Norte..



A riqueza de Margalef (d), a diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade de Pielou (J') apresentaram valores similares para todo o período de monitoramento (Figura 273) com exceção da campanha de Janeiro de 2019, no período de chuvas, que permaneceu com valores significativamente menores para todos os índices (média de 3,67, 1,97 e 0,58 para d, H e J', respectivamente; Tabela 72 e Tabela 73).

Figura 273: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor Foz, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19, 01/20 e 01/20-2. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.

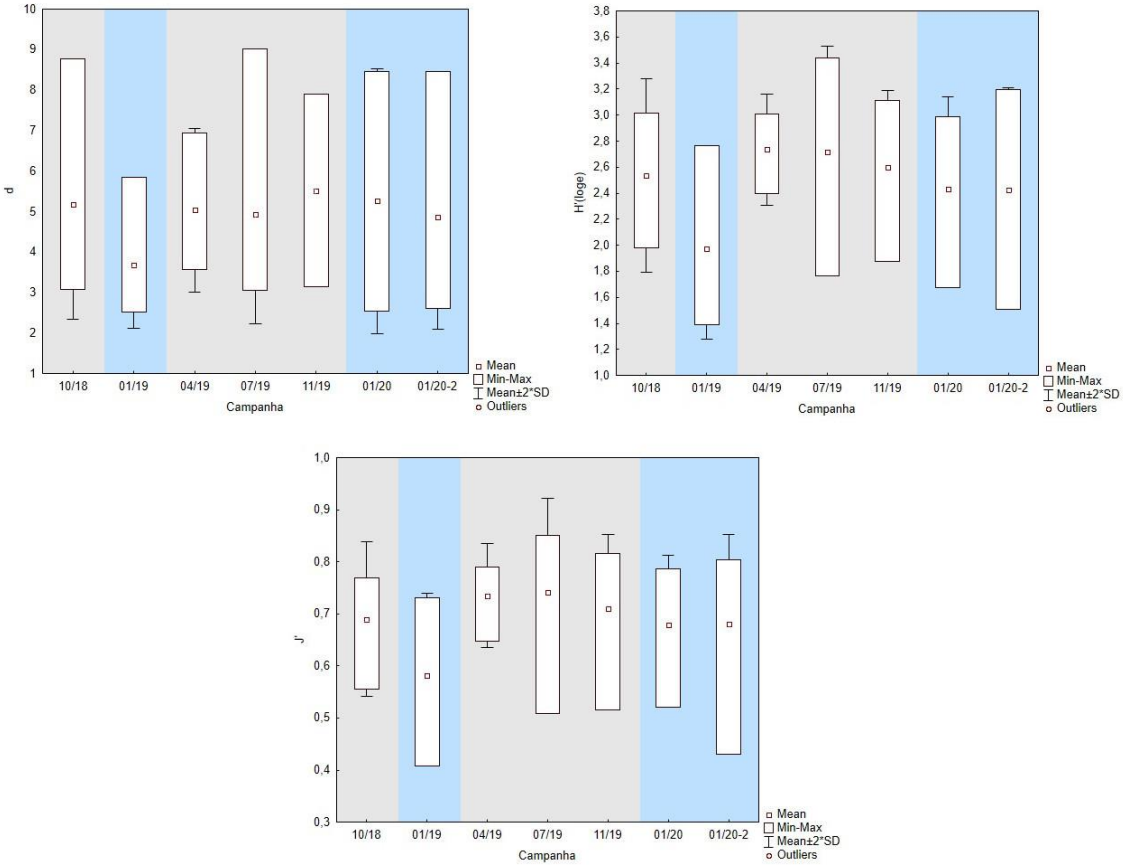


Tabela 72: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor Foz para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem.

Índices	Grau de Liberdade	MS	F	*p*
Abundância Total	6	14,42	8,374	,000*
d	6	0,049	5,68	,000*
J'	6	0,007	10,7	,000*
H'	6	0,026	12,43	,000*

Tabela 73: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor Foz para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$).

Campanhas	Índices			
	Abundância Total	d	J’	H’
10/18 - 01/19	0,704	0,001	0,000	0,000
10/18 - 04/19	0,098	1,000	0,491	0,508
10/18 - 07/19	0,988	0,997	0,394	0,696
10/18 - 11/19	0,217	0,936	0,977	0,994
10/18 - 01/20	0,171	1,000	0,999	0,962
10/18 - 01/20E	0,794	0,975	0,999	0,927
01/19 - 04/19	0,917	0,002	0,000	0,000
01/19 - 07/19	0,985	0,007	0,000	0,000
01/19 - 11/19	0,001	0,000	0,000	0,000
01/19 - 01/20	0,001	0,000	0,000	0,000
01/19 - 01/20E	0,034	0,008	0,000	0,000
04/19 - 07/19	0,457	1,000	1,000	1,000
04/19 - 11/19	0,000	0,851	0,921	0,857
04/19 - 01/20	0,000	1,000	0,179	0,052
04/19 - 01/20E	0,000	0,995	0,184	0,034
07/19 - 11/19	0,026	0,617	0,861	0,956
07/19 - 01/20	0,018	0,993	0,124	0,115
07/19 - 01/20E	0,280	1,000	0,128	0,080
11/19 - 01/20	1,000	0,935	0,795	0,578
11/19 - 01/20E	0,953	0,357	0,801	0,474
01/20 - 01/20E	0,921	0,950	1,000	1,000

A composição da comunidade obtida pela análise SIMPER (Tabela 74) apontou para a dominância da espécie Paracalanus cf parvus durante a maior parte das campanhas do monitoramento, com exceção apenas da campanha de Julho de 2019, durante o período de seca, que teve maior contribuição do Copepoda Temora turbinata (Figura 271). A espécie Temora stylifera e indivíduos da família Sagitiidae também apresentaram contribuição expressiva durante todo o período de amostragem. A campanha de Abril de 2019, durante o período de seca, foi marcada pela presença do Cladocera Penilia avirostris como a segunda espécie de maior importância na estrutura da comunidade. A espécie de Tunicata Oikopleura longicauda, por sua vez, teve destaque na composição zooplanctônica durante as campanhas do período chuvoso, principalmente nas duas campanhas realizadas em Janeiro de 2020.

Tabela 74: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor Foz em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

Taxa	Campanha						
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20	01/20 - 2
Paracalanus spp.	5,91	12,26	6,42	5,74	6,65	9,88	9,56
Paracalanus cf *parvus*	6,62	8,01	5,79	4,58	7,39	7,4	5,88
Sagittidae	4,85	7,51	4,61	4,7	5,95	5,41	6,44
Temora stylifera	4,56	9,31	5,17	2,54	4,52	5,97	3,22
Oikopleura longicauda	2,72	9	4,82	2,08	3,11	6,63	6,59
Temora turbinata	5,7	1,6	4,54	6,09	4,91	1,71	5,09
Corycaeidae	4,12	3,33	3,07	4,31	4,48	2,99	2,48
Onychocorycaeus giesbrechti	3,78	4,89	4,01	2,48	4,3	1,44	3,5
Bryozoa (larva)	3	3,42	2,86	3,25	2,5	4,15	4,85
Calanopia americana	2,93	4,08	2,8	1,52	3,29	1,77	3,85
Ophiuroidea (ophiupluteus)	3,02	1,24	2,93	1,2	4,35	1,99	5,35
Limacina spp.	2,31	3,34	4,35	1,62	-	4,41	3,06
Crustacea (nauplio)	3,34	-	1,33	4,96	3,15	3,57	2,51
Bivalvia (larva)	3,71	2,71	-	3,06	2,5	1,97	3,27
Polychaeta	3,51	1,21	1,41	1,42	4,18	3	2,43
Oithona spp.	1,75	-	2,31	3,64	1,89	4,38	2,27
Ditrichocorycaeus amazonicus	3,58	-	2,4	3,11	2,51	1,72	2,39
Oithona nana	2,35	-	1,52	2,59	1,37	3,88	2,32
Siphonophorae	2,71	1,48	2,55	3	2,68	-	1,51
Centropages velificatus	2,33	1,93	2,27	2,79		1,59	2,51
Oikopleura spp.	3,6	3,75	2,09		1,57	1,71	
Oithona plumifera	1,12	2,24	1,96	3,07	1,04	1,41	1,72
Hydrozoa	1,6	1,68	2		1,99	3,37	1,43
Paracalanus aculeatus		1,5	2,77	1,3	2,64	1,19	
Euterpina acutifrons	2,51	-	-	3,55	1,29	-	1,79
Clausocalanus spp.	1,08	1,45	2,53	1,01	-	1,47	1,42
Subeucalanus pileatus	2,1	-	-	4,71	1,52	-	-
Penilia avirostris	-	-	6,23	1,64	-	-	-
Clausocalanus furcatus	1,24	2,58	1,54	-	-	-	-
Calanoida	1,88	-	-	-	2,78	-	-
Parvocalanus spp.	-	-	-	3,15	-	-	1,44
Spionidae	-	-	-	-	-	2,56	2,01
Luciferidae	1,43	-	-	2,06	-	-	-
Creseis spp.	1,4	-	1,46	-	-	-	-
Calanoides carinatus	-	-	-	2,5	-	-	-
Oithona hebes	-	-	-	1,54	-	-	-
Doliolidae	-	-	1,39	-	-	-	-
Gastropoda	-	1,26	-	-	-	-	-
Belzebub faxoni	-	-	-	1,24	-	-	-

Taxa	Campanha						
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20	01/20 - 2
Outros	9,24	10,22	12,87	9,55	17,44	14,43	11,11

A análise de ordenação (PCO) dos pontos internos da Foz (até isóbata de ~20m) demonstra que, apesar da elevada sobreposição de pontos, é possível distinguir agrupamentos referentes as campanhas amostrais (Figura 274A). Os dois primeiros eixos da análise explicaram 41,4% da variação total entre dados, sendo que valores de abundância representam grande parte da variação, principalmente ao longo do primeiro eixo (PCO1, 25,3%; Figura 274B).

De acordo com a análise de variância, a comunidade apresentou diferenças significativas entre campanhas amostrais (PERMANOVA: $p < 0,05$; Tabela 75A), mas não foi possível identificar diferenças entre os estratos superfície/fundo ($p < 0,05$). Efeitos de dispersão entre os pontos não foram considerados estatisticamente significativos (PERMDISP: $p > 0,05$; Tabela 75B), indicando que as diferenças entre campanhas foram recorrentes das variações de abundância e composição entre os períodos amostrais. Testes realizados a posteriori demonstraram diferenças significativas para todas as combinações par-a-par, com exceção das duas campanhas realizadas em Janeiro de 2020 (PERMANOVA: $p > 0,05$). Por outro lado, a comunidade amostrada em Outubro de 2018 apresentou elevada variabilidade interna, com efeitos significativos de dispersão entre os pontos nas comparações com as campanhas de Janeiro de 2019, Novembro de 2019 e Emergencial de Janeiro de 2020 (PERMDISP: $p < 0,05$; Tabela 75B).

Figura 274: **(A)** Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica dos pontos internos do setor Foz de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água. **(B)** Sobreposição da abundância zooplanctônca total (ind./m³) de cada ponto amostral na ordenação da PCO.

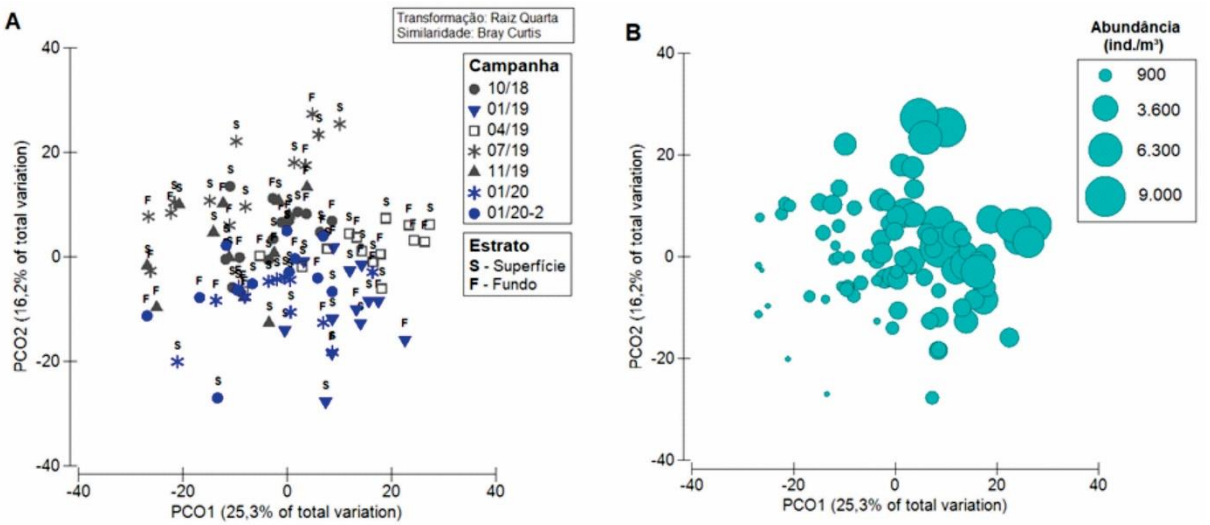


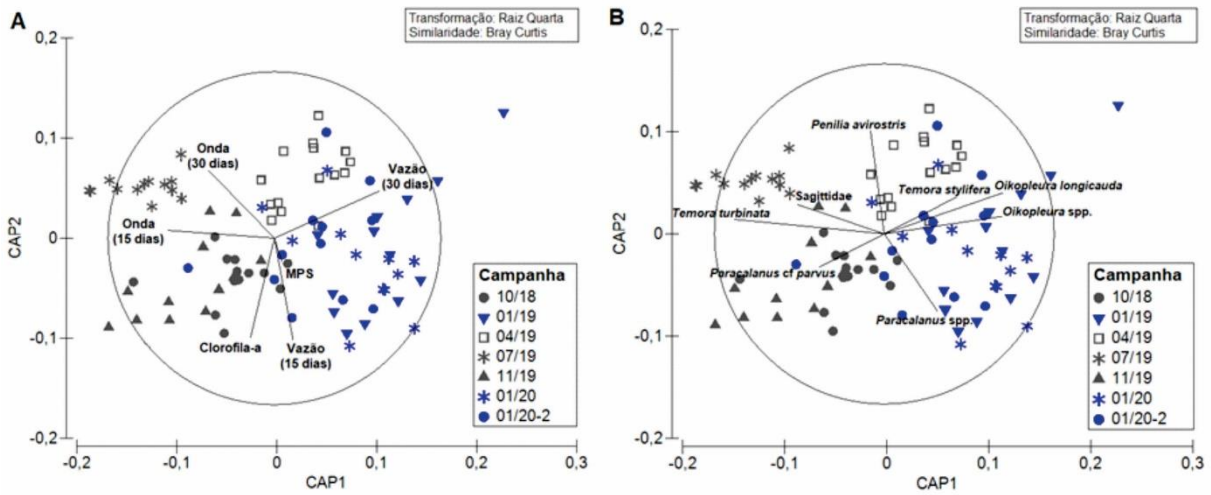
Tabela 75: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

FOZ		**PERMANOVA**			**PERMDISP**	
(A)	**N**	**pseudo-*F***	***p*-valor**	**N**	**F**	***p*-valor**
Campanha	9841	6,95	0,0001*	9999	2,06	0,1048
Estrato	9935	1,17	0,2980	9999	0,15	0,7117
Campanha*Estrato	9873	0,53	0,9981			
(B)	N	t	*p*-valor	N	t	*p*-valor
10/18 - 01/19	9941	2,81	0,0001*	9999	2,93	0,0076*
10/18 - 04/19	9932	3,02	0,0001*	9999	1,98	0,0776
10/18 - 07/19	9939	2,49	0,0001*	9999	1,78	0,1017
10/18 - 11/19	9931	1,67	0,0083*	9999	3,16	0,0081*
10/18 - 01/20	9936	2,32	0,0001*	9999	1,70	0,1340
10/18 - 01/20-2	9928	1,98	0,0003*	9999	3,30	0,0050*
01/19 - 04/19	9940	2,58	0,0001*	9999	0,90	0,4135
01/19 - 07/19	9941	3,85	0,0001*	9999	0,27	0,7945
01/19 - 11/19	9940	3,01	0,0001*	9999	0,55	0,5957
01/19 - 01/20	9938	2,05	0,0008*	9999	0,53	0,6179
01/19 - 01/20-2	9936	2,29	0,0001*	9999	1,02	0,3381
04/19 - 07/19	9936	3,59	0,0001*	9999	0,37	0,7236
04/19 - 11/19	9943	3,28	0,0001*	9999	1,35	0,2095
04/19 - 01/20	9943	2,90	0,0001*	9999	0,16	0,8825
04/19 - 01/20-2	9945	2,64	0,0003*	9999	1,74	0,1283
07/19 - 11/19	9933	2,40	0,0001*	9999	0,64	0,5516
07/19 - 01/20	9944	2,96	0,0001*	9999	0,19	0,8671
07/19 - 01/20-2	9946	2,42	0,0001*	9999	0,99	0,3587
11/19 - 01/20	9942	2,34	0,0001*	9999	0,91	0,4214
11/19 - 01/20-2	9936	1,82	0,0019*	9999	0,49	0,6513
01/20 - 01/20-2	9932	1,29	0,1050	9999	1,26	0,2618

Este resultado, combinado com os dados obtidos para variáveis ambientais, revelou que existem correlações significativas entre os dados obtidos para MPS, Clorofila-α (biomassa), vazão do Rio Doce e altura de onda com os eixos da análise (CAP: $p < 0,01$;Tabela 76 A, Figura 275A). As campanhas Janeiro de 2019 e Janeiro de 2020 (estação chuvosa) apresentaram relações positivas com os valores de vazão do rio (média 15 dias: CAP2, $r = -0,61$; média 30 dias: CAP1, $r = 0,63$). Já as campanhas Outubro de 2018, Julho e Novembro de 2019 foram predominantemente associadas aos maiores

valores de altura de ondas (15 dias: CAP1, *r* = -0,64; 30 dias: CAP3, *r* = -0,70). A campanha realizada em Abril de 2019 (início da estação seca) apresentou relação negativa com os valores de Clorofila-α (CAP2, *r* = -0,60), mas foi positivamente associada a vazão do rio (30 dias) e altura de onda (30 dias). Os dados de MPS apresentaram baixas correlações e não indicaram relação particular com as campanhas.

Figura 275: Ordenação dos pontos pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Foz com: **(A)** variáveis ambientais: MPS (mg/L), clorofila-α (µg/L), fluxo de vazão do Rio Doce (m³/s) e altura de onda (m) - médias para os 15 e 30 dias anterioes as coletas; **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais



As espécies/grupos consideradas indicadores de variação ambiental apresentaram altas correlações (Spearman rank) com os eixos da CAP, indicando quais taxa mais contribuíram para a diferenciação entre as campanhas e suas relações com os parâmetros ambientais (Figura 275B, Tabela 76B). As maiores correlações registradas foram: *Temora turbinata* (CAP1, ρ = -0,85), com picos nas campanhas de Julho e Novembro de 2019, e mínimos em Janeiro de 19 e Janeiro de 2020 (estação chuvosa); tunicados *Oikopleura longicauda* e *Oikopleura* spp. (CAP1, ρ = 0,77), e copépoda *Temora stylifera* (CAP1, ρ = 0,51) com maiores concentrações em Janeiro e Abril de 2019 e Janeiro de 2020 (estações chuvosas); e *Penilia avirostris* (CAP2, ρ = 0,60), associada a campanha de Abril de 2019. As campanhas de Janeiro de 2019 e de 2020 (período chuvoso) também apresentaram abundâncias relativamente maiores de *Paracalanus* spp. (CAP1, ρ = 0,51), composto principalmente por juvenis de *Paracalanus* cf *parvus*; ao passo que os adultos da espécie foram mais importantes na caracterização da campanha Novembro de 2019 (CAP3, ρ = -0,38).

Tabela 76: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com: **(A)** variáveis ambientais obtidas durante as campanhas amostrais; **(B)** grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica.

Pearson (*r*)			
A	**CAP1**	**CAP2**	**CAP3**
MPS	0,05	-0,14	0,08
Clorofila-α (biomassa)	-0,14	-0,60	-0,13
Fluxo Rio Doce (15 dias)	0,11	-0,61	-0,20
Fluxo Rio Doce (30 dias)	0,63	0,28	0,21
Altura de Onda (15 dias)	-0,64	0,05	0,64
Altura de Onda (30 dias)	-0,40	0,41	-0,70
Spearman rank (ρ)			
B	**CAP1**	**CAP2**	**CAP3**
Paracalanus spp.	0,51	-0,47	-0,01
Penilia avirostris	-0,07	0,60	-0,10
Paracalanus cf *parvus*	-0,21	-0,28	-0,38
Temora turbinata	-0,85	0,05	0,03
Oikopleura spp.	0,77	0,07	0,06
Temora stylifera	0,51	0,17	-0,48
Oikopleura longicauda	0,77	0,21	0,16
Sagittidae	-0,36	0,12	0,09

Os dados de concentração de metais na água (µg/L) analisados até o momento apresentaram correlações significativas com os agrupamentos formados pela análise da comunidade (CAP, $p < 0,001$; Figura 276, Tabela 77). Os valores de metais totais foram predominantemente associados à Janeiro de 2019, com destaque para as correlações de Ferro (CAP1, $r = -0,47$) e Vanádio (CAP2, $r = -0,46$). Já as concentrações de metais dissolvidos foram positivamente associadas as campanhas de Janeiro de 2019, Abril de 2019 e Janeiro de 2020 (Emergencial), com maiores correlações para os metais Vanádio (CAP2, $r = 0,69$), Ferro (CAP1, $r = -0,52$) e Manganês (CAP1, $r = -0,36$).

Figura 276: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor Foz com a concentração de metais totais **(A)** e dissolvidos **(B)** na água (µg/L).

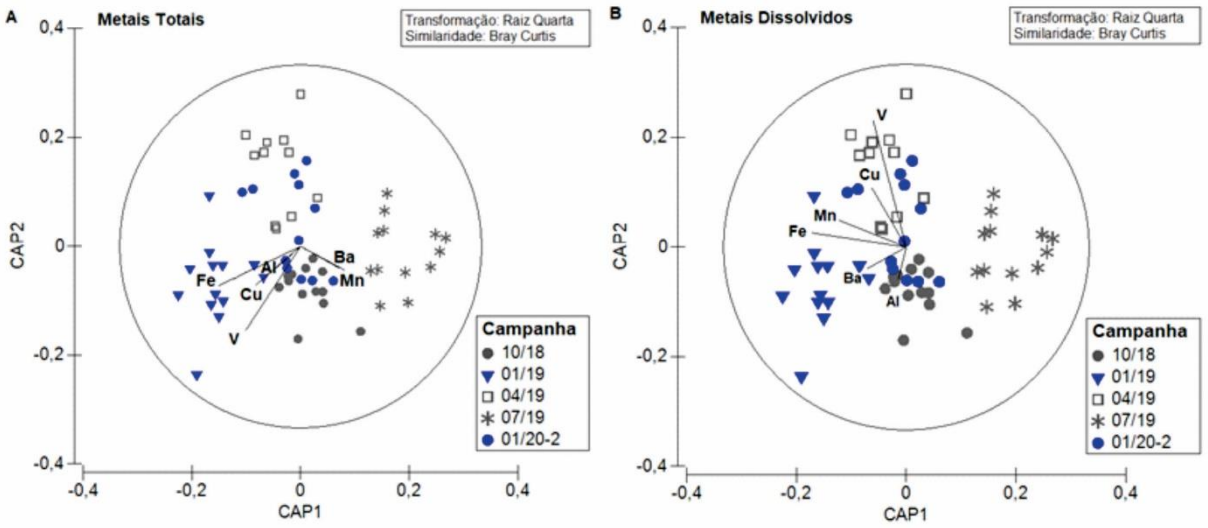


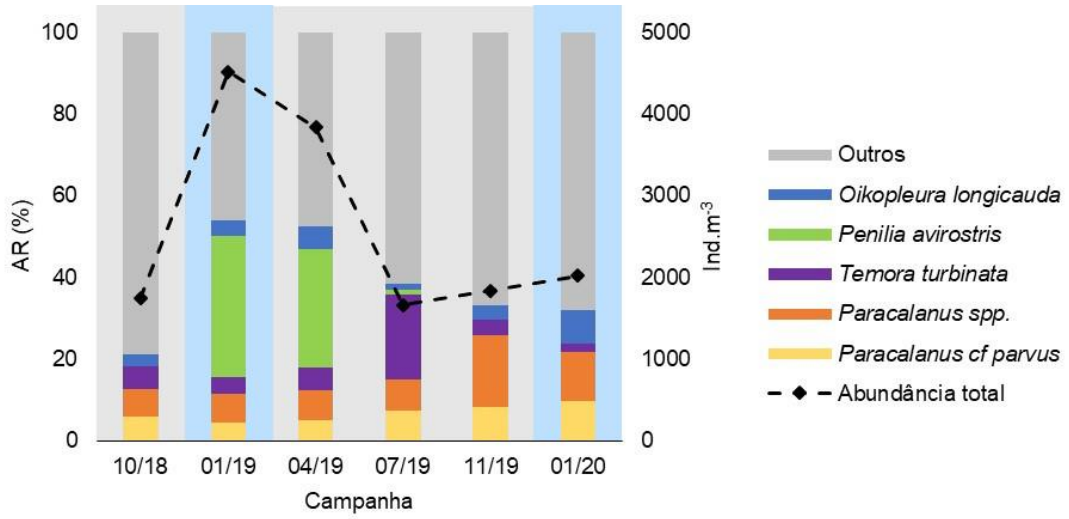
Tabela 77: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP).

Total	CAP1	CAP2	CAP3	Dissolvido	CAP1	CAP2	CAP3
V	-0,30	-0,46	-0,34	V	-0,18	0,69	-0,22
Cu	-0,23	-0,20	0,18	Cu	-0,19	0,32	0,03
Ba	0,22	-0,12	0,46	Ba	-0,21	-0,12	-0,38
Fe	-0,47	-0,22	-0,21	Fe	-0,52	0,08	0,43
Al	-0,13	-0,12	0,35	Al	-0,04	-0,18	0,25
Mn	0,24	-0,13	-0,05	Mn	-0,37	0,15	0,22

1.1.5.2.2.4 Setor APA Costa das Algas / RVS Santa Cruz

A abundância total de organismos no setor APA apresentou um pico durante a campanha de Janeiro de 2019, durante o período de alta vazão do Ano 01, onde a média de indivíduos para a campanha atingiu 4523 ind.m^{-3} (Figura 277). Nas campanhas subsequentes, foram registradas quedas graduais de abundância que ficou entre 1834 ind.m^{-3} e 2020 ind.m^{-3} em Novembro de 2019 (baixa vazão) e Janeiro de 2020 (alta vazão), respectivamente. Apesar da flutuação populacional, a análise pareada entre as campanhas não mostrou diferenças significativas no período de monitoramento (TUKEY HSD, $p > 0,05$).

Figura 277: Abundância total (ind.m^{-3}) e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no setor APA, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.



A espécie indicadora *Paracalanus* cf *parvus* apresentou os picos de abundância relativa durante as campanhas de Novembro de 2019 (baixa vazão) e Janeiro de 2020 (alta vazão), representando 22% e 24% dos organismos identificados nessas campanhas, respectivamente (Figura 277). Os copepoditos dessa espécie representaram a maior parte dos indivíduos identificados durante todo o período de monitoramento, principalmente na campanha de Novembro de 2019 onde chegou a representar mais que o dobro da abundância relativa dos indivíduos adultos da mesma espécie.

O Copepoda *Temora turbinata* foi a espécie dominante durante a campanha de Julho de 2019, no período de seca, com abundância relativa de 18% dentre os organismos identificados nessa amostragem. Nas campanhas seguintes a essa, a representatividade dessa espécie foi reduzida a 3% em Novembro de 2019 e 1% em Janeiro de 2020, no período de alta vazão (Figura 277).

O Cladocera *Penilia avirostris* foi a espécie dominante durante as campanhas de Janeiro (período de chuvas) e Abril (período de seca) de 2019, onde apresentou abundância relativa de 21% e 15%, respectivamente (Figura 277). A contribuição dessa espécie caiu para apenas 1% da abundância relativa na campanha seguinte, em Julho de 2019, até tornar-se ausente das últimas campanhas do monitoramento.

O Tunicata *Oikopleura longicauda* apresentou abundância relativa mínima de 1% na campanha de Julho de 2019, durante o período seco (Figura 277). Nas campanhas seguintes, a contribuição dessa espécie foi incrementada até atingir o pico de 9%, na campanha de Janeiro de 2020, no período chuvoso. Nos demais períodos de monitoramento, a abundância relativa dessa espécie variou entre 3% e 7%.

A riqueza de Margalef (d) variou entre 7,25 em de Novembro de 2019, durante a baixa vazão do Rio Doce, e 5,21 em Janeiro de 2020 (Figura 278), no período de alta vazão do Ano 02. A diversidade de

Shannon (H') apresentou pico de 2,94 nas campanhas de Abril e Novembro de 2019, ambas realizadas no período de seca; as demais campanhas apresentaram valor médio de 2,65 para este índice. A equitabilidade de Pielou (J') manteve-se constante durante todo o monitoramento (ANOVA, p = 0,06). A ANOVA aplicada aos índices ecológicos (Tabela 78) apontou diferenças significativas para a riqueza de Margalef (p = 0,01) e para a diversidade de Shannon (p = 0,01), porém a análise pareada entre as campanhas (Tabela 79) não permitiu identificar quando essas diferenças ocorreram (TUKEY HSD, p > 0,05).

Tabela 78: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos no setor APA para o fator Campanha. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as campanhas de amostragem.

Índices	Grau de Liberdade	MS	F	p
Abundância Total	5	9,621	3,478	0,005*
d	5	0,041	2,997	0,013*
J'	5	0,001	2,17	0,06
H'	5	0,006	3,063	0,011*

Figura 278: Equitabilidade (J'), Diversidade de Shannon (H') e riqueza de Margalef (d) no setor APA, compreendendo as campanhas 10/18, 01/19, 04/19, 07/19, 11/19 e 01/20. Em cinza, período de baixa vazão do Rio Doce e em azul, período de alta vazão do Rio Doce.

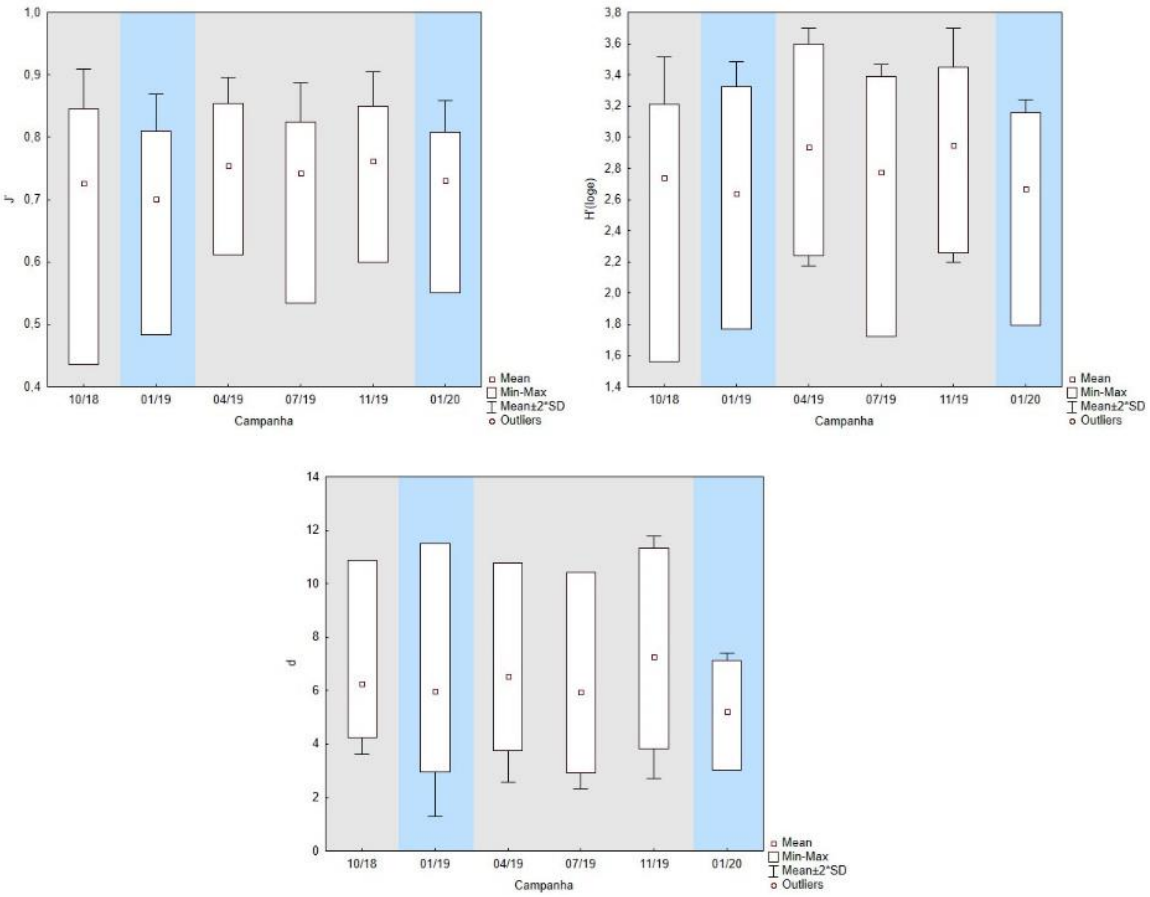


Tabela 79: Resultados do teste pareado Tukey HSD aplicada aos índices ecológicos no setor APA para o fator Campanha. Teste aplicado somente aos índices que apresentaram diferenças significativas na ANOVA. Valores em negrito representam diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$).

Campanhas	Índices			
	Abundância total	d	J'	H'
10/18 - 01/19	0,056	0,856	-	0,913
10/18 - 04/19	0,052	1,000	-	0,326
10/18 - 07/19	0,997	0,939	-	0,997
10/18 - 11/19	1,000	0,643	-	0,374
10/18 - 01/20	0,896	0,243	-	0,995
01/19 - 04/19	1,000	0,696	-	0,028
01/19 - 07/19	0,179	1,000	-	0,673
01/19 - 11/19	0,060	0,097	-	0,046
01/19 - 01/20	0,650	0,873	-	0,999
04/19 - 07/19	0,169	0,827	-	0,627
04/19 - 11/19	0,056	0,804	-	1,000
04/19 - 01/20	0,635	0,138	-	0,155
07/19 - 11/19	0,989	0,160	-	0,656
07/19 - 01/20	0,989	0,767	-	0,927
11/19 - 01/20	0,849	0,007	-	0,189

A composição da comunidade obtida pela análise SIMPER apontou para uma grande contribuição das espécies *Paracalanus cf parvus*, *Temora stylifera* e *Oikopleura longicauda* durante a maior parte do período amostral. Nas campanhas de Outubro de 2018 e Julho de 2019, realizadas durante o período de seca, foi observada uma maior contribuição de larvas do grupo Bryozoa e do Copepoda *Temora turbinata* na composição da comunidade. O Cladocera *Penilia avirostris* também contribuiu para a dissimilaridade entre as campanhas ao apresentar-se como a segunda espécie de maior contribuição na campanha de Janeiro de 2019 (Tabela 80).

Tabela 80: Contribuição cumulativa (%) dos principais táxons encontrados no setor APA em cada campanha de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

Taxa	Campanhas					
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20
Paracalanus cf *parvus*	4,49	4,9	3,87	4,95	4,32	7,18
Paracalanus spp.	3,46	5,15	4,33	4,64	5,25	5,1
Oikopleura longicauda	3,86	4,93	4,89	3,35	4,6	5,79
Temora stylifera	5,03	5,04	4,57	3,57	3,96	4,85
Sagittidae	3,67	4,52	3,88	4,65	3,96	5,4
Onychocorycaeus giesbrechti	4,05	3,27	2,75	3,45	3,09	3,35
Corycaeidae	2,54	3,2	2,78	3,85	3,44	4,01
Bryozoa (larva)	4,63	2,42	1,51	4,04	3,1	3,58

Taxa	Campanhas					
	10/18	01/19	04/19	07/19	11/19	01/20
Oithona plumifera	3,49	2,95	3,73	2,48	3,37	2,03
Oithona spp.	2,09	3,18	3,77	3,16	3,12	2,4
Temora turbinata	2,72	1,9	2,28	6,67	2,37	1,57
Limacina spp.	3,47	4,33	2,03	2,27	2,21	2,22
Clausocalanus furcatus	4,21	3,87	3,56	-	3,32	-
Crustacea (nauplio)	2,59	-	1,49	3,46	1,36	4,51
Calanopia americana	3,23	1,96	1,28	2,72	1,64	2,32
Clausocalanus spp.	1,59	4,01	4,04	1,2	1,97	-
Siphonophorae	2,06	2,65	2,37	2,14	3,44	-
Bivalvia (larva)	3,18	1,74	1,29	1,96	1,93	1,68
Hydrozoa	1,97	1,13	2,27	1,12	2,04	2,96
Ditrichocorycaeus amazonicus	1,29	1,99	-	3,24	2,79	1,99
Paracalanus aculeatus	1,99	1,08	3,39	1,26	1,5	1,64
Polychaeta	2,66	-	1,93	1,77	2,14	2,32
Oikopleura spp.	2,1	1,49	1,45	1,41	1,5	2,49
Ophiuroidea (ophiupluteus)	1,37	1,94	-	2,16	2,6	2,23
Penilia avirostris	-	5,08	3,45	1	-	-
Doliolidae	-	1,87	2,28		2,9	1,51
Centropages velificatus	1,18	1,97	1,11	2,57	-	1,67
Calanoida	1,27	-	-	-	1,06	4,42
Oncaea venusta	-	2,07	2,31	-	1,02	1,28
Subeucalanus pileatus	1,5	-	-	3,62	1,46	-
Cirripedia	1,46	-	1,25	1,9	1,45	-
Oncaea cf. *media*	1,24	1,32	1,39	-	-	-
Creseis spp.	2,01	-	-	-	1,2	
Gastropoda	1,6	-	-	-	-	1,23
Oithona nana	-	-	-	-	-	2,7
Calanoides carinatus	1,03	-	-	1,39	-	-
Calanidae	-	1,1	1,08	-	-	-
Undinula vulgaris	-	-	2,03	-	-	-
Euterpina acutifrons	-	-	-	1,61	-	-
Oithona similis	-	-	-	-	-	1,58
Outros	16,97	18,94	21,64	18,39	21,89	15,99

A análise de ordenação dos pontos amostrais para a comunidade zooplanctônica do setor APA demonstrou elevada sobreposição entre campanhas e estratos da coluna d'água - superfície/fundo (PCO, A). Por outro lado, foi possível observar a distinção entre os pontos próximos a costa (plataforma interna) e os pontos em maior profundidade (plataforma externa, Figura 279 B). Os dois primeiros eixos da análise explicaram 46% da variação entre os dados.

A análise de variância encontrou diferenças significativas entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (PERMANOVA: $p < 0,05$; Tabela 81A). Contudo, foram identificados efeitos significativos de dispersão entre as amostras de superfície e fundo, indicando elevada variabilidade dentro de cada estrato (PERMDISP: $p < 0,05$; Tabela 81A). Já a variação entre campanhas é resultado das diferenças de estrutura da comunidade de acordo com o período de coleta (PERMDISP: $p > 0,05$; Tabela 81A). As campanhas apresentaram diferenças significativas em todas as combinações pareadas (PERMANOVA: $p < 0,05$; Tabela 81B), com exceção de Janeiro de 2019 e Abril de 2019 ($p > 0,05$; Tabela 81B).

Figura 279: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor APA de acordo com **(A)** campanhas amostrais e **(B)** distância da costa (plataforma interna e externa).

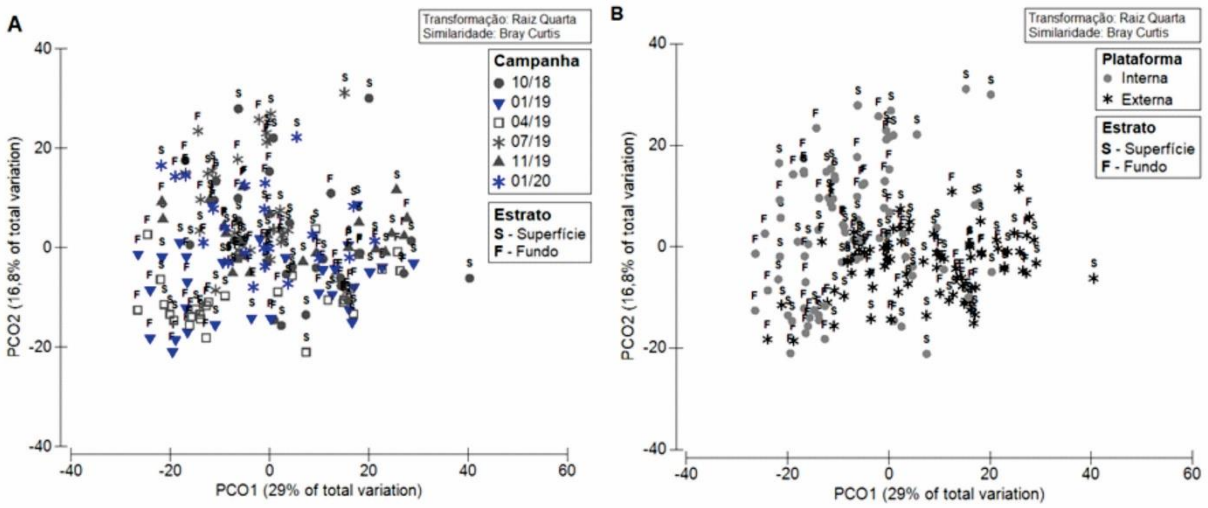


Tabela 81: **(A)** Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). **(B)** Resultados para diferenças na comunidade entre combinações pareadas de campanhas amostrais. Valores de *p* menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

APA	**PERMANOVA**			**PERMDISP**		
(A)	N	pseudo-*F*	*p*-valor	N	F	*p*-valor
Campanha	9868	7,54	0,0001*	9999	1,81	0,1660
Estrato	9935	2,98	0,0112*	9999	4,38	0,0424*
Campanha*Estrato	9895	0,83	0,7307			

(B)	N	t	*p*-valor	N	t	*p*-valor
10/18 - 01/19	9932	2,79	0,0001*	9999	0,20	0,8443
10/18 - 04/19	9934	2,81	0,0001*	9999	1,11	0,3097
10/18 - 07/19	9949	2,59	0,0001*	9999	2,30	0,0407
10/18 - 11/19	9938	1,66	0,0174*	9999	1,09	0,3321
10/18 - 01/20	9937	2,50	0,0001*	9999	0,84	0,4505
01/19 - 04/19	9929	1,52	0,0586	9999	1,19	0,2504
01/19 - 07/19	9941	3,34	0,0001*	9999	2,75	0,0108
01/19 - 11/19	9942	2,61	0,0004*	9999	1,22	0,2568
01/19 - 01/20	9949	3,19	0,0001*	9999	0,88	0,3969
04/19 - 07/19	9942	3,73	0,0001*	9999	1,67	0,1255
04/19 - 11/19	9936	2,62	0,0004*	9999	0,18	0,8719
04/19 - 01/20	9933	3,03	0,0001*	9999	0,17	0,8771
07/19 - 11/19	9939	2,72	0,0001*	9999	1,31	0,2387
07/19 - 01/20	9933	3,07	0,0001*	9999	1,61	0,1462
11/19 - 01/20	9937	2,37	0,0005*	9999	0,30	0,7810

As maiores concentrações foram associadas as campanhas de Janeiro e Abril de 2019, com destaque para as correlações formadas por Ferro total (CAP1, r = 0,67), Vanádio dissolvido (CAP3, r = 0,64) e Manganês total (CAP2, r = -0,55) e dissolvido (CAP2, r = -0,44) (Figura 280A).

Figura 280: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplanctônica do setor APA com: **(A)** concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L); **(B)** grupos taxonômicos mais representativos (Spearman rank) registrados durante as campanhas amostrais.

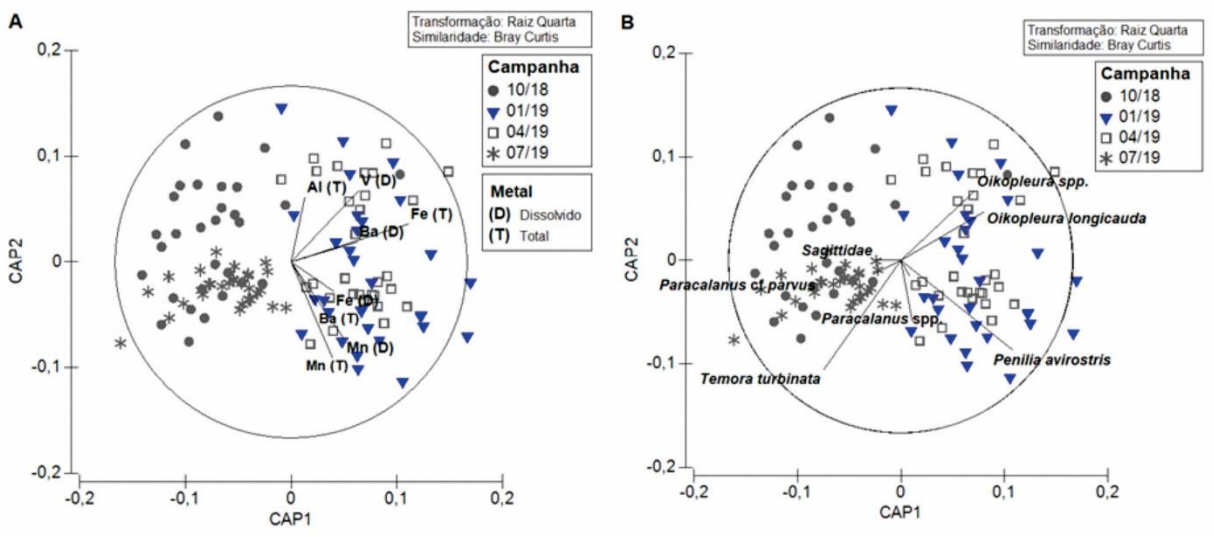


Tabela 82: Coeficientes de correlação linear (*r*) entre a concentração de metais totais e dissolvidos na água (µg/L) e os eixos da análise canônica (CAP). Não foram disponibilizados valores para Vanádio total e Alumínio dissolvido.

Total	CAP1	CAP2	CAP3	Dissolvido	CAP1	CAP2	CAP3
V				V	0,39	0,41	0,64
Cu	0,14	-0,25	-0,12	Cu	0,11	0,00	-0,30
Ba	0,14	-0,25	0,00	Ba	0,38	0,11	-0,12
Fe	0,67	0,22	-0,27	Fe	0,24	-0,17	-0,41
Al	0,08	0,37	-0,02	Al			
Mn	0,24	-0,55	0,48	Mn	0,30	-0,44	0,05

Os resultados da CAP também mostraram altas correlações (Spearman rank) entre espécies/grupos taxonômicos e os eixos da análise, indicando quais taxa mais contribuíram para diferenciação entre campanhas (Figura 280B,Tabela 83). As comunidades de Janeiro e Abril de 2019 foram particularmente caracterizadas pelo Cladocera *Penilia avirostris* (CAP1, ρ = 0,65) e por tunicados *Oikopleura longicauda* (CAP1, ρ = 0,48) e *Oikopleura* spp. (CAP1, ρ = 0,43). O Copepoda *Temora turbinata* também apresentou elevada correlação (CAP2, ρ = -0,64), sendo especialmente importante na diferenciação da comunidade de Julho de 2019. Já os copépodes *Temora stylifera*, *Paracalanus cf parvus* e a família Sagittidae apresentaram baixas correlações com os eixos da análise.

Tabela 83: Coeficientes de correlação (Spearman rank) dos grupos taxonômicos representativos da comunidade zooplanctônica com os eixos da análise canônica.

	Spearman rank (ρ)		
	CAP1	**CAP2**	**CAP3**
Paracalanus spp.	0,07	-0,35	0,11
Penilia avirostris	0,65	-0,52	0,01
Paracalanus cf *parvus*	-0,17	-0,09	0,18
Temora turbinata	-0,45	-0,64	0,10
Oikopleura spp.	0,43	0,40	0,15
Temora stylifera	0,05	-0,09	-0,29
Oikopleura longicauda	0,48	0,28	0,05
Sagittidae	-0,15	0,00	0,06

1.1.5.3 Discussão integrada

1.1.5.3.1 Biomassa

Os valores de biomassa zooplanctônica encontrados durante os dois anos de monitoramento para a região da foz do Rio Doce, em cada campanha, foram considerados baixos quando comparados com outros estudos na plataforma continental brasileira (BRANDINI et al., 1997; MELO et al., 2016). No entanto, quando comparados com os valores de biomassa do mesozooplâncton coletados na região de plataforma da bacia de Campos, em estudo realizado por Bonecker et al. (2017), estes valores encontram-se equivalentes ao observado pelos autores.

As maiores concentrações de biomassa foram encontradas em campanhas realizadas no período chuvoso do monitoramento, entretanto, as maiores médias quando comparadas entre as campanhas, ocorreram no período seco. De acordo com Bonecker et al. (1991), a comunidade planctônica é influenciada por processos climáticos, como ocorrência de chuvas, os quais influenciam o plâncton na região costeira.

Foram observadas maiores concentrações na distribuição da biomassa nos estratos de fundo entre as campanhas do monitoramento, associado principalmente às estações mais afastadas da costa (SD 04, SD 05, SDS 30). Tal comportamento pode sugerir que a maior produção esteja associada à áreas com menor influência do material advindo do Rio Doce, como o encontrado na pluma nos períodos de maior vazão do rio. As variações no regime meteorológicos, as características geomorfológicas regionais e principalmente os impactos antropogênicos nas áreas costeiras estabelecem, em conjunto, o regime hidrográfico particular de cada região e, consequentemente, as características taxonômicas e a dinâmica espaço-temporal de suas comunidades planctônicas. Dominguez (2006) e Quaresma et al. (2015) caracterizam a região da foz do Rio Doce (próximo a isóbata de 20 m) com constante remobilização do sedimento de fundo. Em ambientes com maior turbidez, a qualidade nutricional disponível para o zooplâncton tende a ser reduzida (DAVID et al., 2005), impossibilitando o

aproveitamento dos nutrientes disponibilizados para a coluna d'água nesses períodos (FANNING et al., 1982; CAPET, 2016; NIEMISTÖ et al., 2018).

Organismos planctônicos estabelecem relações intra e interespecíficas complexas, competindo por espaço e recursos orgânicos e inorgânicos na coluna d'água. Mudanças na comunidade planctônica acarretam profundas modificações estruturais em todos os níveis tróficos do ecossistema marinho.

1.1.5.3.2 Composição, abundância e índices ecológicos

1.1.5.3.2.1 Setor Abrolhos

O setor Abrolhos é caracterizado pela presença da Água Tropical (EKAU,1999) com propriedades termohalinas marcadas por temperaturas superiores a 20°C e salinidade >36, além de ser considerada uma massa d'água com caráter oligotrófico (DIAS; BONECKER, 2009; MELO JÚNIOR et al., 2016). Tais características refletem na estabilidade da abundância e dos índices ecológicos (H', J' e d) da comunidade zooplanctônica registrados durante o PMBA/Fest-RRDM.

A composição de espécies encontrada no presente monitoramento corrobora com os resultados obtidos por Ekau (1999) e Figueiredo et al. (2018) na área estudada, sendo a comunidade caracterizada por espécies típicas de águas costeiras. Porém, a elevada abundância de formas juvenis de *Paracalanus* spp. registrada no PMBA/Fest-RRDM, pode ser indicativo de distúrbios no setor, visto que esse gênero compensa altas taxas de mortalidade com uma reprodução contínua e rápida taxa de crescimento, resultando em uma comunidade abundante em formas juvenis, comuns em regiões sob distúrbios ambientais (TURNER, 2004; CHEW; CHONG, 2016).

O Setor Abrolhos está localizado em uma Área de Proteção Ambiental, porém, está sujeito à diversos processos que podem influenciar a distribuição da comunidade zooplanctônica, sejam eles de origem natural ou antrópica. Esses processos incluem desde a entrada de frente fria, como também input terrígeno de rios entre as cidade de Caravelas e Belmonte (EKAU, 1999), além da proximidade com rota de navios (DUTRA et al., 2006), aumento no desmatamento e a presença da indústria de celulose, que afeta diretamente os recifes costeiros através do lançamento de efluentes que aumentam a carga sedimentar (WERNER et al., 2000).

A campanha de abril de 2019 apresentou uma composição de espécies diferente da campanha de outubro de 2018, devido a picos de abundância de *Calanopia americana* e *Oithona oculata*, o que pode ter contribuído para a queda da riqueza e diversidade na campanha 04/19. *C. americana* é uma espécie típica de ambientes neríticos e também foi registrada como abundante em Abrolhos por Ekau (1999). Em ambientes de recife de coral, a espécie *O. oculata* é caracterizada por um padrão de distribuição espacial conhecido como swarm (distribuição em mancha), favorecendo a reprodução em massa desses organismos e contribuindo para a conservação do seu nicho ecológico, mantendo os indivíduos

agrupados, restringindo assim a dispersão pelas correntes e reduzindo a energia necessária para manter uma posição favorável em relação ao alimento disponível (AVOIS-JACQUET et al., 2000).

O Banco de Abrolhos é uma região de grande importância para a biodiversidade do oceano Atlântico, pois apresenta alto grau de endemismo e são os recifes de coral com maior riqueza biológica do Brasil e do Atlântico Sul (DUTRA et al., 2006; WERNER et al., 2000). A partir dos resultados obtidos e considerando os crescentes impactos antropogênicos que Abrolhos está sujeito, é de especial relevância o monitoramento e a preservação dessa região.

1.1.5.3.2.2 Setor Norte

O Setor Norte não apresentou diferenças significativas nos Índices Ecológicos entre as campanhas realizadas no período de maior ou menor vazão do Rio Doce, assim como também não houve diferença significativa nos valores de abundância entre esses períodos amostrais.

A dinâmica da pluma do Rio Doce na região costeira do Espírito Santo foi descrita em detalhes nos relatórios da Rede Rio Doce Mar, deixando claro que em momentos de maior vazão, a pluma se desloca de acordo com a direção predominante de ventos e correntes. Como as maiores vazões do Rio Doce são registradas no verão, a pluma se desloca primordialmente para o Sul, em direção ao Setor APA, para posteriormente ser transportada por correntes de fundo em direção ao Setor Norte. Essa dinâmica exige uma abordagem diferente para detecção de impacto nos pontos localizados nessa região.

Apesar dos Índices Ecológicos não apresentarem variação significativa, a composição da comunidade zooplanctônica foi significativamente diferente entre as campanhas realizadas no período de maior e de menor vazão do Rio Doce. Essas diferenças se deram em função da maior abundância de espécies bioindicadoras de impacto, como *Paracalanus* cf *parvus* (adultos e juvenis) e *Oikopleura longicauda* no período em que o Rio Doce estava com maior volume de despejo de material na região costeira, quando foram registradas as maiores concentrações de metais dissolvidos também no Setor Norte. Isso indica que os Índices Ecológicos por si só, não permitem uma compreensão do alcance dos impactos que atingem o Setor Norte, pois se trata de uma região complexa, com aporte de diferentes rios como o São Mateus e o Itaúnas. Rios são fonte de diversidade para a região costeira, principalmente em momentos de alta vazão (PRIMO et al., 2009). É possível que, para o Setor Norte, eles representem uma fonte de recrutamento de espécies que possuem parte do ciclo de vida associado ao estuário, incrementando a riqueza zooplanctônica local e dificultando a detecção dos efeitos negativos do efluente do Rio Doce na região com base nos Índices Ecológicos.

Em relação aos valores de riqueza e diversidade, a comunidade zooplanctônica apresentou indícios de maior fragilidade na campanha de inverno no Setor Norte, realizada no mês de Julho de 2019. Esse momento é caracterizado por uma maior ressuspensão do sedimento, redisponibilizando para a comunidade planctônica, o material que foi depositado no fundo (QUARESMA et al., 2015). Apesar de não apresentar variação com significância estatística ao longo do ano, riqueza e diversidade tiveram

seus menores valores médios na campanha de Julho de 2019, inclusive com os valores de Riqueza de Margalef chegando a um patamar similar ao que foi encontrado na campanha de maior vazão dentro do Setor Foz. A ressuspensão de metais acumulados no fundo oceânico pode causar efeitos crônicos no zooplâncton, inibindo a reprodução dos organismos e podendo causar redução na densidade da comunidade como um todo (CERVI et al., 2019).

O Setor Norte foi o que apresentou as menores densidades gerais da comunidade zooplanctônica, sendo considerada baixa quando comparada às áreas com características oceanográficas semelhantes (BONECKER et al., 2014). Uma comunidade abundante em número de organismos zooplanctônicos é essencial para a transferência de energia para os níveis tróficos superiores, sendo responsável pela manutenção do estoque pesqueiro, por exemplo (PECK et al., 2015). Além disso, os organismos zooplanctônicos possuem papel ecológico fundamental em um cenário de enriquecimento costeiro de metais após o rompimento da barragem e sua capacidade de exercer esse papel está diretamente associada a sua densidade no ambiente. Em ambientes onde predominam espécies tolerantes, a interação com os metais pode resultar em dois cenários. No primeiro deles, os organismos acumulam metais em seus tecidos e os transferem para os níveis tróficos superiores, exercendo papel de bioacumuladores de metais na cadeia trófica. No segundo cenário, as espécies tolerantes são capazes de excretar esses metais, retirando-os da cadeia trófica pelágica, atuando, portanto, como biointerruptores (SYDEMAN; JARMAN, 1998; WANG, 2002). Em relação ao ferro, o zooplâncton exerce importante papel na redisponibilização do nutriente por meio de suas pelotas fecais, encurtando o ciclo do nutriente e, desta forma, podendo atuar como potenciador do crescimento populacional do fitoplâncton, apesar da pressão por herbivoria, em locais onde o nutriente é limitante (SCHMIDT et al., 2016).

1.1.5.3.2.3 Setor Foz

O cálculo dos valores de Riqueza de Margalef, Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pileou é a forma mais direta de avaliação do grau de fragilidade da comunidade biológica, utilizado rotineiramente em estudos de monitoramento de impacto ambiental (DAVARI et al., 2011; JOHNSTON; ROBERTS, 2009; QINGHONG, 1995).

Em pesquisa realizada dois anos antes do rompimento da barragem de rejeitos de minério, a comunidade zooplanctônica na foz do Rio Doce apresentou os maiores valores médios de diversidade em relação a toda bacia do Espírito Santo e porção norte da Bacia de Campos (PETROBRAS, 2015).

No momento da chegada da lama de rejeito, em 2015, o zooplâncton sofreu um impacto agudo, refletido em um pico de abundância no ponto SD 01 (> 200.000 ind.m^{-3}), imediatamente em frente à desembocadura do Rio Doce e no ponto SDS 20 (> 80.000 ind.m^{-3}), imediatamente ao Sul da desembocadura do rio. Estes pontos apresentaram perda de biodiversidade, com dominância de poucas espécies de hábito oportunista (FERNANDES et al., 2020).

Durante os dois anos de monitoramento, todos os Índices Ecológicos supracitados apresentaram valores significativamente menores nos períodos chuvosos no Setor Foz, com destaque negativo para a campanha de janeiro de 2019, quando a coleta foi realizada 15 dias após o pico de vazão do Rio Doce, tempo de resposta próximo do descrito para a comunidade zooplanctônica apresentar os efeitos de um impacto ambiental (HOOVER et al., 2006). A referida campanha apresentou os menores valores para todos os Índices Ecológicos calculados, que foram significativamente diferentes das demais campanhas. Os momentos de menores valores dos índices ecológicos foram acompanhados do maior grau de dominância de espécies tolerantes aos impactos ambientais que visamos monitorar na região.

Os quatro táxons de maior representatividade para o Setor Foz foram: copepoditos de *Paracalanus* spp, *Paracalanus* cf *parvus*, *Oikopleura longicauda* e *Temora turbinata*. Juntos, estes quatro táxons somaram 45,6% de todos os organismos encontrados no zooplâncton ao longo dos dois primeiros anos de monitoramento no Setor Foz.

Paracalanus é um táxon resistente a diferentes alterações ambientais, tanto de origem antrópica quanto natural como: poluição, turbidez e sólidos em suspensão (BÉJAOUI et al., 2019; LIU et al., 2013; SHI et al., 2017). *Paracalanus* cf *parvus* foi a espécie dominante no Setor Foz. Nas campanhas realizadas em janeiro de 2019 e emergencial de janeiro de 2020, somando-se adultos e juvenis, chegou a apresentar mais de 70% de abundância relativa em alguns pontos. É uma espécie comumente encontrada em regiões com grandes concentrações de MPS (PARK et al., 1988; KIM et al., 2007), apresentando grande potencial reprodutivo sob essa condições. Estudos em laboratório atestaram que a taxa de sobrevivência das fêmeas não é afetada pela concentração de MPS e a taxa de sucesso de eclosão de ovos se mantém sempre acima de 90% (KANG, 2012). Sua dominância no Setor Foz foi ainda mais elevada durante o período chuvoso, quando também observamos uma elevada proporção de juvenis na população da espécie. Estudos sugerem que a alta mortalidade de paracalanídeos, devido a impactos antropogênicos e perda por predação, pode ser compensada pela sua reprodução contínua e taxa de crescimento rápida em ambientes de alta temperatura e grande disponibilidade de alimento, e por esse motivo, resultam em uma comunidade abundante em formas juvenis, comuns em regiões sob distúrbios ambientais, sobretudo de origem antrópica (TURNER, 2004; CHEW; CHONG, 2015). Portanto, a dinâmica populacional de *Paracalanus* cf *parvus* ao longo dos dois primeiros anos de monitoramento, indicam uma região impactada, sobretudo quando o Rio Doce intensifica a sua descarga na região costeira, indicando a calha do Rio Doce como origem do impacto na comunidade zooplanctônica na região.

Outra espécie que predominou na região, principalmente durante o período chuvoso, foi *Oikopleura longicauda*. Esses organismos apresentam picos populacionais após momentos de intensa vazão fluvial (HOOVER et al., 2006) além de aumento populacional significativo após incremento de ferro, devido ao aumento da concentração de fitoplâncton, inclusive com tempo de reposta mais rápido do que o da comunidade zooplanctônica como um todo (BOLLENS; LANDRY, 2000). Espécies do gênero *Oikopleura* possuem uma estratégia alimentar que possibilita a rejeição de partículas de alimento durante a ingestão, sendo capazes de diferenciar as partículas por tamanho e valor nutricional

(LOMBARD et al., 2011), o que possibilita a continuidade da ação alimentar mesmo em locais ricos em MPS. Sua dominância na região, ainda mais evidente no período chuvoso, é mais um indicador de que a comunidade biológica se encontra mais fragilizada nos períodos de afluxo mais intenso do Rio Doce.

O quarto táxon em dominância no Setor Foz foi o Copepoda *Temora turbinata*. Trata-se de uma espécie exótica invasora (ARAÚJO; MONTÚ, 1993; ÁVILA et al., 2009) que possui hábito alimentar generalista (Turner, 1984), sendo resistente a uma ampla gama de variações ambientais (ARA, 2002; BRADFORD, 1977). No Setor Foz, essa espécie apresentou pico populacional no período seco, momento de mais intensa ressuspensão do sedimento depositado no fundo, devido à maior energia de ondas na região. Porém esse foi o período de menor aporte do Rio Doce, devido a menor incidência de chuvas, e apresentou os maiores valores dos índices ecológicos para a região. Isso indica que o maior valor de densidade dessa espécie ocorreu devido, principalmente, à menor dominância de *Paracalanus* nesse período, competidor natural por alimento (TURNER, 1984), como evidenciado pela flutuação populacional das duas espécies ao longo do ano. Dessa forma, conclui-se que em momentos de menor descarga do Rio Doce na região costeira, a dominância de *Paracalanus* é reduzida na comunidade, permitindo uma maior Equitabilidade entre os táxons no ambiente e o consequente incremento populacional de espécies que ocupam nichos ecológicos similares.

Em adição aos parâmetros biológicos, que apontam para um ambiente mais impactado no período chuvoso, também temos os dados da concentração de metais dissolvidos na água, que apresentaram maior correlação com as campanhas do período chuvoso de janeiro e abril de 2019 e a campanha emergencial, realizada em janeiro de 2020. *Paracalanus* cf *parvus* não teve sua distribuição afetada por nenhum dos metais analisados ao longo do monitoramento, o que reforça sua condição de espécie resistente aos efeitos deletérios destes compostos e permitiu sua elevada abundância relativa nos períodos de maior vazão do Rio Doce. *Penilia avirostris, por outro lado,* teve sua distribuição significativamente determinada pelas concentrações de cádmio e alumínio dissolvido e vanádio e cobre particulados no Setor Foz do Rio Doce, indicando uma sensibilidade da espécie frente às maiores concentrações de metais na região da Foz do Rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos, de consequente maior vazão.

O Cladocera *Penilia avirostris* é uma espécie sensível a diferentes condições ambientais, inclusive a grandes concentrações de partículas na água, quando esta reduz a frequência de movimento dos seus apêndices bucais para evitar o entupimento do seu aparato alimentar, porém isso prejudica a sua oxigenação, podendo inviabilizar a demanda metabólica do organismo (PAFFENHÖFER; ORCUTT, 1986). Diferentemente dos demais bioindicadores apontados no estudo, essa espécie possui ciclo de vida concentrado nos períodos mais quentes do ano, quando apresentam um crescimento populacional acelerado (ATIENZA et al., 2007, 2008; LIPEJ et al., 1997; MIYASHITA et al., 2010), e podem inclusive ser a espécie dominante na comunidade. As campanhas realizadas no período chuvoso compreendem justamente o seu potencial pico populacional, quando esta espécie tenderia a dominar numericamente a comunidade devido à sua grande eficiência reprodutiva (EGLOFF et al., 1997; ONBÉ, 1985). Porém, nenhum indivíduo foi observado no Setor Foz durante a campanha realizada em janeiro de 2019 e

apresentou abundância irrisória na campanha de Janeiro de 2020, as duas campanhas com maior volume de fluxo do Rio Doce. Esse é mais um forte indicativo de que a fonte de impacto na região costeira vem predominantemente da calha do Rio Doce, de onde os contaminantes são transportados até a região costeira nos momentos de maior vazão.

Foram registradas larvas de *Cardisoma guanhumi* (guaiamum) na Foz do Rio Doce, no final do período chuvoso, porém em apenas dois pontos amostrais e em baixas densidades. Esta é uma espécie economicamente importante, classificada como Criticamente em Perigo pela portaria MMA N°445, de 17 de dezembro de 2014. Este fato reforça a importância ecológica da região para o manejo e conservação dessa e de outras espécies de Decapoda e atesta a importância de um monitoramento continuado em associação com medidas para recuperação da espécie na região.

Em conclusão, podemos afirmar que todos os indicadores avaliados apontam um mesmo padrão de ambiente impactado no Setor Foz nos momentos de maior descarga do Rio Doce, indicando o material proveniente da sua calha como fator de distúrbio na comunidade zooplanctônica.

1.1.5.3.2.4 Setor APA - Costa das Algas / RVS - Santa Cruz

Apesar da variação significativa observada entre as campanhas, todos os Índices Ecológicos tiveram os maiores valores no Setor APA Costa das Algas. A região possui grande complexidade de estruturas de habitats bentônicos e estuarinos (Rio Piraquê-Açú) (BERNARDINO et al., 2018). Isso contribui com a comunidade zooplanctônica devido ao aporte de indivíduos em estágio larval de espécies bentônicas e estuarinas, além do enriquecimento de nutrientes, que reconhecidamente resulta em incremento na comunidade planctônica (GRANGE et al., 2000; SCHLACHER et al., 2009; SKRESLET, 1986). Esse incremento de organismos oriundos de habitats não impactados diretamente pela presença da lama de rejeitos, como foi o caso do Rio Piraquê-Açu, pode estar mascarando possíveis efeitos de queda nos valore dos índices ecológicos na região.

Um exemplo da contribuição de organismos bentônicos foi a elevada presença de larvas de Briozoários, principalmente no período de seca, quando foram registrados as maiores densidades de *Calanoides carinatus*, espécie de Copepoda indicadora de ressurgência costeira da ACAS. Eventos de ressurgência são reconhecidos como gatilhos à presença de larvas de organismos bentônicos no plâncton (YASHINAGA et al., 2010).

A proporção de *Paracalanus* juvenis em relação aos adultos, em nenhum momento chegou aos níveis observados no Setor Foz. *Paracalanus* cf *parvus* é uma espécie comumente encontrada em dominância por toda a costa brasileira (BONECKER, 2006). É na relação de juvenis em relação aos adultos que se encontra indicativos de uma região impactada (TURNER, 2004; CHEW; CHONG, 2015). Portanto, a relativa baixa proporção de juvenis, juntamente com os mais elevados valores dos Índices Ecológicos, nos permitem classificar o Setor APA Costa das Algas como menos impactado em relação à comunidade zooplanctônica do que o Setor Foz, receptor direto do material proveniente do Rio Doce.

A Abundância Relativa de *Oikopleura* também é um importante bioindicador de impactos advindos do Rio Doce, como detalhado na discussão do Setor Foz. No Setor APA, esse resultado também não indicou uma comunidade sofrendo grande pressão por materiais inorgânicos em suspensão durante boa parte do período amostral, uma vez que os maiores valores estiveram bem abaixo dos registrados no Setor Foz. A exceção a essa afirmação se deu no momento da campanha de Janeiro de 2020, quando o Rio Doce apresentou valores muito elevados de vazão, o que pode ser um indicativo de que a comunidade zooplanctônica possa sofrer com os efeitos de uma vazão de elevadas proporções, como foi o caso durante a campanha Emergencial. Infelizmente, durante essa campanha, não foram realizadas coletas específicas dentro do Setor APA e, por motivos do afastamento social em decorrência da pandemia, não tivemos mais campanhas quantitativas de Zooplâncton na APA após a campanha emergencial.

Em relação à *Penilia avirostris*, espécie de Cladocera sensível às variações ambientais, os resultados foram similares aos encontrados no Setor Norte. Ambos, diferentemente do que foi observado no Setor Foz, apresentaram densidades elevadas desse organismo enquanto durou o seu ciclo populacional no ano 1 do monitoramento, apresentando nenhuma relação com os valores do fluxo de vazão do Rio Doce. Durante o ano 2 do monitoramento não foi possível fazer essa análise para averiguar a confirmação desse padrão devido à suspensão das coletas decorrente da pandemia por COVID-19.

De um modo geral, não foram encontradas evidências inequívocas de um ambiente impactado no Setor APA, com base na comunidade zooplanctônica. Porém um monitoramento de pouco mais de um ano de duração impossibilita que conclusões definitivas possam ser tiradas. Não foi possível avaliar como a comunidade desse Setor se comporta em momentos de intensa vazão, como foi registrado em Janeiro de 2020 e apenas um monitoramento continuado poderia trazer respostas conclusivas dos impactos na região da APA Costa das Algas.

1.1.5.4 Conclusões

Os indicadores zooplanctônicos sugeridos para o presente monitoramento provaram-se efetivos como sinalizadores dos impactos causados pela lama de rejeitos. Todos os Índices Ecológicos analisados tiveram seus menores valores no Setor Foz, nos momentos de maior vazão do Rio Doce. Além disso, a análise da dinâmica populacional de todas as espécies bioindicadoras demostram uma comunidade mais fragilizada nos momentos de maior vazão, com aumento da abundância relativa das espécies oportunistas, resistentes aos efeitos de MPS e de metais, e ausência das espécies mais sensíveis.

Após dois anos de monitoramento, é possível afirmar que o material proveniente da calha do Rio Doce, que é despejado na costa em maior intensidade nos momentos de maior vazão, causa efeitos agudos sazonais na comunidade costeira, principalmente no Setor Foz. Os efeitos no Setor APA e no Setor Norte foram observados em períodos distintos, e com maior clareza no Setor Norte. Devido à dinâmica costeira de remobilização e redisponibilização dos contaminantes provenientes da lama de rejeitos de mineração, esses padrões são mais complexos de serem determinados, necessitando um

monitoramento continuado para o melhor entendimento do padrão de seus efeitos sobre a comunidade zooplanctônica. Em relação ao Setor Abrolhos, os indicadores de distúrbios na comunidade existem em determinados momentos e locais, mas sua correlação com os efeitos da lama de rejeitos de mineração não pôde ser confirmada.

É importante salientar que monitoramentos em séries temporais curtas (1-2 anos contínuos) são importantes para a determinação de alguns padrões, no entanto, séries de médio (> 3 anos) e longo prazo (> 10 anos contínuos) são necessárias para o entendimento das flutuações de uma dada comunidade biológica e como estas se relacionam com fatores antrópicos e climáticos nas oscilações sazonais ou interanuais em regiões costeiras.

1.1.6 Ictioplâncton

Indicadores ecológicos baseados em comunidades ictioplanctônicas têm sido reconhecidos como importante ferramenta para avaliar os impactos antrópicos (SANTOS et al*.,* 2017). Geralmente quando uma comunidade sofre um aumento de estresse antropogênico, desencadeia uma diminuição do número e abundância de espécies com habitat específicos. Há diminuição de espécies de peixes com maior sensibilidade e baixa tolerância, enquanto as espécies generalistas tendem a aumentar a dominância, resultando em uma estrutura de comunidade simplificada (KARR e CHU, 1999; FONSECA et al., 2013). Na verdade, as larvas de peixes mostram uma alta vulnerabilidade a mudanças ambientais (RAMOS et al., 2006; EICK e THIEL, 2014; STRYDOM, 2015; SANTOS et al., 2017), destacando sua importância como indicadores de poluição (LONGWELL et al., 1992; GORDINA et al., 2001; WESTERNHAGEN et al., 2001).

Séries temporais longas (> 5 anos) são importantes principalmente em locais onde há carência ou poucos estudos pretéritos na área de interesse, que possam levar a uma comparação do estado da comunidade antes e depois do impacto antrópico, além de levar em consideração a sazonalidade.

A camada superficial é extremamente importante para os ovos de peixes, uma vez que a radiação solar que penetra na água é fundamental para fornecer energia para o desenvolvimento embrionário da larva, enquanto que após a eclosão as larvas se dispersam ao longo de toda a coluna de água. Os ovos, na maioria, são transparentes e por isso ficam “invisíveis” para os predadores quando visualizados do corpo de água para a superfície. De maneira geral, 53% das densidades de ovos registradas na superfície em toda a área ao longo do estudo ficaram abaixo de 100 ovos.100 m^{-3}, enquanto que na coluna de água foram 89% abaixo de 100. ovos.100 m^{-3} (*Material Suplementar A3MIS1*). Em relação às densidades de larvas de peixes, tanto na superfície quanto na coluna de água, em todas as campanhas realizadas, mais de 90% dos valores registrados ficaram abaixo de 100 larvas.100 m^{-3} (*Material Suplementar A3MIS2*). Os valores médios de densidade de ovos e larvas de peixes, diversidade e equitabilidade obtidos durante o PMBA/Fest-RRDM são apresentados na Tabela 84.

Tabela 84: Densidades médias de ovos e larvas de peixes (ind.100 m^{-3}), da diversidade média (H') e equitabilidade média (J) nos cinco setores em todas as campanhas realizadas durante o PMBA/Fest-RRDM.

Setor	Campanha	Superfície				Coluna de água			
		Dens. média ovos	Dens. média larvas	H' média	J' média	Dens. média ovos	Dens. média larvas	H' média	J' média
Abrolhos	11-18	24,04±22,32	26,75±17,18	1,14	0,53	1,55±1,24	15,69±9,68	2,62	0,77
	04-19	1.555,38±3.236,09	77,17±64,10	1,29	0,65	39,50±64,85	15,61±3,80	1,60	0,57
	01-20	83,34±75,80	67,52±35,98	1,67	0,84	35,07±36,27	16,38±7,97	1,89	0,66
Norte	11-18	46,21±84,50	17,37±10,18	0,55	0,55	0,29±0,37	18,77±20,46	1,64	0,69
	01-19	58,24±65,04	2,15±2,15	1,17	0,90	1,54±1,81	36,01±17,06	2,40	0,74
	04-19	358,57±566,58	11,35±8,73	0,00	0,00	1.937,61±4.706,65	12,11±11,83	1,35	0,65
	07-19	143,91±115,12	17,55±15,52	1,06	0,71	10,23±8,29	8,05±5,81	1,17	0,64
	11-19	185,87±120,67	71,59±103,84	1,75	0,85	20,02±13,05	35,17±45,96	1,97	0,79
	01-20	287,10±442,00	95,23±93,94	1,62	0,74	41,76±44,29	30,27±21,86	2,36	0,78
Foz	11-18	16,87±15,85	9,75±8,87	0,85	0,46	3,32±5,66	5,81±4,77	1,32	0,61
	01-19	37,26±65,20	17,36±36,70	0,49	0,38	1,22± 2,25	6,43±6,69	1,66	0,80
	04-19	342,56±560,83	33,68±44,07	1,12	0,70	227,55±506,87	14,18±17,90	1,65	0,79
	07-19	1.502,53±4.176,30	11,31±13,19	0,40	0,28	78,10±182,50	8,13±9,12	0,64	0,37
	11-19	455,12±409,16	13,37±15,60	0,60	0,37	63,67±69,35	9,18±7,40	1,79	0,79
	01-20	283,47±281,59	21,31±20,98	1,19	0,77	29,88±34,20	14,94±14,07	1,73	0,76
	Emergencial	654,56±877,97	27,94±30,82	0,67	0,41	81,17±119,94	13,70±10,73	1,74	0,71

continua

continuação

Setor	Campanha	Superfície				Coluna de água			
		Dens. média ovos	Dens. média larvas	H' média	J' média	Dens. média ovos	Dens. média larvas	H' média	J' média
APA Costa das Algas	11-18	65,59±52,45	23,02±22,25	1,00	0,63	8,91±7,19	15,84±11,57	2,16	0,70
	01-19	108,52±123,59	4,78±9,18	0,21	0,13	23,71±57,64	12,63±9,23	2,12	0,81
	04-19	5.345,25±13.259,43	23,41±22,81	1,30	0,71	62,69±97,17	30,54±22,22	2,10	0,69
	07-19	74,84±57,98	100,33±141,77	0,52	0,27	11,77±6,66	52,90±54,53	1,04	0,35
	11-19	761,44±1.198,39	31,87±27,74	0,75	0,46	138,38±251.84	34,93±38,97	2,66	0,81
	01-20	176,06±200,05	12,20±16,25	1,20	0,76	41,93±49,00	10,53±10,95	1,86	0,64
Sul	11-18	18,55±9,74	7,83±9,39	0,50	0,50	3,07±5,34	3,20±1,85	1,35	0,58
	01-19	-	-	-	-	7,66±4,26	40,44±12,61	-	-
	04-19	135,37±73,18	13,99±4,99	1,60	0,60	39,42±62,65	7,33±2,88	1,58	0,61
	07-19	-	-	-	-	46,63±36,00	32,22±24,53	-	-

Em Abrolhos as menores densidades de ovos e larvas de peixes ocorreram nas campanhas de novembro/2018 e as maiores em abril/2019, tanto na camada superficial como na coluna de água.

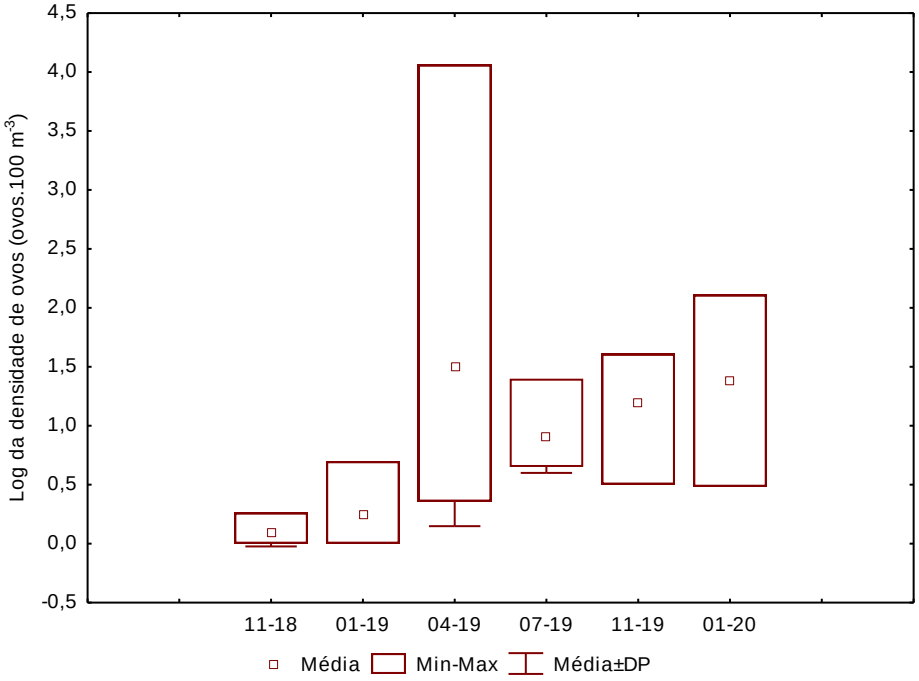
No Setor Norte o maior valor médio de ovos na coluna de água ocorreu na campanha de abril/2019 (Figura 281a) e foi observada diferença significativa das densidades entre as campanhas (H = 26,43; p = 0,0001): novembro/2018 foi diferente de abril/2019, novembro/2019, janeiro/2020 e janeiro/2019 foi diferente de novembro/2019 e janeiro/2020. Para as larvas a maior densidade média foi em janeiro/2019 (Figura 281b) e não foram registradas diferenças significativas entre as campanhas (H = 11,03; p>0,05). O número de estações positivas para ovos e larvas de peixes na superfície foi insuficiente para a realização de gráficos de box-plot e de análises estatísticas.

No Setor Foz do Rio Doce as maiores médias de ovos ocorreram em novembro/2019 na superfície e em abril/2019 na coluna de água (Figura 282). Houve diferença significativa nas densidades de ovos entre as campanhas tanto na camada superficial (H = 31,98; p<< 0,05) como na coluna de água (H = 39,05; p<<0,05). Na superfície as campanhas de novembro/2018 e janeiro/2019 foram diferentes das demais. Na coluna de água a campanha de novembro/2018 foi diferente de abril/2019, novembro/2019, janeiro/2020 e Emergencial. As densidades registradas em janeiro/2019 foram diferentes das de abril/2019, julho/2019, novembro/2019, janeiro/2020 e Emergencial.

Em relação às larvas de peixes os maiores valores médios foram registrados na campanha de abril/2019 na superfície e em janeiro/2020 na coluna de água (Figura 283). Não foi observada diferença significativa entre as campanhas (H = 7,44; p>0,05 e H = 6,42; p>0,05) nos dois ambientes.

Figura 281: Distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) (a) e larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) (b) na coluna de água no Setor Norte entre novembro/2018 e janeiro/2020.

(a)



(b)

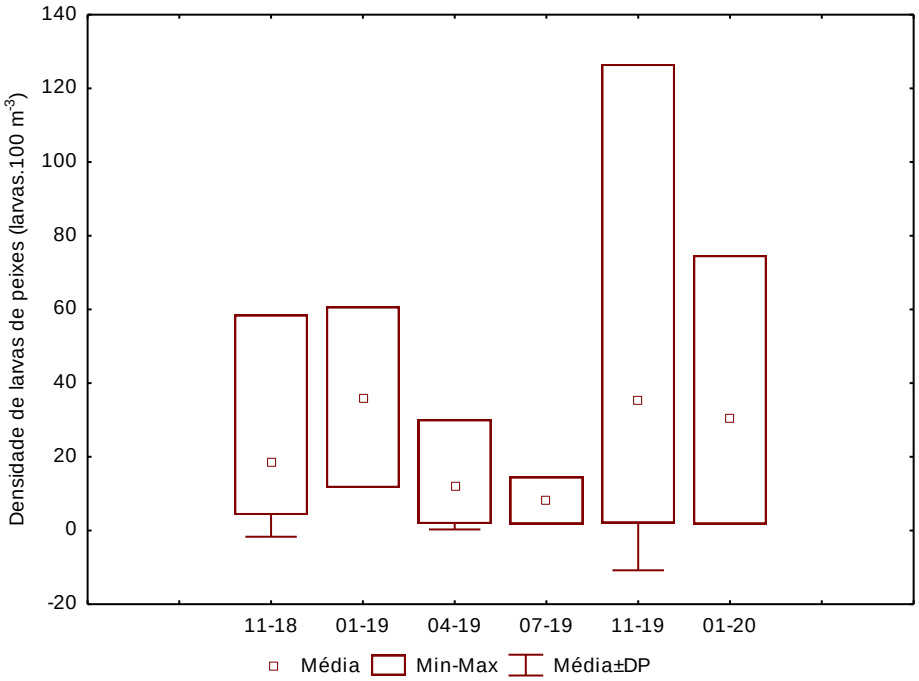
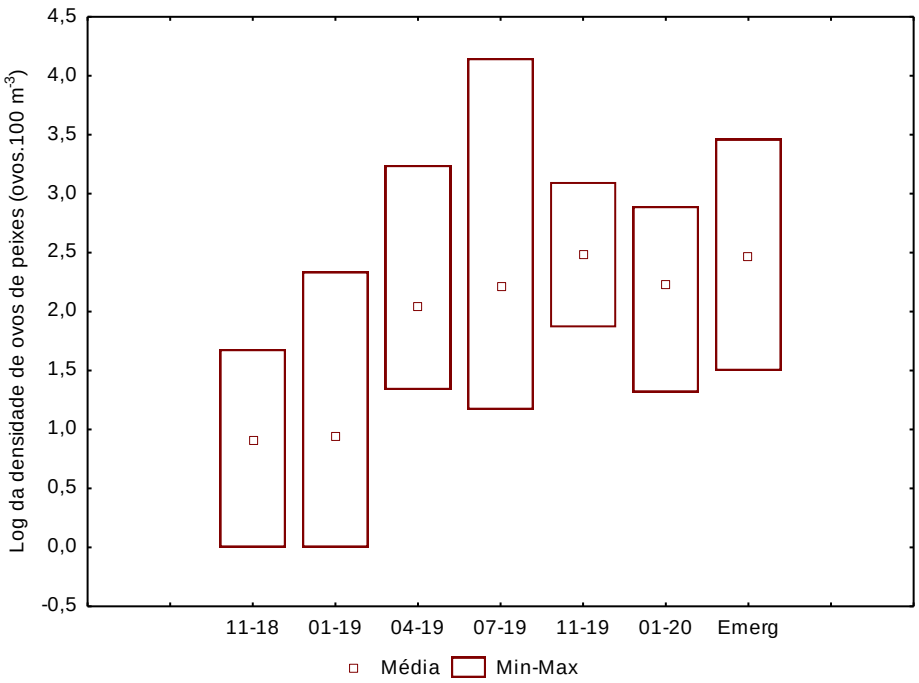


Figura 282: Logaritmo da distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce entre novembro/2018 e janeiro/2020 e campanha Emergencial.

(a)



(b)

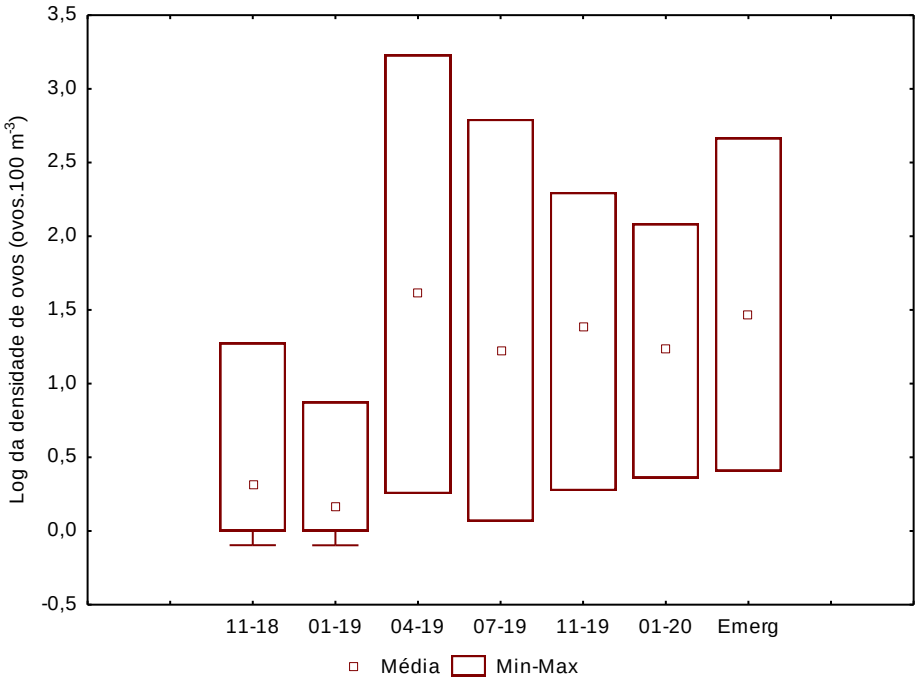
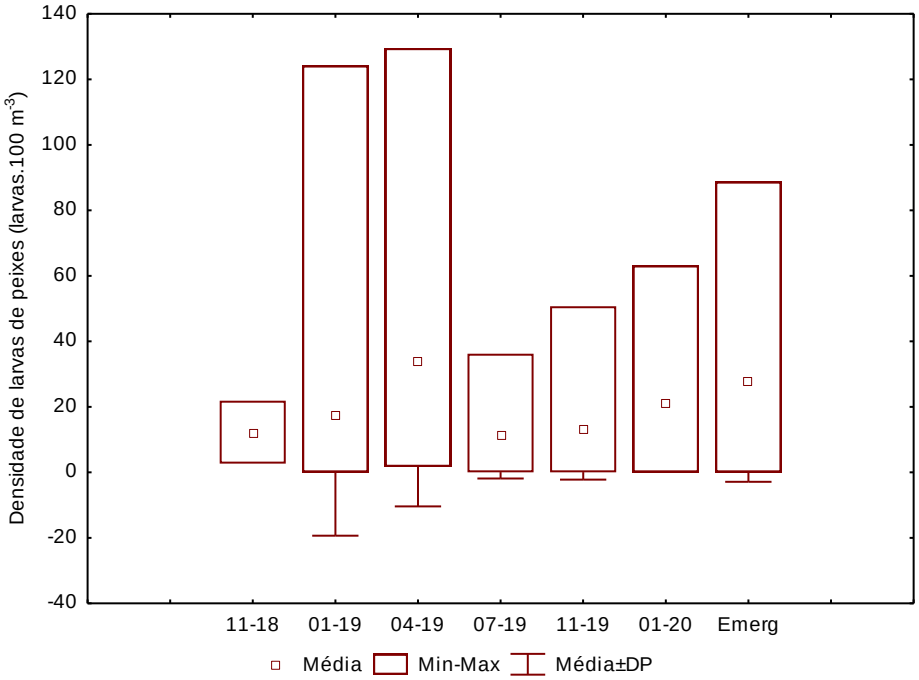
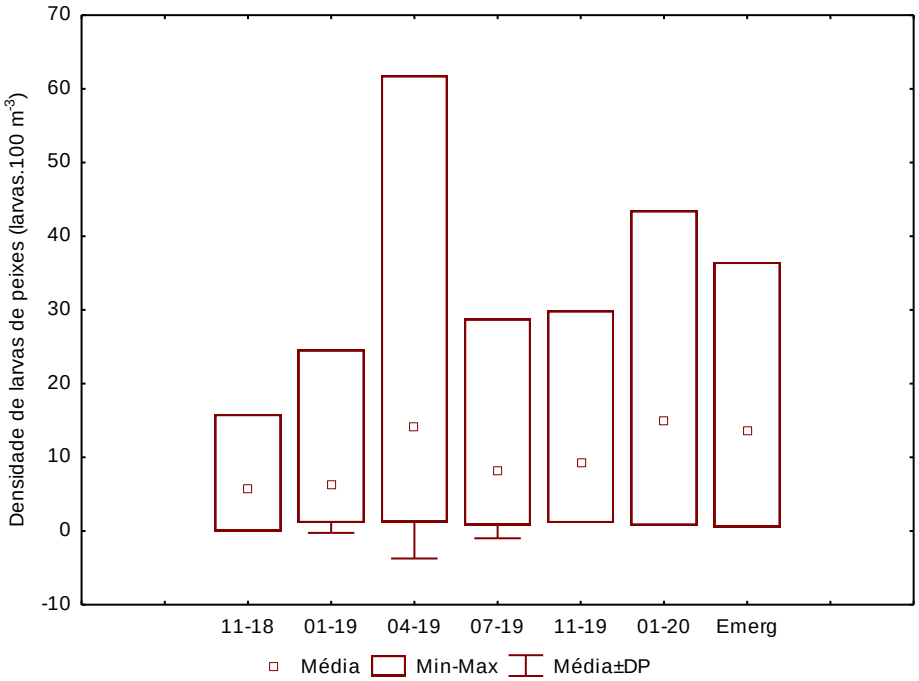


Figura 283: Distribuição temporal das densidades de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce entre novembro/2018 e janeiro/2020 e campanha Emergencial.

(a)



(b)

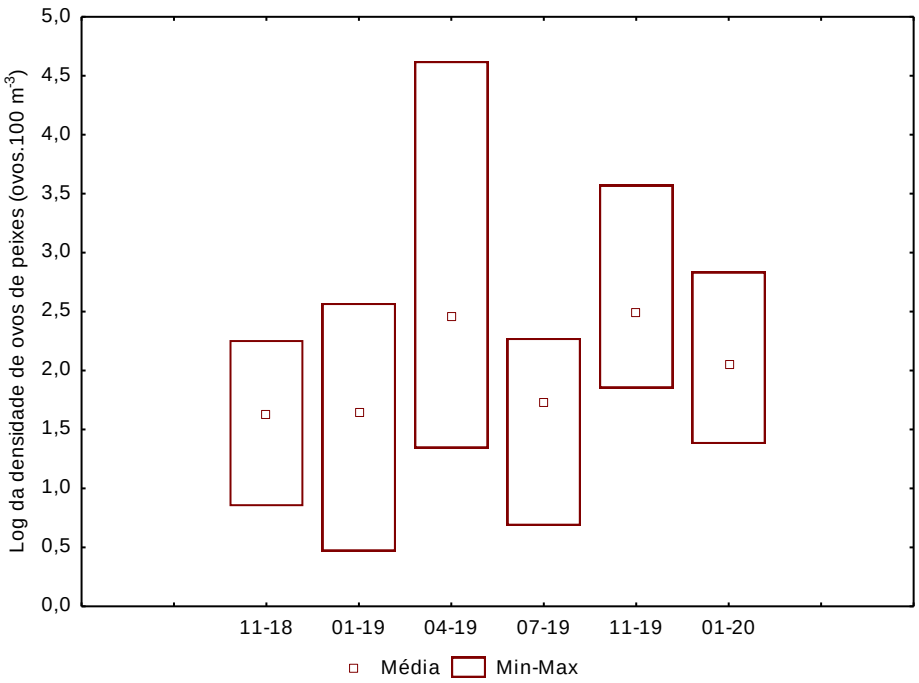


Na APA Costa das Algas as maiores densidades médias de ovos de peixes ocorreram em abril/2019 e novembro/2019, tanto à superfície quanto na coluna de água (Figura 284). Foi observada diferença significativa entre as campanhas da superfície ($H = 18,74$; $p < 0,05$): as densidades obtidas em novembro/2018, janeiro/2019 e julho/2019 são diferentes das registradas em novembro/2019. Na coluna de água também foi observada diferença significativa entre as campanhas realizadas ($H = 32,92$; $p << 0,05$). A campanha de novembro/2018 foi diferente de novembro/2019 e de janeiro/2020. Janeiro/2019 foi diferente de novembro e julho de 2019 foi diferente de novembro/2019.

Para as larvas de peixes houve diferença significativa entre as campanhas ($H = 13,46$; $p < 0,05$) na superfície. A campanha de janeiro/2019 foi significativamente diferente de julho/2019. Na coluna de água também houve diferença significativa entre as campanhas ($H = 22,94$; $p < 0,05$). A campanha de julho/2019 foi diferente de novembro/2018 e janeiro de 2019 e 2020. Os maiores valores médios nos dois ambientes foram registrados na campanha de julho/2019, na baixa vazão do Rio Doce (Figura 285).

Figura 284: Logaritmo da distribuição temporal das densidades de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas entre novembro/2018 e janeiro/2020.

(a)



(b)

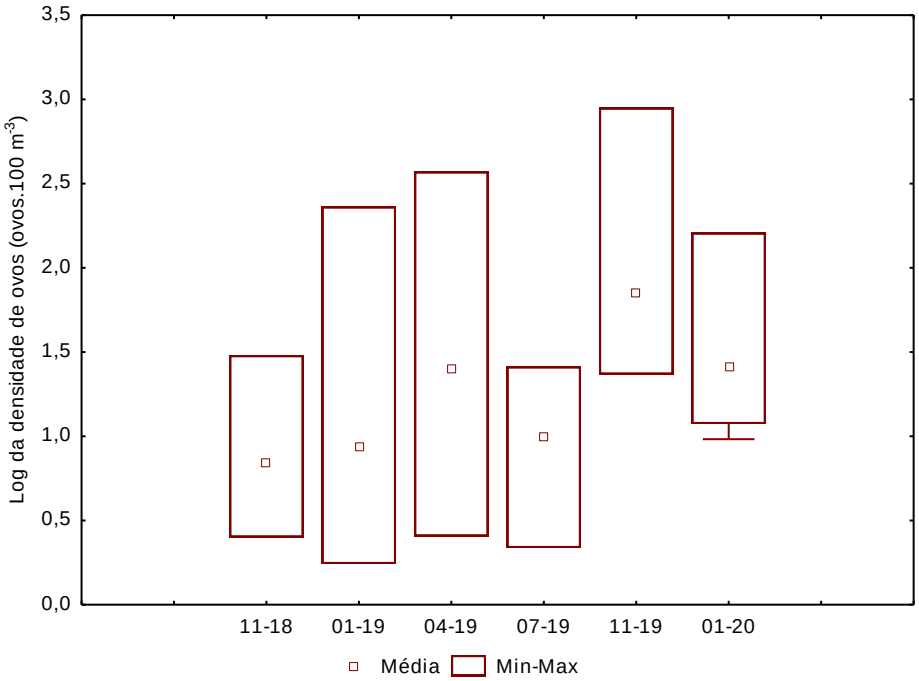
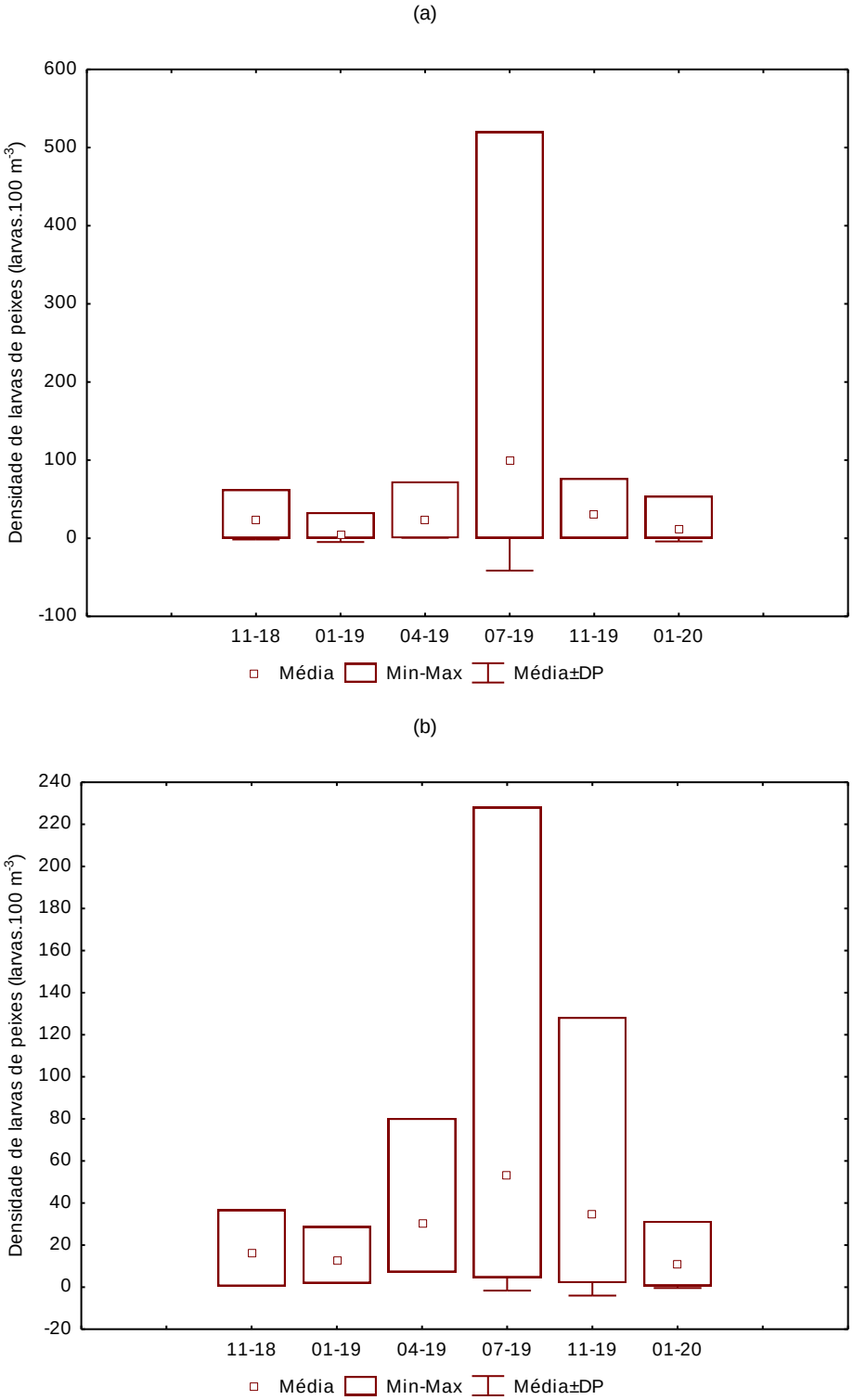


Figura 285: Distribuição temporal das densidades de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) na camada superficial (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas entre novembro/2018 e janeiro/2020.

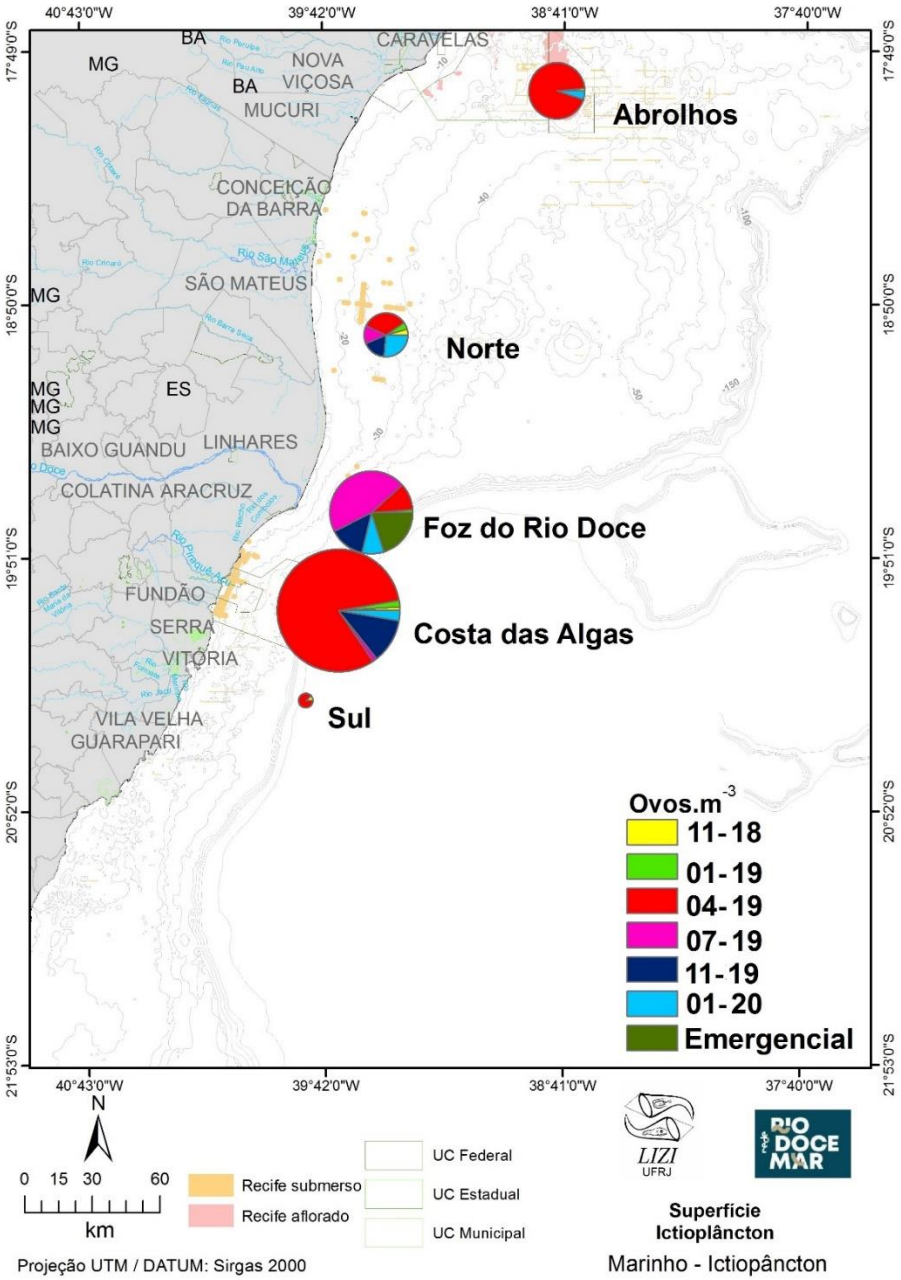


No Setor Sul as menores densidades de ovos e larvas de peixes ocorreram em novembro/2018 e as maiores em abril/2019, em ambas as profundidades.

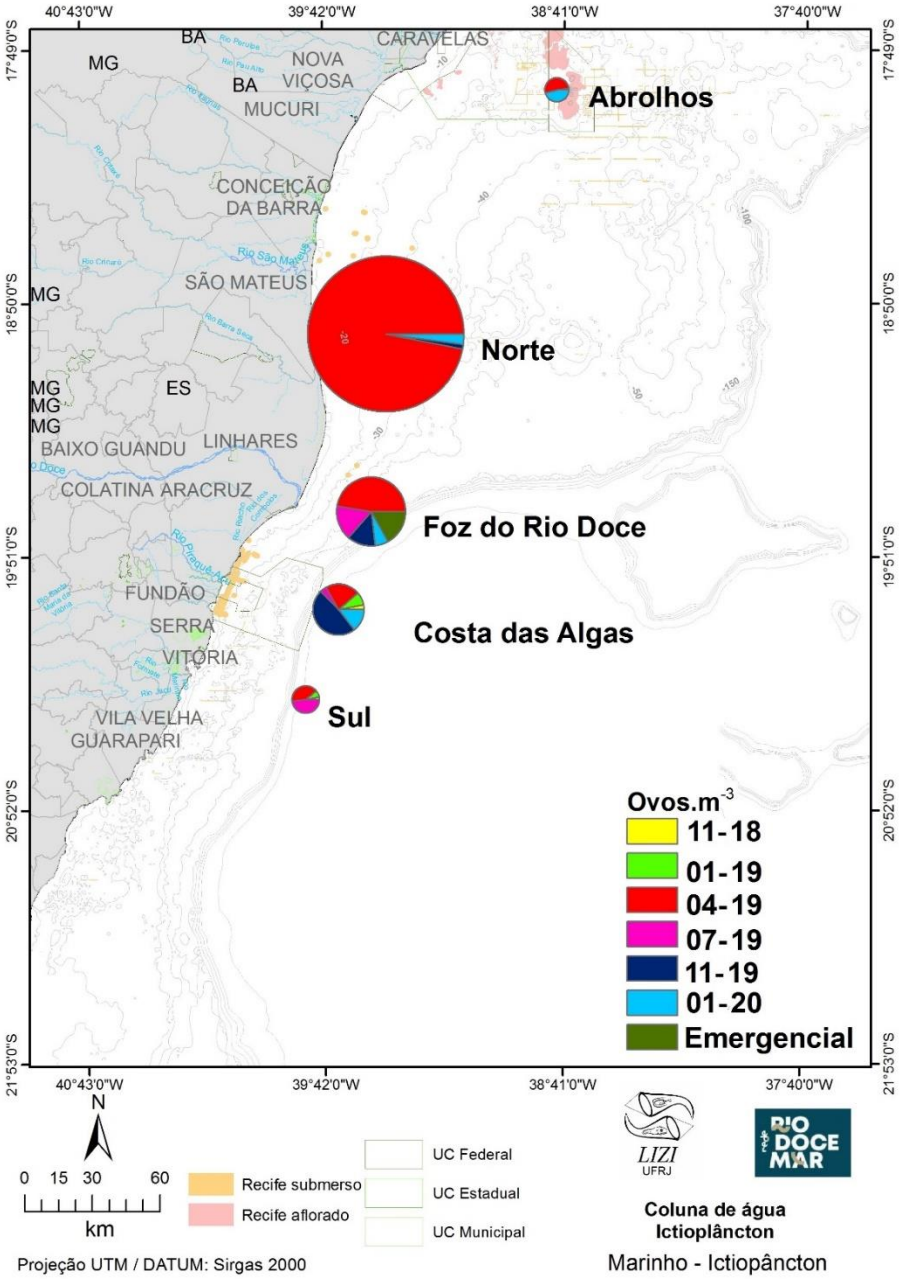
De maneira geral, as maiores densidades médias de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) foram observadas durante o período seco em 2019, logo após a passagem da Tempestade Tropica Iba que se formou na costa do Espírito Santo influenciando no sistema de ventos e na baixa vazão do rio (Figura 286). A única exceção ocorreu no Setor APA Costa das Algas na coluna de água onde as maiores médias foram registradas no período chuvoso em 2019 (Figura 286 b).

Figura 286: Distribuição das densidades médias de ovos de peixes (ovos.100 m^{-3}) registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) nos setores Sul, APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.

(a)



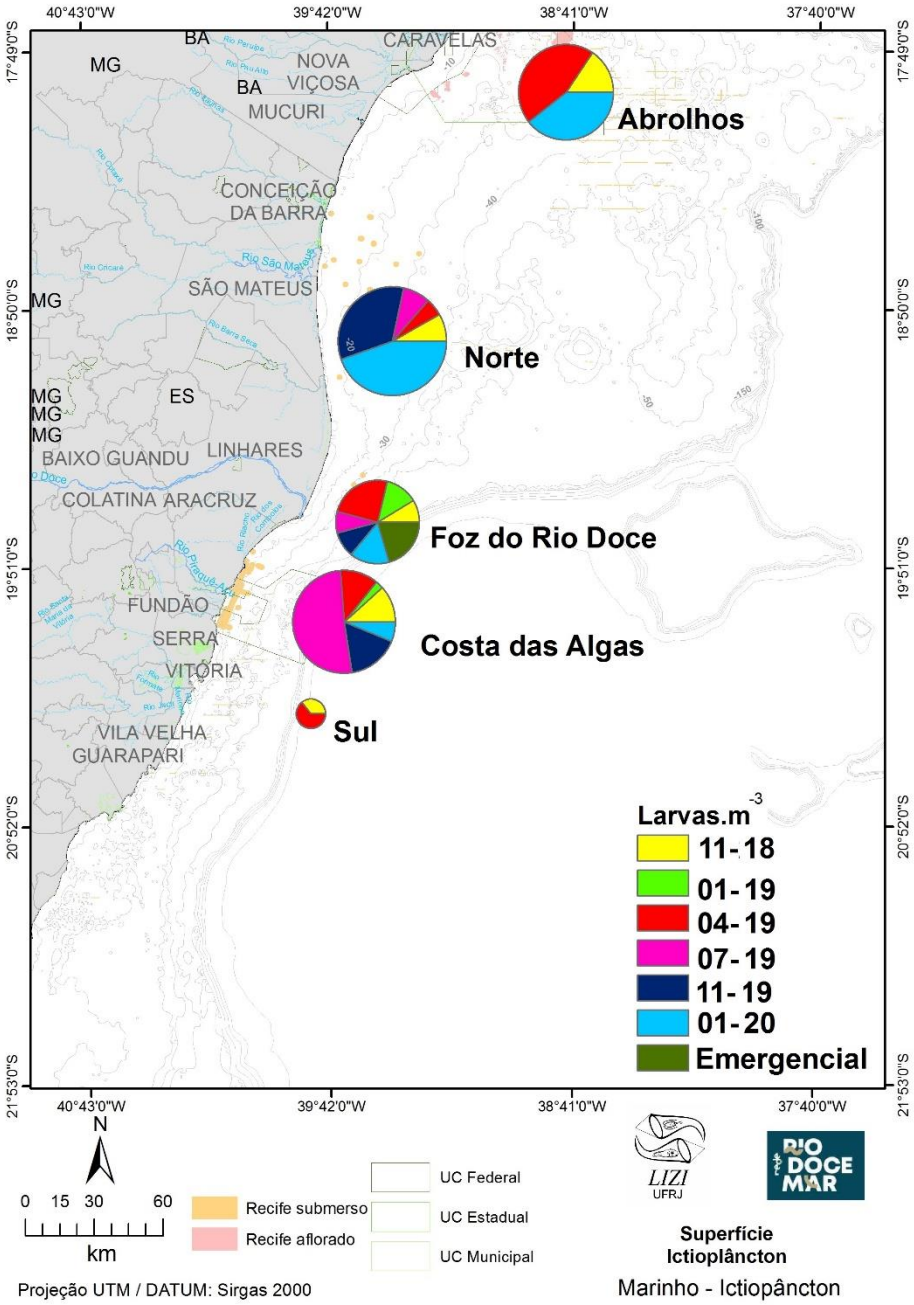
(b)



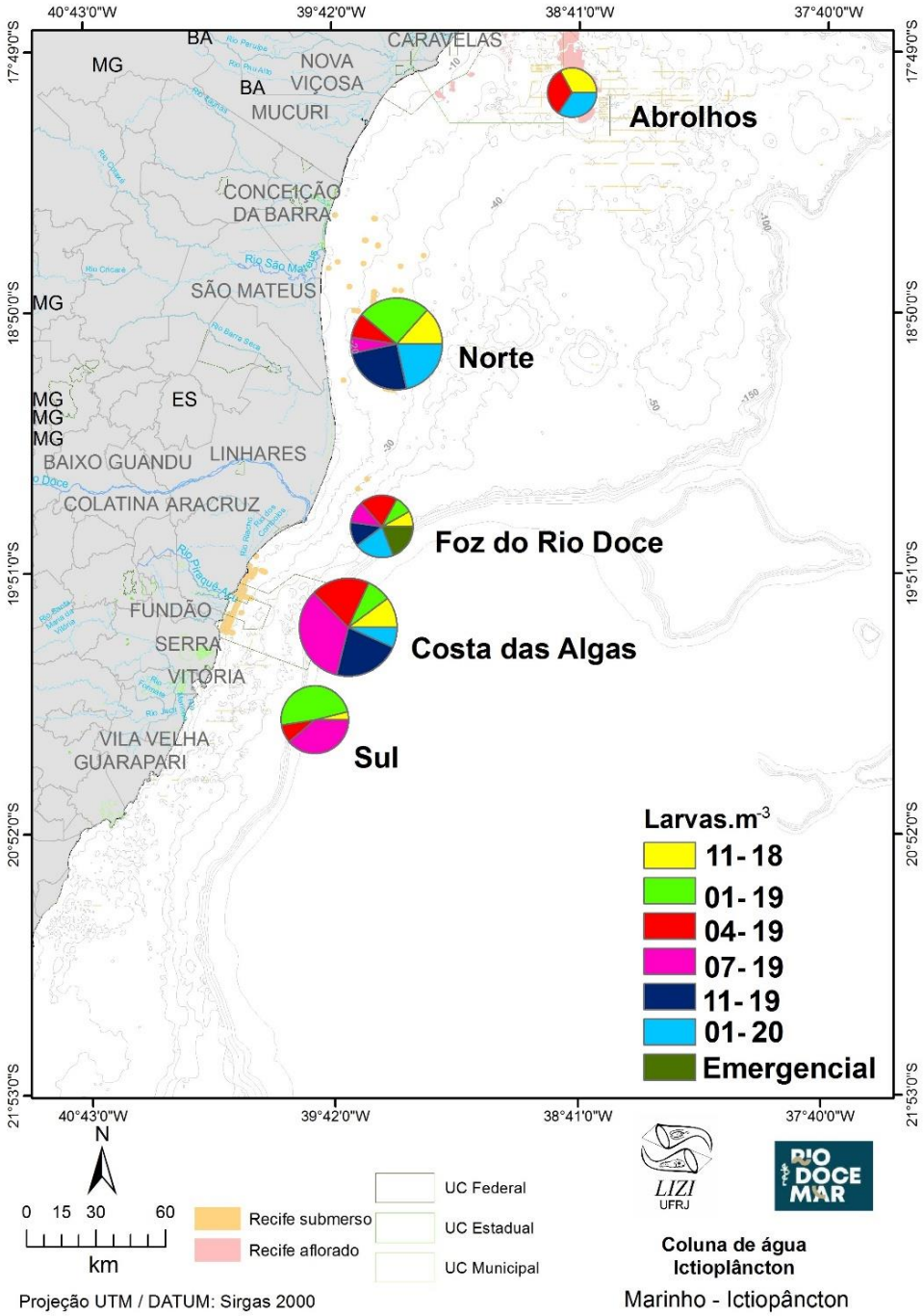
As maiores densidades médias de larvas de peixes na superfície, assim como para os ovos, foram registradas durante o período seco em 2019 (passagem da frente e baixa vazão do Rio Doce), com exceção do Setor Norte onde os maiores valores médios ocorreram o período chuvoso em 2019 (Figura 287). Na coluna de água apesar das maiores médias também terem ocorrido no período seco na maior parte da área de estudo, no Setor APA Costa das Algas as maiores densidades médias foram registradas no período chuvoso (Figura 287).

Figura 287: Distribuição das densidades médias de larvas de peixes (larvas.100 m^{-3}) registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) nos setores Sul, APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento:novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.

(a)



(b)

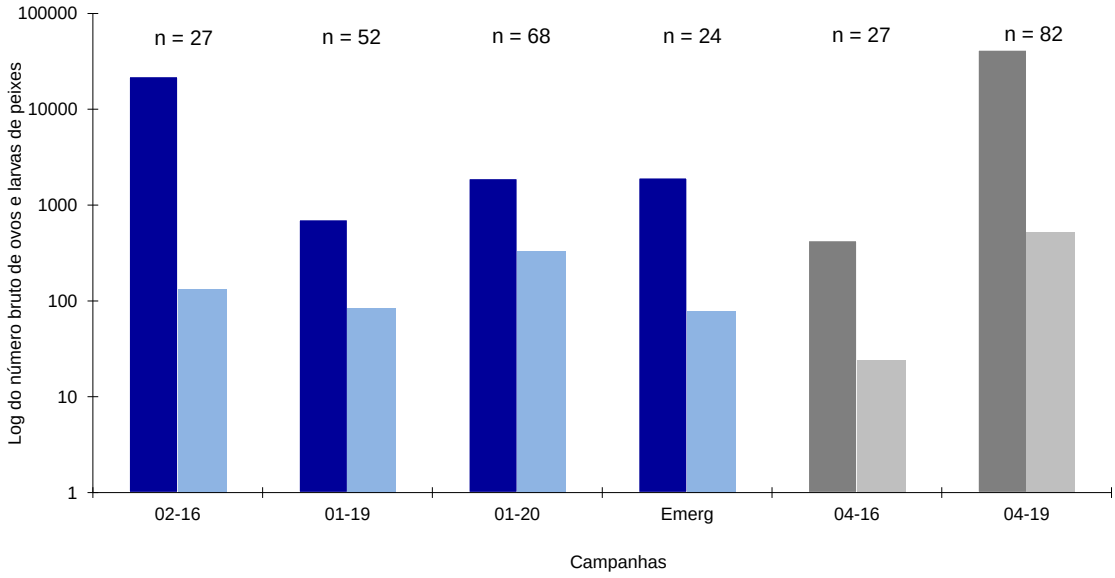


Comparando as campanhas realizadas no mesmo período nos monitoramentos pré-PMBA/Fest-RRDM e no atual observou-se que mesmo com esforço amostral menor, a campanha de fevereiro/2016 apresentou um maior número de ovos e larvas de peixes, tanto na superfície quanto na coluna de água (Figura 288). Em abril de 2016 a descarga de lama contaminada na região costeira era maior e com grande disponibilidade de metais e material em suspensão afetando a estrutura da comunidade ictioplanctônica (BONECKER et al., 2019). O número de ovos e larvas de peixes foi inferior ao

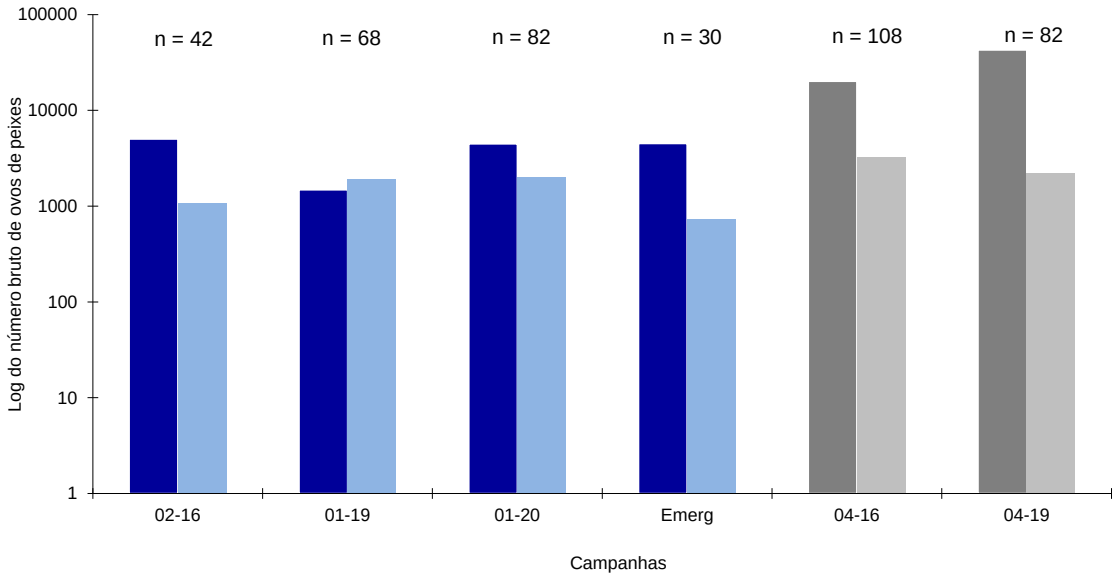
registrado em abril/2019. Deve ser levada em consideração também que antes desta campanha teve a passagem da tempestade tropical Iba (nota INMET: Tempestade tropical “Iba”, 24 de março de 2019), com intensa ação de ondas, ventos e aumento da temperatura da água do mar (de até 3°C), alterando as condições locais. Essas condições ambientais influenciaram nas densidades de ovos e larvas de peixes.

Figura 288: Logaritmo do número bruto de ovos (cores mais escuras) e larvas de peixes (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) nas campanhas realizadas em 2016 (fevereiro e abril) e em 2019 e 2020 (janeiro, Emergencial e abril). Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco.

(a)



(b)

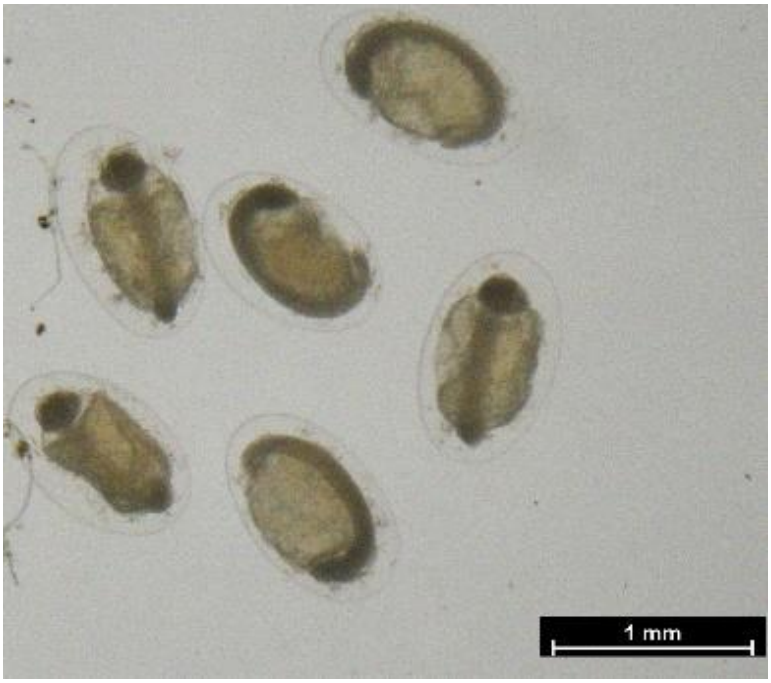


Os picos de densidades de ovos observados ao longo do monitoramento em todos os setores sugerem a ocorrência de desovas pontuais de algumas espécies, pois apesar de ocorrer dispersão dos ovos pelas correntes há uma tendência da maior concentração ser registrada próximo de onde ocorreu o evento uma vez que o ictioplâncton se distribui em manchas (MCGURK, 1986; RÉ et al., 2005; BONECKER et al., 2009a). Segundo a literatura há uma mortalidade natural dos ovos de peixes que varia entre as espécies e pode ser causada, entre outras coisas, por predação, condições abióticas desfavoráveis como variações na temperatura e salinidade, oxigênio dissolvido, radiação ultravioleta, estresse mecânico pela ação das ondas e poluição (RÉ, 1999; BUNN et al., 2000). De acordo com Matsuura (1977) a taxa de mortalidade dos ovos de peixes nos cálculos de estimativa do tamanho do estoque é de 50%. Um estudo sobre a espécie *Engraulis encrasicolus* (Engraulidae) mostrou que a mortalidade máxima de ovos foi de 30,9% (DABAN et al., 2020).

Apesar de terem ocorrido altas densidades, a maior parte dos ovos registrada ao longo do monitoramento foi classificada como “inviável” (Figura 289); ou seja, os ovos estavam opacos e sem embrião indicando que estavam mortos antes de serem coletados. Esses ovos foram maioria em todos os setores, representando entre 51% e 86% do total coletado em janeiro/2019 e em novembro/2018, respectivamente (Tabela 85).

Figura 289: Ovos com embrião considerados “viáveis” (a) e ovos “inviáveis” (b).

(a)



(b)

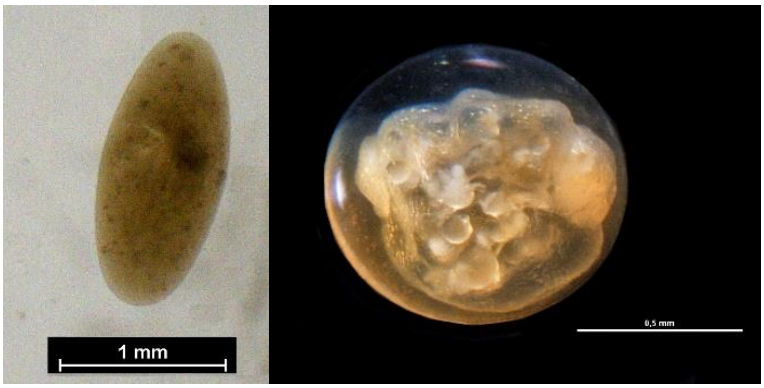
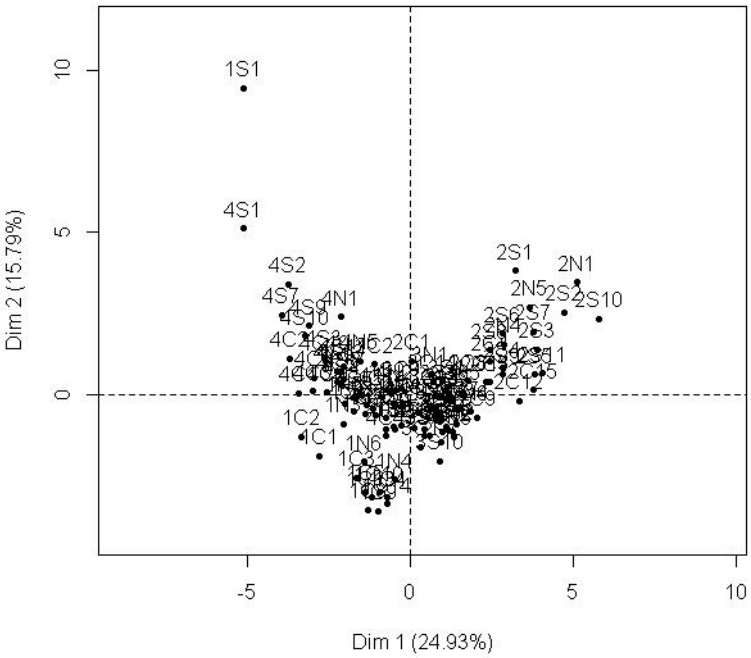


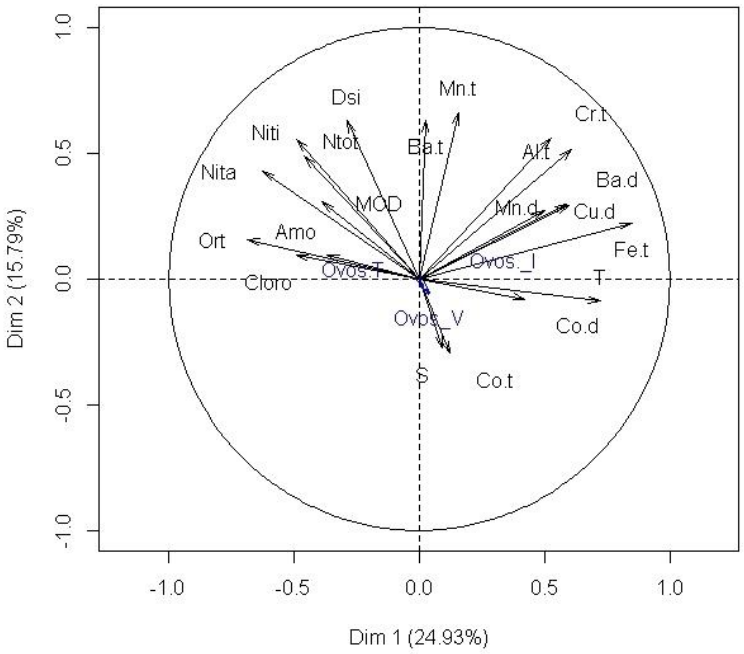
Tabela 85: Percentual (%) de ovos de peixes inviáveis (sem embrião) e com embrião registrados nas sete campanhas realizadas nos cinco setores (Sul, Costa das Algas, Foz do Rio Doce, Norte e Abrolhos).

Campanhas	**11-18**		**01-19**		**04-19**		**07-19**		**11-19**		**01-20**		**Emergencial**	
Setores/Ovos	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**	**inviáveis**	**com embrião**
Sul	100,00	0,00	-	-	63,02	36,98	-	-	-	-	-	-	-	-
Costa das Algas	86,14	13,86	53,63	46,37	53,63	46,37	30,85	69,15	63,33	36,67	88,16	11,84	-	-
Foz	74,52	25,48	53,31	46,69	82,52	17,48	74,29	25,71	88,72	11,28	85,07	14,93	91,48	8,52
Norte	96,10	3,90	26,35	73,65	58,20	41,80	84,04	15,96	65,79	34,21	94,06	5,94	-	-
Abrolhos	92,84	7,16	-	-	96,94	3,06	-	-	-	-	66,76	33,24	-	-
Total	87,94	12,06	51,04	48,96	61,40	38,60	72,10	27,90	73,54	26,46	87,07	12,93	-	-

Para verificar se houve relação dos ovos “inviáveis” com a disponibilidade dos metais, a turbidez e o material particulado em suspensão (MPS) foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) com os parâmetros ambientais e as densidades de ovos de peixes. Os dois primeiros eixos explicaram 41% dos resultados (Figura 290). Os dois componentes principais foram retidos (PCA 1, eigen value = 4,986; PCA 2, eigen value = 3,158) na análise para explicar a variabilidade dos dados (PCA 1 = 25%, PCA 2 = 16%). Foi evidenciada a separação das amostras coletadas principalmente no Setor Foz das obtidas na APA Costa das Algas; e das campanhas de novembro/2018 e julho/2019 em relação às obtidas em janeiro/2019. Os ovos de peixes totais estiveram relacionados a disponibilidade de nutrientes (ortofosfato, nitrito, nitrato e sílica) e os ovos “inviáveis” ficaram associados com metais totais (manganês, cromo, e ferro) e dissolvidos na água (bário). Observou-se uma correlação significativa ($p < 0,05$) entre os ovos “inviáveis” e as concentrações de cobalto total, cromo total, alumínio total e ferro total nos setores estudados. Esses resultados mostram como a lama contaminada que chegou a região marinha está afetando a comunidade ictioplanctônica, uma vez que mesmo tendo desova na área estudada grande parte não chega a fase larval.

Figura 290: Análise de Componentes Principais com as amostras obtidas na superfície nos setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019 janeiro/2020 e Emergencial. O primeiro número representa as campanhas: 1 = novembro/2018; 2 = janeiro/2019; 3 = abril/2019; 4 = julho/2019; 5 = novembro/2019; 6 = janeiro/2020; 7 = Emergencial. Os números subseqüentes correspondem as estações. A letra representa os setores: S = Foz; C = APA Costa das Algas; N = Norte. Ovos T = ovos de peixes totais; Ovos I = ovos de peixes inviáveis; Ovos V = ovos de peixes com embrião; Nita = nitrato, Niti = nitirto; Ntot = nitrogênio total; Ort = ortofosfato; Amo = amônia; Cloro = clorofila a; Dsi = sílica dissolvida; MOD = matéria orgânica dissolvida; Ba t = Bário total; Ba d = Bário dissolvido; Mn t = Manganês total; Mn d = Manganês dissolvido; Al t = Alumínio total; Cr t = Cromo total; Cu d = Cobre dissolvido; Fe t = ferro total; Co t = Cobalto total; Co d = cobalto dissolvido; S = Salinidade; T = Temperatura.





Os padrões espaciais e temporais de distribuição das larvas de peixes refletem a desova dos indivíduos adultos e são influenciados também pelo comportamento das respostas dos parâmetros ambientais (ABDELOUAHAB et al., 2017; ACEVES-MEDINA et al., 2018; OOZEKI, 2018; BECKLEY et al., 2019; SANTANA et al., 2020). As correntes marinhas, a turbidez e a sazonalidade estão entre os principais fatores que interferem na ocorrência e no recrutamento de larvas de peixes pelágicas em uma determinada área (RÉ et al., 2005). O tempo que as larvas de peixes passam no plâncton (plankton larval duration – PLD) varia em função das espécies e pode durar aproximadamente entre 47 e 93 dias para algumas espécies no Oceano Atlântico (ENDO et al., 2019). Esse é um tempo curto comparado com o ciclo de vida dos adultos.

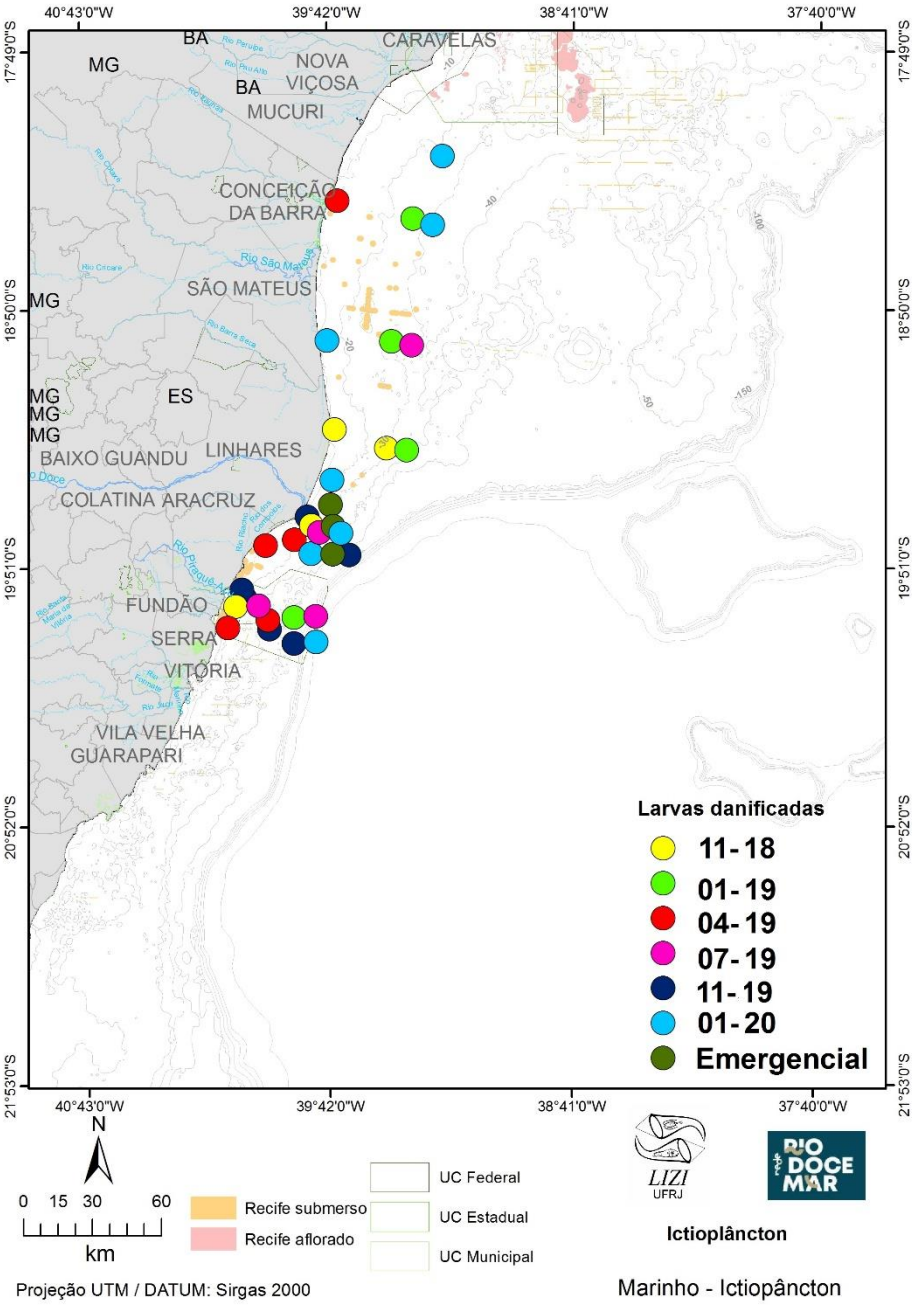
Em estudo desenvolvido em 2016 no pré-PMBA/Fest-RRDM foram registradas larvas das espécies *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta) e *Monacanthus ciliatus* (peixe-couro) com tratos digestórios danificados (BONECKER et al., 2019). Nesse estudo observou-se a ligação destas larvas com altas concentrações de metais, principalmente ferro e manganês. Larvas de peixes com essas características chegaram a representar 7,4% do total de larvas capturadas na porção norte da área de estudo (BONECKER et al., 2019).

Após a chegada da lama contaminada na região costeira observou-se um aumento da quantidade de material em suspensão ao longo do monitoramento. Segundo a literatura muito material em suspensão prejudica a respiração (BEZERRA JÚNIOR., 1999) e a alimentação das larvas (AUTHMAN et al., 2015). Além disso, mesmo que haja muito alimento disponível (fito e zooplâncton) uma alta turbidez pode inibir a habilidade de capturar as presas e com isso diminuir o sucesso na alimentação das larvas de peixes (AXLER et al., 2020). O aumento de turbidez durante esse período contribuiu para a baixa densidade de larvas encontrada na área de estudo.

Durante o presente monitoramento foram registradas larvas de peixes com trato digestório destruído em todas as campanhas realizadas e também larvas com sedimentos alaranjados (vestígios de ferro) aderidos ao corpo (Figura 291). As maiores concentrações dessas larvas ocorreram nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, mas ocorreram desde Vitória até o estuário do rio Mucuri (Figura 292). Os seguintes táxons tiveram exemplares com trato digestório danificados: *Menticirrhus americanus* (Sciaenidae), *Sphoeroides* sp. (Tetraodontidae), *Monacanthus cilitaus* (Monacanthidae), *Chloroscombrus chrysurus* (Carangidae), *Serranus* sp. (Serranidae), Engraulidae, *Auxis thazard* (Scombridae), *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae), Gobiidae, Labridae, *Upeneus parvus* (Mullidae), *Lepidophanes* sp. (Myctophidae) e *Ptereleotris randalli* (Gobiidae), Balistidae, *Haemulon plumierii* (Haemulidae) e *Stellifer* sp. (Sciaenidae). As larvas com essa característica representaram entre 0,1 (julho/2019) e 0,8% (janeiro/2020) do total de larvas coletado em cada campanha.

Figura 291: Exemplos de larvas de peixes com trato disgestório danificado e com sedimento alaranjado aderido coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019;abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.

Figura 292: Distribuição das larvas de peixes com o trato digestório danificado coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/ 2019; janeiro / 2020 e Emergencial



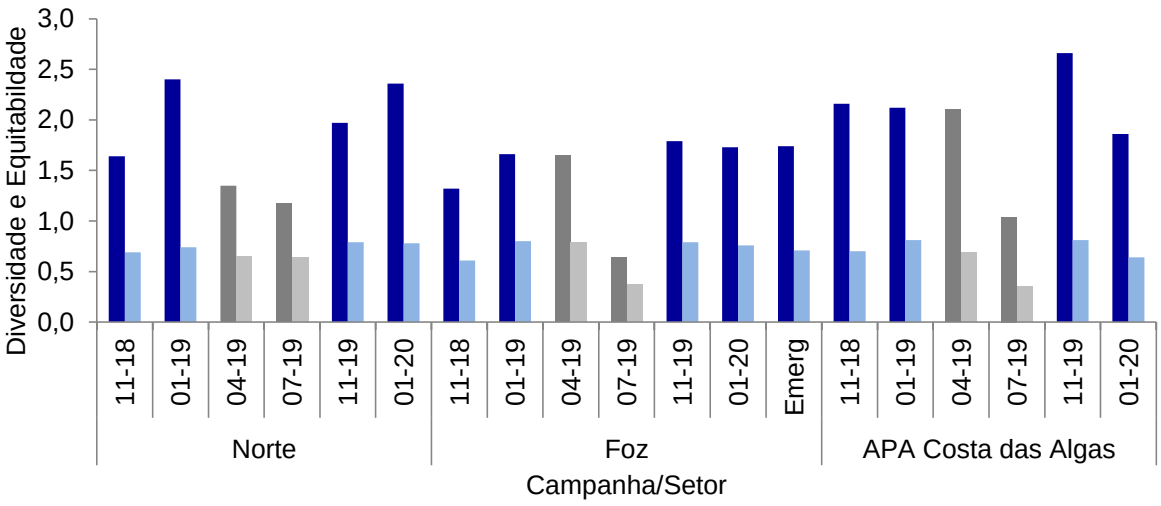
Segundo a literatura a toxicidade dos metais é mais acentuada nos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes e levam a um retardo no desenvolvimento, deformidades morfológicas e funcionais ou até mesmo a morte (AUTHMAN et al., 2015). Outra possível causa da destruição do trato digestório das larvas de peixes é a diminuição da disponibilidade de alimento e/ou a qualidade do mesmo. Quando a

larva não tem alimento ou há um retardo no início da alimentação exógena, algumas espécies podem ter o trato digestório danificado (KJØRSVIK et al., 1991; RIOS et al., 2004).

Esses resultados evidenciam a influência da pluma de lama contaminada sobre o ictioplâncton mesmo quatro anos após o acidente. A distribuição de larvas com essas características por quase toda a área de estudo mostra como esses organismos estão sujeitos ao transporte passivo pelas correntes marinhas e o efeito da presença da pluma pode ser sentido além das estações localizadas no Setor Foz do Rio Doce.

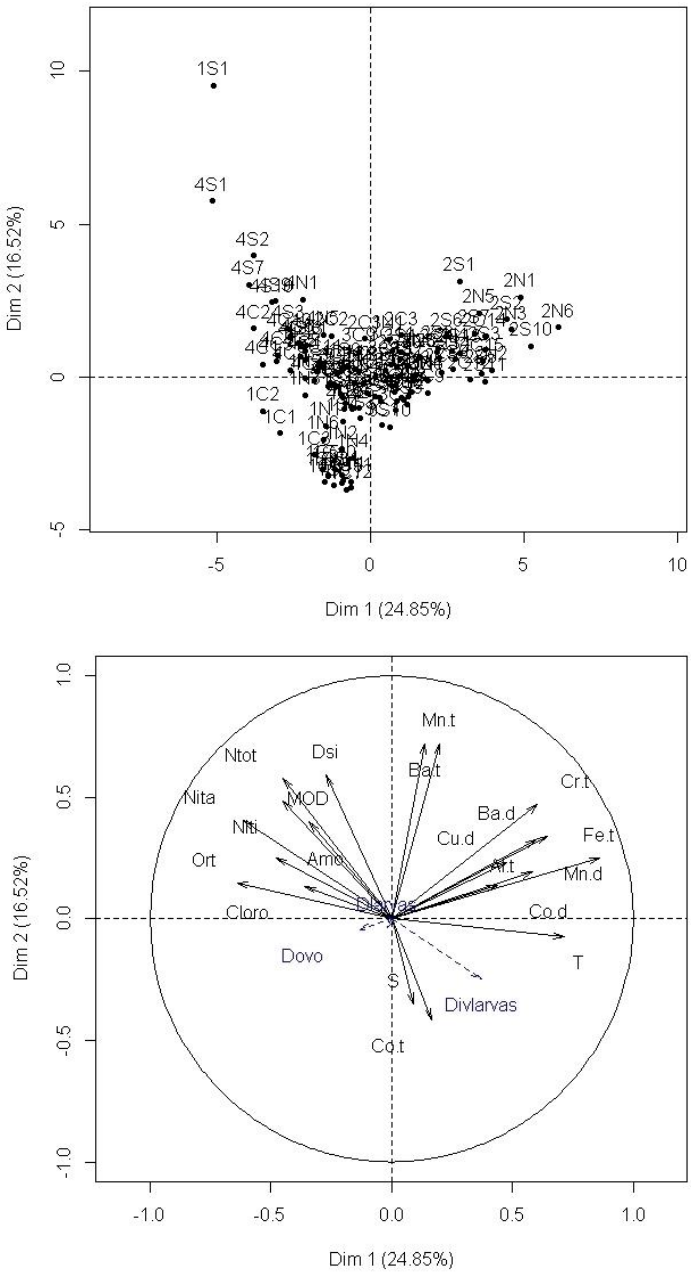
Os índices ecológicos diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou variaram ao longo do período de monitoramento (Figura 293). De maneira geral as menores diversidades ocorreram na Foz e as maiores na APA Costa das Algas. A campanha de julho/2019, realizada em período de baixa vazão do Rio Doce e alta incidência de ondas, teve as menores diversidades e dominância de táxons mais resistentes (Engraulidae, Clupeidae e Sciaenidae) às altas concentrações de MPS e de metais. Na campanha de novembro de 2019 a vazão do rio estava baixa, com ondas, mas baixos valores de turbidez na APA Costa das Algas favorecendo a ocorrência de uma comunidade taxonômica mais sensível às variações ambientais (*Chloroscombrus chrysurus*, *Upeneus parvus*, Scombridae, Myctophidae e Lutjanidae). As campanhas de janeiro de 2019 e 2020, com alta vazão e alta turbidez, apresentaram as diversidades mais altas no Setor Norte com a dominância de *Eucinostomus* sp., *C. chrysurus*, *U. parvus,* Monacanthidae e Balistidae.

Figura 293: Valor médio de diversidade de Shannon (H') (cores mais escuras) e equitabilidade de Pielou (J') (cores mais claras) nas sete campanhas realizadas em três setores (Costa das Algas e Foz do Rio Doce e Norte). Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco.



Uma ACP realizada com os parâmetros ambientais e as diversidades de larvas de peixes da coluna de água explicaram 42% dos resultados. (Figura 294). Os dois componentes principais foram retidos (PCA 1, eigen value = 4,970; PCA 2, eigen value = 3,304) na análise para explicar a variabilidade dos dados (PCA 1 = 25%, PCA 2 = 17%). Houve a separação das estações dos setores Foz e Norte em oposição a APA Costa das Algas no eixo 1 e das campanhas de novembro/2018 e julho de 2019 em oposição na janeiro/2019 no eixo 2. A distribuição dos dados evidenciou a oposição dos menores valores encontrados nas estações do Setor Foz nas campanhas de novembro/2018 e julho/2019 das campanhas de janeiro/2019 nos setores Norte e Foz. A condição de alta vazão do Rio Doce e a combinação da atuação de ventos do quadrante S-SE, condicionou a inversão das correntes superficiais neste período e transportou a pluma em direção ao setor Foz Norte (Relatório de Modelagem), observando-se as maiores concentrações de nutrientes e influência da pluma (sílica). Em oposição a esta distribuição tivemos as densidades de ovos e diversidade de larvas associados ao Setor APA Costa das Algas (Figura 294). Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre a diversidade de larvas de peixes com os parâmetros ambientais, concentração de ovos viáveis, temperatura e salinidade. Esses resultados evidenciam a influência negativa da pluma contaminada com metais sobre a diversidade de larvas de peixes na área de estudo.

Figura 294: Análise de Componentes Principais com as amostras obtidas na coluna de água nos setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020; Emergencial. O primeiro número representa as campanhas: 1 = novembro/2018; 2 = janeiro/2019; 3 = abril/2019; 4 = julho/2019; 5 = novembro/2019; 6 = janeiro/2020 e 7 = Emergencial. A letra representa os setores: S = Foz; C = APA Costa das Algas; N = Norte. Os números subseqüentes correspondem as estações. Dovo = densidade total de ovos de peixes; Dlarvas = densidade total d elarvas de peixes; Divlarvas = diversidade de larvas de peixes; Nita = nitrato, Niti = nitirto; Ntot = nitrogênio total; Ort = ortofosfato; Amo = amônia; Cloro = clorofila a; Dsi = sílica dissolvida; MOD = matéria orgânica dissolvida; Ba t = Bário total; Ba d = Bário dissolvido; Mn t = Manganês total; Mn d = Manganês dissolvido; Al t = Alumínio total; Cr t = Cromo total; Cu d = Cobre dissolvido; Fe t = ferro total; Co t = Cobalto total; Co d = cobalto dissolvido; S = Salinidade; T = temperatura.



Ao longo do monitoramento foram registradas 73 famílias e 123 espécies (*Material Suplementar A3MIS3*): 50 famílias e 64 espécies na camada superficial; 71 famílias e 109 espécies nas amostras da coluna de água. Um total de 14 táxons de larvas de peixes foi registrado apenas nas amostras coletadas na superfície, enquanto 96 táxons ocorreram apenas na coluna de água.

Aproximadamente 107 táxons foram identificados em estudos pretéritos em ecossistemas costeiros do Espírito Santo (*Material Suplementar A3MIS3*). No monitoramento pré-PMBA/Fest-RRDM foram observados 24 táxons que não foram mais registrados nestes dois anos de coletas. Entre eles pode-se destacar: *Hoplias malabaricus*, *Pseudoplatystoma* sp., *Hygophum* sp., *Apogon* spp., *Abudefduf saxatilis*, *Hypleurochilus fissicornis*, *Hypsoblennius invemar*, *Parablennius pilicornis*, *Hirundichthys* sp., *Hemiramphus brasiliensis, Hyporhamphus unifasciatus, Scomberesox* sp., *Gobiesox strumosus, Rachycentron canadum, Cyclopsetta* sp., *Chiasmodon niger, Diapterus rhombeus, Gerres cinereus, Pempheris* sp., *Chaetodon* sp., *Micropogonias furnieri, Lactophrys triqueter, Aluterus schoepfi, Aluterus scriptus.* A continuidade do monitoramento é importante para verificar se esses táxons retornam a área de estudo.

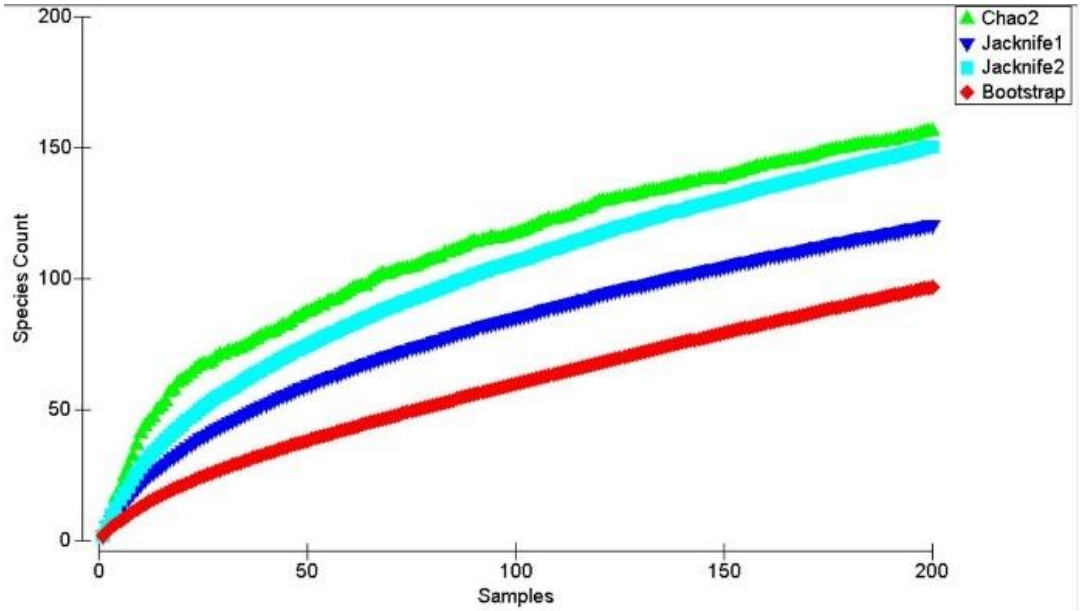
Os táxons *Hoplias malabaricus* e *Pseudoplatystoma* sp. registrados em 2016 no Setor Foz são indicadores da influência das águas do Rio Doce na região costeira. Nas campanhas de novembro/2018-2019 e Emergencial, períodos muito chuvosos e alta vazão do Rio Doce, também foram registradas larvas de Siluriformes (bagres) e Characiformes características de água doce. A presença de larvas mesopelágicas como Gonostomatidae e Myctophidae (peixe lanterna), nos setores Costa das Algas e Foz na superfície no período noturno indica migração vertical diária realizada por esses organismos.

Entre as espécies encontradas na área de estudo apenas *Hippocampus erectus* e *H. reidi* (cavalo marinho) são consideradas vulneráveis pelo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção e *Balistes capriscus* está quase ameaçada. A maioria das espécies registradas na área de estudo está classificada como menos preocupante (ICMBio/MMA, 2018).

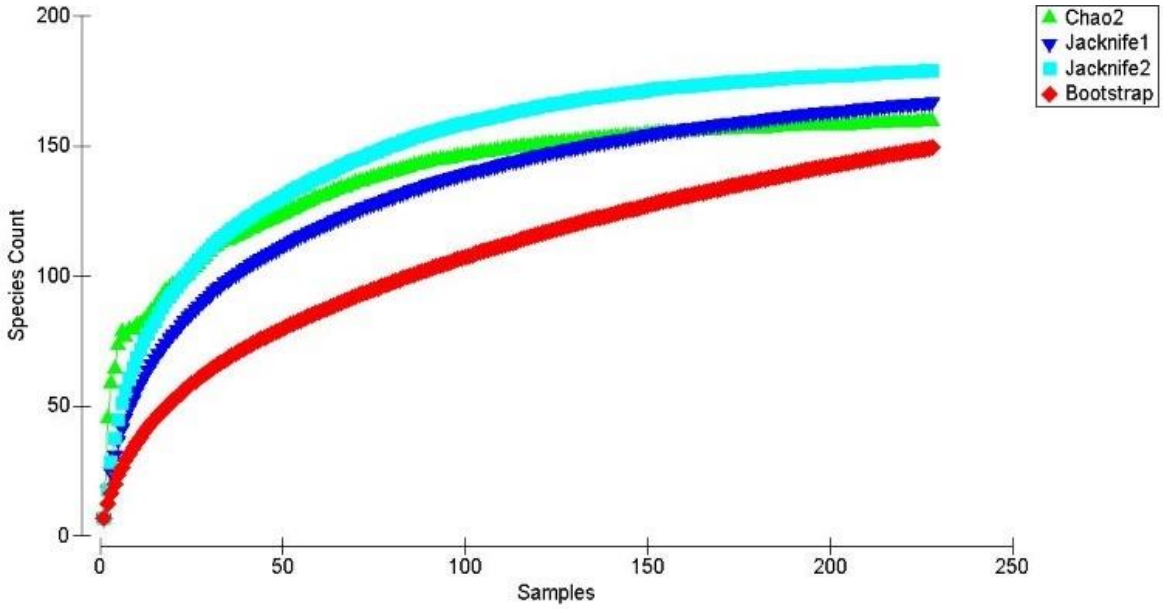
Analisando as curvas de acumulação de espécies (índices de Chao2, Jacknife1, Jacknife 2 e Bootstrap) registradas em todas as campanhas verificou-se que até o momento foram coletadas 82% e 74% das espécies esperadas para a área de estudo na superfície e na coluna de água, respectivamente (Figura 295). Essas curvas ainda não atingiram uma assíntota, mostrando que o esforço empregado para se inventariar a área ainda não se estabilizou. Conforme discutido anteriormente alguns táxons registrados no período pré-PMBA/Fest-RRDM (2016) não foram observados durante o presente monitoramento, mostrando a importância da continuidade para verificar se essas espécies voltarão a ocorrer.

Figura 295: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.

(a)



(b)



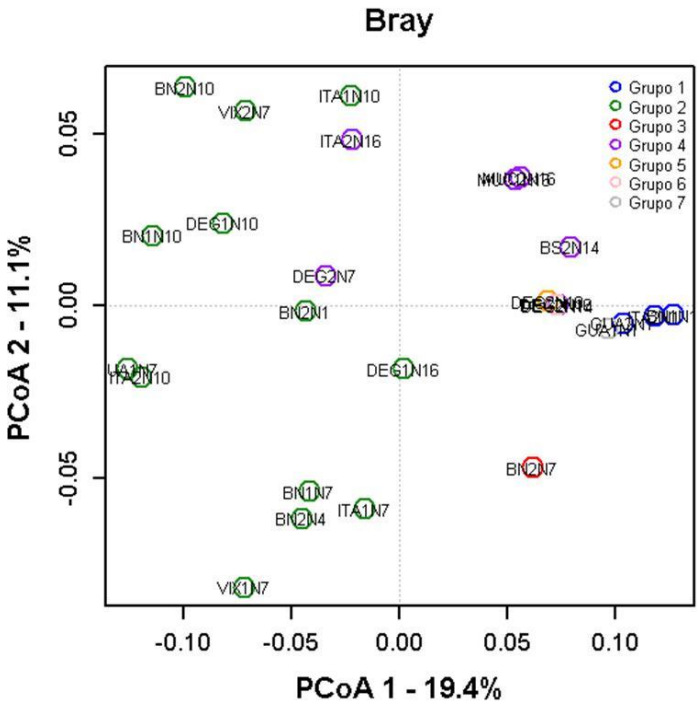
A abundância relativa dos táxons de larvas de peixes coletados na superfície (*Material Suplementar A3MIS4*) e na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS5*) variou muito entre as áreas e os períodos de coleta. As famílias classificadas como abundantes ou dominantes na superfície (*Material Suplementar A3MIS6)* e/ou na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS7*) foram Clupeidae, Engraulidae, Sciaenidae e Haemulidae.

A fim de selecionar bioindicadores da comunidade de larvas de peixes foi realizada a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das amostras coletadas nos três setores. No Setor Norte na superfície os eixos 1 e 2 explicaram 20% e 11%, respectivamente (Figura 296a). Evidenciou-se a formação de dois grupos principais: amostras de abril/2019 e julho/2020 (grupo 2 – cor verde); amostras de novembro/2019 e janeiro/2020 (grupo 4 – cor roxa) (Figura 296a). As larvas de Engraulidae foram indicadoras do grupo 2 e as de *Haemulon plumierii* (Haemulidae) indicadoras do grupo 4.

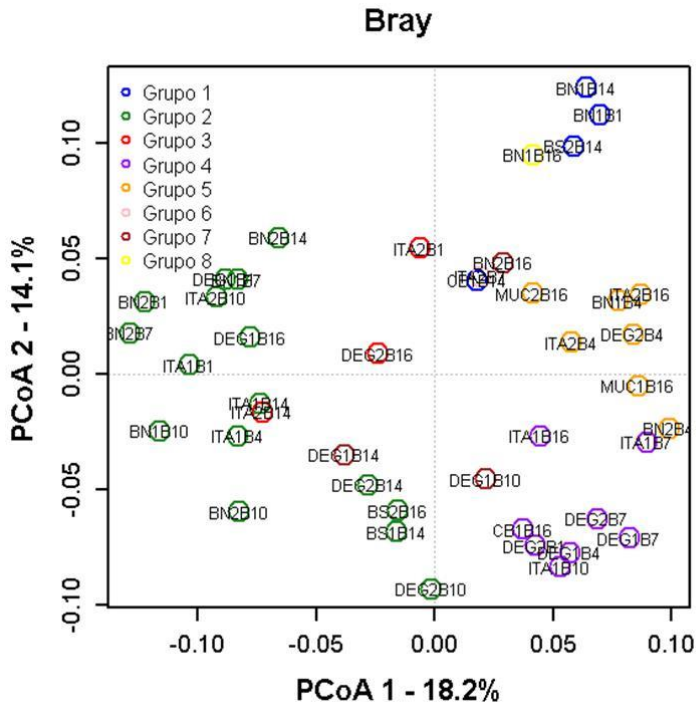
A coluna de água foi explicada por 18% (eixo 1) e 14% (eixo 2) (Figura 296b). Evidenciou-se a formação de um grande grupo composto por amostras de várias campanhas (grupo 2 – cor verde). Esse grupo teve as larvas de Engraulidae como indicadoras. Nove táxons foram indicadores de outros grupos: *Eucinostomus* sp. (grupo 3 – cor vermelha); Clupeidae, *C. chrysurus e C. roseus* (grupo 6 – cor rosa); *Pellona harroweri* (grupo 7 – cor marrom); Synodontidae, Bythitidae, *Opistognathus* sp. e *U. parvus* (grupo 8 – cor amarela).

Figura 296: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor Norte nas seis campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro /2019 e janeiro/2020.

(a)



(b)

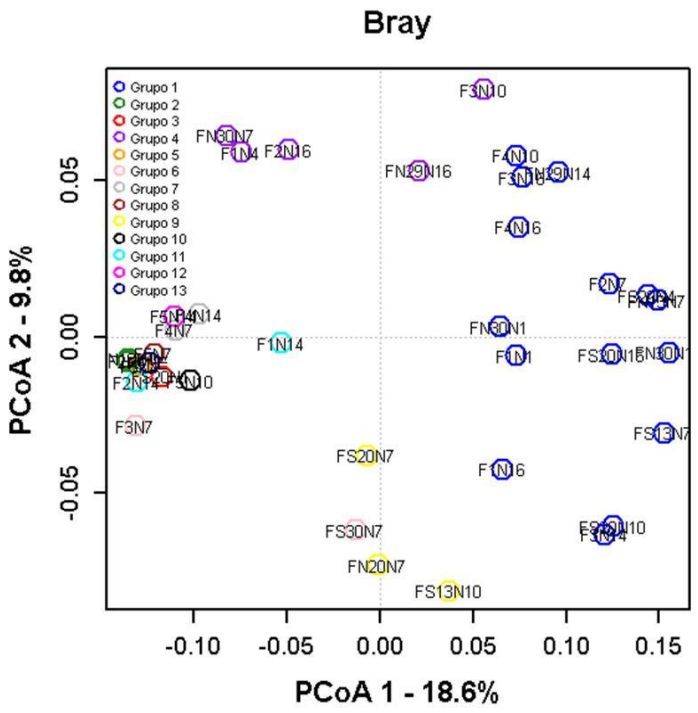


No Setor Foz do Rio Doce na superfície o eixo 1 explicou 19% e o eixo 2 foi 10% (Figura 297a). Foram evidenciados dois grupos principais formados pelas amostras das campanhas de abril/2019, julho/2019 e janeiro/2020 (grupo 1 – cor azul); campanhas de abril/2019 e julho/2019 (grupo 9 – cor amarela). *Eucinostomus* sp. (Gerreidae) foi indicador do grupo 1 e *Ptereleotris randalli* (Gobiidae) e *Dules auriga* (Serranidae) do grupo 9.

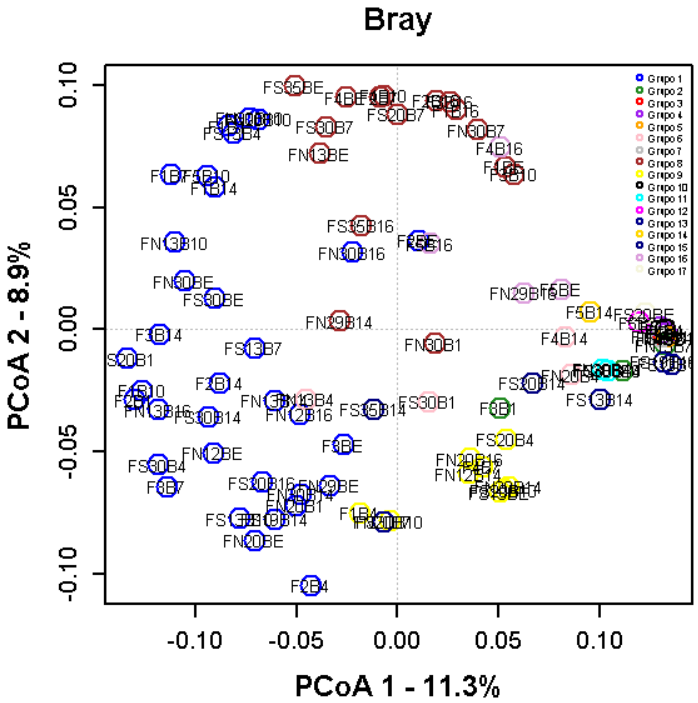
Na coluna de água o eixo 1 explicou 12% e o eixo 2 9% (Figura 297 b). Foi formado um grande grupo (grupo 1 – cor azul) com amostras de várias campanhas e as larvas de Engraulidae foram as indicadoras. Quatro táxons foram indicadores de outros grupos menores: *Bregmaceros cantori* (grupo 3 – cor vermelha); Synganthinae (grupo 7 – cor cinza); *Myctophum obtusirostr*e (grupo 14 – cor laranja); *Eucinostomus* sp. (grupo 16 – cor lilás).

Figura 297: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor Foz do Rio Doce nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019; julho/2019; novembro/2019; janeiro/2020 e Emergencial.

(a)



(b)

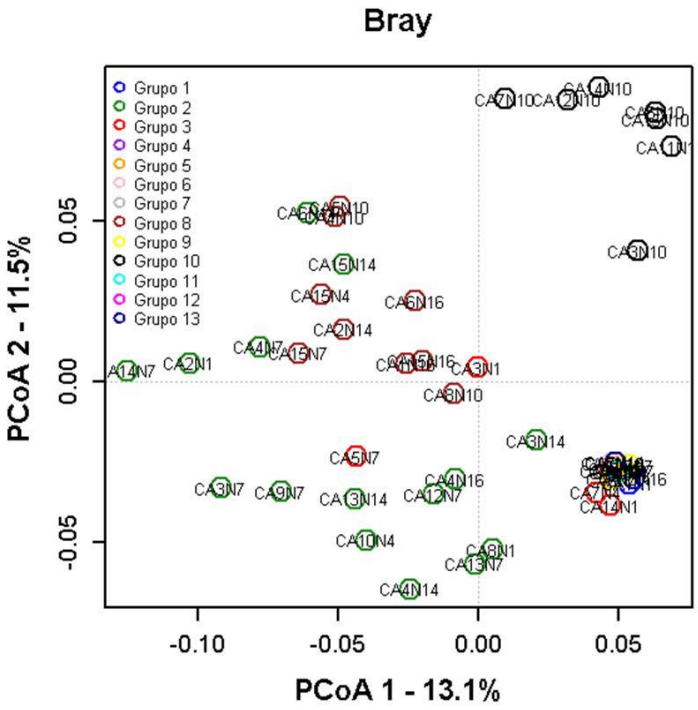


Na APA Costa das Algas na superfície teve explicação de 13% e de 12% nos eixos de ordenação 1 e 2, respectivamente (Figura 298 a). Foram evidenciados três grupos principais formados pelas amostras coletadas em julho/2019 (grupo 10 – cor preta); amostras principalmente de abril/2019 (grupo 2 – cor verde) e amostras das campanhas de julho/2019 e janeiro/2020 (grupo 8 – cor marrom). Nove táxons foram considerados indicadores: *Eucinostomus* sp. (grupo 1 – cor azul); Clupeidae (grupo 2 – cor verde); *C. chrysurus* (grupo 3 – cor vermelha); *Upeneus parvus* (grupo 6 – cor rosa claro); *Ptereleotris randalli* e *Dules auriga* (grupo 9 – cor amarela) e Engraulidae (grupo 10 – cor preta).

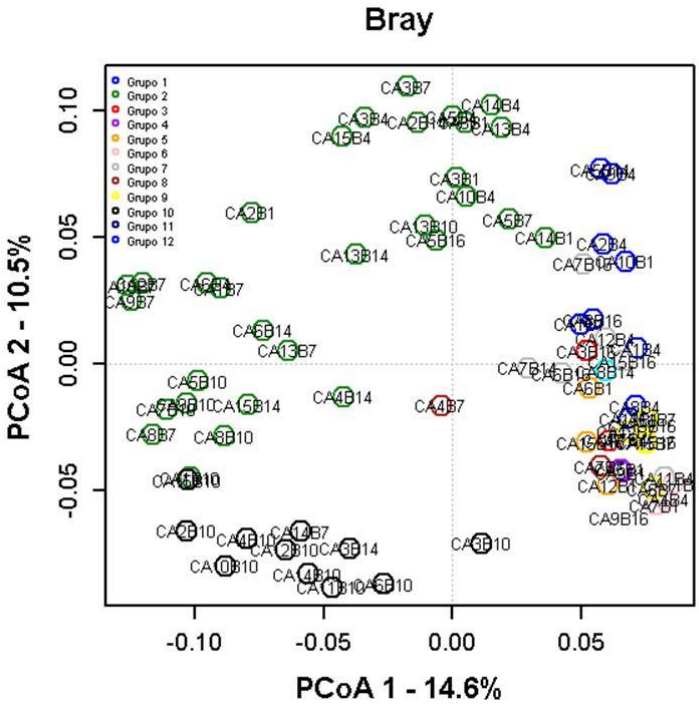
Na coluna de água a explicação dos eixos foram de 15% (eixo 1) e de 11% (eixo2) (Figura 298 b). Observou-se a separação de um grupo principal formado principalmente pelas amostras da campanha de julho/2019 (grupo 10 – cor preta) e as larvas da família Engraulidae foram consideradas indicadoras. Oito táxons foram indicadores de outros grupos formados por amostras de várias campanhas: Synodontidae (grupo 3 – cor vermelha); *C. chrysurus* (grupo 4 – cor roxa); *H. plumierii* e *Calamus* sp. (grupo 5 – cor laranja); *Stegastes* sp. e *Bothus ocellatus* (grupo 6 – cor rosa); *Selene* sp. (grupo 11 – cor azul escuro); *Atherinella brasiliensis* (grupo 12 – cor azul).

Figura 298: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos táxons de larvas de peixes registrados na superfície (a) e na coluna de água (b) no Setor APA Costa das Algas nas sete campanhas realizadas ao longo do monitoramento: novembro/2018; janeiro/2019; abril/2019;julho/2019; novembro/2019 e janeiro/2020.

(a)



(b)



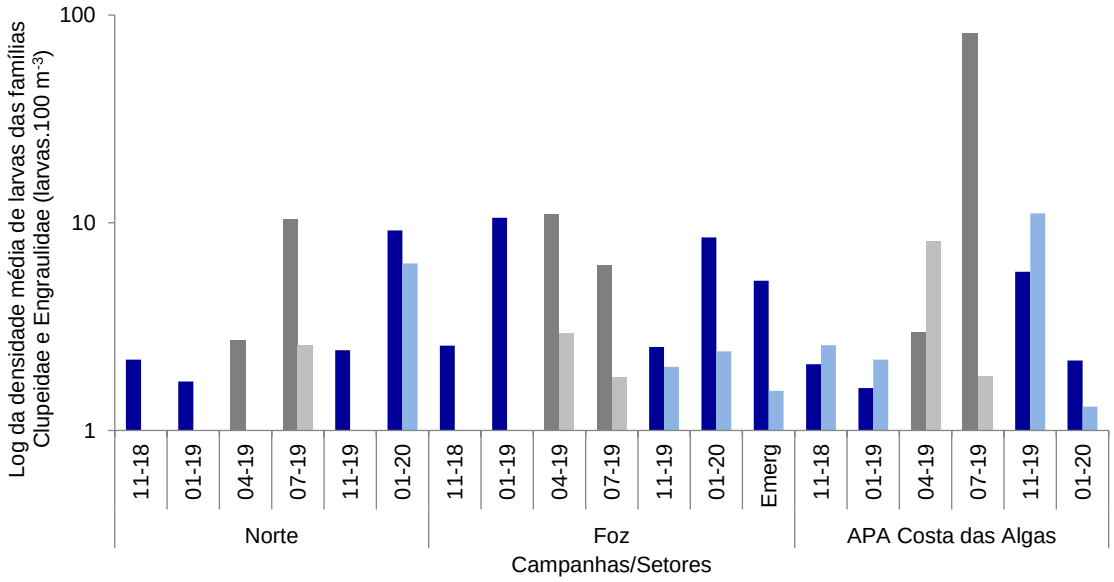
Dentre os táxons formadores das comunidades ictioplanctônicas os engraulídeos (manjubas) clupeídeos (sardinhas) foram os mais representativos, ocorrendo em todos os setores. Estas famílias são costeiras, pelágicas e r-estrategistas, ou seja, possuem a capacidade de explorar ao máximo um ambiente, têm ciclo de vida curto e alta capacidade reprodutiva (ADAMS, 1980; KATSURAGAWA et al., 2003). Espécies com essa estratégia reprodutiva tem capacidade de recuperação rápida e são muito influenciadas por fatores físicos ambientais (ADAMS, 1980; SILVA JÚNIOR et al., 2013; McCLANAHAN, 2015). A maioria das espécies destas famílias possui período reprodutivo sazonal que é influenciado por variações ambientais (LOPES et al., 2018). Os clupeídeos desovam durante todo o ano na costa brasileira, mas preferencialmente de outubro a março (MATSUURA, 1977); enquanto que os engraulídeos têm desova parcelada ao longo do ano, mas principalmente em janeiro e julho (KRAUS e BONECKER, 1994).

Tanto na superfície como na coluna de água as larvas de Engraulidae tiveram as maiores densidades médias nos meses de abril e julho de 2019 e em janeiro nos dois anos, nos três setores (Figura 299). Este resultado mostra que os engraulídeos têm sido tolerantes aos estresses ambientais que estão sendo submetidos como altos níveis de MPS e metais. Eles estão ocupando novos nichos deixados pelos táxons mais sensíveis e com baixa tolerância.

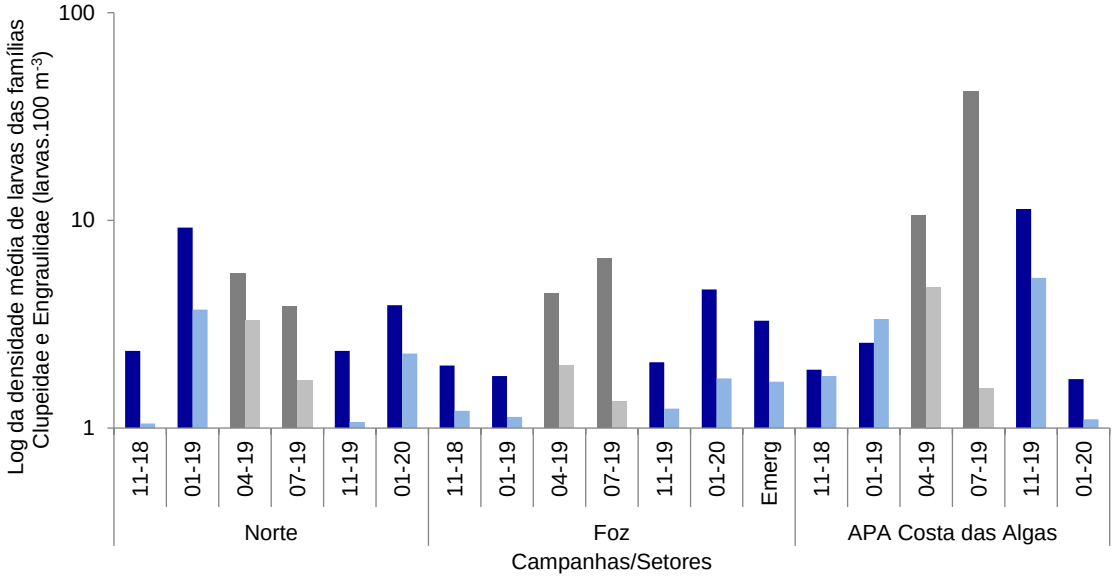
No período de desova mais intenso dos clupeídeos (período chuvoso) foram encontradas larvas somente na APA Costa das Algas. Nas campanhas de novembro/2018 e janeiro/2019 (alta vazão do Rio Doce, baixa energia de ondas e altas concentrações de MPS e metais) não foram encontradas larvas desta família nos setores Norte e Foz (Figura 299). Contudo, as maiores densidades médias ocorreram nas campanhas de janeiro/2020 e Emergencial, nos três setores. Ambas as campanhas foram realizadas em situação de alta vazão do rio e alta concentração de MPS, mas baixas concentrações de metais, diferente da campanha de janeiro do ano anterior, mostrando serem mais sensíveis que os engraulídeos.

Figura 299: Logaritmo das densidades médias (larvas.100 m-3) de larvas das famílias Engraulidae (cores mais escuras) e Clupeidae (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) entre novembro/2018 e janeiro/2020. Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco.

(a)



(b)



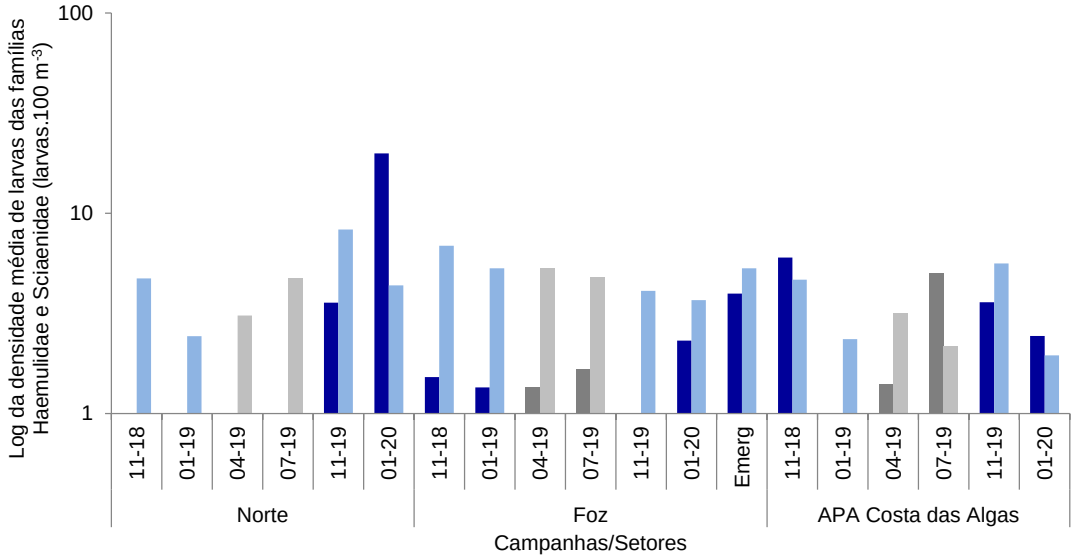
As famílias Haemulidae e Sciaenidae são comuns em regiões costeiras e estuarinas ao longo da costa brasileira (BITTENCOURT, 2004; MAFALDA JÚNIOR et al., 2004; ARAÚJO et al., 2006; BEZERRA JÚNIOR et al., 2011; BONECKER et al., 2009b, 2014, 2019). Os cianídeos (corvinas, meros, pescadas) são compostos por espécies com hábitos demersais e representam recursos pesqueiros importantes (MARCENIUK et al., 2019a, b). As espécies da família Haemulidae (cocorocas) também são demersais e os juvenis se alimentam preferencialmente de plâncton (PARENTI, 2019; MELO et al., 2020). Essa

família é uma das mais abundantes na costa brasileira e as suas espécies são muito consumidas (MELO et al., 2020).

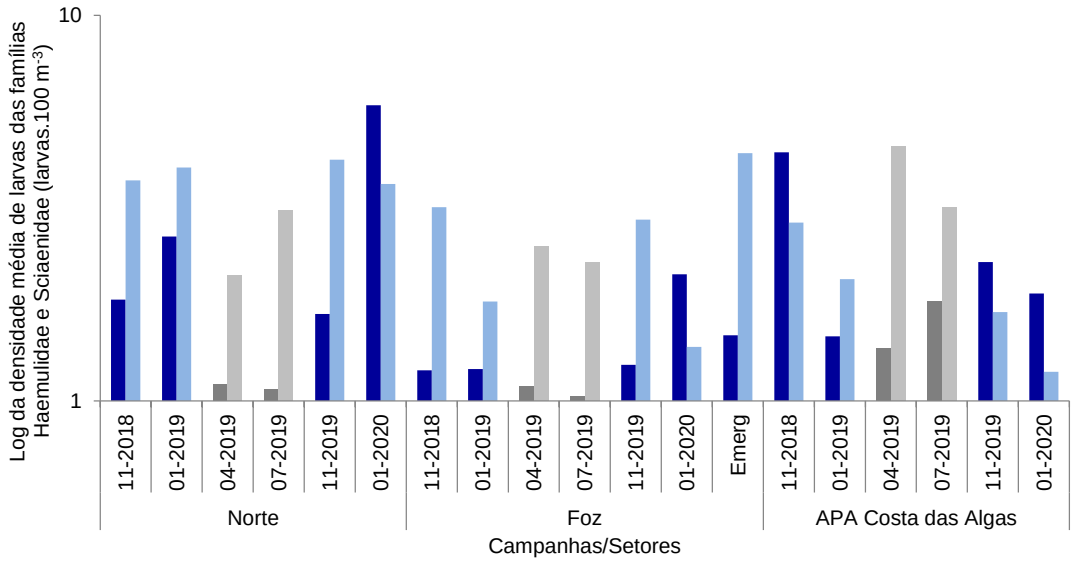
As maiores densidades de larvas de Sciaenidae ocorreram no período chuvoso (janeiro/2020) no Setor Norte na superfície e no período seco (abril e julho/2019) no Setor APA Costa das Algas na coluna de água. A densidade média de Haemulidae foi maior no período chuvoso (janeiro/2020 e Emergencial) nos setores Norte e Foz, respectivamente. Entretanto, as densidades do Setor Foz foram inferiores a dos demais setores (Figura 300).

Figura 300: Logaritmo das densidades médias (larvas.100 m-3) e desvio padrão de larvas das famílias Haemulidae (cores mais escuras) e Sciaenidae (cores mais claras) na superfície (a) e na coluna de água (b) entre novembro/2018 e janeiro/2020. Barras em cor azul = período chuvoso; barra em cor cinza = período seco.

(a)



(b)



Essas quatro famílias foram as mais abundantes, frequentes, ocupam hábitos pelágicos e demersais, indicadoras de grupos de amostras e as principais formadoras das assembleias de larvas de peixes em pelo menos um dos setores amostrados e em uma das campanhas realizadas. Os engraulídeos e os cianídeos se mostraram mais tolerantes, enquanto que os clupeídeos e os haemulídeos mais sensíveis em situação de estresse ambiental, como a influência da pluma do Rio Doce na região costeira, turbidez e disponibilidade de metais oriundos do desastre.

Além delas, as larvas de *Chloroscombrus chrysurus*, coletadas em 2016 no estudo pré-PMBA/Fest-RRDM e no presente monitoramento em novembro/2018, abril e novembro de 2019 e janeiro/2020, foram afetadas pelas concentrações de metais presentes na coluna de água e tiveram o trato digestório danificado. A palombeta *C. crysurus* é uma espécie de hábitos demersais, comum em regiões litorâneas. Já foi indicada como forte bioacumuladora de cádmio, chumbo e zinco (GNANDI et al., 2006). Os principais itens alimentares encontrados para esta espécie foram crustáceos, larvas de moluscos e matéria orgânica não identificada misturada com areia (CUNHA et al., 2000). Portanto, o acompanhamento das larvas dessa espécie, assim como outros táxons que também foram registradas com o trato digestório danificado, é importante para verificar as alterações na população de adultos.

Os indicadores do Ictioplâncton se mostraram eficientes e têm contribuído para avaliar o impacto residual do evento sobre a comunidade planctônica. O aumento da vazão do Rio Doce, a incidência de ondas, a disponibilidade de metais, a turbidez e a sazonalidade são parâmetros que alteraram a densidade, riqueza e a comunidade ictioplanctônica. A lama de rejeito que vem sendo carreada e depositada na região costeira adjacente a foz do Rio Doce ao longo do tempo é constantemente ressuspendida por eventos meteoceanográficos de alta energia, levando ao aumento da turbidez e nos níveis de contaminantes (metais e arsênio) na coluna da água. Estes fatores interferem nas densidades e diversidade do ictioplâncton como mostraram as análises integradas com alguns parâmetros ambientais. A influência da lama contaminada também foi observada na presença de larvas de peixes com trato digestório danificado e de altos percentuais de ovos “inviáveis”, interferindo na densidade de larvas de peixes no ambiente. A curva de acumulação de espécies mostrou que ainda não houve uma estabilização. Esse fato é corroborado pela ausência de, pelo menos, 24 táxons que foram registrados durante o pré-PMBA/Fest-RRDM em 2016 e que ainda não foram observados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. As análises da comunidade ictioplanctônica mostraram que dentre as famílias mais freqüentes e abundantes os engraulídeos e os cianídeos foram os mais tolerantes e os clupeídeos e os haemulídeos mais sensíveis as alterações ambientais. Recomenda-se que além destas famílias, deve ser feito um acompanhamento da palombeta *C. chrysurus.* Ela é considerada uma espécie bioacumuladora de metais, alimenta-se de material particulado indistintamente e já foi encontrada no presente monitoramento com o trato digestório danificado.

1.1.7 Bentos

1.1.7.1 Objetivo

Elucidar os possíveis efeitos da chegada dos rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG e sua extensão no ambiente marinho através do estudo da variação espacial e temporal da estrutura da comunidade macrobentônica em fundos inconsolidados.

Para operacionalizar este objetivo foram produzidas as hipóteses de trabalho apresentadas abaixo:

H0 –A estrutura da comunidade macrobentônica não varia entre os setores e campanhas;

H1 – A estrutura da comunidade macrobentônica varia entre os setores e campanhas e a quantidade de variação encontrada é explicada apenas pelas variáveis ambientais;

H2 – A variação encontrada é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e contaminantes que possuem ligação com o rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, principalmente metais e sedimentos;

H3 – A influência dos contaminantes do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, estará mais evidente na região próxima da Foz do Rio Doce e nos períodos de maior vazão.

Desta forma, a primeira hipótese, “H0” e a segunda hipótese, H1, excluem a presença de impacto ambiental no geral. Já a hipótese H2 prevê que a estrutura da comunidade macrobentônica seja explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e pela concentração de metais, enquanto a hipótese H3 prevê que, quanto mais próximo da Foz e nos períodos de maior vazão do Rio Doce, a contribuição desses metais esteja mais evidente.

1.1.7.2 Área de amostragem

Foram realizadas seis campanhas pelo subprojeto Bentos Marinho de Substrato Inconsolidado. As campanhas são categorizadas como semestrais, compreendendo 41 estações amostrais (Campanhas: novembro/2018, abril/2019, janeiro/2020); ou trimestrais, estas compreendendo 34 estações amostrais (Campanhas: janeiro/2019; julho/2019, outubro/2019). Dessa forma, o monitoramento envolveu 49 estações amostrais categorizadas em cinco setores (Figura 301; Tabela 86). Nas duas primeiras campanhas não houve recuperação de sedimento pelo buscador de fundo para o ponto CA9, devido à constituição do substrato de laterita ou lama fortemente sedimentada. Além disso, a partir do segundo ano de monitoramento (Campanhas 14 e 16) as estações do Setor Sul (Guarapari e Vitória) foram substituídas por novas estações do Setor Norte (Barra Seca, Conceição da Barra e Mucuri).

Figura 301: Mapa amostral do subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado. Cores nas estações amostrais identificam os setores do monitoramento.

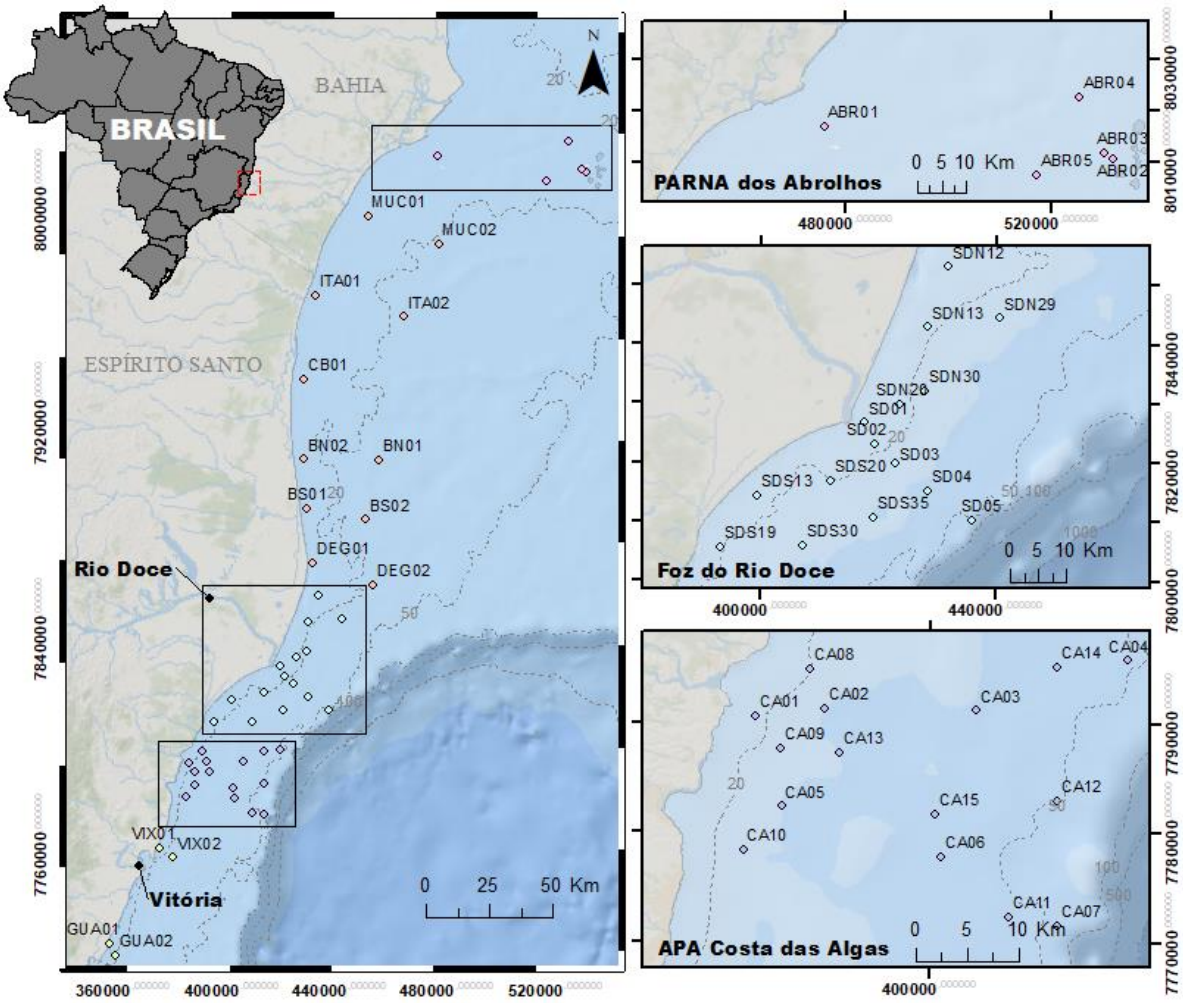


Tabela 86: Identificação das estações amostrais por setor e referências geográficas de cada estação, em Graus Decimais.

SETOR	CÓDIGO DA ESTAÇÃO	LATITUDE	LONGITUDE
Costa das algas	CA01	-19,97758	-40,10831
	CA02	-19,97219	-40,04811
	CA03	-19,97383	-39,91531
	CA04	-19,93261	-39,78258
	CA05	-20,0525	-40,086248
	CA06	-20,09384	-39,94634
	CA07	-20,15107	-39,84459
	CA08	-19,93917	-40,06083
	CA09	-20,005	-40,08694
	CA10	-20,08822	-40,10188
	CA11	-20,1436	-39,8866
	CA12	-20,0482	-39,8447

SETOR	CÓDIGO DA ESTAÇÃO	LATITUDE	LONGITUDE
	CA13	-20,0082	-40,0349
	CA14	-19,9379	-39,844
	CA15	-20,0592	-39,9518
Foz do Rio Doce	SDN13	-19,50706	-39,68361
	SDN20	-19,62458	-39,72928
	SDN29	-19,49245	-39,56820
	SDN30	-19,60542	-39,68925
	SD01	-19,65317	-39,78639
	SD02	-19,68639	-39,76906
	SD03	-19,71456	-39,73697
	SD04	-19,75786	-39,68278
	SD05	-19,82333	-39,59333
	SDS13	-19,76472	-39,95969
	SDS19	-19,84143	-40,01954
	SDS20	-19,74233	-39,84103
	SDS30	-19,84053	-39,88614
	SDS35	-19,79823	-39,77281
Norte	DEG01	-19,30858	-39,67196
	DEG02	-19,383	-39,45741
	BS01	-19,12345	-39,6876
	BS02	-19,159	-39,48581
	BN01	-18,95867	-39,7015
	BN02	-18,96185	-39,4344
	CB01	-18,69022	-39,70328
	ITA01	-18,408	-39,6585
	ITA02	-18,47849	-39,34523
	MUC01	-18,13886	-39,47154
	MUC02	-18,23369	-39,22198
Abrolhos	ABR01	-17,93486	-39,22722
	ABR02	-17,99172	-38,69711
	ABR03	-17,98172	-38,71508
	ABR04	-17,88414	-38,75972
	ABR05	-18,02028	-38,83772

1.1.7.3 Resultados

Ao longo do período de monitoramento foram analisadas o total de 237 amostras. Estes resultados compreendem os dados obtidos pela triagem da macrofauna, com a identificação e quantificação dos organismos em categorias taxonômicas com a maior resolução possível, análises da composição da comunidade em cada unidade amostral (informações apresentadas mensalmente nas Planilhas de Dados Brutos). Os dados de granulometria, composição de matéria orgânica (MO) e Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) do substrato foram processados pelo grupo responsável pelo Subprojeto de Sedimentologia, sob coordenação da Profª Valéria Quaresma. Os dados de concentração de nutrientes, compostos orgânicos e metais foram processados pelo grupo responsável pelo Subprojeto de Hidrogeoquímica, sob coordenação do Prof. Dr. Fabian Sá.

1.1.7.3.1 Matrizes abióticas

Para relacionar a comunidade bentônica com as variáveis do ambiente foi necessário, primeiro, avaliar o comportamento dessas variáveis na região estudada. As variáveis avaliadas dizem respeito ao monitoramento dos subprojetos de Hidrogeoquímica e Sedimentologia. Uma vez que as estações de coletas delineadas para o estudo do subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado é um subconjunto dos subprojetos citados anteriormente, foi necessário realizar análises focadas nas estações congruentes entre eles. Desta forma, os resultados aqui apresentados dizem respeito ao comportamento das variáveis abióticas nas estações do delineamento para o estudo da comunidade bentônica. As variáveis abióticas foram subdivididas em três matrizes: Matriz Ambiental, Matriz de Contaminantes (não metais) e Matriz de Metais (Quadro 2). Essa subdivisão foi realizada de forma a identificar e separar a influência das diferentes matrizes de variáveis.

Quadro 2: Variáveis abióticas incluídas nas análises.

Ambientais	**Contaminantes**		
	Não Metais	**Metais**	
Matéria Orgânica	Hidrocarbonetos	V	Ba
Nitrogênio	Esteróis	Co	Pb
Carbono	HPAs	Ni	Cr
Granulometria	Ácidos Graxos	Cu	Fe
Feopigmentos	Pesticidas	As	Al
Clorofila Ativa	Contaminantes Emergentes	Ag	Mn
CaCO3	Fenóis	Cd	Zn
	Aminas		

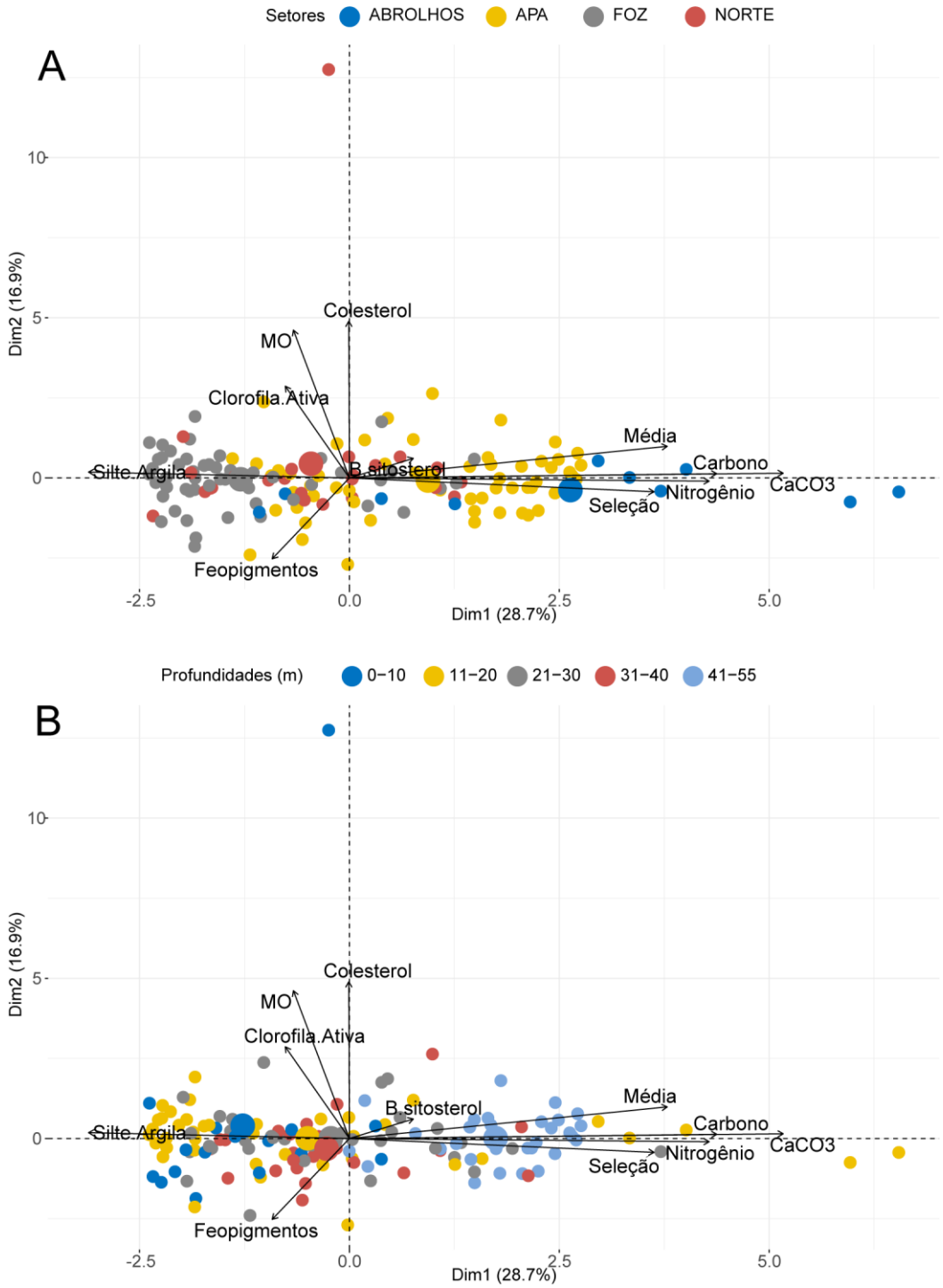
1.1.7.3.1.1 Variabilidade da matriz ambiental

Dados da variabilidade da matriz ambiental estão resumidos na Tabela 87. Existiu variação significativa entre os setores, profundidades e campanhas. Todavia, a maior parte da variação encontrada está entre os setores (R^2 0,23) e entre as diferentes profundidades (R^2 0,10), enquanto entre as campanhas, apesar de significativa, a variação foi bem menor (R^2 0,05) (Figura 302).

Tabela 87: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para Matriz ambiental. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito.

	GL	**Soma dos quadrados**	**Média dos quadrados**	**F**	**R^2**	**p**
Setor	3	104750	26187	14,496	0,232	0,001
Campanha	3	26432	8811	4,877	0,051	0,001
Profundidade	1	45697	45697	25,295	0,101	0,001
Setor*Campanha	9	24340	2704	1,497	0,054	0,071
Setor*Profundidade	4	13548	3387	1,875	0,030	0,048
Campanha*Profundidade	3	5356	1785	0,988	0,012	0,450
Setor*Campanha*Profundidade	9	9599	1067	0,504	0,021	0,957
Resíduo	122	220403	1807	-	0,490	-
Total	155	450125	-	-	1,000	-

Figura 302: Análise de Componentes Principais para matriz ambiental entre os Setores e Profundidades. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente.



Também foi encontrada variação significativa na interação dos setores com as profundidades (R^2 0,05). O primeiro e o segundo componentes da PCA capturaram 28,7% e 16,9% da variação, respectivamente. A maior parte das amostras de Abrolhos, da APA Costa das Algas, do setor Norte (de profundidade intermediária 21 a 30 m) e algumas amostras da Foz Central de maior profundidade (SD 04 e SD 05) foram caracterizadas por sedimento com maior tamanho médio de grão, pobremente

selecionado e maiores concentrações Carbonato de Cálcio, o que indica maior concentração de cascalho biodetrítico e bancos de rodolitos, além de maiores concentrações de Nitrogênio e Carbono, especialmente Abrolhos (Figura 302.A-B). Ainda no primeiro eixo, o tamanho médio do grão estabelece um gradiente com concentrações de Silte-Argila, separando a maioria das amostras da Foz e Norte, com menores profundidades, caracterizadas por sedimento em geral mais fino e melhor selecionado (Figura 302.A-B). Não foram evidenciados distinção ou grupamentos em função da variação temporal (*Material Suplementar A3MBS1, Figura S7*).

1.1.7.3.1.2 Matriz de contaminantes não metais (orgânicos)

Além dos fatores ambientais, outro conjunto de variáveis que precisa ser destacado no estudo são possíveis contaminantes não metais. Esses contaminantes incluem diversas substâncias orgânicas que podem estar presentes na área de estudo com reflexo direto na abundância e distribuição das espécies. Em se tratando de uma área com aporte de diversos rios de médio e grande porte, historicamente relacionados à contaminação por despejos urbanos e industriais (MARQUES; BARBOSA, 2001; LINS et al., 2012), é importante que se considere esses compostos a fim de elucidar possíveis concorrências entre as diferentes classes de contaminantes.

De modo geral, os contaminantes não metais (orgânicos) não apresentaram variação. Não é possível observar variação significativa entre os setores, profundidades e nem entre as campanhas. Dados desta variabilidade da matriz de contaminantes não metais estão resumidos na Tabela 88.

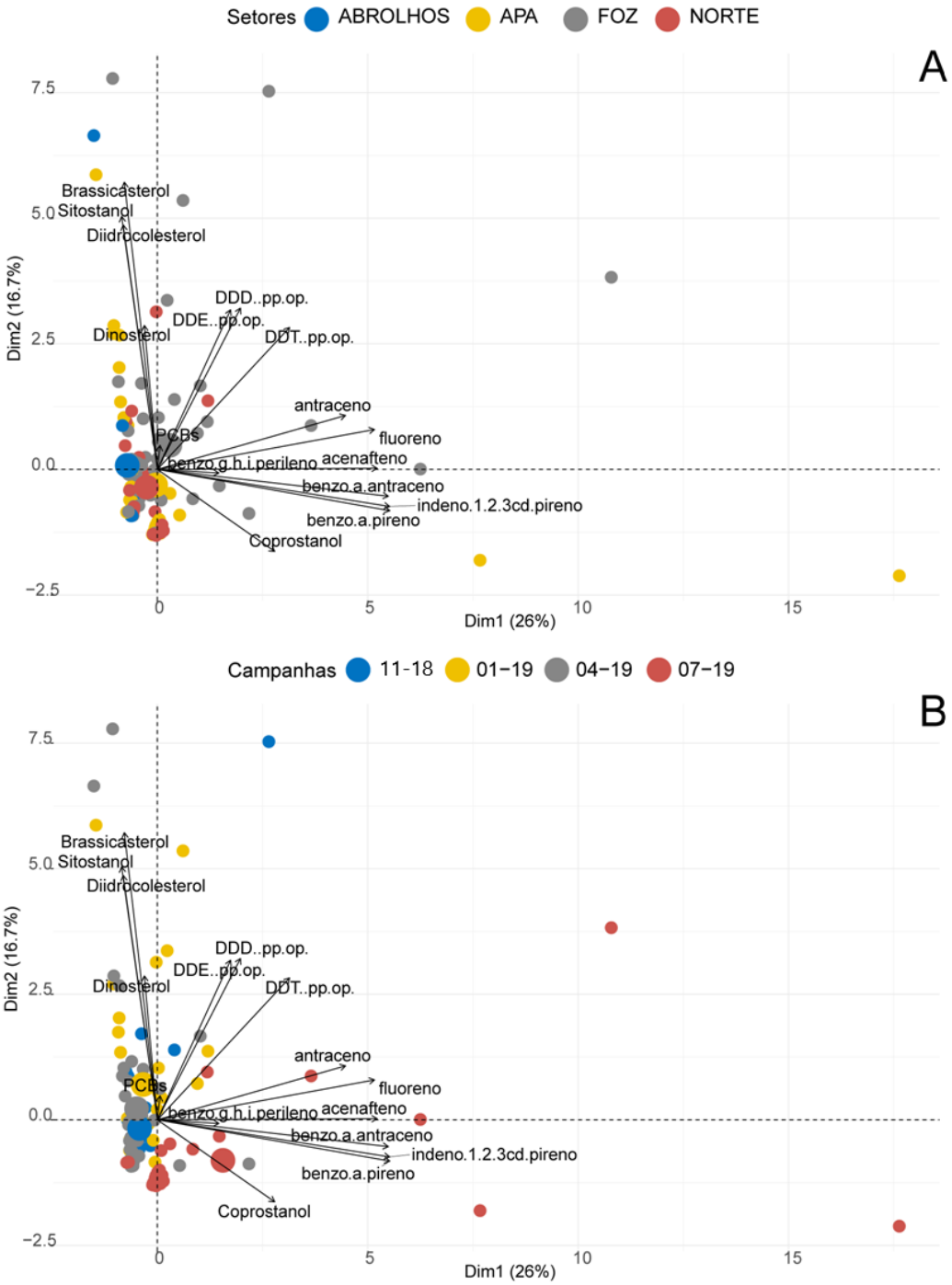
Tabela 88: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para contaminantes não metais. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito.

	GL	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	R^2	p
Setor	4	5473852	1368463	0,505	0,014	0,669
Campanha	3	15043890	5014630	1,850	0,039	0,102
Profundidade	1	3864345	3864345	1,426	0,010	0,240
Setor*Campanha	9	15021127	1669014	0,616	0,039	0,636
Setor*Profundidade	4	3346545	836636	0,309	0,009	0,651
Campanha*Profundidade	3	7670216	2556739	0,943	0,020	0,369
Setor*Campanha*Profundidade	9	6397682	710854	0,262	0,016	0,744
Resíduo	122	330608070	2709902	-	0,853	-
Total	155	387425727	-	-	1,000	-

O primeiro e o segundo componentes da PCA capturaram 26% e 16,7% da variação, respectivamente. A maior parte das amostras coletadas foi caracterizada por baixos valores destes contaminantes. Algumas poucas amostras do setor Foz, particularmente da campanha de julho de 2019, foram

caracterizadas por valores mais altos de HPAs como Antraceno, Fluoreno, Acenafteno, Benzoantraceno, Benzo(a)pireno, Benzopirileno (Figura 303. A-B). Já outras poucas amostras das campanhas de janeiro de 2019 e abril de 2019, dos setores Foz (10 e 30 metros) e APA (30 e 50 metros), foram caracterizadas por valores maiores de Pesticidas DDT, DDD e DDE e de Esteróis como Dinosterol e Brassicasterol (Figura 303.A).

Figura 303: Análise de Componentes Principais para contaminantes não metais entre os Setores e Campanhas. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente.



1.1.7.3.1.3 Matriz de contaminantes metais

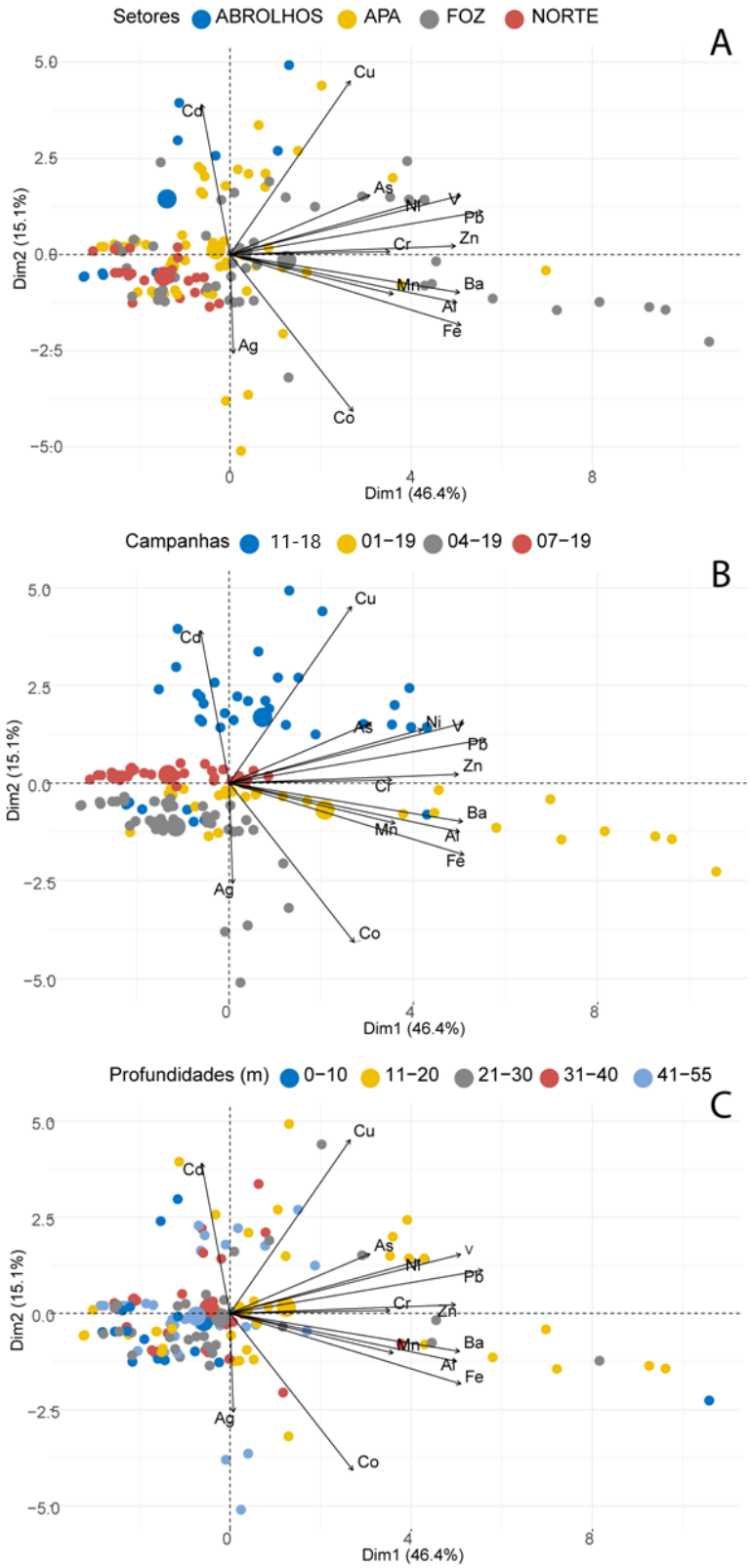
Por fim, para avaliar o comportamento dos fatores abióticos diretamente relacionados ao rejeito do rompimento da barragem, foi analisada a variação dos metais na área amostral. Para o âmbito deste subprojeto, foram incluídos nas análises os valores de concentração de metais parciais no sedimento, uma vez que a informação disponível para essa fração dos metais apresentou maior congruência com as estações de coleta de bentos.

O resultado da PERMANOVA evidenciou que 38,4% da variabilidade presente na matriz de contaminantes metais está entre as campanhas e 14,7% entre os diferentes setores e apenas 2% entre as profundidades. Há ainda cerca de 16% de variabilidade quando campanhas e setores estão em interação (Tabela 89). Isto é refletido quando observamos a disposição das amostras na PCA (163), onde o primeiro eixo capturou cerca de 46,48% da variação e o segundo cerca de 15,1%. É possível notar a distinção quase completa da campanha de novembro de 2018, com exceção das amostras do setor Norte (Figura 304 A-B), esta campanha divide-se em duas partes, a primeira com amostras da Foz e uma APA de menor profundidade, com maiores concentrações de Pb, V, NI, AS, Zn e em menor medida Cr; a segunda parte com amostras de Abrolhos e as de maior profundidade da Foz e APA, com maiores concentrações de Cu e Cd (Figura 304 A e B). As amostras da campanha de abril de 2019, com maiores concentrações de metais (neste caso Fe, Al, Ba e em menor medida Mn), são na sua maioria das amostras da Foz e algumas amostras de menor profundidade da APA (Figura 304 A e B).

Tabela 89: Resultados da PERMANOVA por categorias de estações amostrais para contaminantes metais. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito.

	GL	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	R^2	p
Setor	3	$4{,}0705e^{+10}$	$1{,}0176e^{+10}$	20,445	0,147	0,001
Campanha	3	$1{,}0607e^{+11}$	$6{,}5355e^{+10}$	71,030	0,384	0,001
Profundidade	1	$5{,}7312e^{+9}$	$5{,}7312e^{+9}$	11,514	0,021	0,002
Setor*Campanha	9	$4{,}3965e^{+10}$	$4{,}8850e^{+9}$	9,814	0,159	0,001
Setor*Profundidade	4	$4{,}2968e^{+9}$	$1{,}0742e^{+9}$	2,158	0,015	0,087
Campanha*Profundidade	3	$9{,}3582e^{+9}$	$3{,}1194e^{+9}$	6,267	0,034	0,003
Setor*Campanha*Profundidade	9	$5{,}5981e^{+9}$	$6{,}2201e^{+8}$	1,250	0,020	0,299
Resíduo	122	$6{,}0725e^{+10}$	$4{,}9775e^{+8}$	-	0,220	-
Total	155	$2{,}7644e^{+11}$	-	-	1,000	-

Figura 304: Análise de Componentes Principais para contaminantes metais entre os Setores, Campanhas e Profundidades. (%) – Indica a quantidade de variação capturada por cada componente.



1.1.7.3.2 Caracterização da macrofauna bentônica

Ao longo do período de monitoramento foram obtidos 349.549 indivíduos (Ano 1 = 234.990 ind.; Ano 2 = 114.559 ind.). A densidade média de organismos em todo período amostral foi de 9,71 ± 1,06 ind/ml, sendo as maiores densidades médias encontradas no Setor da Foz (13,16 ± 2,33 ind/ml), e a menor no Setor Costa das Algas (6,09 ± 0,89 ind/ml) (Figura 305).

Até o momento, os organismos foram identificados como pertencentes a 16 filos distintos, sendo estes Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Echiura, Sipuncula, Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Hemichordata e Chordata. Para alguns grupos taxonômicos identificados os valores de densidade incluem o registro de vestígios de organismos, como as conchas e esqueletos. Os critérios definidos para considerar estes vestígios como parte da biota, e não como parte do sedimento biodetrítico, estão baseados no estado de conservação das estruturas. Apesar de serem frágeis, observando-se o estado de conservação dos exemplares (vestígios completos e sem avarias), é possível inferir que aquele organismo estava vivo e ativo na comunidade pouco tempo antes da realização da amostragem. Desta forma, esses vestígios podem auxiliar na compreensão da dinâmica da comunidade (KIDWELL, 2007, 2008; ALBANO; SABELLI, 2011; KIDWELL; TOMASOVYCH, 2013).

Figura 305: Densidade média de indivíduos por setor ao longo de todo o período amostral. Hastes mostram o erro padrão.

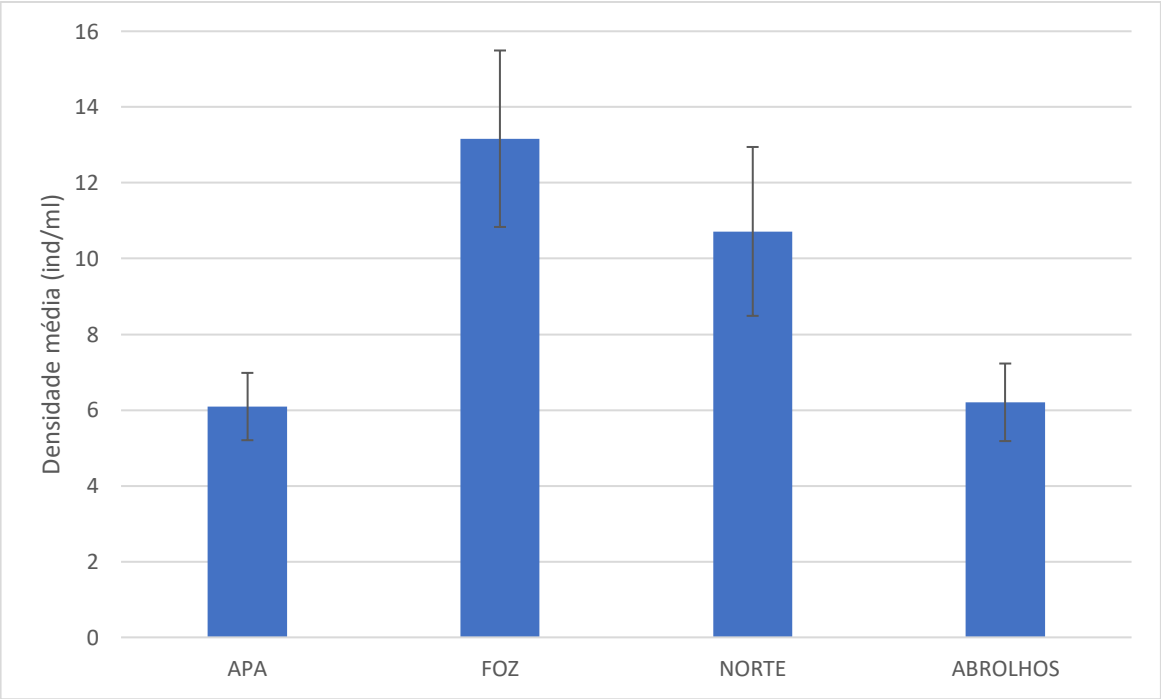
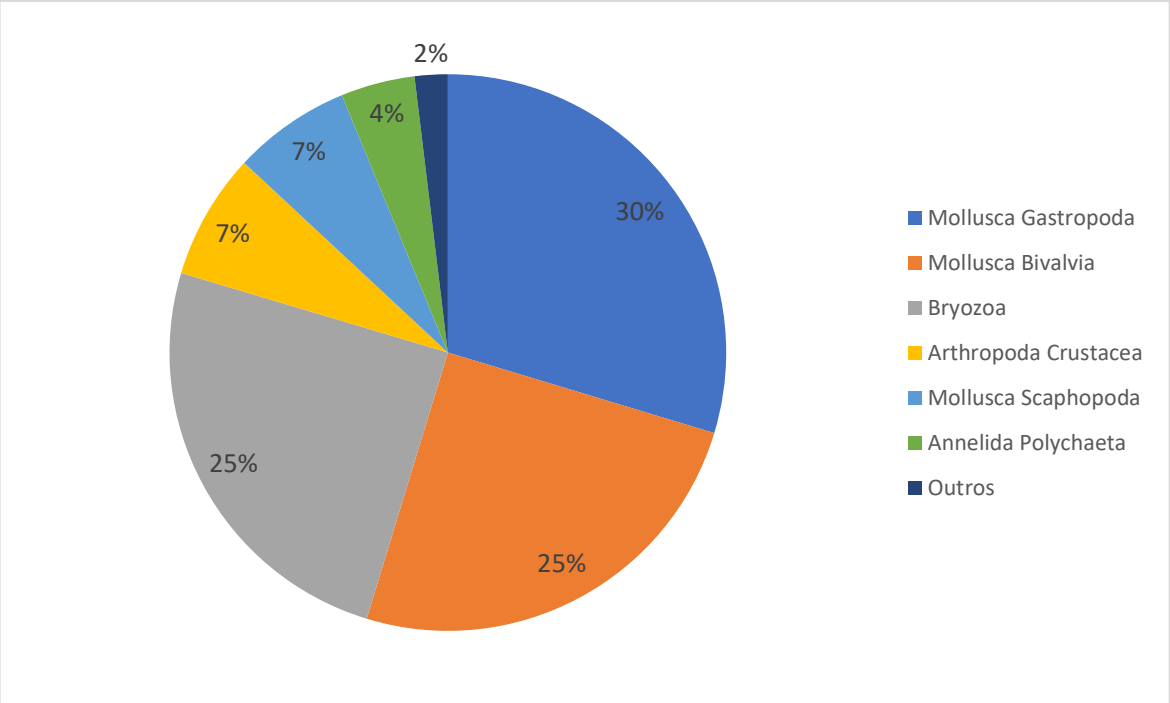


Figura 306: Principais grupos taxonômicos encontrados durante o período de monitoramento.



Dos grupos identificados no presente monitoramento, seis táxons se destacam como dominantes pela extensão da área amostrada, representando mais de 97% dos organismos registrados durante o estudo (Figura 306). Destes táxons, três são constantemente registrados em estudos de monitoramento como indicadores de qualidade ambiental: Annelida, em especial a classe Polychaeta; Arthropoda, principalmente o subfilo Crustacea; e Mollusca, entre as classes Bivalvia e Gastropoda (WARWICK; CLARKE, 1993; SAVAGE; FIELD; WARWICK, 2001; PAIXÃO et al., 2010; RYU et al., 2011; ZALMON et al., 2015). Esses organismos foram encontrados em altas abundâncias em diversas estações amostrais no presente estudo. Por esse motivo, nas análises realizadas por este subprojeto foram usados dados de distribuição destes organismos como modelos e indicadores da comunidade bentônica de fundos inconsolidados.

Com o objetivo de relacionar a comunidade bentônica com as características do ambiente e avaliar as hipóteses levantadas na seção Objetivos deste relatório, foram realizadas análises estatísticas utilizando estratégias de análises univariadas e multivariadas. Em ambos os casos as análises incluem dados bióticos da comunidade, bem como informações de fatores abióticos do ambiente obtidos por outros subprojetos deste monitoramento. Os resultados destas análises são apresentados e discutidos nas seções a seguir.

1.1.7.3.3 Indicadores univariados da comunidade

Para estas análises foi observado como diferentes métricas da comunidade oscilaram ao longo do período do monitoramento e como as variáveis abióticas influenciaram nesta oscilação. As métricas utilizadas neste estudo foram a abundância de organismos, riqueza de espécie e índice de diversidade.

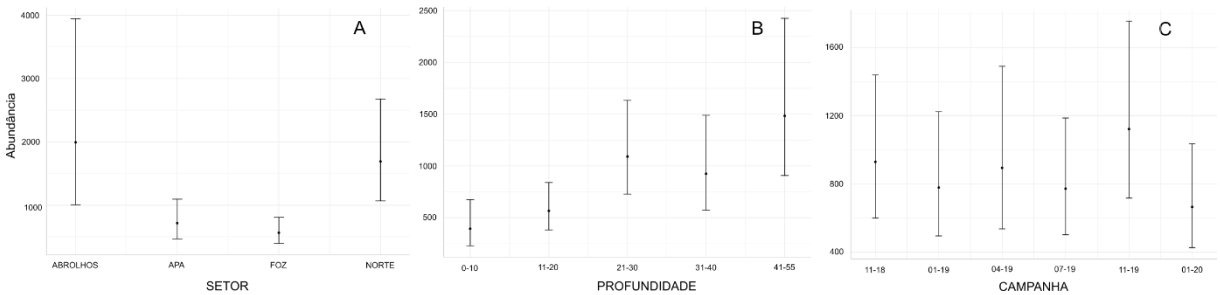
1.1.7.3.3.1 Abundância

A abundância – número de indivíduos em determinada amostra– variou significativamente entre o espaço, mas não apresentou variação significativa no tempo (Tabela 90). Os setores APA e Foz apresentaram abundância significativamente menor que os demais setores (Figura 307A). Quanto à profundidade, as estações até 20 metros apresentam abundância reduzida, sendo a maior média encontrada nas estações mais profundas (41-55 m, Figura 307B). Já as campanhas não apresentaram diferença significativa para a abundância, mostrando que a variação espacial foi mais relevante para esse indicador do que a variação temporal (Figura 307C).

Tabela 90: Resultados da ANOVA para a Abundância por categorias de estações amostrais. X² - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito.

	X²	**GL**	**p**
Intercepto	345,608	1	**<0,0001**
Setor	31,056	3	**<0,0001**
Profundidade	23,777	4	**<0,0001**
Campanha	5,387	5	0,3705

Figura 307: Variação da Abundância de organismos entre os Setores (A), Profundidades (B) e Campanhas (C). pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.



Os modelos para a abundância de organismos são apresentados ranqueados pelos valores de AICc na Tabela 91. O modelo com melhor resultado na análise (AICc=3721,500) inclui as variáveis ambientais percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$), concentração de DDT e concentração de Chumbo (Tabela 91). Por possuírem um dAIC menor que 2, os demais modelos possuem AICc próximo do melhor modelo (modelo 1), mas com menor evidência (AICw, Tabela 91). Dentre estes modelos com menor evidência, o modelo 2 inclui, adicionalmente o Silte e Argila e exclui o chumbo, enquanto o modelo 3 inclui essas duas variáveis (Tabela 91).

Tabela 91: Modelos para a variação na abundância ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; AICd – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	DDT..pp.op.	Pb	Silte-Argila	Ni	Feopigmentos	DDE..pp.op.	df	logLik	AICc	dAICc	AICw
1	1174.719	261.662	194.693	-227.401	NA	NA	NA	NA	6	-1854.547	3721.500	0.000	0.089
2	1174.646	234.305	204.054	NA	-226.775	NA	NA	NA	6	-1854.751	3721.908	0.408	0.073
3	1174.759	220.046	206.481	-163.450	-152.859	NA	NA	NA	7	-1853.704	3721.953	0.453	0.071
4	1174.670	275.687	201.195	NA	-176.240	-148.847	NA	NA	7	-1853.729	3722.002	0.502	0.069
5	1174.539	350.585	183.920	NA	NA	-201.328	NA	NA	6	-1854.968	3722.341	0.841	0.058
6	1174.724	241.458	196.206	-224.701	NA	NA	-111.148	NA	7	-1853.904	3722.353	0.853	0.058
7	1174.569	208.899	NA	-256.554	-193.100	NA	NA	231.388	7	-1854.116	3722.776	1.277	0.047

A abundância foi maior em resposta ao aumento nas concentrações de Carbonato de Cálcio atingindo os maiores valores em profundidades intermediárias (21-30 m, Figura 308). Por outro lado, a abundância diminuiu em resposta ao aumento na concentração de Chumbo, com efeito mais acentuado nas menores profundidades (Figura 309).

Figura 308: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na abundância de organismos de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança *(95%).*

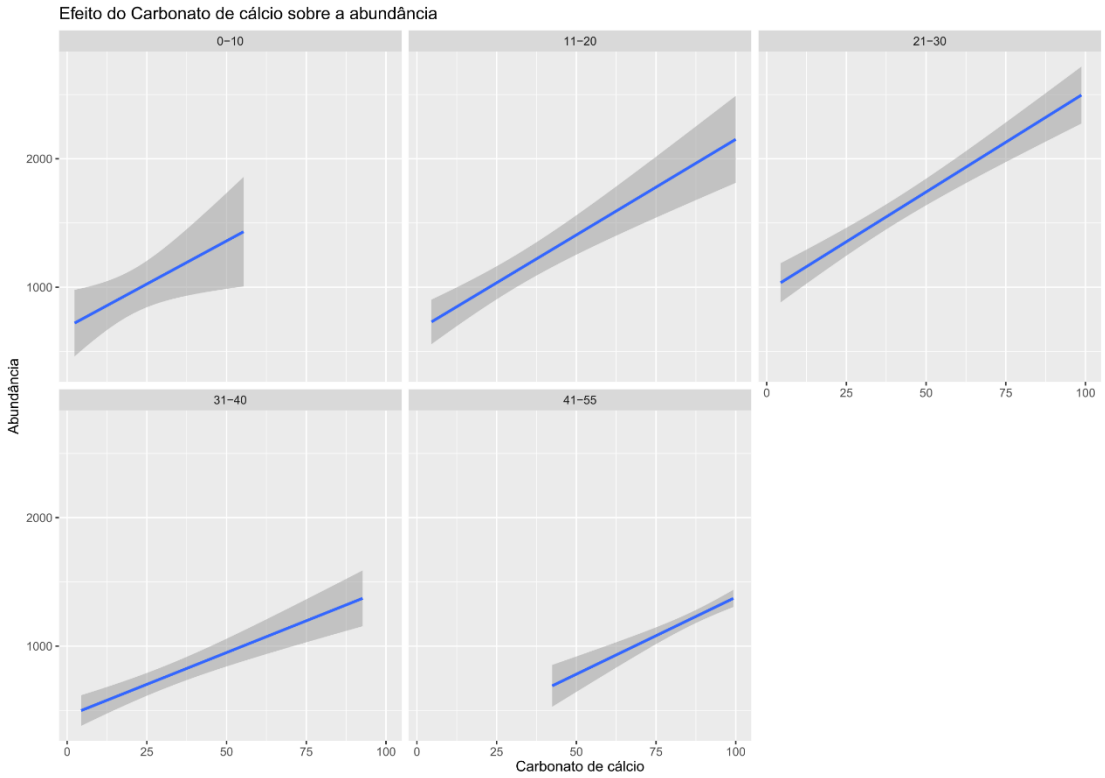
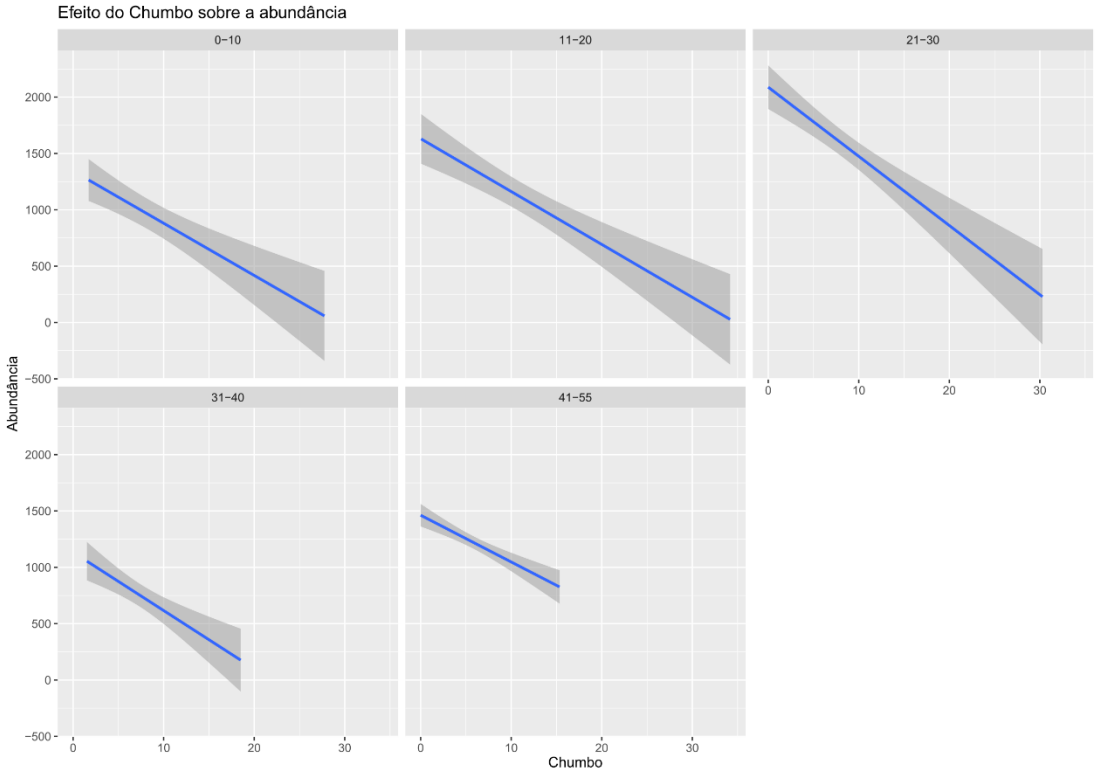


Figura 309: Efeitos parciais da variável preditora concentração de chumbo na abundância de organismos de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).



Sabendo que o setor Foz apresenta os menores valores de abundância, e que estações mais rasas também tendem a apresentar valores reduzidos, foram realizadas análises de variação da abundância incluindo apenas as estações da Foz e estações rasas próximas (Degredo e Costa das Algas). Essa análise incluiu amostras do setor Foz rasas (excluindo SD 04 e SD 05) e nas demais amostras próximas e rasas como as do setor APA – CA 01, CA 02, CA 05, CA 08, CA 09, CA 10 e CA 13, assim como o DEG 01 do setor Norte. Para diferenciar esta análise da anterior, daqui em diante iremos chamar essa análise de análise restrita, pois refere-se especificamente às amostras do Setor Foz e APA rasas, além da estação 1 do Degredo. Esta mesma metodologia foi aplicada para os demais descritores avaliados, sendo sempre identificadas como restrita, em contraste com as análises que envolveram todas as estações (chamada de análise geral).

Os modelos para a abundância restrita ranqueados pelos valores de AICc estão apresentados na Tabela 92. O melhor modelo para a abundância (AICc=1641,899) inclui as variáveis ambientais percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$), concentração de DDT e concentração de fluoreno (Tabela 92). Por possuírem um AICc menor que 2, os demais modelos possuem AICc próximo do melhor modelo (modelo 1), mas com menor evidência (AIC*w*, Tabela 92). Dentre estes modelos com menor evidência, o modelo 2 exclui a concentração do fluoreno e o modelo 3 inclui o percentual de Silte-Argila. O primeiro metal, Cádmio, vai ser apresentado apenas no modelo 5 (Tabela 91). A abundância restrita a amostras da Foz e APA rasas e ao Degredo 1 responde positivamente ao aumento nas concentrações

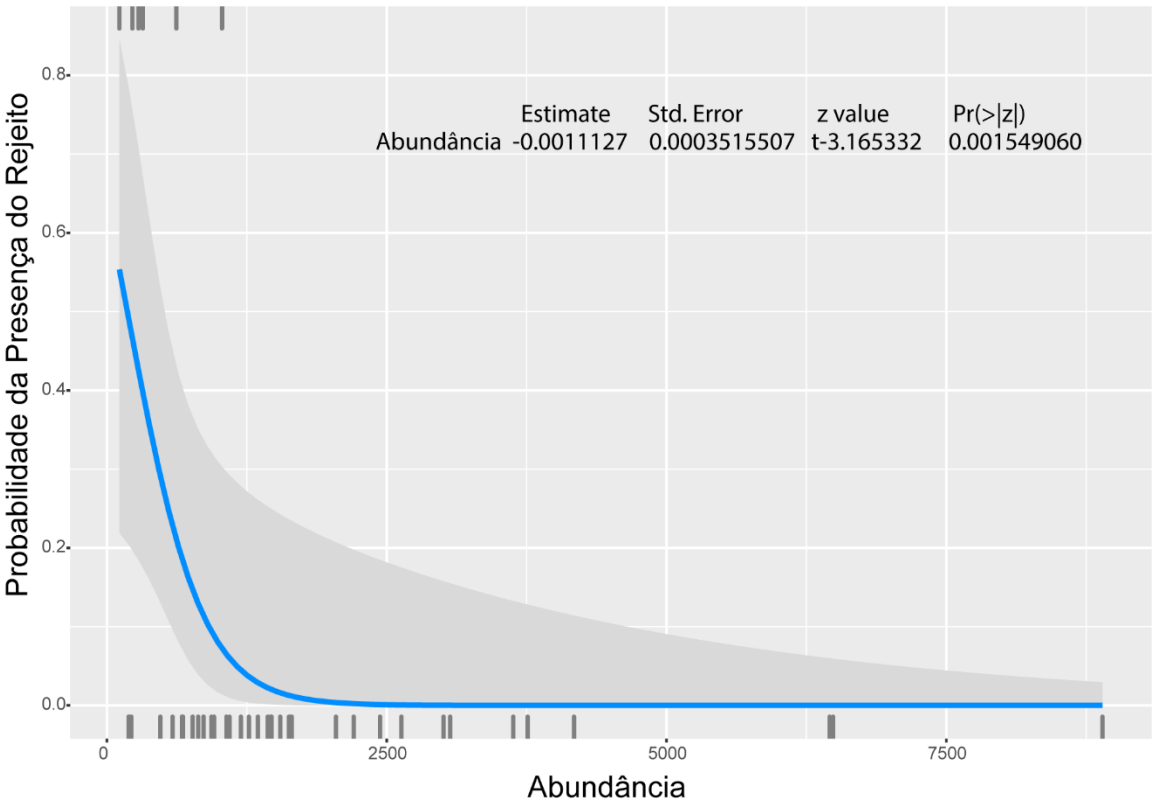
de Carbonato de Cálcio, DDT e Fluoreno. Por outro lado, a abundância responde de forma negativa ao aumento na concentração de Silte e Argila e de Cádmio (Tabela 92).

Tabela 92: Modelos para a variação na abundância restrita de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	DDT..pp.op.	fluoreno	Silte.Argila	Cd	df	logLik	AICc	dAICc	AICw
1	6.2143	0.357	0.313	0.154	NA	NA	9	-811.050	1641.899	0.000	0.335
2	6.1448	0.312	0.328	NA	NA	NA	8	-812.458	1642.342	0.443	0.269
3	6.1636	0.344	0.319	0.149	-0.102	NA	10	-810.730	1643.682	1.783	0.138
4	6.0874	0.297	0.338	NA	-0.125	NA	9	-811.998	1643.797	1.897	0.130
5	6.2208	0.357	0.310	0.174	NA	-0.081	10	-810.802	1643.825	1.926	0.128

Analisamos também a variação na abundância de organismos - neste caso a abundância geral, para todos os tratamentos – face à presença do rejeito. Como indicador da presença do rejeito utilizamos o IMS – conjunto mineralógico do ferro – produzido pelo subprojeto da Sedimentologia onde é dada a presença do rejeito em várias estações do setor Foz e na estação DEG1 – degredo 1. Foi encontrada uma relação significativa entre a abundância de organismos e a presença do rejeito: neste caso com a abundância tendendo a ser menor conforme maior probabilidade da presença do rejeito (Figura 310).

Figura 310: Regressão logística entre a abundância de organismos e rejeito, codificado como presença e ausência através do *IMS*.



1.1.7.3.3.2 Riqueza

A riqueza– número de táxons em determinada amostra– variou significativamente entre o espaço e o tempo (Tabela 93). A diferença significativa entre os setores está no setor Foz que teve menor riqueza que todos os demais (Figura 311 A). Abrolhos e Norte tiveram as maiores riquezas, seguidos pelo setor APA (Figura 311 A). As menores riquezas estão nas amostras mais rasas e próximas da costa. Foram observados quatro níveis de riqueza de espécies: o primeiro nas amostras até 10 metros, que possuem riqueza menor que nas demais profundidades; em seguida, a riqueza aumenta nas amostras de 11 a 20 metros e segue aumentando progressivamente nas amostras de 21 a 30 metros, até chegar nos maiores valores de riquezas nas amostras entre 31 a 55 metros (Figura 311 B).

Tabela 93: Resultados da ANOVA para a Riqueza por categorias de estações amostrais. X^2 - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito.

	X^2	GL	p
Intercepto	213.697	1	**<0,0001**
Setor	79,140	3	**<0,0001**
Profundidade	74,976	4	**<0,0001**
Campanha	16,594	3	**<0,001**
Profundidade*Campanha	50,631	12	**<0,0001**

Figura 311: Variação da Riqueza de táxons entre os Setores (A), Profundidades (B) e Campanhas (C). pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.

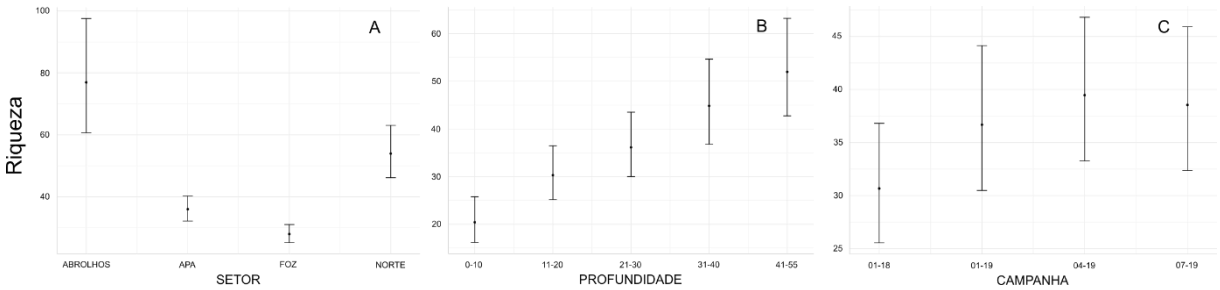
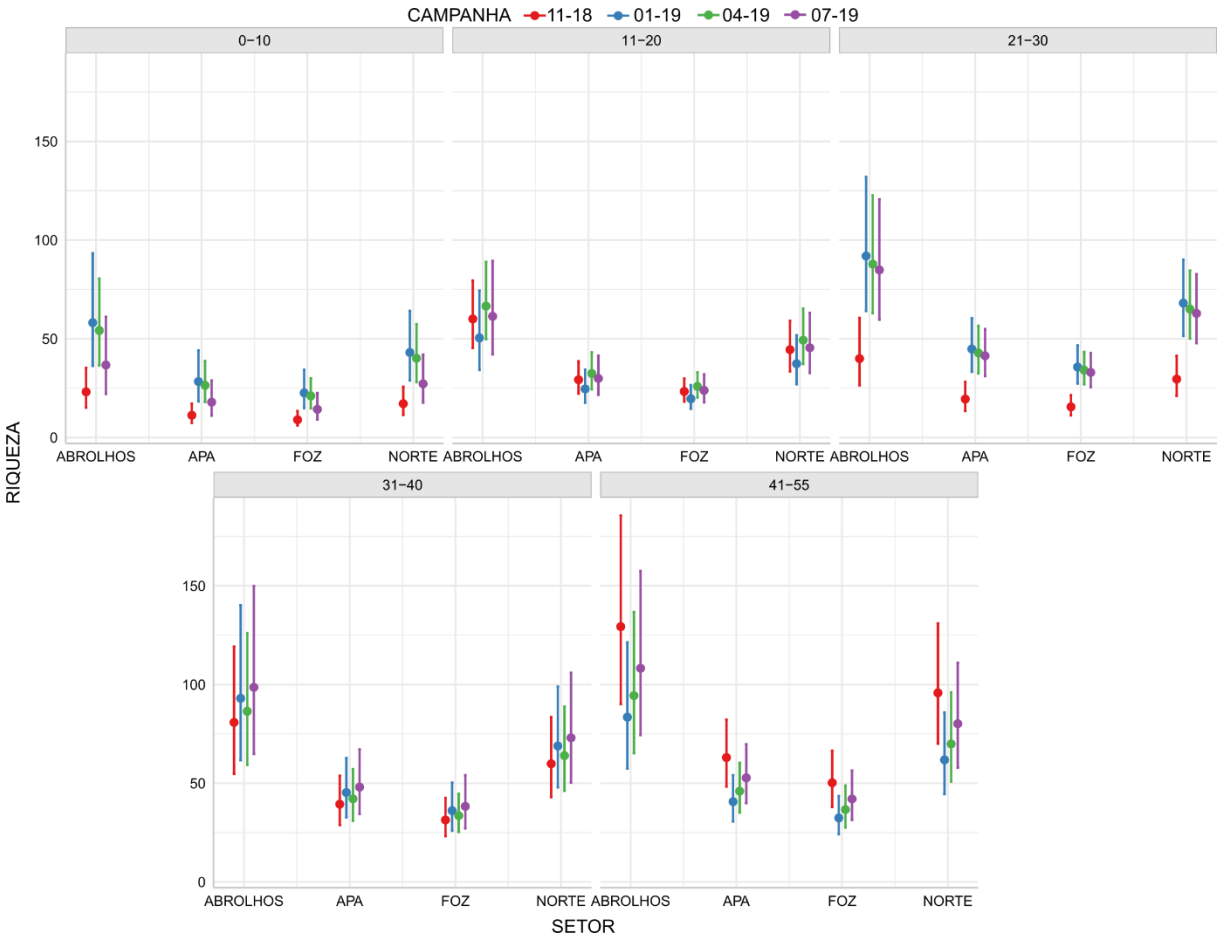


Figura 312 Riqueza média para cada campanha nos setores entre as diferentes profundidades. Pontos indicam valores médios. Barras indicam o intervalo de confiança. Caixas indicam a profundidade.



Foi encontrada variação na riqueza ao longo do tempo, mais precisamente na campanha de novembro de 2018 que apresentou riqueza média significativamente inferior que as campanhas de abril de 2019 e julho de 2019 (Figura 311 C). Também foram encontradas diferenças significativas nas interações entre as campanhas e profundidades (Tabela 93), exatamente na campanha de novembro de 2018 que teve menor riqueza de espécies nas amostras de menor profundidade 0 a 10 m, mas também nas de 21 a 30 (Figura 312).

Os modelos para a riqueza de espécies ranqueados pelos valores de AICc estão apresentados na Tabela 94. O melhor modelo para a riqueza de espécies (AICc=119.64) inclui as variáveis ambientais percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e de Silte-argila e concentração de Nitrogênio, e a concentração do metal Manganês (Mn) (Tabela 94). Por possuírem um AICc menor que 2, os demais modelos – do dois ao quatro – possuem AICc próximo do melhor modelo (modelo 1), mas com menor evidência (AIC*w*, Tabela 94). Dentre estes modelos com menor evidência, o modelo 2 inclui, adicionalmente o Níquel (Ni), o modelo 3 inclui o chumbo e o modelo quatro inclui o esterol Beta-sitosterol (Tabela 94).

Tabela 94: Modelos para a variação na riqueza de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	Mn	Nitrogênio	Silte-argila	Ni	Pb	B-sitosterol	df	logLik	AICc	dAICc	AIC*w*
1	4.068153	11.365	-4.7018	5.5683	-3.6455	*NA*	*NA*	*NA*	14	-586.2	119.64	0.00	0.391
2	4.006396	11.641	-4.3458	5.4440	-3.2164	-1.6656	*NA*	*NA*	15	-585.3	119.71	0.69	0.276
3	4.016550	11.256	-4.0831	5.5027	-3.0734	*NA*	-1.4182	*NA*	15	-585.8	119.80	1.55	0.180
4	4.093367	11.499	-4.7355	5.1562	-3.8301	*NA*	*NA*	0.9025	15	-585.9	119.83	1.89	0.151

A riqueza de espécies foi maior em resposta ao aumento nas concentrações de Carbonato de Cálcio (Figura 313) e Nitrogênio (Figura 314), o primeiro em especial nas amostras mais profundas, que são na sua maioria do setor APA e SD 04 e SD 05, e o segundo, em especial nas amostras de rasas a intermediárias, como as do setor Abrolhos. Por outro lado, a riqueza diminuiu em resposta ao aumento no percentual de Silte-argila (Figura 315) e Manganês (Figura 316). O efeito do aumento do percentual de Silte-argila é acentuado nas amostras de menor profundidade, onde apresenta percentuais elevados, em geral, nas amostras da Foz e Norte (especialmente Degredo) e APA rasas. O efeito do aumento da concentração de Mn é também, mais acentuado nas amostras de menor profundidade, onde apresenta as concentrações mais elevadas, especialmente nas amostras da Foz e APA rasas da campanha de janeiro de 2019 (Figura 304 A-C).

Figura 313: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

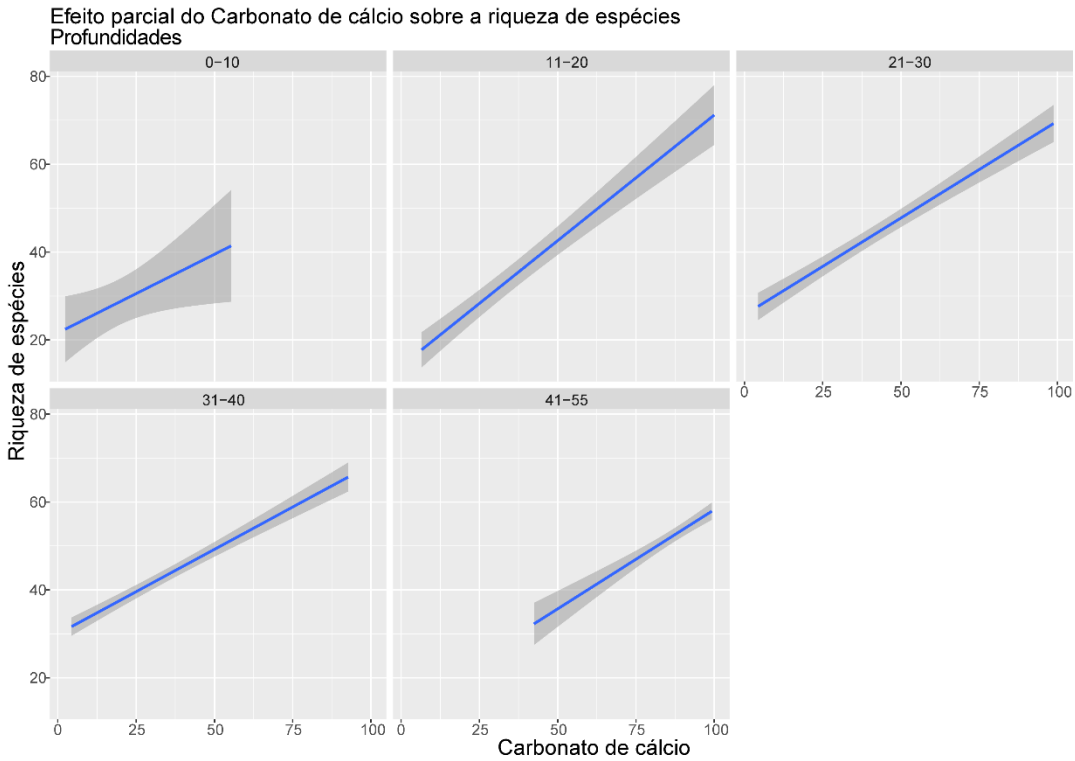


Figura 314: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Nitrogênio na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

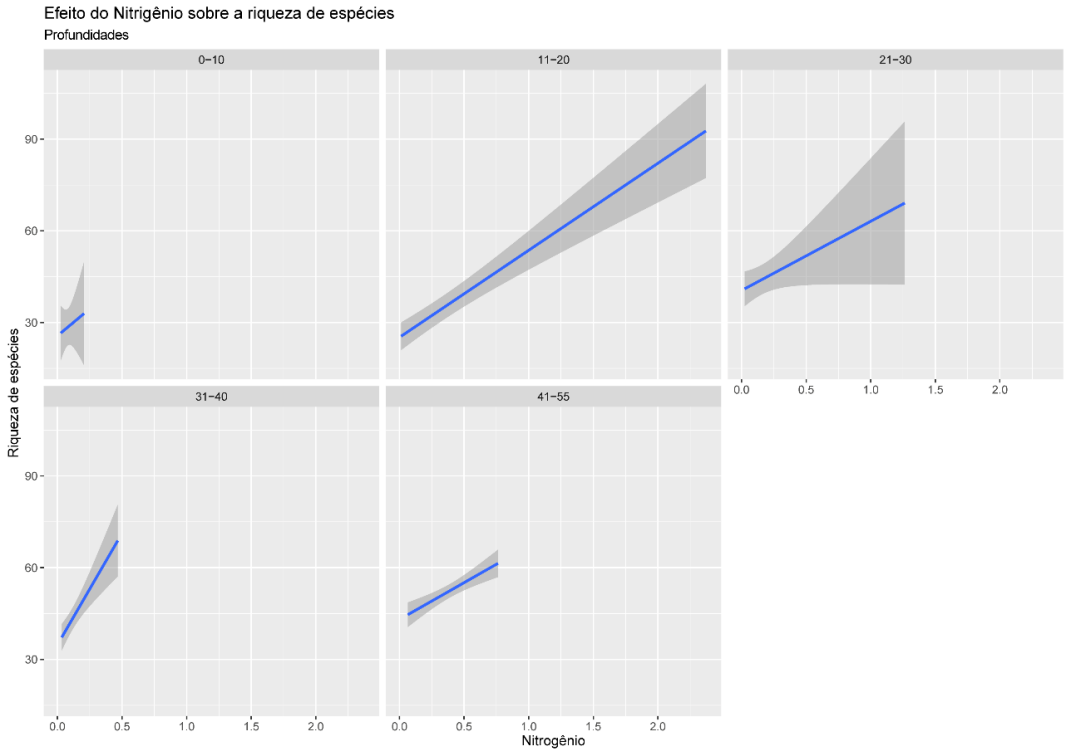


Figura 315: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Silte-argila na riqueza de espécies de Polychaeta, Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

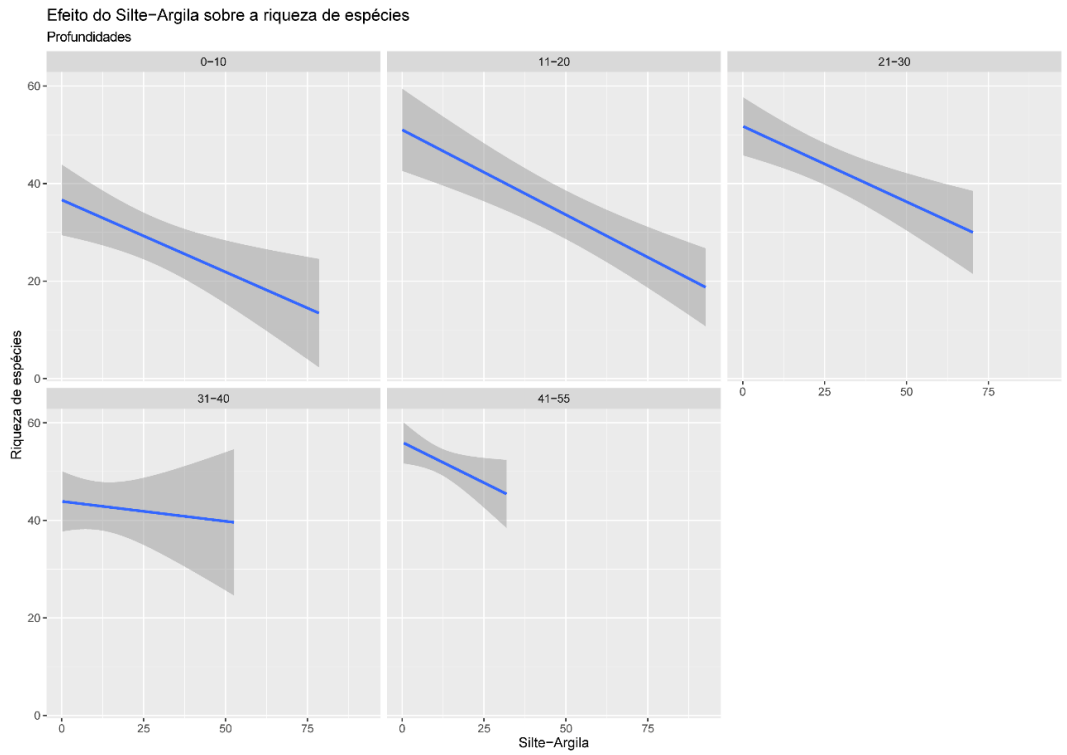


Figura 316: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Manganês na riqueza de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

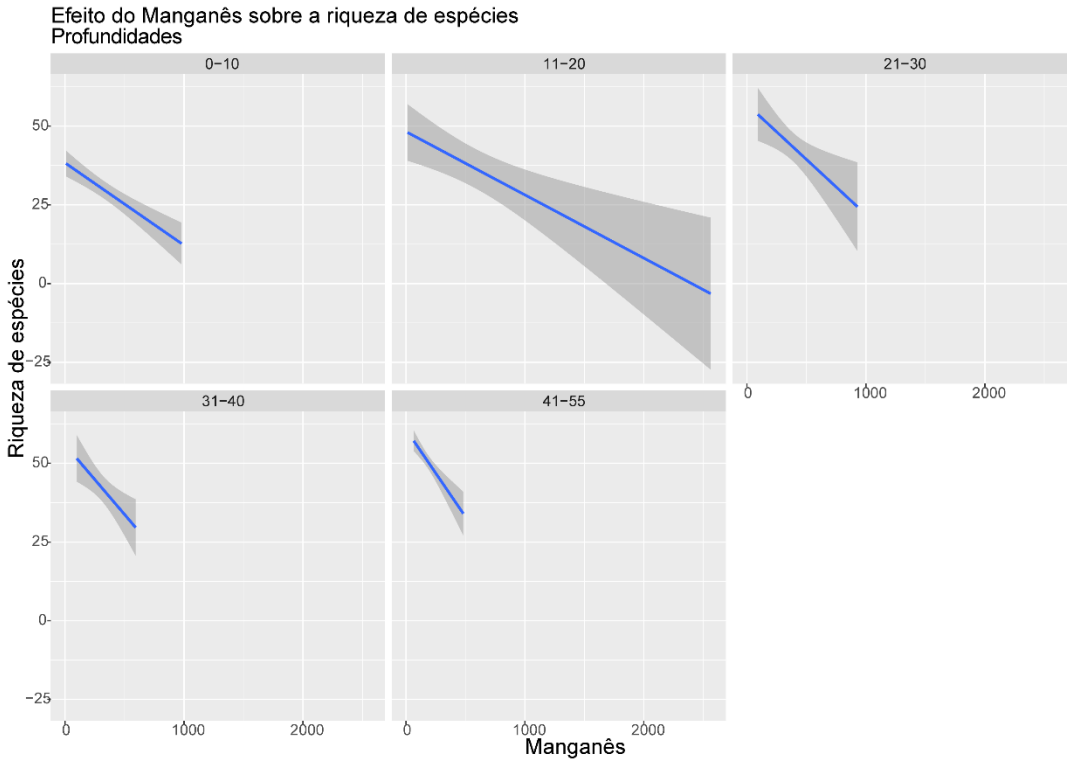


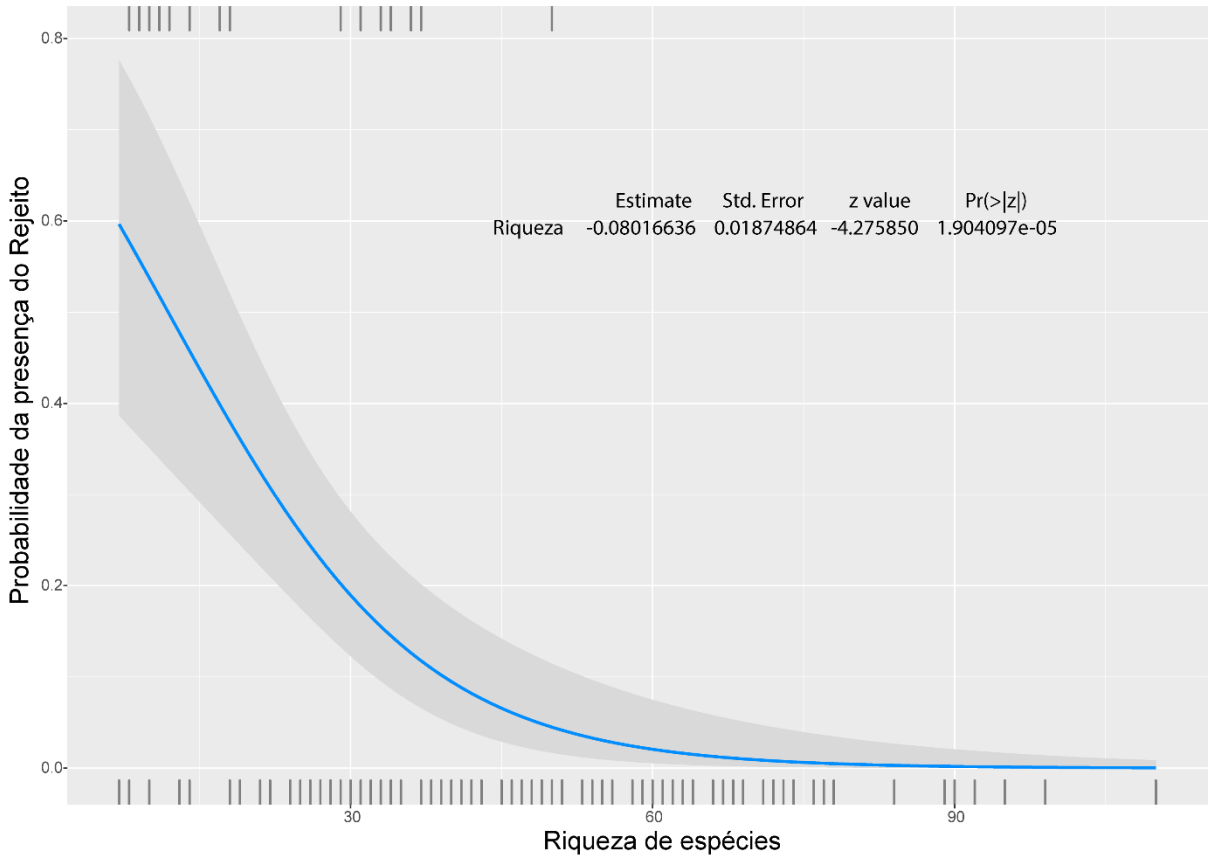
Tabela 95: Modelos para a variação na riqueza restrita de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem d(dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	Mn	Nitrogênio	Pb	Ag	Silte-Argila	Ni	MO	df	logLik	AICc	dAICc	AICw
1	2.81268	7.067	-3.996	3.238	-2.910	NA	NA	NA	NA	7	-264.3	544.39	0.00	0.32
2	2.81262	6.933	-3.930	3.099	-3.033	-1.467	NA	NA	NA	8	-263.2	544.70	0.31	0.27
3	2.81238	6.611	-4.055	3.634	-2.484	NA	-1.748	NA	NA	8	-263.8	545.93	1.54	0.14
4	2.81284	7.434	-4.612	2.839	NA	NA	NA	-2.237	NA	7	-265.2	546.18	1.78	0.13
5	2.81274	6.947	-4.335	3.462	-2.324	NA	NA	NA	-1.002	8	-264.0	546.29	1.90	0.12

Os modelos para a riqueza restrita ranqueados pelos valores de AICc estão apresentados na Tabela 95. O melhor modelo para a riqueza de espécies (AICc=119.64) inclui as variáveis ambientais percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e concentração de Nitrogênio, além da concentração dos metais Manganês (Mn) e Chumbo (Pb) (Tabela 95). Por possuírem um AICc menor que 2, os demais modelos – do dois ao cinco – possuem AICc próximo do melhor modelo (modelo 1), mas com menor evidência (AIC*w*, Tabela 95).Dentre estes modelos com menor evidência, o modelo 2 inclui além do modelo 1, o metal Prata (Ag), o modelo 3 inclui o percentual de Silte-Argila, o modelo 4 substitui o Chumbo pelo Níquel (Ni) o modelo cinco inclui, além do modelo 1, o percentual de Matéria Orgânica (MO) (Tabela 94). A riqueza de espécies restrita a amostras da Foz e APA rasas e ao Degredo 1 responde positivamente ao aumento nas concentrações de Carbonato de Cálcio e Nitrogênio, assim como foi para a riqueza total, porém de forma menos acentuada (Tabela 95). Por outro lado, a riqueza responde de forma negativa ao aumento na concentração dos metais Manganês, resposta menos acentuada que quando considerada toda a malha amostral -, e Chumbo (Tabela 95), ao invés do percentual do Silte-Argila como ocorreu considerando toda a malha (Tabela 94).

Analisamos também a variação na riqueza de espécies - neste caso a riqueza completa, para todos os tratamentos – face à presença do rejeito. Como presença do rejeito utilizamos o IMS – índice mineralógico – produzido pelo subprojeto da Sedimentologia, para o primeiro ano, onde é dada a presença do rejeito em várias estações do setor Foz e na estação DEG1 – degredo 1. Foi encontrada uma relação significativa entre a riqueza de espécies e a presença do rejeito: neste caso com a riqueza tendendo a ser menor conforme maior probabilidade da presença do rejeito (Figura 317).

Figura 317: Regressão logística entre a riqueza de espécies e rejeito, codificado como presença e ausência através do IMS. Análise feita para o primeiro ano do monitoramento.



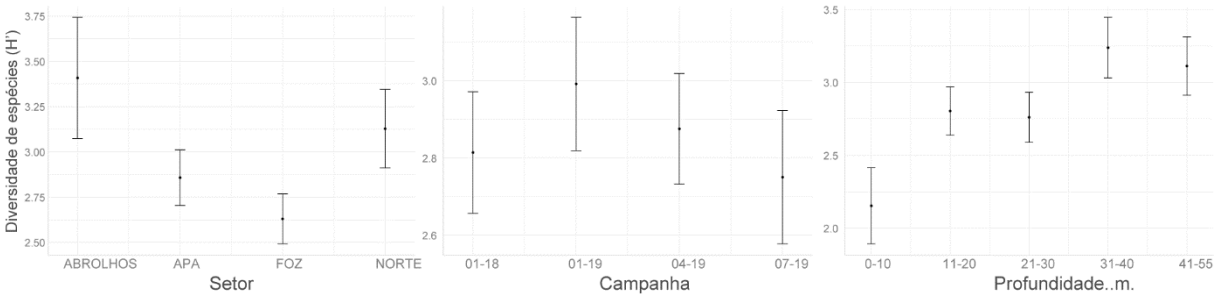
1.1.7.3.3.3 Diversidade

A diversidade de espécies – calculada através do índice de diversidade de Shannon-Weaver – variou significativamente entre os setores e profundidades, mas não entre as campanhas (Tabela 96). A diversidade não difere entre Abrolhos e o Norte, mas nesses setores foi maior do que nos setores APA que, por sua vez, foi maior do que na Foz (Figura 318A). As maiores diversidades estão entre as amostras mais profundas, aquelas até 10 metros possuem diversidade menor do que nas demais profundidades. Vale ressaltar que a diversidade presente nas amostras de 10 a 20 metros também é menor que 30 a 40 metros (Figura 318B). A diversidade não variou ao longo do tempo isoladamente (Figura 318C), mas quando em interação com a profundidade foi observado que nas amostras até 10 m a diversidade foi maior nas campanhas 4 e 7 e menor nas campanhas 1 e 10, padrão para todos os setores (Figura 319).

Tabela 96: Resultados do modelo linear para a estrutura da Diversidade de espécies da macrofauna. X² - Chi quadrado. GL – Graus de Liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito.

	X²	GL	p
Setor	30.5257	3	**>0,0001**
Profundidade	44.9913	4	**>0,0001**
Campanha	4.6745	3	0.1972
Profundidade*Campanha	44,521	14	**>0,01**

Figura 318: Diversidade de espécies. A, setores, B, profundidade, C campanha. Pontos são valores médios e as barras intervalos de confiança.



O melhor modelo (AICc=192,4) inclui as variáveis ambientais percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e concentração de Colesterol, assim como as concentrações de Manganês (Mn) e Chumbo (Pb) (Tabela 97). A diversidade aumenta em resposta ao aumento no percentual de Carbonato de Cálcio, mantendo-se inalterada nas amostras até 10 m de profundidades, onde o seu percentual é menor (Figura 320). Por outro lado, a diversidade decresce em resposta ao aumento da concentração de Colesterol - nas amostras mais rasas, mesmo em pequenas concentrações (Figura 321). A diversidade diminui também em resposta as concentrações dos metais Manganês em todas as profundidades (Figura 322) e de Chumbo em todas as profundidades, porém menos acentuada nas amostras mais profundas, onde ocorre em menores concentrações (Figura 323).

Figura 319:. Diversidade de táxons para as campanhas nos setores entre as diferentes profundidades.

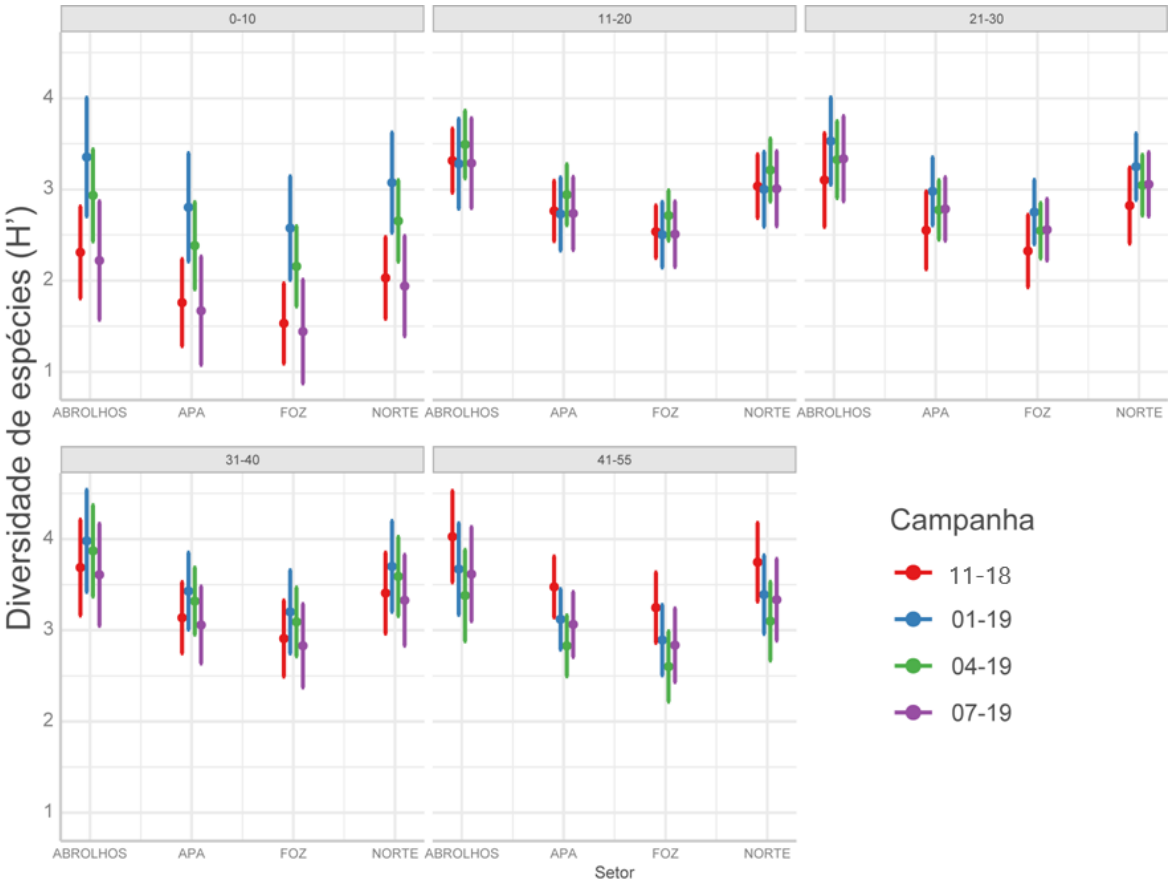


Tabela 97: Modelos para a variação na diversidade de espécies ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	Colesterol	Mn	Pb	Cd	MO	Nitrogênio	Silte-Argila	df	logLik	AICc	dAIC	AICw
1	2.4614	7.993	-1.760	-2.932	-1.482	NA	NA	NA	NA	11	-84.217	192.4	0.00	0.181
2	2.4896	8.982	NA	-4.662	NA	-1.796	-1.810	NA	NA	11	-84.629	193.2	0.82	0.120
3	2.4872	8.375	-1.641	-3.263	-1.416	-1.146	NA	NA	NA	12	-83.529	193.4	1.00	0.109
4	2.4532	6.587	-1.751	-2.596	-1.430	NA	NA	1.947	NA	12	-83.579	193.5	1.10	0.104
5	2.5078	7.390	-1.716	-3.014	-1.190	NA	NA	NA	-1.919	12	-83.646	193.6	1.23	0.097
6	2.5575	8.093	NA	-4.439	NA	-1.823	-1.676	NA	-2.242	12	-83.755	193.8	1.45	0.087
7	2.4718	7.615	-1.633	-4.041	NA	NA	NA	NA	-3.070	11	-85.024	194.0	1.61	0.080
8	2.4818	7.424	NA	-4.226	NA	-1.722	-1.811	2.108	NA	12	-83.890	194.1	1.72	0.076
9	2.4763	7.998	-1.357	-3.123	-1.249	NA	-0.588	NA	NA	12	-83.931	194.2	1.81	0.073
10	2.4386	8.403	NA	-4.233	NA	NA	-1.869	NA	NA	10	-86.369	194.3	1.95	0.068

Figura 320: Efeitos parciais da variável preditora percentual de Carbonato de Cálcio na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%)

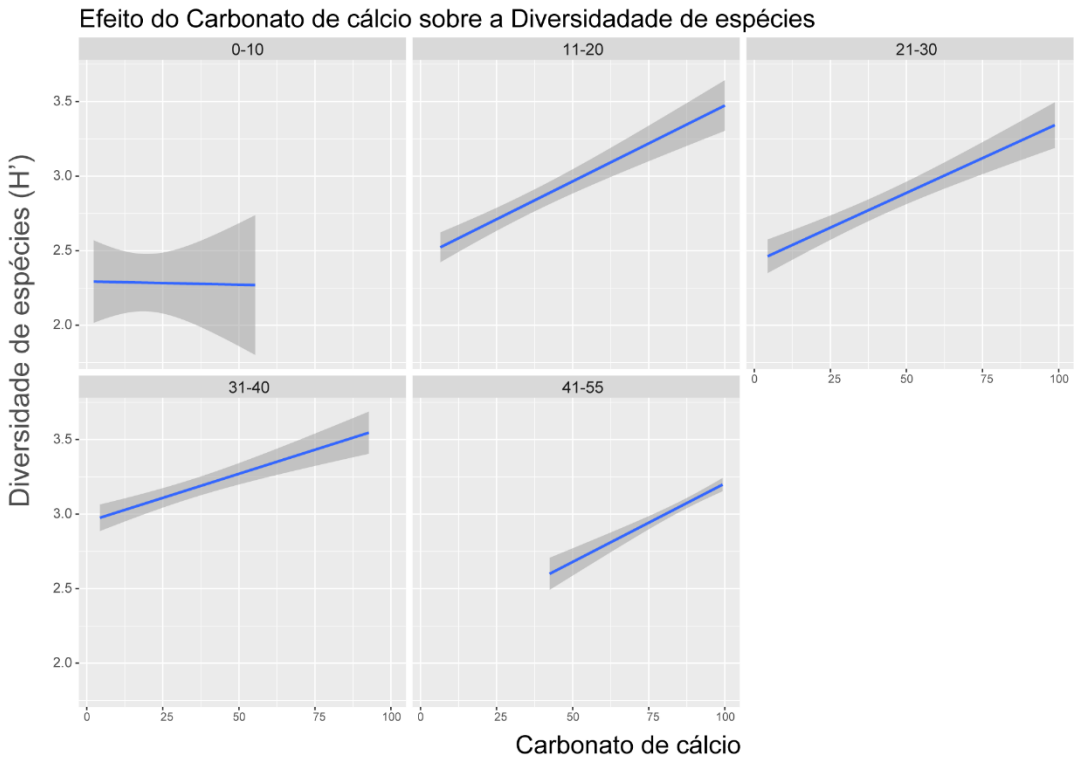


Figura 321: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Colesterol na diversidade de espécies de Polychaeta, Mollusca entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

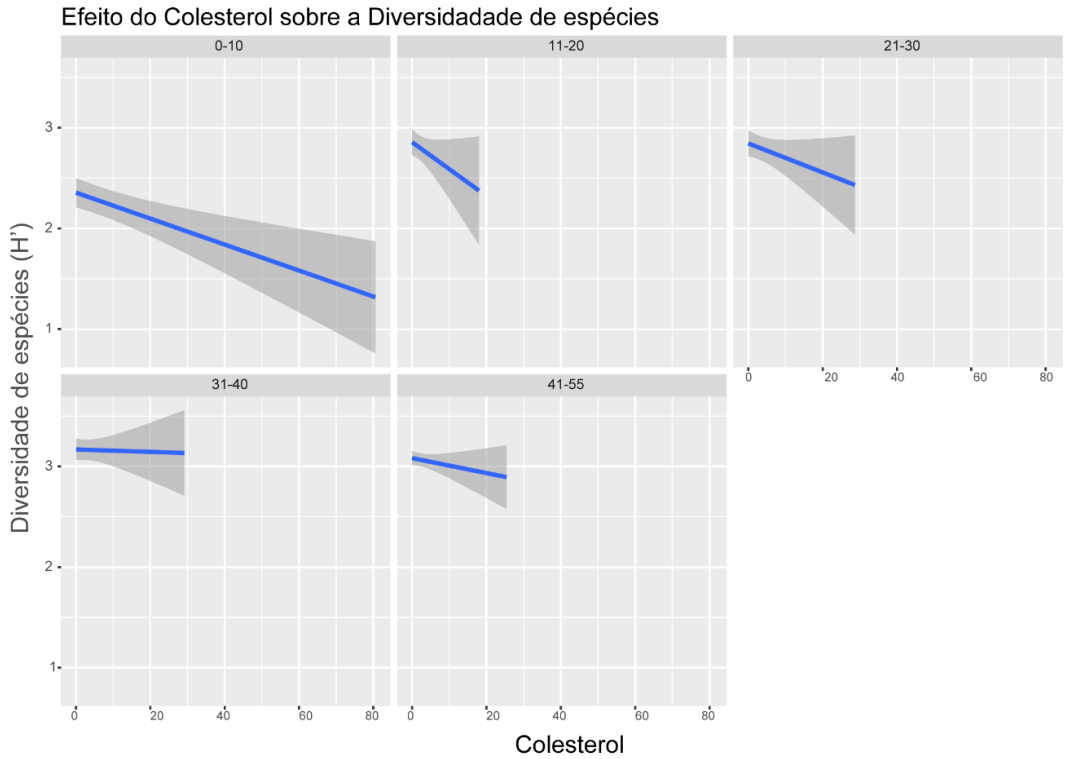


Figura 322: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Manganês na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%).

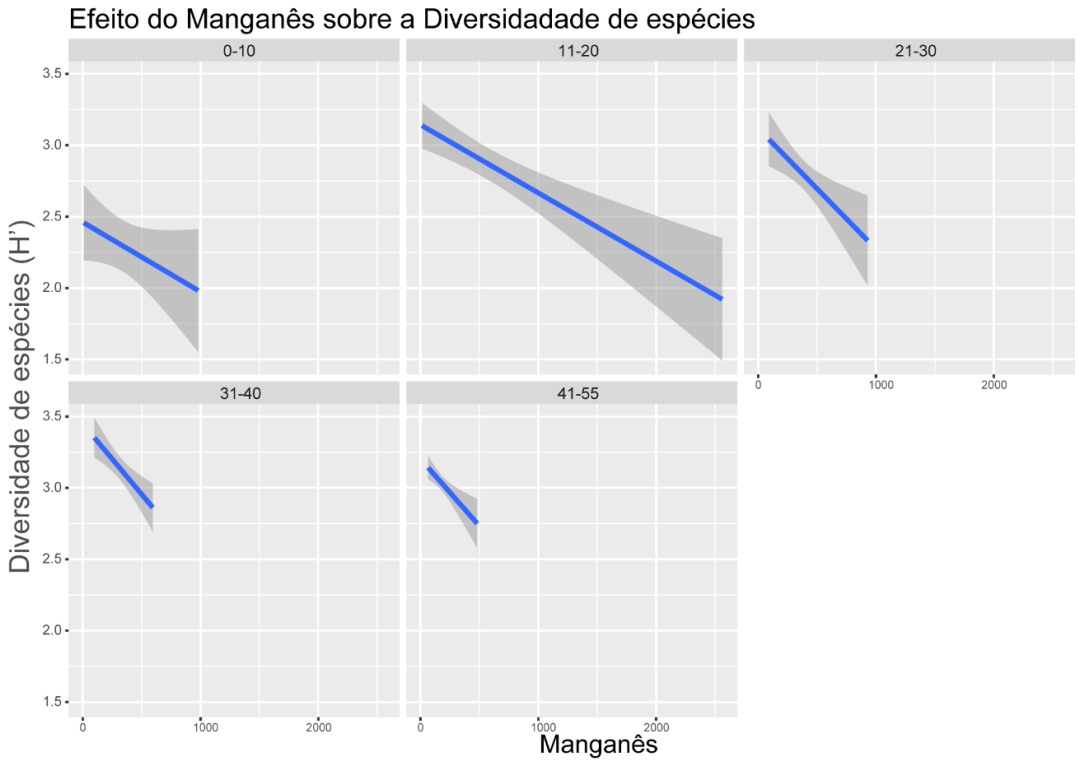
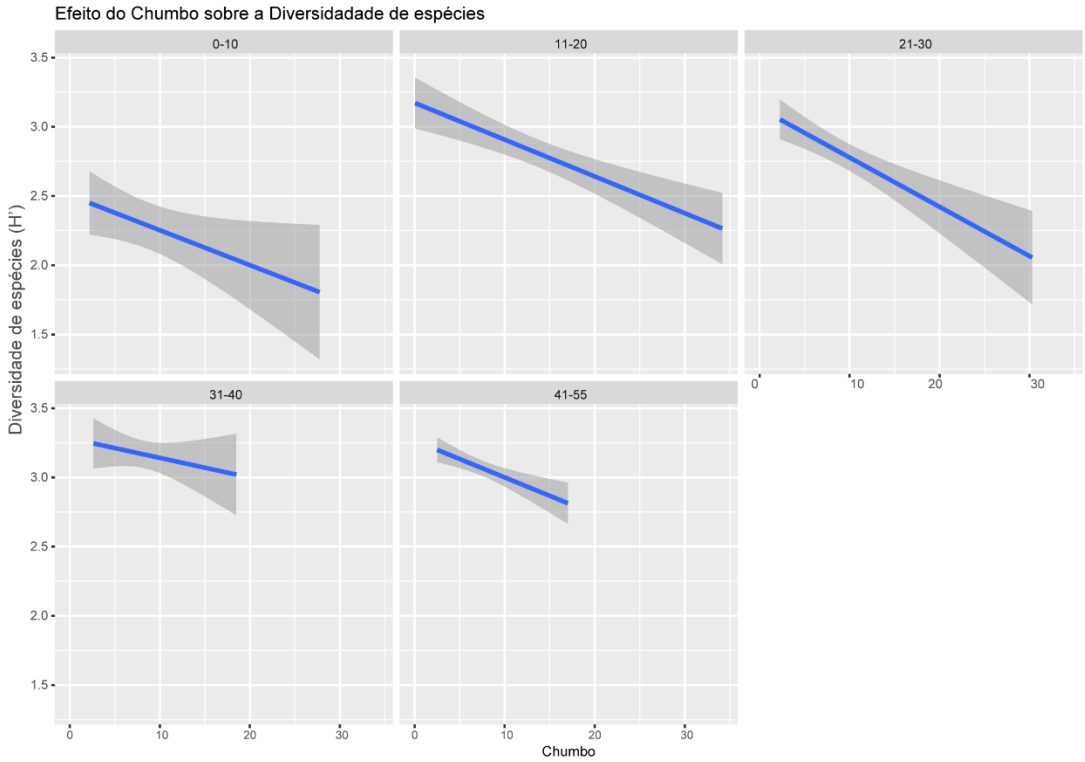


Figura 323: Efeitos parciais da variável preditora concentração de Chumbo de cálcio na diversidade de espécies de Polychaeta e Mollusca e Crustacea entre as diferentes profundidades (usadas como bloco). Bandas cinzas indicam intervalo de confiança (95%)



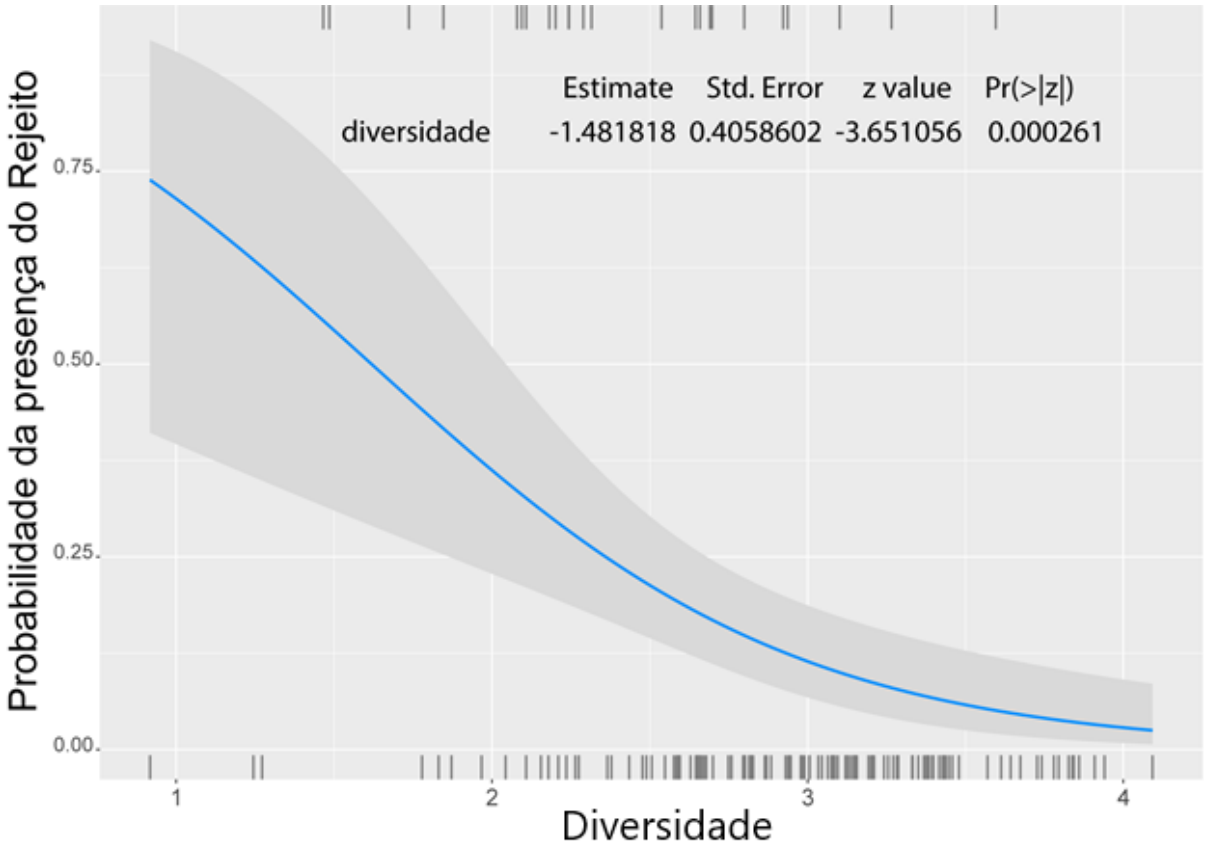
Analisamos também a diversidade de espécies restrita a amostras da Foz e APA rasas juntamente com o DEG01. O melhor modelo para a diversidade restrita (AICc=119.64) incluiu as variáveis percentual de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e concentração de Manganês (Mn) e de Sitostanol (Tabela 98). Por possuírem um dAICc menor que 2, os demais modelos possuem AICc próximo do melhor modelo (modelo 1), porém com menor evidência (AIC*w*, Tabela 98). Dentre estes modelos com menor evidência, o modelo 2 inclui, além do modelo 1, o HPA Benzo-a-antraceno e o modelo 3 inclui, além do modelo 2, o Benzo-a-pireno (Tabela 98). A diversidade de espécies restrita a amostras da Foz e APA rasas e ao Degredo 1 responde positivamente ao aumento do percentual de Carbonato de Cálcio e de concentração de Sitostanol, porém negativamente ao aumento da concentração de Manganês (Tabela 98). Carbonato e Manganês são as duas variáveis que estavam no modelo inicial para a diversidade (Tabela 97) e permaneceram no modelo para a diversidades restrita, porém nota-se que o efeito das duas variáveis é menor, sendo mais acentuado na primeira (Tabela 98).

Tabela 98:. Modelos para a variação na diversidade de espécies restrita ordenados por AICc. Todos os demais modelos possuem dAICc > 2. AICc - Critério de Informação de Akaike corrigido; dAICc – diferença no valor de AICc para o melhor modelo; AICw peso de Akaike.

	Intercepto	CaCO3	Mn	Sitostanol	B.a.antraceno	B.a.pireno	Cd	Silte-Argila	df	logLik	AICc	dAIC	AICw
1	2.1803	1.505	-1.405	1.354	NA	NA			9	-39.477	99.7	0.00	0.142
2	2.1944	1.563	-1.421	1.406	0.761	NA	NA	NA	10	-38.258	100.0	0.24	0.126
3	21970	1.688	-1.424	1.401	2.634	-2.023	NA	NA	11	-36.940	100.1	0.37	0.118
4	2.1805	1.437	-1.445	1.160	NA	NA	NA	NA	10	-38.550	100.5	0.82	0.094
5	2.1935	1.491	-1.405	1.215	0.758	NA	-0.683	NA	11	-37.303	100.8	1.09	0.082
6	2.1721	1.441	-1.456	1.379	0.910	NA	-0.680	NA	11	-37.305	100.8	1.10	0.082
7	2.1965	16.086	-1.458	1.225	2.520	-1.904	NA	-0.997	12	-36.103	101.3	1.55	0.065
8	2.1798	20.090	-1.457	1.404	0.898	NA	-0.628	NA	11	-37.590	101.4	1.67	0.061
9	2.1623	14.054	-1.356	1.324	NA	NA	NA	NA	10	-38.983	101.4	1.09	0.061
10	2.1770	15.583	-1.427	1.377	2.624	-1.872	NA	-0.728	12	-36.178	101.4	1.10	0.060
11	2.0974	NA	-1.456	1.370	NA	NA	NA	-0.883	8	-41.765	101.7	1.55	0.052
12	2.1867	15.103	-1.000	1.380	NA	0.403	NA	NA	10	-39.136	101.7	1.67	0.052

A variação na diversidade de espécies - neste caso a diversidade completa, para todos os tratamentos – face à presença do rejeito foi analisada, assim como fizemos com os demais descritores. Como presença do rejeito utilizamos o IMS – conjunto mineralógico do ferro – produzido pelo subprojeto da Sedimentologia, para o primeiro ano, onde é dada a presença do rejeito em várias estações do setor Foz e na estação DEG1 – degredo 1. Foi encontrada uma relação significativa entre a diversidade de espécies e a presença do rejeito: neste caso com a diversidade tendendo a ser menor conforme maior probabilidade da presença do rejeito, ainda que com muita variabilidade, pois existem amostras com presença do rejeito e ainda assim com diversidade alta (Figura 324).

Figura 324: Regressão logística entre a diversidade de espécies e rejeito, codificado como presença e ausência através do IMS.



1.1.7.3.4 Análises multivariadas

É necessário citar que as análises multivariadas foram conduzidas em três abordagens temporais, conforme a resolução taxonômica disponível para os grupos de organismos. Assim, teremos a abordagem para os dados do primeiro ano de monitoramento, e para os dados do ano 1 e 2 analisados em conjunto. Os resultados aqui apresentados têm, então, caráter exploratório da relação da comunidade com o meio ambiente, uma vez que foram abordados de um ponto de vista integrado (com dados de outros subprojetos).

1.1.7.3.4.1 Estrutura da comunidade no ano 1

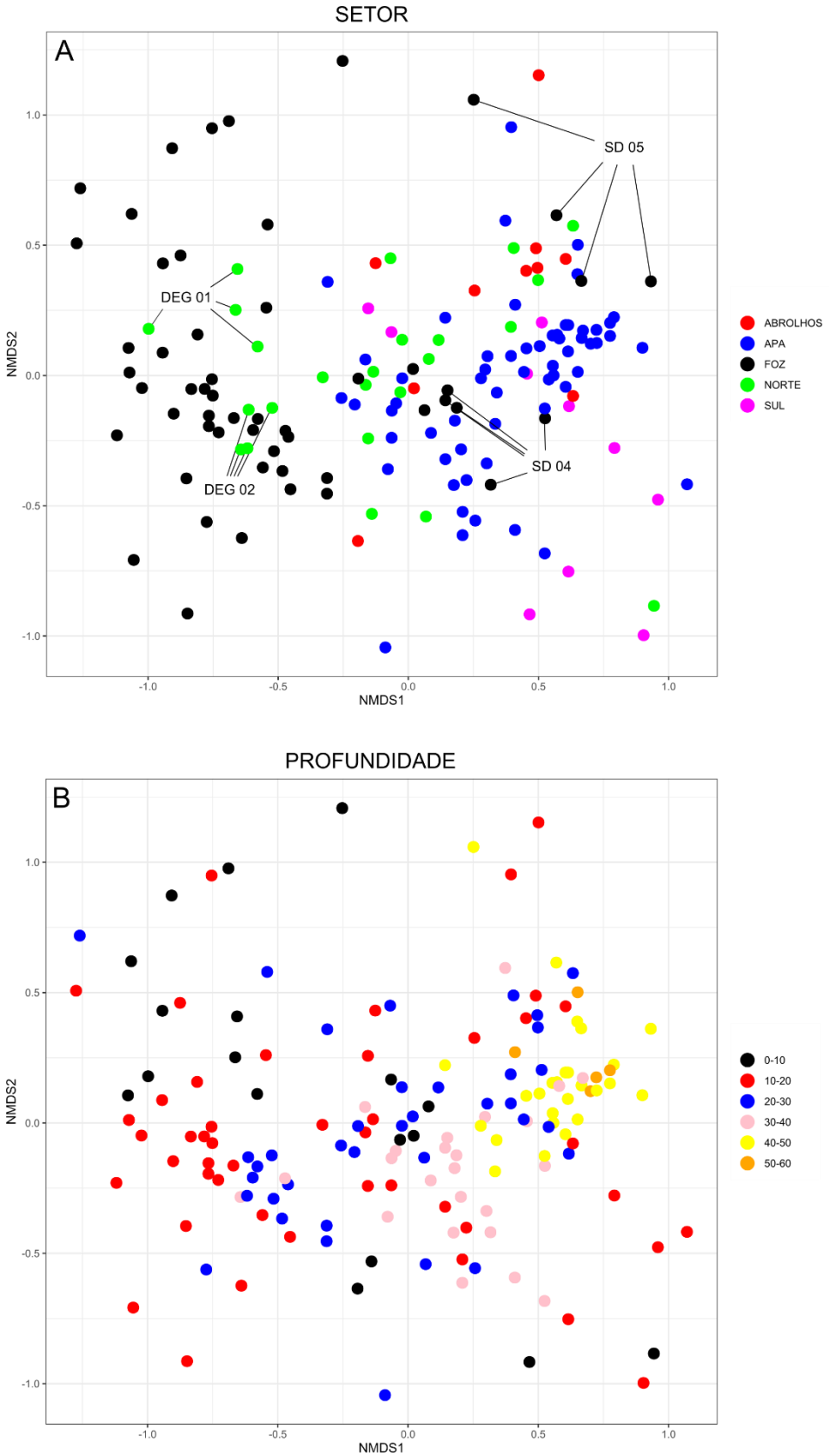
Para verificar como está estruturada a comunidade bentônica pela área amostral durante o ano 1 (com organismos identificados ao nível de espécie) foi realizado uma análise de permutação (PERMANOVA) com as estações amostrais delimitadas em quatro categorias: Setor, Campanha, Profundidade e a presença do Rejeito (Inferida através do IMS).

Os resultados das análises de PERMANOVA são mostrados na Tabela 99. Todas as categorias analisadas individualmente apresentam resultados significativos, contudo, quando essas categorias são combinadas apenas a interação do Setor com a Profundidade apresentou resultado significativo. É possível observar que a categoria com maior relação com a distribuição dos organismos é o Setor (R^2=0,190), seguido de Profundidade (R^2=0,115) e Campanha (R^2=0,028). Esses resultados indicam que existe uma estruturação espacial (Setor e Profundidade) mais relevante na comunidade, sendo a estruturação temporal (Campanha), apesar de significativa, pouco pronunciada.

Tabela 99: Resultados da PERMANOVA para a estrutura da comunidade por categorias de estações amostrais no ano 1. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito

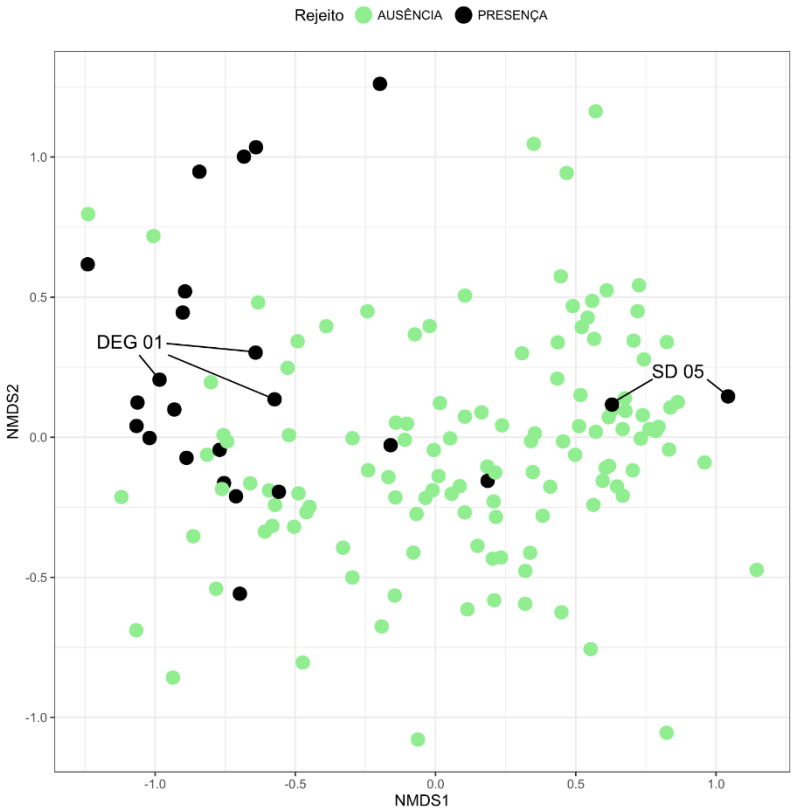
Categorias (Modelos)	GL	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F	R^2	p
Setor	3	6,902	2,301	13,219	0,179	0,001
Profundidade	4	4,616	1,154	6,631	0,119	0,001
Campanha	1	0,630	0,630	3,619	0,016	0,001
Rejeito	1	0,388	0,388	2,231	0,010	0,021
Setor*Profundidade	8	3,406	0,426	2,445	0,088	0,001
Setor*Campanha	3	0,860	0,287	1,647	0,022	0,017
Profundidade*Campanha	4	0,679	0,169	0,976	0,017	0,487
Setor*Rejeito	2	0,635	0,317	1,823	0,016	0,012
Profundidade*Rejeito	4	0,626	0,156	1,898	0,016	0,665
Campanha*Rejeito	1	0,198	0,198	1,140	0,005	0,226
Setor*Profundidade*Campanha	6	0,825	0,137	0,790	0,021	0,896
Setor*Campanha*Rejeito	1	0,174	0,174	0,999	0,004	0,453
Profundidade*Campanha*Rejeito	1	0,156	0,156	0,898	0,004	0,552
Resíduos	106	18,449	0,174	-	0,478	-

Figura 325: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Setor e Profundidade para o ano 1.



A Figura 325 mostra a representação gráfica da ordenação das estações amostrais seguindo a mesma categorização usada na PERMANOVA (Campanha não é mostrado pois apresentou baixo valor de R^2). É possível observar que a estruturação por Setor segue uma tendência de distinção das estações do Setor Foz em relação às estações do Setor APA (Costa das Algas) (Figura 325.A). No gráfico também se observa a proximidade das estações do Setor Norte, em particular as estações de Degredo, do Setor Foz. Vale ressaltar que estas estações são, de fato, geograficamente mais próximas do Setor Foz. Esse resultado indica que pode haver um gradiente de distribuição da comunidade bentônica a partir da Foz do Rio Doce. Sabendo que o material proveniente do rejeito do rompimento da barragem chegou ao ambiente marinho pelo Setor da Foz, esse gradiente pode também estar relacionado a presença de resíduos do rejeito. A hipótese do gradiente de contaminação também fica evidenciada pela dispersão das estações SD 04 e SD 05, as estações do Setor Foz mais afastadas da costa, que apresentaram similaridade com as estações do Setor APA (Figura 325.A). Quanto à Profundidade, a estruturação observada pode ser explicada pela similaridade das estações mais profundas (40-60m, Figura 325.B), representadas em sua maioria por estações do Setor APA.

Figura 326: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados pela presença do rejeito para o ano 1.



1.1.7.3.4.2 Estrutura da comunidade nos anos 1 e 2

Para verificar como está estruturada a comunidade bentônica pela área amostral durante os anos 1 e 2 em conjunto (com organismos identificados ao nível de grandes grupos) também foi realizado uma

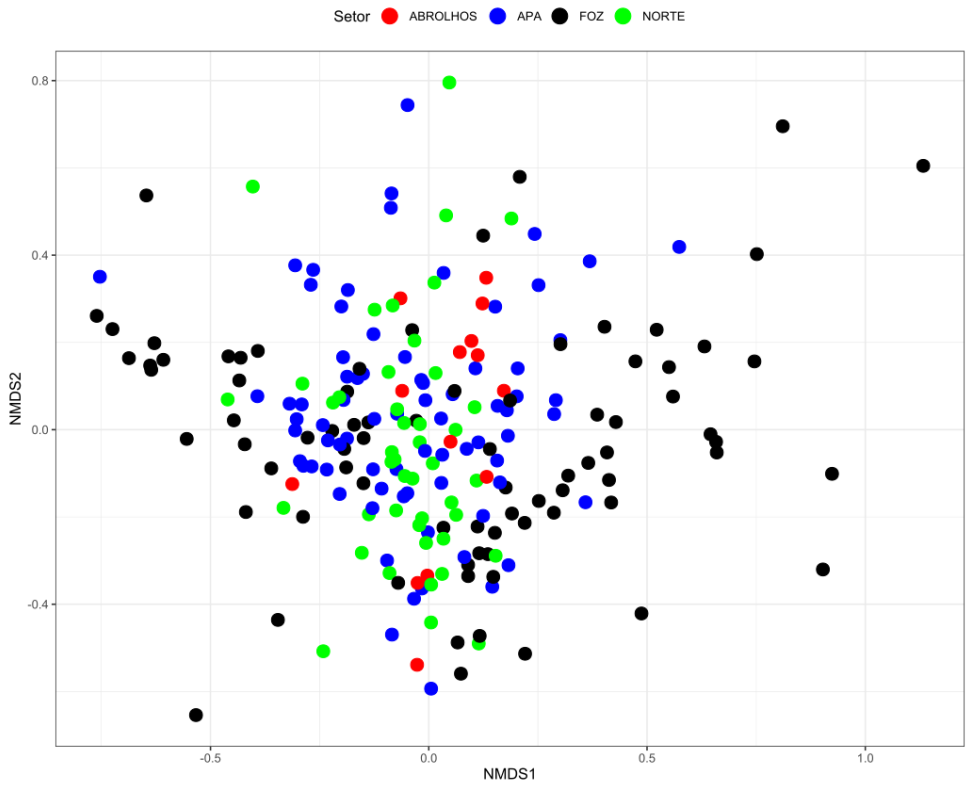
análise de permutação (PERMANOVA) com as estações amostrais delimitadas em quatro categorias: Setor, Campanha, Profundidade e a presença do Rejeito (inferida através do IMS).

Os resultados das análises de PERMANOVA são mostrados na Tabela 100. Todas as categorias analisadas individualmente apresentam resultados significativos, contudo, quando essas categorias são combinadas a interação da Campanha com a Profundidade, além de todas as combinações de três ou mais categorias, não apresentou resultado significativo. É possível observar que a categoria com maior relação com a distribuição dos organismos é a Profundidade (R^2=0,129), seguido de Setor (R^2=0,090) e Campanha (R^2=0,047). Esses resultados indicam que existe uma estruturação espacial (Setor e Profundidade) mais relevante na comunidade, sendo a estruturação temporal (Campanha), apesar de significativa, pouco explicativa.

Tabela 100: Resultados da PERMANOVA para a estrutura da comunidade por categorias de estações amostrais nos anos 1 e 2. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R^2 - correlação da variância com o modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativos (< 0,05) são apresentados em negrito.

	GL	**Soma dos quadrados**	**Média dos quadrados**	**F**	**R^2**	**P**
Setor	3	1,552	0,517	9,816	0,090	0,001
Profundidade	4	2,217	0,554	10,515	0,129	0,001
Campanha	5	0,810	0,162	3,075	0,047	0,001
Setor*Profundidade	9	2,107	0,234	4,441	0,123	0,001
Setor*Campanha	12	1,282	0,106	2,027	0,074	0,001
Campanha*Profundidade	20	0,977	0,048	0,927	0,057	0,657
Setor*Campanha*Profundidade	25	1,058	0,042	0,803	0,061	0,918
Resíduo	135	7,115	0,052	-	0,415	-
Total	213	17,121	-	-	1,000	-

Figura 327: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Setor e Profundidade para os anos 1 e 2.



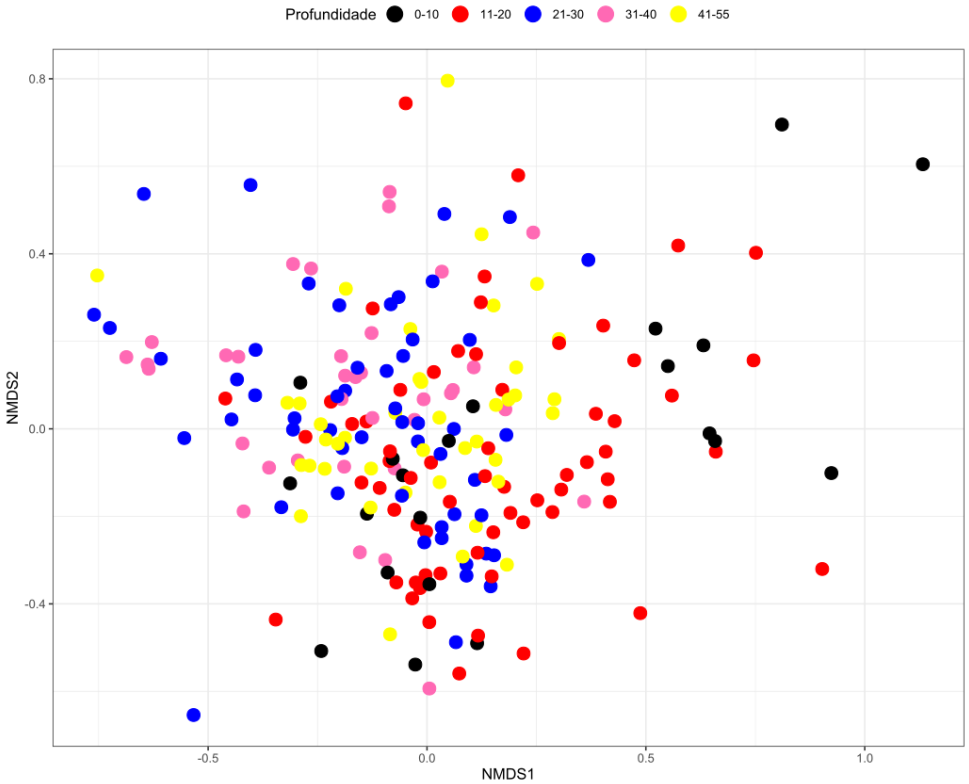
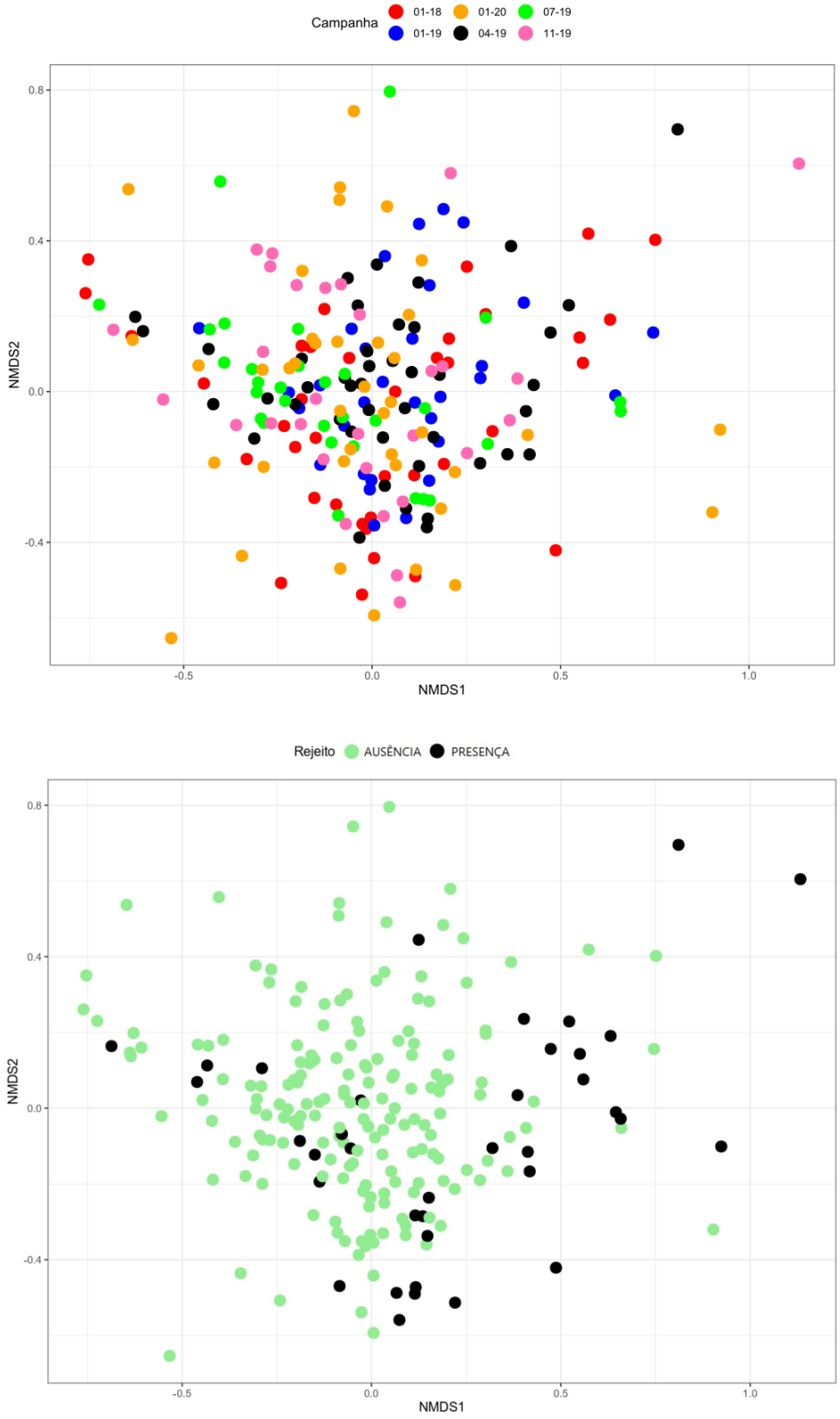


Figura 328: Ordenação (nMDS) das estações amostrais categorizados por Campanha e Presença do rejeito para os anos 1 e 2.



A Figura 327 mostra a representação gráfica da ordenação das estações amostrais seguindo a mesma categorização usada na PERMANOVA para Setor e Profundidade, as representações gráficas para Campanha e Rejeito são apresentados na Figura 328. É possível observar que a estruturação por Setor segue uma tendência de distinção das estações do Setor Foz em relação às estações do Setor APA (Costa das Algas), assim como foi demostrado para a análise apenas com dados do Ano 1 (Figura 327 A). Quanto à Profundidade, a estruturação observada pode ser explicada pela similaridade das estações mais rasas (0-20m, Figura 327 B), representadas em sua maioria por estações do Setor Foz. O baixo poder explicativo da categoria Campanha fica evidenciado na Figura 328, onde não é possível observar nenhum padrão de distribuição entre as amostras. Por outro lado, quando categorizadas pela presença do rejeito é possível observar que existe uma grupamentos das amostras, em especial as da Foz (Figura 328)

1.1.7.3.4.3 Estrutura da Comunidade x Variáveis Abióticas para o ano 1

Para relacionar a comunidade bentônica com as variáveis abióticas foram realizadas análises de redundância (RDA) com as variáveis particionadas. As partições delimitadas dizem respeito aos diferentes tipos de variáveis abióticas descritas no Quadro 2, ou seja, matrizes ambiental, espacial, e contaminantes metais e não-metais (orgânicos). Dessa forma, os padrões discutidos para as variáveis abióticas nas seções anteriores puderam ser avaliados quanto a sua influência na estruturação da comunidade bentônica. O processo de seleção das variáveis foi realizado individualmente para cada matriz por *stepwise* (forward). Os procedimentos realizados nessa etapa são apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MBS1*).

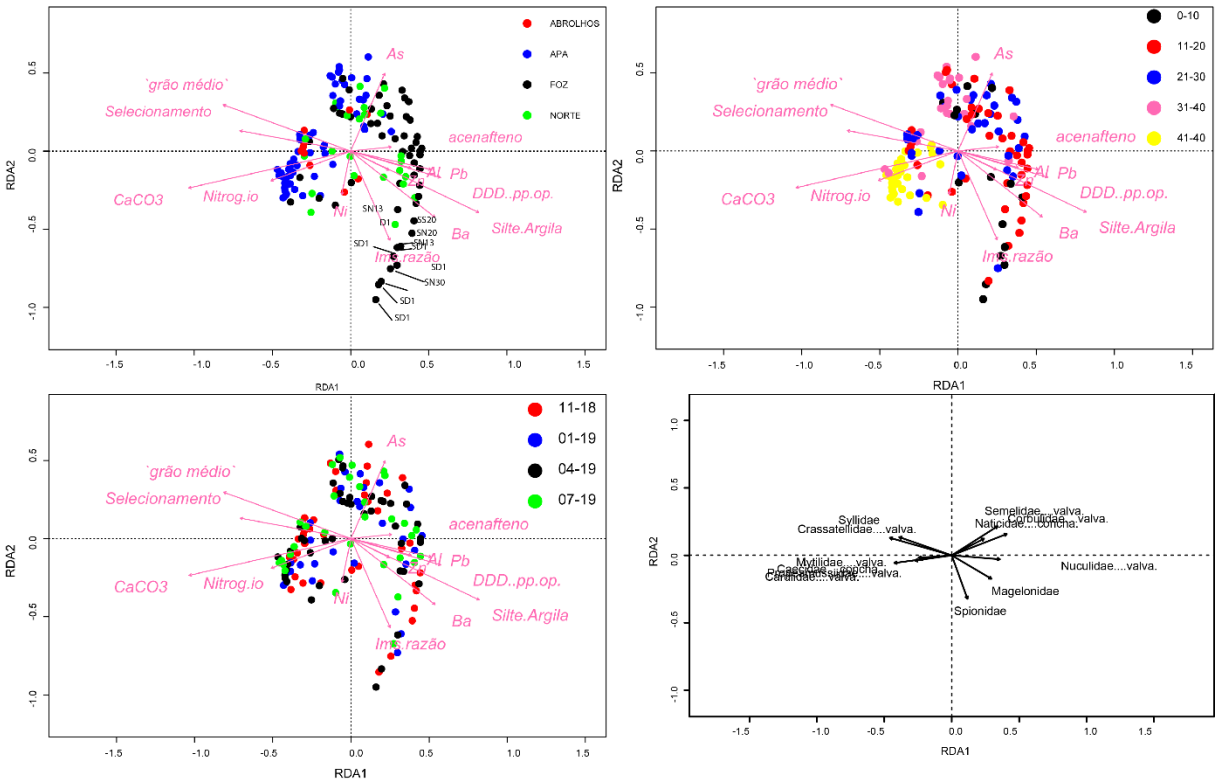
A RDA indica uma relação significativa entre a composição da comunidade e as matrizes abióticas ($p<0,001$). O modelo reteve 32% da variação presente na comunidade, explicando 26% (R^2 ajustado) desta. A contribuição de cada matriz de variáveis abióticas na estruturação da comunidade é apresentada na Tabela 101. O resultado obtido aponta uma variação ao longo do primeiro eixo da RDA, evidenciando importante distinção de dois conjuntos de amostras: o primeiro composto pela maior parte das amostras do setor Foz e Norte (particularmente estações de Degredo, geograficamente mais próximas do setor Foz) com maiores concentrações de contaminantes orgânicos como DDD e acenafteno, contaminantes metais como Ba, Al, Pb e Zn e variáveis como o percentual de Silte-Argila. Vale ressaltar ainda a presença de um conjunto de amostras, em sua maioria da Foz central, Foz norte e Degredo com valores de IMS elevados (Figura 329.A). Por outro lado, o segundo conjunto de amostras, composto principalmente pelo setor APA, mas também com algumas amostras do Norte, e em menor número Abrolhos e Foz, foi correlacionado com maiores concentrações de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e sedimentos pouco selecionados. Ao longo do segundo eixo da RDA existe mais variabilidade, a partir desse resultado é possível identificar outro conjunto de amostras composto em sua maioria por amostras da APA (entre 31 e 40 metros de profundidade) e em menor número do Norte e da Foz correlacionados com maiores concentrações de As (Figura 329.B).

Os resultados da RDA apontam ainda os principais grupos taxonômicos que respondem por grande parte da estruturação da comunidade bentônica (Figura 329.D). Observou-se que as Famílias de Polychaeta Spionidade e Magelonidae, os vestígios dos Bivalvia Nuculidae estiveram associados ao primeiro conjunto de amostras do primeiro eixo. Além disso, esses mesmos grupos de organismos estão associados ao eixo das variáveis chumbo, bário, silte e argila e os maiores valores de IMS. Os vestígios dos Bivalvia Corbulidae e Semelidae, e do Gastropoda Naticidae estiveram associados ao contaminante orgânico colesterol, nas amostras dos setores Foz, Norte e APA. Além disso, esses organismos estão associados às menores concentrações de $CaCO_3$ e Nitrogênio. Associadas ao segundo conjunto de amostras, correlacionado ao Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e sedimentos menos selecionados, ocorreram os vestígios de Bivalvia Propeamussidae, Cardiidae e Mytilidae. Os vestígios de Bivalvia Crassetelidae, de Gastropoda Caecidea e o Polychaeta Syllidae estiveram associados ao conjunto de amostras da APA mais profundas e Abrolhos, que apresentam os menores valores de concentração para os contaminantes estudados.

Tabela 101: Resultados da RDA para cada matriz de variáveis para o ano 1. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito.

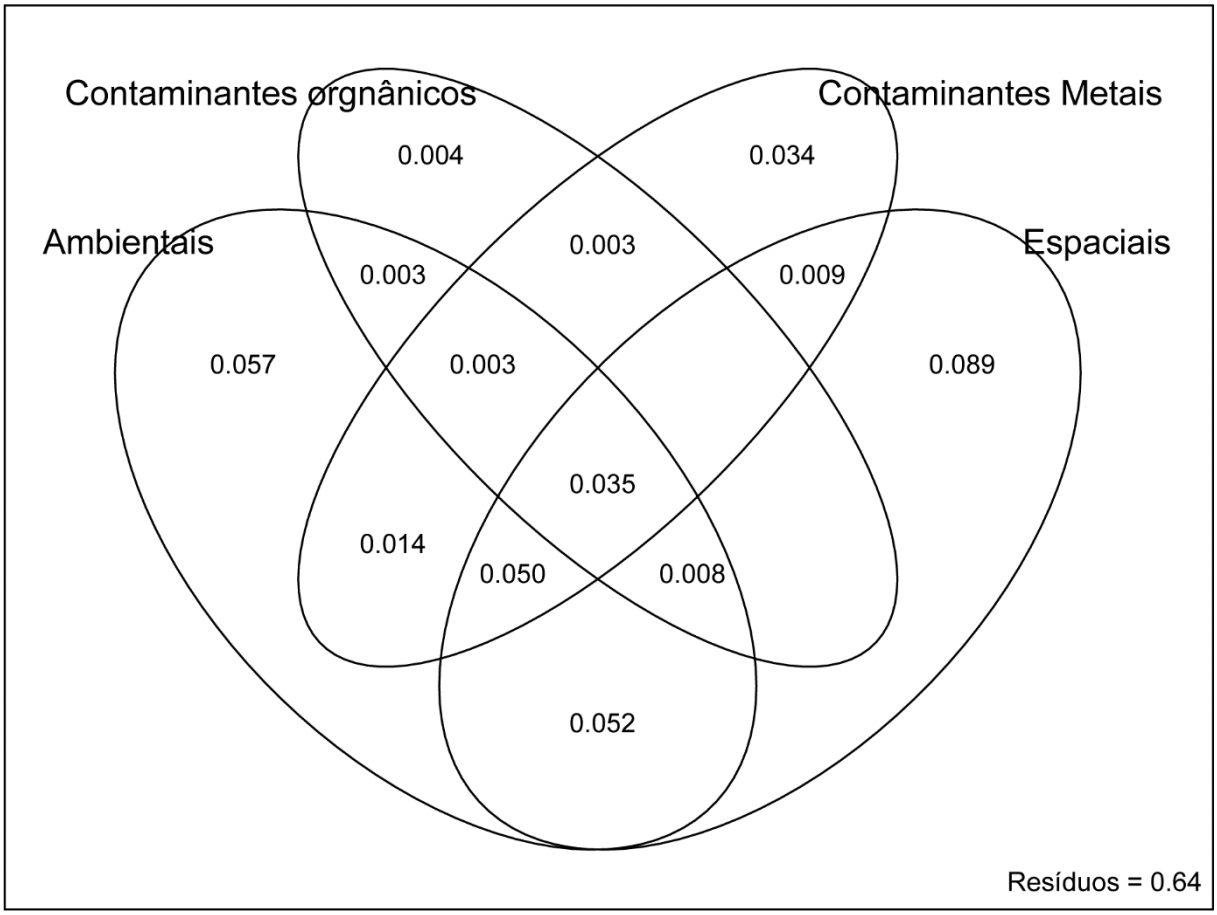
Matriz	GL	Variância	F	p
Ambiental	6	0,046	3,211	0,001
Espacial	16	0,108	2,564	0,001
Contaminantes orgânicos	2	0,007	1,337	0,045
Metais	7	0,0392	1,943	0,001

Figura 329: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais por Setores, Profundidade e Campanhas, além da dispersão dos táxons, para o ano 1. As setas identificam os eixos de ordenação das variáveis.



A variação na composição da comunidade bentônica foi particionada para cada uma das matrizes abióticas da RDA. A Figura 330 mostra a contribuição, individual e combinada, de cada partição. Observa-se que a maior parte da variação presente na composição da comunidade (64%) não foi explicada já que se trata de resíduos (Figura 330). Dos 26% (R^2 ajustado) explicados pela RDA 8,9 % é puramente devido a matriz espacial. A matriz ambiental explica 5,7% sozinha e mais 5,2% quando em interação com as variáveis espaciais. A matriz de contaminantes orgânicos explica 0,4% individualmente e mais 0,8 % e 0,03% quando em interação com a matriz espacial e ambiental, respectivamente. A matriz de contaminantes metais é responsável individualmente por 3,4% dessa variação, mas podemos adicionar mais 7,3% da explicação compartilhada entre contaminantes metais, variáveis sedimentológicas e espaciais, indicando um cenário complexo e espacialmente estruturado. Quando as quatro matrizes estão intersecionadas podem explicar mais 4 % da variação na composição da comunidade (Figura 330).

Figura 330: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade no ano 1. Valores abaixo de zero não mostrados.



1.1.7.3.4.4 Estrutura da Comunidade x Variáveis Abióticas para os anos 1 e 2

Assim como realizado para os dados do Ano 1, a comunidade bentônica foi relacionada com as variáveis abióticas a partir de uma análise de redundância (RDA) com as variáveis particionadas. As partições delimitadas também seguem as delimitações apresentadas no Quadro 2, ou seja, matrizes ambiental, espacial, e contaminantes metais e não-metais (orgânicos). O processo de seleção das variáveis foi realizado individualmente para cada matriz por *stepwise* (forward). Os procedimentos realizados nessa etapa são apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A3MBS1*).

A RDA indica uma relação significativa entre a composição da comunidade e as matrizes abióticas ($p<0,001$). O modelo reteve 25% da variação presente na comunidade, explicando 21% (R^2 ajustado) desta. A contribuição de cada matriz de variáveis abióticas na estruturação da comunidade é apresentada na Tabela 102. O resultado obtido aponta para o mesmo padrão observado para o ano 1, com uma variação ao longo do primeiro eixo da RDA, evidenciando a distinção das amostras do setor Foz e Norte (Degredo) com maiores concentrações de contaminantes orgânicos, contaminantes metais e percentual de de Silte-Argila (Figura 331.A). Por outro lado, o segundo conjunto de amostras, composto principalmente pelo setor APA, mas também com algumas amostras do Norte, e em menor

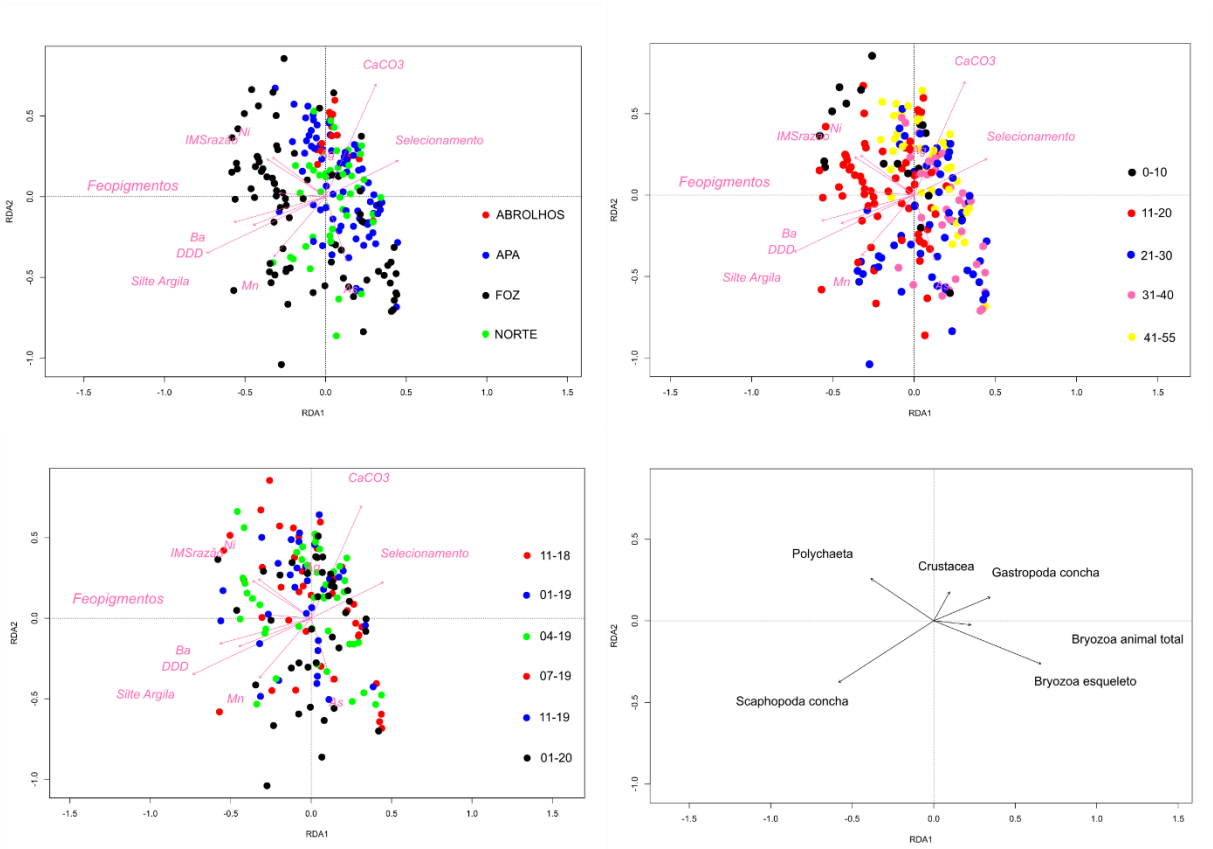
número Abrolhos e Foz, foi correlacionado com maiores concentrações de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) e sedimentos pobremente selecionados. Na análise com dados dos anos 1 e 2, o efeito do segundo eixo é menos evidente, contudo ainda é possível identificar outro conjunto de amostras composto em sua maioria por amostras da APA (entre 31 a 40 metros de profundidade) e em menor número do Norte e da Foz correlacionados com maiores concentrações de As, observando ainda que esse eixo de distribuição é diametralmente oposta ao aumento do valor de IMS (Figura 331.A,B).

Tabela 102: Resultados da RDA para cada matriz de variáveis para os anos 1 e 2. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,005) apresentados em negrito.

Matriz	GL	Variância	F	p
Ambiental	4	0,014	4,100	0,001
Espacial	10	0,035	4,090	0,001
Contaminantes orgânicos	1	0,001	1,289	0,245
Metais	6	0,0173	3,392	0,001

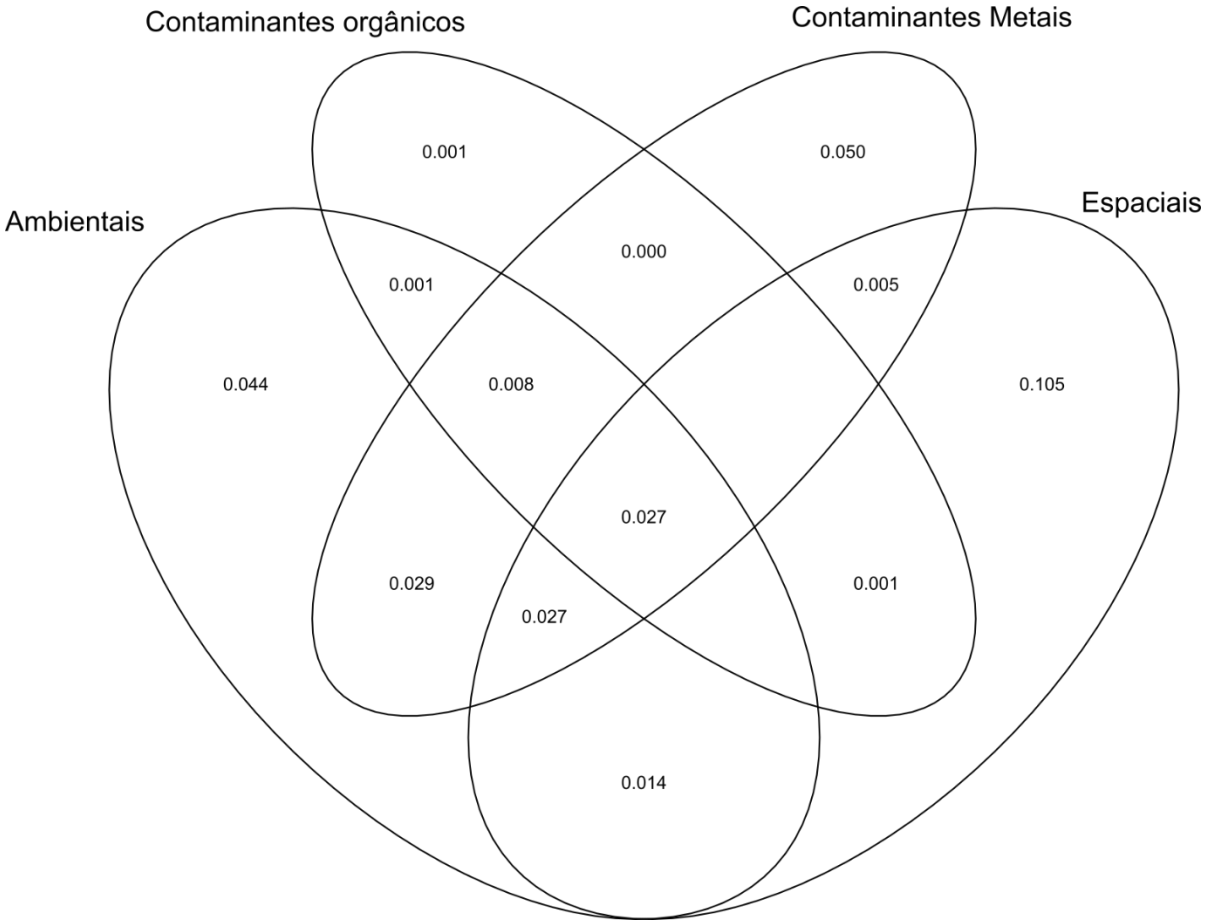
Na análise com dados dos anos 1 e 2, observa-se que a classe Polychaeta se distribui na direção do eixo do IMS, onde também se concentram as amostras rasas da Foz (Figura 331.D). Os resultados da RDA apontam ainda que Bryozoa apresenta uma distribuição oposta a esse mesmo eixo, relacionadas principalmente com as estações mais profundas. Gastropoda e Crustacea se distribuem pelo eixo das variáveis ambientais mostradas ($CaCO_3$ e Selecionamento), sendo relacionadas às estações da APA e em parte das estações do Norte. Por fim, Scaphoda se apresentam relacionadas às estações da Foz e Norte com profundidades intermediárias, apresentando distribuição no eixo de alguns contaminantes e de Silte e Argila.

Figura 331: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais por Setores, Profundidade e Campanha, além da dispersão dos táxons, para os anos 1 e 2. As setas identificam os eixos de ordenação das variáveis



A variação na composição da comunidade bentônica foi particionada para cada uma das matrizes abióticas da RDA. A Figura 332 mostra a contribuição, individual e combinada, de cada partição. Observa-se que a maior parte da variação presente na composição da comunidade (69%) não foi explicada, se tratando de resíduos. Dos 21% (R^2 ajustado) explicados pela RDA, 10,5 % é devido ao efeito isolado da matriz espacial. A matriz ambiental explica individualmente 4,4% e mais 2,9% quando em interação com os contaminantes metais. A matriz de contaminantes orgânicos explica apenas 0,01% individualmente e mais 0,01 % quando em interação tanto com a matriz espacial quanto com a matriz ambiental. Já a matriz de contaminantes metais é responsável individualmente por 5,0% dessa variação, além de 2,9% da explicação compartilhada com matriz ambiental e mais 2,7% quando essa interação entre Metal e Ambiental está espacializada. A interseção de todas as variáveis representa 2,7% da explicação (Figura 332).

Figura 332: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade nos anos 1 e 2. Valores abaixo de zero não mostrados.



1.1.7.4 Discussão

O rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG aconteceu em 05 de novembro de 2015, sendo as primeiras amostradas do PMBA/Fest-RRDM datadas de novembro de 2018. Dado o tempo decorrido, era esperado que o efeito agudo da chegada de contaminantes do rejeito fosse diluído no tempo, sendo possível observar apenas aspectos crônicos desse efeito. Contudo, a malha amostral do PMBA/Fest-RRDM é bastante ampla, o que permite detectar variações ambientais diversas que trazem robustez aos resultados observados. Estas duas características, o tempo decorrido e a extensão amostral, nos fez levantar hipóteses (Objetivos) em um cenário de exposição prolongada a contaminantes, especialmente metais, pela comunidade bentônica. Nas seções a seguir os resultados apresentados são discutidos pela ótica dessas hipóteses. Por fim, é debatido qual hipótese apresenta a melhor explicação para os resultados.

1.1.7.4.1 Matrizes abióticas

De modo geral, foi observada uma grande variabilidade para os fatores abióticos ao longo do período de monitoramento. Contudo, essa variabilidade é desigual entre as diferentes matrizes abióticas avaliadas. Contaminantes orgânicos apresentaram pouca variação, não tendo sido possível observar estruturação significativa para nenhuma categoria (Setores, Campanha ou Profundidade). Esses resultados podem ser explicados pela baixa concentração da maior parte das variáveis disponíveis para essa matriz, geralmente com valores abaixo do limite de detecção. Além disso, esses fatores, quando detectados, se apresentam de maneira relativamente constante na área de monitoramento, espacial e temporalmente.

As matrizes ambiental e de contaminantes metais respondem pela maior parte da variação observada para as variáveis abióticas. Quanto à matriz ambiental, dada a amplitude da área amostral neste monitoramento, uma variação natural nas características do meio era esperada entre as diferentes estações de coleta. Já a variação observada na matriz de contaminantes metais pode representar uma evidência da influência da chegada do rejeito da Barragem do Fundão nas condições do ambiente marinho. Tanto para as variáveis ambientais quanto para os contaminantes metais, foi observado uma significativa variação espacial e temporal. Nesse sentido, foi possível determinar que o ambiente estudado não é homogêneo no tempo e no espaço, indicando que variações na composição da comunidade bentônica podem ser interpretadas a partir da variação desses fatores abióticos.

Aqui reiteramos que essas análises foram realizadas para as estações do delineamento do subprojeto de Bentos de Sedimento Inconsolidado, de forma a que estes resultados pudessem ser diretamente relacionados com a comunidade bentônica.

1.1.7.4.2 Comunidade bentônica

O Projeto de Pesquisa "Mapeamento de Habitats Marinhos da Plataforma Continental do Espírito Santo", fomentado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado do Espírito Santo (FAPES), sob coordenação do Prof. Dr. Alex Cardoso Bastos, do Laboratório de Oceanografia Geológica (LABOGEO) do Departamento de Oceanografia e Ecologia da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) foi desenvolvido entre os anos de 2014 e 2017 e permitiram a caracterização da fauna bentônica antes da chegada dos rejeitos da barragem de Mariana, MG, e da deposição da lama contaminada no fundo marinho, constituindo uma ferramenta fundamental para a avaliação dos possíveis impactos gerados por este rejeito. Após a chegada dos rejeitos à plataforma continental do Rio Doce, foram realizadas diversas expedições com navios oceanográficos da Marinha e de Instituições de Pesquisas foram realizadas como a Expedição Vital de Oliveira, realizada de 27 a 29 de novembro de 2015; Antares, realizada em 16 a 18 de fevereiro de 2016 e Soloncy Moura, realizada de 20 a 26 de abril de 2016 (RRDM, 2019:RT 19 Bentos) A partir destas informações foi possível traçar uma comparação quanto à composição da comunidade bentônica aos efeitos decorrentes da chegada dos rejeitos da barragem na plataforma continental do Rio Doce. Estas informações são apresentadas

a seguir. Para esta comparação foram considerados apenas os pontos amostrais do projeto de mapeamento de habitats adjacentes aos pontos monitorados após a chegada do rejeito.

No projeto de mapeamento de habitats, anterior à chegada dos rejeitos, para as 59 amostras analisadas na região da plataforma continental do Rio Doce foram triados 5.726 indivíduos e, com base na densidade de indivíduos, o principal grupo taxonômico foi o Filo Bryozoa, seguido do Filo Mollusca, representado pela concha da Classe Gastropoda e valva da Classe Bivalvia e da Classe Scaphopoda.

Após a chegada dos rejeitos, para as 45 amostras analisadas ao longo do monitoramento, o total de indivíduos triados foi de 5.956. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Vital de Oliveira foram observados para a concha da Classe Gastropoda, seguido da valva da Classe Bivalvia, e Classe Bivalvia. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Antares foram observados para o Filo Bryozoa, concha da Classe Gastropoda, seguido da valva da Classe Bivalvia, e concha da Classe Scaphopoda. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Soloncy Moura foram observados para a concha da Classe Gastropoda, seguido da valva da Classe Bivalvia, concha da Classe Scaphopoda, e Classe Polychaeta.

Ao comparar os resultados apresentados acima com os dados obtidos ao longo do período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, observa-se um aumento da importância de organismos da Classe Polychaeta ao passo da redução da ocorrência do Filo Bryozoa após a chegada do rejeito na plataforma continental. Este fenômeno indica uma mudança no sentido de favorecimento de organismos depositívoros em relação à grupos suspensívoros na comunidade, possivelmente relacionado ao incremento de material particulado no ambiente. Além disso, há uma maior prevalência de vestígios de organismos (conchas, valvas e esqueletos) nas coletas posteriores à chegada do rejeito, esta prevalência se mantém até o período do presente monitoramento.

A importância de determinados grupos taxonômicos, como Polychaeta, Crustacea e Mollusca, tem sido ressaltada em estudos de áreas próximas a foz de rios sob impacto como em Paixão et al (2010) e Zalmon et al (2015), com maiores abundâncias de espécies resistentes de Polychaeta, tanto para contaminação de metais, como para poluentes orgânicos. Gomes et al (2017) registraram o início das alterações em decorrência da chegada dos rejeitos no estuário do Rio Doce, com amostragens dias antes e dias depois da chegada do rejeito à foz. Os autores observaram uma alteração na composição da macrofauna para outros grupos, com redução de cerca de 30% da riqueza de táxons, seguido do aumento da abundância de espécies resistentes, tanto para Mollusca, como para Polychaeta que 5 dos 15 táxons passaram a responder por mais de 80% dos táxons da macrofauna depois da chegada do rejeito. Matthews-Cascon et al. (2018), relataram como os grupos mais abundantes Polychaeta, Crustacea e Mollusca, além de outros grupos menos abundantes como Nemertea, Echinodermata, Sipuncula, Turbellaria, Pycnogonida, and Echiura.para a plataforma continental na região da foz do Rio Doce, com amostragem entre 2010 e 2011. Warwick e Clarke (1993), em um estudo de caracterização de alterações em comunidades bentônicas sob impacto na costa NE do Atlântico, encontraram como os principais grupos taxonômicos Mollusca, Echinodermata, Polychaeta e Crustacea. Savage et al (2001), avaliando o impacto de mineração no sudeste da África e costa NE do Atlântico, encontraram

como os principais grupos Crustacea, Mollusca, Annelida e Echinodermata, este último em áreas menos poluídas. Os trabalhos aqui citados mostram que existe uma convergência no que diz respeito aos grupos de organismos que costumam apresentar respostas relevantes em estudos de monitoramento. Os principais grupos que podem ser reconhecidos como indicadores nesses estudos são Crustacea, Mollusca (com foco em Gastropoda e Bivalvia) e Polychaeta. Estes mesmos grupos se destacam em dominância ao longo do monitoramento do presente subprojeto, por esse motivo, nas análises da comunidade realizadas é dado enfoque especial nesses grupos.

1.1.7.4.3 Contribuição das variáveis abióticas nos descritores da comunidade bentônica

Foi observado que os indicadores descritivos da comunidade bentônica (Riqueza, Abundância e Diversidade) apresentaram variação significativa tanto entre os setores quanto entre as diferentes profundidades. Contudo, apenas a riqueza apresentou variação significativa entre as campanhas. Esses resultados mostram que existe uma variação espacial significativa na comunidade bentônica, de modo a estar sendo refletida nos descritores da comunidade. O fato de dois desses descritores não apresentarem variação entre as campanhas aponta para uma uniformidade temporal da comunidade, no sentido de que as condições que interferem na qualidade da biota bentônica não apresentam variação significativa ao longo do período amostral. Este fato evidencia que os episódios de alta vazão caracterizados nos dados dos Subprojetos de Modelagem Numérica e Sedimentologia para os períodos das campanhas 4 (janeiro/19), 7 (abril/19) e 16 (janeiro/20), pelos dados de turbidez, salinidade, densidade e material particulado em suspensão (MPS) próximos ao fundo (Ano1) e na coluna d´água (Ano2), foram percebidos nas comunidades bentônicas como eventos pontuais, a exemplo do maior registro de abundância de Polychaeta (126,11 ind/ml) de todo o monitoramento, na Foz do Rio Doce (SD 01) na campanha 7 (abril/2019), com maiores ocorrências de Spionidae (*Prionospio pygmaeus*, seguido de *Spiophanes duplex*). Embora estes dados não tenham sido significantemente ressaltados nas análises, comparados aos dados totais do monitoramento, evidenciam a suscetibilidade a que estes organismos estão expostos quando da ocorrência deste tipo de evento. Considerando que os organismos da fauna bentônica são caracterizados por serem residentes no seu ambiente, isto é, permanecerem o maior tempo de seu ciclo de vida no ambiente bentônico, são capazes de registrar episódios de impactos em uma escala de tempo curto, mas também a médio e longo prazo, tanto crônicos como agudos, como ressaltado na bibliografia (e.g. NOENBERG; LANA, 2002; BARROS et al, 2012).

Para todos os descritores, foi observado que o setor Foz apresenta os menores valores médios, em contraste à Abrolhos que apresentou os maiores valores médios. Sendo o setor Foz o primeiro a entrar em contato com os rejeitos oriundos do rompimento da barragem, esse resultado pode indicar que esse rejeito teve impacto negativo na riqueza, diversidade e abundância dos bentos. Esta relação é evidenciada, também, pelas análises de regressão entre os descritores e o IMS (indicador da presença do rejeito) em que, conforme aumenta a probabilidade de presença de rejeito, todos os descritores tendem a apresentar valores mais baixos. E mesmo após cinco anos do rompimento da barragem de

Fundão em Mariana/MG, ainda é observado o declínio desses descritores (Riqueza, Abundância e Diversidade) no setor da Foz. Assim, a baixa riqueza com eventuais altas de densidade média, registrada no setor Foz, podem estar relacionadas ao aumento de espécies de poliquetas (GUERRA-GARCÍA; GARCÍA-GÓMEZ, 2004) e Crustáceos (Amphipoda: Phoxocephalidae), consideradas oportunistas e/ou resistentes a poluição. De acordo com Valério-Berardo (1992) os Phoxocephalidae são oportunistas e de vida curta, o que permite suportar alterações do ambiente.

Além desta variação espacial, foi observada uma relação entre a profundidade e os três descritores, no sentido de estações mais profundas apresentarem maiores valores médios de riqueza, diversidade e abundância. Como discutido anteriormente, foi encontrada uma variação significativa na concentração de variáveis abióticas na dependência da profundidade, indicando uma heterogeneidade entre as estações de acordo com essa característica. Nesse sentido, a variação observada nos descritores pela profundidade poderia estar relacionada com essa heterogeneidade. Contudo, apesar de a influência da profundidade em descritores da comunidade ser um fenômeno já conhecido (GRAY, 2002), esses padrões não são observados nas amplitudes de profundidade presentes neste estudo. No âmbito dos padrões descritos na literatura a amplitude observada neste estudo é baixa (de 0 a 55 metros) sendo todas as estações consideradas como regiões rasas, dentro do limite fótico da coluna d'água. Estas informações evidenciam que, neste estudo, a profundidade está associada a outros fatores causais, de forma especial aos teores de $CaCO_3$, aqui diretamente relacionados ainda ao tamanho de grãos de sedimento, característicos de substratos compostos por cascalhos biodetríticos e bancos de rodolitos, registrados nas amostras de maiores profundidades. Em todas as análises, a influência de $CaCO_3$ nos descritores da comunidade foram positivas, de forma que os seus valores aumentaram, seguindo o aumento da concentração do composto. Uma outra possível explicação para este resultado é mostrada Figura 304 onde se observa que as estações mais profundas (31-55m) apresentam as menores concentrações de metais. Sabendo que, como mostrado pela análise com IMS, a presença do rejeito influencia negativamente todos os descritores avaliados, pode-se considerar que o aumento nos valores de riqueza, diversidade e abundância nas estações mais profundas se deve às menores concentrações de metais e, consequentemente, do rejeito.

Os resultados apresentados na Tabela 94 mostram que o principal modelo explicativo para a riqueza apresenta as variáveis $CaCO_3$, Silte e Argila, Nitrogênio e Manganês como principais preditores da riqueza. Destas variáveis, duas podem ser relacionadas ao rejeito: a concentração de Silte e Argila e a concentração do metal Manganês. O manganês também esteve presente nos melhores modelos explicativos para diversidade (tanto geral quanto restrita). Queiroz e colaboradores (2018) mostraram que o Manganês foi encontrado nas regiões afetadas pela chegada do rejeito da barragem de Fundão em concentrações até 24 vezes maiores, quando comparadas à momentos antes da chegada desse rejeito. Esse dado indica que o rejeito da barragem apresentava altas concentrações desse metal, algo já observado em outras regiões sob efeito de contaminantes oriundos de atividades de mineração de Ferro (PEREIRA et al., 2008). Para Hatje et al. (2017), com o rompimento da barragem de fundão, os níveis de Fe, As, Hg, Mn excederam os valores recomendados em várias estações por eles analisados. Já para Silte e Argila, apesar de ser identificada como uma variável ambiental, Duarte e colaboradores

(2020) demostraram que o sedimento proveniente do rejeito da barragem de Fundão é tipicamente representado por grãos no espectro do Silte e Argila. Desta forma, a relação da riqueza com essa variável também pode ser interpretada como reflexo da chegada do rejeito. Com isso, fica claro que a riqueza de táxons está variando não apenas pela variabilidade natural da área de estudo, mas sim também pela influência da chegada do material da barragem de Fundão, seja por influência de contaminantes metais (Mn) ou pelo aumento da concentração de sedimento fino na região marinha. Segundo Hatje et al, (2017), a chegada do silte+argila (lama) na zona costeira, através Rio Doce, provocou grande mortalidade de biota, devido ao soterramento e sufocação por esse sedimento fino, o que pode ter contribuído com a diminuição da riqueza observada principalmente no setor da Foz.

Na análise restrita (incluindo apenas estações rasas e próximas da Foz), houve um aumento da importância do chumbo para a explicação da riqueza, mostrando que nessa região a biota está ainda mais dependente da concentração de metais no meio. Ao observar separadamente os resultados da análise restrita e a análise geral, é possível observar que, devido à dimensão espacial da área de monitoramento, alguns padrões relevantes para a compreensão dos efeitos da chegada do rejeito podem ser subestimados quando todas as estações são analisadas em conjunto. A delimitação da região da foz precisa ser cuidadosa para não mascarar efeitos dos contaminantes. Isso ficou especialmente claro quando realizada a análise restrita, em que fica evidenciado que outras variáveis abióticas apresentam poder explicativo. A importância do chumbo para a análise restrita mostra esse efeito local que pode ser subestimado na análise geral. Portanto, a análise restrita contribuiu para uma melhor descrição dos efeitos da chegada do rejeito na região marinha.

O chumbo também esteve presente nos modelos explicativos da abundância (geral) e diversidade (geral), indicando que esta variável foi relevante para a descrição dos padrões dos descritores da comunidade bentônica. Esse metal também já foi descrito como característico do rejeito da barragem de Fundão (QUEIROZ et al., 2018). Estudos recentes identificaram o chumbo como causador de efeitos deletérios na comunidade bentônica, interferindo na capacidade de bioturbação de organismos da endofauna (BLANKSON; ADHIKARY; KLERKS, 2017). Além disso, estudos demonstraram que a concentração de chumbo em organismos bentônicos apresenta um potencial risco para a saúde humana (ENUNEKU et al., 2018). Dessa forma, fica evidenciado que a concentração dos metais provenientes do rejeito da barragem de Fundão está interferindo diretamente na fauna bentônica, e que essa interferência pode apresentar reflexo em todo o ecossistema marinho. Assim, as concentrações de metais pesados nos sedimentos, como Mn, Pb, dentre outros, podem alterar a biogeoquímica e as associações da comunidade bentônica, prevalecendo espécies oportunistas e tolerantes e podendo contribuir com espécies invasoras, e consequentemente, impactando as populações naturais (NICOLAIDOU; PAPADOPOULOU, 1989; COOK et al., 2000; FLEWELLING et al., 2005).

A poluição por metais pesados é um sério problema ambiental, devido principalmente à sua toxicidade e capacidade de bioacumulação (TCHOUNWOU et al., 2012) e tem sido uma questão séria abordada em diversas pesquisas (HATJE et al., 2017; BATTUELLO et al., 2018). Os metais pesados não podem ser degradados biológica ou quimicamente e, portanto, podem se acumular localmente ou ser

transportado por longas distâncias (SIEGEL, 2002). Nos ecossistemas aquáticos, fatores biológicos, físicos e químicos (por exemplo, matéria orgânica, granulometria, geologia e o comportamento do organismo) são capazes de influenciar na capacidade de aprisionamento e disponibilidade dos metais nos sedimentos (TCHOUNWOU et al., 2012; ZHANG et al., 2014).

A bioacumulação de metais pesados pode ser maior em espécies que vivem em estreita associação com o sedimento dos ecossistemas aquáticos. Foi o que verificou Battuello et al., (2018) ao avaliar as taxas de bioacumulação de manganês, níquel e chumbo em duas espécies de isopodos: *Eurydice spinigera* que apresenta hábito hiperbentônico e *Flaccisagitta enflata* hábito nerítico. Os autores observaram que o chumbo, manganês e níquel, apresentaram maiores taxas de bioacumulação em espécies que vivem associados ao sedimento, uma vez que, esses organismos ingerem partículas de sedimentos durante a procura de alimentos (BATTUELLO et al., 2018).

Outra propriedade de suma importância influência de maneira bastante efetiva na bioacumulação de metais é a granulometria do sedimento (ZHANG et al., 2014). A argila e o silte correspondem a fração mais fina dos sedimentos, e em geral contém maiores concentrações de metais em comparação com partículas maiores (LIU et al., 2019), por causa da capacidade de troca catiônica e área de superfície maiores, que influenciam na interação com as concentrações de metais disponíveis no ambiente (ZHANG et al., 2014; LIU et al., 2019). Consequentemente, a presença de metais como chumbo, manganês e o níquel em sedimentos predominados por argila e silte podem aumentar as taxas de bioacumulação em organismos bentônicos. A acumulação desses metais nos organismos bentônicos pode gerar consequências catastróficas em toda a rede trófica (RAINBOW et al., 2007). Uma vez que esses organismos podem acumular e transferir os metais por meio da cadeia alimentar aquática (ZHANG et al., 2014). Portanto, além de uma ameaça para vários ecossistemas aquáticos, a bioacumulação de metais também representa um risco de saúde pública de longo prazo, especialmente para a população humana que depende dos recursos pesqueiros (TCHOUNWOU et al., 2012).

1.1.7.4.4 Contribuição das variáveis abióticas na estruturação da comunidade bentônica

Antes de discutir o efeito dos fatores abióticos na estrutura da comunidade, é necessário primeiro observar os padrões da estruturação da comunidade bentônica por si. Os resultados das análises de estruturação da comunidade bentônica mostraram que existe uma variação significativa da comunidade tanto no tempo quanto no espaço, seja na análise incluindo dados apenas do ano 1 (Tabela 99) ou na análise incluindo dado dos dois anos de monitoramento. Contudo, quando observado os valores de R^2 (que quantificam a proporção de explicação das categorias) é de se notar que a campanha apresenta um poder explicativo uma ordem de grandeza inferior às demais categorias no Ano 1. A diferença de magnitude do poder explicativo das campanhas é reduzido quando os dados dos dois anos são analisados, contudo a campanha continua sendo a categoria com menor valor de R^2. Esse resultado reflete o que foi discutido para os descritores da comunidade, onde o fator temporal não apresentava

variação significativa. Portanto, apesar de a comunidade bentônica estar estruturada no tempo e no espaço, a estruturação na dependência dos setores e da profundidade é mais explicativa.

Somado ao descrito anteriormente, na Figura 325 é mostrado que as estações SD 04 e SD 05 (estações mais profundas do setor Foz) se estruturam de forma semelhante às estações da APA, enquanto que as estações de Degredo (estações do setor Norte mais próximas da Foz) apresentam uma estruturação semelhante às estações do setor Foz. Esse resultado mostra que não só o setor e a profundidade são categorias relevantes para estruturação da comunidade, como também a combinação dessas categorias apresenta alto poder explicativo (também evidenciado na Tabela 99). A Figura 326 também aponta que as estações SD 05 e DEG 01 apresentam distribuições diametralmente opostas, quando estruturadas pela presença do rejeito. Isso indica que, apesar de as estações de Degredo estarem categorizadas como setor Norte, elas apresentam uma relação com o rejeito semelhante às estações da Foz, enquanto as estações mais profundas do setor Foz se afastam desse padrão

Uma interpretação para esse resultado é a expansão ao norte da condição observada no setor Foz para outras regiões. Uma vez que era esperado uma diferença na comunidade bentônica neste setor, por essa ser a região de chegada do rejeito, o fato das estações de Degredo (Norte) estarem agrupadas com as estações da Foz mostra que as condições que estruturam a biota no setor estão presentes também em Degredo. Com isso, fica evidenciado que existe uma área que demanda uma atenção diferenciada por possivelmente estarem sofrendo maior interferência da presença do rejeito no ecossistema marinho. Esta área abrange as estações rasas mais próximas da desembocadura do Rio Doce (estruturação do Setor e da Profundidade), por isso a necessidade das análises restritas discutidas anteriormente. Este cenário de transporte de material proveniente da vazão da Foz à norte (Degredo) e a sul (APA rasa) é caracterizado pelo subprojeto Modelagem Numérica, e está diretamente associado ao fluxo de vazão, dependendo da intensidade e direção dos ventos, níveis e força de correntes de marés. Em eventos climáticos mais intensos, fica evidente a tendência maior de mobilidade a norte da foz. Nestes episódios, a pluma chegou ao máximo de 11 km de distância da costa na foz central (até SD 03 – 30m de profundidade), misturando-se na coluna d´água até 10 m de profundidade. Estes resultados foram avaliados com base nos dados de ADCPs (fundeios) e perfilagem nas amostragens mensais para turbidez, salinidade, fluorescência de superfície (clorofila -a). No ano 2 a interferência da vazão foi mais importante na mobilidade da pluma (com rejeito) do que eventos de ressuspensão – evidenciado pela concentração maior de MPS na coluna d´água do que no fundo, dados de densidade e granulometria processados pelo subprojeto Sedimentologia. Estes dados descrevem a maior fluidificação da lama (maior umidade entre grãos no sedimento de fundo) e menor tensão de ressuspensão, com maior mobilidade de sedimento. Neste contexto, insere-se ainda o IMS, evidenciando maior concentração do rejeito próximo à foz e a norte em Degredo. Ainda sobre os dados da Modelagem Numérica, experimentos de mobilidade de fundo evidenciaram uma circulação intensa de fundo em direção à costa, retendo o material proveniente da vazão e carreando sedimento de ressuspensão. Esta dinâmica descrita corrobora os dados do subprojeto Mapeamento de Habitats, que descreve as cristas de sedimento, formadas em direção e próximas à costa e à foz, assim como as depressões (furrows), formadas nesta mesma direção. Os dados de Mapeamento de Habitats

confirmam ainda o transporte do rejeito a norte da foz do Rio Doce, evidenciado pelos teores de IMS nos testemunhos. Este cenário ambiental fundamenta os resultados encontrados para a estruturação da comunidade bentônica associada ao setor (espaço) e profundidade, evidenciando a resposta dos organismos bentônicos ao transporte e presença do rejeito trazido pela vazão fluvial.

Quando avaliadas a influência das variáveis abióticas na estruturação da comunidade bentônica no ano 1, os resultados indicam que existe uma relevante contribuição de fatores ambientais na distribuição dos organismos bentônicos. Contudo, há de se notar que o efeito dos contaminantes metais é uma ordem de grandeza maior que o efeito de contaminantes não metais (Figura 330). Isso se torna especialmente relevante quando levado em consideração que a toda a área monitorada é permeada por rios de médio e grande porte em que a presença de contaminantes não metais é conhecida e documentada (MARQUES; BARBOSA, 2001; LINS et al., 2012). Além disso, é preciso lembrar que os dados analisados representam informações obtidas cerca de cinco anos após a chegada do rejeito no ambiente marinho, o que significa que a biota teve um longo período para se reestruturar mas ainda mostra sinais de estar se distribuindo na dependência de contaminantes possivelmente relacionados ao rejeito da barragem de Mariana, enquanto o efeito de outros tipos de contaminantes parece ser minimizado. Sendo os organismos bentônicos intimamente relacionados às características naturais do ambiente, principalmente do sedimento, uma oscilação natural na distribuição das espécies era esperada na dependência da variação dessas características ambientais (HARRIS, 2014). Dessa forma, a existência de uma estruturação significativa explicada pelos contaminantes metais, mesmo após passado cinco anos da chegada do rejeito, precisa ser considerada com muita atenção.

Para além desse padrão geral, foi possível observar que existe uma tendência das estações da Foz a serem estruturadas positivamente com o aumento da concentração dos metais, enquanto as estações a APA estão mais relacionadas com variáveis ambientais. Esse padrão também se repete com a profundidade, sendo as estações mais rasas relacionadas aos metais enquanto as estações mais profundas se distribuem na dependência das variáveis ambientais. Quando observadas as distribuições dos táxons nesses mesmos eixos, também se observa a distribuição de organismos resistentes ou oportunistas na direção do aumento da concentração de metais, e consequentemente da Foz (*e.g.* Spionidae, Magelonidae e Nuculidae), enquanto táxons sensíveis tendem a se distribuir na direção oposta (*e.g.* Syllidae e Caecidae). Todos esses dados apontam para a existência de um desequilíbrio ambiental na região da foz do Rio Doce, com aumento na concentração de metais nessa região em comparação com as demais áreas desse estudo, além da ocorrência de espécies indicadoras de estresse ambiental na mesma região.

Gollner et al. (2017), em um estudo sobre resiliência de fauna em áreas de mineração do mar profundo, encontraram Mollusca, Polychaeta e Crustacea Isopoda como os organismos dominantes da macrofauna bentônica de substrato inconsolidado, em regiões ricas em oxido de manganês e oxihidroxido de ferro, no Pacífico. Os autores relataram que comunidades bentônicas impactadas, nestas áreas inóspitas, levam diferentes tempos para retomar as condições próximas àquelas anteriores aos eventos de impacto. Em 7 anos os autores registraram a recuperação de 85% da

abundância da macrofauna, com organismos que se recuperaram mais rapidamente, atingindo 100% como Polychaeta, Tanaidaceae, Isopoda, Scaphopoda e Echinoidea, enquanto outros neste período atingiram 15-47% da abundância anterior ao impacto, como Cumaceae, Bivalvia, Gastropoda, Ophiuroidea. Os autores apontaram ainda para fatores determinantes na recuperação de áreas degradadas, como a vantagem de espécies com dispersão pelágica sobre outras sésseis; conectividade; histórica biológica; reprodução e comportamento larval.

Duarte et al (2015) reforçaram que a capacidade de recuperação da estrutura e função da comunidade bentônica está diretamente relacionada ainda às características, intensidade e frequência da pressão que levou à degradação. Nesta mesma linha, Washburn et al (2019) ressaltaram a importância de se conhecer as fontes dos riscos para que se possa avaliar os seus efeitos ecológicos, como no caso de mineração, cujos efeitos envolvem a alteração do ambiente, suspensão da pluma e disponibilização de contaminantes. Duarte et al (2015) mencionaram ainda o processo de restauração, que se inicia com a remoção do fator estressante, o conhecimento sobre os seus efeitos na comunidade e sobre o processo natural de recuperação, para, então, se estabelecer ações paralelas que possam acelerar a recuperação do ambiente.

1.1.7.5 Conclusões

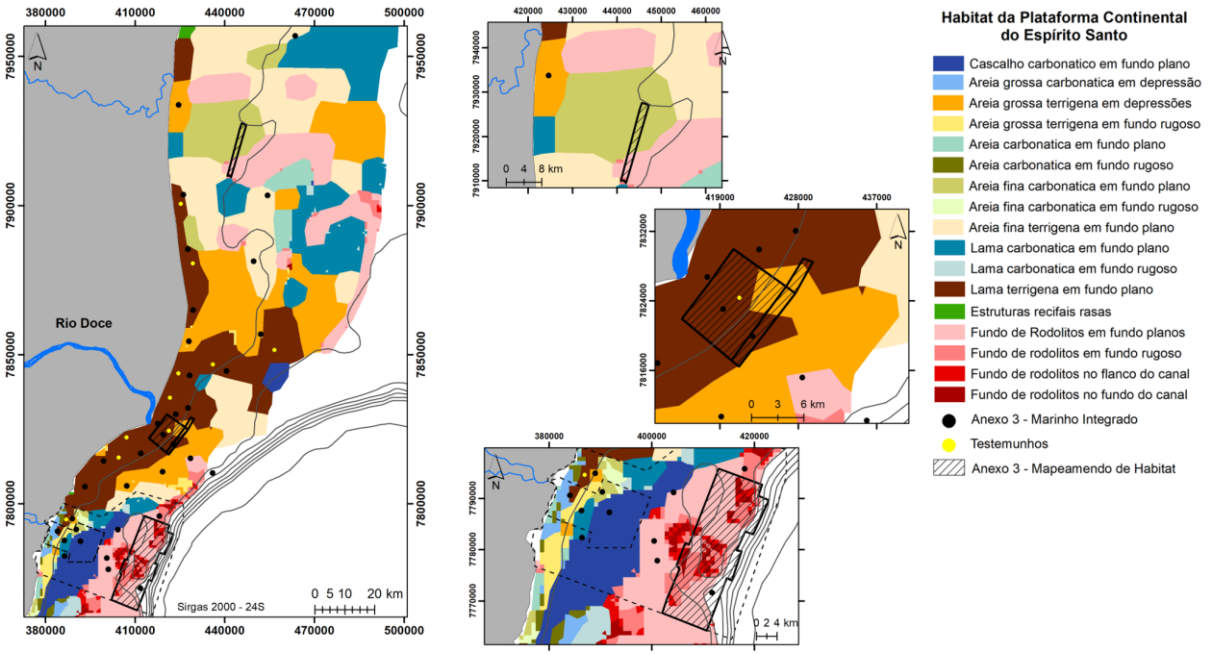
A chegada do rejeito da barragem de fundão no ambiente marinho ocorreu há mais de cinco anos. Nesse sentido, era esperado que os efeitos desses contaminantes já estivessem reduzidos, quando comparados a condição imediatamente após a sua chegada. Entretanto, os resultados apresentados mostram que o efeito de contaminantes que podem ser diretamente ligados ao rejeito ainda são observados no ambiente. A partir destes dados é possível concluir quais das hipóteses, dentre as inicialmente levantadas, apresentam explicações para os padrões observados na comunidade bentônica. Dessa forma, concluímos que:

- ·A variação encontrada nas diferentes métricas da estrutura da comunidade bentônica, é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e contaminantes que possuem ligação com o rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, principalmente metais e sedimentos (H2);
- ·A influência dos contaminantes do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, está mais evidente na região próxima da Foz do Rio Doce e nos períodos de maior vazão (H3).

1.1.8 Mapeamento de habitats

O mapa de habitat para a Plataforma Continental do Espírito Santo é apresentado por Oliveira et al. (2020). Os autores definem a distribuição regional dos habitat a partir da combinação de padrões faciológicos e morfológicos (Figura 333). Em consonância com o que já foi observado por Bastos et al (2015) e Vieira et al (2019), o mapa de habitat aponta para setores morfo-sedimentares distintos ao longo da plataforma, como o habitat lamoso e de morfologia plana na foz do Rio Doce, o habitat com fundos carbonáticos (rodolitos) e uma morfologia irregular e rugosa, marcada por vales incisos e fundos rígidos, que caracteriza a região da APA Costa das Algas e boa parte da plataforma continental ao sul da foz do Rio Doce, e o setor ao norte da foz do Rio Doce e Degredo, que apresenta um mosaico de habitat mais complexo dominado por sedimentos mistos e de granulometria variada com a presença de estruturas recifais (Vieira et al., 2019).

Figura 333: Mapa de Habitat para a Plataforma Continental do Espírito Santo (Oliveira et al, 2020).



Os dados acústicos e de imagem subaquática, coletados nos anos de 2019 e 2020 no âmbito do PMBA, detalham essa geodiversidade (Figura 333), melhorando muito a resolução da batimetria quando comparada aos dados disponíveis nas cartas náuticas e ainda usando de mais uma variável para deter. A Figura 334 e a Figura 335 evidenciam as maiores resoluções alcançadas com os dados coletados em trechos de vales incisos e estruturas recifais mapeados, respectivamente, passando de 200 m de resolução (Bastos et al., 2015) para 2 m neste estudo. Essa qualidade e detalhamento alcançados no mapeamento são fundamentais para apoiar os trabalhos e estudos de monitoramento de potenciais habitat sensíveis ao rejeito.

Figura 334: Mapas comparativos entre as resoluções dos dados coletados no PMBA/Fest-RRDM (2 metros) e disponíveis nas cartas náuticas (100 metros). Vale ressaltar que ambas as imagens são na mesma localidade e que a linha tracejada na diagonal demarca o limite entre a maior (PMBA/Fest-RRDM) e a menor resolução (carta náutica). No Setor Foz do Rio Doce, o mapeamento apresentado por Oliveira et al (2020) indica uma região de fundo plano e lamoso, também há presença de areia grossa terrígena. Os dados batimétricos e de backscatter, apresentados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, possibilitaram o mapeamento. com resolução inédita, do lobo deltaico do Rio Doce, e observar feições e formas de fundo que não são visíveis numa escala mais regional, e que podem contribuir, juntamente com outros dados (por exemplo da Sedimentologia e da Modelagem Numérica) no entendimento da dinâmica sedimentar nessa região adjacente à foz, e consequentemente na dispersão do rejeito.

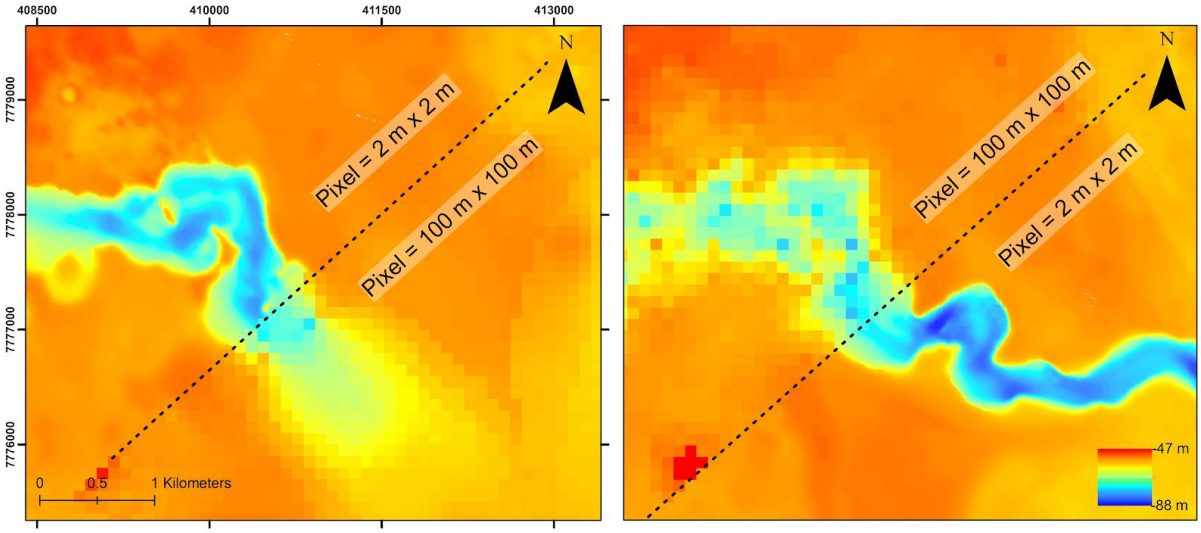
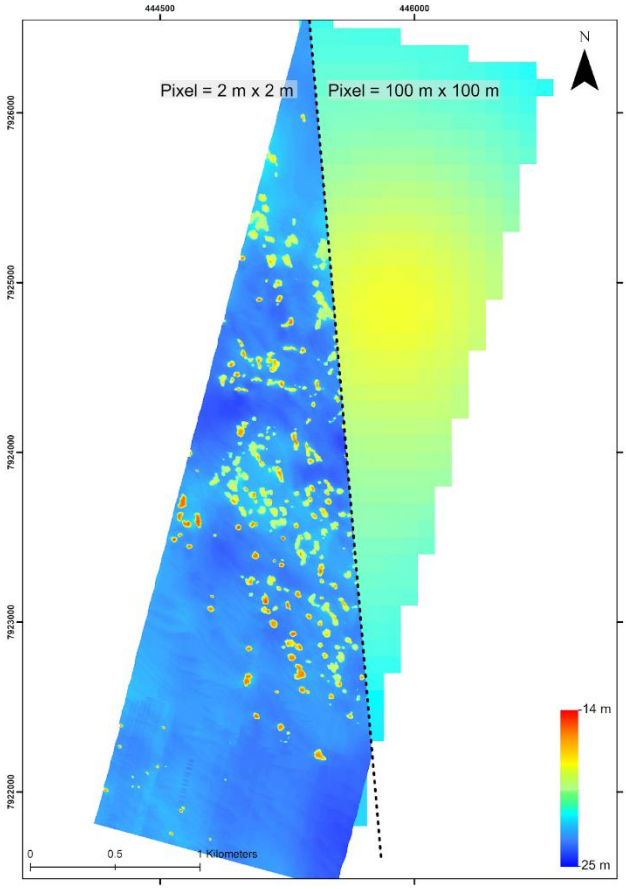


Figura 335: Comparativo entre as resoluções dos dados coletados no PMBA/Fest-RRDM (2 metros, à esquerda) e disponíveis nas cartas náuticas (100 metros, à direita). A caracterização feita em Oliveira et al (2020) não detectou as estruturas recifais, visto que os dados utilizados e a escala de análise não permitiram essa observação. O mapeamento sedimentológico e morfológico apresentado em Vieira et al (2019), utilizando dados em escalas distintas, já havia detectada a presença de recifes. Entretanto, o esforço de mapeamento desse habitat recifal no PMBA permitiu, até o momento, o mapeamento de mais de 900 estruturas recifais.



Dessa forma, esse relatório envolve a discussão e integração dos dados acústicos, imagens subaquáticas e resultados pertinentes dos projetos de sedimentologia, modelagem numérica e hidrogeoquímica. O mapeamento de habitat, neste programa, é usado como um indicador da integridade e extensão dos habitat bentônicos, definidos a partir de levantamento acústico e de imageamento direto do fundo marinho (ver Metodologia no Material Suplementar). O objetivo é determinar a distribuição, estrutura e conectividade dos habitat no fundo marinho, principalmente a extensão de substratos rígidos e tridimensionais. Esse indicador mostra ainda o padrão de transporte de sedimento de fundo e registra processos sedimentares relevantes, como erosão do fundo marinho e dispersão de sedimento, subsidiando as interpretações de outros indicadores abióticos e bióticos.

É importante ressaltar que a integridade e conectividade dos habitat é um indicador amplamente usado em estudos de impacto ambiental, principalmente no ambiente terrestre, a partir do uso de sensoriamento remoto em diferentes escalas. Entretanto, os estudos de distribuição e conectividade

de habitat no ambiente marinho são sempre colocados de forma marginal nos programas de avaliação e/ou de monitoramento marinho, o que infelizmente cria uma lacuna de conhecimento. Desta maneira, usando o conhecimento prévio da área (Bastos et al., 2015; Vieira et al., 2019; Oliveira et al., 2020) atingida pelos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão em Minas Gerais, foram definidas 3 áreas iniciais para o mapeamento detalhado dos habitat marinhos a fim de avaliar a distribuição e integridade desses habitat: Habitat Lamoso da Foz do Rio Doce, Habitat de Rodolitos na APA Costa das Algas e o Habitat Recifal (Recifes Esquecidos) do Norte do ES. A título de padronização, os habitat compõem os três setores descritos no projeto Marinho Integrado: Setor Foz, Setor APA e Setor Norte, respectivamente. Um segundo indicador usado nesse trabalho, que tem uma abordagem espaço-temporal distinta, é a determinação do acúmulo de rejeito ou a presença de rejeito na da coluna sedimentar (testemunho). O indicador usa dados sedimentológicos, geoquímicos e mineralógicos para definir as mudanças no padrão de sedimentação e do material depositado, definindo assim a presença e acúmulo de rejeito. A distribuição dos testemunhos segue a nomenclatura de setores e o mapa com a distribuição dos pontos é apresentado no *Material Suplementar (A3MMhS1-Figura 2)*.

1.1.8.1 Setor Foz - habitat lamoso da foz do Rio Doce

A área mapeada da plataforma interna adjacente à foz do Rio Doce é caracterizada por uma morfologia predominantemente regular e plana, com feições erosivas. A partir dos 25m de profundidade observa-se uma mudança no habitat bentônico que passa a ser marcado por cristas arenosas/areno-lamosas. Dados publicados sobre as propriedades físicas do sedimento de fundo na foz do Rio Doce mostram o predomínio lamoso da região, bem como uma variabilidade nos valores de densidade (Quaresma et al., 2015). A estação SD2, localizada na área do mapeamento (Figura 336) apresenta sedimentos tipicamente lamosos e com variabilidade de densidade que apontam para a formação de lama fluida. A classificação detalhada do Habitat Lamoso da Foz do Rio Doce foi definida a partir da segmentação com classificação supervisionada (RSobia - Remotely sensed Object Based Image Analysis), usando dados de morfologia e *backscatter*. Essa classificação produziu 4 classes principais (*Material Suplementar A3MMhS1, Figura 3 e Tabela 3*) que indicam áreas de maior e menor rugosidade e gradiente, bem como a variação da intensidade do *backscatter*, o que pode ser usado como um indicador do tipo de fundo. Para corroborar e melhor analisar essa gradação dos tipos de fundo lamoso para arenoso, foi usado ainda a variação da intensidade do *backscatter* conforme o ângulo do feixe incidente no fundo marinho. As curvas de resposta angular do *backscatter* para os diferentes tipos de fundo são apresentadas no Material Suplementar e serviram para a análise final da definição dos habitat da foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MMhS1, Figura 4*).

A partir das classes definidas, e seguindo a metodologia de correlação entre as classes e os tipos de fundo (conforme metodologias descritas no *Material Suplementar A3MMhS1*) um mapa do mosaico de habitat da foz do Rio Doce (Figura 336) foi definido. O mapa mostra um habitat lamoso, predominantemente plano, mas com presença de feições escarpadas até a faixa dos 25 metros, o que indica processos ativos de erosão e ressuspensão, que podem transportar sedimentos lamosos para

regiões mais profundas da plataforma continental. Esse habitat de fundo lamoso e plano, com uma suave inclinação para offshore apresenta uma transição para um fundo predominantemente arenoso com morfologia bem distinta, marcada por cristas oblíquas à costa, com alturas variando entre 1 e 2 metros e largura de até 35 metros. A presença dessas cristas aponta para uma dinâmica sedimentar diferente da que era conhecida e definida até o presente.

Este Habitat sofre impacto direto dos rejeitos oriundos da Barragem de Fundão. Quaresma et al. (2020) apontam que uma das principais mudanças físicas no fundo marinho após a chegada do rejeito no mar, quando comparada com dados pretéritos, foi o aumento dos teores de argila e os baixos valores de densidade úmida na plataforma interna adjacente à foz do Rio Doce. Essa alteração na granulometria, as altas taxas de sedimentação e a alta concentração de material particulado em suspensão durante a chegada do rejeito no mar, apontam para um impacto imediato e agudo no habitat lamoso da foz do Rio Doce, como atestam Quaresma et al. (2020). Dados produzidos pelo subprojeto Marinho Integrado Sedimentologia evidenciam que a área da foz do Rio Doce apresenta o sinal das propriedades mineralógicas do rejeito (IMS - índice composto pelo volume da fase mineral de Fe e da susceptibilidade magnética medida, Orlando et al., 2020) na maioria das estações da plataforma interna. O índice de presença do rejeito, que combina o IMS com dados geoquímicos (teor de metais) também indica a presença persistente do rejeito nas estações até a isóbata de 20-25m e a possível presença do rejeito em profundidades superiores na plataforma adjacente à foz do Rio Doce. Essa presença do rejeito é bem consolidada já que os dados mineralógicos, sedimentológicos e geoquímicos são comparados com dados pré-rompimento. Dados do testemunho T13 (*Material Suplementar A3MMhS, -Figura 1*), coletado na área do mapeamento acústico, mostram a presença de rejeito (índice mineralógico IMS) até 30cm abaixo da superfície do fundo marinho, evidenciando o acúmulo e a potencial mobilidade do rejeito nesse habitat, visto que sua localização está na direção offshore dos sulcos erosivos e escarpamentos, sendo estas feições indicativos de regiões preferenciais de transporte junto ao fundo.

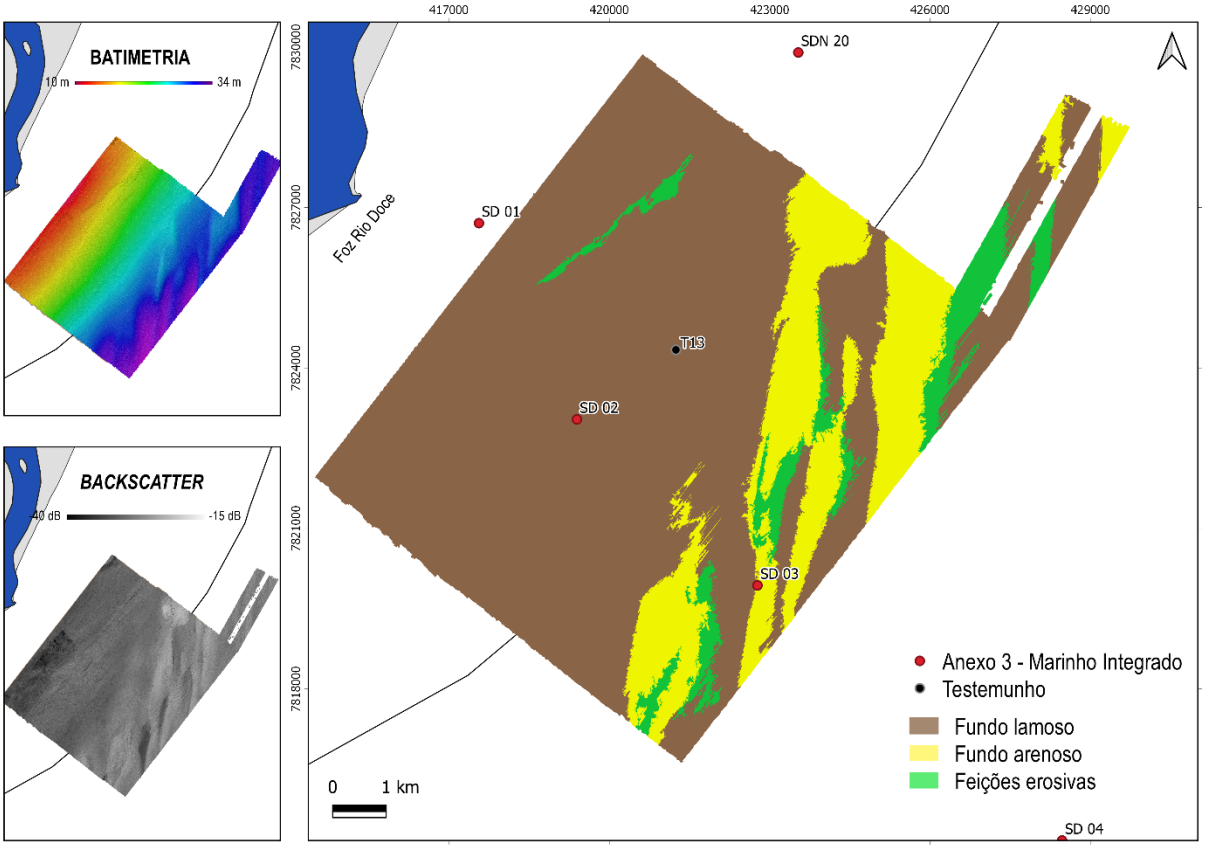
Importante notar que o levantamento acústico na Foz do Rio Doce, no ano 1 (2018-2019), ocorreu no início do período seco de 2019, enquanto o levantamento acústico no Ano 2, na mesma região, ocorreu em março/2020, ou seja, no período chuvoso e após uma cheia significativa do Rio Doce (ver Marinho Integrado-Sedimentologia ou Dulcícola-Hidrologia). Essa continuidade do mapeamento do fundo marinho em momentos distintos, acabou sendo uma ferramenta para análise de alterações no fundo, que aqui são interpretadas como em função de um processo extremo (de menor frequência) ocorrido em fevereiro de 2020. Uma campanha Emergencial foi realizada em janeiro de 2020 pela equipe de monitoramento do projeto Marinho Integrado. Essa campanha foi definida devido a uma grande cheia do Rio Doce. Os dados de salinidade superficial dos fundeios revelaram a extensão da a pluma fluvial desde Degredo até a APA/RVS (RSE-RT35, 2020). Uma característica marcante da turbidez no período chuvoso de 2020 (fevereiro 2020) foi a influência direta do aumento da vazão fluvial, conforme relato do último relatório semestral (RSE-RT35, 2020). Os resultados indicam um aumento de até 800% nos valores de turbidez no setor foz do Rio Doce, quando comparado ao mesmo mês de fevereiro de 2019. Em termos de alteração da carga de sedimento em suspensão entre o Ano 1 e o Ano 2 do PMBA (2018/2019 e 2019/2020), o comparativo mensal entre os dados da Hidrologia Continental (ver

Ambiente Dulcícola) para fevereiro e março revelam uma carga de sedimentos em suspensão de aproximadamente 13 e 30 vezes maior, respectivamente.

O monitoramento temporal na estação SD3 (Figura 336) mostrou um incremento nos teores de lama (Marinho Integrado-Sedimentologia), o que foi possível de ser observado também no padrão de intensidade de retorno do sinal acústico (*backscatter*). Embora não fosse o objetivo do mapeamento fazer uma análise temporal, mas uma mudança nos padrões do *backscatter* foi registrada em função desse maior aporte de sedimento fino corroborando o potencial aporte de sedimento lamoso para regiões mais offshore em períodos de alta vazão. Além disso, dados do monitoramento no período chuvoso de 2020 mostraram um aumento de MPS de 2,3 vezes, para a estação SD05, mostrando um deslocamento offshore da pluma. A presença do sinal de rejeito (índice mineralógico IMS) nas estações SD04 (uma campanha) e SD05 não foi persistente ao longo das campanhas, tendo ocorrido basicamente na metade da frequência amostral. É importante destacar que essa variabilidade do fundo na foz do Rio Doce já havia sido destacada no relatório anual de 2019, quando a passagem da tempestade Iba, em associação com outras frentes frias, marcou uma erosão do fundo em quase 20cm, registrada no levantamento acústico realizado antes e depois da tempestade.

Com relação aos outros testemunhos coletados no Setor Foz, os três testemunhos ao norte da foz (T6, T7 e T11) apresentaram uma tendência de aumento do valor do IMS, indicando a chegada de rejeito nessa região, que pode ser considerada até degredo (*Material Suplementar A3MMhS1, Figura 1*). Os testemunhos T3 e T4, localizados ao sul da foz, em frente a Reserva de Comboios, apresentaram o índice IMS acima do valor referente aos dados pré-rompimento, mas dentro da margem de erro de 20%, ou seja, a presença do rejeito só foi considerada quando o valor de IMS medido estivesse 20% acima do valor de background (Orlando et al., 2020).

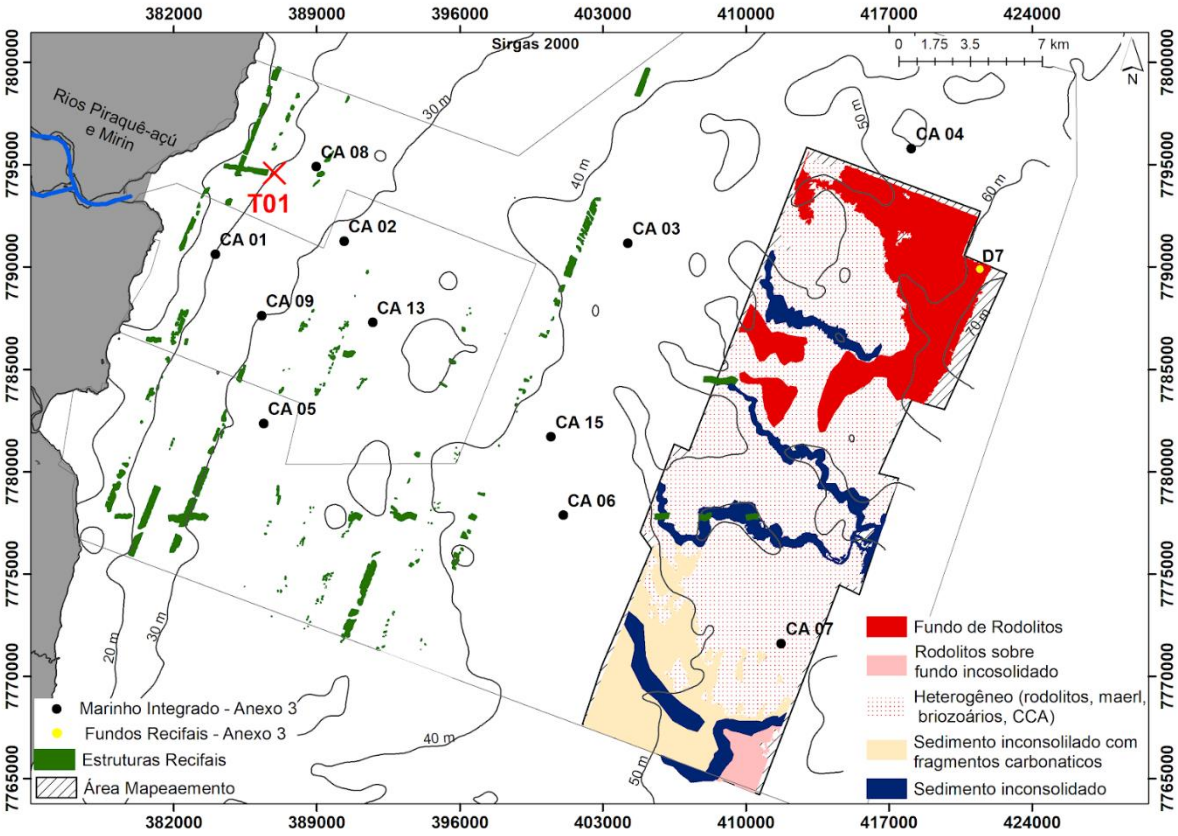
Figura 336: Mapa de Habitat para o Rio Doce.



1.1.8.2 Setor APA - habitat de rodolitos na APA Costa das Algas

O Setor APA, que engloba as Unidades de Conservação APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz (Figura 337) está inserido em um contexto de relevante geodiversidade na plataforma continental do Espírito Santo, conforme mostram os estudos de Albino (1999), Bastos et al. (2015), Bourguignon et al. (2018), Vieira et al. (2019) e Oliveira et al. (2020). Esses estudos evidenciaram um domínio de sedimentação carbonática na plataforma média e externa, com a presença de um extenso fundo de rodolitos e uma morfologia bastante irregular, marcada por vales incisos e a presença de fundos rígidos. A presença de terraços de abrasão marinha ao longo da costa (Albino, 1999 e Bastos et al., 2015) também são observados ao longo da plataforma (Figura 337). Estes terraços de abrasão marinhos constituem um importante habitat para a porção da plataforma interna da APA - Costa das Algas/REVIS, uma vez que, estudos como Obrochta et al. (2003) e Moura et al. (2016), mostram que estas estruturas servem de substrato para comunidades bentônicas, principalmente organismos incrustantes, formando ainda habitat recifal em função da sua morfologia e tridimensionalidade no fundo marinho.

Figura 337: Mapa do Habitat APA - Costa das algas/REVIS.



O mapa da Figura 337 apresenta a porção da plataforma média e externa que foi mapeada e classificada neste setor, bem como a compilação dos dados existentes sobre a ocorrência de fundos rígidos na plataforma interna e média. A compilação de dados publicados que mostram a presença de fundos rígidos/recifais na porção mais rasa da APA/REVIS (até cerca de 30 m), sendo uma informação importante dessa região e mostrando a necessidade de maior detalhamento no mapeamento desse trecho, visto que foi considerada como área de impacto da presença de rejeito a partir dos resultados do Ano 1 do PMBA, persistindo no Ano 2. Os resultados apresentados mostram a presença persistente de sedimentos mais finos na porção rasa do setor APA Costa das Algas/REVIS. Com relação aos critérios geoquímicos e a assinatura geoquímica de elementos terras raras (ETRs), a presença do sinal do rejeito esteve compreendida ao longo das regiões mais rasas (até 30 metros) da APA/REVIS. O testemunho T01 aponta acúmulo de sedimento com rejeito, corroborando com os resultados encontrados, com um pico em torno de 4-5cm e depois não apresenta mais valores que indiquem a mineralogia do rejeito (*Material Suplementar A3MMhS1, Figura 1*).

Já na parte mais profunda (> 45 m), a grande extensão mapeada como fundo de rodolitos, destacada também em Vieira et al. (2019), Rocha et al. (2020) e Holz et al (2020), e evidenciada através de imagens de *dropcameras* (RRDM/Fest, RT-19E, 2019), traz uma importante contribuição no que tange a abrangência, planejamento espacial e conservação desse importante habitat dentro da APA Costa das Algas. O Subprojeto “Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas” apresentou no RSE-RT35 (2020)

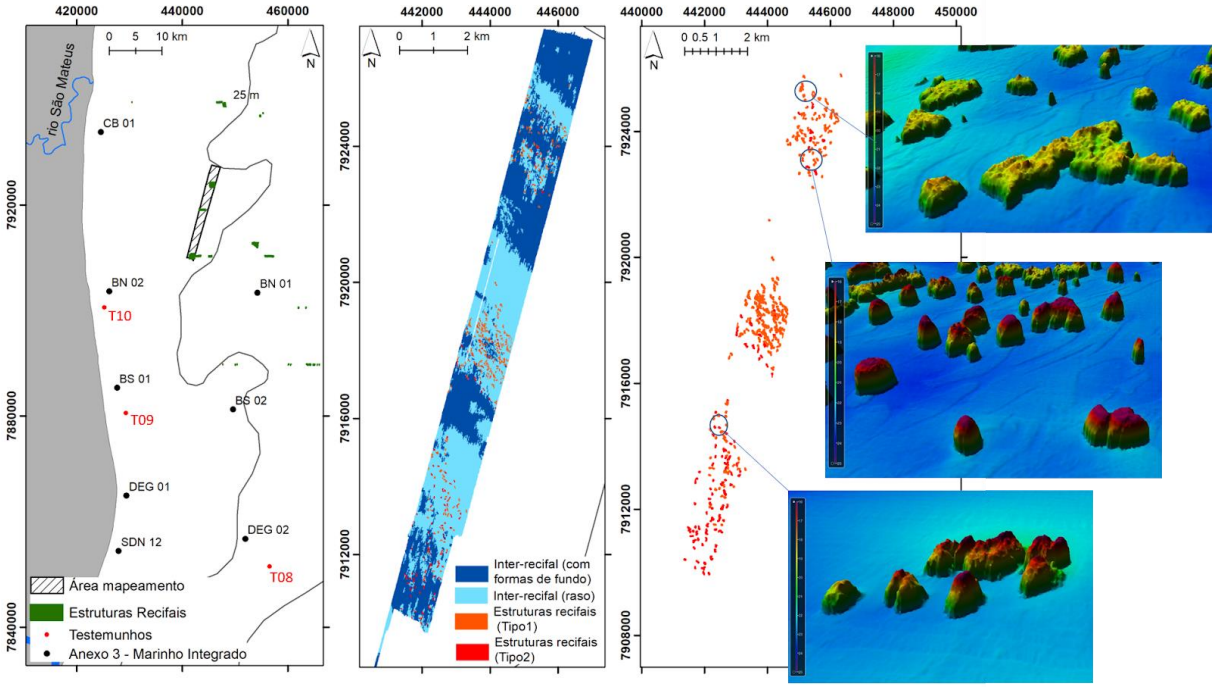
a maior contribuição de sedimentos terrígenos na composição interna dos nódulos de sítios mais próximos à Foz do Rio Doce, possivelmente em consequência de uma maior descarga de sedimento associada à foz do rio. Tal informação se mostra condizente com o achado em Brasileiro et al (2018), onde rodolitos da Plataforma do Espírito Santo apresentaram, em sua composição interna, maior contribuição de sedimentos siliciclásticos nos espaços vazios (cavidades) do nódulo quando comparados a rodolitos da Plataforma de Abrolhos. Além disso, o RSE-RT35 (2020) também aponta como um importante indicador de impacto relacionado ao rejeito a presença de goetita nos sedimentos localizados nas cavidades internas dos rodolitos, chegando a representar 5,7% da fração de sedimento no ponto D7 (localizado ao norte/nordeste do polígono mapeado pelo Subprojeto Mapeamento de Habitat).

1.1.8.3 Setor Norte- habitat recifal (Recifes Esquecidos)

O Setor Norte é definido por um habitat recifal conhecido localmente como Recifes Esquecidos. Essas estruturas recifais estão localizadas na região norte da plataforma do Espírito Santo, caracterizada por um alargamento e um padrão distinto de sedimentação quando comparado com o Habitat APA Costa das Algas/REVIS e o Habitat Foz do Rio Doce. A região apresenta depósitos terrígenos próximo à costa, com uma transição para uma sedimentação mista com a presença de fundos rígidos e Rodolitos em direção offshore (Figura 333, Figura 338) (Vieira et al., 2019; Oliveira et al., 2020). É importante destacar que a porção mais rasa da plataforma interna (até 15-18m) e a ante-praia (*shoreface* – até10m) do Setor Norte são marcadas pela deposição de sedimento lamoso terrígeno oriundo do Rio Doce (Vieira et al., 2019), que é transportado em direção norte em uma escala temporal de médio prazo, ou seja, anual. Em função das entradas de frente fria, a deriva litorânea tende a ter uma resultante de transporte sedimentar em direção norte. Além disso, os dados de direção e magnitude de correntes obtidos nos fundeios do PMBA, também indicam um transporte resultante em direção norte (Marinho Integrado – Sedimentologia)

Em termos de habitat, o mapeamento mostrou estruturas recifais agrupadas/coalescentes separadas por canalizações no fundo marinho, tendendo a ocorrer ao longo de uma orientação NE/SW e ocorrendo em profundidades variando de 10 a 24m. A classificação de habitat definiu duas classes recifais a partir da rugosidade e profundidade do topo do recife. Os recifes mais ao sul da área apresentam profundidade de topo em torno de 13-15m, enquanto que os recifes mais ao norte apresentam o topo em profundidades entre 18-20m. Cerca de 900 estruturas foram mapeadas até então, com alturas variadas, chegando até 12m. Em termos morfológicos, a região também apresenta a ocorrência de formas de fundo do tipo *furrows*, que são sulcos formados por correntes de alta energia. Esses sulcos ocorrem entre os recifes e têm uma orientação N-NW/SE-S, indicando um padrão persistente de transporte de sedimento de sul para norte. A região inter-recifal é marcada por um habitat dominado por um fundo areno-cascalho, com a presença de rodolitos mais esparsos (RSE-RT35, 2020).

Figura 338: Mapa do Habitat Recifes Esquecidos.



Por ser uma região ainda pouco conhecida em termos de sua dinâmica e variabilidade ambiental, não há um padrão claro de dinâmica sedimentar (relação entre transporte *along e cross-shelf*), mas os resultados apresentados no RRDM-Fest RT 27 (2019) apontam para a presença de rejeito (IMS + teor de metais) nas estações marinhas mais rasas neste setor. A tendência de transporte e acúmulo de rejeito em direção ao setor Norte também foi indicada pelo aumento do índice IMS no topo dos testemunhos T6, T7 e T11, que estão no setor Foz. Entretanto, os testemunhos T8 e T9, que estão no setor Norte, não tiveram o valor de IMS que indique a presença do rejeito (os testemunhos foram coletados em dezembro de 2018). Não houve coleta ou análise de metais no fundo inter-recifal deste habitat para avaliar a presença de rejeito ou qualquer alteração na qualidade do sedimento. As estações mais offshore deste setor não apontaram a presença de rejeito.

Em termos de comunidade bentônica, o grupo de Fundos Recifais apresenta os dados de cobertura bêntica relativa nos Recifes Esquecidos (RSE-RT35, 2020, Figura 202). Os principais grupos observados são coral, alga calcárea incrustante, porífera, hidrocoral, cianobactéria, macroalga, turf, sendo a presença de zoantídeo observada em grande percentual em uma das estruturas estudadas na área mais ao sul dos Recifes Esquecidos.

Os estudos desenvolvidos no PMBA evidenciam que o setor Norte se apresenta como uma área de atenção, uma vez que há a tendência de médio prazo do transporte de sedimentos em direção norte, bem como a potencial dispersão da pluma do Rio Doce em direção norte, quando acompanhada de ventos do quadrante sul. Essa tendência e potencial ameaça de longo prazo também foi apresentada por Coimbra et al. (2020).

Os Recifes Esquecidos são as únicas evidências recifais na plataforma interna ao Sul do complexo coralíneo englobado pelo Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e pela APA da Ponta da Baleia. Assim, este habitat corresponde a um importante *hotspot* recifal entre a foz do Rio Doce e as UCs de Abrolhos, e que está sendo mapeado e conhecido pela primeira vez. É importante destacar que esse sistema recifal pertence à plataforma de Abrolhos, que devido a sua largura e morfologia, tem padrões de circulação distintos da plataforma mais estreita ao sul (Vieira et al., 2019). Essa região seria um dos focos de mapeamento nos anos 2 e 3, já que ela demonstrou enorme importância no contexto do monitoramento de potenciais habitat sensíveis, dado a considerável quantidade de estruturas recifais mapeadas até o momento e a lacuna de conhecimento nesse setor que está sendo atingido pelo aporte de rejeito no mar.

1.1.9 Fundos recifais, rodolitos e macroalgas

1.1.9.1 Apresentação

O rompimento da barragem de Fundão, operada pela mineradora Samarco (*joint venture* entre Vale e BHP) no município de Mariana, MG, em 5 de novembro de 2015, foi um dos maiores desastres minerários da história (CIONEK et al., 2019; FERNANDES et al., 2016; FREITAS et al., 2019; OLIVEIRA-NEVES et al., 2016). Em 22 de novembro, a pluma decorrente do rompimento chegou ao mar e se alastrou ao norte e ao sul da foz do Rio Doce, atingindo pesqueiros, recifes e diversas unidades de conservação (UCs), existentes e planejadas, nas costas do Espírito Santo e Bahia (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; RUDORFF et al., 2018). A extensão da contaminação e suas consequências, incluindo aportes crônicos e remobilização/transporte de contaminantes, ainda são insuficientemente compreendidas (HATJE et al., 2017; MAGRIS et al., 2019; SEGURA et al., 2016). Portanto, é imperativo que ecossistemas criticamente importantes, sensíveis e ameaçados (https://iucnrle.org/), tais como recifes e bancos de rodolitos, sejam adequadamente caracterizados e monitorados no sentido de subsidiar medidas de mitigação, recuperação e compensação (e.g. SHAVER et al., 2020).

O presente relatório cobre os resultados alcançados pelo subprojeto Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas (doravante “Fundos Recifais”), executado por pesquisadores da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). O subprojeto foi iniciado em setembro de 2018, como parte do Anexo 3 do Projeto de Monitoramento da Biota Aquática (PMBA), gerenciado pela FEST/UFES entre 2018 e 2020. A execução do PMBA se processou no âmbito de um Termo de Cooperação entre a FEST/UFES e a Fundação RENOVA, decorrente do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre as mineradoras, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ministérios públicos estaduais e federal, e outras instâncias e agências governamentais. No momento, a continuidade do PMBA;FEST, através do Termo de Cooperação, está sob litígio. As atividades de campo do subprojeto foram suspensas em março de 2020 e sua desmobilização iniciou em novembro desse ano. As análises aqui apresentadas

refletem o estado atual do conhecimento sobre os temas abordados pelo subprojeto, incluindo dados coletados através de outros projetos, e continuarão evoluindo como temas de pesquisa científica do grupo de pesquisa que o executou.

As abordagens implementadas no âmbito do subprojeto visaram produzir um quadro holístico sobre os sistemas recifais, bancos de rodolitos e fundos de algas da região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem, incluindo áreas controle (veja 652 1.1.9.3), e integram dados do bentos e da coluna d'água. O objetivo geral foi caracterizar e monitorar ambientes recifais e bancos de rodolitos potencialmente impactados pelo rompimento da barragem, qualificando e quantificando efeitos em nível de organismos, comunidades e processos ecológicos selecionados. Especificamente, buscamos:

- Caracterizar comunidades bentônicas recifais quanto à diversidade, estrutura, dinâmica e processos ecológicos chave;
- Caracterizar comunidades planctônicas associadas aos recifes quanto à sua abundância, diversidade, estrutura e dinâmica;
- Monitorar essas comunidades em áreas mais ou menos afetadas pelo rompimento da barragem;
- Avaliar o estado de saúde de corais em áreas sob distintas forçantes;
- Monitorar o estabelecimento de fauna e flora e a produção de $CaCO_3$;
- Caracterizar as macroalgas associadas a fundos recifais e bancos de rodolitos;
- Determinar taxas de sedimentação e composição do sedimento em recifes e bancos de rodolitos sob distintas forçantes oceanográficas e níveis de impacto.

Para isso foram feitas, **a partir do primeiro ciclo de execução (outubro de 2018 a setembro de 2019)**: **1)** amostragens quali-quantitativas de variáveis abióticas, da água (e.g. T, S, pH) e dos sedimentos (e.g. granulometria, mineralogia), complementadas por aquisição e processamento de dados de sensoriamento remoto e armadilhas de sedimentos distribuídas em pontos estratégicos da malha; **2)** imageamentos do fundo com "fotoquadrats" fixos (nos recifes) ou com "dropcams" (nos bancos de rodolitos) e classificação das imagens com algoritmos de inteligência artificial, visando acessar a estrutura das comunidades bênticas; **3)** coletas de plâncton com abordagens complementares (redes, garrafas) e processamento através de microscopia e imageamento em fluxo, visando acessar a dinâmica dessas assembleias e aspectos do seu acoplamento com o bentos; **4)** coletas de amostras de rodolitos para acessar a estrutura e composição dos nódulos, bem como a biodiversidade de alguns grupos (e.g. macroalgas, invertebrados) a eles associados; **5)** coletas de macroalgas visando inventariar a biodiversidade desse grupo, incluindo a diversidade de algas coralináceas formadoras de rodolitos e contaminação por partículas de rejeito; **6**) amostragens com estruturas artificiais de colonização (CAUS) instaladas em pontos estratégicos da malha, para acessar aspectos funcionais dos ecossistemas recifais (e.g. mineralização, recrutamento); **7)** amostragens visando acessar a fotobiologia de diversas espécies de corais, incluindo a diversidade de pigmentos e a diversidade genética de fotossimbiontes, visando ampliar o entendimento sobre os efeitos da turbidez e subsidiar o planejamento de conservação e a restauração de recifes degradados. **No segundo ciclo**

(outubro de 2019 ao presente), denominado de "transição", houve adição de abordagens complementares, incluindo: **1)** imageamentos do fundo com técnicas de fotogrametria; **2)** amostragens "cross-shelf" em um banco de rodolitos; **3)** estudos de assinaturas de partículas sedimentares e integridade celular de macroalgas; **4)** estimativas de taxas de crescimento de corais e algas coralináceas e aportes de contaminantes nos esqueletos; **5)** produção de cadernos temáticos em linguagem textual e gráfica acessível. Algumas abordagens complementares adicionais, também propostas na transição, não foram implementadas devido a interrupção dos trabalhos de campo.

A área de estudo (Figura 339) é parcialmente protegida por algumas das Unidades de Conservação mais importantes e emblemáticas do país (Figura 340) e corresponde a uma das regiões mais complexas e biodiversas do Atlântico Sul (Figura 341). No entanto, a região tem sido historicamente submetida a múltiplos impactos antropogênicos e climáticos (e.g. MOURA et al., 2013), incluindo o crescimento populacional e a expansão da infra-estrutura industrial e portuária (Figura 342). A partir de novembro de 2015 a região foi atingida por um conjunto adicional de estressores, associados ao rompimento da barragem de Fundão, cujas características e dimensões não têm precedentes e permanecem mal conhecidos (e.g. HATJE et al., 2017), especialmente no meio marinho (Figura 343), onde foi estabelecida uma área de impedimento à pesca na foz do Rio Doce (veja Figura 342). Além disso, a partir de 2017 os recifes da região sofreram uma sequência de impactos agudos decorrentes das maiores anomalias térmicas do registro histórico, com branqueamento em massa e mortalidade de corais (DUARTE et al., 2020; TEIXEIRA et., al 2019).

Diante desse contexto complexo, iniciamos o presente relatório afirmando que a consecução dos objetivos do subprojeto não é tarefa trivial que se enfrenta em curto prazo com protocolos prontos e ferramentas ordinárias. Tratamos aqui de um desafio científico que abrange desde o campo conceitual e seleção/aprimoramento de indicadores até o desenvolvimento de ferramentas, delineamentos amostrais e modelos analíticos, em paralelo com a formação de recursos humanos de alto nível, visando enfrentar o desafio em médio e longo prazo. A recuperação de áreas recifais degradadas e a mitigação dos efeitos do rompimento da barragem sobre os recifes e bancos de rodolitos, bem como o estabelecimento de medidas de compensação para danos irreparáveis, é um desafio sem precedentes e eivado de incertezas, mas inexoravelmente dependente de um forte embasamento científico (SHAVER et al., 2020). Tal embasamento deve transcender a identificação de impactos, níveis de contaminação e o estabelecimento de nexos causais com o rompimento, ou seja, deve também abranger a geração de linhas de base ("baselines") sobre a distribuição (e.g. mapeamento) e a estrutura das comunidades recifais, bem como um aprofundamento no conhecimento acerca da fisiologia dos organismos chave e o funcionamento dos ecossistemas recifais, através de estudos sobre sua dinâmica em resposta a forçantes naturais e antropogênicas.

Durante a execução do subprojeto foi coberta toda a malha amostral proposta nos dois ciclos de execução (veja Figura 339). A malha está distribuída por quatro áreas onde ocorrem recifes e bancos de rodolitos, a saber: Área A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), Área B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do Rio Doce), Área C (plataforma média e externa ao largo da foz

do Rio Doce), Área D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do Rio Doce). No segundo ciclo (“transição” ou “ano 2”), foi feita uma amostragem costa-oceano ("cross-shelf") nos bancos de rodolitos da Área A (pontos An1 a An4), menos impactada pelo rompimento, complementada por uma malha ainda mais ampla amostrada no âmbito de um projeto desenvolvido anteriormente ao PMBA/FEST (pontos Ac2 a Ac5 e As2 a As5), no sentido de produzir um quadro o mais completo possível sobre os bancos de rodolitos adjacentes ao PARNAM Abrolhos, para efeito de comparação com os bancos de rodolitos (e recifes) que interagem mais estreitamente com a pluma decorrente do rompimento da barragem, nas áreas B, C e D (Figura 343).

Na Área D, os recifes costeiros adjacentes ao litoral foram acessados por via terrestre, ao passo que as campanhas nos demais sítios foram embarcadas. Algumas das análises apresentadas incorporam dados pretéritos ao rompimento da barragem e dados cobrindo o hiato de três anos em que a região afetada permaneceu sem o monitoramento sistemático do PMBA/FEST. Esse conjunto de informações prévias abrange menos variáveis e uma cobertura espacial diferente, muitas vezes complementar, tendo sido obtido no âmbito do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq/FAPES/FAPERJ), do *International Ocean Discovery Program* (CAPES/IODP), e de outros projetos desenvolvidos pela equipe executora na área do Parque Nacional Marinho (PARNAM) de Abrolhos e adjacências (Área A). Para as áreas ao sul do PARNAM (B, C e D) as informações antecedentes, quando disponíveis, são mais fragmentadas e menos padronizadas, estando dispersas em bases de dados e na literatura. Para a Área B (Recifes Esquecidos), os resultados dos experimentos com estruturas artificiais de colonização, bem como as primeiras estimativas de cobertura dos recifes, foram baseados em amostragens feitas após o rompimento da barragem, mas antes da implementação do PMBA, também por iniciativa independente da equipe executora. Para as Áreas C e D, trazemos um panorama inédito, visto que não havia linha de base sobre a cobertura dos recifes e bancos de rodolitos, à exceção dos recifes adjacentes ao litoral da Área D. Sempre que possível/pertinente, os estudos prévios realizados nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (e.g. GOLDER 2016a, b) foram usados como base de comparação.

Figura 339: Mapa da região estudada situando a malha amostral e os recifes e bancos de rodolitos já mapeados. Os polígonos vermelhos representam as quatro Áreas destacadas no estudo: A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do Rio Doce – ainda não mapeados), C (plataforma média e externa ao largo da foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do Rio Doce). Os códigos dos sítios amostrais usados do relatório se referem aos códigos nesta figura.

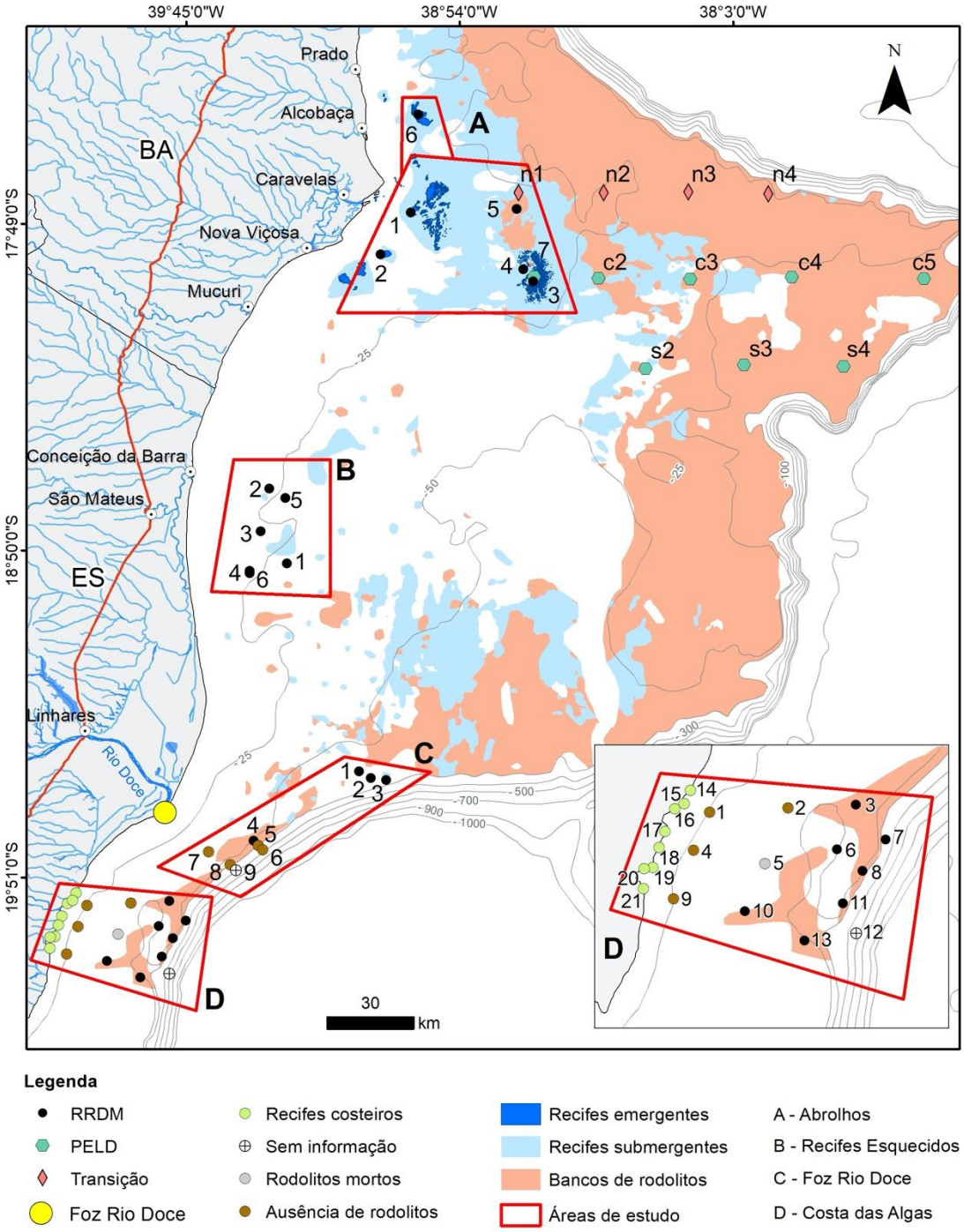


Figura 340: Mapa da região estudada com a localização das principais unidades de conservação (UCs). Os pontos da malha estão plotados apenas como referências espaciais .

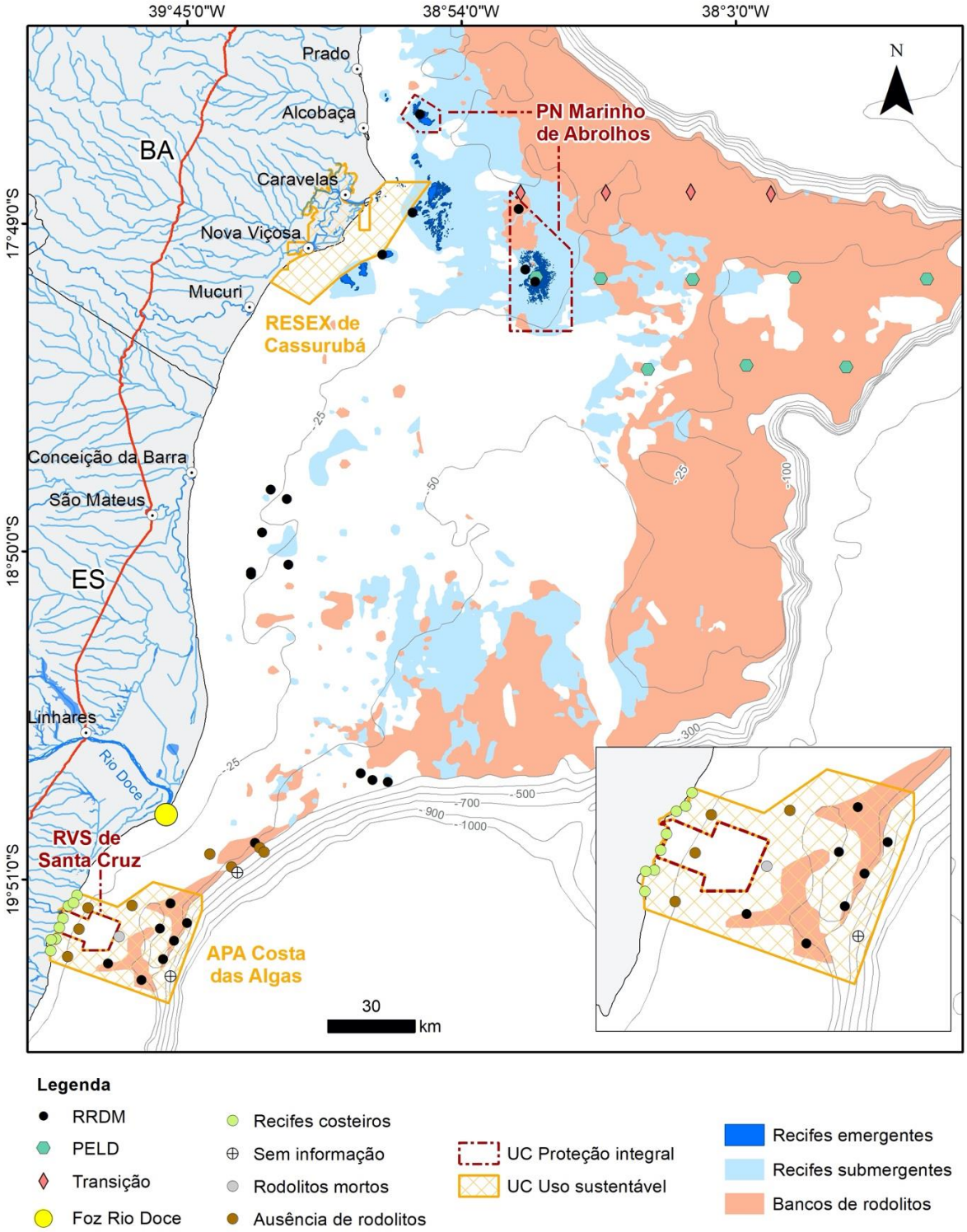


Figura 341: Batimetria (esquerda) e megahabitats bênticos (direita) da região estudada com sobreposição de parte da malha amostral.

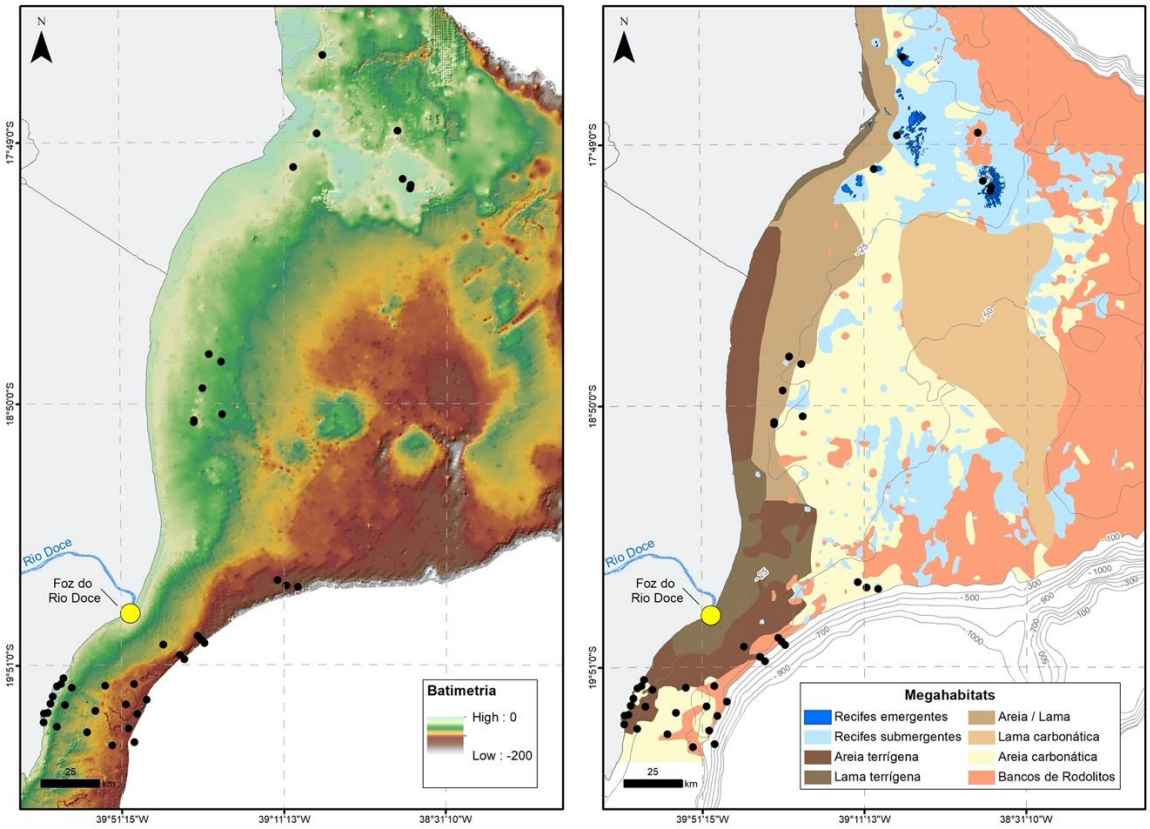


Figura 342: População humana e infra-estrutura industrial e portuária com interação com a região estudada. O local do rompimento da barragem está destacado com uma estrela vermelha e a área de impedimento à pesca em função desse evento está delineada em um polígono vermelho.

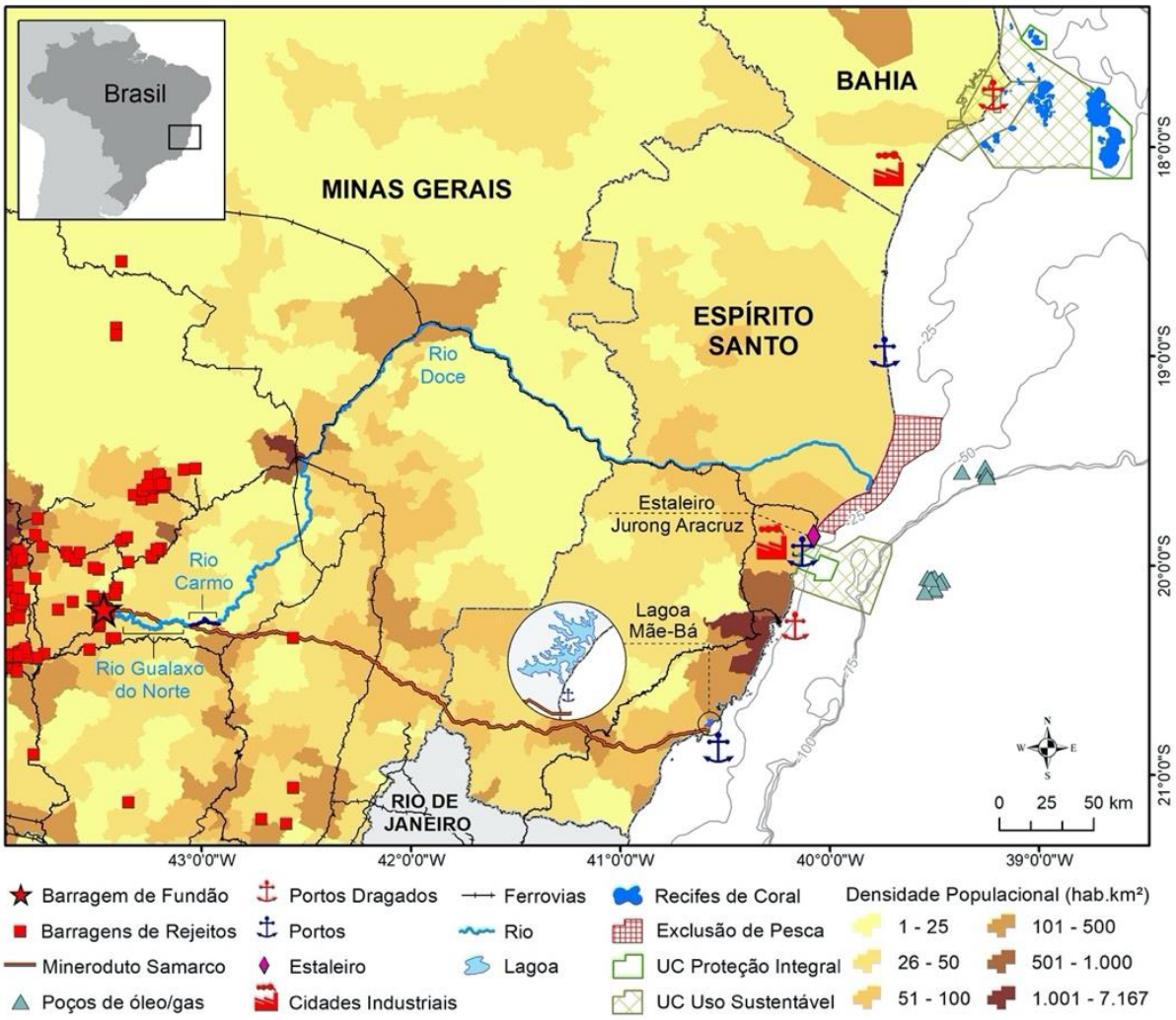
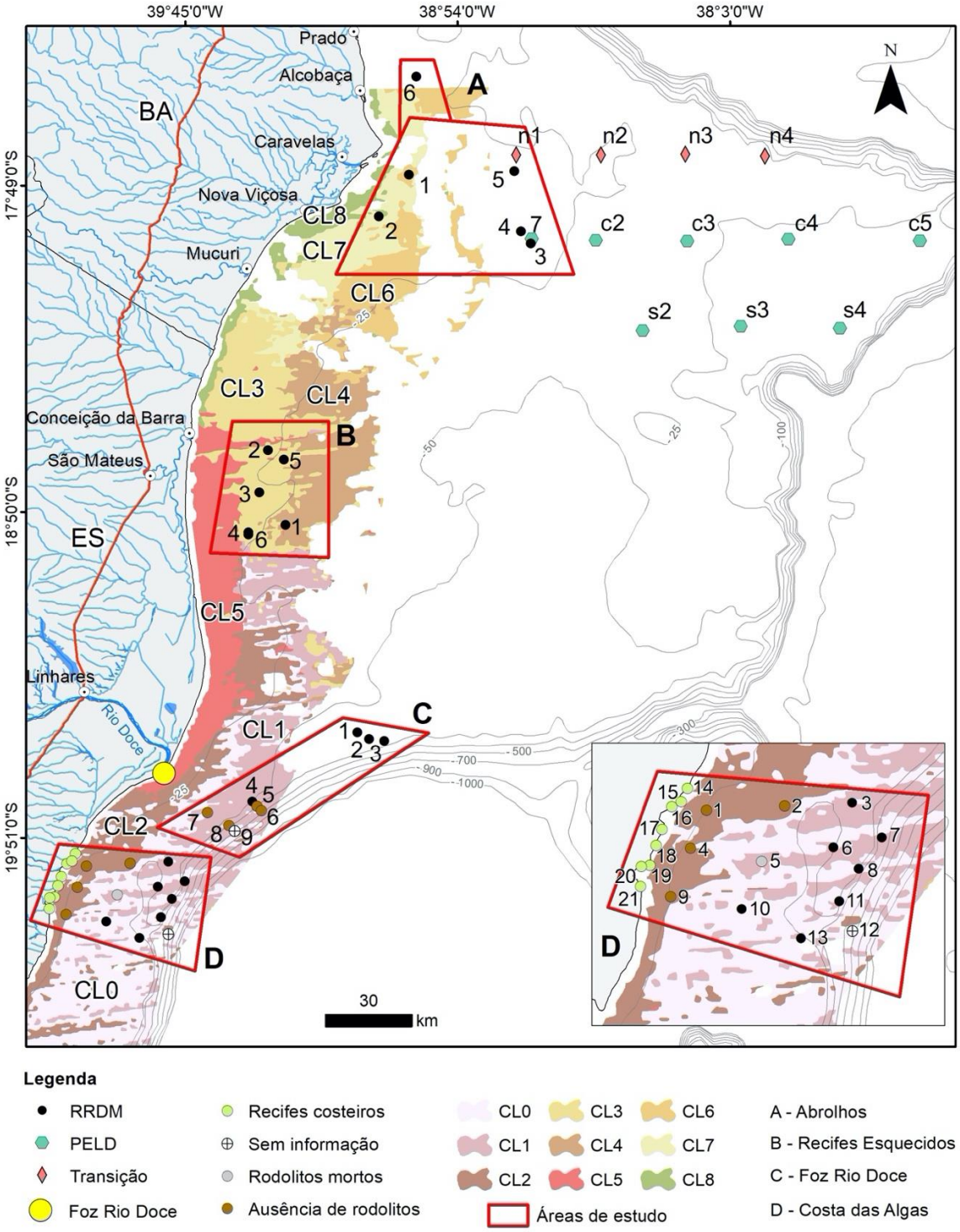


Figura 343: Mapa da região estudada com a disposição das plumas identificadas por FRANCINI-FILHO et al. (2019). Os códigos CL0 a CL8 se referem à classificação em "clusters" usada por por FRANCINI-FILHO et al. (2019), merecendo destaque o "cluster" CL5, que contém assinaturas da pluma de rejeitos.



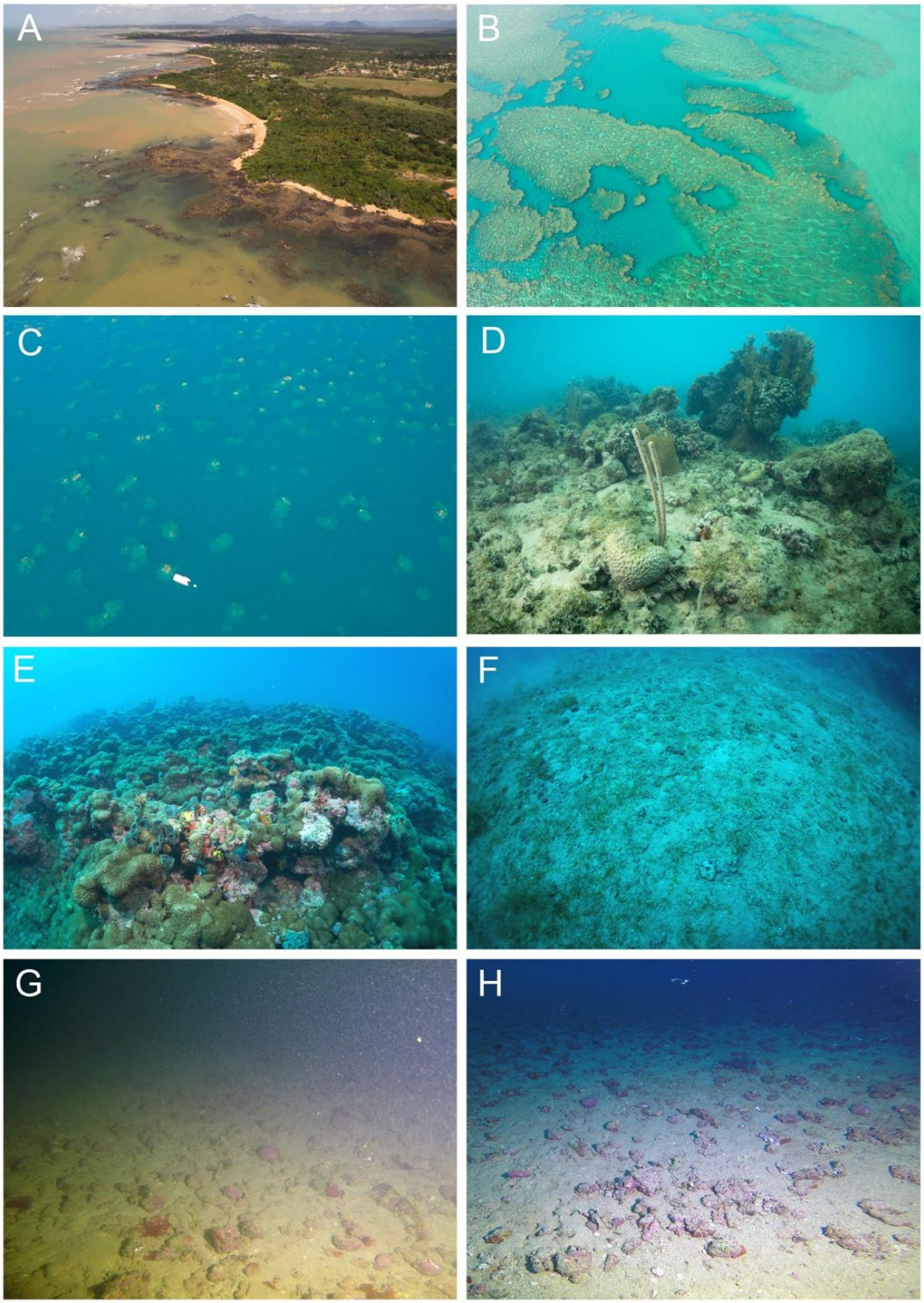
1.1.9.2 Recifes, bancos de rodolitos e macroalgas

Os ambientes estudados no âmbito do subprojeto se apresentam como *hotspots* da biodiversidade marinha brasileira (AMADO-FILHO et al., 2012; MOURA et al., 2013) e são provedores de serviços ecossistêmicos essenciais para dezenas de milhares de pessoas (COSTANZA et al., 2014; SPALDING et al., 2017). Recifes e bancos de rodolitos são formações coalescidas conhecidas como "fundos duros" (“hard bottom”), as quais são caracterizadas por sua heterogeneidade estrutural em relação a áreas sedimentares adjacentes (Figura 344). Na área de estudo, esses fundos podem ter origem biológica (e.g. pináculos, rodolitos) ou mista (e.g. recifes de arenito e lateritas adjacentes ao litoral), e são recobertos principalmente por organismos de crescimento rápido que não estão diretamente envolvidos na construção das estruturas (e.g. macroalgas, cianobactérias). Os biomineralizadores de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), cujo crescimento é lento (e.g. algas calcárias, corais), são as "espécies engenheiras" dos recifes e dos bancos de rodolitos (AMADO-FILHO et al., 2012), uma vez que são os responsáveis pela construção da estrutura física do ecossistema. As taxas de crescimento de organismos não construtores tendem a ser relativamente rápidas, na ordem de $mm.dia^{-1}$, enquanto que as de corais e hidrocorais variam entre 3 e 180 $mm.ano^{-1}$. As taxas de crescimento de algas coralináceas são mais variáveis, podendo ser submilimétricas ou alcançar até 80 $mm.ano^{-1}$. O balanço entre a abundância de organismos construtores e não-construtores é um aspecto crucial da dinâmica dos recifes que, quando estudada em escalas espaciais e temporais relevantes, compõe um importante *proxy* da saúde do ecossistema (GOLDBERG, 2013; SHEPARD et al., 2009).

A estrutura física do habitat e a natureza, também complexa, das interações biológicas, são as principais características indutoras da biodiversidade dos ecossistemas recifais - a maior dentre os ecossistemas marinhos. Trata-se de um sistema ideal para monitorar os efeitos do rompimento da barragem no Oceano, uma vez que, além de abrigar grande biodiversidade, fornece serviços ecossistêmicos de alta relevância (e.g., proteção da costa, pesca, lazer e recreação) e é sensível a alterações na qualidade da água e aporte de sedimentos (BIRKELAND, 1997; GOLDBERG, 2013). Adicionalmente, os recifes contam com diversos mecanismos legais específicos que dispõe sobre sua proteção e conservação, inclusive em âmbito internacional.

Os bancos de rodolitos compõem um tipo recifal peculiar constituído por nódulos carbonáticos soltos, os quais podem cobrir o fundo por milhares de quilômetros quadrados (AMADO-FILHO et al., 2012). Apesar de dominar boa parte da plataforma continental brasileira, esse sistema permanece mal conhecido com relação a aspectos básicos tais como sua extensão, biodiversidade, estrutura e funcionamento (AMADO-FILHO et al., 2012). Por constituírem o tipo recifal predominante na área marinha afetada pelo rompimento da barragem (MOURA et al., 2013), os bancos de rodolitos compõe um dos alvos do projeto, especialmente no que diz respeito a gerar linhas de base que possam servir como referência para avaliar os efeitos do rompimento da barragem em longo prazo.

Figura 344: Diversidade de ambientes recifais na área de estudo: A) Recifes costeiros adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; B) Bancos recifais costeiros na região adjacente ao PARNAM Abrolhos (veja pluma de turbidez acentuada); C) Recifes do PARNAM Abrolhos, mais afastados da costa (observe a configuração fragmentada dos chapeirões e a menor turbidez); D) Cobertura de um recife da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências); E) Cobertura de um recife da Área B (Recifes Esquecidos); F, G e H) Diferentes feições (densidade, vitalidade, epibiontes fração de sedimento) de bancos de rodolitos (veja nódulos avermelhados com alta vitalidade das algas coralináceas em H)



1.1.9.3 Fundamentação teórico-conceitual

Os resultados aqui apresentados são iniciais, um adjetivo imposto pela implementação do PMBA apenas após 3 anos do rompimento da barragem, pelo prazo curto de execução do projeto e sua interrupção precoce, pelas dificuldades na execução (e.g. embarcações inadequadas, laboratórios que não receberam as intervenções acordadas no início do projeto, indisponibilidade de recursos financeiros acordados no início do projeto), e também pela ausência de linhas de base ("baselines") para boa parte da região potencialmente afetada. Por outro lado, já é possível construir um panorama ímpar acerca dos recifes e bancos de rodolitos potencialmente atingidos e afetados pelo rompimento da barragem de Fundão. Nesse sentido, nossos resultados revelam, de maneira transversal e integrada, processos que operam em escalas espaciais e temporais bastante dissimilares, cujo entendimento é necessário para compreender os efeitos da contaminação e para delinear estratégias de mitigação, restauração e compensação (Figura 345). Por exemplo, processos físico-químicos e geo-hidrológicos que geralmente operam em macro e mesoescalas espaciais e temporais (e.g. distribuição de recifes e fácies sedimentares), também podem se apresentar de forma bastante dinâmica (e.g. distribuição e deslocamento de massas d'água), condicionando alterações bruscas e heterogêneas em escalas locais. Padrões e processos observáveis ao nível dos organismos podem ser quase instantâneos (e.g. contaminação por metais, resposta do aparato fotossintético à turbidez), mas também podem se configurar ao longo de meses ou anos (e.g. comprometimento da saúde, fecundidade, mortalidade), na forma de efeitos crônicos (Figura 345). Além disso, processos que operam ao nível de comunidades e populações tendem a se configurar em escalas temporais que variam entre meses e décadas (e.g. cobertura dos recifes), e podem se propagar de maneira altamente fragmentada e com hiatos temporais, em função da dinâmica metapopulacional característica dos sistemas recifais (SALE et al., 2006). Considerando a natureza multi-escalar e multidimensional dos problemas enfocados pelo subprojeto, ao mesmo tempo em que buscamos caracterizar os ecossistemas recifais com "baselines", apresentamos informações ao nível de organismos (e.g. corais e simbiontes), comunidades (e.g. plâncton e cobertura bêntica) e processos ecológicos (e.g. biomineralização), sempre inseridas no contexto mais abrangente dos indutores físico-químicos e geo-hidrológicos, associados ou não ao rompimento da barragem.

O registro de indicadores em um dado local, na presença e ausência de um conjunto de estressores, é impossível. Portanto, a detecção de impactos depende de estimativas dos efeitos dos estressores sobre o ecossistema (SCHMITT; OSENBERG, 1996). Considerando outras impossibilidades, ou dificuldades extremas, também envolvidas na avaliação dos impactos ambientais decorrentes de um desastre de magnitude regional, tais como executar experimentos manipulativos adequadamente replicados e reconstruir "baselines" acuradamente, a avaliação do impacto depende de monitoramentos ("field assessments") que permitam estimar: i) o estado do sistema na ausência e na presença do estressor, e ii) as incertezas associadas às diferenças entre essas estimativas (STEWART-OATEN, 1996). Além disso, é fundamental considerar que a avaliação dos efeitos deve transcender os sítios sob a pluma detectada após o rompimento da barragem (e.g. ANDRADES et al., 2020; SISSINI et al., 2020; MAZZEI et al., 2017), cuja dinâmica e recorrência, ligada a ciclos climáticos/hidrológicos, ainda está por ser

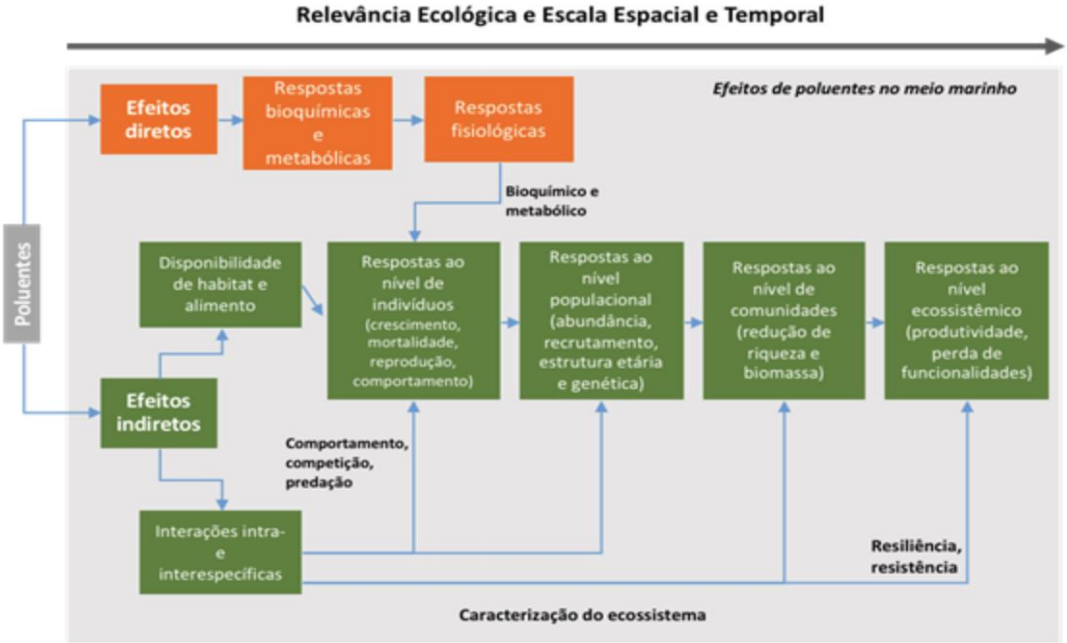
detalhadamente revelada. Por exemplo, há evidências de contaminação da água e de corais no PARNAM Abrolhos, por metais dissolvidos na água do mar (BIANCHINI, 2016; EVANGELISTA et al., 2018), cuja detecção por sensoriamento remoto não é possível com as ferramentas atualmente disponíveis. Há também evidências obtidas por sensoriamento remoto (FRANCINI-FILHO et al., 2019) de extensão da pluma com contaminantes ao norte da foz do Rio Doce, tocando os Recifes Esquecidos (Figura 343). O transporte e o destino dos contaminantes despejados no mar após o rompimento da barragem são aspectos fundamentais que permanecem pouco conhecidos, demandando esforços de amostragem e modelagem oceanográfica acoplados aos monitoramentos bio-ecológicos em escalas mais abrangentes do que aquelas usualmente empregadas em estudos ambientais – ou seja, em escalas compatíveis com a magnitude ímpar das consequências do rompimento da barragem de Fundão.

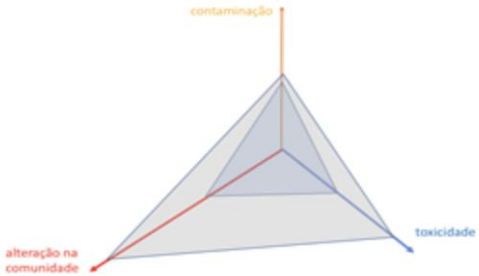
Separar a variabilidade natural dos efeitos do rompimento da barragem envolve a combinação de diferentes abordagens. Delineamentos do tipo **Controle-Impacto ("Control-Impact" – CI)**, nos quais são feitas comparações entre sítios afastados da fonte de impacto, a ponto de serem considerados livres de efeito (controle), e sítios próximos à fonte (sob impacto), podem violar a premissa de que áreas controle e impactadas seriam idênticas e teriam se comportado da mesma forma na ausência do impacto. Por outro lado, a despeito dessa limitação, o monitoramento de sítios ao longo de um gradiente de atenuação (i.e., a partir da foz do Rio Doce) se apresenta como alternativa pertinente para detectar alterações associadas ao rompimento da barragem. Delineamentos do tipo **Antes-Depois ("Before-After" - BA)** possuem limitações inerentes às linhas de base, as quais, no caso dos recifes e rodolitos, são concentradas em áreas relativamente afastadas da foz do Rio Doce. No entanto, considerando as evidências de extensão da contaminação até a Área A (BIANCHINI, 2016; EVANGELISTA et al., 2018), a abordagem BA se apresenta como alternativa. Delineamentos do tipo **Antes-Depois-Controle-Impacto ("Before-After-Control-Impact" – BACI)** combinam as duas abordagens anteriores, buscando separar os efeitos do estressor de outras fontes de variabilidade (GREEN, 1979), a partir da identificação de interações entre tempo e local (usando a variabilidade entre amostras tomadas em dado local/tempo para compor o termo de erro). Embora robustos, até mesmo delineamentos BACI podem confundir efeitos dos estressores com flutuações locais (interações tempo*local), em contextos de muita heterogeneidade. Trata-se de um problema menos agudo no contexto em tela, até porque os principais estressores naturais que afetam os recifes - anomalias térmicas - se configuram na escala regional-global (TEIXEIRA et al., 2019). O uso de **séries temporais ("Before-After-Control-Impact Paired Series" - BACIPS)**, inclusive com o uso de sítios controle como covariáveis (preditores do estado "impactado"), adiciona robustez aos delineamentos BACI (STEWART-OATEN, 1986; STEWART-OATEN; BENCE; OSENBERG, 1992), ressaltando-se, novamente, as limitações espaciais das séries temporais de dados antecedentes ao rompimento da barragem. Por fim, a abordagem **além-BACI ("beyond-BACI" - bBACI)**, que emprega controles múltiplos (UNDERWOOD, 1991; 1992), também poderá ser incorporada em avaliações de mais longo prazo, com séries temporalmente replicadas (ou seja, com dois anos, no mínimo). O detalhamento e a implementação plena dessas e de outras abordagens, conceituais e metodológicas, está além do escopo desse relatório, bem como de

um programa de monitoramento que ainda se encontra em fase intermediária de implementação. Os resultados aqui apresentados contemplam contrastes entre sítios mais ou menos impactados pelo rompimento da barragem **(CI)**, contrastes Antes-Depois desse evento **(BA)** (em áreas possivelmente menos impactadas, dadas as limitações dos "baselines"), e análises de séries temporais (**BACI**, incompleto, veja item 1.1.9.5.5.2), muitas delas ainda curtas à luz da escala espaço-temporal dos processos em tela.

Por fim, ressaltamos que, mais do que aceitar ou rejeitar a hipótese nula de que não houve impacto sobre os recifes e rodolitos (a chamada “cultura do p-valor”), nossa perspectiva foi estimar a extensão e magnitude dos impactos e apresentar informações consistentes acerca da estrutura e da dinâmica das comunidades recifais e bancos de rodolitos, no sentido de balizar a tomada de decisões. Em última instância, os resultados do PMBA devem balizar a recuperação, mitigação, compensação de danos irreparáveis e, principalmente, a não repetição de erros que dificultam a avaliação dos efeitos do rompimento da barragem de Fundão (e.g. “baselines” deficientes, monitoramento tardio e intermitente).

Figura 345: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais.





Adaptado de Chapman, P.M. & McDonald, B.G. (2005). Using the sediment quality triad (SQT) in ecological risk assessment. *In*: Blaise C, Férard J-F (eds.). Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, pp. 305-329 e Chapman, P.M. (2000). The Sediment Quality Triad: then, now and tomorrow. *Int. J. Env. Pol.* 13: 351-365.

1.1.9.4 Abordagens analíticas

Os conjuntos de dados brutos, inseridos inicialmente em planilhas Excel, foram codificados e formatados com uso do software livre R (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2018) e em softwares comerciais (e.g. CLARKE; WARWICK, 2001), sempre passando por procedimentos básicos de controle de qualidade. Os pacotes utilizados no software R, para tratamento e controle de qualidade, bem como para as análises exploratórias, incluíram Dplyr, Psych e tidyverse, ggplot2 e GGally para compor as visualizações, e pca, FactoMineR, factoextra para as análises multivariadas, com emprego da biblioteca ggbiplot para visualização. A maior parte dos dados possui uma estrutura com alta dimensionalidade, dado o grande número de variáveis exploradas simultaneamente. As análises desses dados envolveram técnicas multivariadas de ordenação, visando descobrir padrões em dimensões reduzidas, incluindo Análise de Componentes Principais (PCA), Escalonamento Multidimensional (MDS), modelos lineares, e análises de redundância baseadas em distâncias (e.g. DISTLM e dbRDA).

Nas análises de PCA, novas componentes de dimensão reduzida são criadas com base em projeções ortogonais, com o objetivo de minimizar a variação residual e maximizar a variabilidade explicada no espaço euclidiano (CLARKE; WARWICK, 2001). Os mapas fatoriais mostram a relação entre as variáveis originais e os dois componentes principais (Dim 1 e 2, ou PC 1 e 2), indicando a contribuição de cada uma delas na ordenação. O MDS, também denominado Análise de Redução de Dimensão Sem Restrição, foca na preservação da ordem das dissimilaridades para uma escolha de dimensões, previamente definidas. O algoritmo do MDS busca construir um "mapa de configuração" para posicionar as espécies e amostras minimizando o estresse, uma medida que reflete quão bem a distância euclidiana representa a dissimilaridade original. O estresse varia entre zero e um, com zero indicando uma configuração perfeita (CLARKE; WARWICK, 1994).

Os modelos lineares buscam representar a relação "linear" entre duas variáveis, mensurando o impacto das variáveis preditoras (e.g. variáveis ambientais) sobre a variável resposta (e.g. cobertura de corais, abundância de rodolitos), baseado em suposições probabilísticas (MCCULLAGH; NELDER, 1989). Os Modelos Lineares Baseados em Distâncias (DISTLM), amplamente utilizados no trabalho, modelam a regressão linear multivariada e se baseiam em uma matriz de similaridades (dissimilaridades) e utilização de um procedimento de permutação que atenua premissas de normalidade (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). A Análise de Redundância Baseada em Distâncias (dbRDA) é uma técnica de redução de dimensões com restrições, baseada nos resultados do DISTLM, fornecendo um panorama completo das variáveis a reduzir e das covariáveis (variáveis ambientais) (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Em caráter complementar, foram apresentadas análises de agrupamento ("cluster"), com medidas de similaridade e algoritmos de agrupamento hierárquico (aglomerativos ou divisivos) contextualizados mais detalhadamente em cada contexto de aplicação (CLARKE; WARWICK, 2001), bem como análises de similaridade de porcentagens (SIMPER), com objetivo de identificar taxa com maior contribuição na diferenciação entre grupos de amostras. Os passos das rotinas de MDS, DISTLM, dbRDA e SIMPER estão detalhadamente descritos por CLARKE; GORLEY (2015).

1.1.9.5 Resultados e discussão

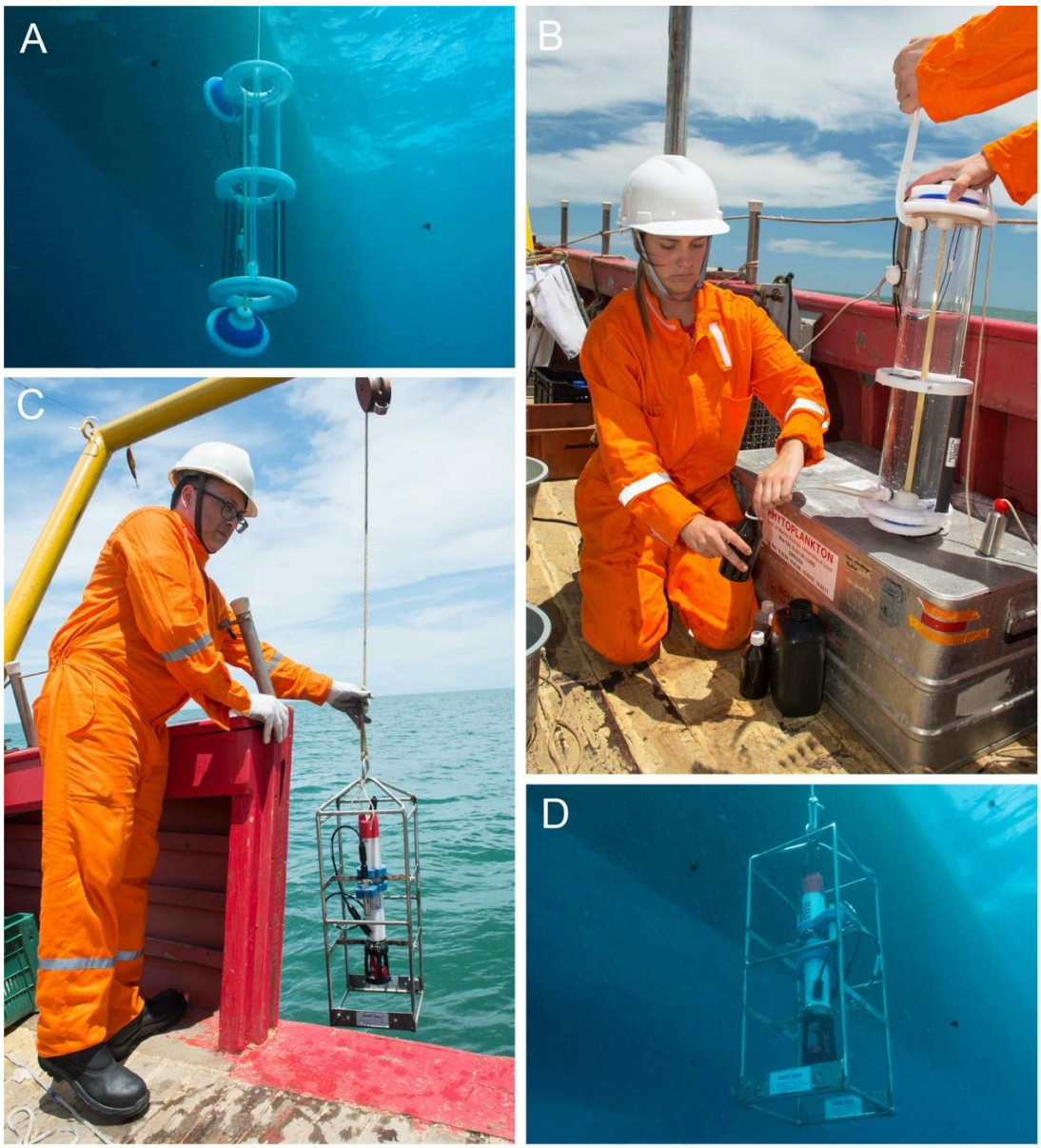
1.1.9.5.1 Cenário oceanográfico

A área de estudo abrange ca. 300 km da costa do Espírito Santo e Sul da Baía, com grande variabilidade em relação à influência de aportes continentais de sedimentos, fortes gradientes *cross-shelf* com variações de profundidade e extensão da plataforma continental (Figura 339). Pela porção norte, a região recebe influência das águas oligotróficas da Corrente do Brasil (Água Tropical). O aporte continental é relevante e resulta em mistura sobre a plataforma, formando água costeira. Regiões de maior profundidade na plataforma externa estão sujeitas a incursões de águas intermediárias frias e ricas em nutrientes (ACAS) (MIRANDA, 1982). Isto resulta em um cenário complexo e dinâmico acerca das características da coluna d’água e dos padrões de sedimentação na região.

As variáveis físico-químicas da água na malha amostral do projeto foram obtidas através de três abordagens complementares: (i) compilação de dados de sensoriamento remoto, cobrindo escalas espaciais e temporais pertinentes ao projeto; (ii) perfilagens verticais na coluna d'água com CTD ou sonda multiparamétrica e (iii) fundeios próximos ao leito marinho com duração de ca. 1 dia com alta frequência de registro de variáveis (minutos) utilizando uma sonda multiparamétrica (SeaGuard-Aanderaa).

Perfilagens e fundeios foram feitos concomitantemente à coleta de amostras e dados da biota planctônica e bentônica. Este conjunto de variáveis foi usado para subsidiar as interpretações acerca da estrutura e funcionamento dos sistemas recifais e os possíveis efeitos do rompimento da barragem (Figura 346).

Figura 346: Amostragens da coluna d'água em áreas recifais. Legenda: A e B) Garrafas de coleta; C e D) Perfilagens com sensores.



1.1.9.5.1.1 Sensoriamento remoto

O estudo em escala regional das condições oceanográficas relevantes ao projeto foi feito com o uso de imagens de sensoriamento remoto. As variáveis iPAR (Photosynthetic Active Radiation), Kd490 (Diffuse Attenuation Coefficient Kd490) e concentração de clorofila foram adquiridas na ERDDAP (Easier Access to Scientific Data), repositório de dados administrado pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Estes dados foram processados, calibrados e validados pela NASA's Ocean Biology Processing Group (OBPG) (https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/). Os valores de SST (4 microns – nighttime) (Sea Surface Temperature), foram adquiridos na PO.DAAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center), repositório responsável por disponibilizar dados

oceanográficos para comunidade cientifica e a NASA. Este repositório é administrado pelo Jet Propulsion Laboratory (JPL). Os parâmetros SST, iPAR, Kd490 e clorofila são produtos do sensor MODIS. A resolução espacial de todas as imagens representadas nos mapas é de 16 km2. O cálculo dos valores destas variáveis para cada ponto amostral foi calculado como a média de 4 pixels, utilizando uma máscara poligonal quadrada de 64 km^2. Estes valores de variáveis compilados por sítios foram utilizados nas análises multivariadas para interpretação da distribuição da composição de comunidades planctônicas e bentônicas dos sistemas recifais e bancos de rodolitos amostrados.

A resolução temporal das imagens produzidas é de 2 dias (i.e. o satélite faz o imageamento da mesma área a cada 2 dias). Todas as variáveis foram inicialmente compiladas com frequência mensal e representadas nos mapas como médias semestrais, sendo o período de dezembro a maio rotulado como verão e o período de junho a novembro rotulado como inverno.

Os mapas a seguir (Figura 347, Figura 348, Figura 349 e Figura 350) mostram a distribuição espaço-temporal das variáveis SST, Kd490, iPAR e concentração de clorofila entre 2018 e 2020, com a sobreposição dos sítios amostrais do projeto.

A variação sazonal da temperatura (Figura 347) foi evidente nos contrastes entre verão e inverno de 2018 e 2019. Observa-se também variação interanual no verão, com temperaturas mais elevadas em toda a região em 2019, refletindo a anomalia térmica registrada globalmente neste período. Localmente, observa-se o efeito do aporte do Rio Doce, resultando em uma pluma com temperaturas ca. 2oC inferior à temperatura da água marinha adjacente, se estendendo até a plataforma externa e influenciando as áreas B (Recifes Esquecidos), ao norte da foz, C em frente a foz (próximo à quebra da plataforma), e D, ao sul (APA Costa das Algas).

O efeito do aporte de material particulado pelo Rio Doce fica evidente na distribuição espacial da turbidez (Figura 348) principalmente no inverno. A turbidez foi mais elevada em uma faixa de ca. 30 km da linha de costa ao longo de toda a área de estudo. No inverno a turbidez foi mais elevada e se estendeu mais para offshore comparado ao verão. Os sítios com maior turbidez foram os costeiros das áreas D e A. Os sítios nos Recifes Esquecidos (Área B) apresentam variações sazonais de turbidez por estarem próximos da região limítrofe de maior influência desta variável. A exposição da região dos recifes Esquecidos aos rejeitos do Desastre foi recentemente reportada com base na assinatura isotópica de elementos na pluma do Rio Doce (FRANCINI-FILHO et al., 2019), inclusive nas proximidades dos pontos amostrais do presente projeto de monitoramento (veja Figura 343).

A radiação solar incidente apresentou pouca variação espacial e forte variação sazonal e interanual na região de estudo, com maiores valores nos verões, mais intensamente no verão de 2019 (Figura 349).

A distribuição espaço-temporal da clorofila (Figura 350), proxy para biomassa do fitoplâncton, reflete a da turbidez, indicando contribuição deste componente da biota para a variável em tela, bem como os efeitos da disponibilização de nutrientes pelo aporte continental e ressuspensão causada pelo vento, ondas e correntes de marés, determinantes da turbidez.

Figura 347: Distribuição espacial e temporal da temperatura superficial do mar (SST) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

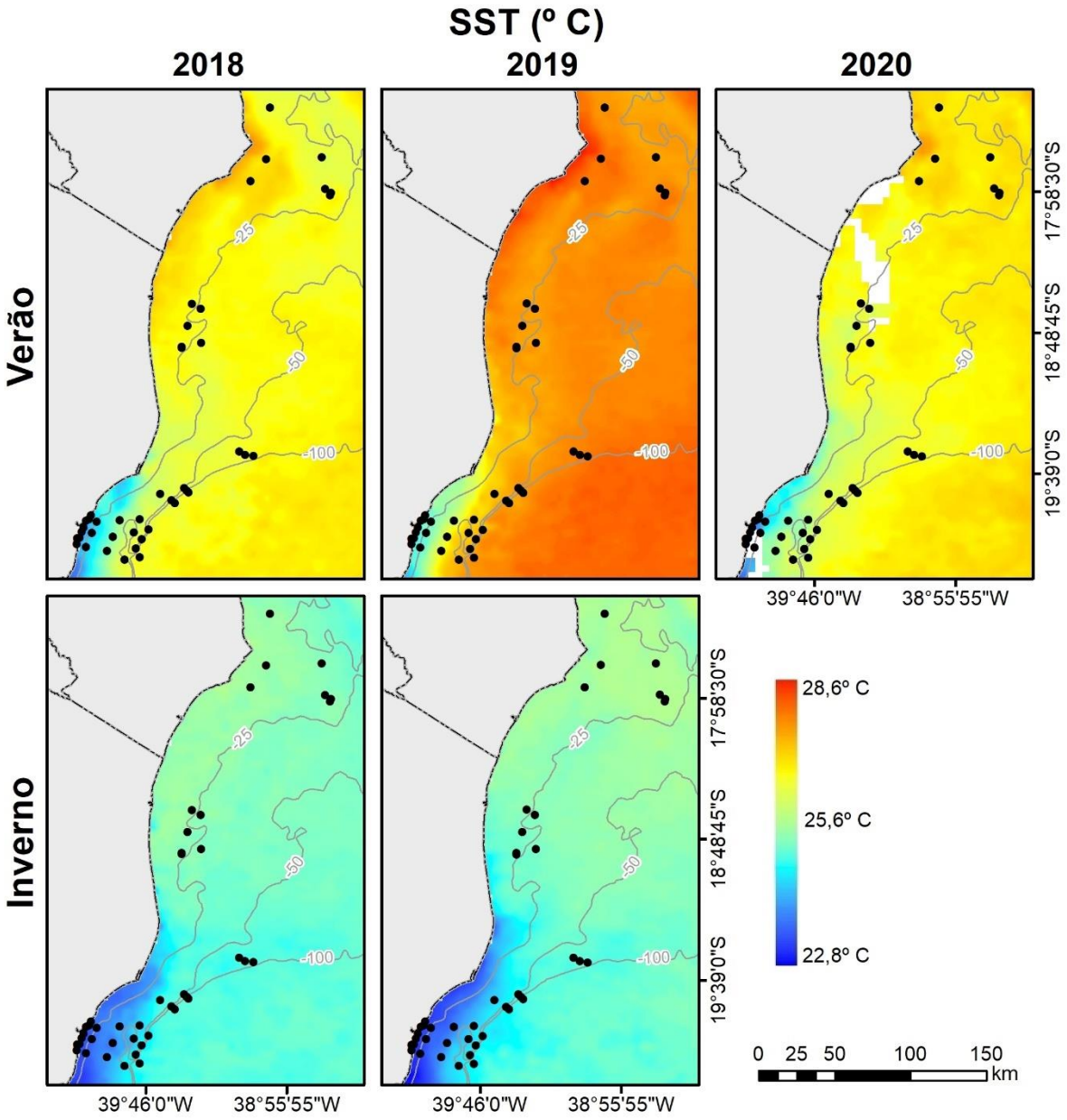


Figura 348: Distribuição espacial e temporal da turbidez representada pelo coeficiente de atenuação difusa a 490nm (Kd490) obtido a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

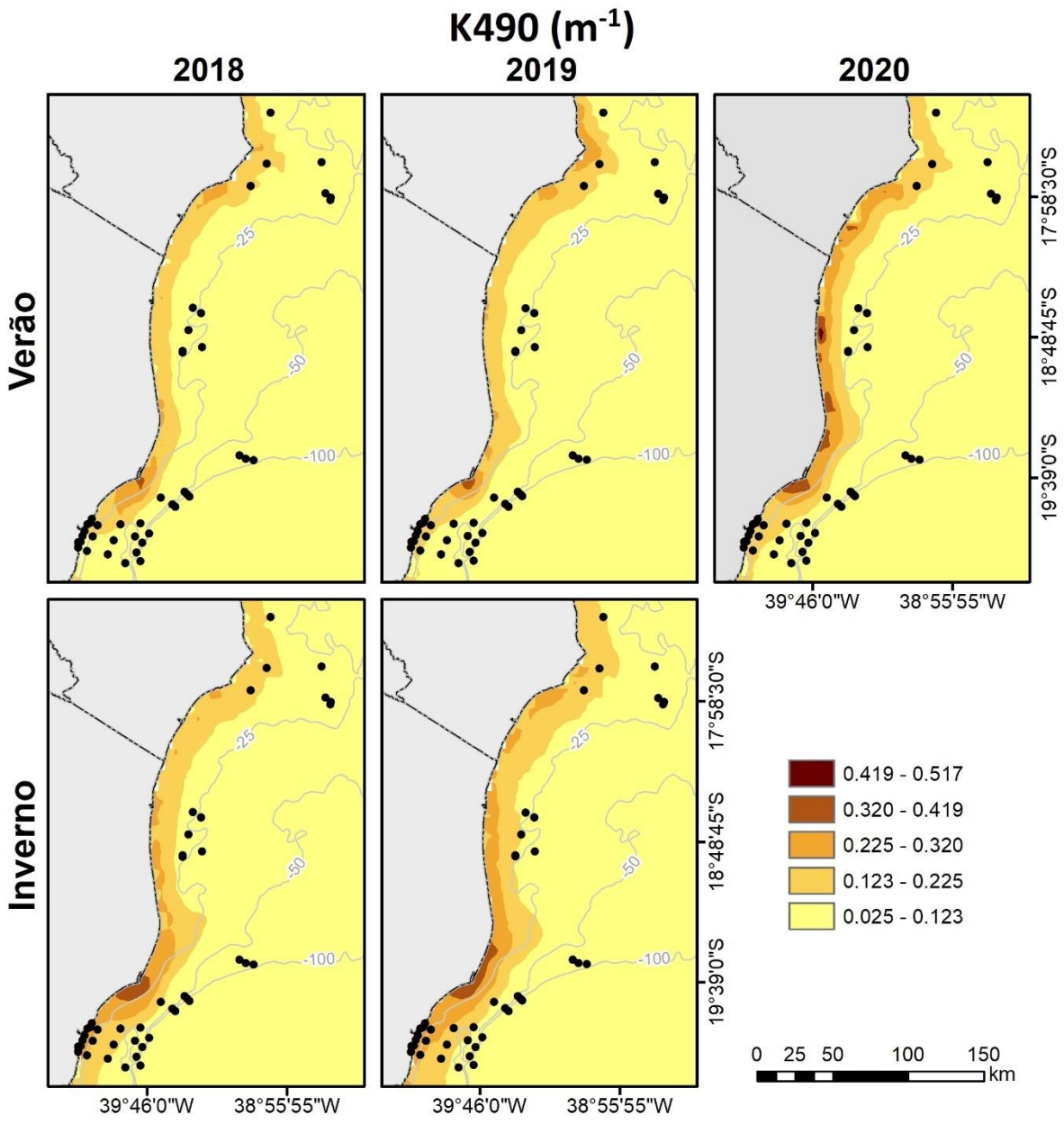


Figura 349: Distribuição espacial e temporal da radiação solar fotossinteticamente ativa (iPAR) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km². O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

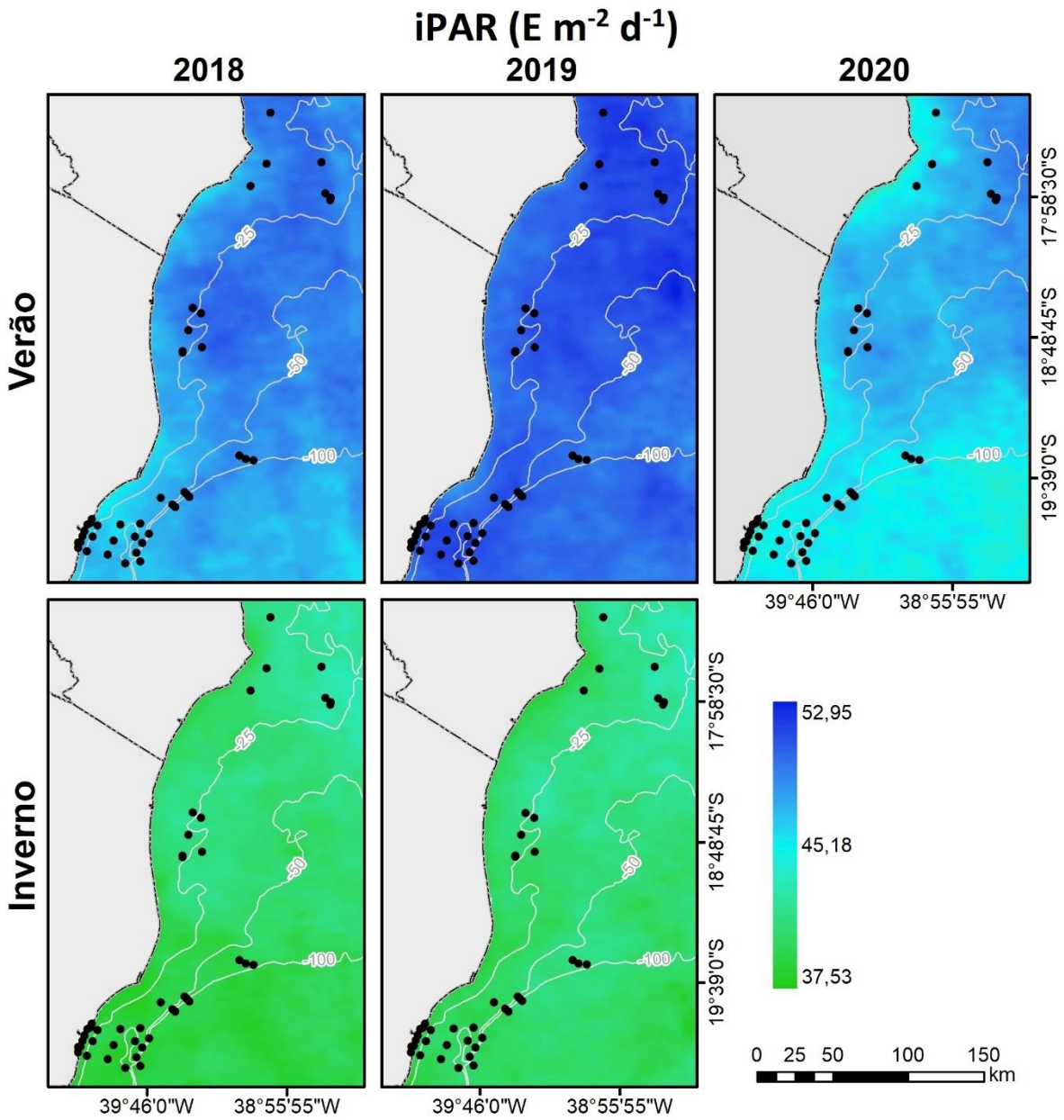
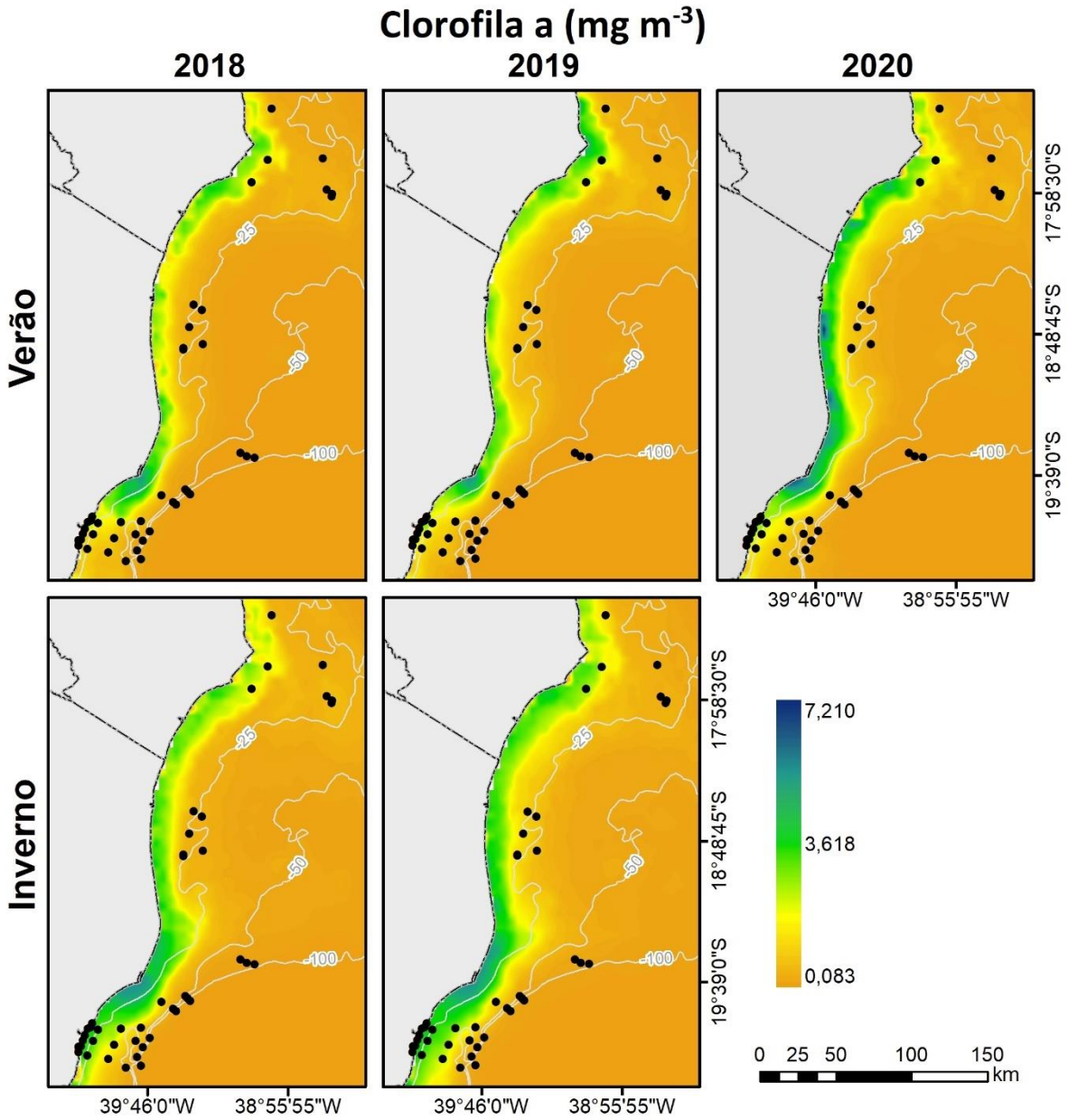


Figura 350: Distribuição espacial da concentração de clorofila a na superfície obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km^2. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.



1.1.9.5.1.2 Perfis verticais

Perfilagens verticais de variáveis físico-químicas e bióticas foram feitas nas 5 campanhas, com diferenças no número de variáveis coletadas e cobertura de sítios amostrados em função da disponibilidade e funcionalidade de equipamentos, condições climáticas apropriadas e logística de embarcações. Salinidade e temperatura foram medidas em todos os perfis realizados (Figura 351 e Figura 352). Outras variáveis medidas em sítios específicos foram radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (Figura 353), concentração de clorofila (Figura 354), turbidez (Figura 355), concentração

de oxigênio dissolvido (Figura 356) e pH (Figura 357). O conhecimento as características físico-químicas da água sobrejacente aos recifes e bancos de rodolitos auxilia no entendimento das condições de estratificação ou mistura da coluna d'água e sua interação com esses ambientes, além de contribuir com o diagnóstico das massas d'água que atuam na região. Juntamente com estes parâmetros, medições de atenuação da intensidade de radiação luminosa ao longo da coluna d'água são fundamentais para interpretar a estrutura e a dinâmica de comunidades de organismos fotossintetizantes, tanto na água quanto nos recifes e bancos de rodolitos.

Perfis de temperatura e salinidade mostram pouca estratificação nos sítios da área A e nos sítios mais rasos da área D, enquanto em sítios de B e C são encontradas situações com uma termoclina mais marcada.

Figura 351: Perfis verticais de temperatura. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

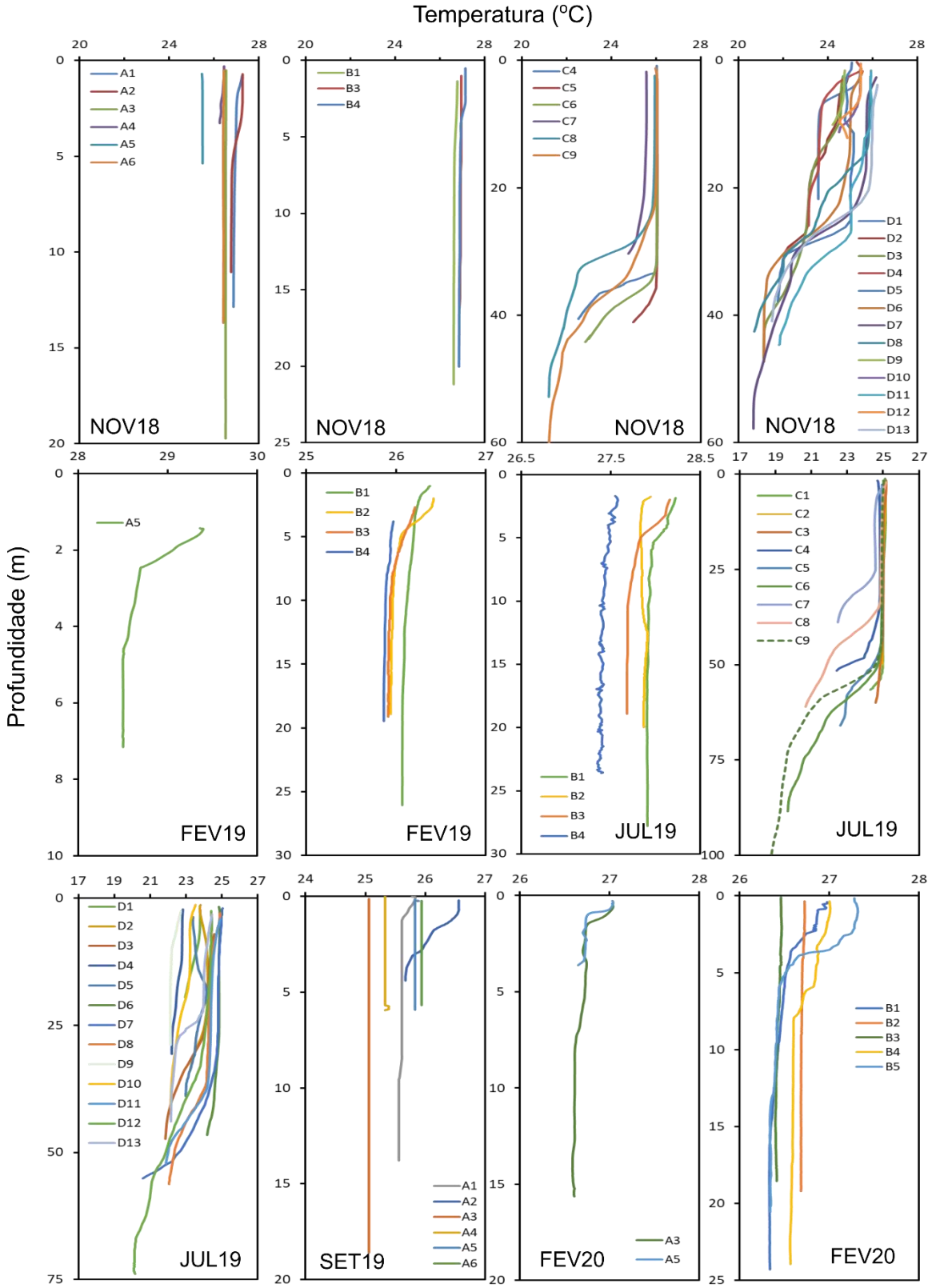


Figura 352: Perfis verticais de salinidade. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

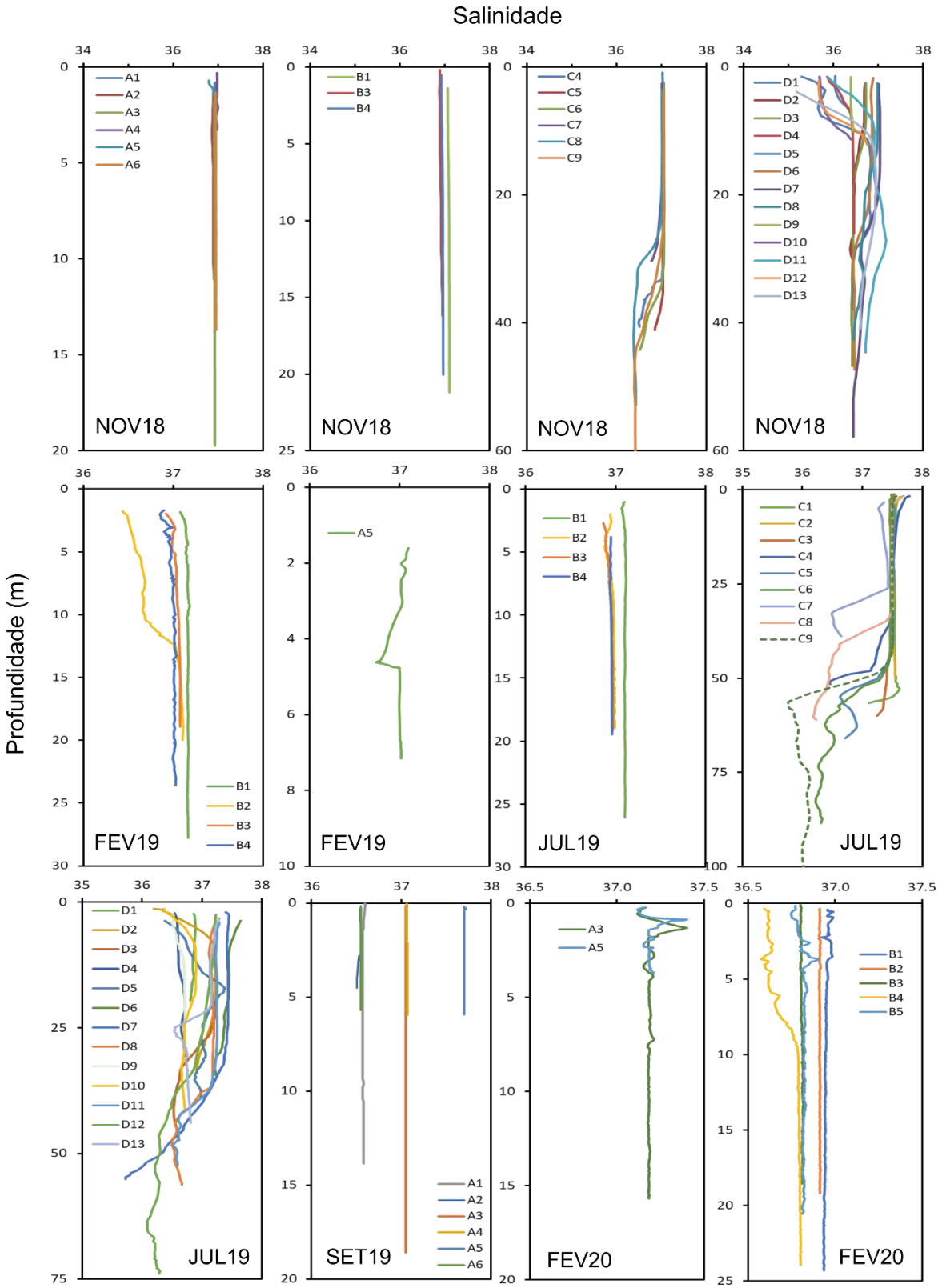


Figura 353 :Perfis verticais de intensidade de radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR). Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

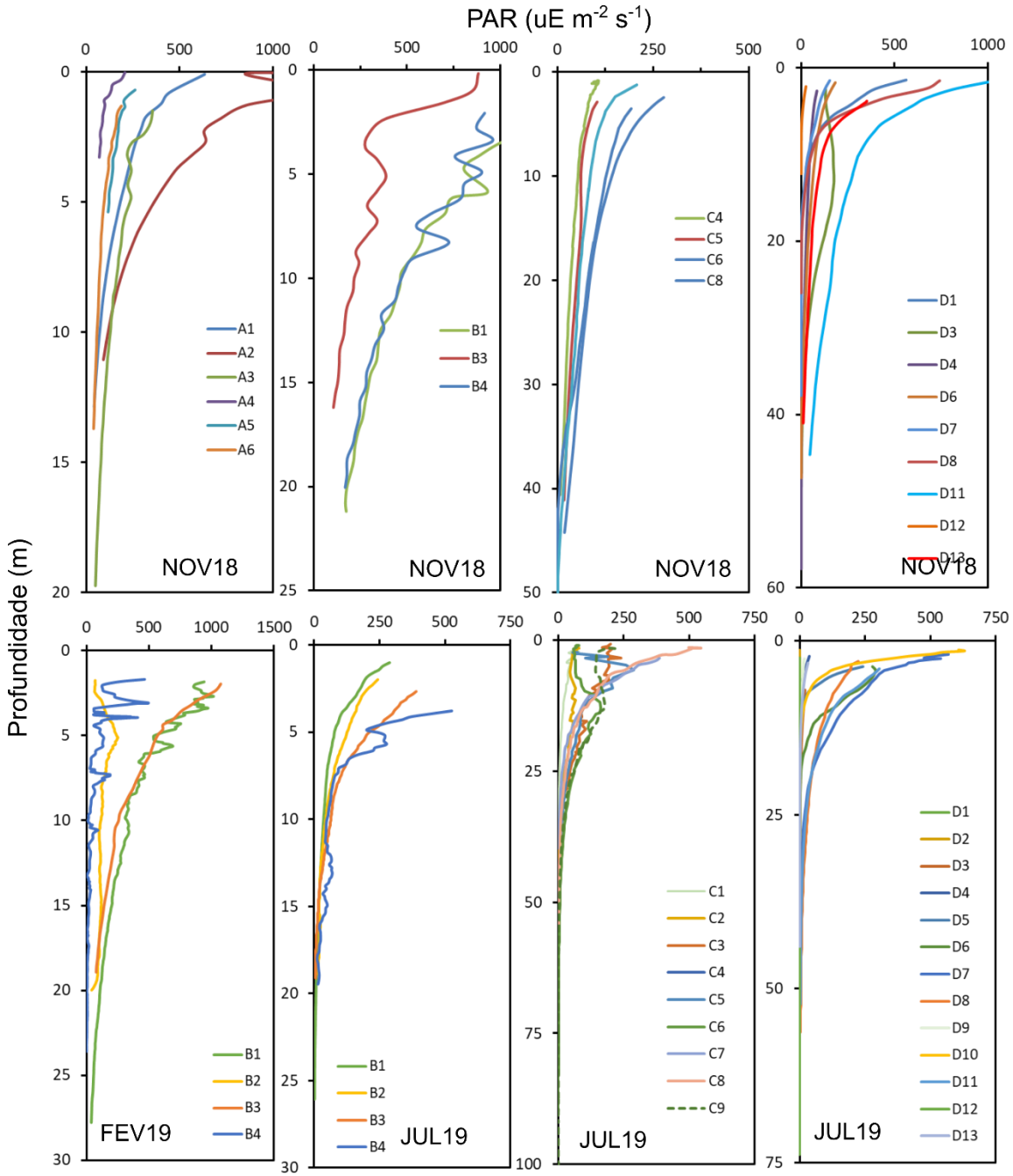


Figura 354: Perfis verticais de concentração de clorofila. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

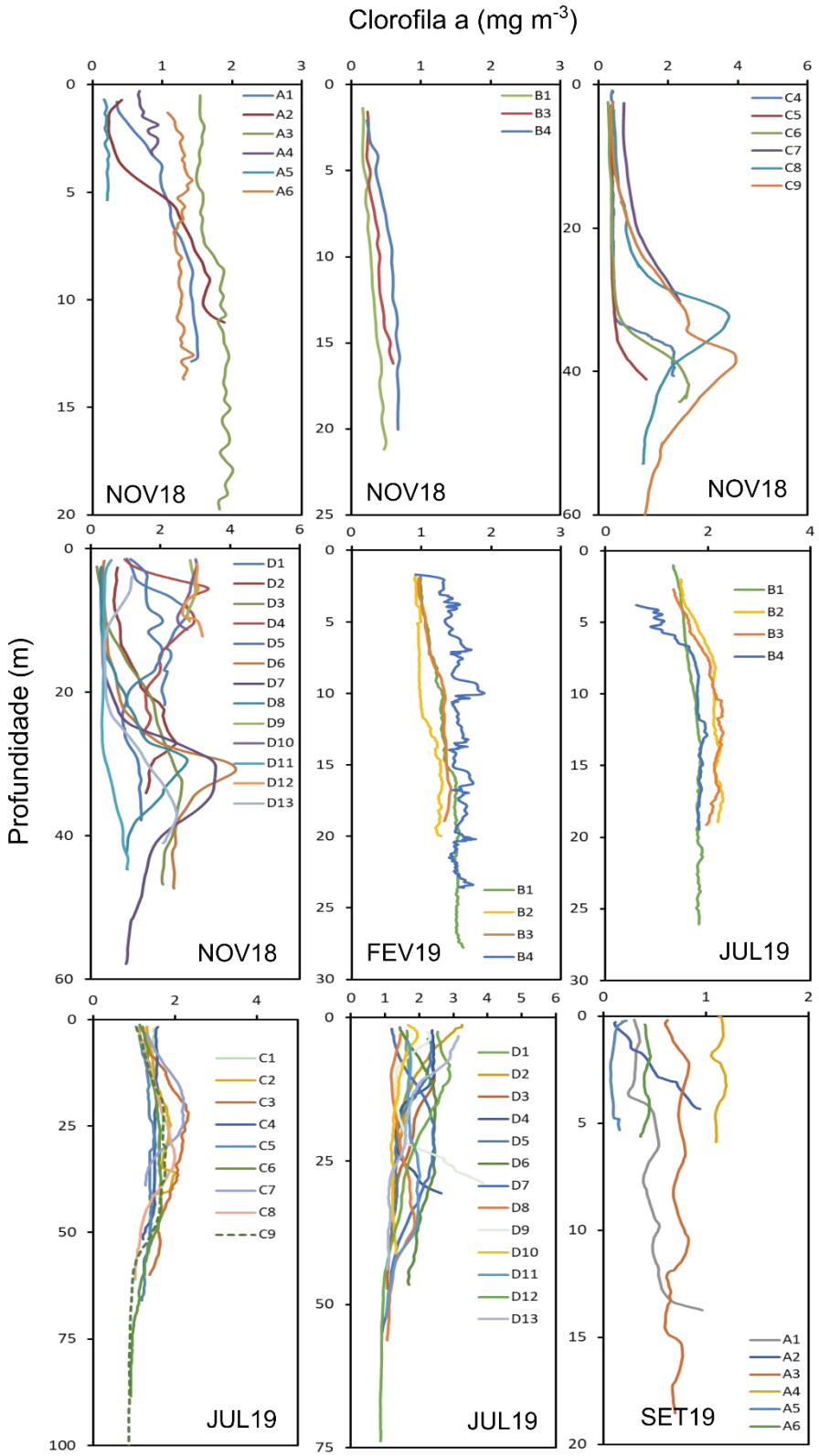


Figura 355: Perfis verticais de turbidez. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

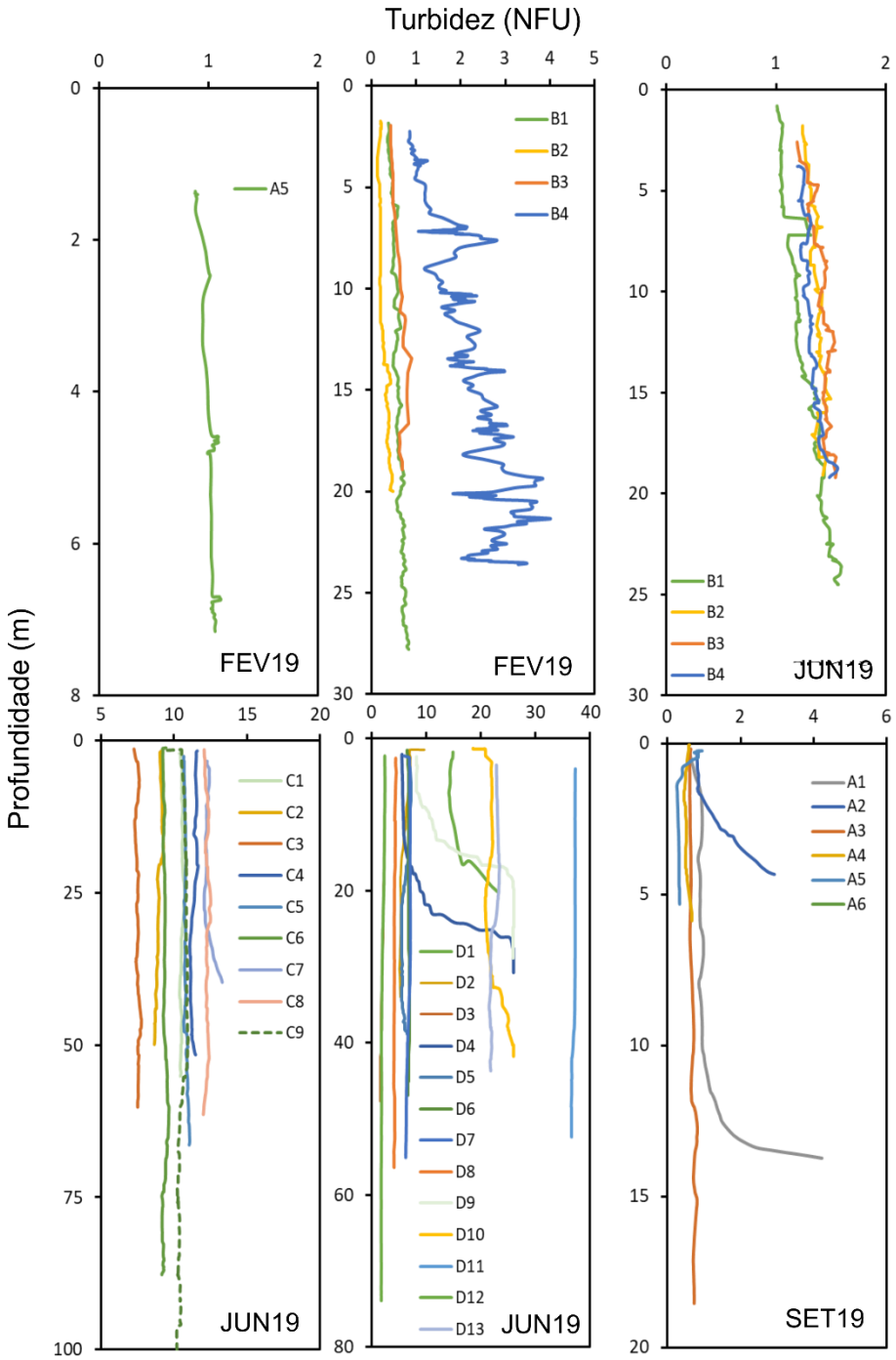


Figura 356: Perfis verticais de oxigênio dissolvido. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

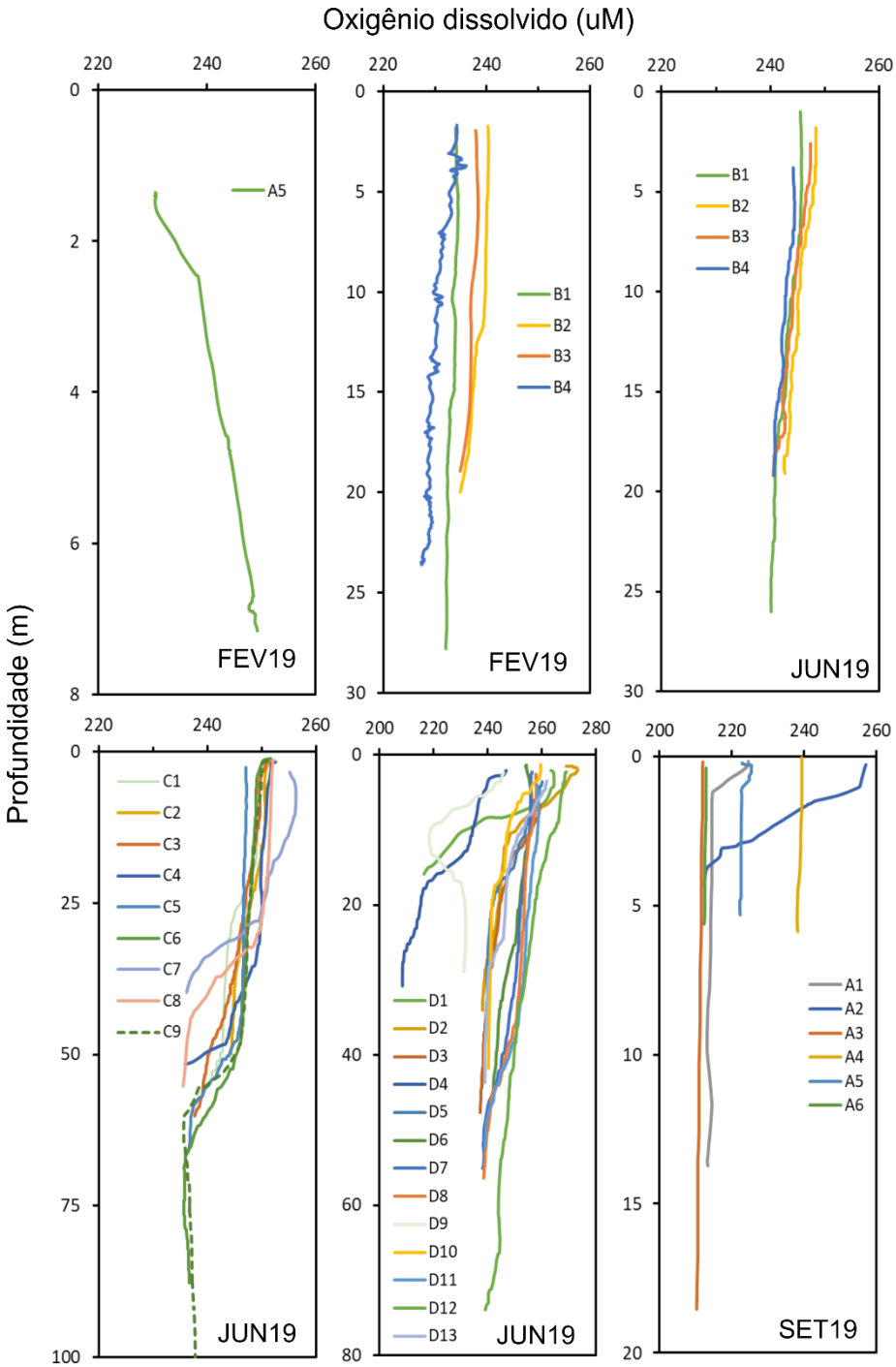
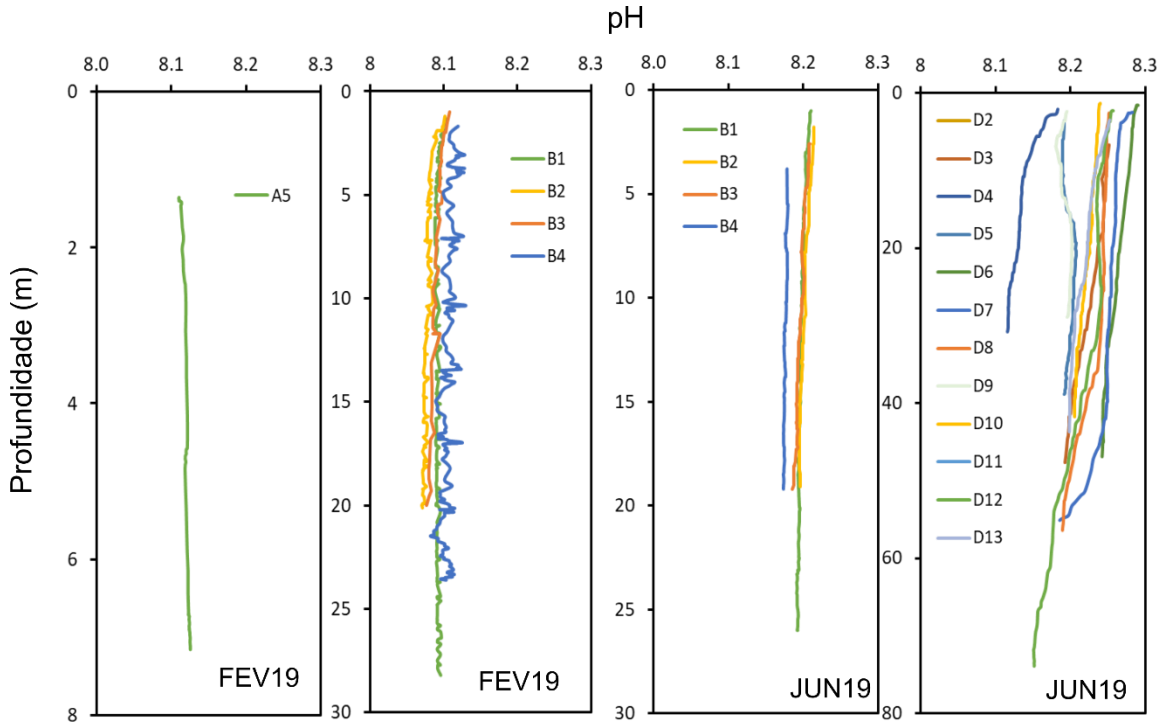


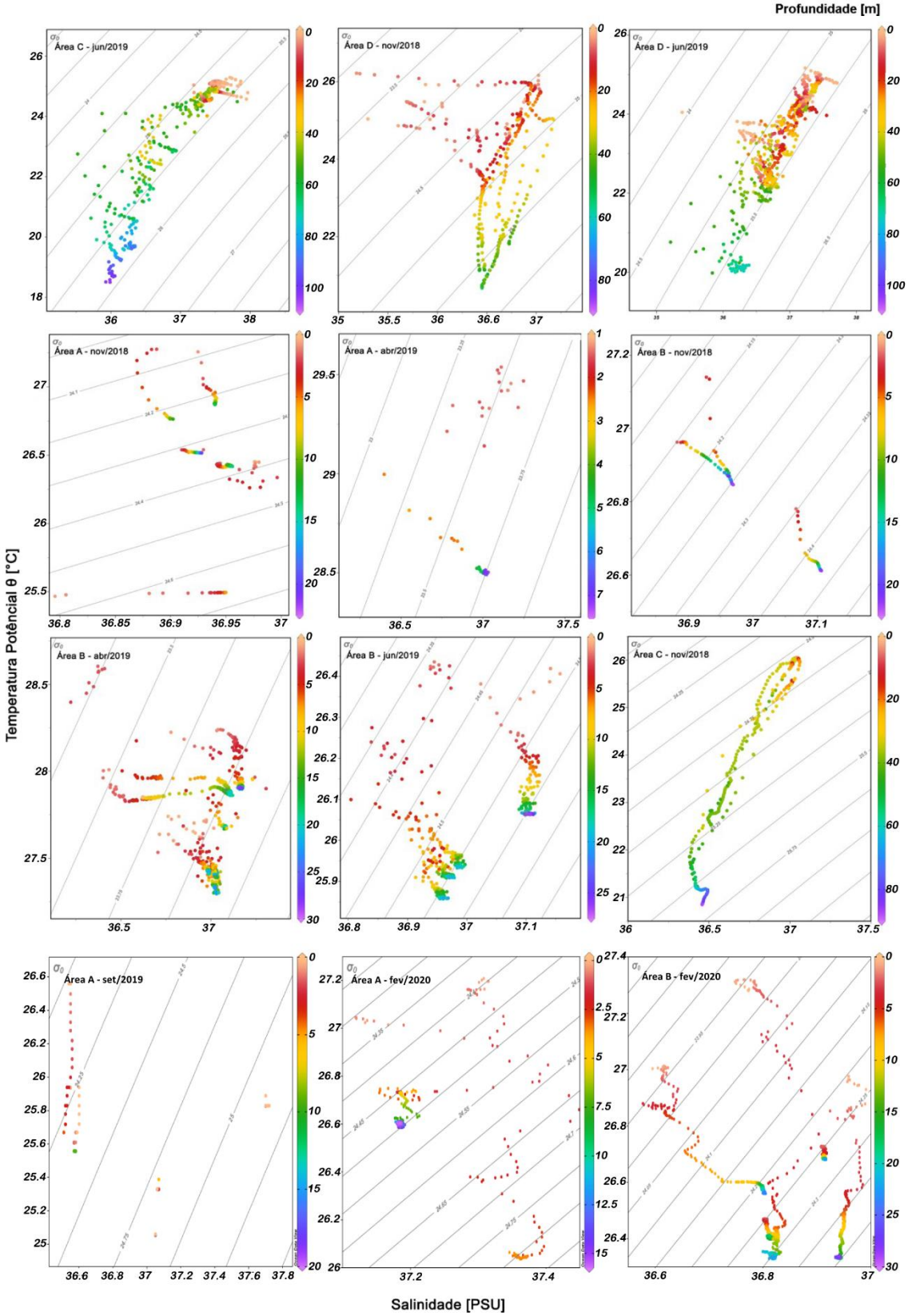
Figura 357: Perfis verticais de pH. Os sítios de coleta bem como mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.



Com base nas características de temperatura e salinidade, a maioria dos sítios amostrados apresentou-se dominado por Água Tropical (AT), caracterizada por temperatura e salinidade superiores a 20°C e 36,4, respectivamente (MIRANDA, 1982). Nos sítios mais costeiros da Área D foi observado decréscimo da salinidade no estrato superficial até ca. 10m de profundidade, indicando mistura com águas costeiras (Figura 352). A mistura com águas de origem continental ficou evidente nos diagramas TS da Área D referentes à campanha de julho de 2019 (Figura 358). As estações da Área C, localizadas na porção externa da plataforma continental em frente à foz do Rio Doce, apresentaram influência de mistura com a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), definida por temperatura e salinidade inferiores a 20°C e 36,4, respectivamente (MIRANDA, 1982).

Na Área A os sítios do arco interno (A1 e A2), mais próximos a costa, apresentaram maior atenuação da radiação solar do que os sítios do arco externo (A3, A4 e A5) e Timbebas, ao norte (A6). Os sítios da Área B (Recifes Esquecidos) apresentaram perfis semelhantes entre si, com ca. 20% da luz incidente na superfície atingindo 20 m de profundidade. Na Área C a atenuação foi mais intensa nos sítios mais costeiros, mas na Área D a atenuação foi menos relacionada com a distância da costa. Na Área D, os sítios com maior penetração de luz foram os da porção norte, ao passo que, nos demais, mesmo nos mais afastados da costa, a atenuação foi mais intensa.

Figura 358: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura (°C) e salinidade (PSU) obtidos nas quatro áreas (A, B, C e D). A profundidade (m) de medição de cada ponto está representada na escala de cores à direita de cada diagrama.



As concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre 230 e 270 µM, com diminuição da superfície para o fundo, exceto em um dos perfis da Área A (sítio A5 em abril de 2019) (Figura 356). As maiores concentrações próximas a superfície refletem a fotossíntese pelo fitoplâncton. O sítio A5 é o único da área A localizado sobre banco de rodolitos, o que pode explicar o perfil inverso em relação aos outros sítios em função da produção de oxigênio pelas algas calcáreas e macroalgas epibiontes, componentes abundantes destas estruturas. Nos sítios amostrais de maior profundidade da Área C observa-se uma marcada oxiclina entre ca. 40 e 60m. No sítio D9 foi observado um aumento de oxigênio entre 20 e 30m (Figura 356), provavelmente decorrente de atividade fotossintética do fitoplâncton, pois coincide com uma região de máximo de clorofila *a*, em torno de 4µg L^{-1} (Figura 354).

A turbidez variou mais de uma ordem de magnitude entre áreas e entre sítios dentro da mesma área, revelando fortes gradientes latitudinais (e de distância da foz do Rio Doce) e "*cross-shelf*" (Figura 355). Os maiores valores foram observados nos sítios mais costeiros das áreas D, B e C, nesta ordem. O sítio A5, sobre banco de rodolitos, também apresentou baixa turbidez mesmo quando comparado com sítios mais offshore das áreas C e D, corroborando com o gradiente latitudinal de turbidez. Na Área B (Recifes Esquecidos), o sítio B4 mostrou-se mais turvo que os demais na campanha de abril de 2019, com abruptas oscilações ao longo do perfil de profundidade, possivelmente resultante da presença de detritos orgânicos ressuspendidos do fundo, visto que os níveis de oxigênio deste perfil foram baixos (Figura 356). Gradientes "*cross-shelf*" foram evidentes, principalmente na Área C e para a maioria dos sítios da área D. Mesmo com um gradiente "*cross-shelf*" marcado, todos os 9 sítios da Área C apresentaram valores altos de turbidez (>7) ao longo de toda a coluna d'água, indicando uma região com influência costeira, inclusive da pluma do Rio Doce. Alguns sítios mais costeiros da Área D, com profundidade <40m (D1, D4, D9), apresentaram aumento de turbidez próximo ao fundo, ao passo que os sítios D13 e D10, mesmo sendo mais afastados da costa, apresentaram-se altamente turvos ao longo de toda a coluna d'água. Sítios costeiros da Área A também mostraram aumento de turbidez com a profundidade. O aumento da turbidez com a profundidade nos sítios costeiros da Área A guarda relação direta com a concentração de clorofila, podendo ser parcialmente explicado pela biomassa fitoplanctônica próxima ao fundo. Porém, nos demais sítios onde este aumento de turbidez foi observado o mesmo não pode ser explicado somente por um aumento da biomassa fitoplanctônica sendo, portanto, interpretado como resultado de ressuspensão de sedimentos e detritos do fundo por processos turbulentos.

O pH medido nos perfis verticais variou entre 8,1 e 8,35 (Figura 357) dentro da normalidade para águas marinhas costeiras. Observa-se um padrão geral de diminuição (acidificação) com o aumento da profundidade, mais acentuadamente no estrato entre a superfície e 10 m, refletindo a maior assimilação, via fotossíntese, de carbono inorgânico pelo fitoplâncton nas camadas superiores (com maior irradiância solar) e maior contribuição para aumento do carbono inorgânico pela mineralização de matéria orgânica nas regiões mais próximas do fundo. Novamente, observa-se um perfil inverso para o sítio A5, sobre o banco de rodolitos na Área A, indicando também atividade fotossintética pelas algas associadas ao fundo e corroborando os dados de aumento na concentração de oxigênio, explicados anteriormente. O comportamento do oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo *diel* neste sítio

também aponta na mesma direção. Algas calcárias incrustantes são os organismos construtores dos rodolitos, através da acreção contínua de carbonato biogênico à estrutura do holobionte, processo este acoplado à fotossíntese (LEE, 2008). Portanto além de serem fábricas naturais de carbonato de cálcio, um eficiente mecanismo de sequestro de carbono inorgânico (AMADO-FILHO et al., 2012), os bancos de rodolitos também contribuem para a oxigenação da água do mar. A magnitude e importância ecológica da produção de oxigênio pelos bancos de rodolitos na costa brasileira ainda é desconhecida.

Os perfis de concentração de clorofila variaram entre e dentro das áreas (veja Figura 339). De forma geral, considerando-se todas as profundidades, os sítios das Áreas A e B apresentaram menores concentrações (0,2 a 2,5 µg L^{-1}) quando comparados com os sítios C e D (0,2 a 4 µg L^{-1}). Além das maiores concentrações, sítios em C e D apresentaram picos em subsuperfície, entre 30 e 60 m, principalmente aqueles de maior profundidade e mais afastados da costa. Os picos em subsuperfície foram mais pronunciados em novembro de 2018, final do outono, comparado com os de primavera e inverno (abril e junho), períodos de maior energia (ventos, ondas) e, portanto, menos favoráveis ao acúmulo de biomassa. Estes máximos de clorofila em profundidade representam regiões com as melhores combinações de luz e nutrientes para o crescimento do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Migrações verticais de certos grupos de organismos do fitoplâncton (tipicamente dinoflagelados) ao longo do dia também podem formar camadas de alta densidade populacional em profundidades com condições favoráveis para mixotrofia (STOECKER et a. 2017). Foi observada sazonalidade na concentração de clorofila nas áreas B, C e D, com maiores valores em superfície em abril e junho de 2019, comparado com novembro de 2018. A área A, mesmo com baixa concentração, apresentou variabilidade dos perfis entre os sítios, mas com pouca variação sazonal par a área como um todo.

1.1.9.5.1.3 Fundeios

Foram feitos 18 fundeios de ca. 24h com a sonda multiparâmetro Aanderaa SeaGuard nos sítios da Área A, com medições de alta frequência (10 a 15 min de intervalo entre as medições), das variáveis temperatura, salinidade, PAR, concentração de clorofila, pH e turbidez. Em alguns sítios foi também obtida a concentração de CO_2. (Figura 359 a Figura 369). Em cada ciclo de medição a sonda foi instalada no leito marinho e a coleta de dados foi feita, para a maioria das amostragens, entre ca. 8:00 e 16:00 do dia seguinte.

Estes dados são de grande relevância pois agregam um componente temporal de curta duração bastante refinado que permite inferências sobre o metabolismo do ecossistema e o acoplamento bento-pelagial. Nestes fundeios, observou-se temperaturas relativamente altas (>28,4°C) em 3 dos quatro sítios (A1, A3 e A6), caracterizando a anomalia térmica positiva em curso durante a campanha em abril de 2019 (Figura 359 e Figura 360), enquanto que, em setembro do mesmo ano (Figura 362 e Figura 363) e em fevereiro de 2020 (Figura 366), as temperaturas nesta região chegaram no máximo a 27,3°C. As variações de salinidade e temperatura ao longo do ciclo diel foram pequenas (entre 0,1 e 0,2

unidades de salinidade e no máximo 1°C para um mesmo ciclo), refletindo processo de advecção da água costeira, sem caracterizar misturas significativas ou passagem de outras massas d'água.

Oxigênio dissolvido e pH variaram em sincronia. Nos sítios de recifes coralíneos (A1, A3 e A6) em abril de 2019 observou-se aumentos a partir do meio dia, maiores valores durante a noite, e mínimos após o amanhecer. No sítio A5, sobre o banco de rodolitos, os teores de oxigênio foram, em geral, mais elevados do que em outros sítios (e.g. acima de 260 em fevereiro de 2020), corroborando a hipótese de que a fotossíntese por algas calcárias constituintes destes nódulos biogênicos, juntamente com as macroalgas epibiontes, sejam altamente ativas e importantes para a oxigenação da água. A concentração de CO_2 na água, nos locais onde a medição foi possível, mostrou variação *diel* oposta ao oxigênio, coerente com o balanço entre fotossíntese e respiração durante o ciclo de luz:escuro.

A concentração de clorofila *a* também apresentou oscilação durante o ciclo, com maiores valores tipicamente entre 20h e meia-noite, em torno de $2\mu gL^{-1}$, e os mínimos próximo ao meio-dia, principalmente nos sítios sobre recifes. Este padrão é interpretado como processos de migração de organismos clorofilados (fitoplâncton/fitobentos) entre a coluna d'água e o substrato. Diversos grupos de organismos fotossintetizantes com capacidade natatória e.g. dinoflagelados (HALL; PAERL, 2011) ou de controlar sua flutuabilidade e.g. cianobactérias (CAREY; WEATHERS; COTTINGHAM, 2008) e diatomáceas (CONSALVEY; PATERSON; UNDERWOOD, 2004) podem estar envolvidos nesta migração vertical. Os sítios sobre bancos de rodolitos apresentaram menor variação diel na concentração de clorofila. Em diversos fundeios (e.g. sítios A1 em abril de 2019 e setembro de 2019, A5 em outubro de 2019 e An2 e An4 em fevereiro de 2020, a variação da turbidez acompanhou a da clorofila, indicando contribuição do fitoplâncton para esta variável nestes locais e momentos de coleta (Figura 359, Figura 362, Figura 364, Figura 367 e Figura 368).

De forma geral, o conjunto de fundeios obtidos ao longo do projeto mostra a dinâmica do metabolismo do sistema e fortes variações em diversos parâmetros físico-químicos ao longo do dia próximo ao fundo marinho, em escalas similares a variações sazonais nos mesmos locais. Por isso, recomenda-se cautela na interpretação de dados pontuais e ressalta-se a importância de programas de monitoramento de longa duração para capturar essas variações, sob risco de interpretações equivocadas sobre o estado de funcionamento do ecossistema frente à forçantes físicas e químicas, como as provocadas pelos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 359: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

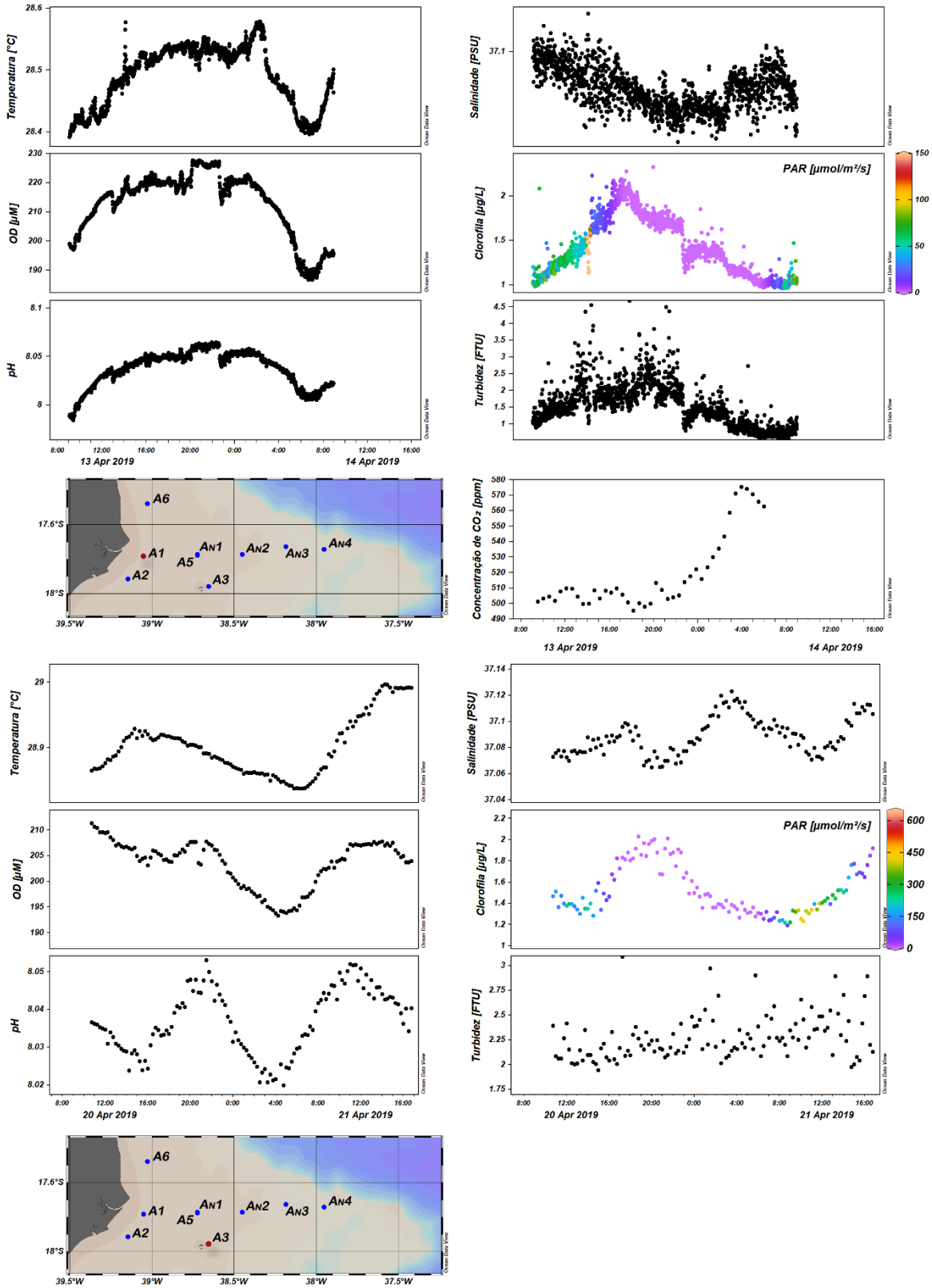


Figura 360: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

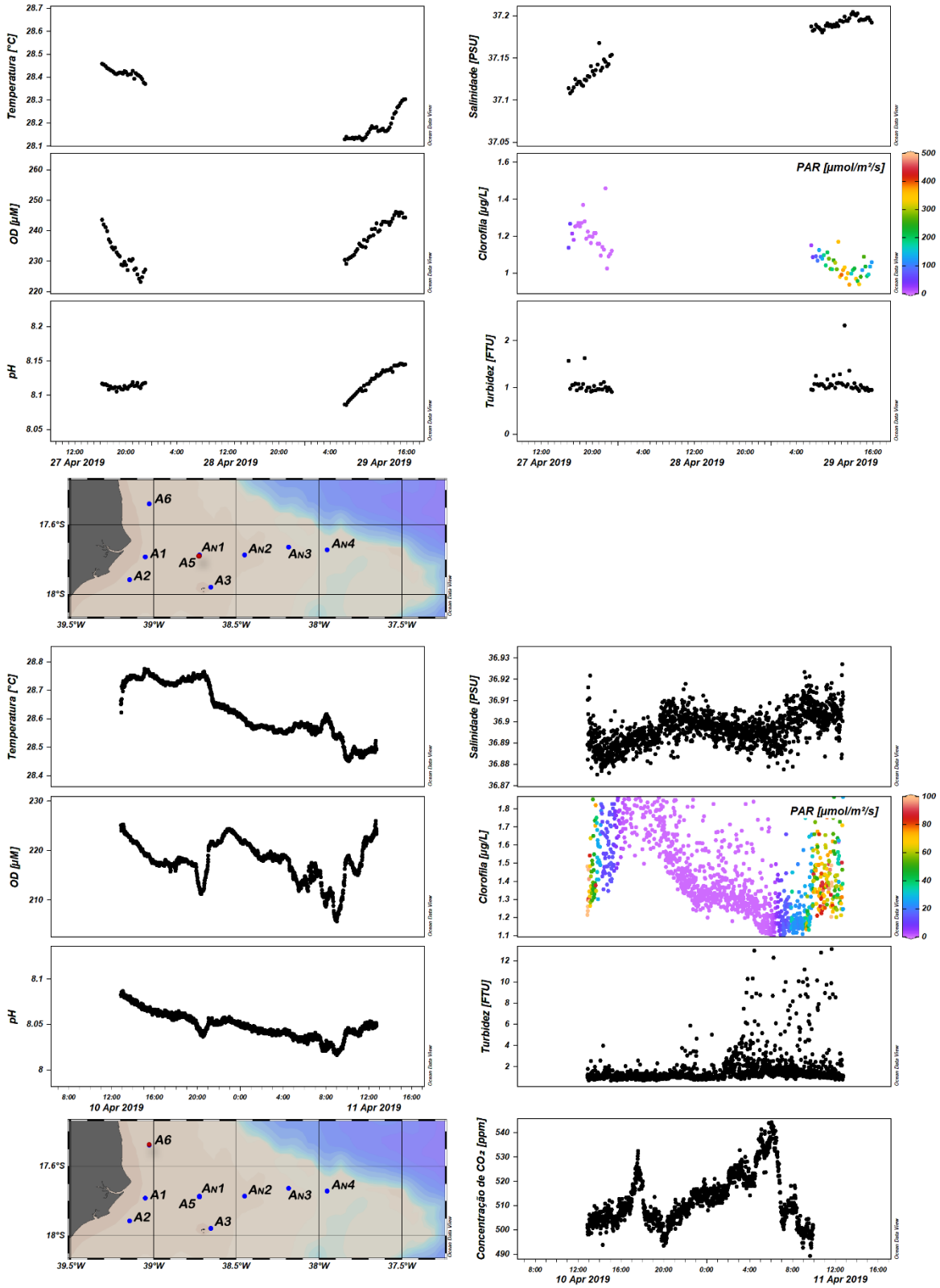


Figura 361: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

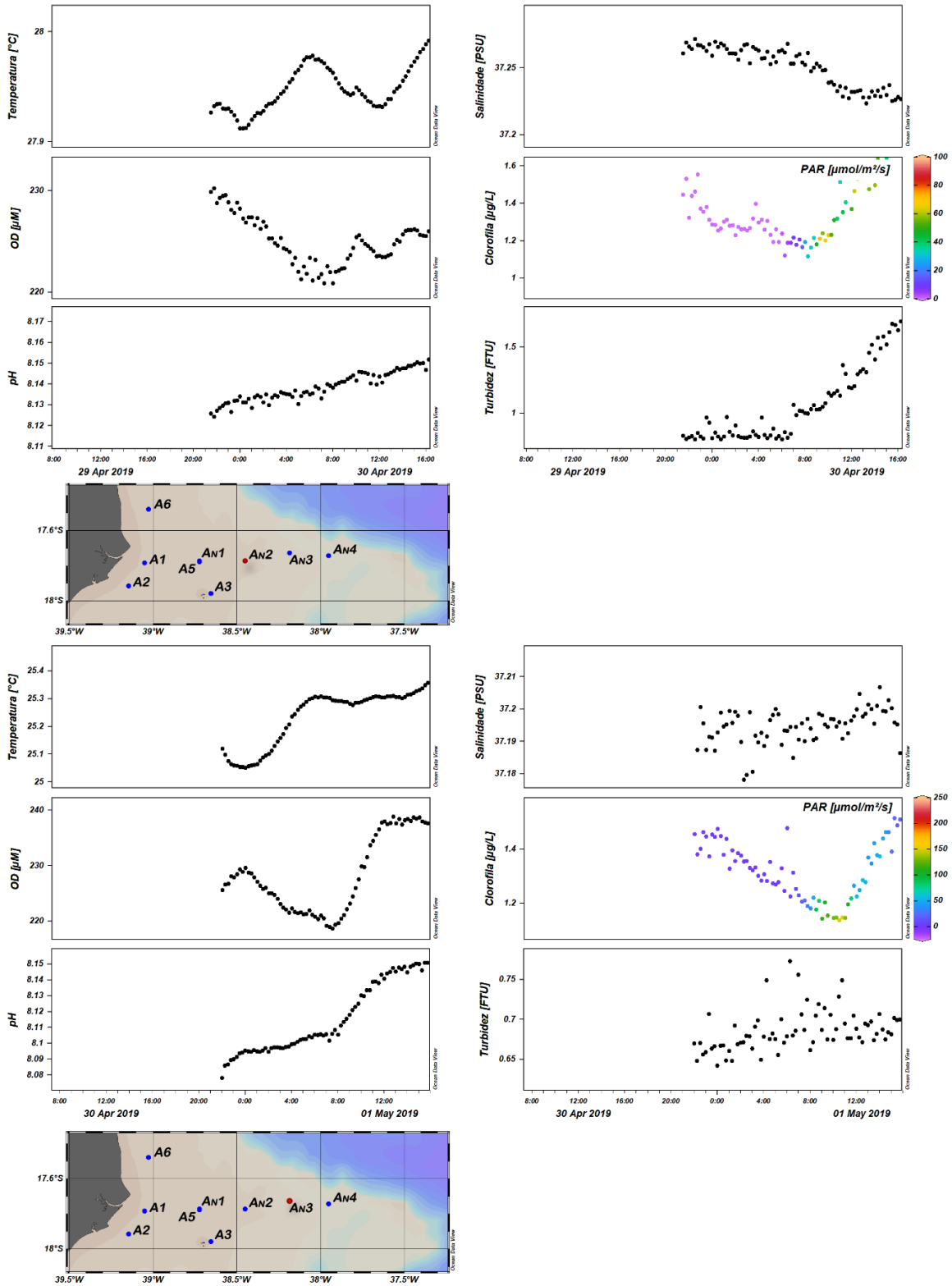


Figura 362: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.

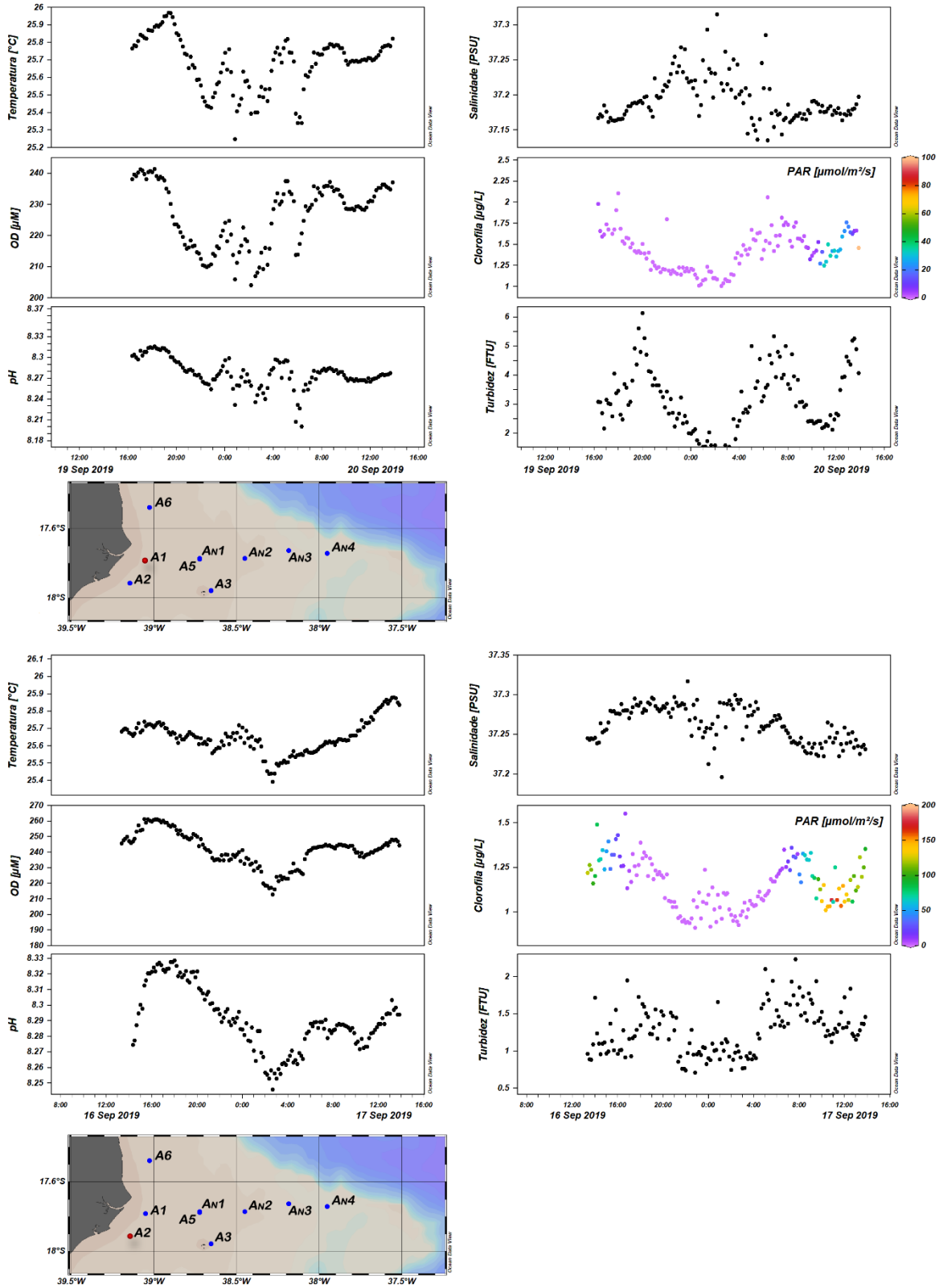


Figura 363: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.

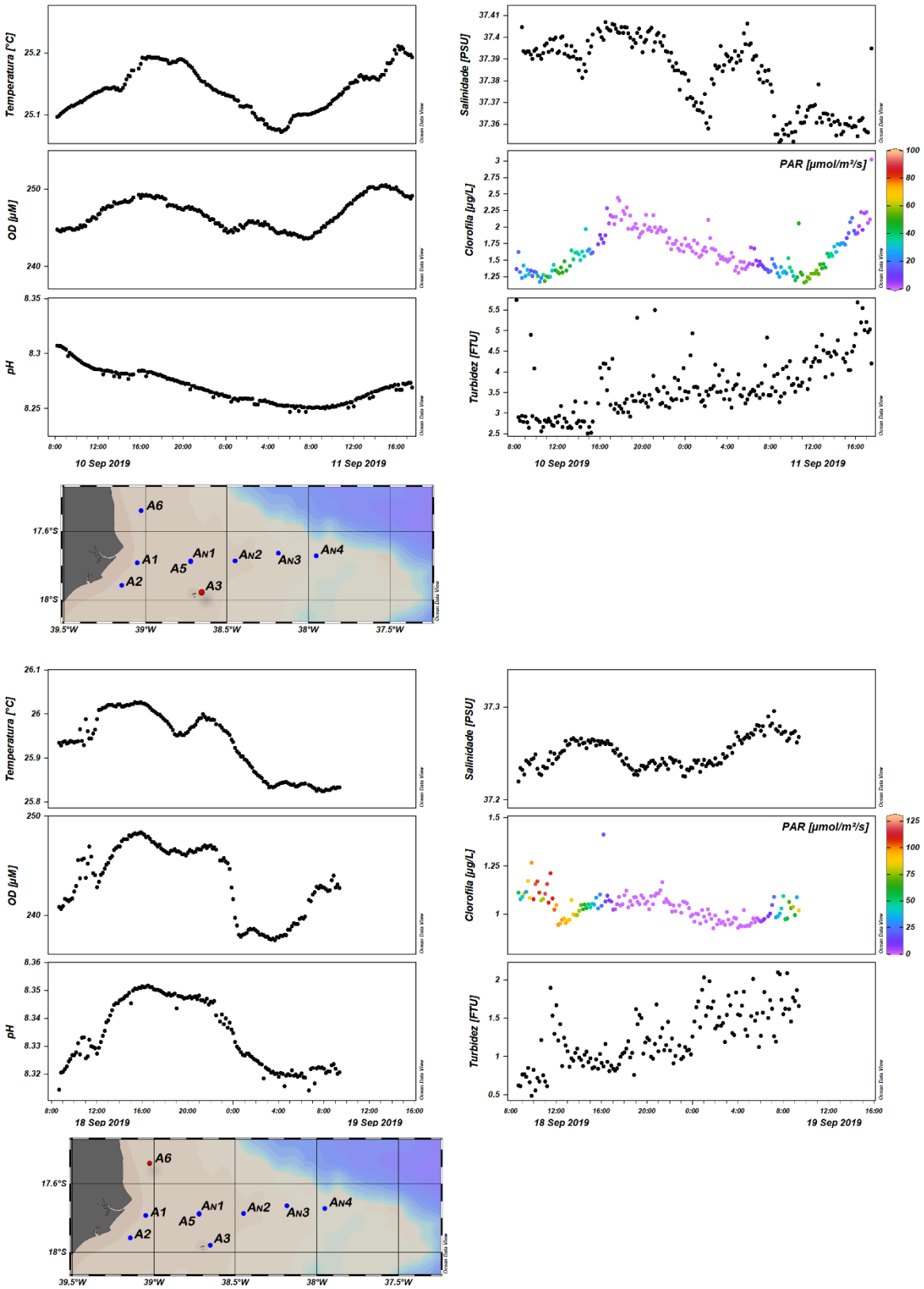


Figura 364: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A5 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em outubro de 2019.

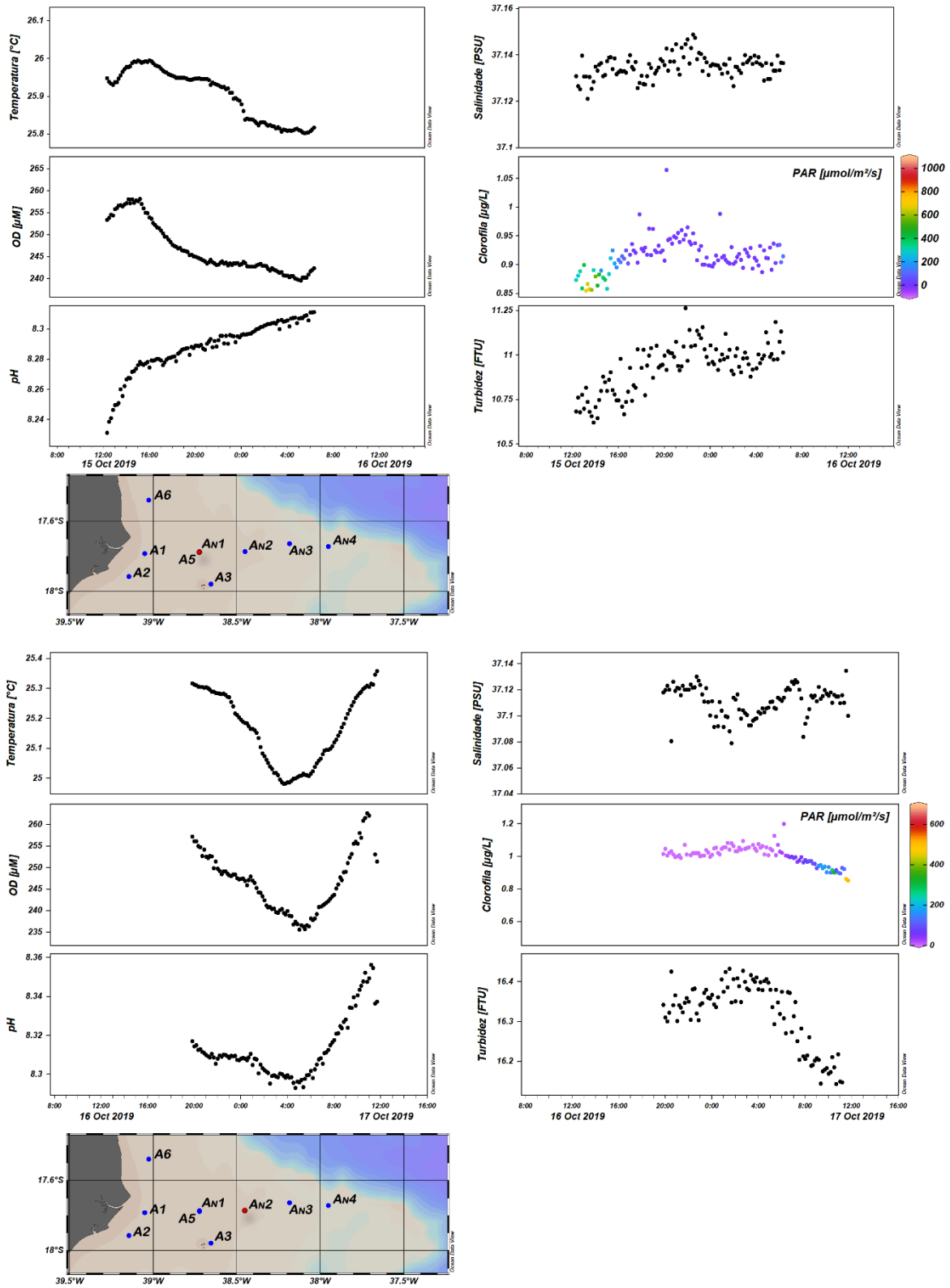


Figura 365: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An3 em outubro de 2019

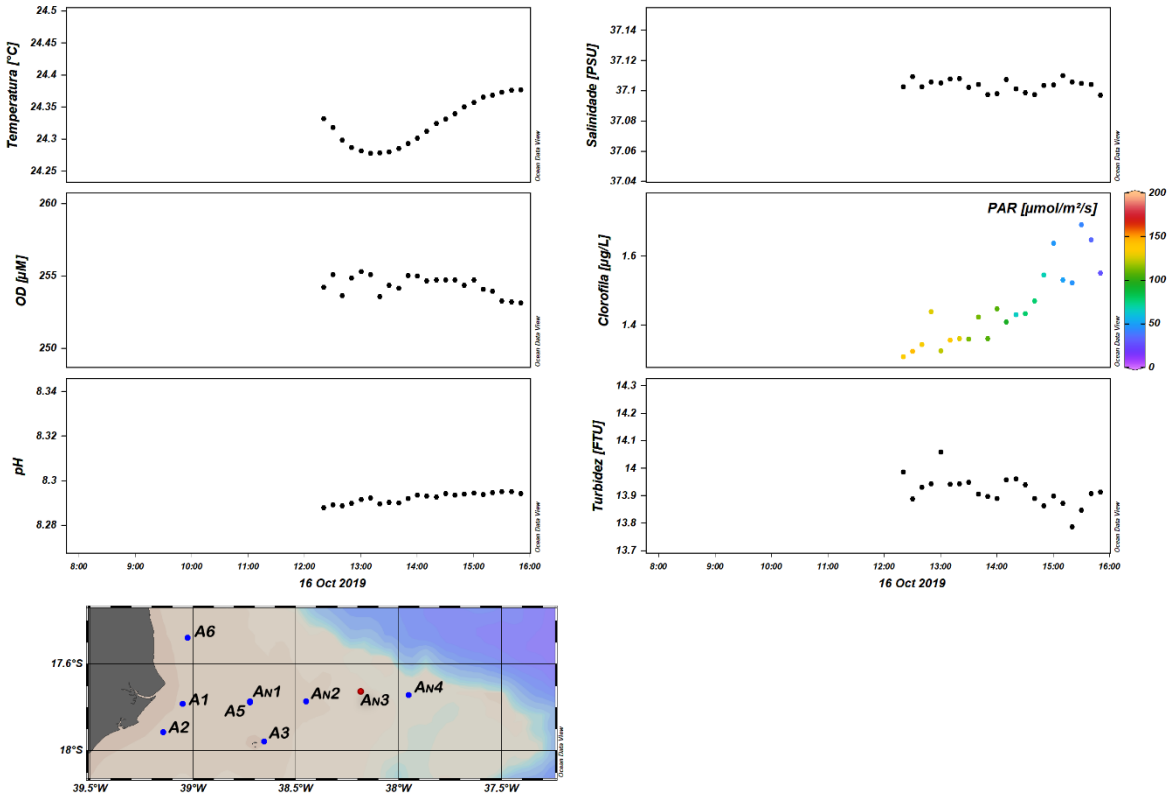


Figura 366: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A5 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.

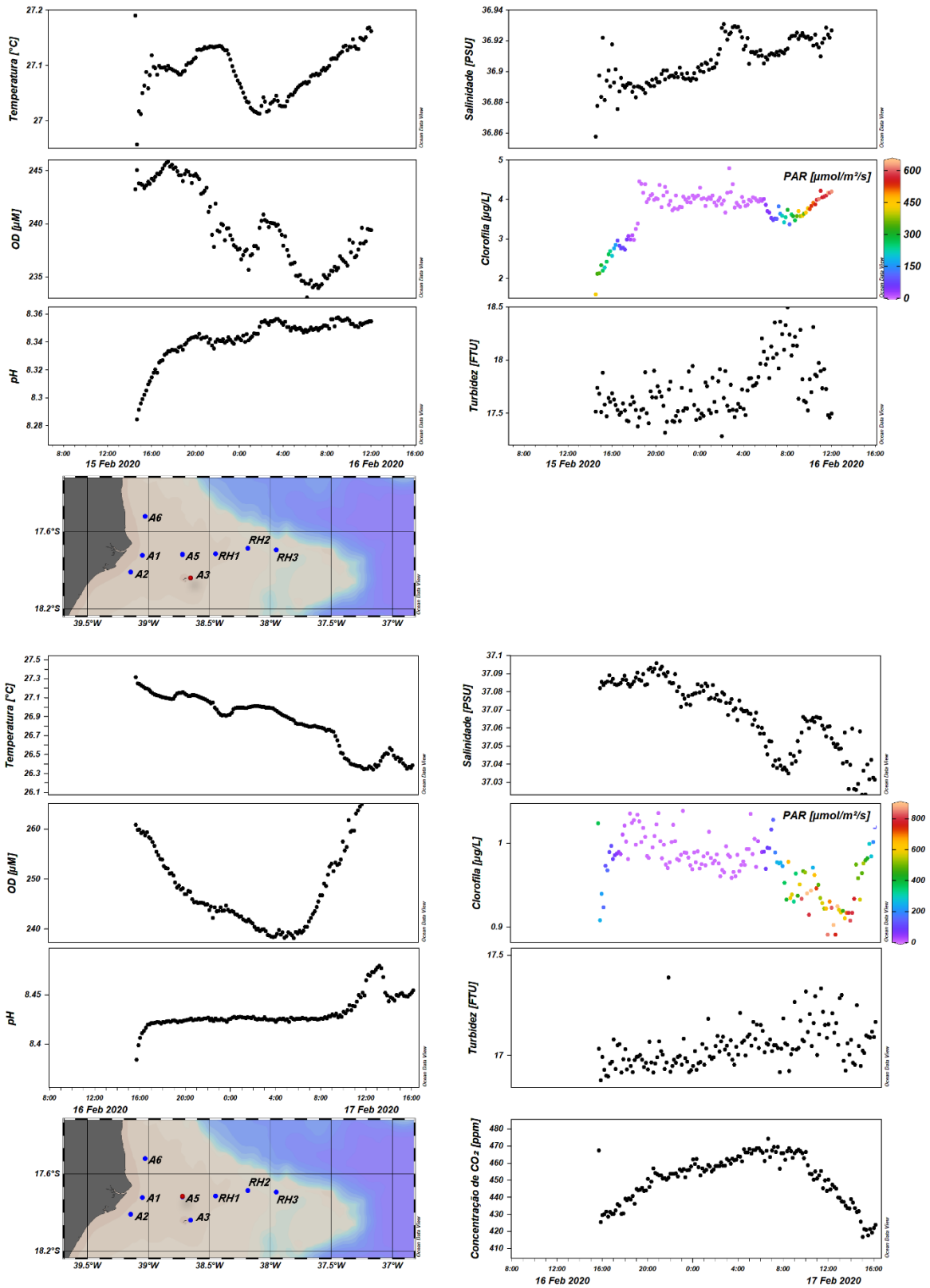


Figura 367: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.

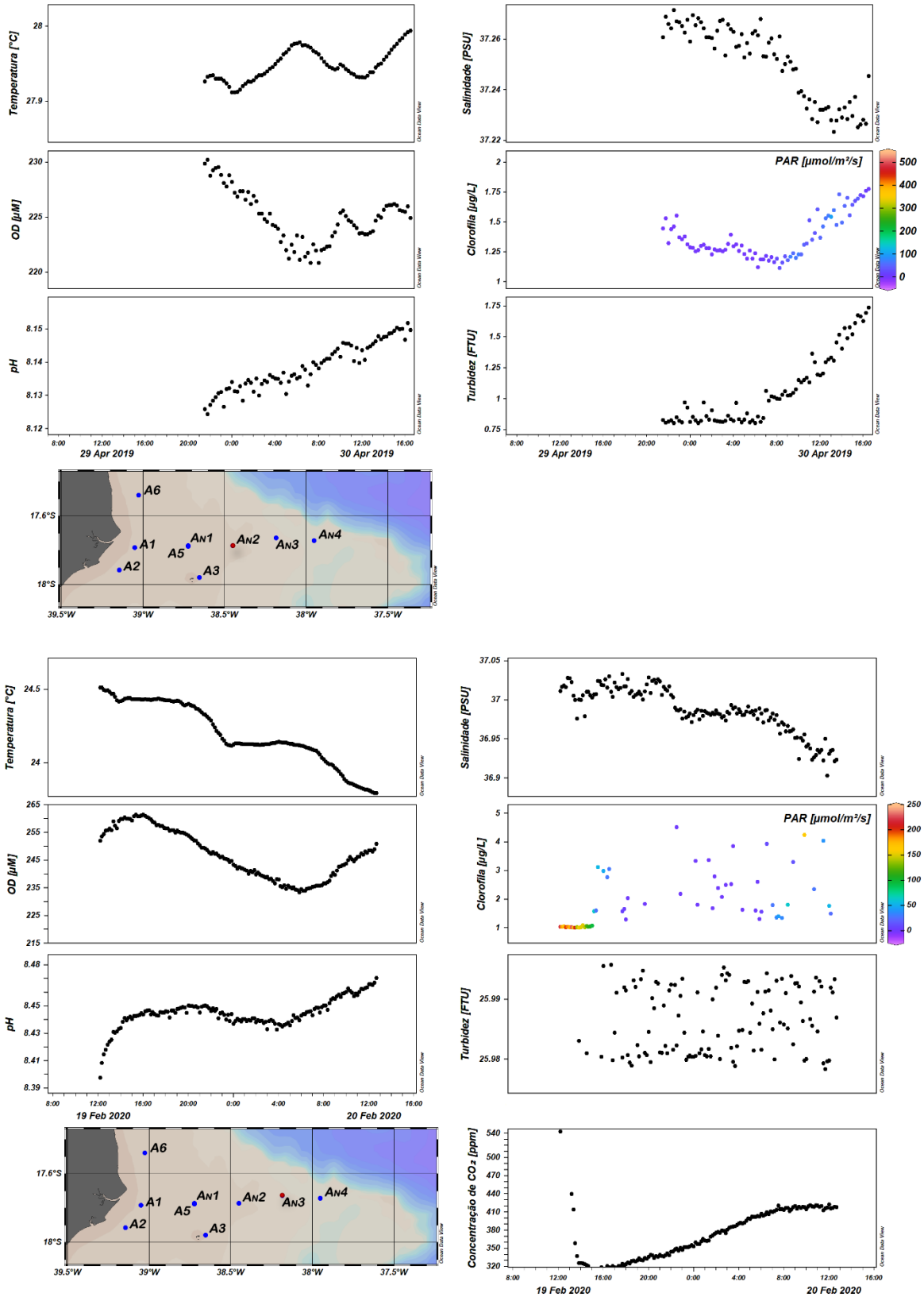


Figura 368: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An4 em fevereiro de 2020

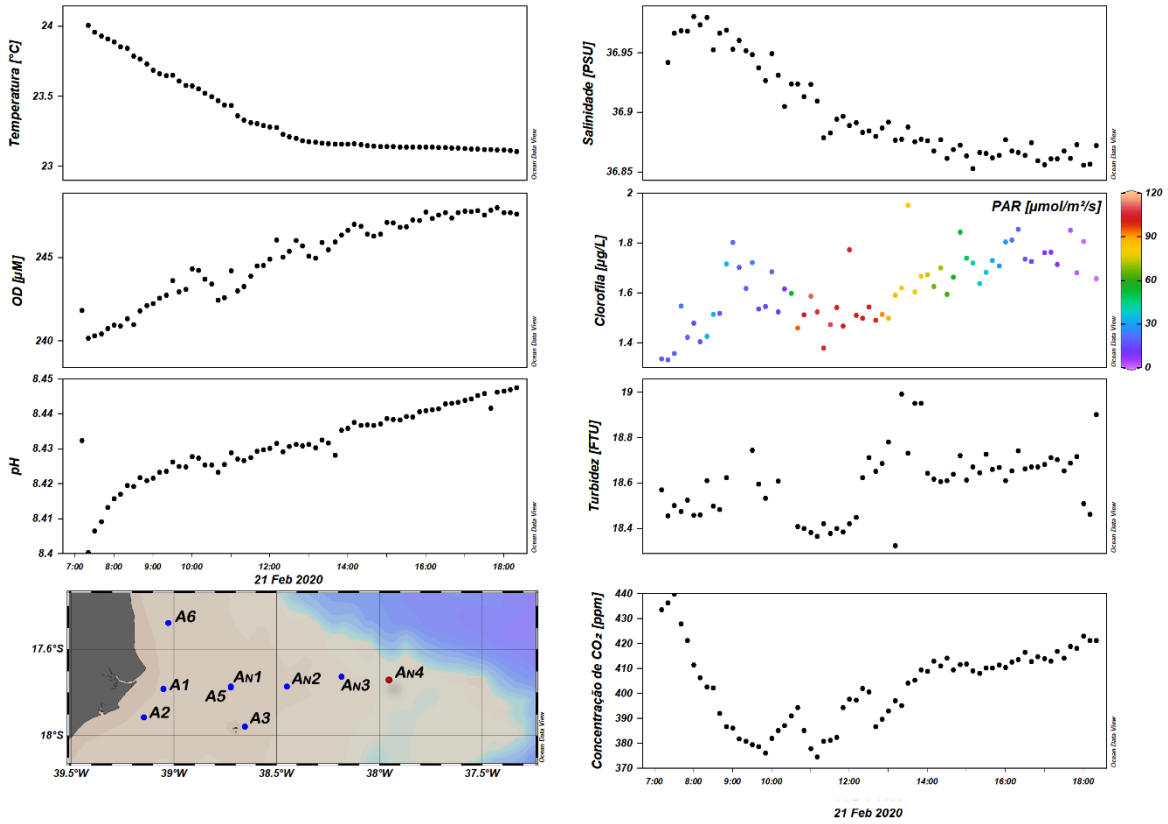


Figura 369: Recuperação de um fundeio multiparamétrico após 24h de submersão junto ao fundo recifal

1.1.9.5.2 Sedimentos nos recifes, bancos de rodolitos e maroalgas

As partículas derivadas da erosão de rochas ou materiais biológicos são transportadas através de processos hidro climatológicos e geológicos altamente dinâmicos no espaço e no tempo, adicionando complexidade às investigações sobre a origem e deposição de sedimentos no meio marinho (PROTHERO; SCHWAB, 1996). O tipo e a quantidade de sedimentos em transporte e deposição impacta profundamente a penetração de luz no oceano, modula diversos processos biogeoquímicos e é vital para o funcionamento dos ecossistemas marinhos (ŻTTKOWICZ, 1994, SZCZUCINSKI, 2007). A dinâmica sedimentar é uma das dimensões mais críticas no funcionamento de sistemas recifais e, portanto, é um tema central para ações de manejo nesses ecossistemas (SHEPPARD et al., 2009; GOLDBERG, 2013). Além disso, o transporte de sedimentos está intimamente ligado à introdução e à persistência de contaminantes nos recifes.

1.1.9.5.2.1 Mineralogia e granulometria de sedimentos superficiais e em armadilhas

Análises granulométricas são utilizadas para definir as classes de tamanhos dos grãos sedimentares (WENTWORTH, 1922) e contribuem com as inferências acerca de processos de transporte e deposição. A mineralogia, ou estudo das propriedades químicas, cristalinas e físicas dos minerais, é importante para acessar a origem e os processos de transformação sofridos pelos sedimentos. A mineralogia dos sedimentos coletados em recifes e bancos de rodolitos da região de estudo foi determinada através de difração de raios X em um PANalytical X' Pert Pro Multipurpose Powder Diffractometer (geometria Bragg-Brentano, radiação CuKα, gerador: 40 mA and 40 kV, amplitude angular 5-90° 2θ, tomada a cada 0,02°, 180 s por medida). As análises difratométricas foram feitas em triplicata e as amostras foram previamente moídas 2 vezes, por 10 min., e filtradas em malha de 2µm. A identificação das fases cristalinas, na forma de picos no difratograma, foi feita no software Panalytical X' Pert Pro V3, baseada na comparação com dados de minerais de origem orgânica e inorgânica (e.g., Crystallographic Open Database - COD). A quantificação de fases cristalinas e parâmetros de rede foram baseadas na técnica de refinamento Rietveld, com uso do software MAUD, também usado para determinar a porcentagem de substituição de Mg por cristais de calcita (TITSCHACK; GOETZ-NEUNHOEFFER; NEUBAUER, 2011). As amostras foram obtidas por métodos complementares (Figura 372) incluindo coletas do sedimento superficial e armadilhas de sedimento (Figura 370; Figura 371). Os sedimentos superficiais foram obtidos através de dragagens realizadas nas cinco campanhas embarcadas nas quatro áreas. Na Área D, os sedimentos superficiais nos recifes adjacentes ao litoral foram coletados manualmente em setembro de 2018 e janeiro, maio e julho de 2019. As análises dessas amostras estão apresentadas em um bloco separado. Os dados oriundos de armadilhas de sedimento foram obtidos em cinco campanhas, contemplando períodos de cerca de 3 meses de submersão, nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos) (Quadro 3). As armadilhas também forneceram uma aproximação inicial sobre a variação espaço-temporal nas taxas de sedimentação (BUESSELER et al., 2007). Os dados sedimentológicos foram explorados com

gráficos de proporcionalidade e PCAs com incorporação de variáveis ambientais potencialmente influentes (e.g. turbidez, distância da foz do Rio Doce e da costa).

Figura 370: Estações de coleta de sedimentos superficiais plotadas sobre as fácies sedimentares da região de estudo (adaptado de BASTOS et al., 2015). Os sítios com círculos amarelos representam os locais de coleta de sedimento

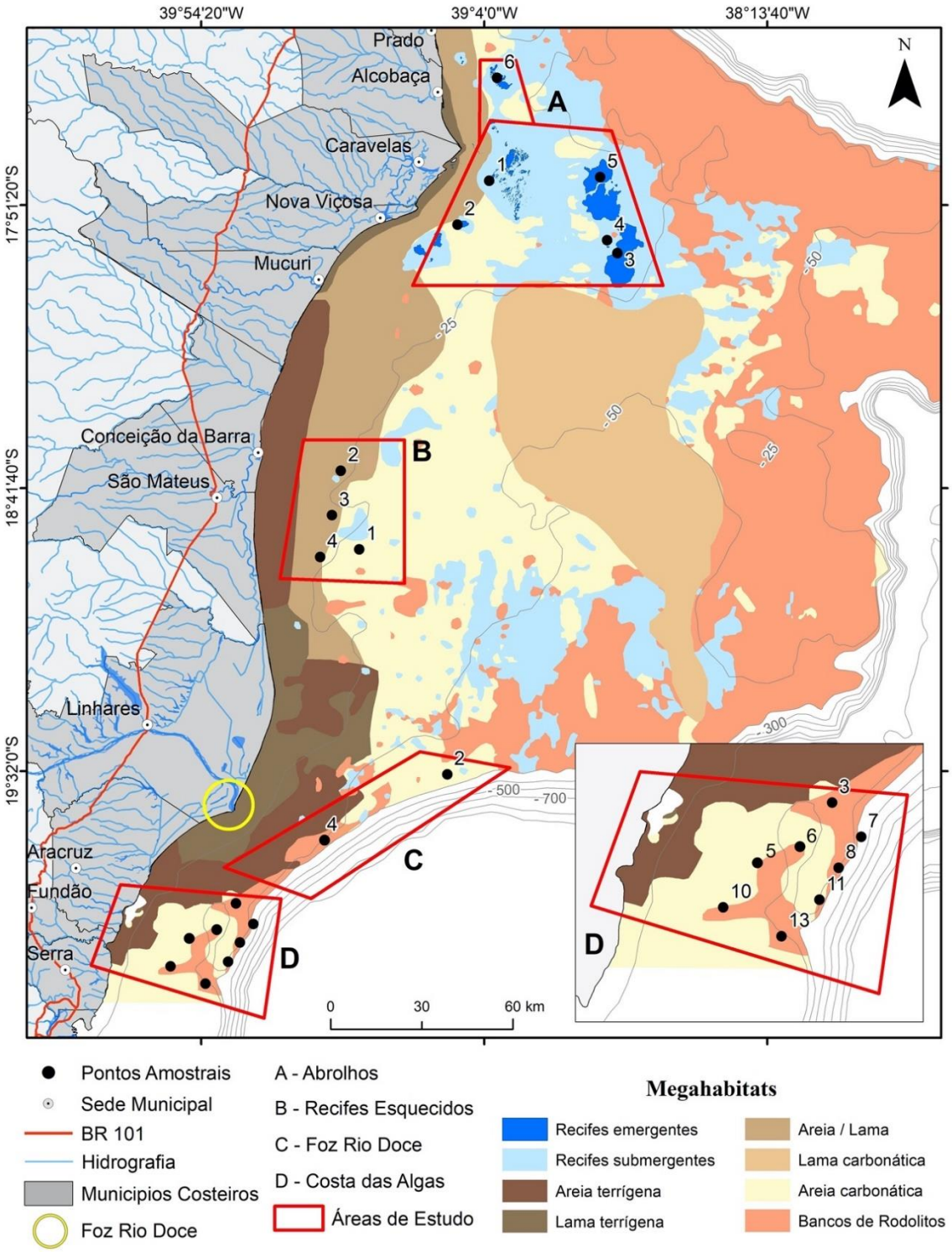
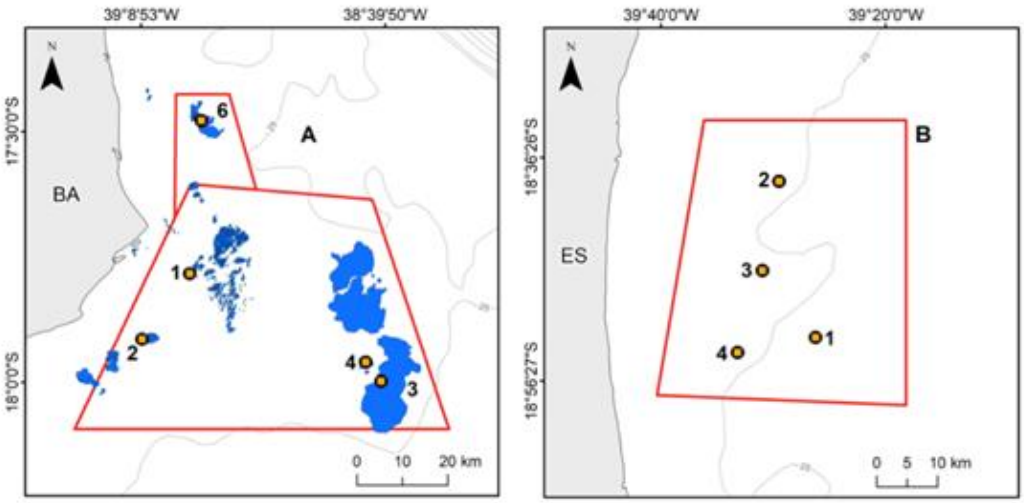


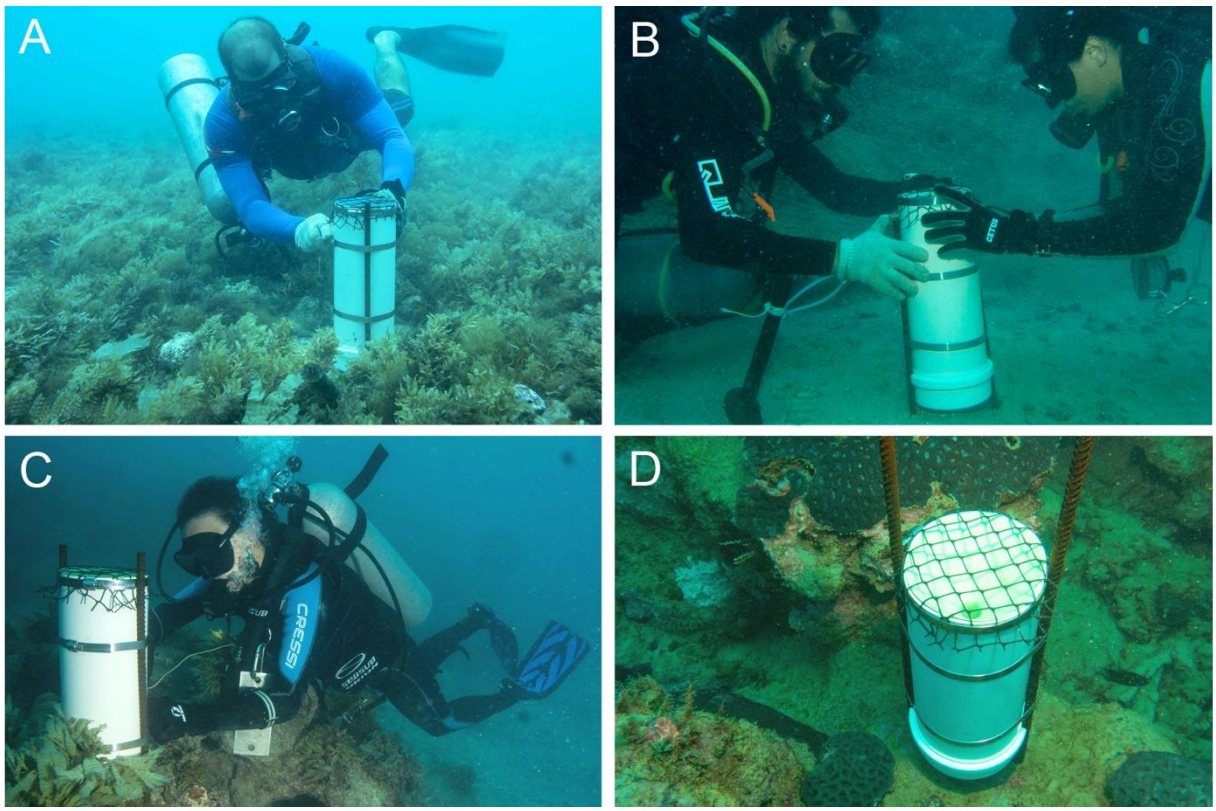
Figura 371: Localização das armadilhas de sedimento nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), indicadas por símbolos laranja.



Quadro 3: Temporalidade da instalação e retirada das armadilhas de sedimento

Sítios	Campanha	Instalação	Retirada
A1, A2, A3, A4, A6	1	novembro de 2018	fevereiro de 2019
B1, B2, B4	1	novembro de 2018	fevereiro de 2019
A1, A2, A3, A4, A5, A6	2	fevereiro de 2019	abril de 2019
B2, B4	2	fevereiro de 2019	abril de 2019
A1, A2, A3, A4, A5, A6	3	abril de 2019	julho de 2019
B1, B2, B4	3	abril de 2019	junho de 2019
A1, A2, A3, A4, A5, A6	4	julho de 2019	setembro de 2019
A3, A4	5	janeiro de 2020	março de 2020
B1, B2, B3, B4	5	janeiro de 2020	fevereiro de 2020

Figura 372: Coleta de sedimentos recifais com armadilhas. Legenda: A e B) Armadilhas em bancos de rodolitos; C) Armadilhas em recifes; D) Detalhe das armadilhas (tela de proteção, funil e fixação ao fundo).



2.1.4.1 - Sedimentos superficiais

Os sedimentos superficiais foram, em geral (50-95 %), compostos por grãos da classe areia em praticamente todos as estações (média ~70 %), com exceção de alguns sítios amostrados em dezembro de 2018 (C4 e D11) e fevereiro de 2019 (C4 e D7), onde predominou a classe cascalho (Figura 373). A contribuição de sedimentos mais finos (silte) foi menor em praticamente todos os sítios (média de 7,8 %). Os sítios com predominância de sedimentos mais grossos (C4, D7 e D11) foram os mais afastados da costa e mais próximos da quebra da plataforma. Mesmo em períodos de maior vazão do Rio Doce, como dezembro e fevereiro (COELHO, 2007), não foi observado aumento de sedimentos finos nestes sítios. As áreas com sedimentos mais grossos correspondem a fundos mais consolidados, inclusive com bancos de rodolitos, e não a fundos lamosos ou arenosos mais próximos da costa e da foz do Rio Doce (HOLZ et al., 2020). Parte dos sedimentos mais grossos tende a ser formada por fragmentos carbonáticos biogênicos, oriundos dos próprios bancos de rodolitos e recifes onde foram coletados (BUESSELER, et al., 2007). Assim, além das estruturas carbonáticas serem fontes de sedimentos grossos, a própria fisionomia destes sítios pode condicionar aprisionamento de sedimentos grossos.

Os carbonatos (calcita Mg, calcita e Os carbonatos (calcita Mg, calcita e aragonita) foram os minerais mais representativos (média ~80%), seguidos dos minerais siliciclásticos (0,6% em média) e de minerais ferrosos (gormanita, greigita) (Figura 374).

A PCA com dados mineralógicos e granulométricos dos sedimentos superficiais discriminou os sítios da Área A em relação aos da Área B e revelou um agrupamento das amostras das áreas C e D, tendo também revelado forte segregação espacial e menor dinâmica temporal (Figura 375, Figura 376). As amostras da Área A foram relacionadas principalmente à natureza biogênica do fundo e à menor profundidade (REIS et al., 2016), além da maior distância da costa e da foz do Rio Doce. O sítio A3, o mais afastado da costa, se destacou por apresentar praticamente 100% de sedimentos biogênicos. Por outro lado, as amostras da Área B, mais próxima da costa e da foz do Rio Doce, tiveram presença marcante de sedimentos terrígenos, principalmente quartzo. A segregação das Áreas C e D está associada a uma maior deposição de sedimentos flúvio-terrígenos na porção sul da área de estudo, incluindo sedimentos ferrosos.

As três formas cristalinas de carbonatos registradas nos sedimentos superficiais são biogênicas, sendo a calcita magnesiana produzida principalmente por algas coralináceas e briozoários, ao passo que a aragonita é típica dos corais. A calcita, por sua vez, é produzida principalmente por bivalves e gastrópodes (LEBRATO et al., 2016). Dentre os sedimentos terrígenos, o quartzo representa um dos minerais mais abundantes do planeta, servindo de base para a formação dos silicatos de rochas e sedimentos continentais. Dentre os silicatos de alumínio, a caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH)$) é abundante em solos formados por intemperismo químico em regiões de clima quente e úmido (ANTHONY, 1995; ANTHONY et al., 2017). Já a muscovita ($KAl_2(AlSi_3O_{10})(OH)_2$), comum em regiões costeiras, é componente primário de rochas ígneas, além de ser encontrada em rochas metamórficas (e.g. gnaisses) e sedimentares detríticas (e.g. arenitos e argilitos) (WOODARD, 1951). Muscovita, hematita e goetita tendem a ser mais abundantes em locais de mineração (YODER; EUGSTER, 1955). A greigita é associada à presença de água doce, é formada principalmente por bactérias magnetotáticas e sulfato-redutoras (QIANG et al., 2018). A gormanita é um minério de ferro fosfatado raro, alvo de mineração em Minas Gerais e que pode vir associado a grãos de quartzo (http://rruff.info/Gormanite/R080075).

A vazão média do Rio Doce, em dezembro, é quatro vezes maior do que em setembro e duas vezes maior do que em maio e julho (COELHO, 2007), ao passo que o aporte e remobilização desses sedimentos envolve fluxos ao sul e a nordeste da foz do Rio Doce (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; RUDORFF et al., 2018), os quais ainda não são plenamente conhecidos. A variação espacial e temporal nos sedimentos superficiais nas Áreas C e D, inclusive sobre os bancos de rodolitos, está possivelmente relacionada à interação entre o ciclo hidrológico e à remobilização e transporte dos sedimentos superficiais. Por exemplo, processos de remobilização podem ter induzido uma parte da heterogeneidade espaço-temporal nos dados aqui reportados (veja RRDM, 2019). Dentre os sítios dominados por rodolitos, D3 exemplifica bem esse tipo de heterogeneidade, com variação temporal no teor de caulinita. Além desse, os sítios offshore D5, D7 e D10, dominados por sedimento mais finos (veja RRDM, 2019), apresentaram minerais ferrosos. Na Área C, de forma semelhante, os sítios

apresentam composição rica em sedimentos finos, onde C4 e C10 também apresentaram minerais ferrosos (veja RRDM, 2019). Um quadro mais completo acerca da deposição de sedimentos terrígenos nos bancos de rodolitos depende da integração de diversos resultados do PMBA/FEST, incluindo os modelos hidrodinâmicos e de transporte. No entanto, a despeito das incertezas, a presença de minerais de origem terrígena (silicatos e ferrosos) na maior parte da malha amostral evidencia que sedimentos desta natureza alcançam recifes e bancos de rodolitos a mais de 30 km do litoral. Assim, o monitoramento periódico da sedimentação nesses ecossistemas é essencial para estabelecer relações espaciais e temporais quanto à presença e a proporção dos diferentes tipos de sedimento, inclusive aqueles potencialmente oriundos do rompimento da barragem e/ou associados a contaminantes. Embora os resultados de granulometria e mineralogia, que incluíram a detecção de sedimentos ferrosos, não representem nexo causal com o rompimento da barragem, eles representam um indício importante da ampla abrangência das plumas flúvio-costeiras, associadas ou não ao rompimento. Nesse sentido, os resultados dos estudos sedimentológicos se somam às evidências mais contundentes de interação entre o rompimento da barragem e os recifes e bancos de rodolitos, derivadas de comparações do tipo "before-after" em esqueletos de corais e algas coralináceas formadoras de rodolitos (veja itens 1.1.9.5.6.3 e 1.1.9.5.6.4). O aumento de *carga* sedimentar pode acarretar uma série de efeitos negativos nas comunidades recifais, desde a atenuação da intensidade luminosa (ANTHONY et al., 2004) até o soterramento (VILLAS-BÔAS et al., 2014). No caso de sedimentos ferrosos, esses sedimentos aumentam a biodisponibilidade de íons de Fe e outros metais que podem ser incorporados e causar efeitos nocivos em organismos recifais (AMADO-FILHO et al., 1996; ANDRADE et al., 2002; ANDRADE et al., 2010; BRINKHUIS; CHUNG, 1986).

Figura 373: Proporção das médias das classes granulométricas dos sedimentos superficiais em cada estação e campanha.

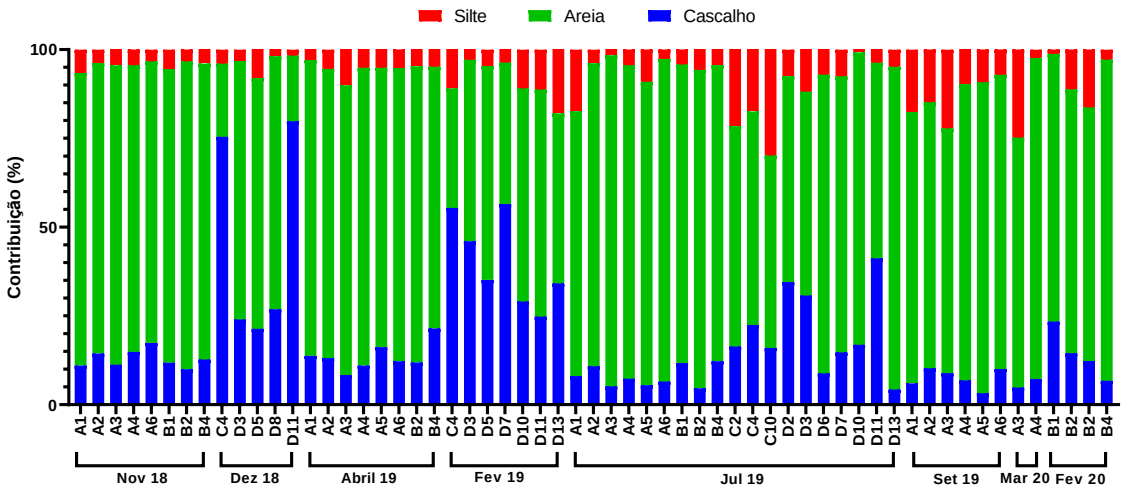


Figura 374: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos superficiais analisados em cada estação e campanha.

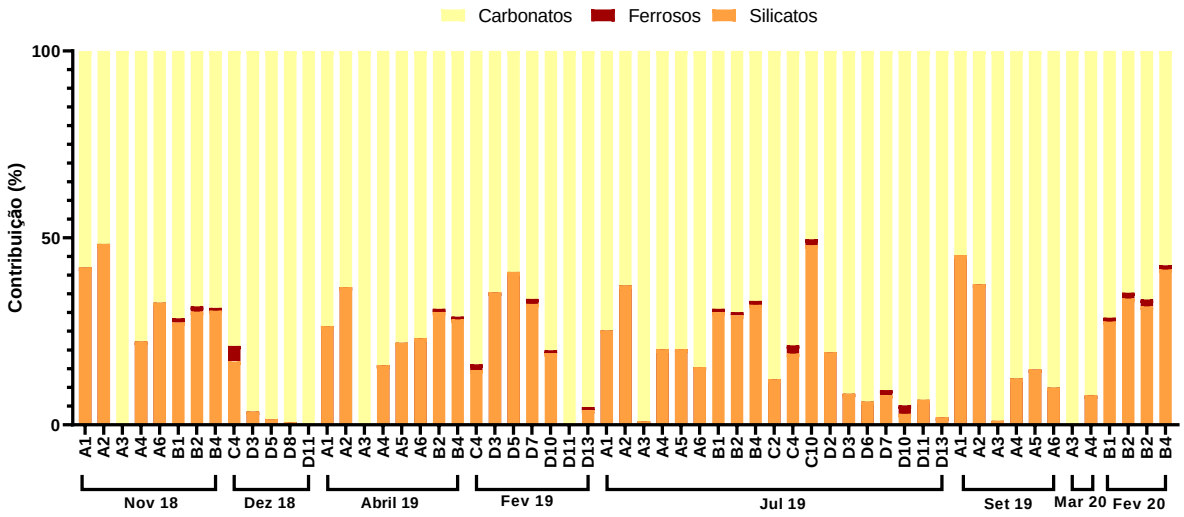


Figura 375: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras (Áreas A, B, C, D).

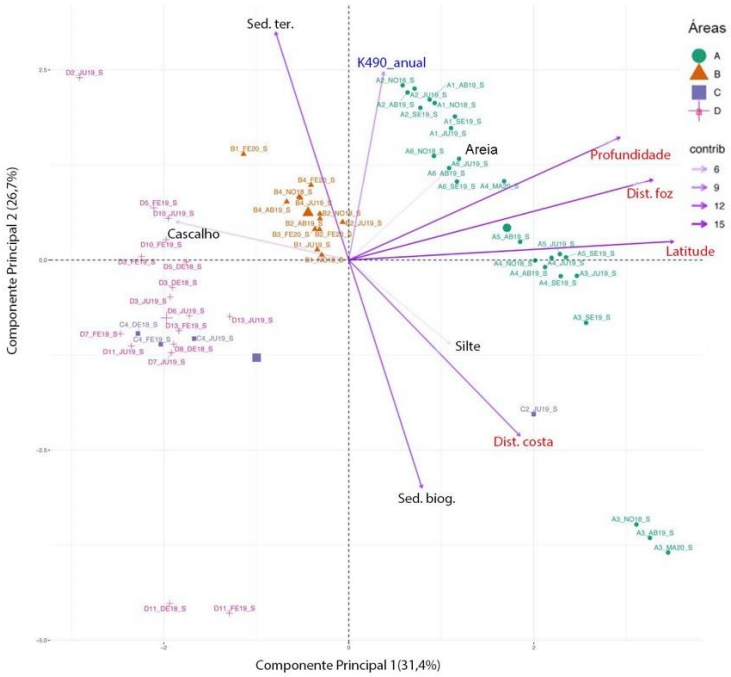
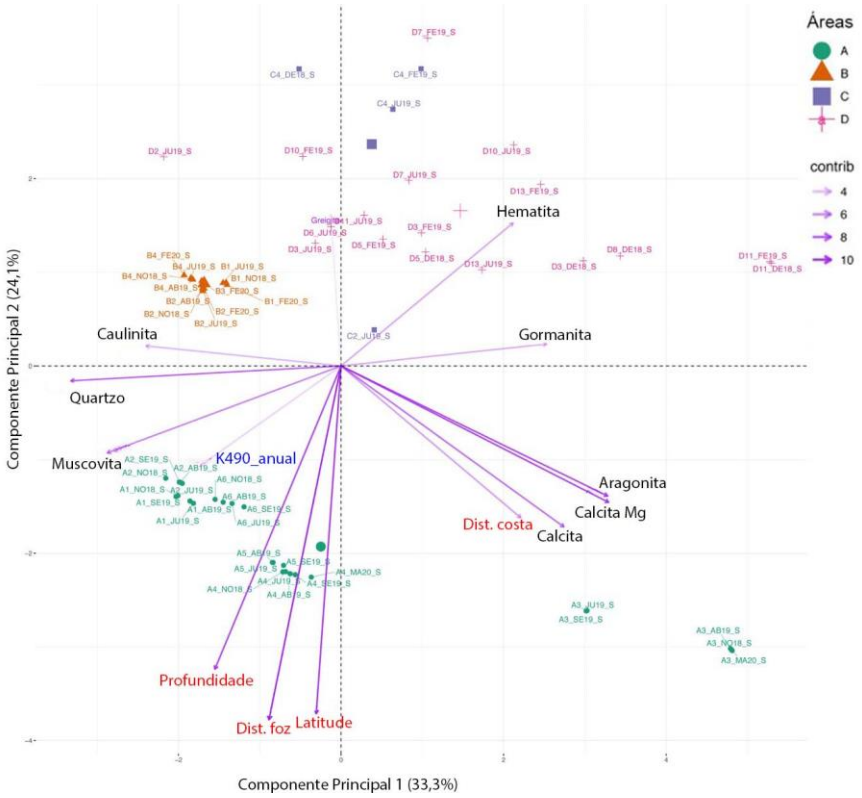


Figura 376: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.



1.1.9.5.2.2 Sedimentos capturados em armadilhas

Além de fornecerem informações sobre taxas de sedimentação, armadilhas são úteis para a obtenção de sedimentos finos, uma vez que seu conteúdo é menos afetado por processos de ressuspensão do que a superfície do fundo. Areia foi a classe granulométrica dominante em todos as armadilhas (~75 % em média), destacando-se a contribuição (~20 % em média) de sedimentos mais finos (silte). Sedimentos mais grossos (cascalho) foram pouco presentes na maioria dos sítios (0,8% em média), com a exceção de A5, que apresentou maior contribuição de cascalho (~17 % em média) nas três campanhas (Figura 377). Sedimentos de origem continental (silicatos e ferrosos) foram mais abundantes (~34 % em média) nos sítios mais costeiros (sítios da Área B e A1, A2 e A6), contrastando com os sítios mais afastados da costa (A3, A4 e A5) (~9 % em média), estes últimos com mais de 80% de carbonatos biogênicos em todas as campanhas (Figura 378). Ressalta-se o registro de minerais ferrosos [goetita, (FeO(OH))] nos Recifes Esquecidos (sítios B1, B2 e B4), uma vez que se trata de mineral comum em locais de mineração e componente dos sedimentos oriundos do rompimento da barragem de Fundão (GOLDER, 2017).

As PCA com dados mineralógicos (Figura 379) e granulométricos (Figura 380) evidenciaram um grupo formado pelas amostras da Área A e o outro pelas da Área B. Destaca-se a segregação do sítio A3, com mineralogia 100% carbonática (calcita Mg, calcita e aragonita), e dos sítios da Área B amostrados em 2020, com presença de goetita. Destaca-se a segregação do sítio A3, com mineralogia 100%

carbonática (calcita Mg, calcita e aragonita), e dos sítios da Área B amostrados em 2020, com presença de goetita.

Medidas de taxas de acúmulo de sedimentos são controversas devido à variedade de metodologias e interpretações possíveis (HILLE et al., 2006; NICHOLS, 1989, PEMPKOWIAK, 1991; ROOS; VALEUR, 2006). As taxas de sedimentação na Área A foram menores do que na Área B (Kruskal-Wallis; $p < 0,0001$) (Figura 381). Os sítios B3 e B4 apresentaram maiores valores, enquanto B2 não foi diferente de A2 e A4. Os sítios A1, A3, A5 e A6 apresentaram os menores valores (gráfico 2.1.4.2-3b). Temporalmente, as taxas foram mais homogêneas na Área A, ao passo que nos sítios B2 e B4 houve aumento notável entre setembro de 2018 e fevereiro de 2020. O sítio B3 também apresentou taxa de sedimentação relativamente alta neste período, embora não existam dados anteriores para esse sítio (Figura 381). Taxas de sedimentação em plataformas continentais dependem da interação entre diversos fatores, tais como a distância da fonte de sedimentos, a quantidade e a qualidade dos sedimentos, processos biológicos (e.g. produção fitoplanctônica, bioturbação), composição geológica do fundo, profundidade e hidrodinâmica. Além disso, a quantidade de sedimentos transportados da terra para o mar pode ser afetada pelo ciclo hidrológico, intensidade do intemperismo, erosão e degradação (SZMYTKIEWICZ; ZALEWSKA, 2014). Na Área A, além da maior distância da costa, as taxas mais constantes sugerem menor efeito de fenômenos sazonais. Já na Área B, mais próxima da foz do Rio Doce, além da maior deposição, houve aumento considerável nas taxas entre o final de fevereiro e início de março de 2020, o qual pode estar relacionado ao aumento da vazão do Rio Doce.

Figura 377: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral.

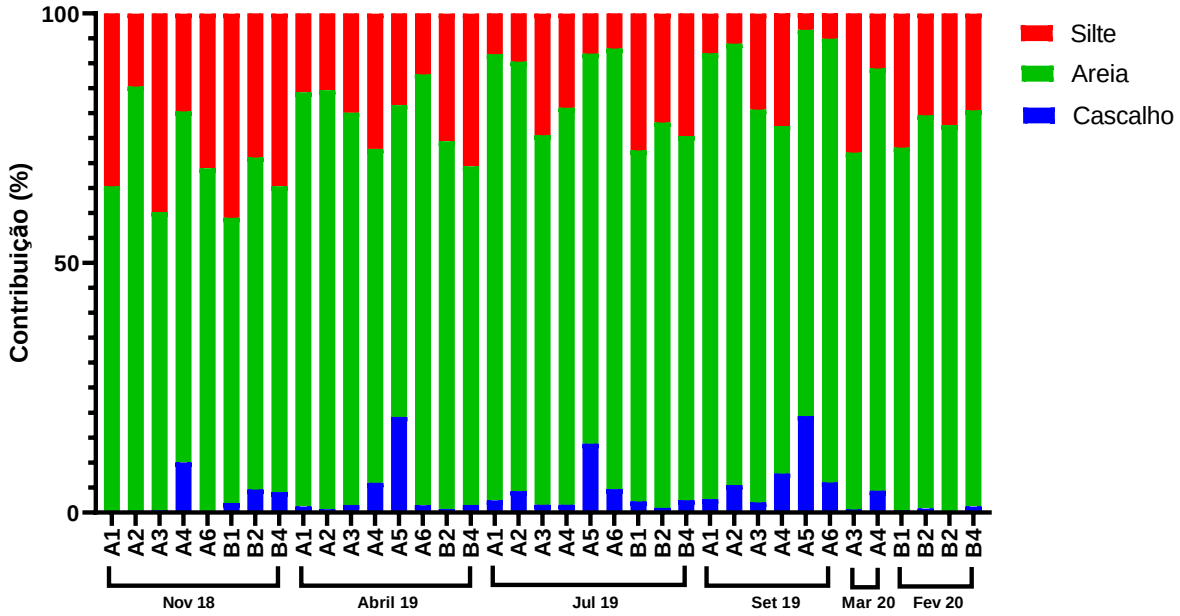


Figura 378: Proporção das médias de mineralogia dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral.

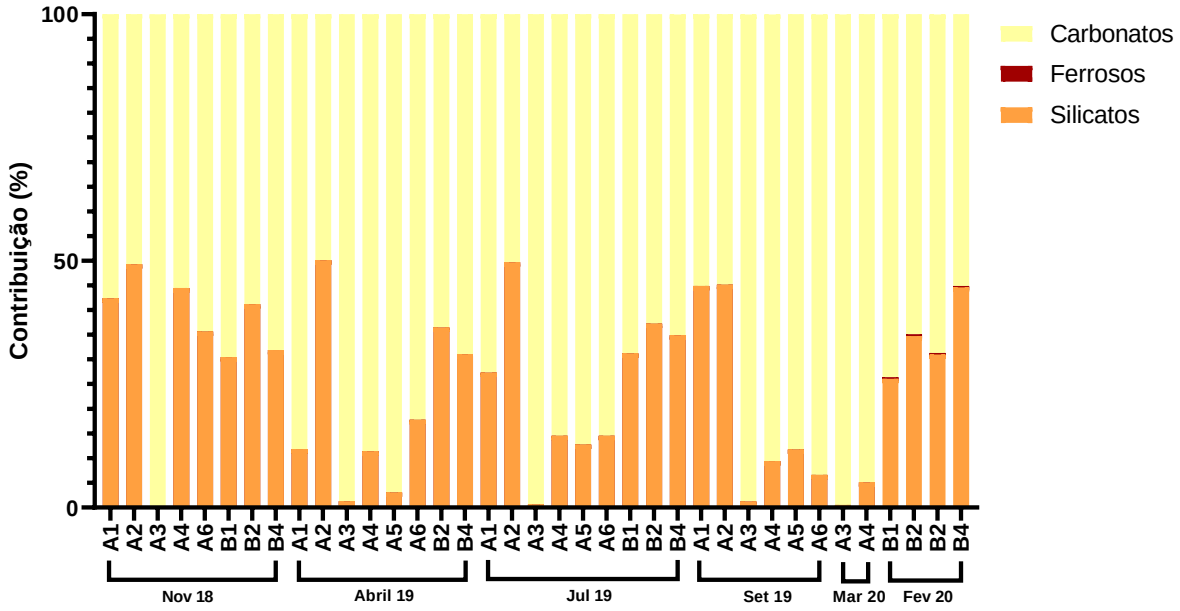


Figura 379: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais. Símbolos maiores representam centróides dos scores das amostras de cada área.

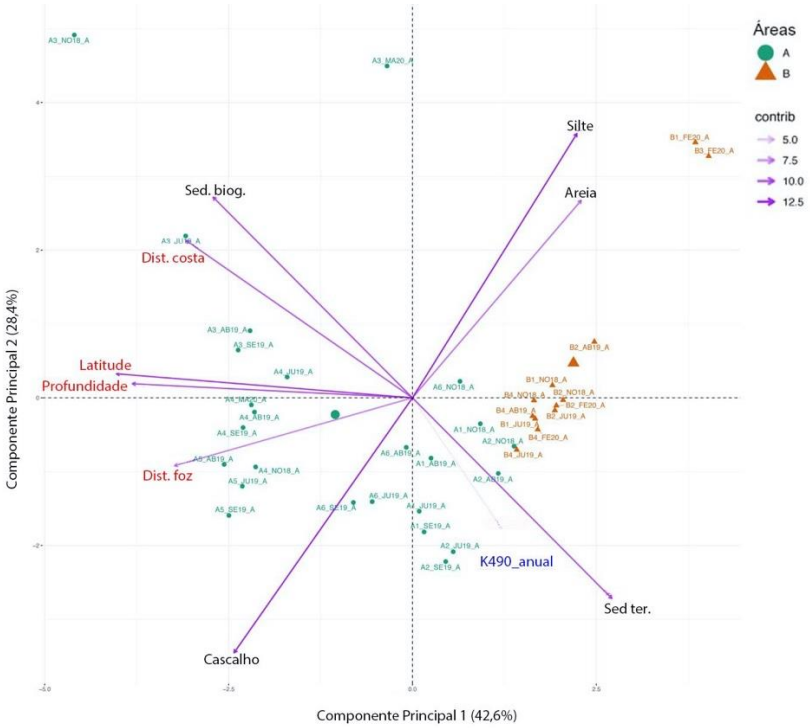


Figura 380: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais. Símbolos maiores representam centróides dos grupos de amostras.

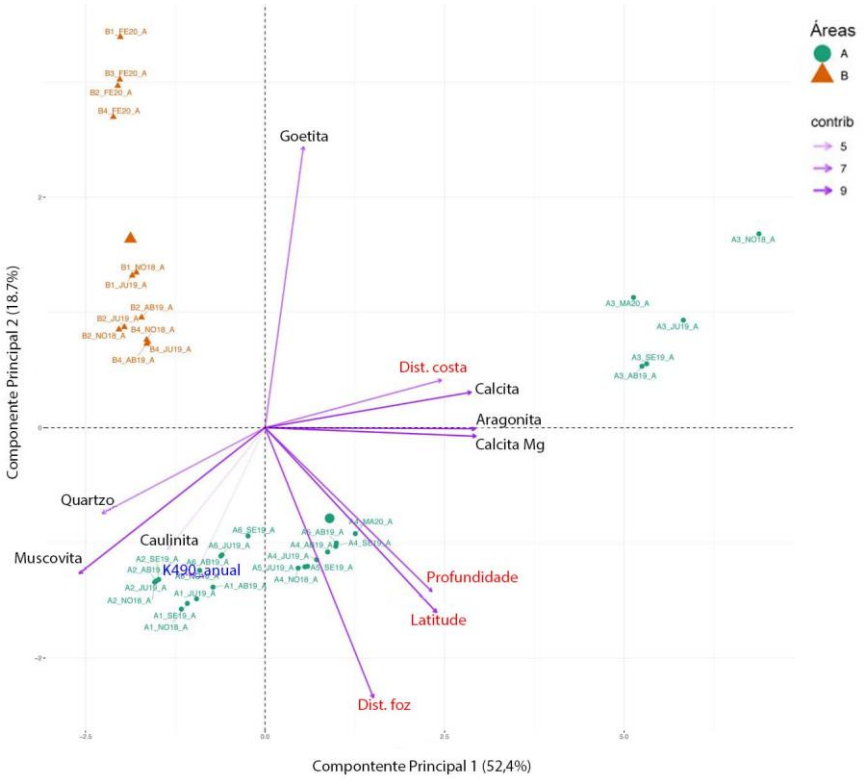
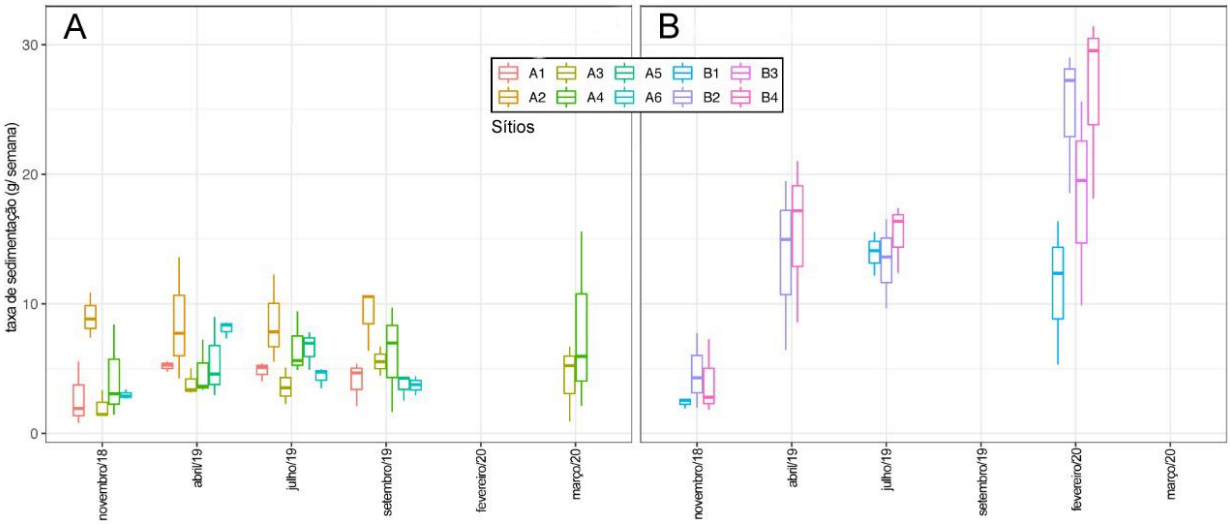


Figura 381: Sedimentação (g. semana^{-1}) nas armadilhas instaladas nas Áreas A e B.



1.1.9.5.2.3 Sedimentos superficiais nos recifes adjacentes ao litoral

A classe areia dominou em praticamente todos os sítios e campanhas (78,4 % em média), com exceção de D18 e D21, onde houve dominância de cascalho (amostrados em setembro de 2018 e maio de 2019). Este tipo de sedimento foi o segundo mais encontrado nos demais sítios (19,1 % em média), enquanto sedimentos mais finos (silte) tiveram menor contribuição em todos os locais e campanhas (2,5% em média) (Figura 382). Os polimorfos carbonáticos (calcita, aragonita e calcita Mg) e siliciclásticos (quartzo, caulinita e muscovita) apresentaram contribuição média de 51,2 e 46,5 %, respectivamente. Minerais ferrosos (hematita e greigita) apresentaram contribuição média de 2,3 % (Figura 383). A contribuição de minerais de origem terrígena caiu aproximadamente 30 % nas campanhas de maio e julho de 2019 (em comparação a setembro de 2018 e janeiro de 2019), indicando um possível efeito da menor vazão do Rio Doce.

Dentre as variações espaço-temporais observadas na Área D, a hematita se destacou como possível assinatura da descarga sedimentar proveniente do Rio Doce. Esse mineral apresentou atenuação linear importante com relação à distância da foz, bem como aumento sazonal no período de maior vazão (Figura 384). Apesar de não representar evidência direta da presença de rejeito de mineração oriunda do rompimento da barragem, o aumento na concentração da hematita em função da proximidade da foz pode ser considerado uma evidência indireta (q.v. Sub-projeto “Sedimentologia”, Anexo 3). Outros sedimentos terrígenos não apresentam atenuação em relação à distância da foz, podendo estar associados a outros aportes, inclusive de drenagens locais tais como os rios Reis Magos, Laranjeiras e Piraquê-Açu. A maior participação de sedimentos terrígenos nas estações costeiras ao sul do rio Laranjeiras (D18 a D21), nas duas primeiras campanhas, acompanharam o contraste latitudinal nas fácies sedimentares costeiras (RRDM, 2019). Dentre os carbonatos, a maior contribuição relativa da calcita magnesiana, em relação à aragonita, está possivelmente associada à preponderância de algas coralináceas nos recifes costeiros e intertidais, onde corais são raros ou ocorrem predominantemente como fósseis (DECHNICK et al., 2019).

O mosaico sedimentar detectado nos recifes costeiros complementa as evidências de múltiplas fontes e processos de deposição e transporte, também registradas na mineralogia dos sedimentos coletados mais *offshore*. Houve maior participação de carbonatos após a campanha de setembro de 2018 (especialmente nos sítios mais ao norte, D14-D16) em relação ao teor de silicatos e outros minerais terrígenos (veja Figura 383). O aumento dos sedimentos carbonáticos nos sítios mais ao sul, em maio e julho de 2019 (veja Figura 383), corrobora a sazonalidade de aportes terrígenos e a variação da produção de sedimentos biogênicos, além da influência da vazão do Rio Doce. A PCA com dados mineralógicos corrobora a variação temporal relevante, além de estruturação espacial relacionada à distância da foz do Rio Doce (Figura 385). Da mesma forma, a granulometria também se revelou associada à distância da foz do Rio Doce, com a maioria das amostras dos sítios D18, D19, D20 e D21 no quadrante inferior e a maioria das amostras dos sítios D14, D15, D16, D17 no quadrante superior do diagrama de ordenação (Figura 386).

Figura 382: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos dos recifes costeiros, em todas as estações amostrais.

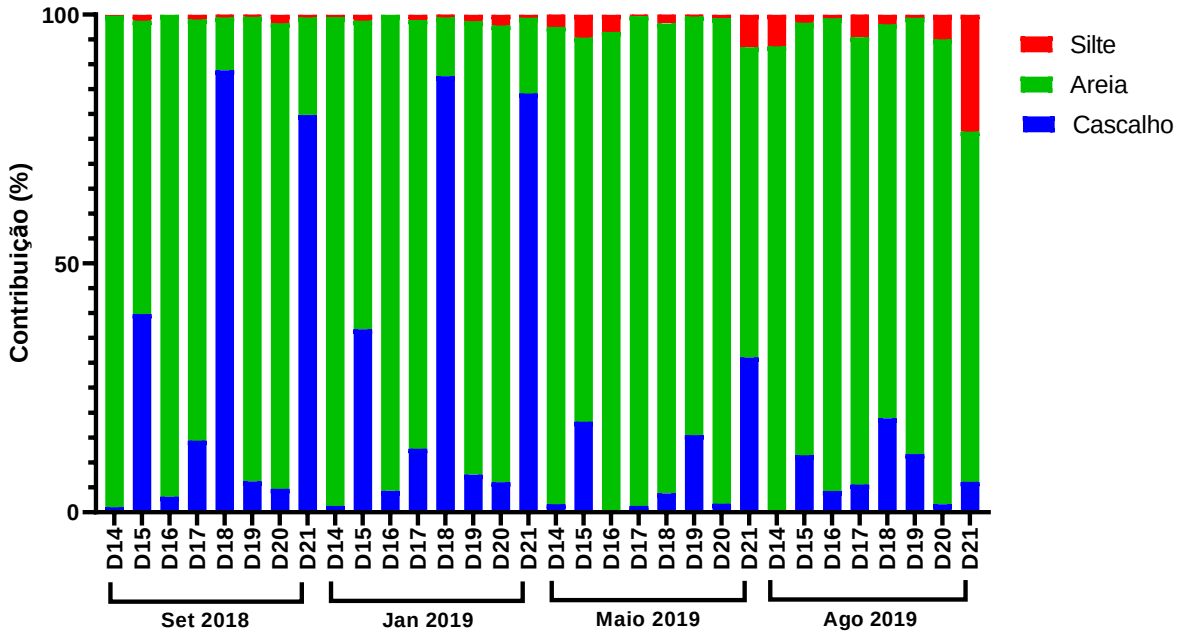


Figura 383: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos dos recifes costeiros em cada estação amostral.

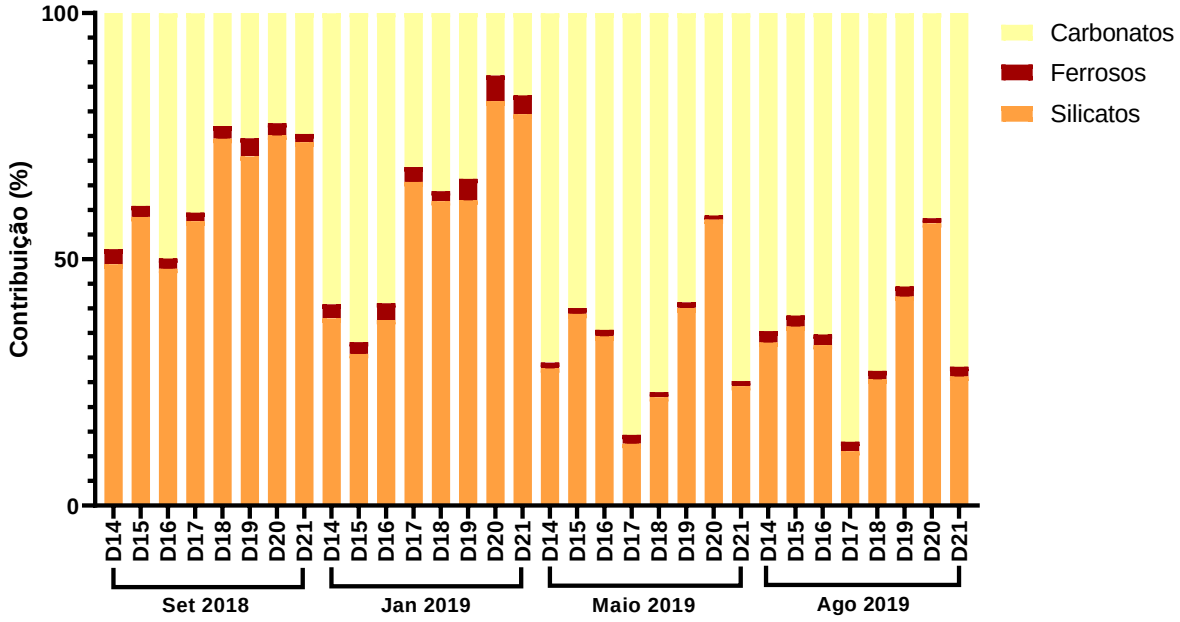


Figura 384: Regressão linear entre o teor de hematita no sedimento superficial dos recifes costeiros e a distância da foz do Rio Doce. Campanha 1 (círculos)= setembro de 2018; Campanha 2 (triângulos)= dezembro de 2018; Campanha 3 (quadrados)= Maio 2019; Campanha 4 (cruzetas)= Julho 2019.

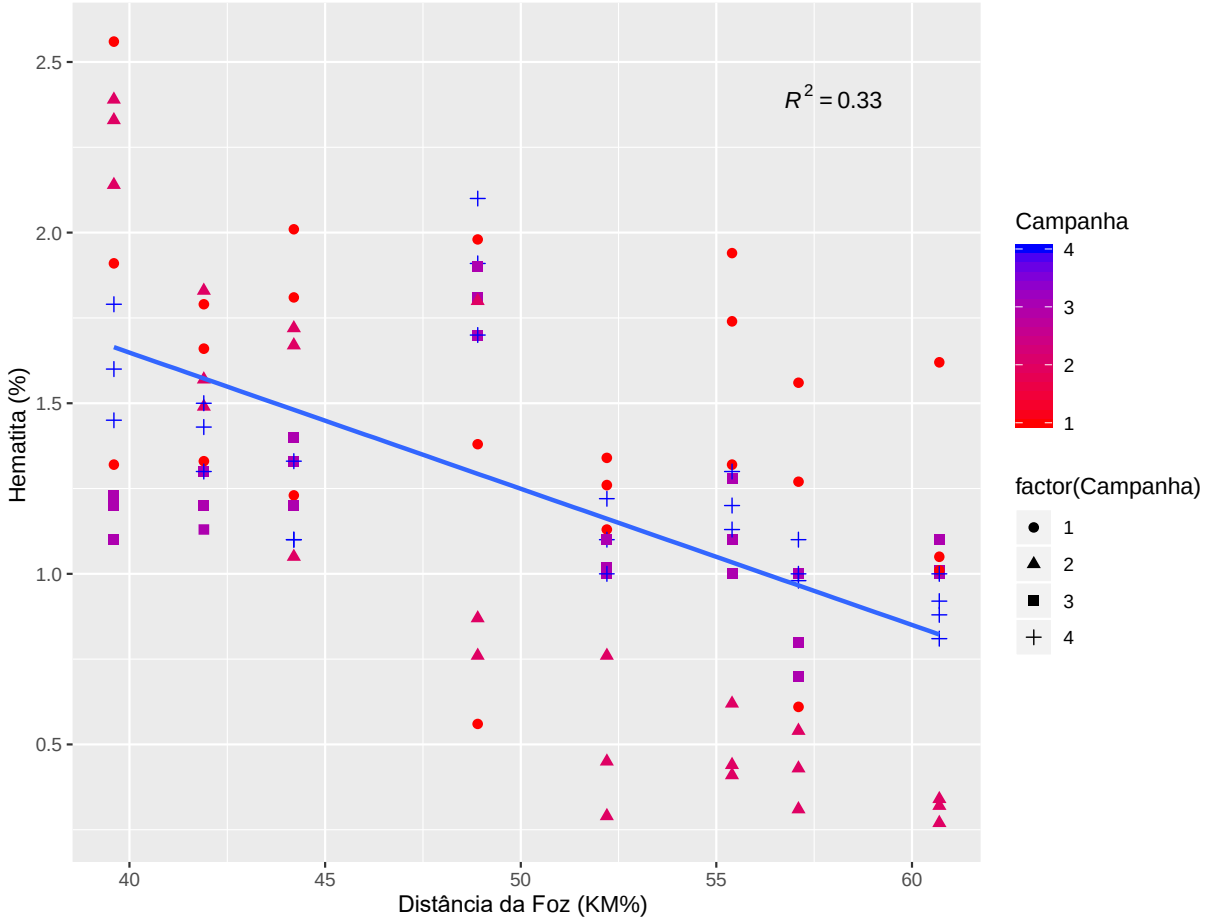


Figura 385: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.

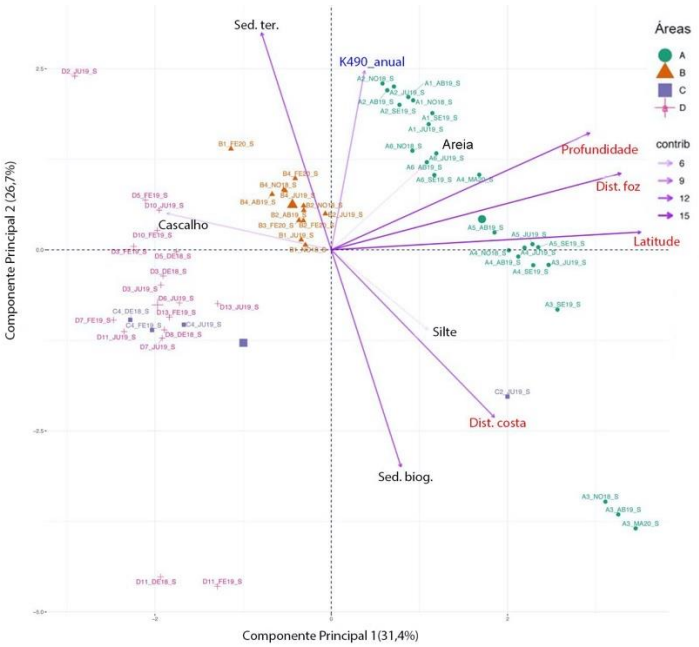
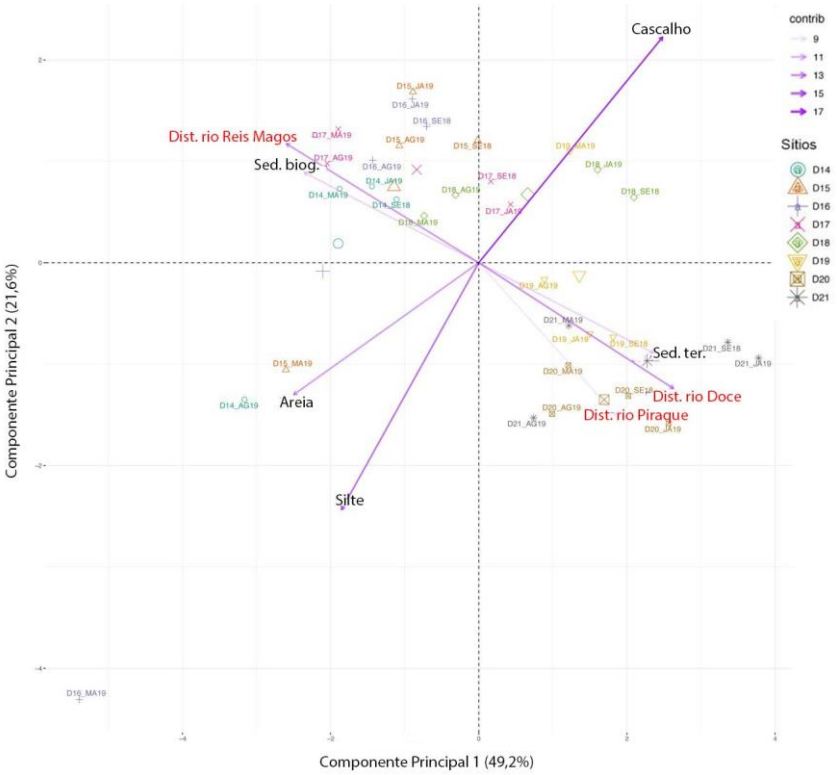


Figura 386: Análise de componentes principais com os dados de granulometria dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens. Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.



1.1.9.5.2.4 Assinaturas microestruturais e elementares

Assinaturas microestruturais e elementares de partículas sedimentares foram obtidas a partir de material coletado na área do rompimento da barragem e também no oceano, especificamente em talos de macroalgas coletadas nas áreas A (Abrolhos) e D (APA Costa das Algas/REVIS). As macroalgas marinhas compõem um grupo de organismos considerados biomonitores ou bioindicadores de poluição por metais pesados derivados de atividades antrópicas tais como mineração e petroquímica (AGUIAR et al., 2020; AMADO-FILHO et al., 1997; CHAKRABORTY et al., 2014; KAREZ et al., 1994; VILLARES et al., 2002). Enquanto alguns organismos marinhos são mais sensíveis e vulneráveis a esse tipo de poluição, outros são mais resistentes a elevadas concentrações de metais, tanto em frações biodisponíveis quanto na forma iônica. Em geral, as algas possuem alta capacidade de acumulação de metais em seus compartimentos celulares (ANDRADE et al., 2010; CHAKRABORTY et al., 2014), o que pode acarretar bioacumulação através dos diferentes níveis tróficos (CHOUVELON et al., 2019; MATHEWS; FISHER, 2008). Sob concentrações elevadas, metais podem ser adsorvidos a partículas de sedimento que, por sua vez, podem se aderir aos talos das macroalgas (AMADO et al., 1999; AMADO et al., 2004; CLARK et al., 2000). Contudo, esses metais não necessariamente permanecem inertes, podendo sofrer alterações químicas e se tornarem biodisponíveis (geralmente na forma oxidada), sendo então absorvidos pelos tecidos das macroalgas (AGUIAR et al., 2020; KAREZ et al., 1994; QUEIROZ et al., 2018). Assim, a avaliação da composição elementar dos sedimentos associados aos talos de macroalgas é útil para acessar a disponibilidade de metais pesados no ambiente. A análise morfológica dessas partículas também é valiosa, permitindo comparar a assinatura microestrutural dos sedimentos do rejeito com os sedimentos aderidos aos talos das macroalgas.

As assinaturas microestruturais e elementares foram obtidas através de imagens de Microscopia Eletrônica de Varredura associadas a Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (MEV-EDS), produzidas junto ao Laboratório de Microscopia Aplicada às Ciências da Vida, do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro), em um equipamento FEI Quanta 450F com detector “Silicon Drift” da EDAX. O microscópio foi operado a 25 kV, nos modos de imageamento com elétrons secundários e elétrons retro-espalhados, a uma distância de trabalho de 10 mm, previamente calibrado com padrões do próprio fabricante. O consórcio de metodologias possibilitou comparação entre partículas sedimentares que compõem a lama oriunda da barragem de Fundão e de grãos encontrados em diferentes sítios marinhos ao longo da malha amostral, associada a rodolitos (sedimento interno) ou a macroalgas. As características utilizadas para a comparação foram: mineralogia (por DRX), parâmetros morfométricos diâmetro médio e "roundness" de cada partícula (por análise de imagens no software ImageJ) e composição elementar (em %). Os valores de diâmetro médio das partículas foram obtidos automaticamente durante a análise morfométrica, através do contorno do perímetro de cada grão. Em relação ao fator "roundness" este se refere a uma medida de circularidade da partícula corrigido pela sua razão de aspecto (largura:comprimento). Essa medida visa principalmente a comparação entre as partículas, levando em consideração suas irregularidades superficiais, angulações e faces de sedimentos que não são perfeitamente circulares (TAKASHIMIZU; LIYOSHI, 2016). Quanto à morfologia/topografia das partículas, inicialmente foi utilizado modo de imageamento

por elétrons retro-espalhados para a diferenciação visual dos grãos pelo raio atômico dos elementos que os compõem. Quanto maior o número atômico (na) dos elementos maior é o sinal de elétrons para o detector do microscópio e, por consequência, maior é o seu "brilho" nas imagens. Portanto, sedimentos formados por Fe (número atômico 26) e por outros metais apresentarão maior brilho do que grãos formados por Al (na = 13), Si (na = 14) ou Ca (na = 20).

Rejeito

Os minerais detectados na amostra oriunda da barragem foram quartzo (mais abundante), caulinita, muscovita, goetita, hematita e gibbsita. Os resultados são compatíveis com os do estudo de QUEIROZ et al. (2018), que indicou a presença desses mesmos polimorfos cristalinos, exceto muscovita. Essa amostra foi composta de partículas com diâmetro entre 1 e 100 µm e com uma variação marcante no brilho (Figura 387). Em geral, as partículas maiores (entre 50 e 100 µm) apresentam menor brilho do que as menores. As análises de Espectroscopia de Energia Dispersiva confirmaram que as partículas de maior brilho contiveram, majoritariamente, Fe e O, composição esperada considerando que o rejeito é rico em óxidos de ferro. As partículas de menor brilho, por outro lado, são formadas principalmente por Si e Al (Figura 388), possivelmente correspondendo a silicatos (quartzo) e silicatos de alumínio (muscovita e caulinita). Outra característica marcante nas partículas de ferro do rejeito foi a presença de marcas de clivagem (decorrente do processo de moagem), faces cristalinas de minerais ortorrômbicos e romboédricos características dos minerais ferrosos goetita e hematita, respectivamente (BOUDEULLE; MULLER, 1988).

Figura 387: Micrografias de Microscopia Eletrônica de Varredura das amostras do rejeito da barragem de Fundão.

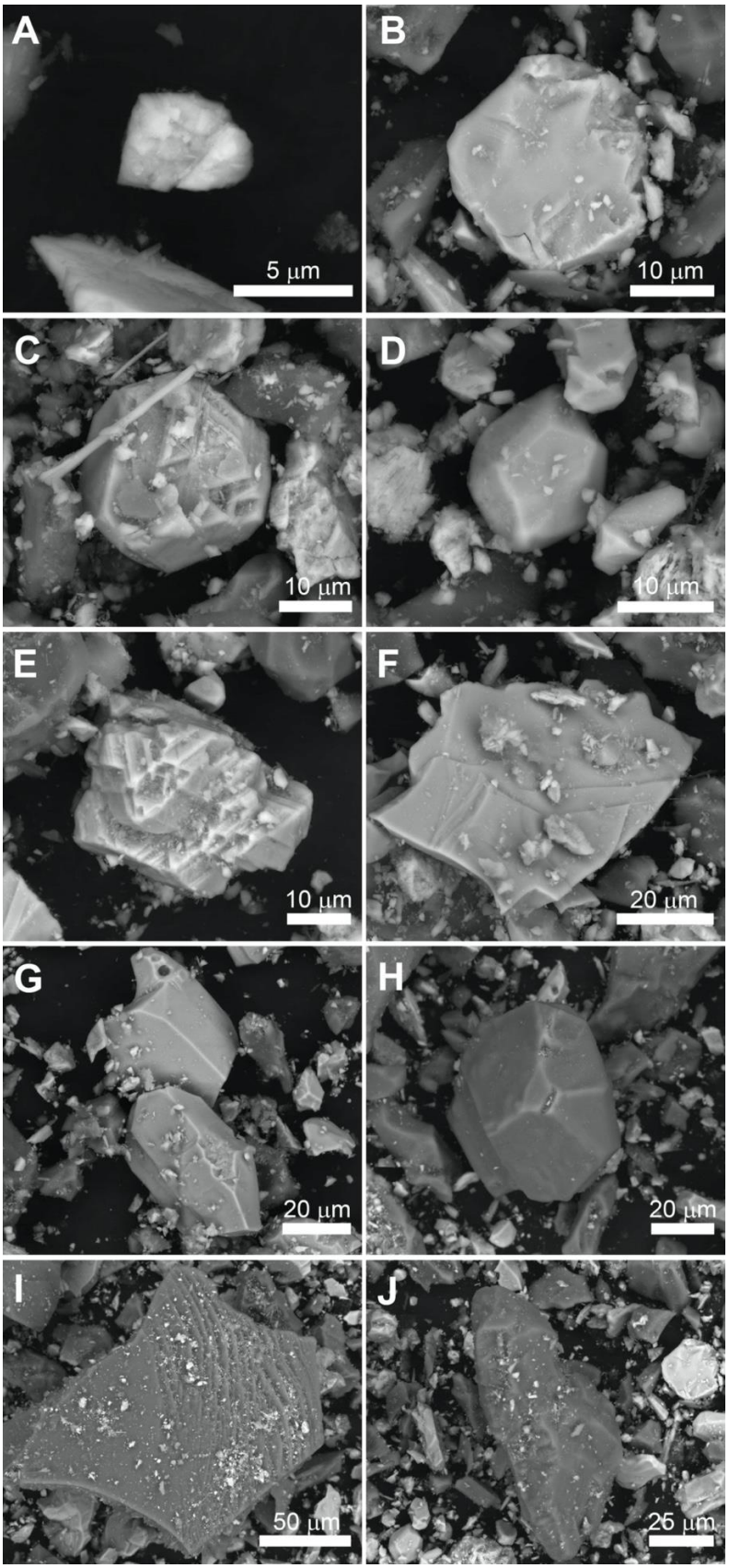
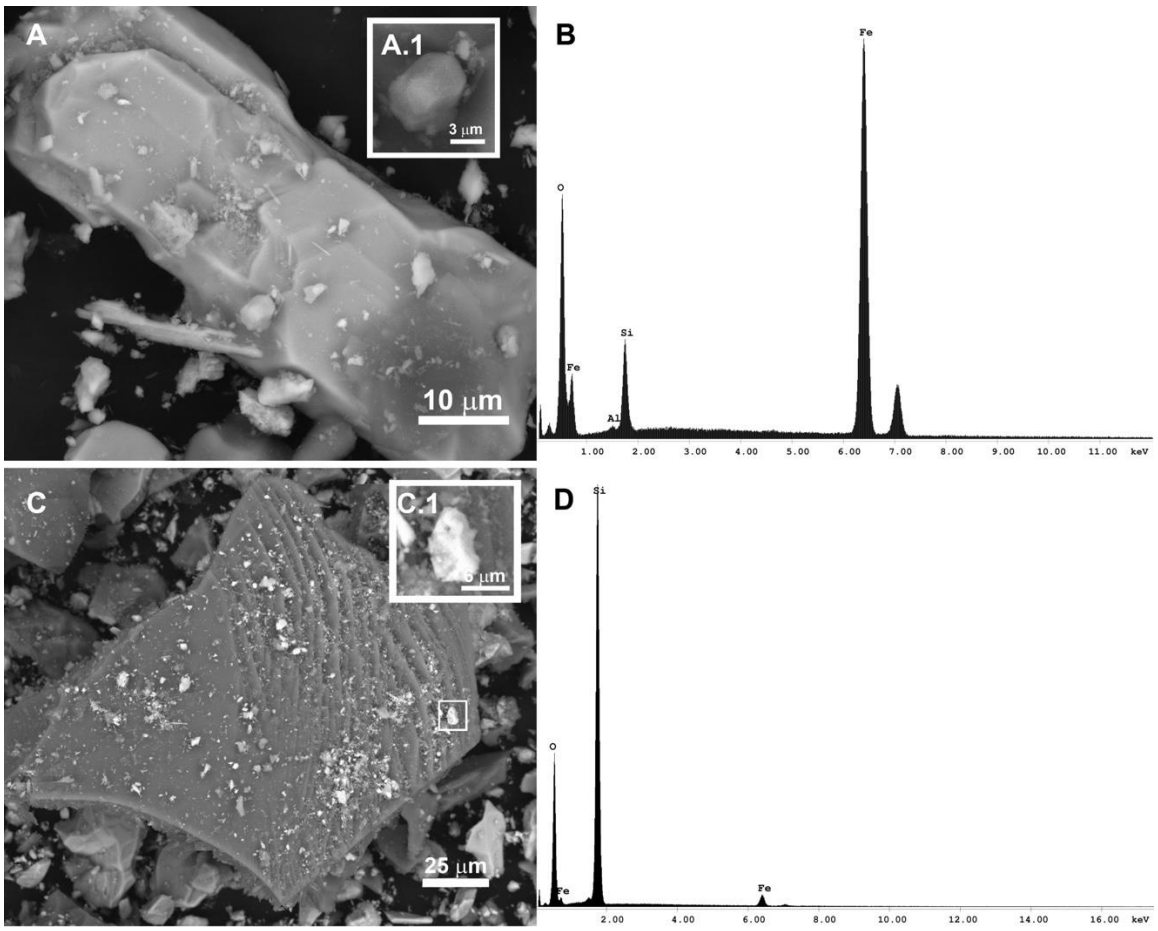


Figura 388: Micrografias (esquerda) e Espectroscopia de Energia Dispersiva de partículas da amostra de rejeito da barragem de Fundão (direita).



Talos de macroalgas

No sítio A5 (banco de rodolitos, Abrolhos) foram analisadas partículas sedimentares aderidas aos talos das algas *Anadyomene sp. (*Chlorophyta*) e Padina sp.* (Phaeophyta), coletadas em fevereiro de 2020. No sítio D18 (APA Costa das Algas/REVIS) foram examinados talos das algas *Anadyomene stellata*, *Padina gymnospora* e *Plocamium brasiliense* (Rhodophyta), coletadas em janeiro de 2019. Estas partículas foram avaliadas quanto à morfológia e composição elementar. Um total de 12 e 28 partículas foi analisado nas macroalgas de A5 e D18, respectivamente.

As partículas aderidas aos talos estiveram dentro da faixa de diâmetro das partículas ferrosas do rejeito (1 – 100 µm), tanto em A5 (Figura 389) quanto em D18 (Figura 390). Os valores de “roundness” (Figura 391) variaram entre 0,29 – 0,89 (A5) e entre 0,33 – 0,91 (D8), enquanto que nas partículas do rejeito a variação foi de 0,37 a 0,93. Uma análise de variância (ANOVA) não revelou diferenças significativas entre os valores de “roundness” entre todas as amostras (rejeito, A5 e D18) (ANOVA, p= 0,0945, F= 2,460). As partículas aderidas às macroalgas com diâmetro e “roundness” mais parecidos com as do rejeito também apresentaram morfologia facetada e com arestas anguladas bem definidas, tal como as partículas do rejeito. Algumas das partículas aderidas, contudo, apresentaram valores maiores de

“roundness” e aspecto mais arredondado (sem faces e arestas aparentes), divergindo do rejeito também quanto a topografia (Figura 389 e Figura 390).

A observação por elétrons retro-espalhados revelou que as partículas aderidas ao talo das macroalgas que foram morfologicamente semelhantes às partículas do rejeito, em geral, foram as mais brilhantes, ou seja, se trataram de partículas com composição metálica. A análise por EDS confirmou que estas partículas, nos dois sítios, apresentam Fe em sua composição, variando de 0,75 a 17,27 %At (percentual atômico) no sítio A5 (Figura 392), e entre 3,21 a 63,86 %At em D18 (Fig. 2.1.8_5). Metais traço também foram detectados nos dois sítios, mas estiveram circunscritos a ~40% das partículas. Em A5, Mn representou 0,28, Cr 1,03-6,16 e Ni 0,75 %At, ao passo que, em D18, Mn representou 0,07–0,43, Cr 0,23 5,01, Ni 0,3–2,1, Zn 0,82 e Cu 0,45 %At (Figura 393). Os demais elementos encontrados nas partículas são típicos de ambientes marinhos, e.g. Ca e Mg (Tabela 103). Algumas partículas apresentaram morfologia e composição elementar diferentes das do rejeito, indicando que o material aderido não é composto somente por partículas ferrosas. Partículas com valores de “roundness” mais elevados, morfologia menos complexa (sem faces e arestas) e composição elementar pobre em O e rica em S, não devem ser categorizadas como similares ao rejeito, uma vez que podem corresponder à sulfetos de ferro de origem biogênica (e.g. greigita, identificada na análise mineralógica). De forma semelhante, partículas com presença de óxidos de ferro e morfologia mais arredondada (“roundness” elevado) também não foram consideradas similares ao rejeito, pois podem corresponder a material sedimentar mais antigo que sofreu desgaste micro-erosivo. Desta forma, a identificação de partículas com morfologia e composição distintas, possivelmente oriundas de processos biológicos ou de outras fontes minerais, confirma a capacidade dos métodos utilizados para um melhor entendimento acerca da origem dos sedimentos ferrosos.

As análises microestrutural e elementar complementaram o esforço de identificação de partículas, considerando que aquelas com presença de óxidos de ferro, dimensões similares às do rejeito, menor “roundness”, arestas e faces mais definidas, podem ser relacionadas ao rompimento da barragem. Não há registros na literatura desse tipo de material aderido ao talo de macroalgas de áreas não atingidas por resíduos de mineração. Outrossim, material particulado similar ao aqui descrito tem sido relatado em macroalgas de áreas impactadas por particulados de minério de ferro na região próxima ao porto de Tubarão, em Vitória, ES (NASSAR et al., 2003; NASSAR et al., 2006).

Apesar das partículas sedimentares do rejeito não terem apresentado outros metais além do Mn (Tabela 103), estudos anteriores demonstraram que os rejeitos da barragem do Fundão têm capacidade de trapear e transportar metais-traço (ALMEIDA et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018). Os óxidos de ferro são conhecidos por afetar a biodisponibilidade de metais-traço e nutrientes, tanto por conta de sua grande área de superfície e reatividade (APPELO; POSTMA, 2005) quanto por sua habilidade de formar complexos com outros cátions e ânions metálicos (ZACHARA et al., 2001). Enchentes em estuários podem estimular o consumo microbiano de matéria orgânica, levando a flutuações no potencial redox (ZACHARA et al., 2001). Nesse contexto, o papel dos óxidos de ferro no controle e biodisponibilidade de metais-traço pode ser comprometido, já que a redução do ferro levaria

a liberação desses metais e aumentaria sua biodisponibilidade (QUEIROZ et al., 2018; ZACHARA et al., 2001). Aumentos na concentração de metais-traço (e.g. Cu, Zn, Ni, Cr) em amostras de sedimentos da APA/REVIS, coletadas 1 ano e 6 meses após o rompimento da barragem, têm sido reportados (AGUIAR et al. 2020) e evidenciam que o sedimento oriundo do rompimento da barragem pode ser composto por outros metais além do Fe. Desta forma, nossos resultados apontam para ocorrência de material sedimentar decorrente do rompimento em macroalgas da APA Costa das Algas e, em menor escala, em macroalgas da região de Abrolhos. O sinal do rejeito, detectado cinco anos após o rompimento da barragem, revela a persistência deste material na área de estudo, e a detecção de metais-traço corrobora os indícios de toxicidade desse material (ver RSE.RT35. Apêndice Marinho).

Figura 389: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio A5 (banco de rodolitos, A5), por ordem de tamanho. A, B, F – *Padina sp.* C, D, E – *Anadyomene sp.*

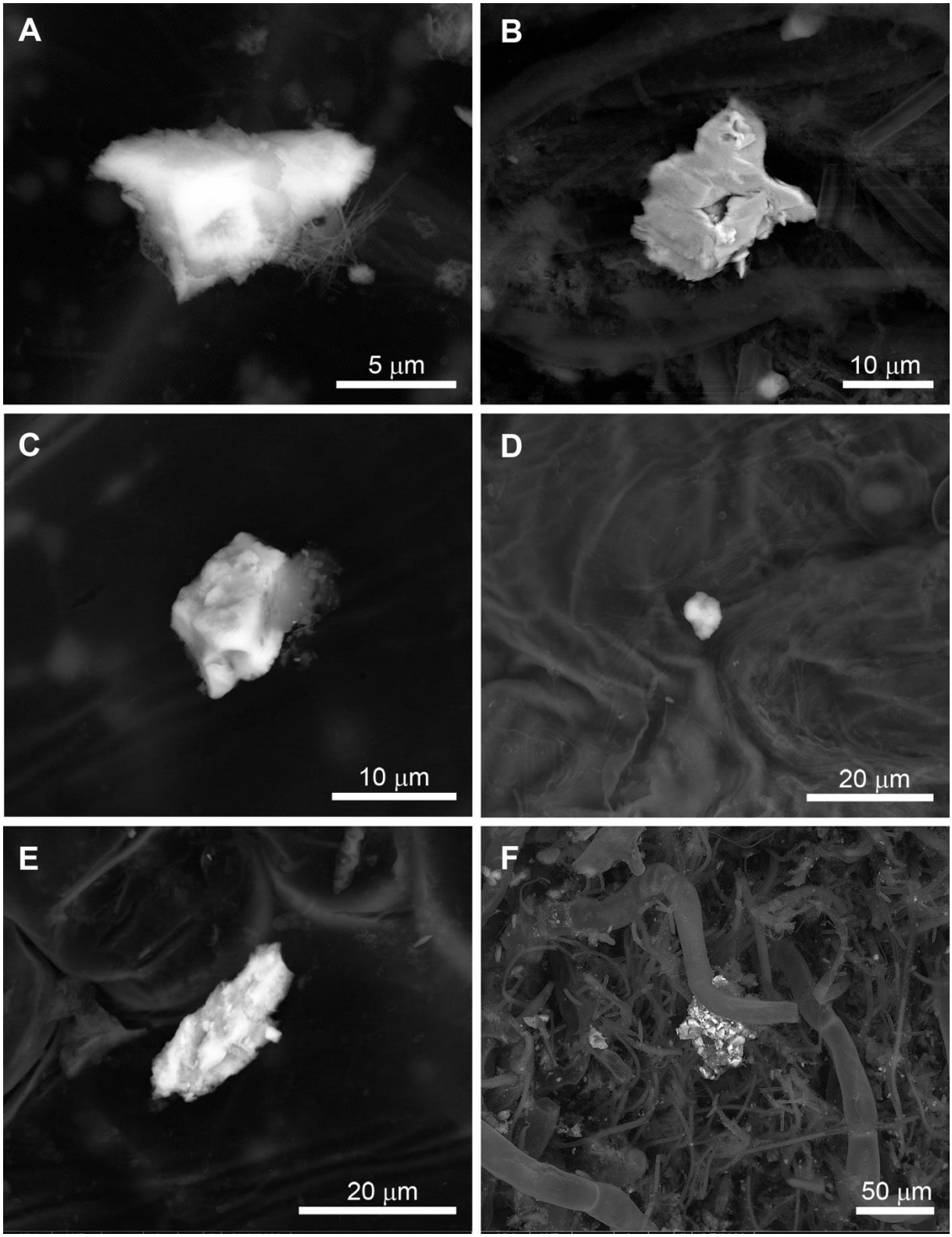


Figura 390: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio D18. A, B – *Anadyomene stellata*; C, D – *Padina gymnospora.*; E, F – *Plocamium brasiliense.*

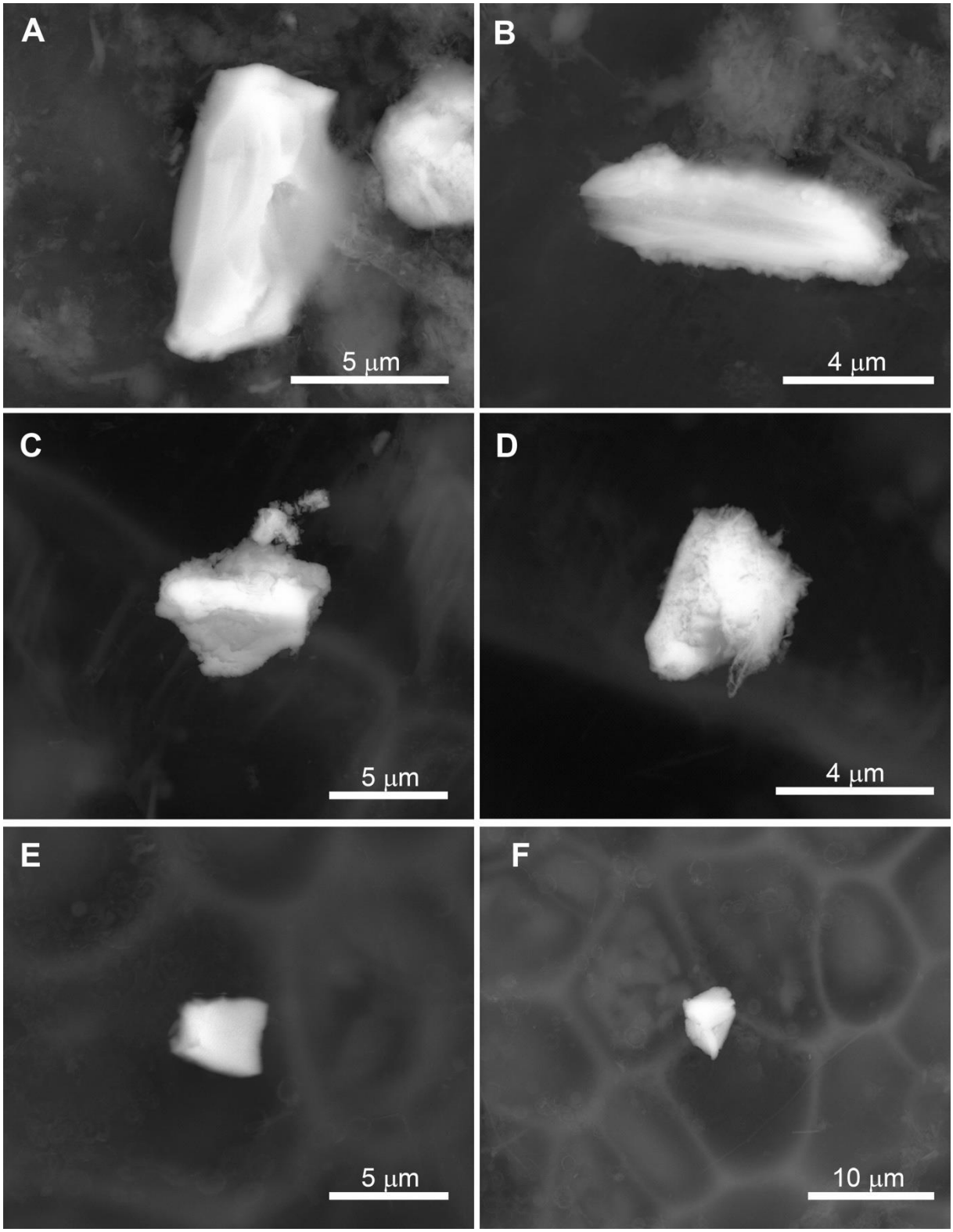


Figura 391: Valores de “roundness” das partículas do rejeito e das adsorvidas em macroalgas dos sítios A5 e D18.

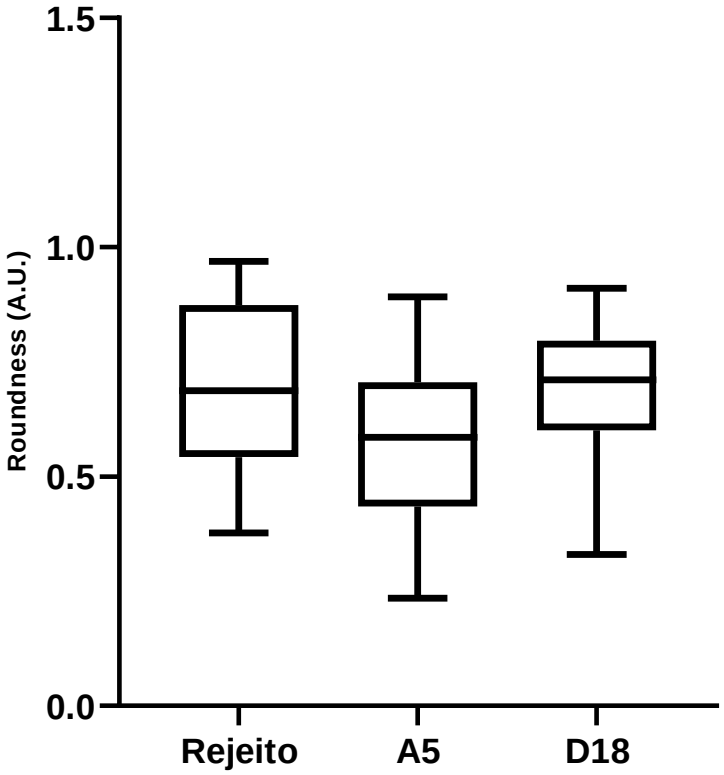


Figura 392: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida ao talo de *Padina sp*. (A, B) e de uma partícula adsorvida ao talo de *Anadyomene sp*. (C, D) coletadas no sítio A5, apresentando C, O, Fe, S, Ca, Cr, Na, Mn, Cl e K.

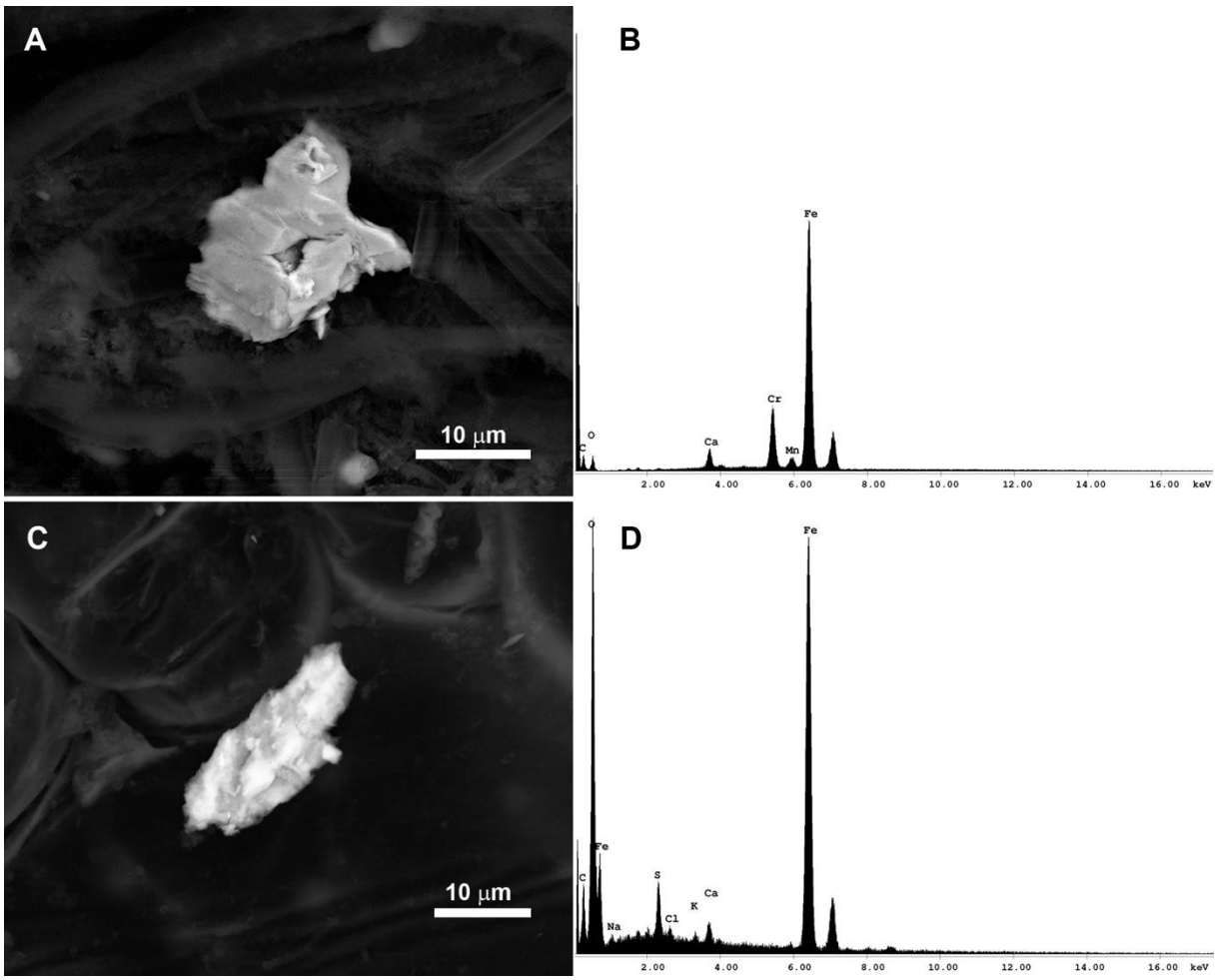


Figura 393: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida aos talos de *Anadyomene stelatta* (A, B), *Padina gymnospora* (C, D) e Plocamium brasiliense (E, F) coletadas no sítio D18, apresentando C, O, Fe, Al, Si, S, Ni Ca, Cr e Na.

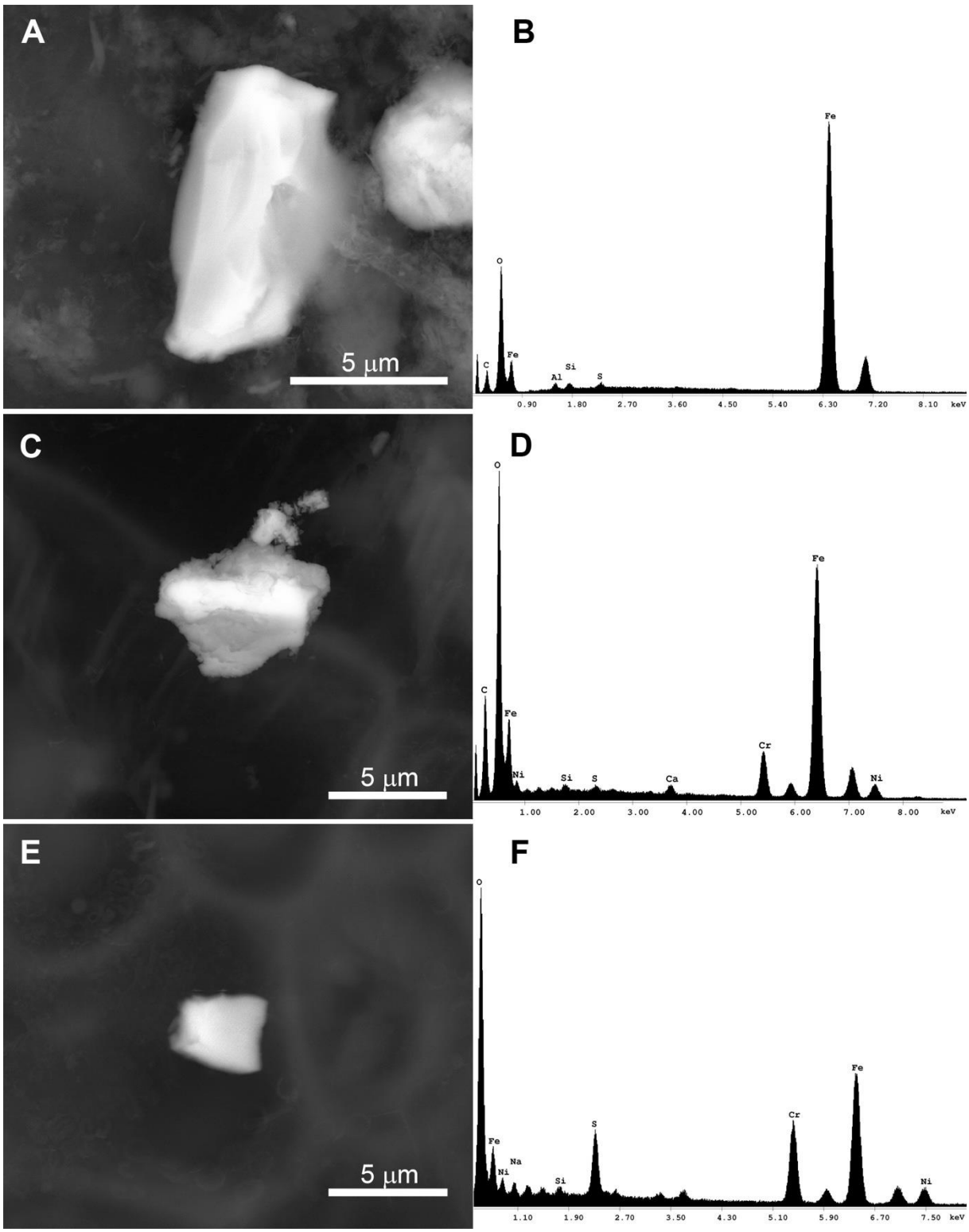


Figura 394: Contribuição de cada elemento traço nas partículas adsorvidas aos talos de macroalgas dos sítios A5 (círculos pretos) e D18 (quadrados vazados). Apenas valores > 0 estão apresentados. At = percentual atômico.

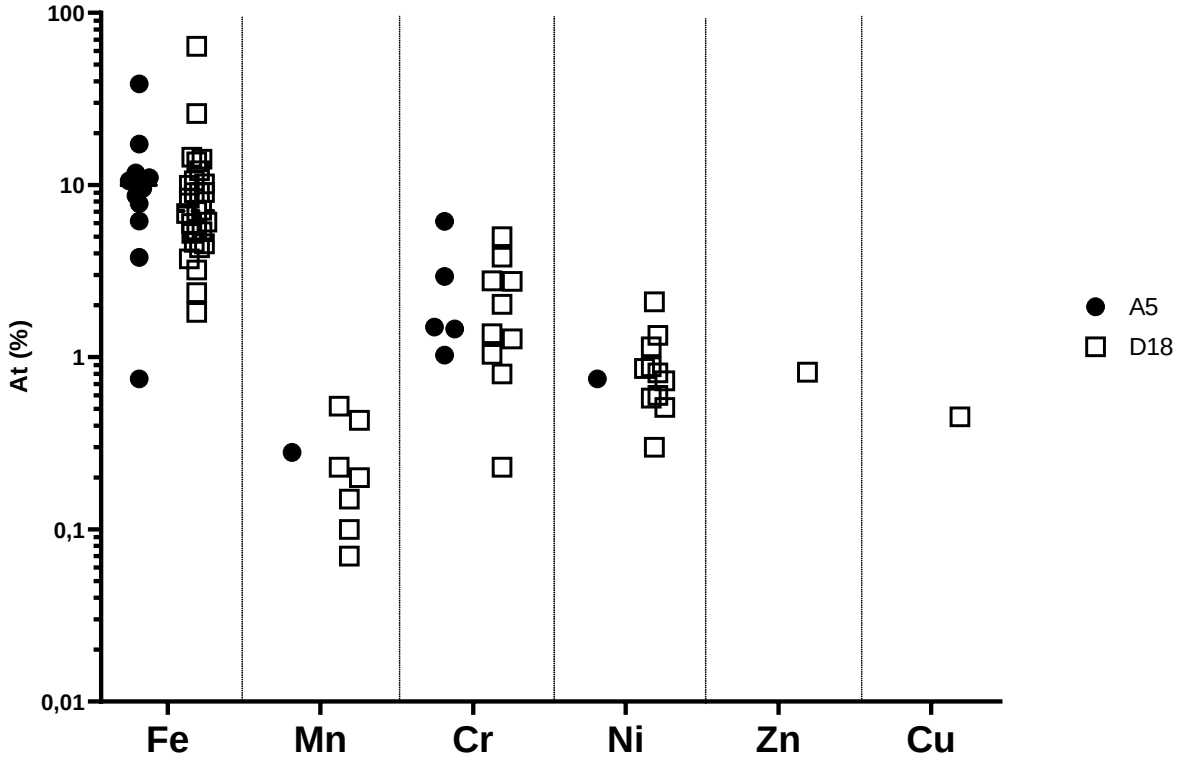


Tabela 103: Contribuição média (percentual atômico – At%) de cada elemento em partículas sedimentares do rejeito e em partículas associadas aos talos de macroalgas dos sítios A5 e D18 (± erro padrão).

Elemento (At %)	Rejeito	A5	D18
Fe	35,9 ± 3,1	11,4 ± 2,8	10,2 ± 2,2
O	57,7 ± 2,8	38,8 ± 3,7	42,4 ± 1,8
Si	3,2 ± 0,34	0,58 ± 0,15	1,4 ± 0,29
Al	1,2 ± 0,21	0,5 ± 0,19	1,4 ± 0,25
C	2,01 ± 0,96	43,2 ± 2,8	40,9 ± 2,5
Mn	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,02	0,06 ± 0,02
Mg	0	0,76 ± 0,26	0,45 ± 0,08
Ca	0	2 ± 0,96	0,27 ± 0,06
S	0	1,4 ± 0,55	0,68 ± 0,20
Cr	0	1,1 ± 0,53	0,75 ± 0,25
Ni	0	0,06 ± 0,06	0,35 ± 0,10
Na	0	0,13 ± 0,07	0,73 ± 0,14
Cl	0	0,11 ± 0,07	0,09 ± 0,04
Mo	0	0	0,04 ± 0,03
P	0	0	0,02 ± 0,01
Zn	0	0	0,03 ± 0,03
Ti	0	0	0,27 ± 0,25
K	0	0	0,03 ± 0,01
Cu	0	0	0,02 ± 0,02

1.1.9.5.2.5 Sedimentos internos dos rodolitos

Os rodolitos apresentam cavidades vazias provenientes de processos de construção (*constructional voids*) e de erosão por organismos perfurantes (*destructional voids*). Estes espaços podem ser preenchidos por sedimentos oriundos do ambiente adjacente, os quais passam a compor a matriz mineral do nódulo, e por sedimentos oriundos da bioerosão (BASSI et al., 2013; WALKER; MOSS,1984) (veja Figura 396). Desta forma, o estudo da composição mineralógica, ultraestrutura e composição elementar dos sedimentos associados aos rodolitos pode contribuir com o registro da extensão e da magnitude do impacto do rompimento da barragem sobre bancos de rodolitos.

Nas amostras oriundas das áreas A e B houve predominância de minerais biogênicos (calcita Mg, calcita e aragonita > 88%), com pequenas proporções de silicatos de origem continental (quartzo, caulinita e muscovita). Na Área C, a contribuição de minerais biogênicos é aproximadamente 15% menor do que nas áreas A e B. A proporção de silicatos (principalmente caulinita) também é maior, sendo que no sítio C4, mais próximo à foz do Rio Doce, houve a detecção dos minerais gibbsita (1%) e goetita (2%), que também foram encontrados nas amostras do rejeito. Na Área D, a proporção de minerais biogênicos é ainda menor (aprox. 61%), por conta da maior contribuição de sedimentos de origem continental, principalmente a caulinita. No sítio D10 foi detectada a gibbsita (3,2%) e em D7,

mais próximo da Foz do Rio Doce, detectou-se tanto a gibbsita (3,4%) quanto uma quantidade expressiva do mineral ferroso goetita (5,8%) (Figura 395).

No caso dos sedimentos ferrosos, a composição dos sedimentos superficiais desses sítios apresenta hematita em sua constituição, enquanto que, no interior dos rodolitos, foi encontrada a goetita. Este resultado pode estar relacionado com o tamanho dos grãos desses minerais e sua remobilização, uma vez que a goetita forma grãos mais finos (< 5µm) e mais facilmente carreados, enquanto a hematita é encontrada em sedimentos mais grossos (> 37µm) e tende a precipitar mais rapidamente (PIRES et al., 2019). Estes dois polimorfos correspondem aos principais sedimentos ferrosos encontrados em processos de exploração de minério de ferro (DAUCE et al., 2019).

Os sedimentos das cavidades dos rodolitos foram perceptíveis em imagens de rodolitos dos sítios A5 e B1 (Figura 397), com cor esbranquiçada, característica de sedimentos carbonáticos. Por outro lado, nas amostras dos sítios C4 e D7, os sedimentos de preenchimento foram finos, compactos e amarronzados. No sítio D10, a cor foi semelhante à de C4 e D7, mas os sedimentos apresentaram maior granulometria (mais grossos). A ausência de sedimentos finos em D10 pode estar relacionada à ausência de goetita nesta fração (indicada pela difração de raios-X), uma vez que esse mineral é normalmente encontrado em frações mais finas (PIRES et al., 2019). Desta forma, a ocorrência destes minerais ferrosos somente no interior de rodolitos dos dois pontos mais próximos a foz do Rio Doce pode indicar a deposição de sedimentos finos oriundos do rombimento sobre os bancos de rodolitos das áreas C e D.

A análise de cluster com os dados mineralógicos (porcentagem de minerais do tipo carbonato, silicato, aluminosos e ferrosos) indicou a formação de formação de cinco grupos (Figura 398): 1) Sedimentos da barragem (IB); 2) C4 e D7; 3) D10; 4) A5; 5) B2 e C2. A maior dissimilaridade dos sedimentos oriundos da barragem se deve ao fato desta amostra apresentar majoritariamente silicatos e minerais ferrosos, com a ausência de carbonatos (abundantes na plataforma continental) (REIS et al., 2016). A maior influência dos sedimentos ferrosos, sedimentos carbonáticos e silicatos na separação dessas amostras também fica evidente na PCA (Figura 399).

A análise por imageamento de elétrons retro-espalhados evidenciou a presença de partículas compostas por elementos de maior raio atômico (maior brilho) em todos os sítios amostrados (Figura 400, Figura 401, Figura 402, Figura 403, Figura 404, Figura 405). A análise por EDS revelou que se tratam de partículas predominantemente compostas por Fe e O, possivelmente óxidos de ferro, com outros elementos como Si e Al, provavelmente oriundos de partículas de silicato de alumínio depositadas sobre esses sedimentos de maior brilho, além do Ca e Mg oriundos de partículas adjacentes, possivelmente de carbonato de cálcio ($CaCO3$ ou $Ca(Mg)CO3$), cuja origem é biogênica. Em algumas partículas foram detectados metais-traço como Mn, Cr, As, Ti, Pb e Ni, alguns deles com contribuição de até 30%. A presença desses elementos na estrutura dos óxidos de ferro pode ser resultado de processos de captação/trapeamento à estas partículas durante seu transporte até o ambiente marinho (QUEIROZ et al., 2018). Assim, o conjunto dos resultados aqui apresentados evidenciam a ocorrência, no interior de rodolitos, de partículas de sedimento com composição

elementar equivalente àquela do rejeito, em todos os sítios amostrados, principalmente em C4 (Figura 403) e D7 (Figura 404). Nestes dois sítios, a ocorrência de rejeito associado aos rodolitos também foi evidenciada pela análise mineralógica (detecção da goetita, principalmente) e pela análise microestrutural, que permitiu identificar partículas sedimentares com faces cristalinas bem definidas e de dimensões similares ao sedimento do interior da barragem (WU et al., 2019). A presença destes minerais ferrosos em rodolitos, cinco anos após o rompimento, indica exposição crônica ao rejeito e riscos a biota marinha, uma vez que a redução do Fe3+ em Fe2+, por conta de atividade microbiana ou processos de degradação de matéria orgânica, tem efeito importante na biodisponibilidade de metais traço (QUEIROZ et al., 2018). A presença dos metais-traço em rodolitos, que pode se amplificar com a re-disponibilização destes elementos na coluna d´água, pode comprometer a saúde das algas e impactar a biomineralização do $CaCO_3$, um processo chave nos ecossistemas recifais e bancos de rodolitos.

Figura 395: Sítios de coleta de rodolitos e proporções mineralógicas dos sedimentos internos na campanha de julho de 2019.

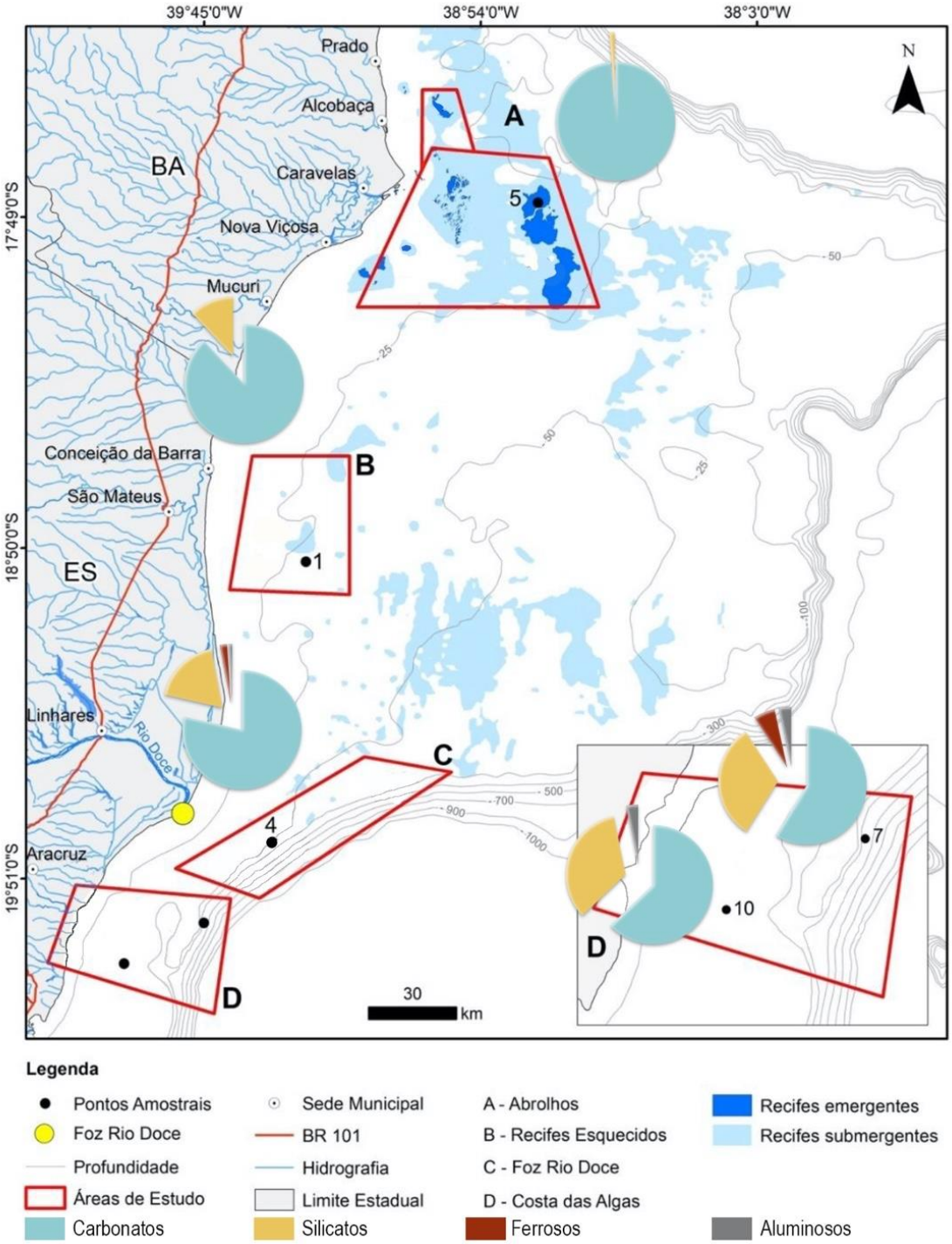


Figura 396: Bancos de rodolitos da Área D (painel A) e detalhes dos sedimentos aprisionados no interior dos nódulos (painéis B-D). O painel C mostra crostas de algas coralináceas e o painel D mostra briozoários compondo a estrutura do nódulo.

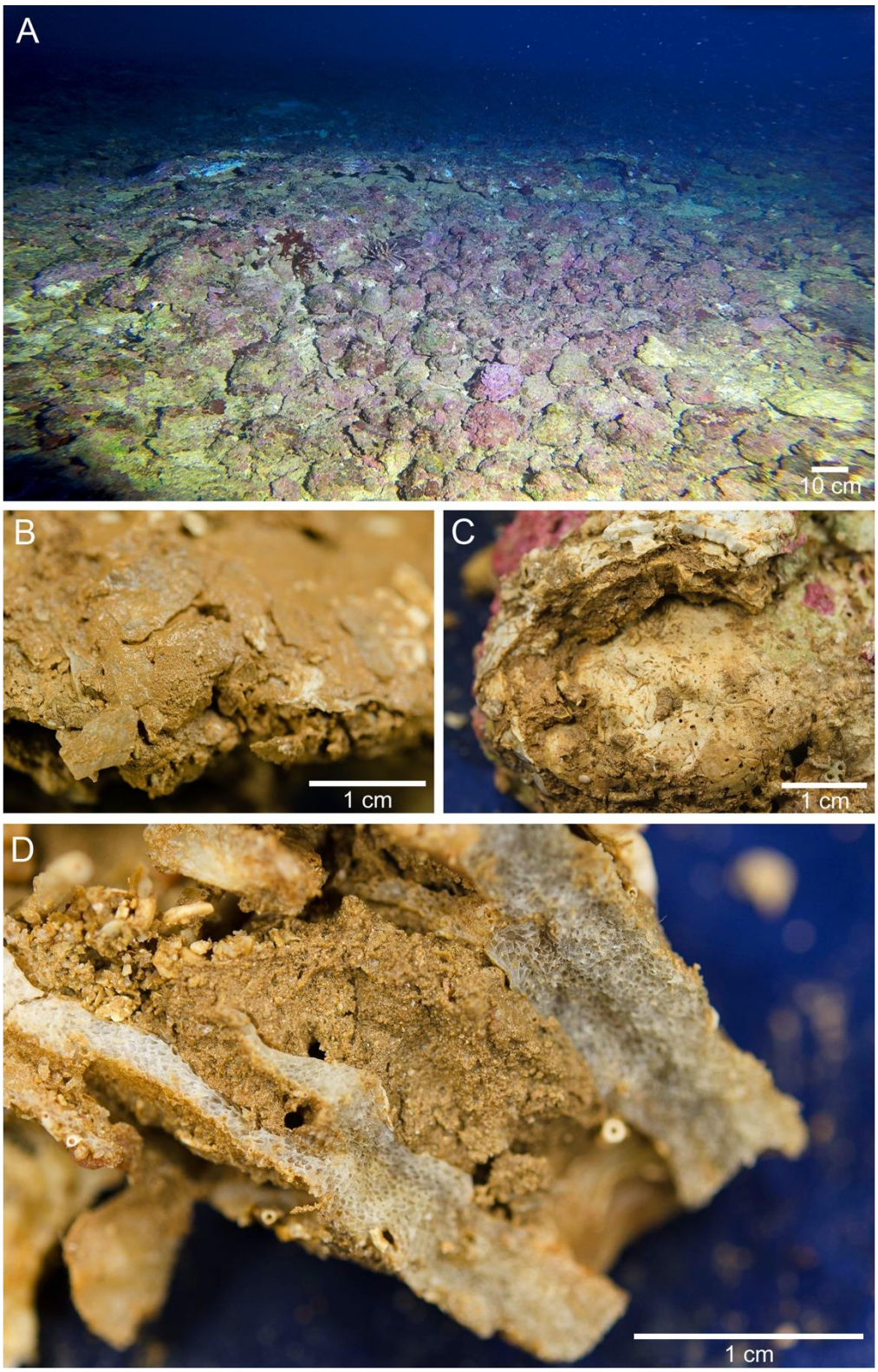


Figura 397: Imagens dos rodolitos de cada sítio selecionados para a análise do sedimento interno. A: A5; B: B1; C: D7; D: D10; E: C4.

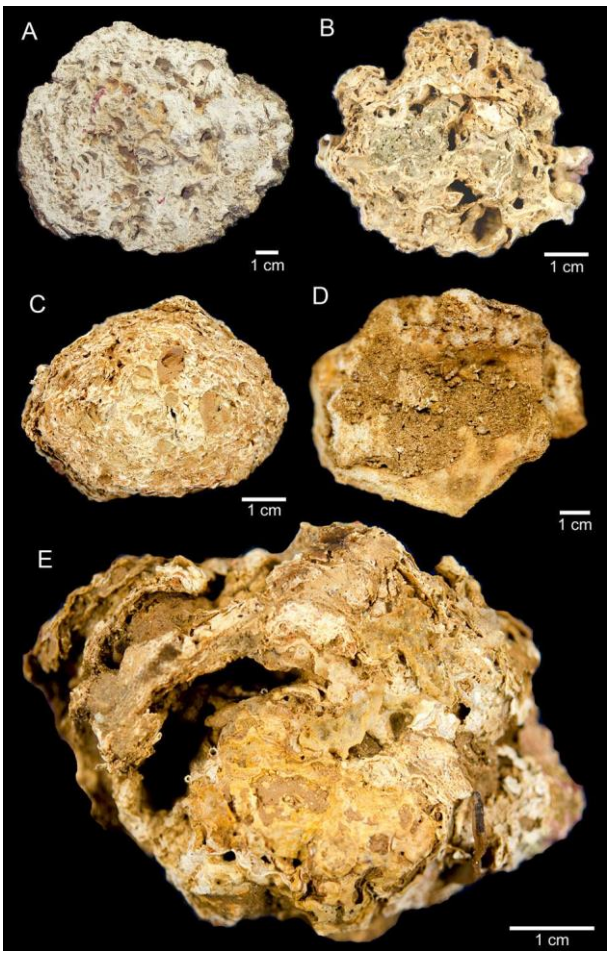


Figura 398: Cluster Hierárquico com dados de mineralogia da amostra de sedimento da barragem e dos sedimentos internos de rodolitos.

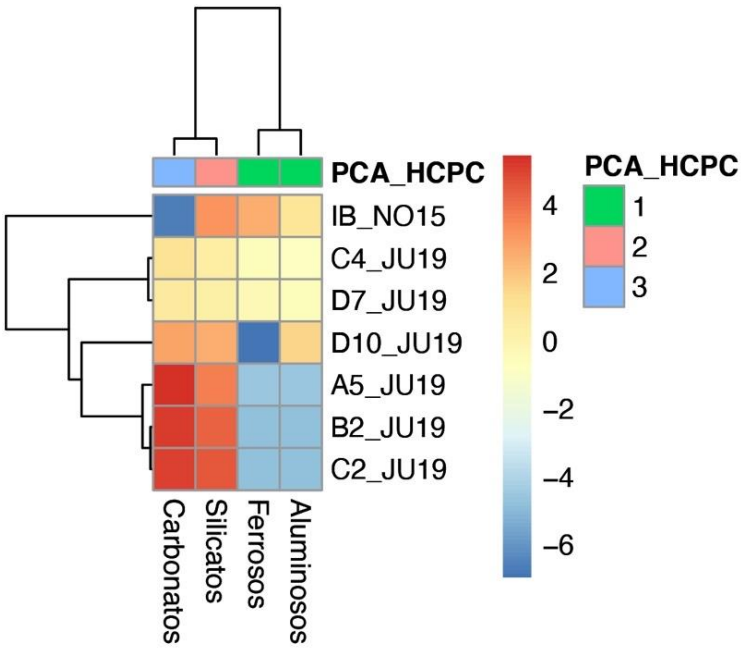


Figura 399: Análise de componentes principais com dados de mineralogia dos sedimentos costeiros e correlações com a distância da foz do Rio Doce, distância do rio Piraquê-Açu e distância do rio Reis Magos. Os símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.

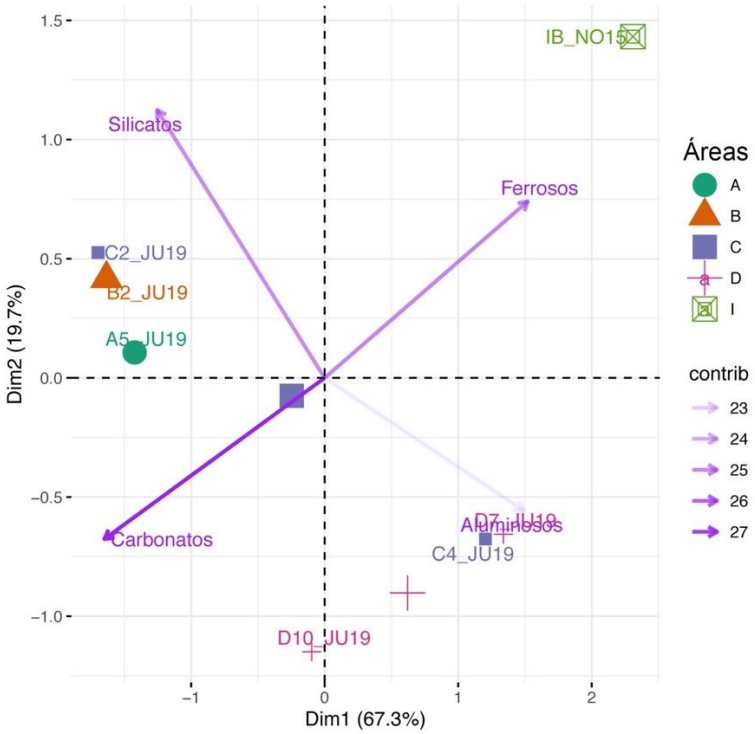


Figura 400: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas de óxido de ferro da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio A5 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm.

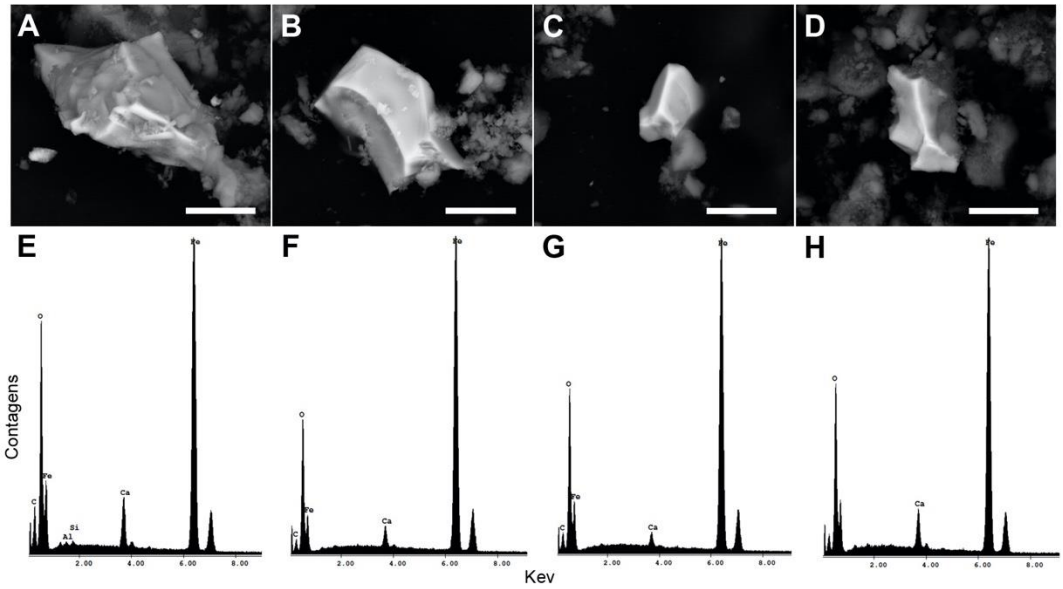


Figura 401: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de duas partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio B1 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva para as mesmas partículas acima. Barra de escala: A) 3 µm; B) 1 µm.

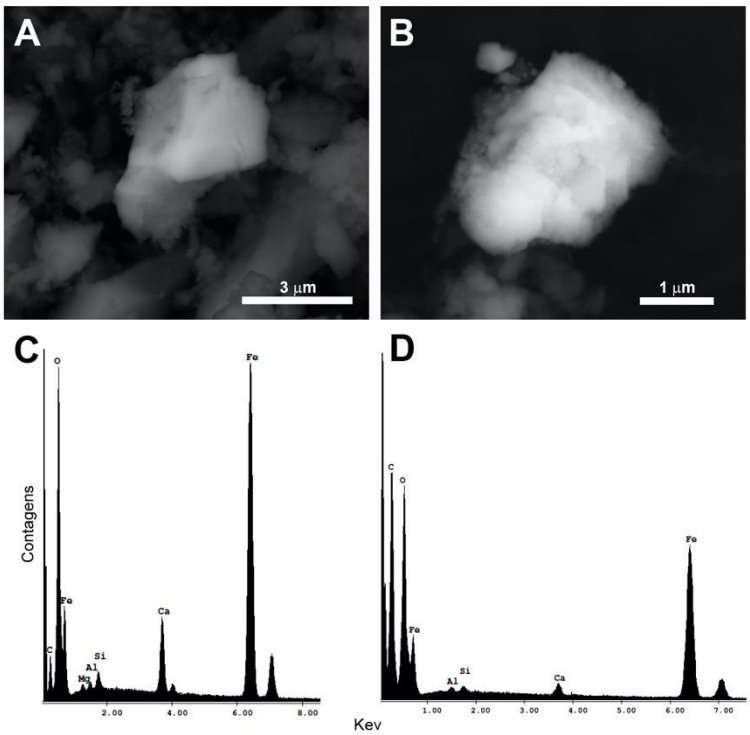


Figura 402: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio C2 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala: A) 10 µm; B) 3 µm; C) 5 µm; D) 10 µm.

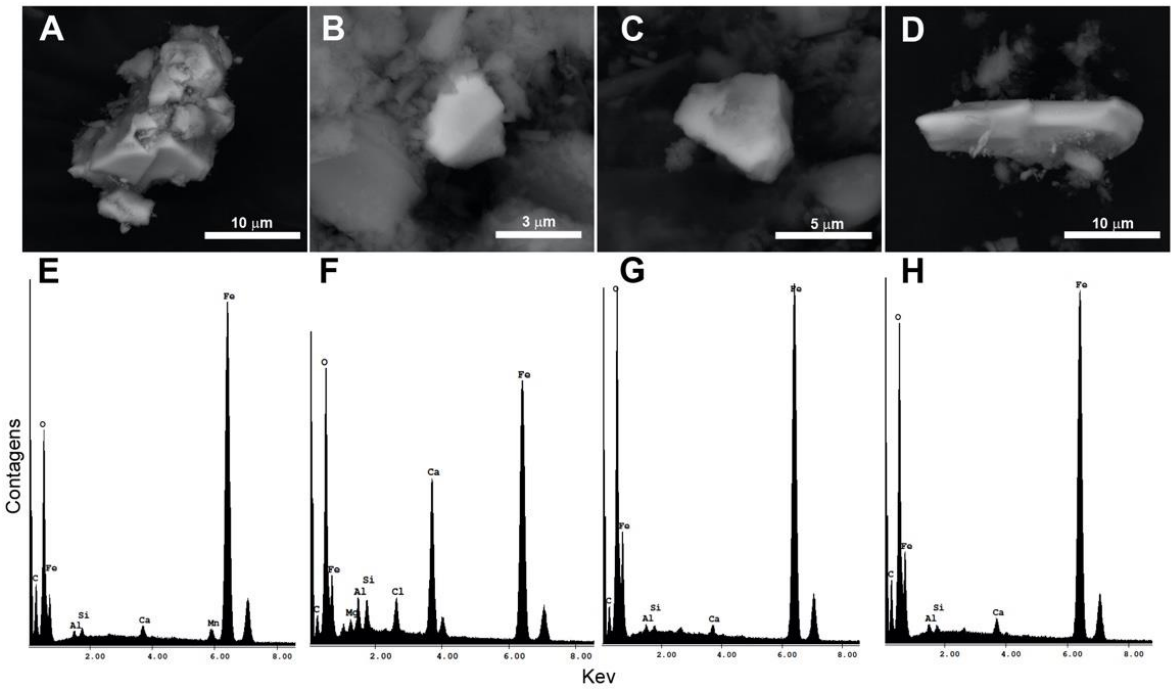


Figura 403: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio C4 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm.

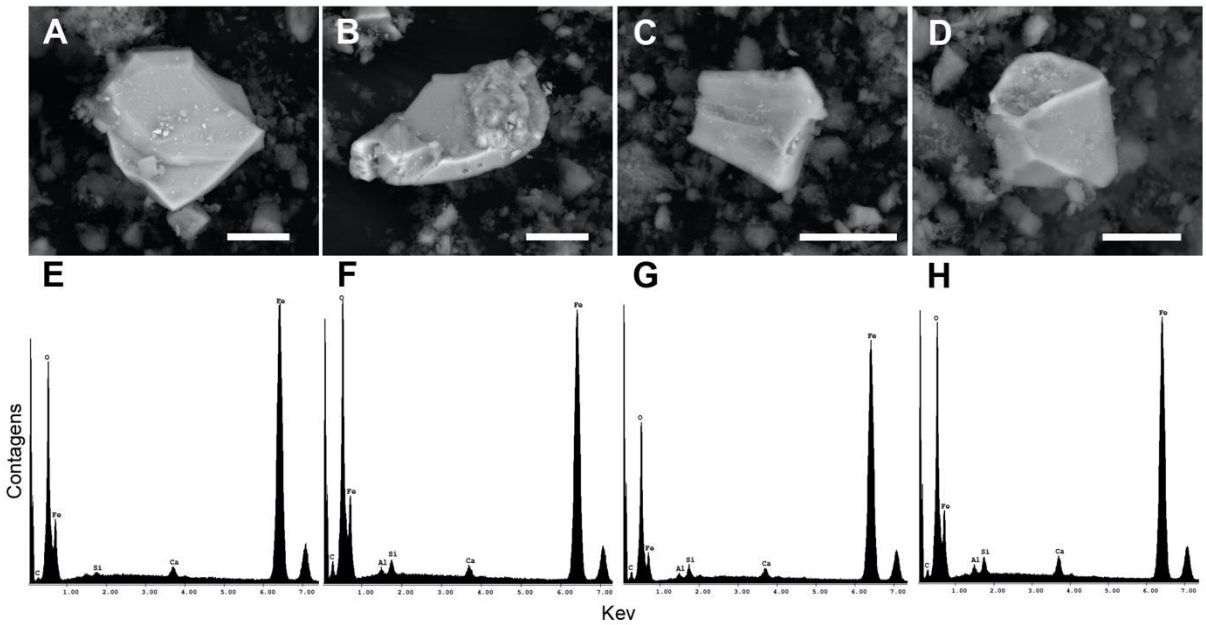


Figura 404: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de quatro partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio D7 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 10 µm.

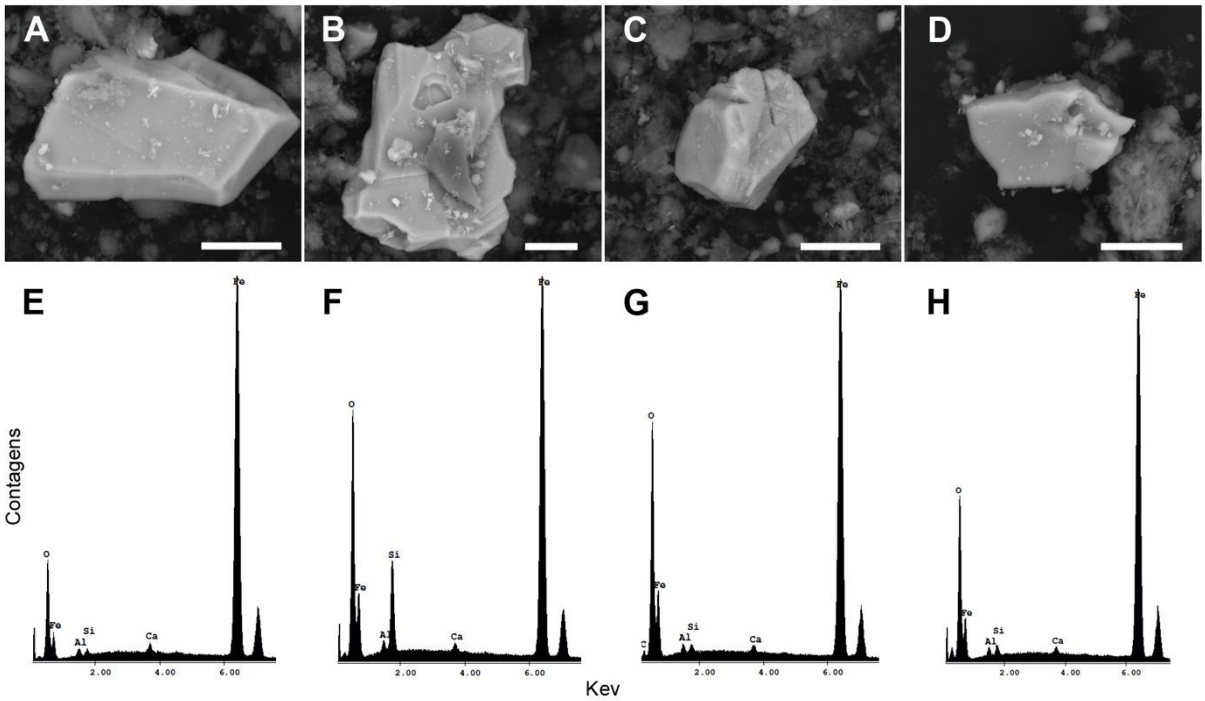
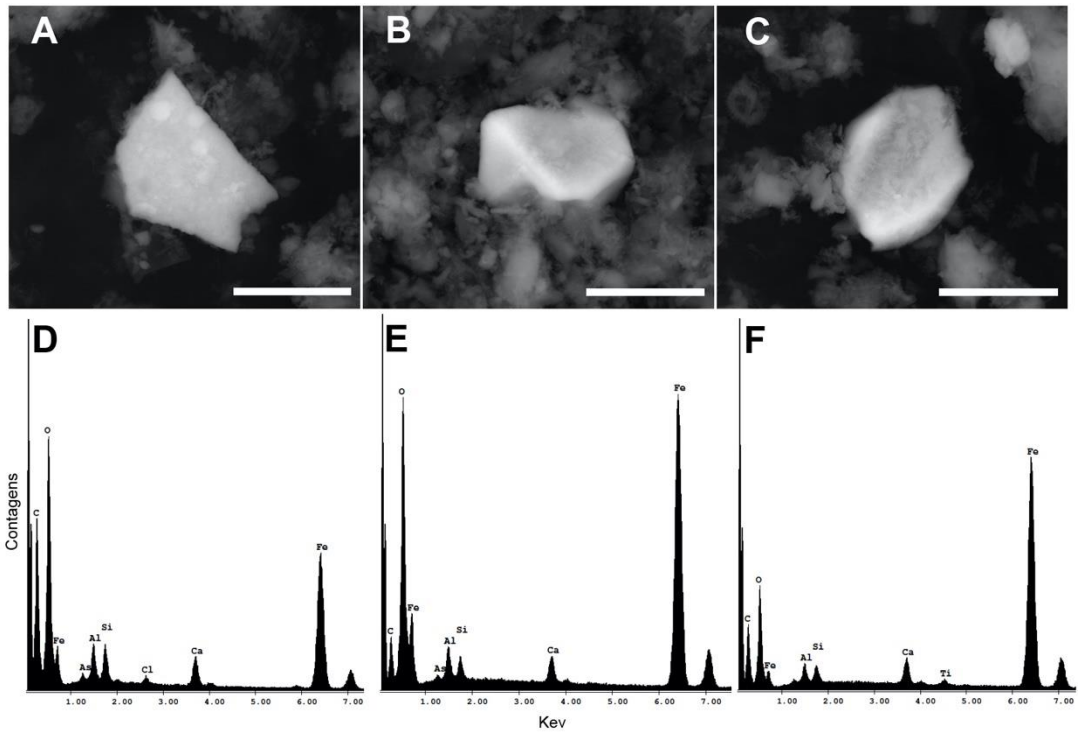


Figura 405: Imagens de microscopia eletrônica de varredura no modo elétron retroespalhado de três partículas da amostra do sedimento interno do rodolito coletado no sítio D10 (semelhantes às partículas do rejeito). Dados de composição elementar obtidos por Espectroscopia de Energia Dispersiva referentes a cada partícula acima. Barra de escala = 5 µm.



2.1.9.1 Estrutura interna de rodolitos

O conjunto de organismos que estrutura os rodolitos inclui organismos construtores e macrobioerosores. Além disso, são encontradas icnocenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios (*constructional* and *destructional voids*) e espaços ocupados por sedimentos. Conforme indicado no relatório anterior (RRDM, 2020), a estrutura interna dos rodolitos não varia sazonalmente. Dessa forma, os resultados aqui apresentados são derivados das amostras da campanha de julho de 2019, cuja malha foi a mais completa (sítios A5, B1, C2, C4, D3, D5-8, D10-11 e D13) e cobriu uma grande diversidade de fisionomias de fundo.

O habitat biogênico mais extenso da Plataforma do Rio Doce é o banco de rodolitos, que ocupa grande parte da plataforma média/externa, de 45 a 85 m de profundidade, variando em densidade ao longo da plataforma e de acordo com a profundidade (HOLZ et al., 2020). Os bancos de rodolitos tendem a ser mais densos em direção ao talude da plataforma, com uma transição de nódulos esparsos e soltos, na plataforma média, intercalados por areia/cascalho/Bryozoa, a nódulos altamente densos e agregados, na plataforma externa (HOLZ et al., 2020). A estrutura interna dos rodolitos foi congruente com esse cenário. Os principais organismos construtores (Tabela 104) foram algas calcárias incrustantes (CCA) e briozoários (Bryozoa). As CCA foram os organismos mais abundantes em todos os sítios, com exceção de D10. Os briozoários apresentaram porcentagem relativa maior (15-30%) nos sítios C4, D3, D5, D6, D10, D11 e D13.

O nMDS revelou dois grupos de amostras, com aproximadamente 60% de similaridade entre si, o primeiro formado pelos sítios A5, B1, C2, D7 e D8, e o segundo formado pelos sítios C4, D3, D5, D6, D11 e D13. O sítio D10 ficou isolado na ordenação (Figura 406). O sítio D10 apresentou maior percentual de espaços vazios (32%) e de icnocenoses (traços de poliquetas). Os rodolitos de C4, D3, D5, D6, D11 e D13 foram compostos majoritariamente por algas calcárias, com contribuição importante de briozoários (15-30%). Nos sítios A5, B1, C2, D7 e D8, os briozoários representaram menos de 5% da estrutura.

Sedimentos contribuíram com mais de 7% da estrutura interna dos rodolitos em todos os sítios, com exceção de A5. A Área C apresentou maior contribuição de sedimentos (média de 17,4%, PERMANOVA pair-wise $p < 0,0006$). A contribuição de sedimentos nos rodolitos da Área D (média = 11,6%) diferiu daquelas observadas para as áreas A e C (PERMANOVA pair-wise, $p = 0,0006$), mas foi similar à da Área B (média de 7,9%, PERMANOVA pair-wise $p = 0,0546$). Os rodolitos do sítio A5 não tiveram contribuição significativa de sedimentos em suas estruturas internas. Os resultados corroboram o efeito da proximidade da foz do Rio Doce em várias das dimensões analisadas pelo subprojeto (e.g. cobertura bêntica) e são congruentes com as maiores taxas de sedimentação registradas na Área B (veja item 1.1.9.5.2.2).

As análises de sedimentos internos e de estrutura interna dos rodolitos são diretamente relacionadas entre si. Nesse sentido, demonstrou-se que parte do sedimento interno pode ser correlacionado ao rejeito (maior concentração em sítios próximos a foz do Rio Doce) e que a quantidade de sedimentos retidos dentro dos rodolitos é maior nos sítios mais próximos a foz. Conjuntamente, estes resultados apontam para uma expressiva influência da foz do Rio Doce nos bancos de rodolitos mais próximos a ela, a qual reflete também maior impacto sofrido nestes bancos pela pluma de rejeitos. Mesmo os bancos de rodolitos de Abrolhos, mais distantes da foz, foram atingidos pelos rejeitos, mas em menor escala.

Figura 406: Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com dados da composição dos nódulos (Bray Curtis) (amostragem de julho de 2019).

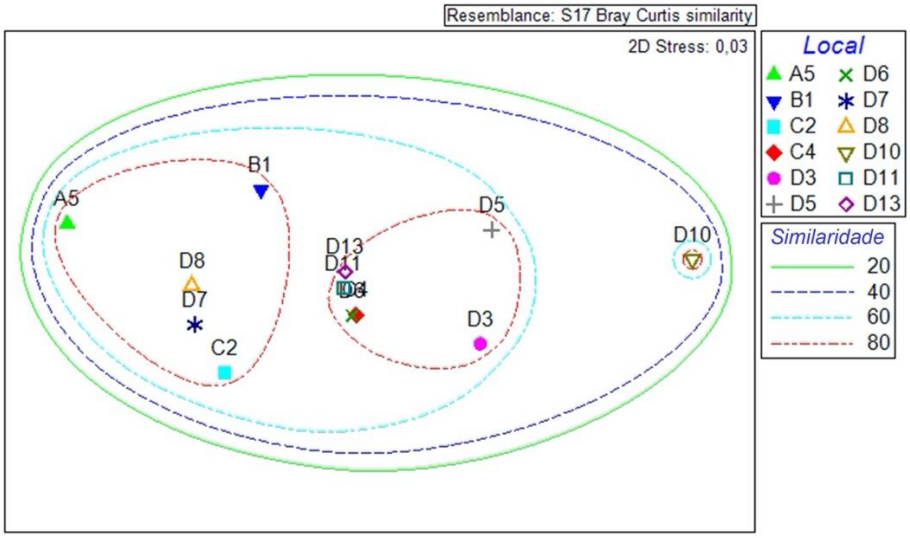


Tabela 104: Percentagem de organismos construtores, macrobioerosores e icnocenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios (“constructional and destructional voids”) e sedimento de rodolitos coletados em julho de 2019.

Sítio	A5	B1	C2	C4	D3	D5	D6	D7	D8	D10	D11	D13
Organismos construtores												
Alga Calcária Incrustante (%)	80	59	60	52	42	38	54	66	68	18	58	54
Briozoário (%)	1	5	6	18	29	26	19	1	2	29	17	16
Coral (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Peyssonneliales (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0,00
Serpulídeo (%)	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Macrobioerosores												
Esponja (%)	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sipúncula (%)	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Bivalve (%)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entobia (%)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
Lithophaga (%)	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0

1.1.9.5.3 Comunidades planctônicas

Os recifes de corais são altamente produtivos e abrigam um número de espécies maior do que qualquer outro habitat marinho (SHEPPARD et al., 2017). Os corais e o fitoplâncton possuem uma relação de interdependência. Além daqueles serem dependentes de microalagas endosimbiontes (zooxantelas), há troca de nutrientes entre a coluna d'água acima e os corais, sendo o fitoplâncton uma importante fonte de nutrientes alóctones, principalmente através da herbivoria (GENIN et al., 2009). A importância da produção primária, oriunda do fitoplâncton, para os recifes pode ser observada pela mudança do modo dominante de nutrição dos corais de heterotrofia para fototrofia com o aumento da distância da costa (WILKINSON, 1986). AYUKAI (1995) sugere que as concentrações de fitoplâncton influenciam o modo nutricional dos corais e a habilidade dos corais reterem plâncton é um dos seus mecanismos de sustento. Além da fração fotossintetizante bactérias heterotróficas quem compõem a microbiota marinha interagem com elementos da comunidade bentônica, especialmente corais, influenciando sua saúde (VANWONTERGHEM; WEBSTER, 2020).

Neste projeto, organismos nas faixas dimensionais desde o picoplâncton (<2 µm, composto por procariontes, i.e. cianobactérias bactérias heterotróficas, e protistas auto e heterotróficos) até o microplâncton (20 – 200 µm), coletados com abordagens complementares (Figura 407, veja também Figura 346) foram quantificados e caracterizados através de uma combinação de técnicas com diferentes resoluções de abundância, tamanhos e taxomia, a saber: (i) citometria de fluxo multiparamétrica, (ii) imageamento automatizado em fluxo e (iii) microscopia invertida de campo claro. Esta abordagem integrada forneceu um panorama abrangente e acurado dos grupos de microorganismos planctônicos mais abundantes e relevantes para a produção primária e ciclagem de carbono, compondo um "*baseline"* ímpar para a compreensão do estado do ecossistema e do acoplamento entre a coluna d'agua e os fundos recifais e bancos de rodolitos da região afetada pelo rompimento da barragem.

Inicialmente será apresentada uma descrição da abundância numérica dos diferentes grupos do pico e nanoplâncon auto e heterotrófico e do microfitoplâncton, pigmentos e partículas detríticas, bem como resultados das métricas de riqueza e diversidade da fração fototrófica. Em seguida serão apresentados os resultados de análises multivariadas (PCA, dbRDA e nMDS) integrando os diferentes grupos do plâncton e buscando os efeitos das variáveis físicas do ambiente sobre estes grupos nas amostras das quatro áreas e nas cinco campanhas realizadas durante o projeto.

1.1.9.5.3.1 Comunidades fitoplanctônicas e pigmentos clorofilianos

Organismos autotróficos nas faixas dimensionais do pico e nanoplâncton foram quantificados e caracterizados através de citometria de fluxo em amostras de superfície de todos os sítios amostrados, e também em amostras obtidas próximas ao fundo em sítios selecionados nas quatro áreas (A, B, C, D). Para fins de simplificação e para facilitara a leitura, a indicação de cada uma das 5 campanhas em gráficos e tabelas será pelo mês e ano do início de cada campanha (Quadro 4).

Figura 407: Amostragem de plâncton de rede. A: lançamento; B) arrasto; C) recolhimento.

Quadro 4: Datas de início e fim das coletas para análise do plâncton associado aos ambientes recifais e bancos de rodolitos nas 5 campanhas.

Campanha	Data de início das coletas	Data final das coletas	Código da campanha
1	20/11/2018	12/12/2018	NOV18
2	18/02/2019	27/04/2019	FEV19
3	28/06/2019	28/07/2019	JUL19
4	09/09/2019	15/10/2019	SET19
5	15/02/2020	17/03/2020	FEV20

A citometria de fluxo é uma técnica de detecção automatizada, baseada no espalhamento e fluorescência de luz, utilizada para quantificação de organismos planctônicos, tipicamente nas frações <10µm e com potencial para detecção de células <1um, incluindo as menores cianobactérias que dominam o plâncton oceânico (SOSIK et al., 2010). A fração autotrófica do plâncton é detectada pelo espalhamento de luz, diretamente proporcional ao tamanho das células, e pela fluorescência da clorofila. A fluorescência dos pigmentos acessórios ficoeritrina e ficocianina também é detectada e utilizada na discriminação de diferentes grupos (PROPPS et al., 2016). Esta técnica permite discriminar com precisão populações de picocianobactérias, especialmente *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp., importantes componentes do fitoplâncton marinho (PARTENSKY et al., 1999a), e também eucariotos clorofilados na faixa dimensional do nanoplâncton (Figura 408).

Entre os microorganismos autotróficos, as picocianobactérias dos gêneros *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. foram as mais abundantes, atingindo até 253.10^6 e 362.10^6 células L^{-1}, respectivamente (Figura 409). *Prochlorococcus* é muito abundante nas regiões oceânicas tropicais e subtropicais oligotróficas, podendo representar mais de 50% da biomassa fitoplanctônica (NEVEUX; LANTOINE, 1993; TENÓRIO et al. 2018). O gênero *Synechococcus* apresenta uma distribuição mais ampla que *Prochlorococcus* e são mais abundantes em regiões mais ricas em nutrientes e próximas a costa (NEVEUX et al., 2009; PARTENSKY et al., 1999b; TENÓRIO et al. 2018). No entanto, o aumento na disponibilidade de nutrientes em direção a costa, oriundos de aportes continentais ou de processos de mistura, induz o aumento da importância dos eucariotos autotróficos em direção à costa, com o (FLOMBAUM et al., 2013). Observou-se um grande contraste na abundância destes componentes entre Áreas e sazonalmente. Os sítios da Área A apresentaram as menores concentrações de *Prochlorococcus* spp., enquanto os das áreas B, C e D apresentaram as maiores concentrações destas cianobactérias, principalmente as duas últimas. De forma geral, observou-se relação inversa entre as abundâncias de *Prochlorococcus* e *Synechococcus*. Picocianobactérias contendo o pigmento acessório ficocianina foram detectadas em diversos sítios, porém representando menos de 1% do total de picocianobatérias. Eucariotos autotróficos na faixa dimensional do nanoplâncton foram detectados em concentrações entre 0,1 e 22.10^6 células L^{-1}.

Figura 408: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (painéis da esquerda) e heterotróficos (painéis da direita) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). A áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência de DNA corado com o fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autótrofos, detectados pela fluorescência vermelha da clorofila, foram removidos da análise de heterótrofos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma.

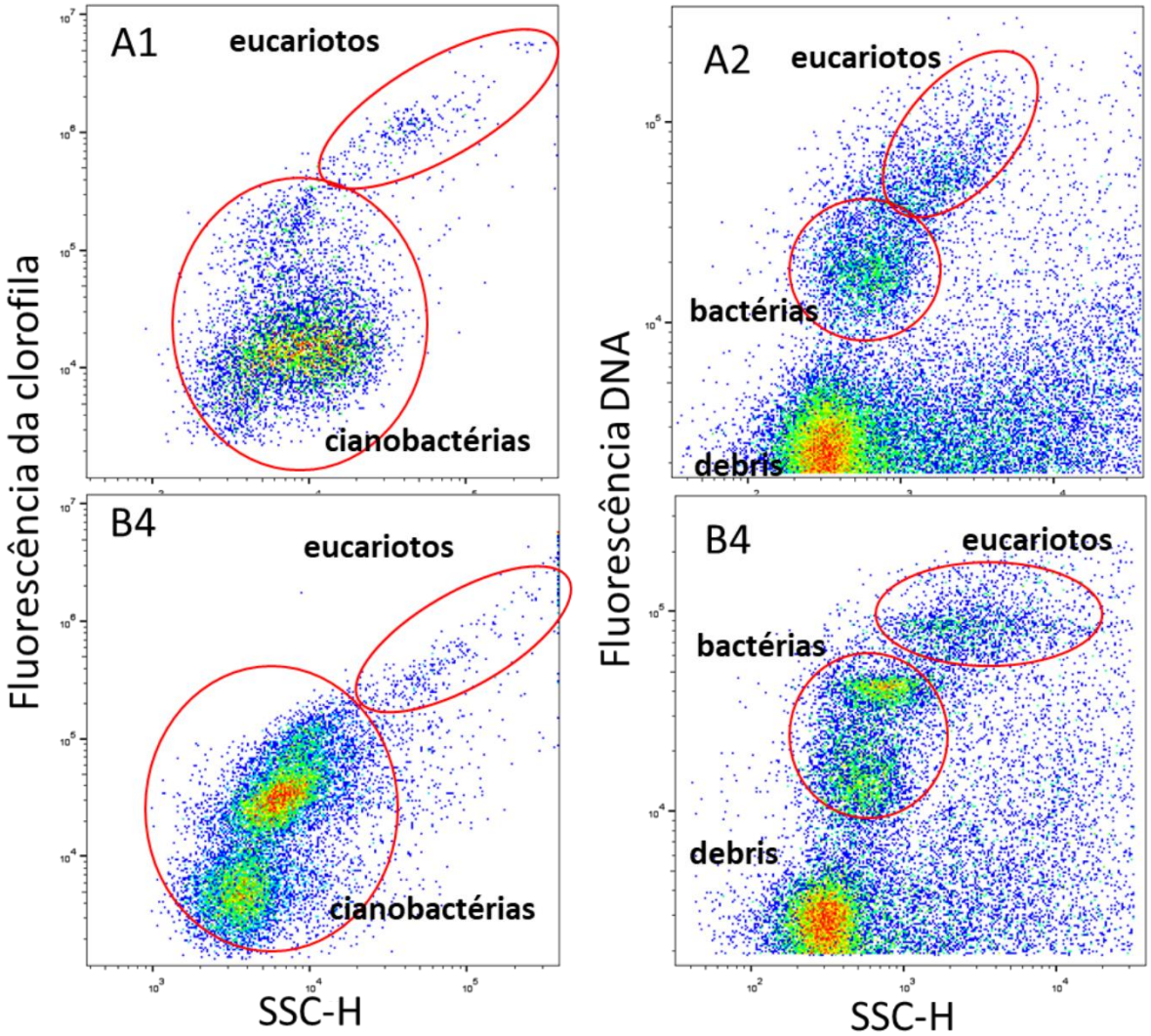
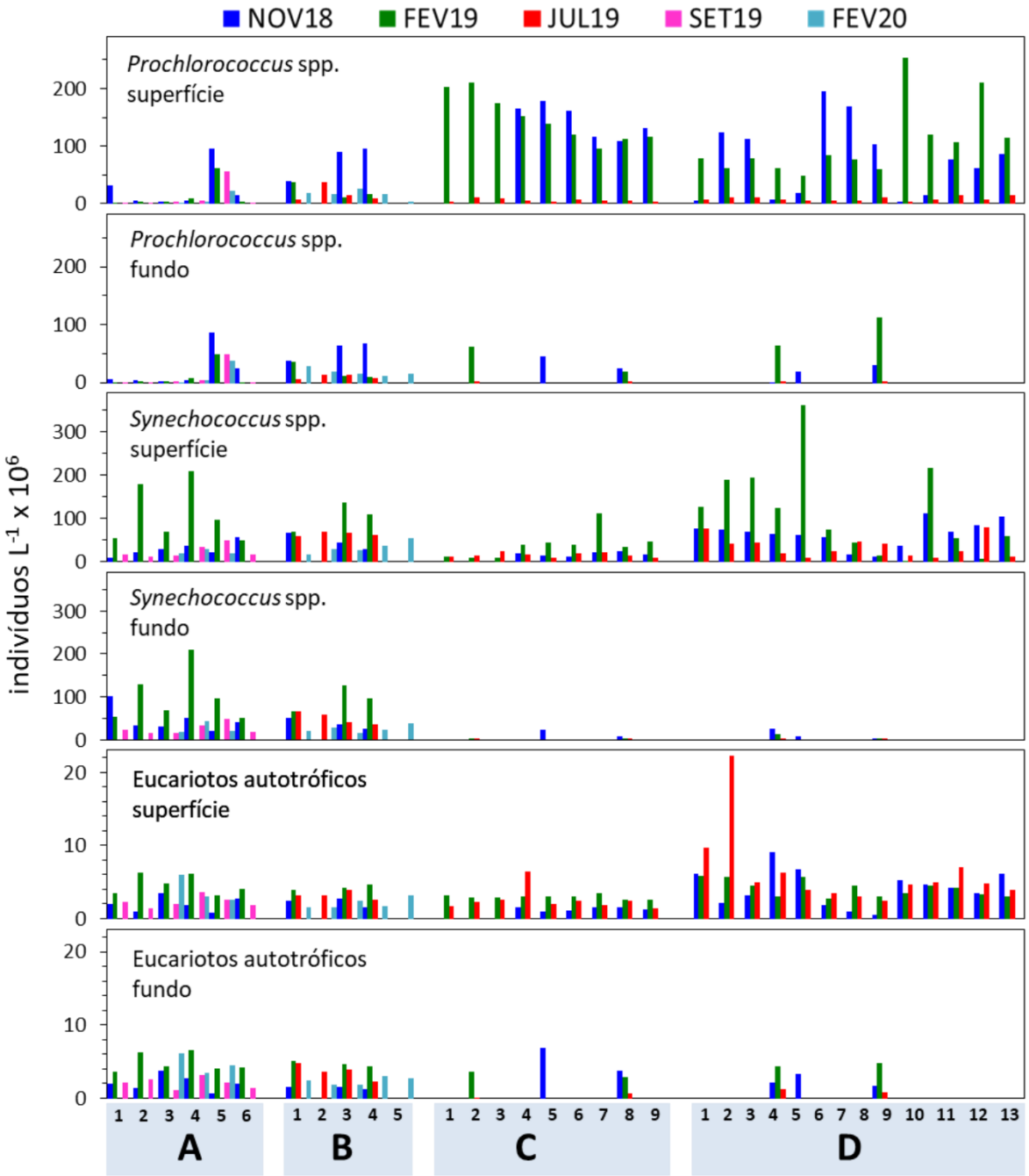


Figura 409: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determindada por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); azul claro (fevereiro de 2020).



Comunidades planctônicas na faixa dimensional acima de 5µm até ca. 100 µm foram analisadas por duas técnicas de microscopia: um sistema automatizado de imageamento em fluxo (FlowCam®) e por microscopia invertida de campo claro convencional, após concentração em câmaras de sedimentação.

Essas duas abordagens são complementares. Mesmo com alguma sobreposição, o sistema de imageamento em fluxo abarca populações de organismos menores e mais abundantes do que o que é normalmente analisado na microscopia invertida. Além disso, o imageamento em fluxo permite a quantificação de partículas detríticas presentes na água, o que é operacionalmente inviável na microscopia invertida convencional. Por outro lado, a microscopia invertida é adequada a quantificação de organismos menos abundantes e melhor resolução taxonômica. A seguir são descritos os resultados da abundância dos diferentes grupos funcionais e taxonômicos analisados com estas técnicas.

Nas análises das amostras pelo método clássico de sedimentação e observação em microscópio invertido, indivíduos pertencentes a pelo menos treze grupos taxonômicos, nos níveis de filo, super-classe e classe, foram identificados na fração >15µm, abarcando os componentes do fito- e protozooplâncton (Figura 410, Figura 411 e Figura 412). Considerando os membros do fitoplâncton, i.e., organismos indubitavelmente classificados como eucariotos clorofilados e cianobactérias filamentosas, as contagens por microscopia invertida, assim como as análises com a *FlowCam,* mostraram domínio de diatomáceas (Filo Bacyllariophyta) na maioria das amostras, tanto em superfície quanto próximo ao fundo (Figura 411 e Figura 412), atingindo uma concentração máxima de 34.10^3 indivíduos.L^{-1}. Outros grupos abundantes do fitoplâncton foram: dinoflagelados (Superclasse Dinoflagellata), pequenos flagelados da Classe Coccolithophyceae, cianobactérias filamentosas (Classe Cyanophyceae). Dinoflagelados dominaram as comunidades de superfície: i) em novembro de 2018 nas estações B4, C5 e D8; ii) em fevereiro de 2019 nas estações A3 e C2; iii) em julho de 2019 na estação D4. A abundância de dinoflagelados também foi significativa em várias outras amostras, apesar de não dominar a comunidade. A maior concentração de dinoflagelados foi 5,5. 10^3 indivíduos.L^{-1}. Especialmente, durante a última coleta, em fevereiro de 2020, dinoflagelados dominaram as comunidades de superfície em todas as estações amostradas (i.e., A3, B1 e B4) (Figura 412). Cianobactérias filamentosas e cocolitoforídeos também tiveram uma abundância significativa em várias amostras, sendo que cocolotitoforídeos dominaram a amostra superficial da estação C5 em novembro de 2018.

As análises por imageamento dinâmico em fluxo revelaram o domínio de diatomáceas (concordando com as análises de microscopia), sendo abundantes as formas penadas (Figura 413). Além de grande quantidade de pequenos protistas (eucariotos unicelulares) auto e heterotróficos, a análise revelou a presença de muitas partículas detríticas amorfas na água, que foram também classificadas e quantificadas nas amostras (Figura 414). Em novembro de 2018 não houve grande variação na abundância de fitoplâncton entre as diferentes estações, assim como em julho de 2019, com exceção, nesta coleta, da estação D4 fundo, que teve uma concentração um pouco mais alta (Figura 415). Em fevereiro de 2019, as estações B4 e D8 superfície e C8 fundo, tiveram menor concentração de fitoplâncton relativamente as outras estações (Figura 415).

Figura 410: Imagens obtidas ao microscópio invertido de indivíduos do fitoplâncton. Seleção de exemplares do microfitoplâncton comuns nas amostras. A. *Trychodesmium erythraeum*, B-C. Diatomáceas, D. *Isthmia enervis*, E. *Ceratium tripos*, F. *Anoplosolenia brasiliensis*, G. Dinoflagelado não identificado infectado por endoparasita do gênero *Amoebophrya*, H. *Frustulia rhomboides*, I-J. *Nitzschia* sp., K. *Ceratium minutum*, L. *Achnanthes* sp. E M- *Dinophysis* sp. Escala: 10 µm.

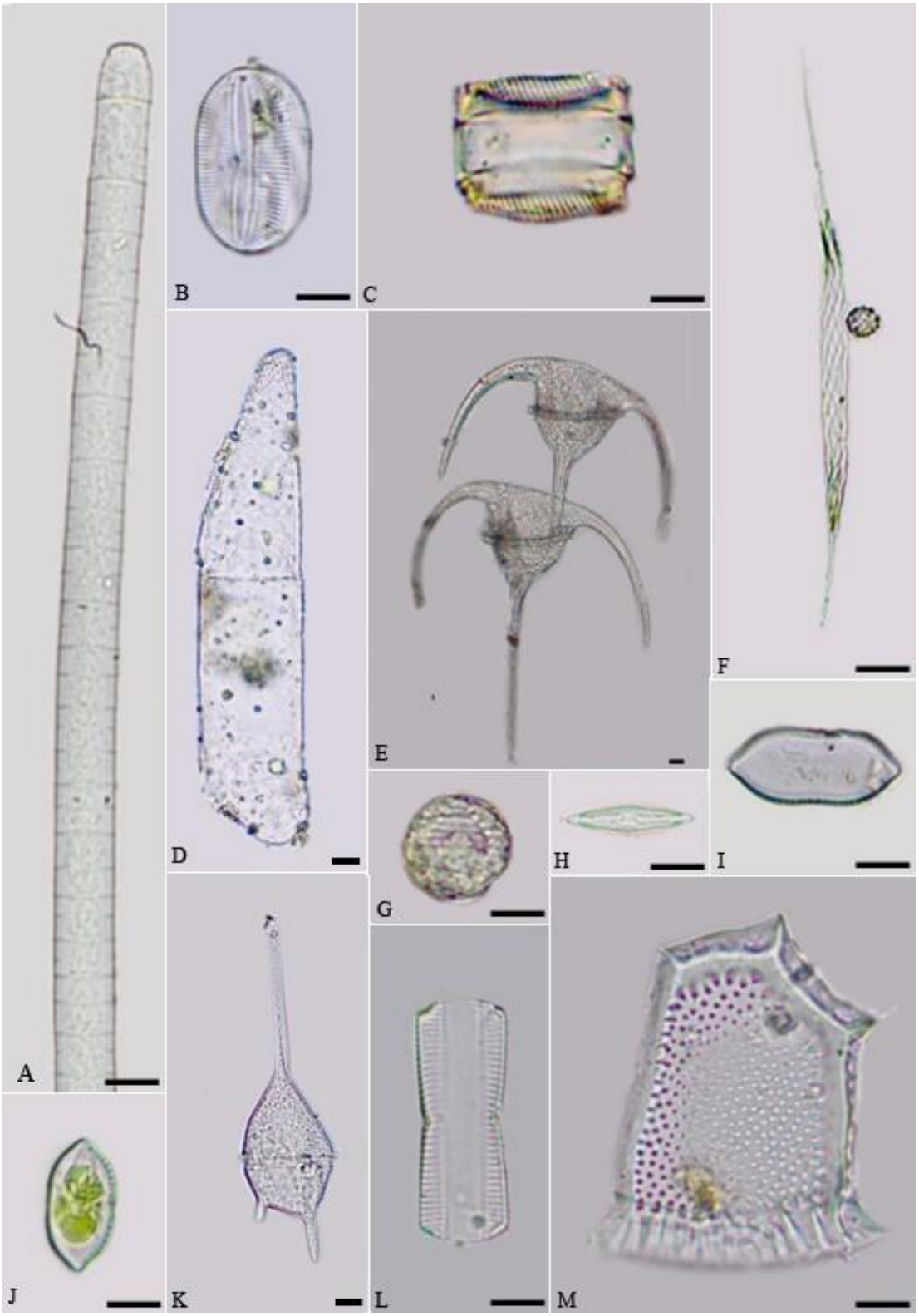


Figura 411: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. Na primeira campanha a estação C2 não pode ser coletada por motivos climáticos (tempestade) e foi substituída pela estação C5.

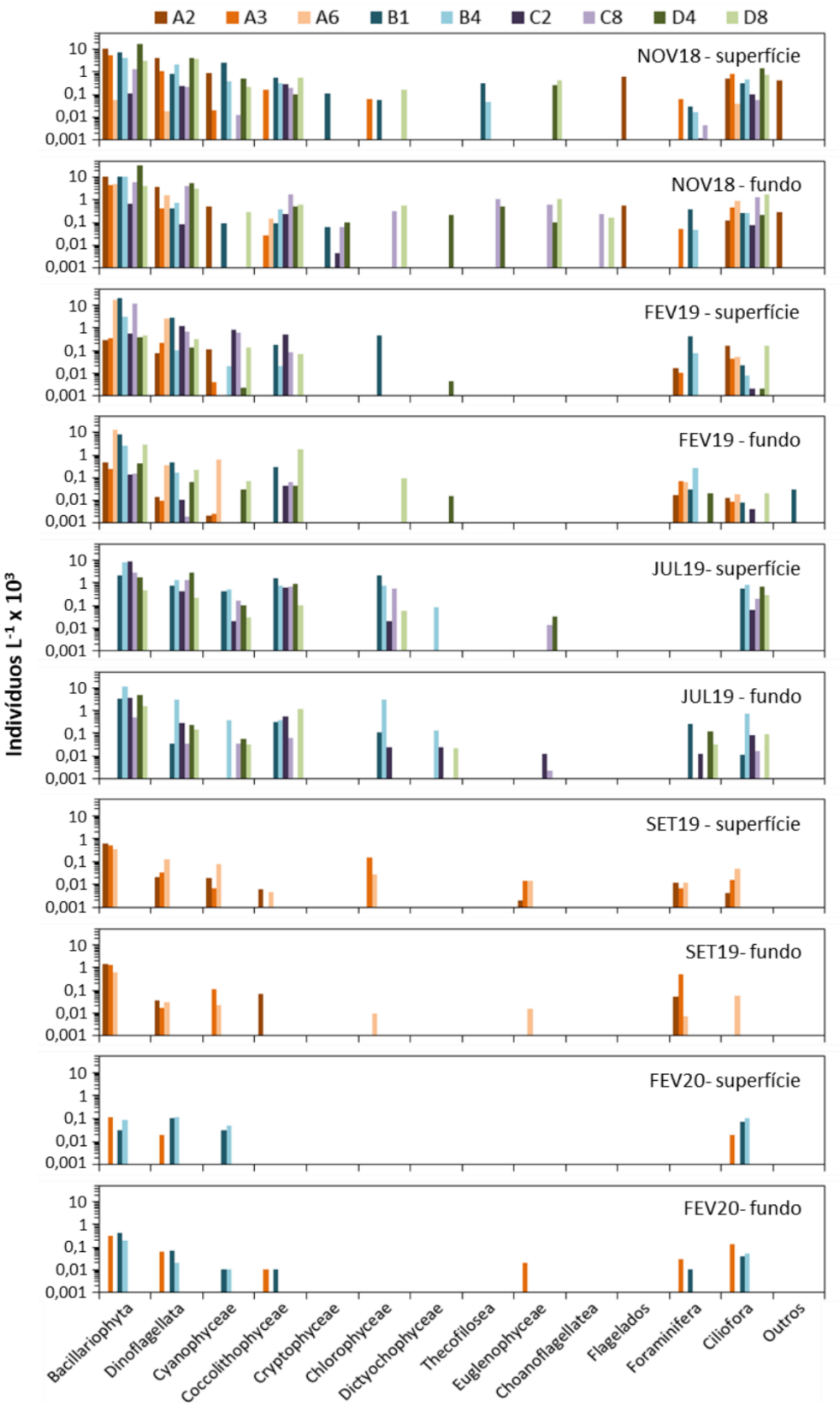


Figura 412: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo nas Áreas A, B, C e D nas campanhas de novembro de 2018 a fevereiro de 2020. Na campanha de novembro de 2018 o sítio C5 foi coletado no lugar do C2 devido às condições meteorológicas adversas. NA: não amostrado.

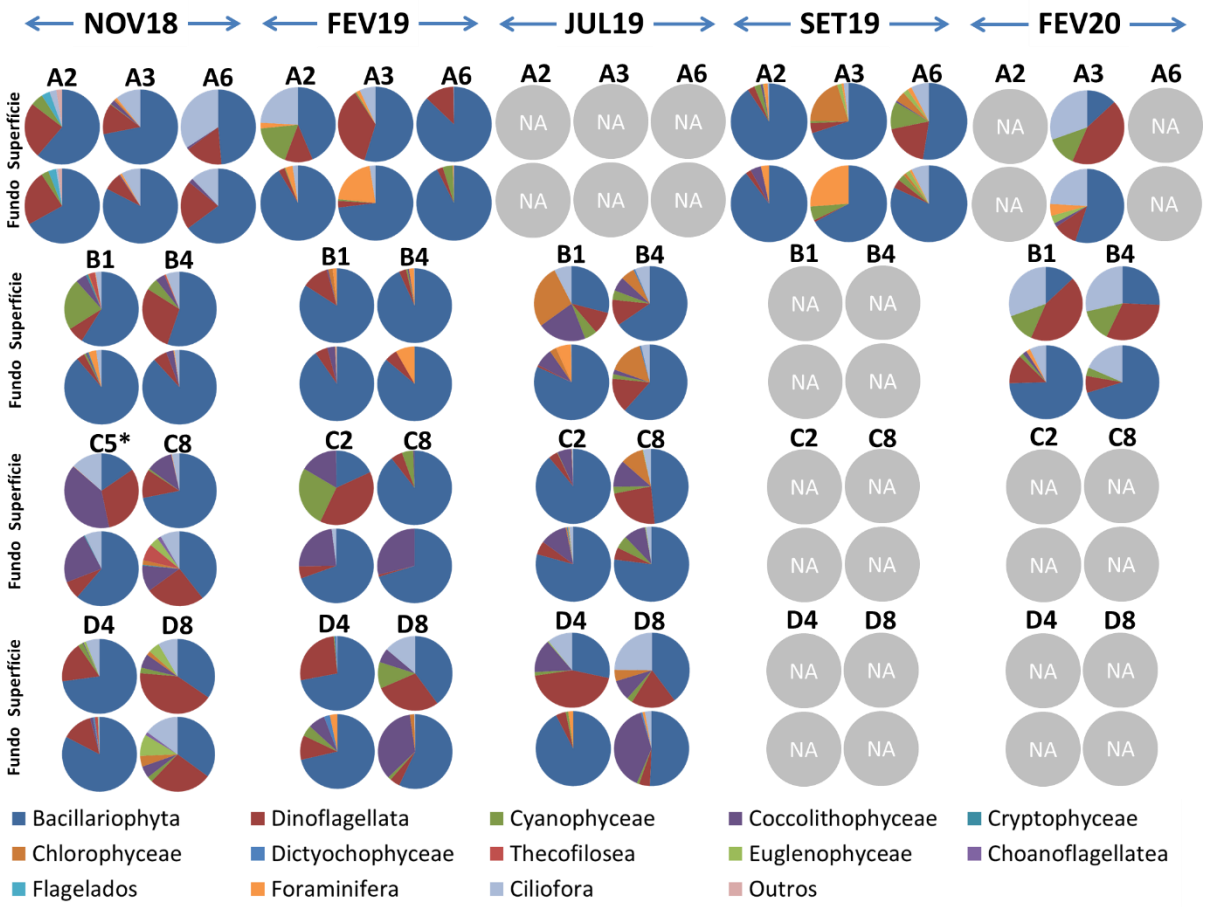


Figura 413: Indivíduos do microfitoplâncton detectados através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) com objetiva de 10X. Painel superior: sítio A6 (Timbebas, ao norte de Abrolhos) em abril de 2019. Painel central: sítio B1 (recifes Esquecidos) em abril de 2019. Painel inferior: sítio B4 (recifes Esquecidos) em junho de 2019. Nota-se a grande variedade e dominância de diatomáceas penadas em A6 e B1, assim como na maioria dos demais sítios amostrados, e a presença de cianobactérias filamentosas em B4. Escala: 20µm.

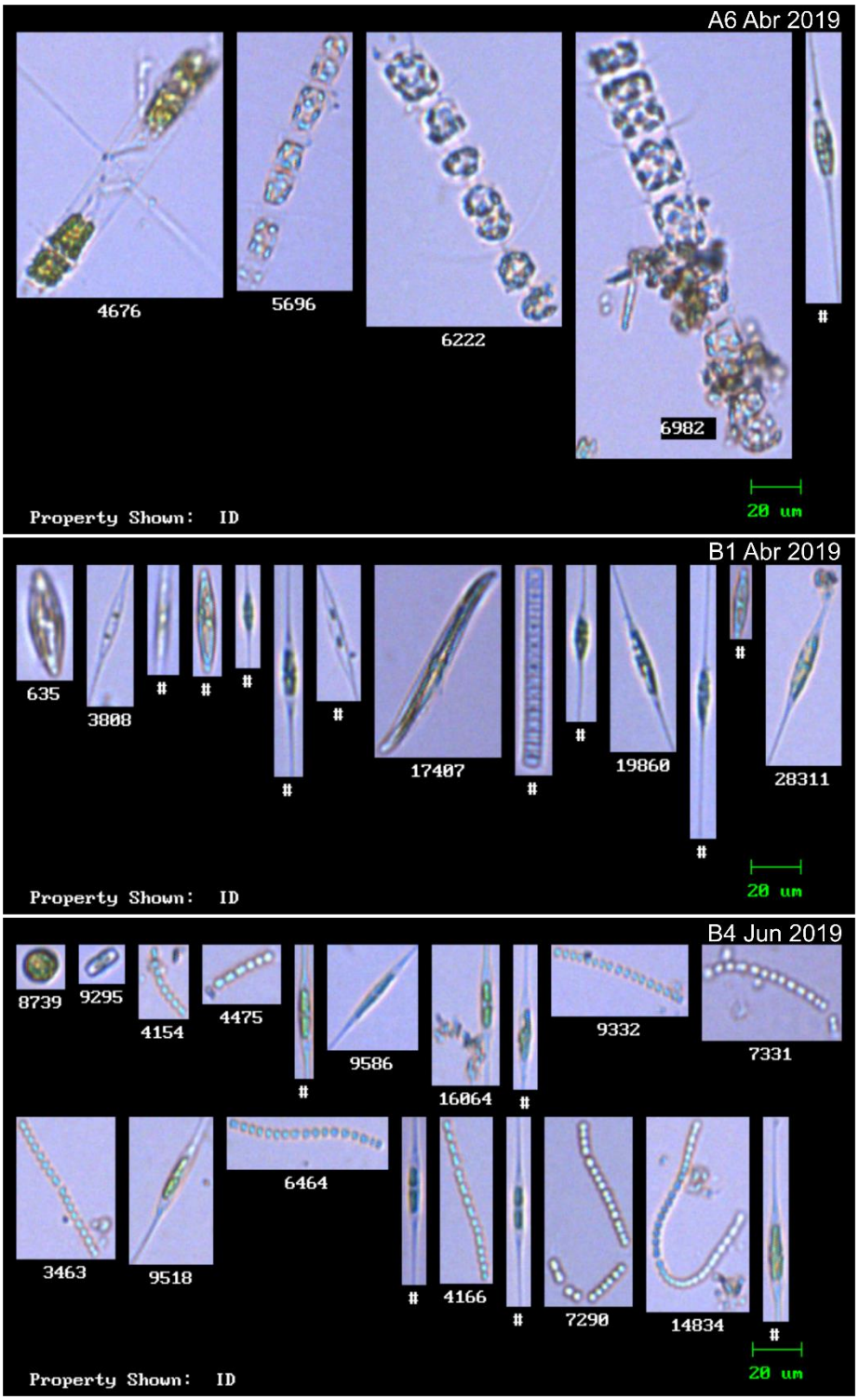


Figura 414: Partículas detríticas amorfas detectadas nas amostras através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) usando uma objetiva de 10X. Painel superior: sítio A3 (Parcel dos Abrolhos) em fevereiro de 2020. Painel inferior: sítio A5 (banco de rodolitos em Abrolhos) em fevereiro de 2020. Escala: 20µm.

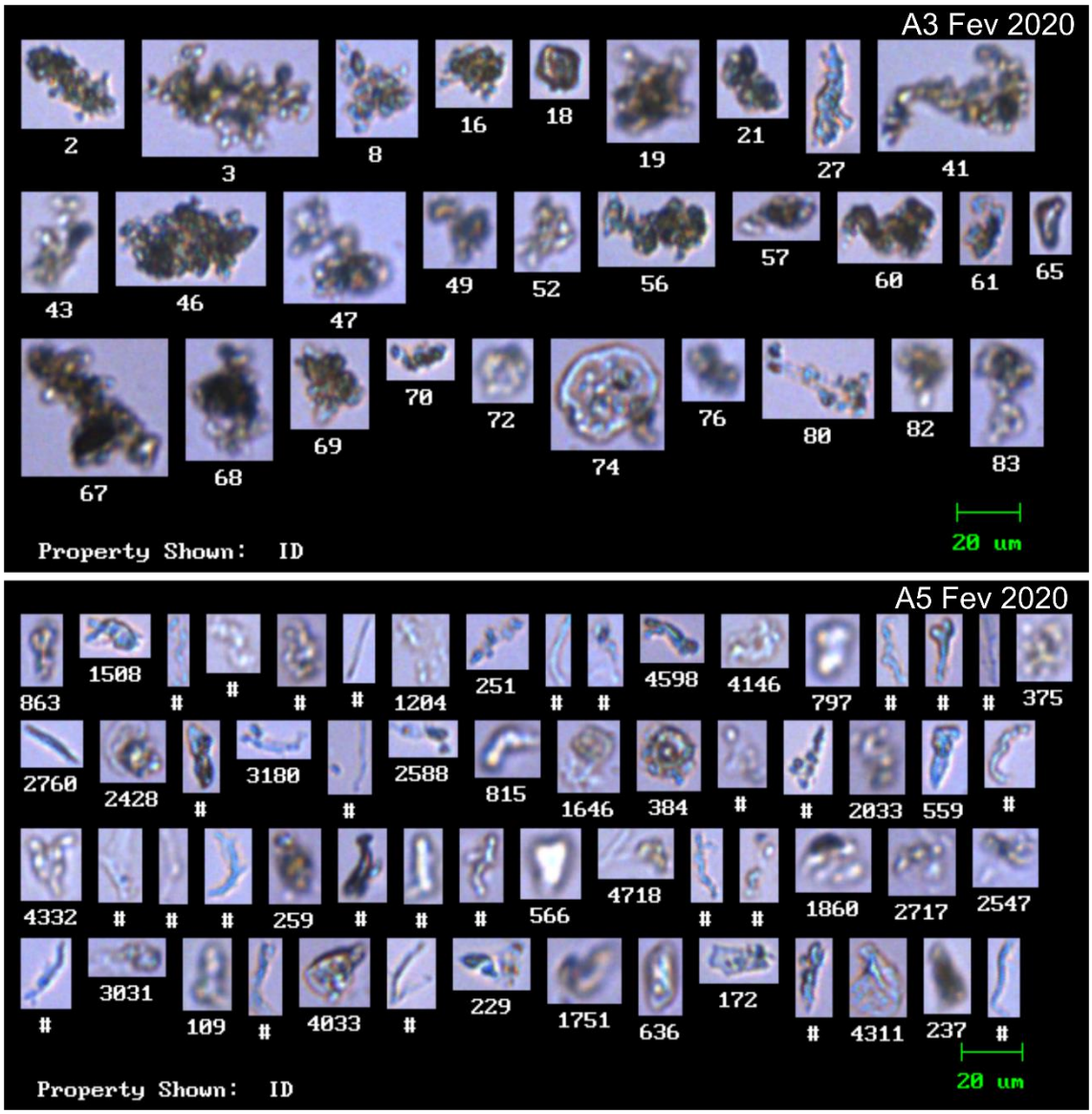
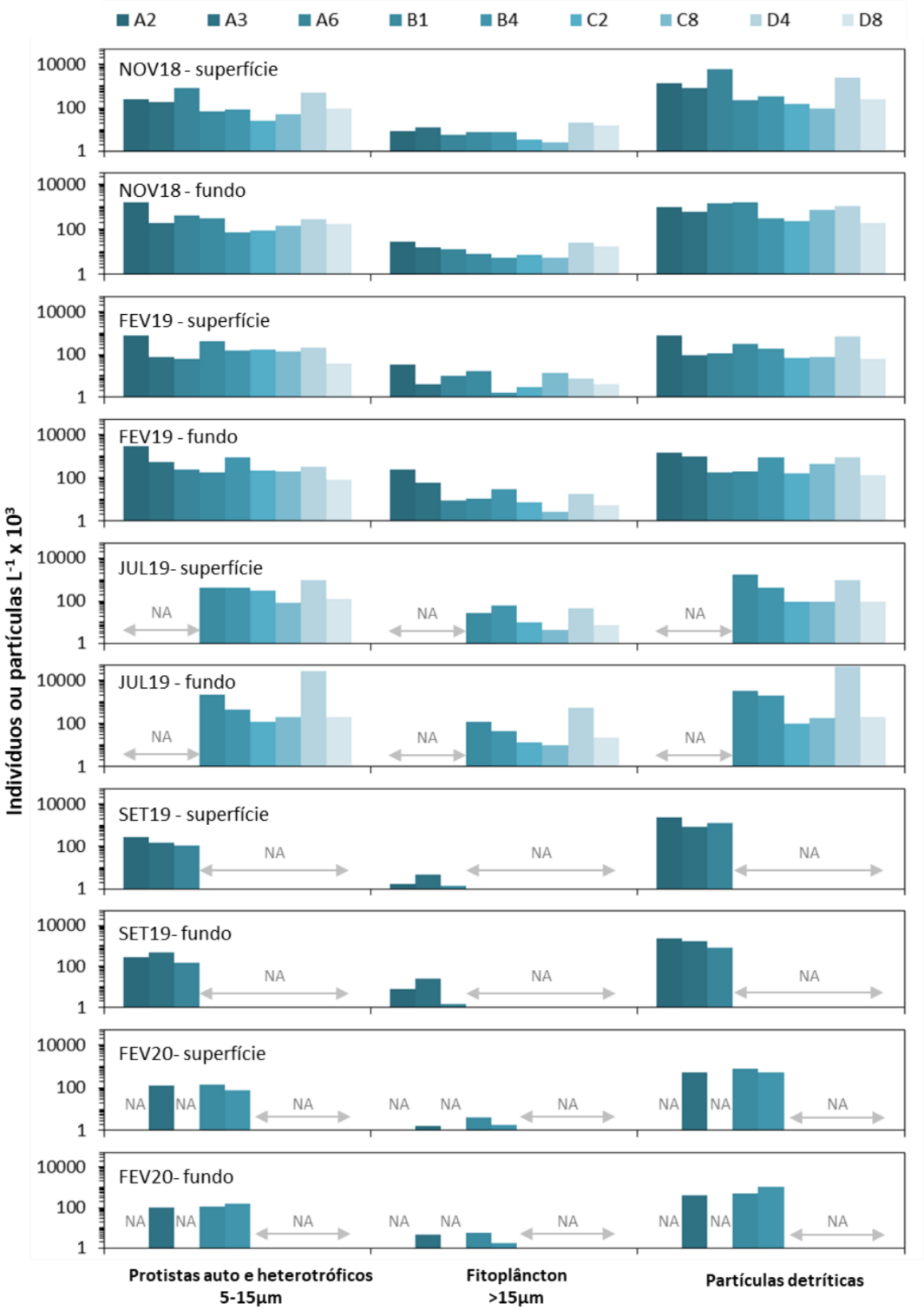


Figura 415: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm; fitoplâncton >15µm e partículas detríticas detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam). Na primeira campanha a estação C2 não pode ser coletada por motivos climáticos (tempestade) e foi substituída pela estação C5. NA: não analisado pela não coleta de amostras devido a condições climáticas adversas, problemas com contrato de embarcações ou pandemia.



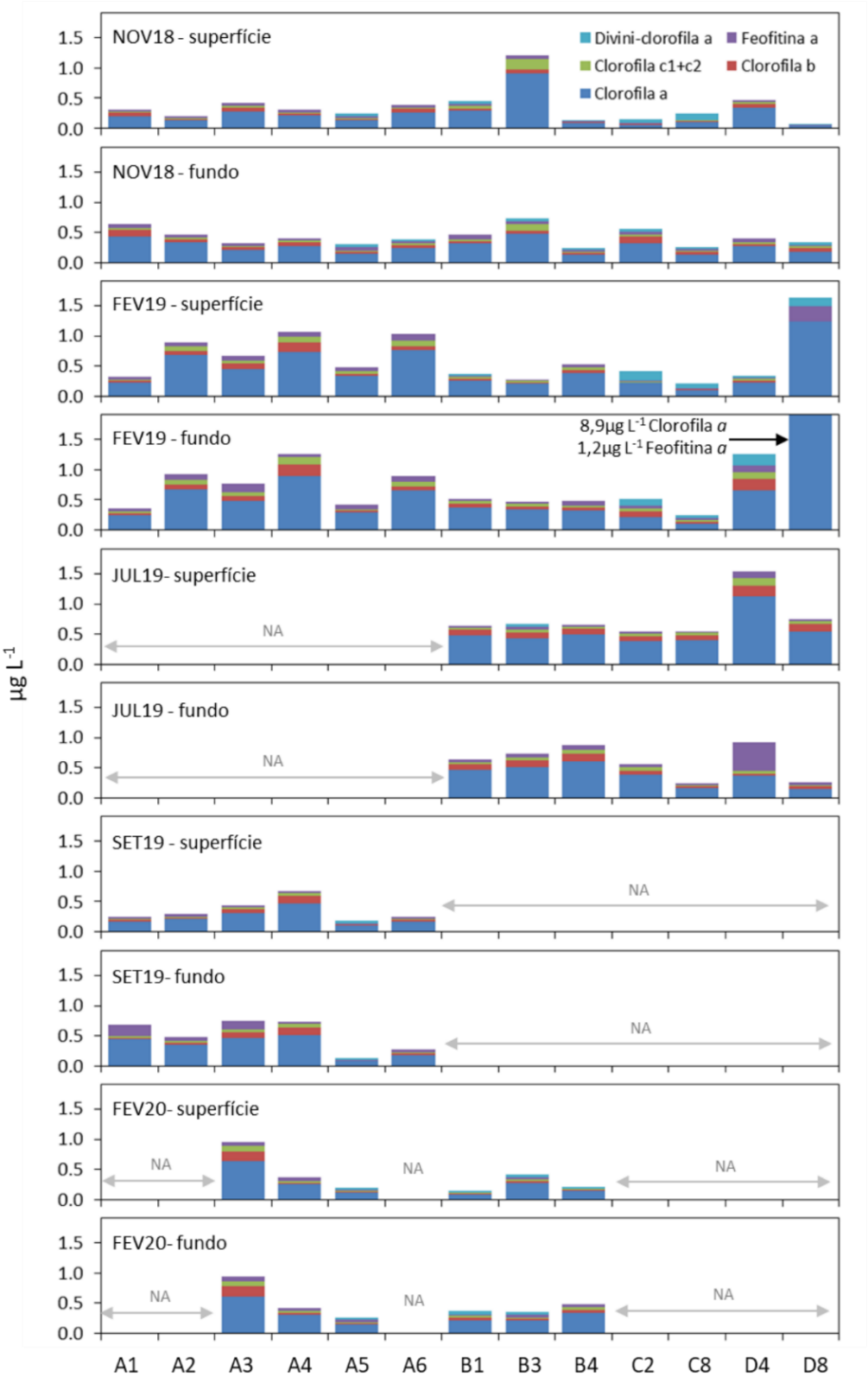
Pigmentos fotossintetizantes (clorofilas *a, b, c1+c2*, divinil-clorofila *a*) e feopigmentos (feofinina *a* e feoforbídeo *a*) foram quantificados em amostras coletadas na superfície e próximas ao fundo (Figura 416) em estações coincidentes com aquelas onde foram coletadas as amostras analisadas por microscopia, mais uma estação extra na Área B (B3). As concentrações de clorofila *a* (proxy para a biomassa fitoplanctônica) variaram entre 0,04 e 1,24 $\mu g.L^{-1}$, com exceção de uma amostra (estrato de fundo na estação D8 em abril de 2019) cuja concentração chegou a 8,80 $\mu g.L^{-1}$. Em média, as maiores biomassas foram observadas em fevereiro 2019 (0,77 ± 1,68 $\mu g.L^{-1}$). Na área C as concentrações foram em geral menores, tanto em superfície quanto no fundo. O predomínio de clorofila *a* sobre divinil-clorofila *a*, na maioria dos sítios, evidencia a maior contribuição de eucariotos em relação à picocianobactérias para a biomassa dos produtores primários pelágicos, um padrão característico de regiões costeiras (TENÓRIO et al., 2005). Em águas oceânicas oligotróficas de regiões tropicais e subtropicais este padrão se inverte e a divinil-clorofila *a* pode representar mais de 50% da biomassa fitoplanctônica (TENÓRIO et al., 2018). Esta característica faz deste pigmento um indicador de massas de água de origem oceânica (NEVEUX et al., 2009). Neste sentido, foi observado contribuições elevadas de divinil-clorofila *a,* especialmente nos sítios analisados das áreas C e D. Este resultado indica alta abundância de picocianobactérias do gênero *Prochlorococcus*, e consequentemente, maior influência de águas oligotróficas, possivelmente com influência da Corrente do Brasil. Nessas águas, também se observou biomassa elevada de cianobactérias na amostragem de abril de 2019 (estação D8). As concentrações de pigmentos acessórios (clorofilas c_1+c_2 e clorofila *b*) desta estação estiveram sempre abaixo do limite de detecção, indicando o domínio de cianobactérias (exceto *Prochlorococcus*). As análises microscópicas confirmaram a presença em densidades elevadas da cianobactéria filamentosa fixadora de nitrogênio *Trichodesmium erythraeum*.

Os feopigmentos a (indicador de estado fisiológico) apresentaram concentrações entre 0,004 e 0,46 $\mu g.L^{-1}$, com exceção de abril de 2019 (estação D8, estrato de fundo) cuja concentração alcançou 1,12 $\mu g.L^{-1}$. A distribuição vertical geralmente mostrou concentrações mais elevadas no estrato de fundo sugerindo maior proporção de células senescentes ou mortas nesta camada em relação a superfície.

As estações na área A (PARNAM e adjacências) e uma na área D estão associadas a maior turbidez, concentração de detritos, com maior contribuição de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica (Figura 416). A baixa concentração relativa de *Prochlorococcus* em Abrolhos difere do padrão observado em outros sistemas recifais, onde estas picocianobactérias são abundantes e constituem uma importante fonte de alimento para os corais (CHARPY, 2005). Esta parece ser mais uma particularidade do sistema recifal de Abrolhos (RIBEIRO et al., 2018).

Os resultados da composição pigmentar (Figura 416) corroboram as análises por citometria de fluxo e microscopia. A presença das clorofilas *c1+c2* na maioria das amostras suporta a contribuição significativa de diatomáceas e dinoflagelados, enquanto a clorofila *b* pode estar relacionada às presenças de linhagens de algas verdes (Clorófíceas, Euglenofíceas, Prasinofíceas e Trebouxiofíceas) e *Prochlorococcus*, na biomassa dos produtores primários planctônicos (JEFFREY et al., 1997; JEFFREY et al., 2011).

Figura 416: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D. NA: amostras não coletadas.



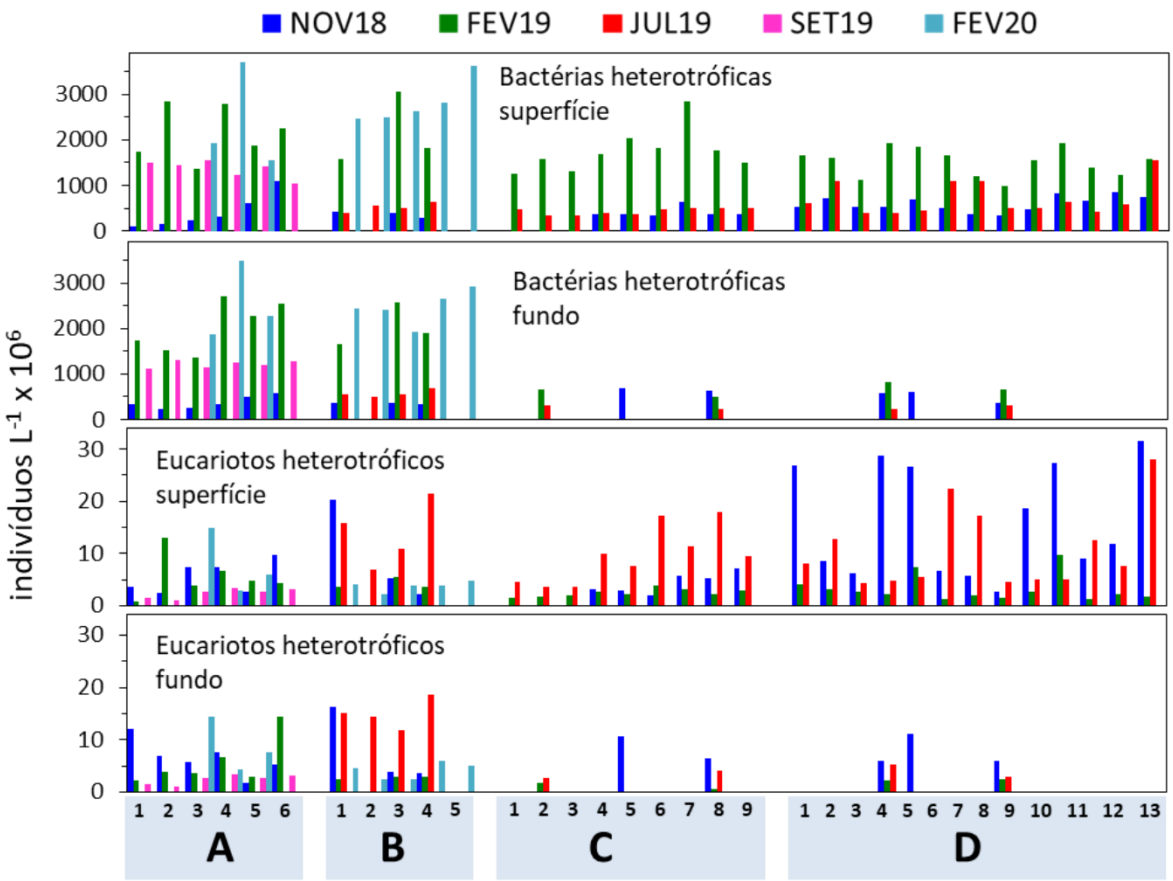
1.1.9.5.3.2 Comunidade microbiana heterotrófica

Bactérias heterotróficas de vida livre (bacterioplâncton) e pequenos eucariotos heterotróficos (faixa dimensional do pico e nanoplâncton) também foram quantificados por citometria de fluxo (Figura 417). Assim como a fração autotrófica, a concentração de bactérias heterotróficas apresentou grande variação, tanto entre sítios quanto sazonalmente. As maiores concentração, com valores >1000.10^6 e chegando a 3000.10^6 células.L^{-1}, foram observadas na campanha de fevereiro de 2019 em toda a área de estudo, representando um aumento médio de 3,4 vezes. A campanha de fevereiro (que durou de fevereiro a abril) ocorreu durante um período turbulento (tempestade) que pode ter favorecido o crescimento do bacterioplâncton pela mistura da coluna d'água e ressuspensão de nutrientes do fundo. As concentrações de pequenos eucariotos heterotróficos detectáveis por citometria de fluxo (tipicamente grupos em concentrações >0,5.10^6 células. L^{-1}) foram em torno de uma ordem de grandeza menores que as de bactérias heterotróficas. Amostras de superfície em sítios da porção sul da Área D (D7 a D13) apresentaram as maiores concentrações deste grupo de protistas em novembro de 2018, em torno de 25.10^6 células.L^{-1} (Figura 417). A variação na abundância de bactérias e pequenos eucariotos heterotróficos entre sítios é, provavelmente, resultado de interações (e.g. predação, infecção viral) com outros componentes da teia trófica microbiana pelágica marinha (AZAM et al., 1983). A gama de concentrações encontradas é compatível com níveis esperados em águas marinhas costeiras (KIRCHMAN, 2008).

Observou-se o domínio de protistas (eucariotos unicelulares) na faixa dimensional de 5 a 15µm, atingindo até 2960.10^3 indivíduos.L^{-1} sendo, em média, ca. 20 vezes mais abundantes que a classe >15µm (Figura 415). Este grupo de protistas contém formas autotróficas e heterotróficas e inclui o grupo dos chamados nanoflagelados heterotróficos, importante elo na alça microbiana pelágica marinha (AZAM et al., 1983). Os sítios da Área A localizados no arco recifal costeiro (A2, Sebastião Gomes) e o sítio costeiro mais ao norte (A6, Timbebas) apresentaram as maiores concentrações deste grupo de pequenos protistas.

Organismos do protozooplâncton na faixa dimensional >15µm foram esporádicos entre as imagens capturadas no nível de detecção quantitativo da técnica. Membros deste grupo foram quantificados por microscopia invertida, que identificou a dominância de Ciliados (Filo Ciliofora) e foraminíferos para este grupo, nesta fração de tamanho (veja Figura 412). A presença de ciliados foi bem significativa nas coletas de fevereiro de 2020. Está abundância de ciliados, somada a dominância de dinoflagelados na superfície nesta mesma coleta pode ser indicativo de uma comunidade mais heterotrófica, já que a maioria dos dinoflagelados é mixotrófico, i.e., são tanto autótrofos como heterótrofos, utilizando mais uma ou outra estratégia dependendo das condições ambientais.

Figura 417: Abundância de bactérias e nanoeucariotos heterotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determindada por citometria de fluxo multiparamétrica. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou não amostrados devido a condições adversas. As campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); azul claro (fevereiro de 2020).



1.1.9.5.3.3 Partículas detríticas

A abundância de partículas detríticas com aparência de flocos amorfos (veja Figura 414) foi, em média, 2 vezes maior do que a abundância de células eucarióticas, considerando toda a faixa dimensional analisada (de 5 µm até ca. 100µm), chegando a 5875.10^3 partículas.L^{-1} na superfície da estação A6, Timbebas, na campanha de novembro de 2018. Um caso excepcional foi a amostragem de julho de 2019 (campanha 3) no estrato de fundo do sítio D4, onde foram observadas >40000 partículas.L^{-1}. (veja Figura 415). Esta amostra foi coletada sob condições de vento forte e o alto valor certamente reflete ressuspensão de material particulado do fundo. A alta razão feofitina:clorofila nesta amostra (1,21) (veja Figura 416) é indicativo da presença de material vegetal detrítico na coluna d'água adjacente ao fundo. A composição química detalhada destas partículas detríticas é incerta, mas este tipo de material representa biomassa ainda aproveitável por consumidores, sendo normalmente colonizado por grande quantidade de bactérias heterotróficas, além de pequenos protistas (ALLDREDGE; GOTSCHALK, 1990).

1.1.9.5.3.4 Diversidade

Riqueza e diversidade citométrica (morfofuncional)

A citometria de fluxo multiparamétrica fornece, em curto prazo, uma grande quantidade de informação sobre as células individuais em comunidades planctônicas complexas. Estas informações servem para caracterizar comunidades do pico e nanoplâncton com os mesmos princípios das análises de riqueza e diversidade taxonômicas tradicionais. Com os dados citométricos, indivíduos com características similares de tamanho e fluorescência são agrupados em categorias comuns, representando um grupo singular equivalente a um táxon (LI, 1997). Esta abordagem vem sendo cada vez mais utilizada na caracterização de comunidades microbianas auto e heterotróficas marinhas, envolvendo o uso de algoritmos automatizados de agrupamento (PROPPS et al., 2016). Apesar das grandes variações na biomassa dos componentes do pico e nanoplâncton autotrófico, descritas acima, a riqueza e diversidade citométrica deste grupo foram menos variáveis, espacial e temporalmente (Figura 418). Mesmo assim, a riqueza e diversidade na campanha de julho de 2019 foram em média 47% maiores que nas demais, principalmente nas áreas C e D. A riqueza de grupos citométricos para autótrofos ficou entre 50 e 150 na maioria das estações, tanto nas amostras de superfície quanto nas de fundo, excetuando-se algumas amostras da Área D (D4 no estrato próximo ao fundo e D9, D10 e D11 em superfície), que tiveram riqueza próximo de 250. A diversidade citométrica acompanhou a variação da riqueza, com valores tipicamente entre 20 e 40 nats.indivíduo^{-1}.

Riqueza e diversidade taxonômica

Das contagens por microscopia invertida obtivemos uma riqueza de espécies que variou de 20 a 52. O índice de diversidade de Shannon (Figura 419) variou entre 1,7 a 3,1 na superfície e entre 2,1 e 2,4 no fundo. Os dados indicam uma comunidade diversa e rica, sem um padrão de variação muito evidente, tanto temporal como espacialmente. Também não houve uma diferença muito acentuada, de maneira geral, entre superfícies e fundo. Em conjunto, os resultados das análises qualitativas e quantitativas dos organismos planctônicos e da concentração de pigmentos na água indicam uma comunidade diversa de produtores primários. Em termos numéricos, não de biomassa, as picocianobactérias atingem uma densidade muito mais elevada que qualquer outro grupo, como observado pelas contagens de citometria (Figura 409). Dentro deste grupo, as densidades foram mais altas nas regiões mais (profundas), influenciados por águas oceânicas, do que nas costeiras. Entretanto, em termos de biomassa as diatomáceas, como mencionamos, foram o grupo mais representativo, seguido dos dinoflagelados, principalmente nos sítios costeiros.

Figura 418: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Riqueza de grupos citométricos refere-se ao índice D0 da série de Hill. Diversidade citométrica refere-se ao índice D1 da série de Hill (Hill 1973), equivalente ao índice de Shannon-Weaver. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.

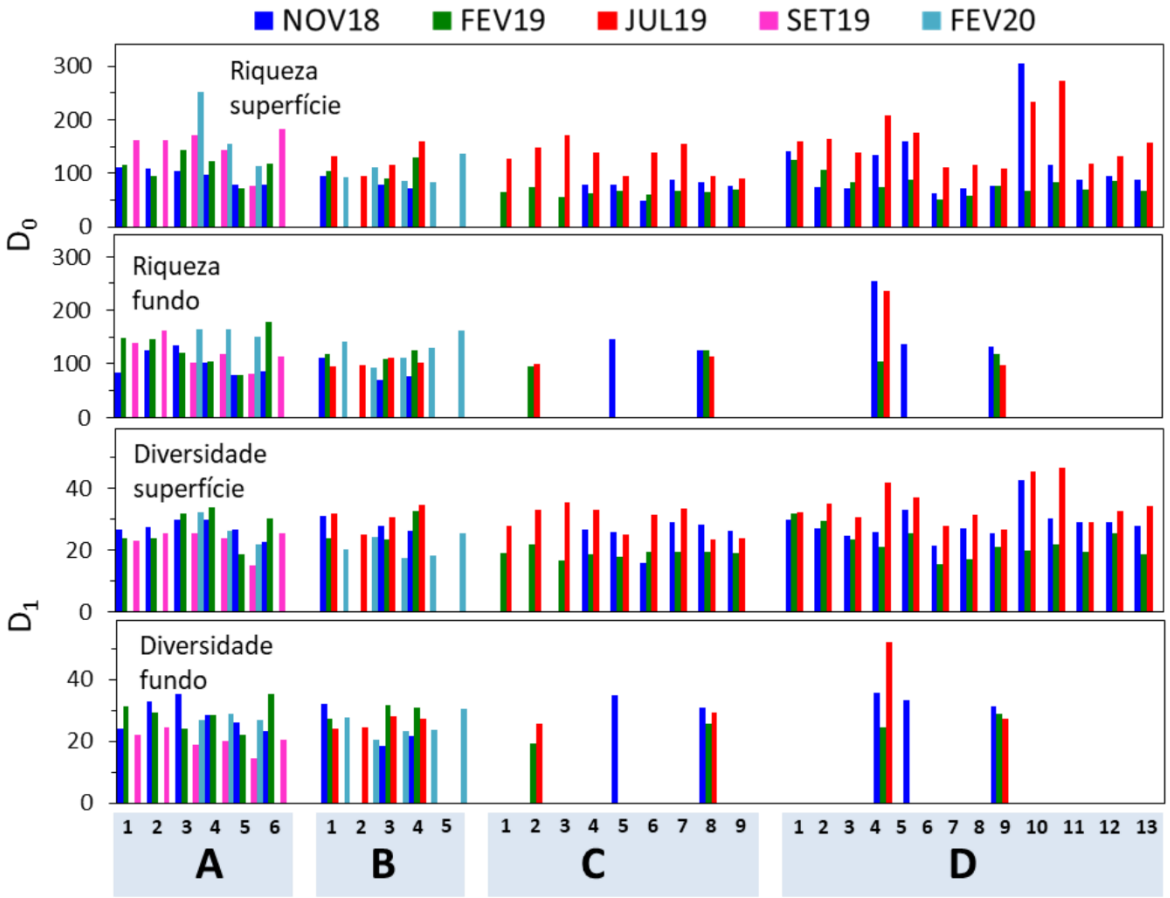
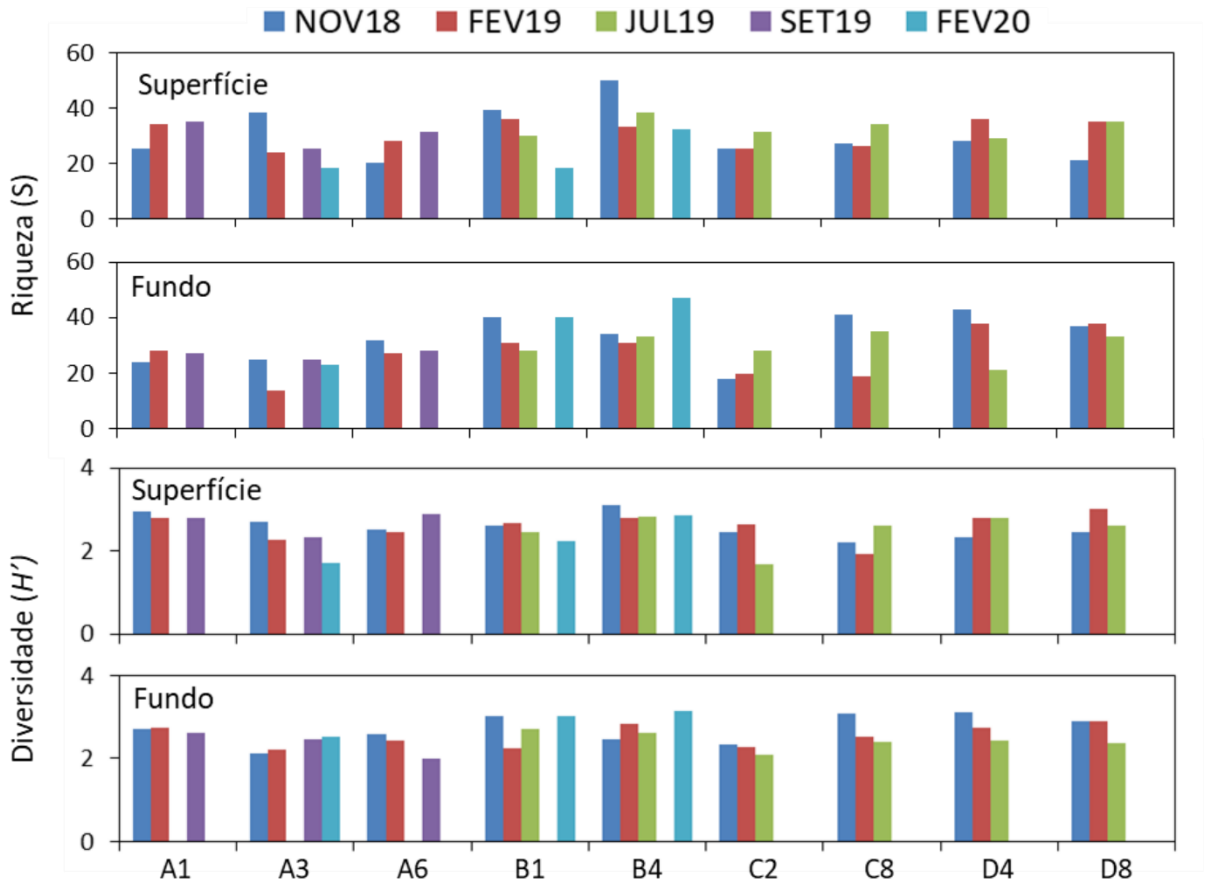


Figura 419: Índices de riqueza (S, número de espécies) e diversidade (H', entropia de Shannon-Wiener) para o fitoplâncton >15µm quantificado por microscopia invertida. Os sítios estão representados na escala horizontal do painel inferior. As campanhas estão representadas pelas cores das barras de acordo com a legenda no topo do painel. Sítios sem valores representam locais ou estratos cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.



1.1.9.5.3.5 Interação com o meio físico e comunidades bentônicas

A análise integrada, através de técnicas de estatística multivariada, da composição e abundância dos diferentes componentes do plâncton, juntamente com variáveis físico-químicas ambientais, revelou feições e correlações indetectáveis apenas pela simples observação dos dados brutos.

Como abordagem inicial, foram feitas duas análises de componentes principais (PCAs), usando dois conjuntos de variáveis distintos em função da quantidade de informação em cada um. A primeira análise (com mais de 28% da variabilidade explicada) buscou contemplar o maior número possível de variáveis do plâncton (obtidas por citometria de fluxo, imageamento em fluxo e microscopia) e dos dois estratos da coluna d´água (superfície e fundo) (Figura 420), em detrimento do número de amostras. A segunda PCA (~50% da variabilidade total) contemplou um conjunto de dados de maior abrangência espacial e temporal, com mais amostras, limitando o conjunto de dados às quantificações e classificações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico no estrato de superfície, obtidas por citometria de fluxo (Figura 421)

As análises evidenciam diversas associações que ajudam a entender as respostas na composição e abundância das comunidades do plâncton por influência das características do meio físico. A turbidez da água, medida pelo coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm, Kd490, mostra consistente relação inversa com a abundância *Prochlorococcus* spp., picocianobactérias típicas de águas oligotróficas, e com a concentração do pigmento divinil-clorofila *a*, exclusivo e diagnóstico deste grupo de procariontes (CHISHOLM et al., 1992) (Figura 421). Este é um padrão esperado em gradientes "*cross-shelf*" onde a disponibilidade de nutrientes diminui em direção ao oceano aberto. Corroborando esta feição, diatomáceas foram positivamente relacionadas com Kd490 e a concentração de partículas detríticas na água, características de águas costeiras com aporte de material particulado do continente e por processos de mistura (Figura 420). A diversidade citométrica do componente autotrófico do pico e nanoplâncton relacionou-se positivamente com as maiores abundâncias de diatomáceas e pequenos protistas auto e heterotróficos, e em oposição às maiores concentrações de *Prohlorococcus* spp. Também foi evidente a relação inversa entre *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estes últimos também são picocianobactérias mas, diferentemente de *Prochorococcus* spp., possuem o pigmento acessório ficoeritrina. Estes dois grupos coexistem em águas oligotróficas com certa partição de nicho (FLOMBAUM et al., 2013), refletindo sua relação inversa. Apesar de ter menor contribuição na explicação da componente principal, a distância da costa acompanha inversamente o comportamento da variável turbidez. As feições evidenciadas na análise multivariada indicam a influência de águas costeiras e oceânicas modulando a composição do plâncton unicelular na área de estudo (Figura 420).

A temperatura da superfície do oceano não mostrou forte relação com *Synechococcus,* nanoeucariotos autotróficos, concentração de clorofila *c1+c2* e distância da foz do Rio Doce. Por outro lado, dinoflagelados e criptofíceas mostram um comportamento oposto ao da temperatura. A relação entre dinoflagelados e criptofíceas pode ser resultado de uma interação interespecífica de cleptoplastia (captura e utilização de cloroplastos de outro organismo), associada a predação (mixotrofia), fenômenos comuns em dinoflagelados marinhos (MINNHAGEN et al., 2008) (Figura 420).

Gradientes espaciais e sazonalidade também foram evidenciados nas análises multivariadas. Por exemplo, *Prochlorococcus* spp. foi mais abundante nas estações da Área C (Figura 409), mais profundas e sob maior influência de águas oceânicas oligotróficas. Por outro lado, estações na Área A (PARNAM e adjacências) se relacionam a maiores concentrações de detritos (Figura 415) e maior contribuição de diatomáceas (Figura 411). A baixa concentração relativa de *Prochlorococcus* e mesmo de *Synechococcus* em Abrolhos difere do padrão observado em outros sistemas recifais arquetípicos, onde estas picocianobactérias são abundantes e constituem uma importante fonte de alimento para os corais (CHARPY, 2005). Esta se revela como mais uma particularidade do sistema recifal de Abrolhos, reconhecidamente mais turvo que os recifes clássicos do Indo-Pacífico (RIBEIRO et al., 2018).

As amostras associadas aos recifes de Abrolhos (área A) se diferenciam das demais por apresentarem maior proporção de *Synechococcus* em relação a *Prochlorococcus,* dois gêneros de picocianobactérias comuns nos oceanos, que apresentam alguma sobreposição de nichos mas que, normalmente, ocorrem com relação inversa de abundância entre si, sendo *Prochlorococcus* típico de águas mais

oligotróficas do que *Synechococcus* (FLOMBAUM et al., 2013). Os recifes Esquecidos (área B) se mostram intermediários entre Abrolhos e as áreas mais ao sul (C e D). As áreas C (próximo a foz do Rio Doce) e D (Costa das Algas) foram mais semelhantes entre si. A área C foi notavelmente caracterizada pela baixa turbidez (Kd490) e maior abundância de *Procholorococcus*, condizente com a predominância de águas com características mais oceânicas, como também observado pelas medidas *in situ* de salinidade e temperatura ao longo do monitoramento. A turbidez da água, medida pelo coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm, Kd490, mostra consistente relação inversa com a abundância *Prochlorococcus* e com a concentração do pigmento divinil-clorofila *a*, este sendo um pigmento diagnóstico para este grupo de procariontes (CHISHOLM et al., 1992). Este é um padrão esperado em gradientes *cross-shelf* onde a disponibilidade de nutrientes diminui em direção ao oceano aberto. Sítios mais rasos da Área D (APA Costa das Algas), especificamete os sítios D1, D4, D9, D10, relacionados com maior turbidez, foram caracterizadas pela maior abundância de nanoeucariotos (tanto auto quanto heterotróficos) e maior diversidade citométrica, refletindo a influência costeira e, possivelmente, processos de ressuspensão local de material do fundo, que trazem nutrientes e promovem maior abundância de eucariotos em relação a procariotos autotróficos.

O predomínio de clorofila *a* sobre divinil-clorofila *a*, na maioria dos sítios da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), evidencia a maior contribuição de eucariotos em relação à *Prochlorococcus* para a biomassa dos produtores primários pelágicos (NOT et al., 2012). Os sítios dos Recifes Esquecidos (Área B) se mostraram intermediários entre as Abrolhos e a Área D (APA Costa das Algas). Os sítios da Área C (Foz do Rio Doce) foram mais fortemente relacionados com a dominância de *Prochlorococcus* no picofitoplâncton. Os sítios da Área D foram bastante distintos entre si (maior dispersão na PCA). A sazonalidade ficou evidenciada pela média dos escores da primeira componente principal da PCA com as variáveis citométricas do pico e nanoplâncton (281), mais relacionada a variáveis físicas (temperatura, turbidez e luz).

Uma análise de redundância baseada em distância (rdRDA) tendo como variáveis explanatórias diversos atributos físicos do ambiente e a data da amostragem mostrou efeitos significativos da turbidez (Kd490), sazonalidade e estrato da coluna d'água (superfície e fundo) na abundância e composição das frações do pico e nanoplâncton (Tabela 105 e Figura 423).

Os efeitos da sazonalidade, também observado na primeira componente da PCA, é esperado, pois reflete a ciclicidade de variáveis que influenciam diretamente o desenvolvimento do plâncton ao longo do ano. Da mesma forma, é sabido que os estratos superfície e fundo apresentam fortes gradientes, principalmente radiação solar, mas também temperatura e turbulência, que influenciam o desenvolvimento das comunidades planctônicas. Além disso, a proximidade do fundo facilita trocas de matéria e energia com comunidades bentônicas o que pode influenciar a composição do plâncton sobrejacente.

O padrão espacial de variação na composição de elementos auto e heterotróficos do pico e nanoplâncton ficou evidente em uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) (Figura 424). As variáveis iPAR, SST e profundidade foram correlacionam-se positivamente ao eixo

MDS 1 (0,54; 0,37 e 0,35, respectivamente) enquanto Kd490 e distância da foz apresentam correlação negativa (-0,53 e -0,42). SST (-0,29) e profundidade (0,28) foram as variáveis com maior correlação com o eixo MDS 2. Sítios nas áreas B, C e sítios mais afastados da costa na área D apresentam claro domínio numérico de *Prochlorococcus* spp. sobre bactérias heterotróficas, refletindo a característica mais oligotrófica e predominantemente autotrófica destes sítios, influenciados por águas oceânicas. Situação intermediária é observada em alguns sítios da área D sobre a plataforma e no sítio A5, sobre banco de rodolitos no complexo recifal de Abrolhos. Em contraste, os sítios nos recifes de Abrolhos e os mais costeiros da área D apresentam domínio das frações heterotróficas, tanto de procariontes (bactérias) quanto de eucariontes.

Figura 420: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados da abundância, riqueza e diversidade do pico, nano e microplâncton, pigmentos clorofilianos e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce. Nesta análise foram incluídos, além dos dados das 3 campanhas do ano 1 (ver Figura 98 em RRDM, 2019; RT 19), dados da campanha 4 da fase de transição.

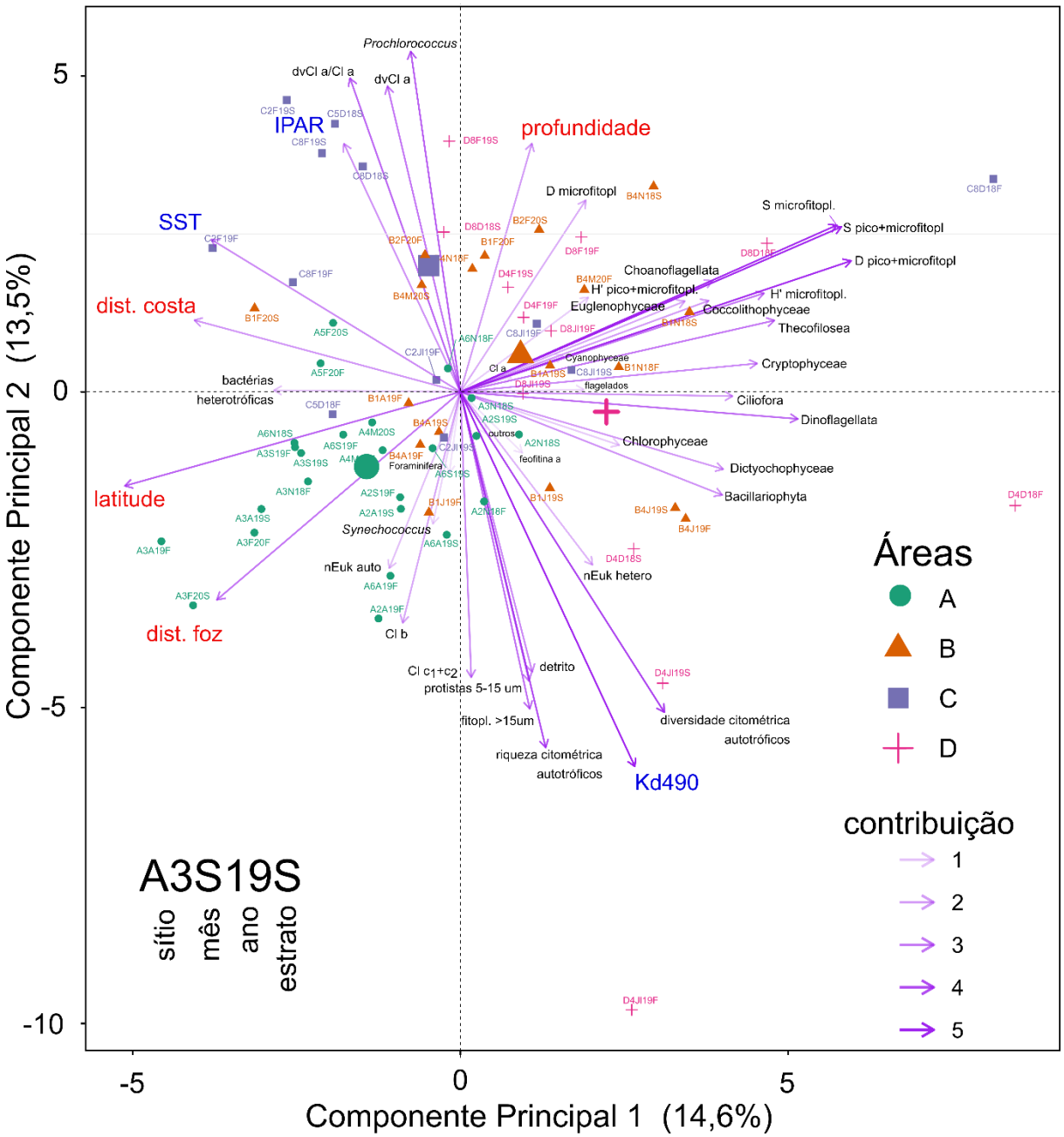


Figura 421: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton quantificados por citometria de fluxo multiparamétrica e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável distância da foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce.

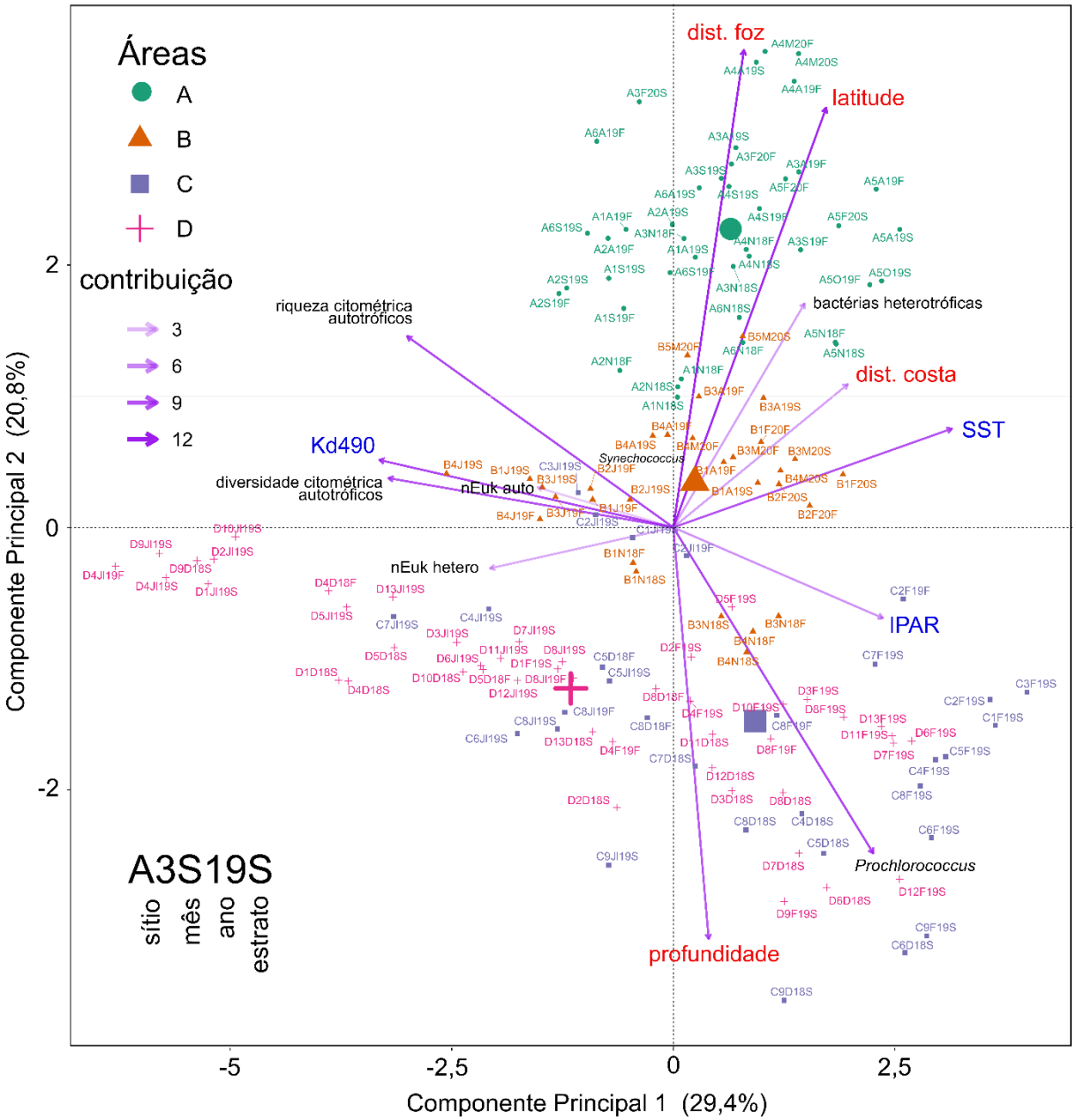


Figura 422: Média e intervalo de confiança de 95% dos escores da componente 1 (da análise de componentes principais com os dados de abundância e composição do pico e nano plâncton obtidos por citometria de fluxo) no eixo y e as datas das campanhas no eixo x. Painel superior: estrato superfície. Painel inferior: estrato fundo.

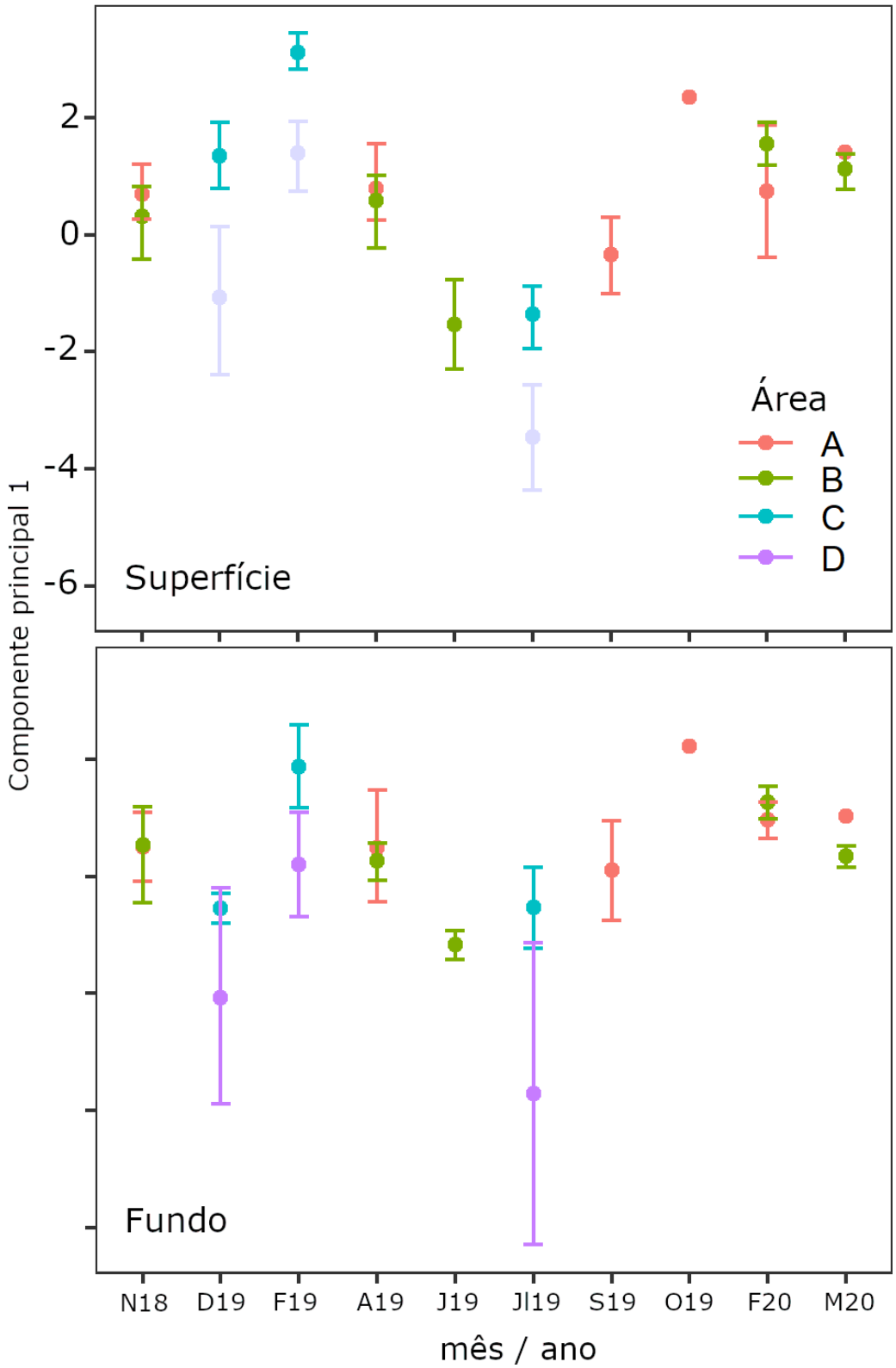


Figura 423: Representação gráfica da análise de redundância baseada em distância (Bray-Curtis) da abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton acessado por citometria de fluxo e variáveis físico-química ambientais. As áreas de amostragem (A, B, C e D) estão representadas em cores. Os símbolos cinzas representam os centroides das variáveis mês/ano de coleta e do estrato da coluna d'água. A influência da variável turbidez (K490) está representada pelo vetor em azul.

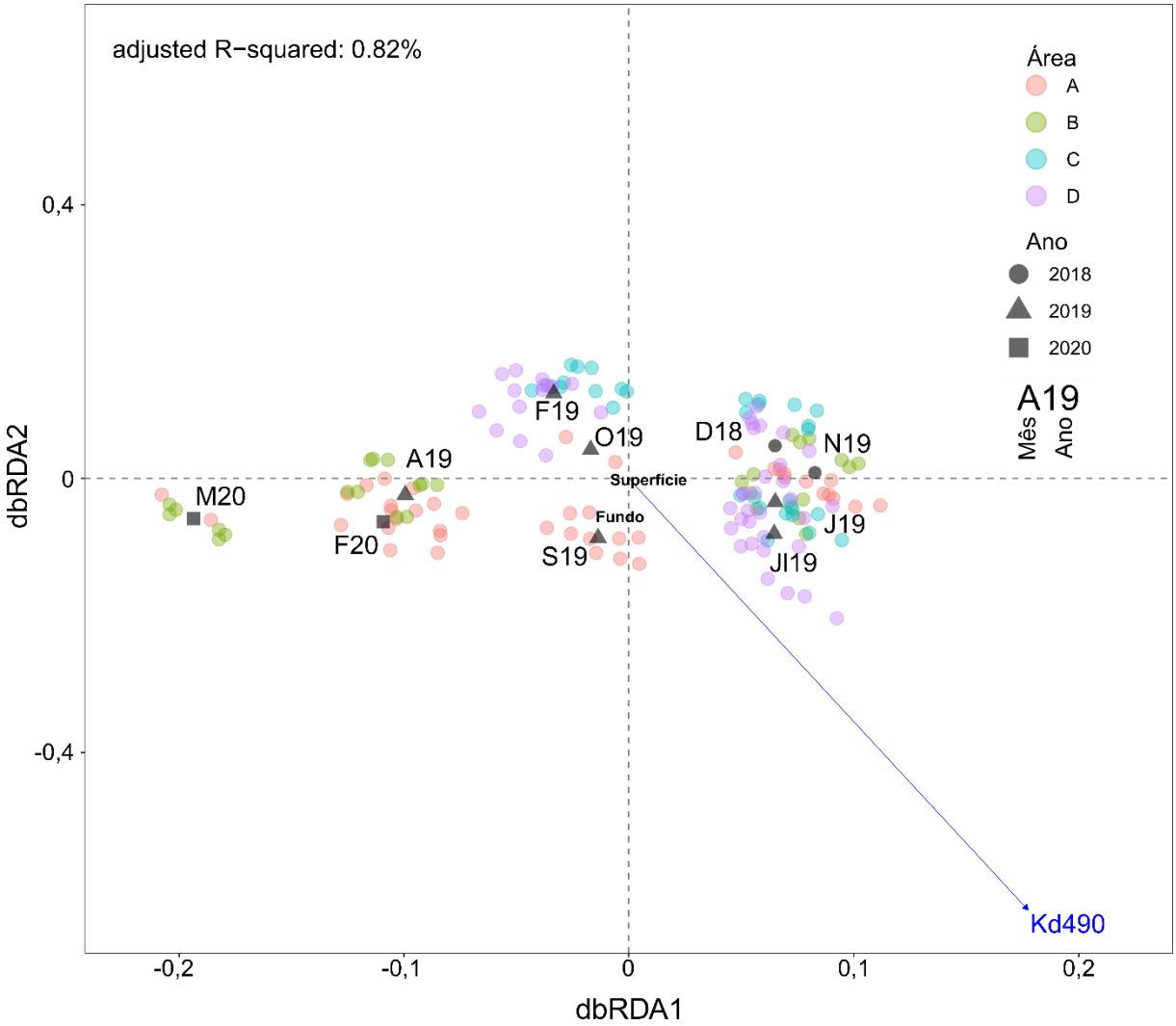
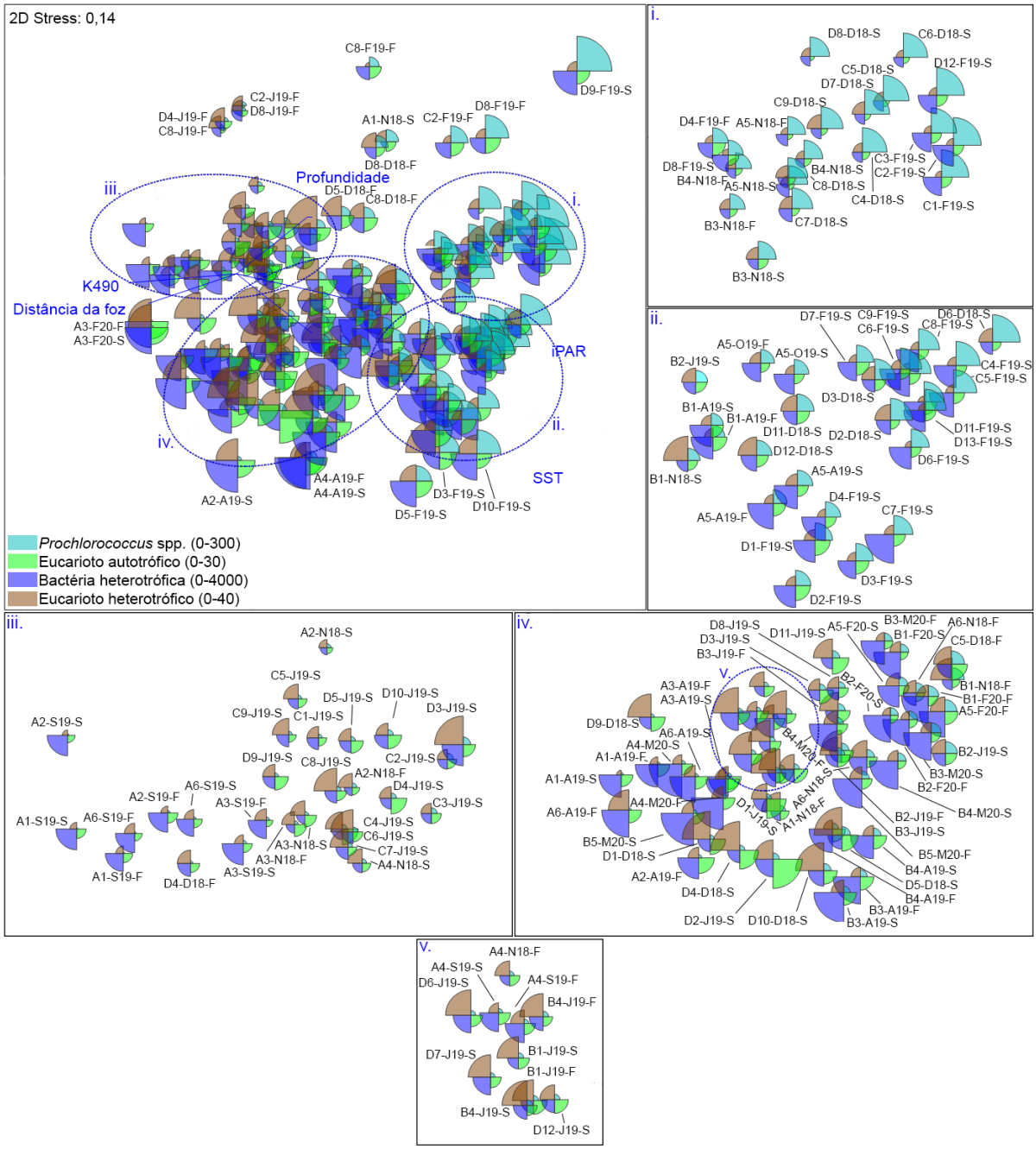


Tabela 105: Sumário dos efeitos marginais dos termos do modelo dbRDA com dados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico obtido por citometria de fluxo e oito variáveis ambientais: (1) Distância da Foz do Rio Doce; (2) Distância da Costa; (3) K490 (turbidez); (4) iPAR; (5) SST; (6) Tempo e (7) Latitude e (8) Estrato (superfície ou fundo). Em negrito as variáveis que apresentaram efeito significativo.

Testes Marginais				
Variável	**Df**	**Variância**	**F**	**P**
iPAR	1	349	0,39	0,524
SST	1	311	0,35	0,569
Kd490	1	4806	5,34	0,016
Distância da costa	1	1662	1,84	0,171
Distância da foz	1	883	0,98	0,315
Latitude	1	116	0,13	0,728
Profundidade	1	2193	2,44	0,130
Tempo	9	300522	37,07	0,001
Estrato	1	8330	9,25	0,001
Resíduo	130	117107		

Figura 424: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico) em todas as amostras coletadas durante o projeto (áreas A, B, C e D). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). MDS 1 está representada na horizontal e MDS 2 na vertical. A área dos quadrantes de cada sítio é proporcional à abundância de *Prochlorococcus,* eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). Os inserts (i a v)) mostram detalhes de clusters diagrama principal.



Uma análise similar (nMDS) contemplando somente os sítios da área B, Recifes Esquecidos, oferece uma visão adicional das fortes oscilações espaço-temporais na composição destas menores frações

de tamanho dos elementos teia trófica microbiana (Figura 425). Nesta análise só com os dados da área B, as correlações com as variáveis explanatórias foram mais altas do que na análise com todas as áreas, sendo as variáveis SST (0,83), iPAR (0,25) fortemente correlacionadas positivamente ao eixo MDS 1. A variável distância da foz apresentou baixa correlação (0,05). As variáveis profundidade (-0,27) e Kd490 (-0.13) apresentam correlação com MDS 1. Forte correlação com o eixo MDS 2 foi apresentada pelas variáveis iPAR (-0,78), Kd490 (0,59) e profundidade (-0,28), enquanto SST (-0,16) e distância da foz (0,13) apresentaram menor correlação com este eixo. Fica evidente que esta região está sujeita a mudanças sazonais, com maior contribuição de eucariotos heterotróficos em períodos de maior turbidez (e.g. junho/julho de 2019) e predomínio de bactérias heterotróficas em condições de maior temperatura e menor turbidez. Picocianobactérias (*Prochlorococcus*) predominam em regime de maior radiação solar e alta transparência. Os recifes Esquecidos estão sujeitos à influência dos rejeitos do Desastre quando a as condições metaoceanográficas movem a pluma do Rio Doce para norte ou quando da ressuspensão do rejeito previamente depositado. Nestas situações, a turbidez é aumentada indicando influência da pluma. A biomassa clorofiliana, representando a totalidade do fitoplâncton, incluindo as frações maiores do microfitoplâncton não contempladas na citometria de fluxo, apresenta menor variação entre sítios e no tempo (Figura 426). Ou seja, apesar das mudanças composicionais, a biomassa de produtores primários é relativamente estável. É também evidente nesta análise a maior abundância de bactérias heterotróficas em situações de menor turbidez e maior temperatura. Os mecanismos por trás deste padrão podem ser múltiplos e não exclusivos. Devemos ter em mente que os dados representam fotografias do momento da coleta. A dinâmica da interação entre o fito e o bacterioplâncton e a predação por nanoflagelados sobre este último podem contribuir para o resultado encontrado. Em condições oligotróficas, em águas mais transparentes, o acoplamento entre a produção primária e a bacteriana é normalmente muito eficiente, o que concorda com os dados apresentados. Ainda, a menor carga bacteriana em situações de alta turbidez pode indicar que a causa da alta turbidez seja mais de origem mineral, como sedimentos da pluma do Rio Doce, o que não contribui para o desenvolvimento heterotrófico (ao contrário de turbidez causada por acúmulo de matéria orgânica). Ainda, as mudanças na composição do fitoplâncton com a variação da turbidez podem estar causando um desacoplamento entre este e a comunidade bacteriana. Experimentos controlados com comunidades naturais coletadas nestas regiões são uma forma de investigar mais a fundo estes mecanismos.

Figura 425: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). A área dos quadrantes são proporcionais à abundância de *Prochlorococcus,* eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo).

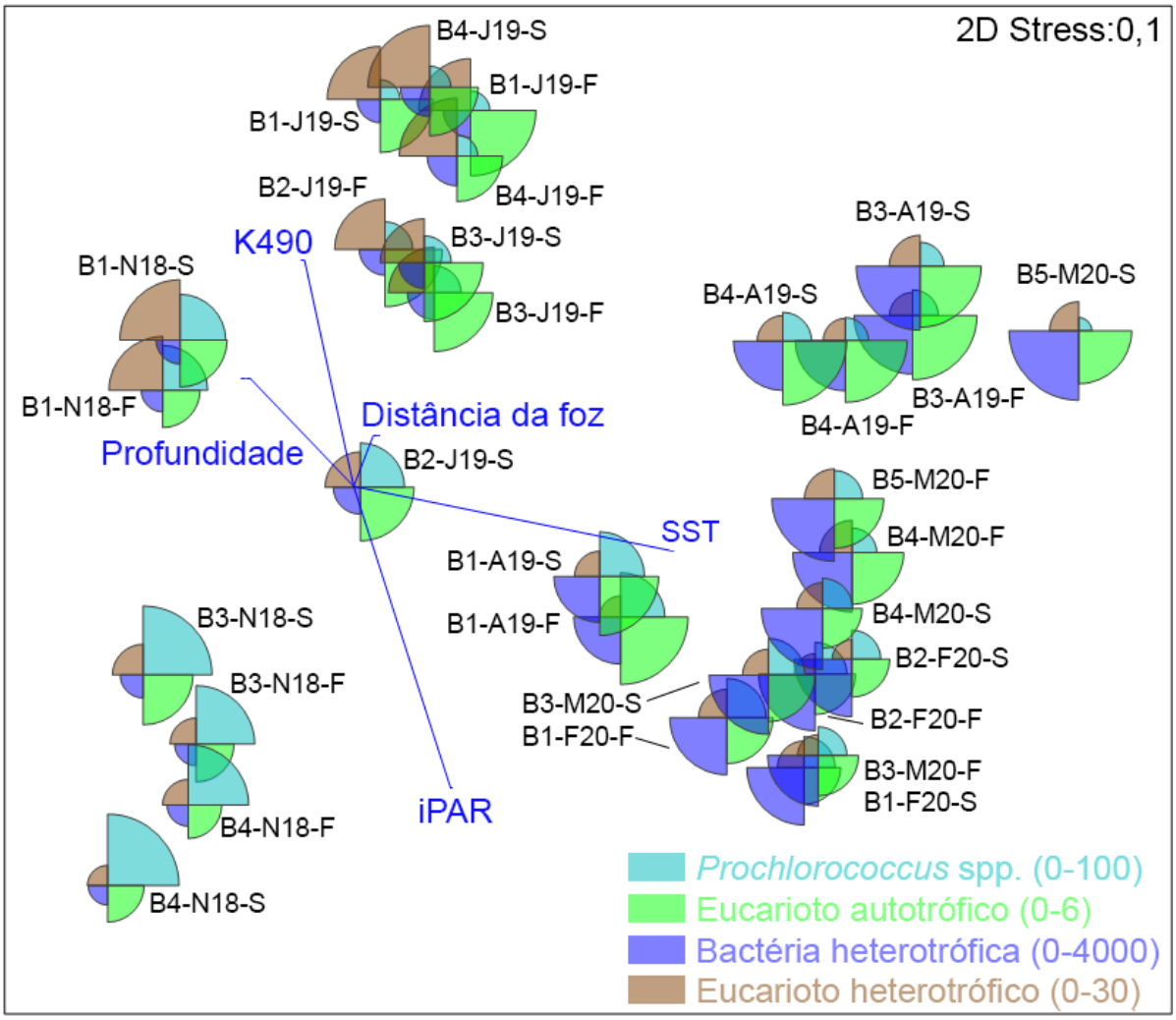
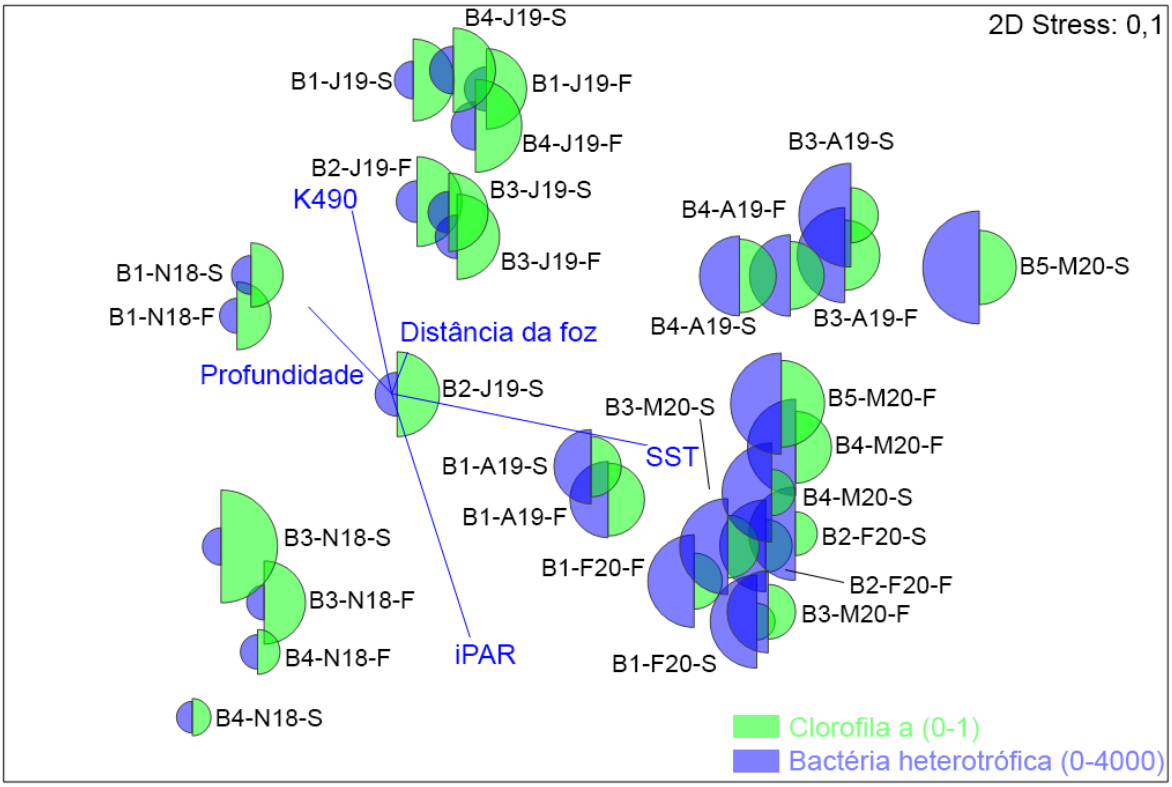


Figura 426: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do Rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como log(x+1). A área dos quadrantes são proporcionais à concentração de clorofila a e bactérias heterotróficas dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo).



Por fim, uma análise (PCA) integrando dados do pico e nanoplâncton com o tipo de cobertura de fundo dos sítios de Abrolhos (Área A) e dos recifes Esquecidos, mais ao sul e mais próximo da foz do Rio Doce (Área B), ilustra bem a relação entre o plâncton e a cobertura de fundo (Figura 427). A região dos Recifes Esquecidos apresentou maior contribuição de picocianobactérias do gênero *Prochlorococcus* em relação a Abrolhos. Estas picocianobactérias são importantes produtores primários e contribuem para a demanda de N (através da fixação de N_2) em recifes oligotróficos (CHARPY, 2005). Nos sítios relativamente mais rasos e turvos de Abrolhos, na Área A, onde observou-se densidades muito baixas de *Prochlorococcus* e a menor diversidade do fitoplâncton em geral, esta função de fixação de N_2 - e provavelmente uma fração significativa da produção primária - pode estar sendo desempenhada por cianobactérias bentônicas, componentes comuns do turf e dominantes em tapetes de cianobactérias (BCMs), abundantes nos sítios de Abrolhos.

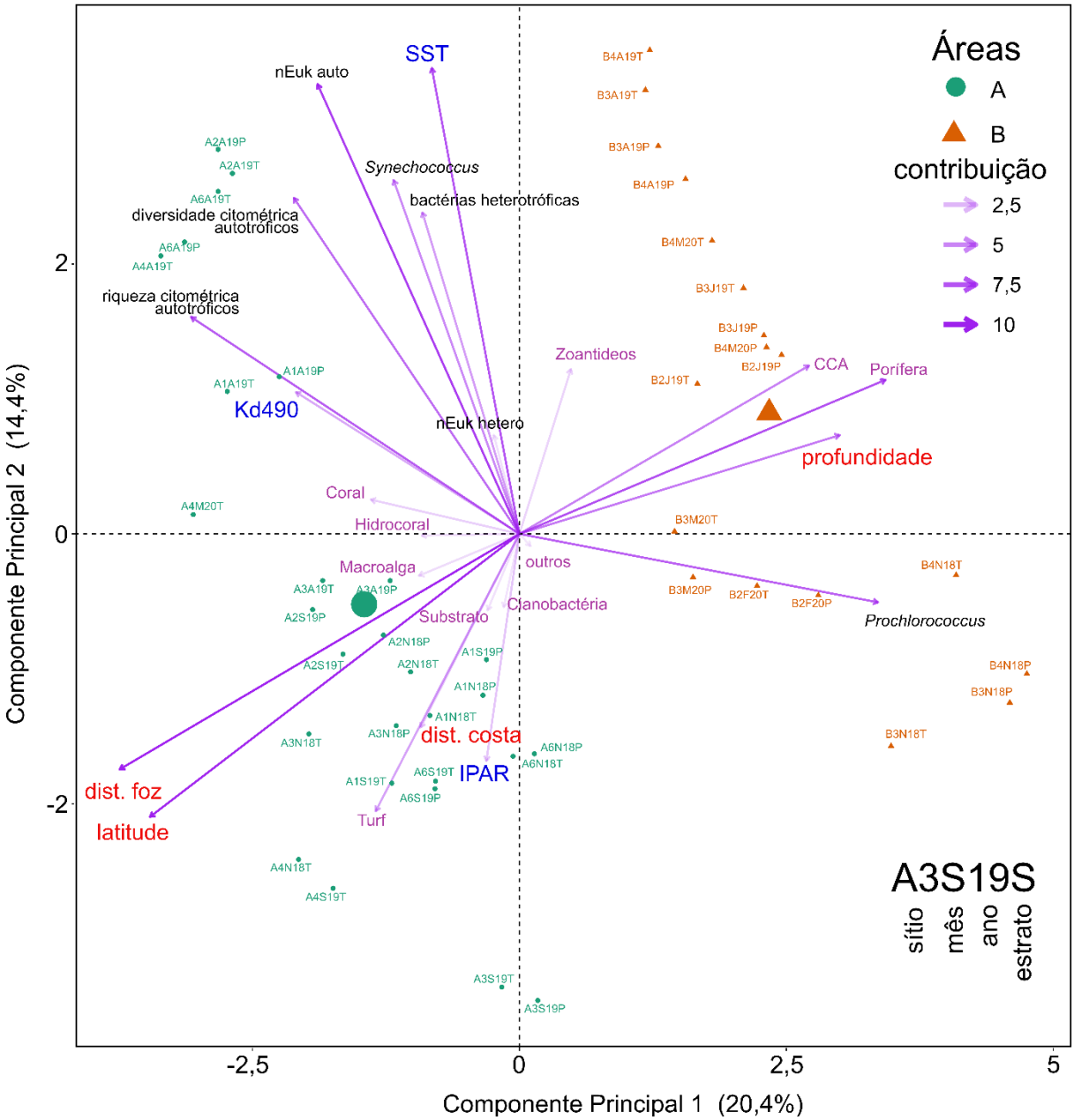
O conjunto de dados e análises aqui apresentados mostra um forte gradiente espacial nos indicadores acerca do fitoplâncton procarioto e eucarioto que sobrepuja as variações temporais na escala estudada (coletas trimestrais). As diferenças observadas estão associadas a forçantes oceanográficas (influência

de massas d'água), à proximidade da costa e à distância da foz do Rio Doce, bem como ao tipo de comunidade de fundo.

A coerência das associações bióticas e os padrões de distribuição dos diferentes grupos taxonômicos e funcionais frente às variáveis físicas do meio observadas refletem a qualidade dos dados brutos gerados, além de ser um indicativo de normalidade da estrutura e aspectos funcionais do plâncton procarioto e protista, nas faixas dimensionais analisadas (pico, nano e micro) e nas escalas espacial e temporal contempladas no estudo até o momento.

Mesmo que nossa análise não revele inequívoco nexo causal com o Desastre, o efeito significativo da turbidez na estrutura da comunidade planctônica da região estudada evidencia a sensibilidade do sistema a esta forçante. A alteração da transparência da água é um dos principais efeitos da lama decorrente do rompimento da barragem que continua adentrando a zona costeira e é remobilizada em períodos de maior hidrodinamismo (vento e ondas). Estes resultados sugerem que efeitos a médio e longo prazo na composição da teia trófica microbiana não podem ser descartados. As reais consequências de caráter crônico sobre estas comunidades requer a continuidade do monitoramento do ambiente contemplando, no mínimo, as variáveis dos atributos da biota e do meio físico aqui apresentadas.

Figura 427: Análise de componentes principais (PCA) com dados de composição, abundância, riqueza e diversidade do pico e nanoplâncton, variáveis abióticas e composição da cobertura de fundo. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o tipo de habitat da comunidade recifal (T=topo ou P=parede das estruturas recifais) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. nEuk auto e nEuk hetero indicam abundâncias de nanoeucariotos auto e heterotróficos, respectivamente. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do Rio Doce.

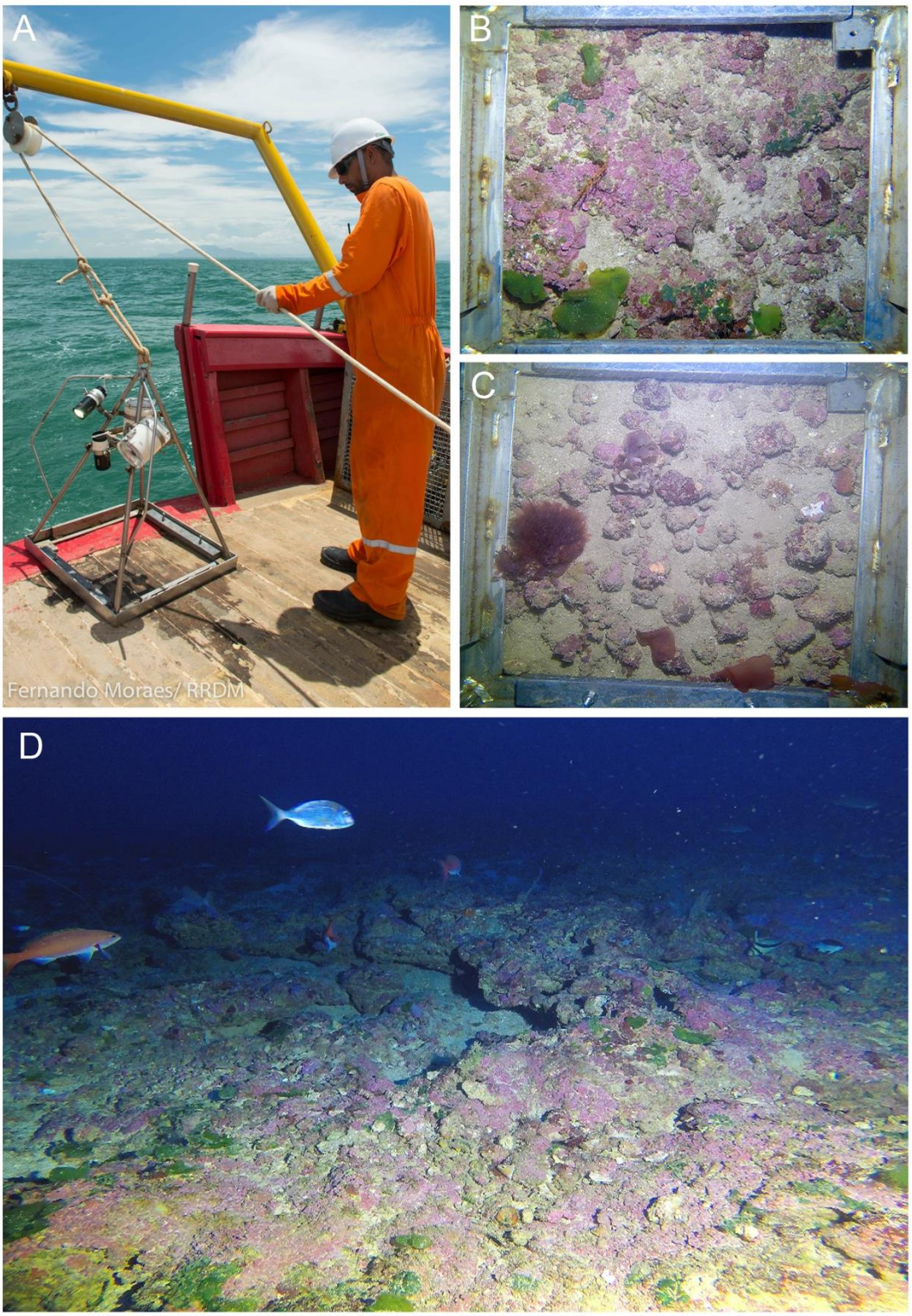


1.1.9.5.4 Comunidades associadas aos bancos de rodolitos

Apesar de representarem um dos ecossistemas mais extensos da plataforma continental brasileira, ocorrendo do Amapá até Santa Catarina, o conhecimento acerca dos bancos de rodolitos ainda é bastante deficiente. Por exemplo, a disponibilidade de dados básicos sobre a distribuição, densidade,

vitalidade e cobertura dos nódulos é pontual e fragmentada, e ainda não permite traçar um quadro holístico acerca da estrutura e do funcionamento desses ecossistemas. Apesar de serem apontados como ecossistemas estruturalmente complexos e agregadores de biomassa e biodiversidade, e em muitos sentidos comparáveis aos recifes coralíneos (e.g. biomineralização de $CaCO_3$ por fotossintetizantes), são poucos os inventários taxonômicos que incidiram sobre bancos de rodolitos. Até mesmo a diversidade e a identidade das algas coralináceas que formam os nódulos, juntamente com as notáveis assembleias de macroalgas a elas associadas, ainda é mal reconhecida. Trata-se de um quadro de conhecimento que dificulta a tomada de decisões bem subsidiadas na área da gestão e do licenciamento ambiental, e que tem resultado em uma série de disputas e impasses. A região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão abriga extensos bancos de rodolitos (HOLZ et al., 2020), inclusive o maior banco contínuo de rodolitos do mundo (AMADO-FILHO et al., 2012), os quais compreendem um sistema ideal para monitorar os efeitos do aporte sedimentar e da contaminação. Além disso, os bancos de rodolitos são um compartimento crucial dentro de qualquer estratégia que vise restaurar e/ou compensar os danos ambientais decorrentes do rompimento da barragem, inclusive pela sua importância para os sistemas pesqueiros. Nesse sentido, apresentamos a seguir um conjunto articulado de dados e informações adquiridas com técnicas complementares (Figura 428), com foco na: 1) biodiversidade de grupos chave na região da foz do Rio Doce e da APA Costa das Algas (macroalgas, algas formadoras de nódulos e fauna epibionte) e 2) estrutura e dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos de toda a região.

Figura 428: Amostragens com dropcam. Legenda: A) Lançamento de uma unidade equipada com duas câmeras (ortogonal e diagonal) e sistema de iluminação; B e C) bancos de rodolitos com diferentes quantidades de sedimento e cobertura dissimilar; D) panorama de referência obtido com a câmera lateral



1.1.9.5.4.1 Biodiversidade

MACROALGAS ASSOCIADAS A RODOLITOS NA FOZ DO RIO DOCE E APA COSTA DAS ALGAS.

Com base nos dados das campanhas de dezembro de 2018, fevereiro de 2019 e julho de 2019 foram identificados 47 táxons de macroalgas associadas a rodolitos nas Áreas C e D (Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas), sendo 13 deles correspondentes a algas coralináceas incrustantes formadoras de rodolitos. O inventário revelou uma flora cerca de três vezes mais pobre do que aquela encontrada em associação a bancos de rodolitos em regiões relativamente próximas, especialmente ao norte da área amostrada (BRASILEIRO et al., 2016). Essa flora menos diversa em relação à do Banco Abrolhos (BRASILEIRO et al., 2016) parece ser característica da região com menor extensão da plataforma continental e mais influenciada pelo Rio Doce, mas vale lembrar que não existem linhas de base pretéritas ao rompimento da barragem. Portanto, não se pode descartar a influência parcial de contaminantes e/ou sedimentos finos oriundos desse evento. Por exemplo, a macroalga parda de grande porte, *Laminaria abyssalis*, não foi registrada em levantamentos feitos nas Áreas C e D entre 2018-2019, embora tenham sido encontrados indivíduos esparsos em sítios próximos aos do PMBA (HOLZ et al., 2020). Trata-se de uma espécie endêmica de *kelp*, com distribuição entre 19°06′S (sul do Banco Abrolhos) e 23°09’S (Cabo Frio) entre 45-120 m de profundidade, a qual se fixa prioritariamente a rodolitos (MARINS et al., 2012, 2014; OLIVEIRA FILHO, 1976, 1978; YONESHIGUE-VALENTIN et al., 2006). No cenário estudado, era esperado encontrar essa espécie conspícua, ao menos no verão, quando a mesma apresenta frondes desenvolvidas e maiores biomassas e densidade (MARINS et al., 2014). Para outras espécies de *kelp*, são conhecidos declínios na taxa de adesão do zoósporo e nas taxas de sobrevivência e crescimento dos gametófitos com o aumento da carga de sedimentos finos (WATANABE et al., 2016). Além disso, partículas de sedimentos menores têm efeitos negativos ainda maiores no estágio inicial de diversas algas formadoras de dossel (e.g., ARAKAWA et al., 2012; CHAPMAN; FLETCHER, 2002; PARK; HWANG, 2010).

Lista taxonômica das macroalgas associadas a rodolitos nas Áreas C e D

(símbolos correspondem ao ranque taxonômico).

- **RHODOPHYTA**
  - FLORIDEOPHYCEAE
    - CERAMIALES
      - Rhodomelaceae
        - *Bostrychia montagnei* Harvey
        - *Melanothamnus tongatensis* (Harvey ex Kützing) Díaz-Tapia & Maggs
        - *Osmundaria obtusiloba* (C.Agardh) R.E.Norris
    - GIGARTINALES
      - Phyllophoraceae
        - *Petroglossum undulatum* C.W.Schneider

- GRACILARIALES
  - Gracilariaceae
    - *Crassiphycus caudatus* (J.Agardh) Gurgel et al.
    - *Gracilaria abyssalis* Gurgel & Yoneshigue-Valentin
    - *G. domingensis* (Kütz.) Sonder ex Dickie
- HALYMENIALES
  - Halymeniaceae
    - *Cryptonemia crenulata* (J.Agardh) J.Agardh
    - *Cryptonemia* sp.
    - *Halymenia brasiliana* S.M.P.B.Guimarães & M.T.Fujii
    - *Halymenia* sp. 1
    - *Halymenia* sp. 2
    - *Halymenia* sp. 3
    - cf. *Halymenia*
- PEYSSONNELIALES
  - Peyssonneliaceae
    - *Peyssonnelia* sp.
    - cf. *Peyssonnelia*
- RHODYMENIALES
  - Rhodymeniaceae
    - *Botryocladia shanksii* E.Y.Dawson
    - *Rhodymenia divaricata* E.Y.Dawson
    - *R. pseudopalmata* (J.V.Lamouroux) P.C.Silva
    - *Rhodymenia* sp.
- PLOCAMIALES
  - Plocamiaceae
    - *Plocamium brasiliense* (Greville) M.Howe & W.R.Taylor

- **HETEROKONTOPHYTA**
  - PHAEOPHYCEAE
    - DICTYOTALES
      - Dictyotaceae
        - *Canistrocarpus cervicornis* (Kütz.) De Paula & De Clerck
        - *D. justii* J.V.Lamouroux
        - *Dictyota* sp.
        - *Lobophora variegata* (J.V. Lamour.) Womersley *ex* E.C. Oliveira
        - *Padina* sp.
- **CHLOROPHYTA**
  - ULVOPHYCEAE
    - ULVALES

- Ulvaceae
  - *Ulva rigida* C.Agardh
  - *Ulva* sp.
- CLADOPHORALES
  - Anadyomenaceae
    - *Microdictyon boergesenii* Setchell
  - Cladophoraceae
    - *Chaetomorpha aerea* (Dillwyn) Kützing
    - *C. linum* (O.F.Müller) Kützing
  - Valoniaceae
    - *V. macrophysa* Kützing
- BRYOPSIDALES
  - Halimedaceae
    - *Halimeda discoidea* Decne.

Algas coralináceas formadoras de rodolitos

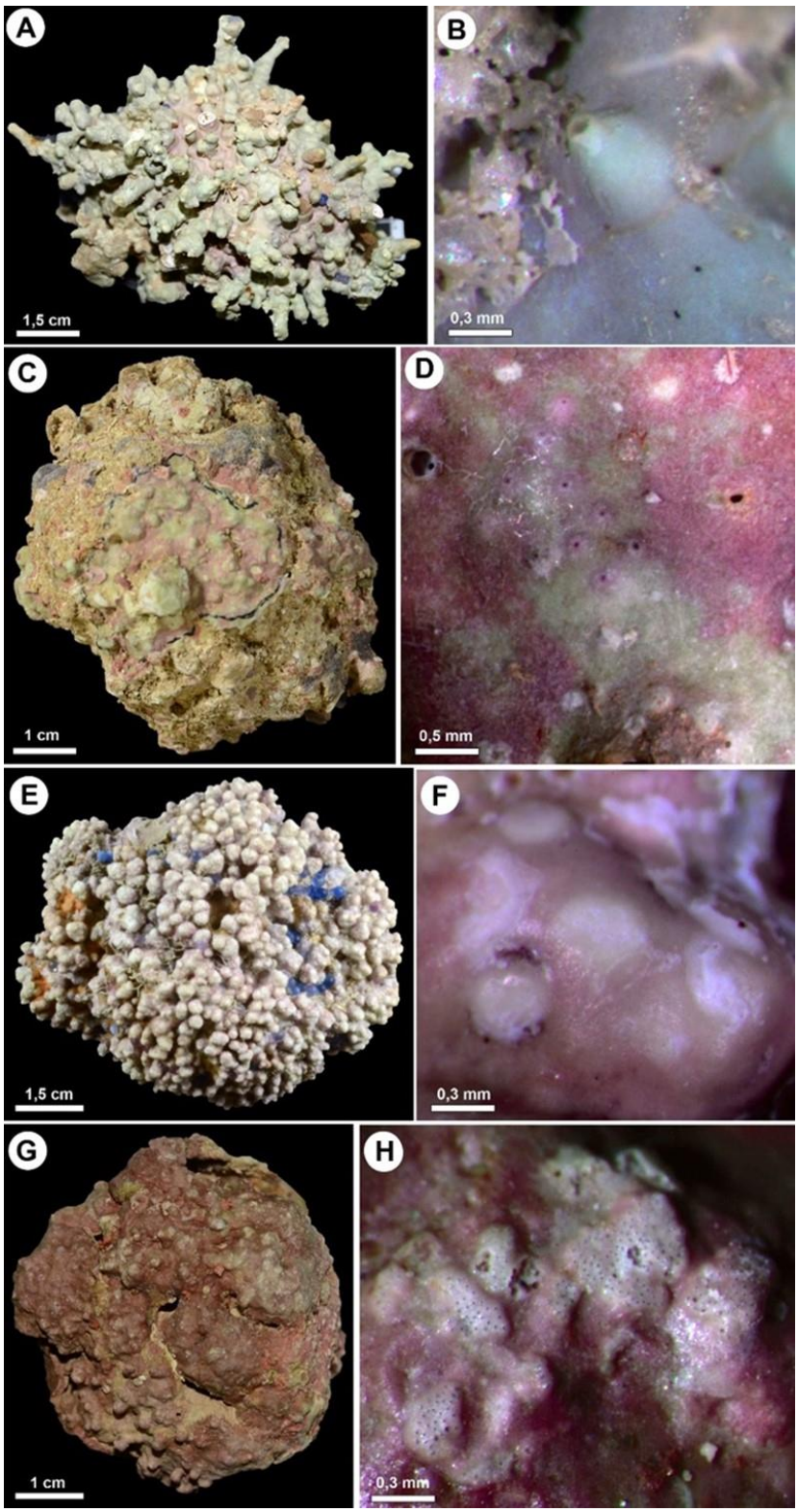
Com base na integração de dados morfoanatômicos e sequências de DNA plastidial do marcador *psb*A foram identificados 13 táxons de algas coralináceas incrustantes (Tabela 106, Figura 429) nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D. Como já esperado para um grupo de organismos perene e de crescimento lento, não foi registrada diferença temporal na composição específica. Cada sítio apresentou, em média, 2 (± 1,6) espécies. Os sítios com maior riqueza foram C4 (53 m de profundidade, 30 km de distância da foz do Rio Doce) e D13 (45 m, 56 km), ao passo que o de menor riqueza foi C10, esse último já discriminado em análises anteriores em função de suas características intermediárias quanto à natureza sedimentar. A maioria dos taxa é conhecida por formar rodolitos no Sudeste e Nordeste do Brasil (e.g. AMADO-FILHO et al., 2017; BRASILEIRO et al., 2016). As duas espécies de algas coralináceas incrustantes mais comuns como formadoras de rodolitos no Brasil (AMADO-FILHO et al., 2017), *Lithothamnion crispatum* e *Melyvonnea erubescens*, foram as espécies com distribuição mais ampla na área de estudo, tendo ocorrendo em 50% dos sítios. Destaca-se a publicação formal de uma nova espécie, *Sporolithon amadoi* (identificada como *Sporolithon* sp. 1 no relatório anual anterior (RRDM 2019), com ocorrência confirmada nas Áreas A, B, C e D (HOLZ et al., 2020; RICHARDS et al., 2019).

O levantamento de algas coralináceas formadoras de rodolitos na APA-Costa das Algas (Área D) feito por GOLDER (2016a), no âmbito da avaliação do Desastre, reportou 6 taxa, ou seja, menos de 50% da riqueza aqui relatada. Tal discrepância pode estar relacionada às diferenças no esforço amostral e às abordagens utilizadas, uma vez que utilizamos dados morfoanatômicos e moleculares, enquanto que o estudo antecedente se restringiu a dados morfoanatômicos, uma abordagem considerada insuficiente para um grupo com alto nível de diversidade críptica ou pseudo-críptica (HERNANDEZ-KANTUN et al., 2016; SISSINI et al., 2014).

Tabela 106: Algas coralináceas incrustantes registradas nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D nas campanhas de dezembro 2018, fevereiro 2019 e julho 2019. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada.

	Sítio												
	A5	**B1**	**C2**	**C4**	**C10**	**D3**	**D5**	**D6**	**D7**	**D8**	**D10**	**D11**	**D13**
Corallinales													
Harveylithon rupestre	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Lithophyllum corallinae	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithophyllum prototypum	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Lithophyllum pustulatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Lithophyllum sp. 2	-	-	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	-
Neogoniolithon brassica-florida	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
Hapalidiales													
Melyvonnea erubescens	+	+	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	+
Mesophyllum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-		+	-	-	-
Lithothamnion crispatum	+	+		+		+	+		+	-	-	-	-
Lithothamnion sp.2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithothamnion sp.1	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Sporolithales													
Sporolithon amadoi	-	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+
Sporolithon sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

Figura 429: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas formadoras de rodolitos na região estudada. Chave: A: *Neogoniolithon brassica-florida*. B: Conceptáculo uniporado, *N. brassica-florida*. C: *Lithophyllum* sp. 2 (crosta demarcada a lápis). D: Conceptáculos uniporados, *Lithophyllum* sp. 2. E: *Melyvonnea erubescens*. F: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados, *M. erubescens*. G: *Sporolithon amadoi*. H: Soros, *Sporolithon amadoi*.



FAUNA ASSOCIADA A RODOLITOS

O assentamento larval e a metamorfose de diversas espécies de invertebrados ocorrem preferencialmente, ou mesmo exclusivamente, na presença de algas coralináceas (e.g. HARRINGTON et al., 2004; MORSE; MORSE, 1991; ROBERTS, 2001). No entanto, a importância dos bancos de rodolitos como habitat de invertebrados ainda é pouco conhecida (e.g. CAVALCANTI et al., 2013; MOURA et al., 2016). Aspectos básicos, tais como a relação entre a diversidade de epibiontes e a complexidade estrutural (e.g. STELLER et al., 2003), ainda permanecem pouco exploradas (TÂMEGA et al., 2014).

Reportamos aqui o material coletado em 13 sítios com rodolitos, nas quatro áreas, nas campanhas de dezembro 2018, fevereiro 2019 e julho 2019. Esse material foi analisado, com base na morfologia dos espécimes (e.g. Figura 429, veja Figura 431), quanto à fauna associada à superfície dos nódulos (i.e., epibiontes), tendo sido registradas 340 morfoespécies de invertebrados. Os grupos mais abundantes foram Bryozoa (77,7%), Ascidiacea (11,3%), Porifera (4,9%), Mollusca (2,1%), Polychaeta (1,4%) e Sipuncula (1,3%), ao passo que Brachiopoda, Cnidaria, Crustacea, Echinodermata e Nemertea representaram menos de 1 % cada (Tabela 107). Os morfotipos de Bryozoa mais abundantes foram formas incrustantes, geralmente associadas a algas coralináceas vivas ou mortas, corroborando a hipótese de que esses organismos são importantes contribuidores na formação de estruturas carbonáticas no Banco dos Abrolhos (e.g., BASTOS et al., 2018). Nesse sentido, merecem destaque *Reptadeonella* sp., a espécie de briozoário mais abundante nos rodolitos, além de *Celleporaria atlantica* e *Stylopoma hastata*, que apresentaram colônias se desenvolvendo em estruturas multi-laminares importantes na formação dos nódulos carbonáticos (Figura 430, Figura 431). Dentre Ascidiacea, um grupo bastante representativo (NELSON et al., 2012), a espécie colonial incrustante *Didemnum galacteum* predominou nas três campanhas, representando 65,8% da abundância total de ascídias. Essa é uma espécie de ascídia comum na costa brasileira, ocorrendo desde o Ceará até o Paraná, da zona entre-marés até 22 m de profundidade (LOTUFO; DIAS, 2007). Os presentes registros de *D. galacteum* ampliam a distribuição batimetria da espécie até 70 m de profundidade. Porifera foi representado majoritariamente por espécies incrustantes (e.g., *Chelonaplysilla erecta*, *Clathria* sp., *Monanchora* sp., Suberitidae e Ancorinidae), seguidas por poucas espécies maciças (e.g., *Aiolochroia crassa*, *Callyspongia* sp. e *Hyattella cavernosa*) conhecidas por aglutinar rodolitos e facilitar a formação de recifes (PEREIRA-FILHO et al., 2015; WULFF; BUSS, 1979). A diversidade de Bryozoa e Porifera tendeu a ser maior em ambientes mesofóticos e mais afastados da costa, possivelmente devido a menor competição com organismos foto-autotróficos (BASTOS et al., 2018; SCIBERRAS et al., 2009). Mollusca foi representado majoritariamente por gastrópodes vermetídeos e bivalves.

A composição da fauna epibionte variou significativamente entre campanhas (*PERMANOVA*: $F = 13,84$; $p < 0,001$), com maior riqueza registrada em fevereiro de 2019. Em dezembro de 2018, o sítio C10 apresentou a menor densidade total de invertebrados, o que pode ser atribuído à menor contribuição de Bryozoa, cuja presença na superfície de fundos duros, recifes ou rodolitos, pode ter uma componente sazonal. O sítio D13 apresentou maior densidade de invertebrados, associada à

dominância de ascídias (Figura 432) .Em fevereiro de 2019, os sítios D3 e D7 apresentam a maior e menor densidade de invertebrados, respectivamente (Figura 432).Na campanha de julho de 2019, não foram registradas diferenças na abundância de Ascidiacea entre os sítios (Figura 434). Considerando os três grupos mais abundantes (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera), a campanha de fevereiro de 2019 (2) apresentou uma abundância total maior que a de julho 2019 (3) (Figura 435); PERMANOVA: $F = 21,777$, $p < 0,001$). Isso pode estar relacionado com a entrada de frentes frias e aumento do hidrodinamismo no inverno, gerando maior movimentação dos nódulos e consequente diminuição de epibiontes (FOSTER, 2001). O cálculo de índices de diversidade e equitabilidade, recomendado no TR, não contribuiu para discriminar as amostras (veja relatórios anteriores).

Figura 430: Epibiontes em rodolitos e concreções calcárias - II. Chave A: alta concentração de macroalgas (Sítio A5, 8 m); B: Briozoários e esponjas (B1, 33 m); C: algas coralináceas incrustantes-CCA, ascídias e briozoários (C2, 63 m); D: CCA e ascídias (C4, 51 m); E: sedimento lamoso trapeado em meio a CCA (C10, 72 m); F: Briozoário *Stylopoma hastata* e CCA, (D3, 50 m).

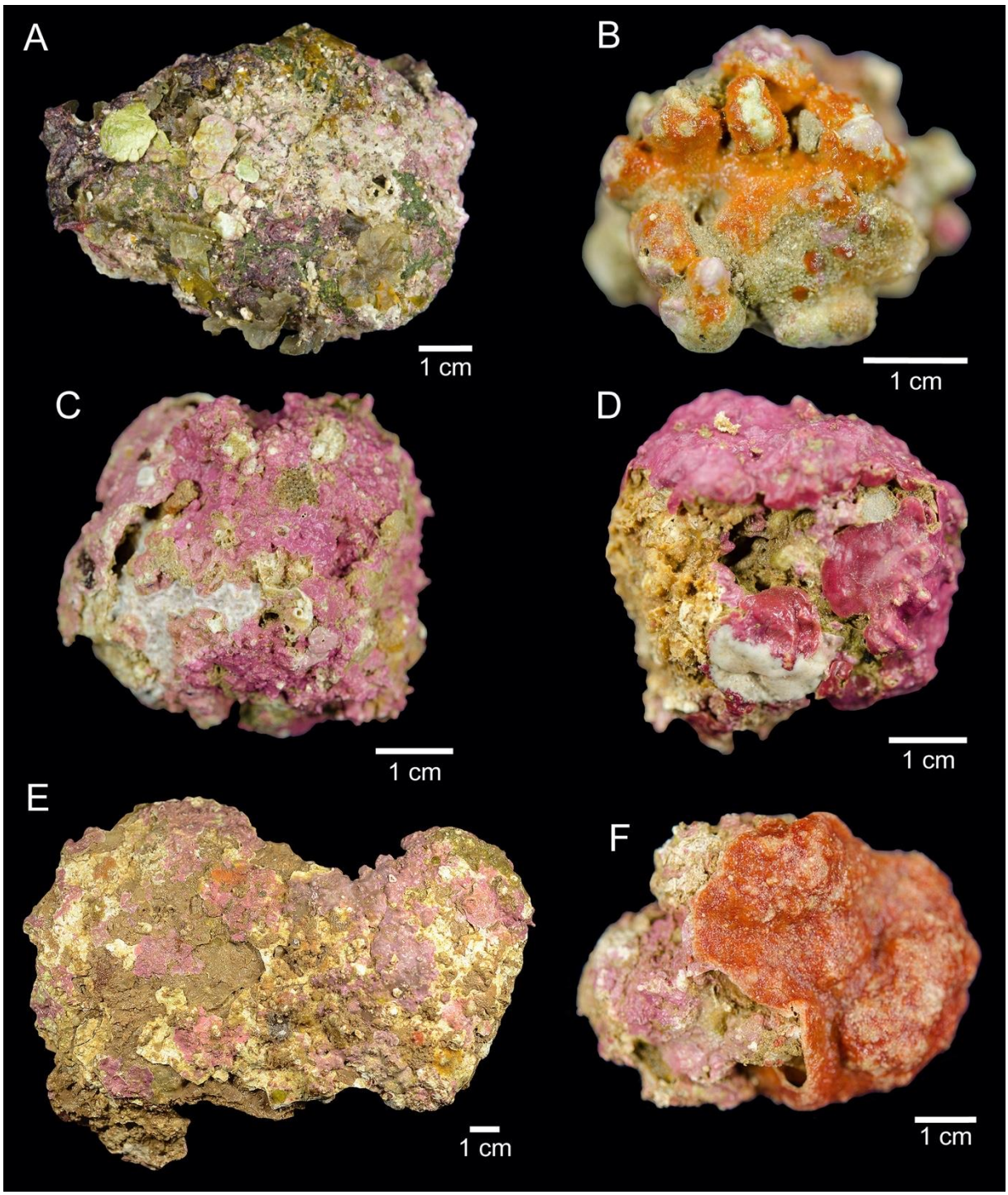


Figura 431: Exemplos de algumas das principais espécies de Bryozoa, Ascidiacea e Porifera associadas a rodolitos. A, *Reptadeonella* sp.; B, *Stylopoma hastata*; C, *Celleporaria atlantica*. D, *Didemnum galacteum* (Ascidiacea); E, Suberitidae (Porifera).

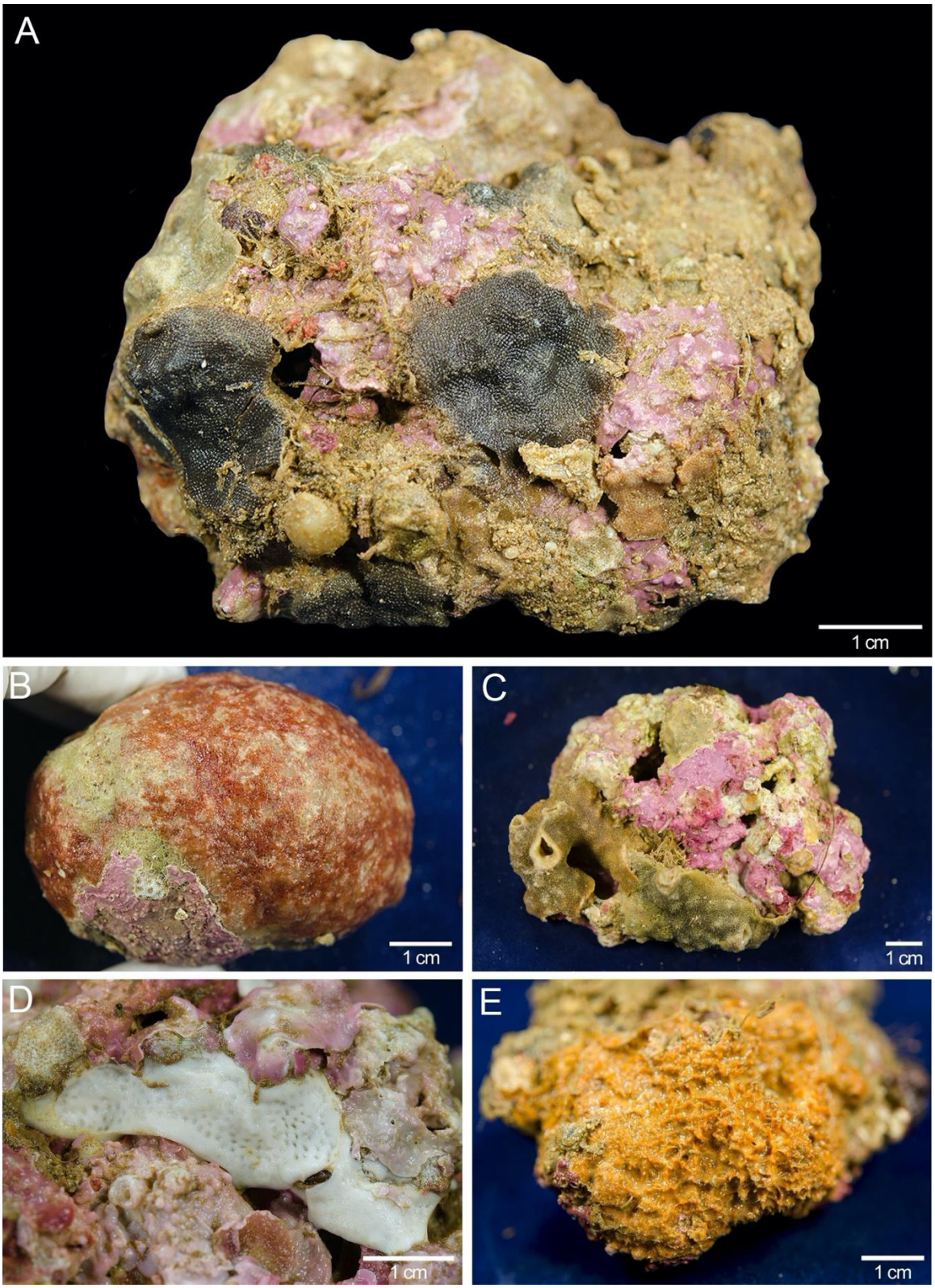


Tabela 107: Valores absolutos e percentuais de abundância (número de indivíduos) e riqueza (número de espécies/ morfoespécies) para cada um dos 11 grandes grupos de invertebrados registrados associados aos rodolitos na Campanha 1 (dezembro 2018), Campanha 2 (fevereiro 2019) e Campanha 3 (julho 2019).

	Abundância	% Abundância	Riqueza	% Riqueza
BRYOZOA	7012	77,7	95	27,9
ASCIDIACEA	1016	11,3	20	5,9
PORIFERA	441	4,9	122	35,9
MOLLUSCA	189	2,1	26	7,6
POLYCHAETA	128	1,4	30	8,8
SIPUNCULA	120	1,3	1	0,3
CNIDARIA	39	0,4	7	2,1
CRUSTACEA	36	0,4	22	6,5
ECHINODERMATA	29	0,3	15	4,4
BRACHIOPODA	13	0,1	1	0,3
NEMERTEA	1	0,0	1	0,3
TOTAL	9024	100,0	340	100,0

Figura 432: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em dezembro de 2018 nos sítios C4, C10, D8, D11 e D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos.

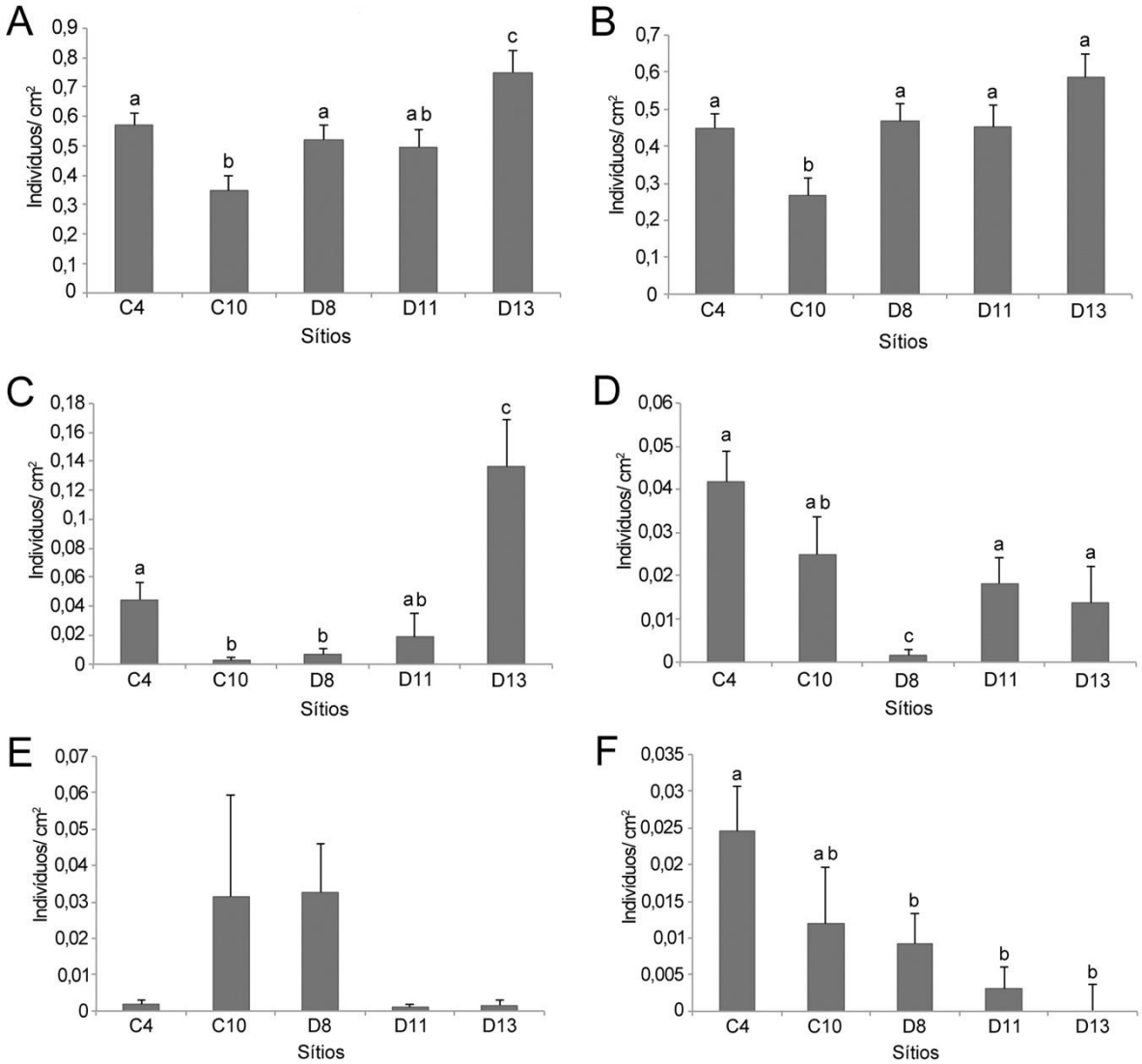


Figura 433: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em fevereiro de 2019 (nos sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Polychaeta, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos.

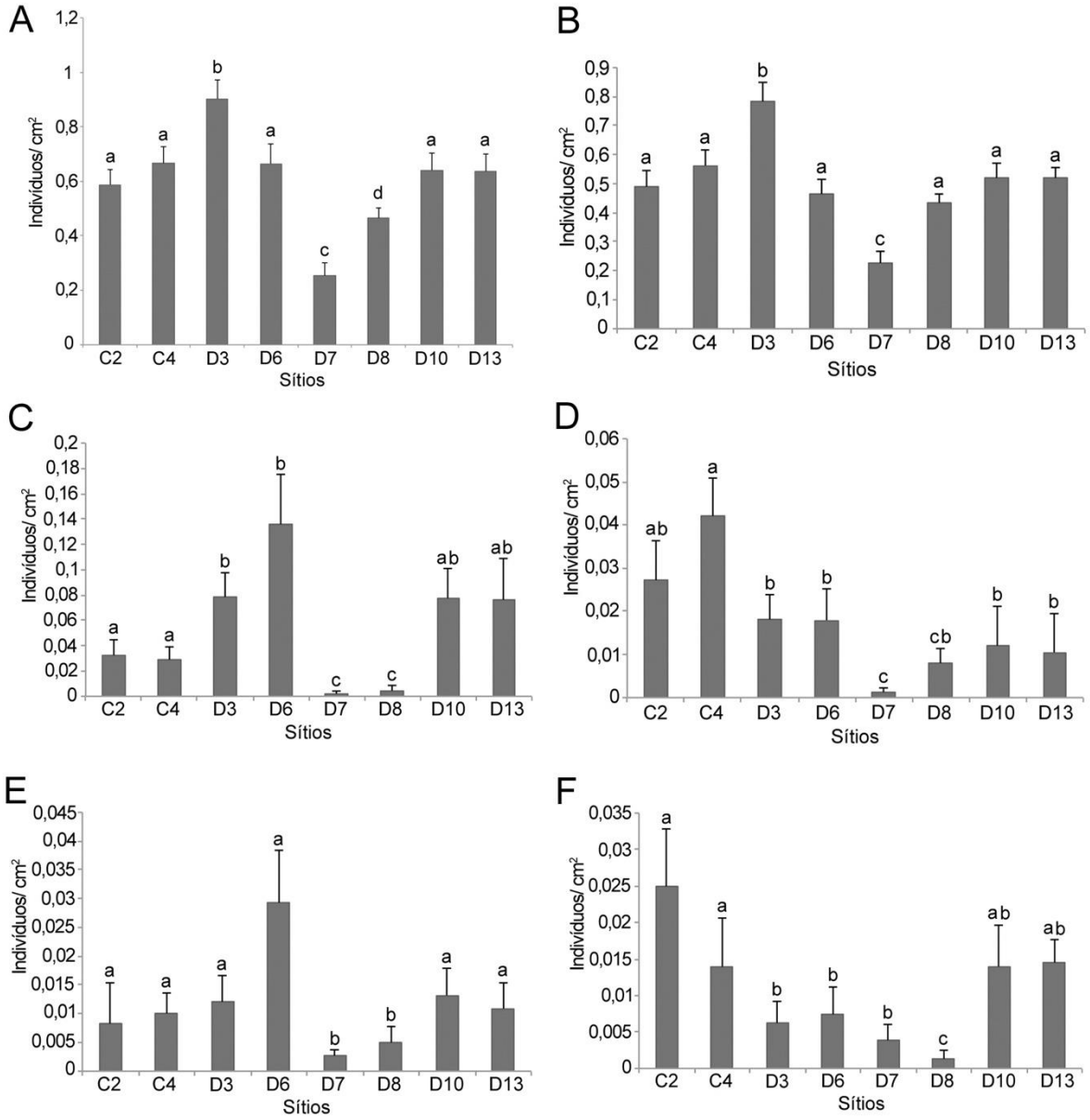


Figura 434: Abundância total (A) e dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (B-F) em julho de 2019 (Campanha 3) nos sítios C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11 e D13. Chave: A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Brachiopoda. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos.

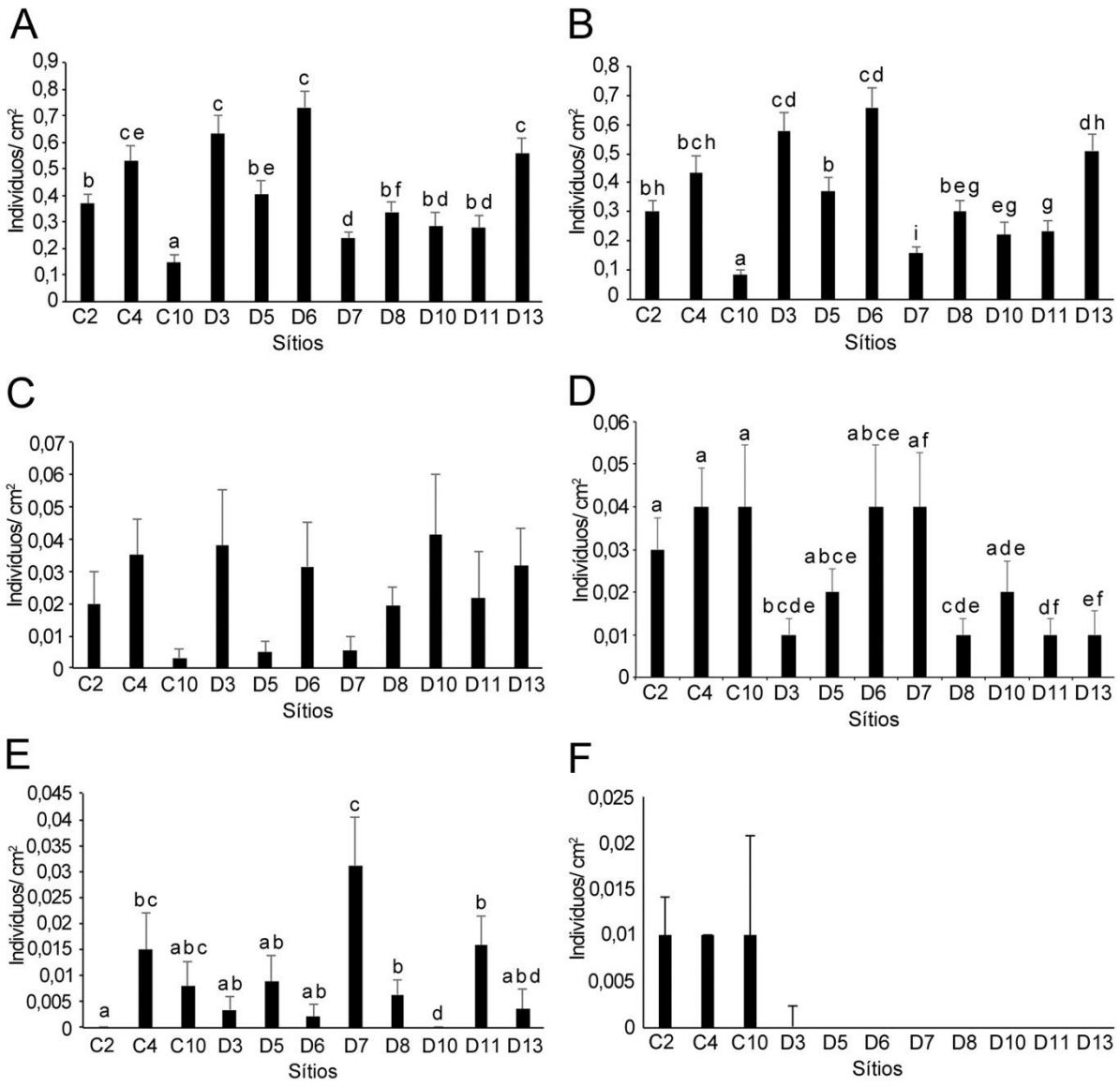
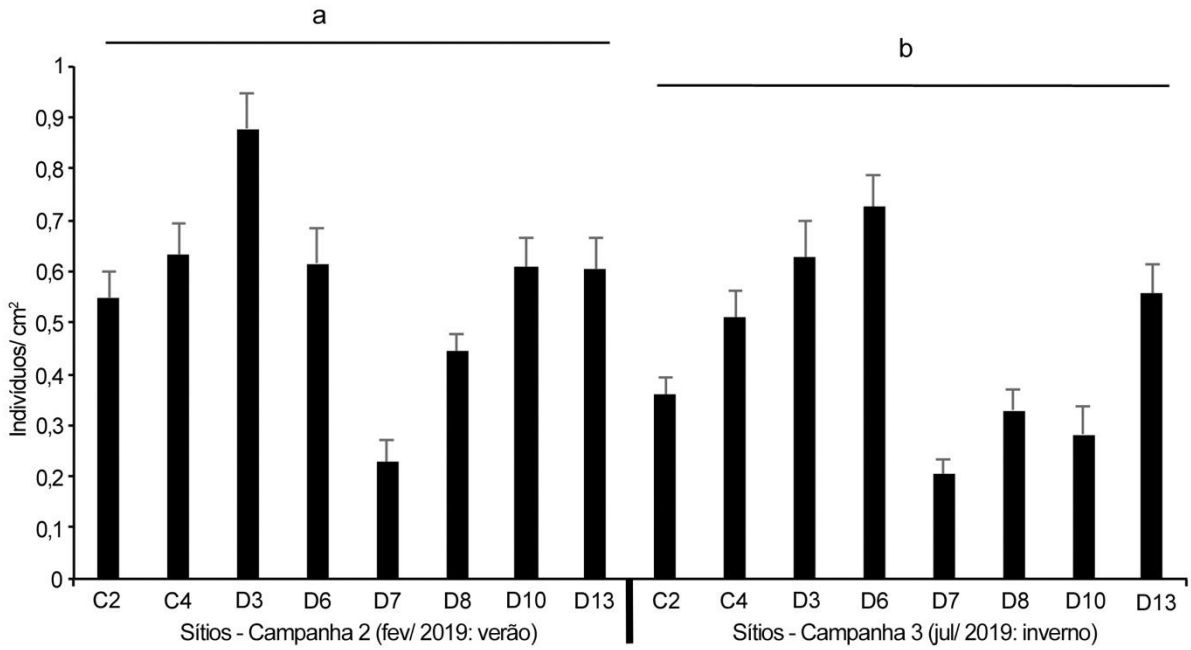


Figura 435: Abundância total dos três principais grupos de invertebrados bentônicos associados aos rodolitos (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera) nos sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10 e D13 na Campanha 2 (fevereiro 2019: verão) e Campanha 3 (julho 2019: inverno). As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos.



1.1.9.5.4.2 Estrutura e dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos

Os bancos de rodolitos compreendem um ambiente recifal extenso e pouco explorado, com riqueza de espécies e abundância total de organismos duas ordens de magnitude maior do que habitats sedimentares adjacentes (FOSTER, 2001). Além de constituir um dos maiores depósitos de carbonato ($CaCO_3$) do mundo (AMADO-FILHO et al., 2012), o banco de rodolitos de Abrolhos também representa uma grande área de substrato consolidado, passível de uso e colonização por espécies recifais. Esse habitat também pode ter um papel importante de refúgio frente às mudanças climáticas em curso.

No sentido de produzir um quadro o mais completo possível sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos da região estudada, visando compreender as forçantes que mais as influenciam, apresentamos a seguir uma síntese baseada em dados coletados no âmbito do PMBA/FEST, com maior frequência amostral (trimestral e semestral) e malha mais representativa na foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas (Áreas C e D), somados a dados coletados no âmbito de outros projetos (e.g. PELD Abrolhos), com menor frequência amostral mas com malha mais representativa na Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências). Além disso, agregamos dados do único sítio (B1) com bancos de rodolitos amostrado na Área B, adjacente aos Recifes Esquecidos. Esse sítio também foi amostrado com alta frequência temporal (trimestral e semestral), no âmbito do PMBA/FEST. Na Área A, séries temporais (dados semestrais) estão disponíveis apenas para uma linha costa-oceano ("cross-shelf") no extremo norte da área estudada (sítios A5 e An1-An4). Essa linha

contempla dados coletados no âmbito do PMBA/FEST e de outros projetos. Assim, considerando a disponibilidade heterogênea de dados, procuramos apresentar um quadro regional e recortes espaço-temporais para cada área. Os dados foram coletados e processados com metodologias padronizadas, inclusive com nível de replicação compatível em cada estação amostral. As amostras se constituem em imagens ortogonais e diagonais do fundo marinho, obtidas com "dropcams" equipadas com 2 câmeras de alta resolução e sistema de iluminação (Figura 436), e coletas de rodolitos com uso de dragas (Figura 437). As imagens ortogonais, usadas para quantificação do recobrimento, foram processadas com auxílio de softwares específicos, conforme descrito em relatórios anteriores, com identificação dos organismos no menor nível taxonômico possível. Os dados de cobertura foram explorados com escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e Modelos Lineares (DISTLM) associados a análises de redundância baseadas em distâncias (dbRDA), usando dados transformados (log ratio) e matrizes triangulares de similaridade baseadas em distâncias euclidianas. O tempo não foi incluído como variável preditora nos modelos, dada a cobertura temporal ainda limitada. No entanto, indícios de variação temporal, direcional ou sazonal, foram explorados a partir do deslocamento dos scores das amostras das diferentes campanhas, usando diagramas bidimensionais de NMDS ou comparações longitudinais de biomassa em alguns sítios amostrais.

Figura 436: Representação do método de amostragem com "dropcam" e a distribuição batimétrica dos quatro habitats biogênicos identificados na plataforma continental média a externa da foz do Rio Doce (Áreas C e D). O tamanho dos objetos na imagem são meramente ilustrativos e estão desproporcionais em escala com relação ao seu tamanho real.

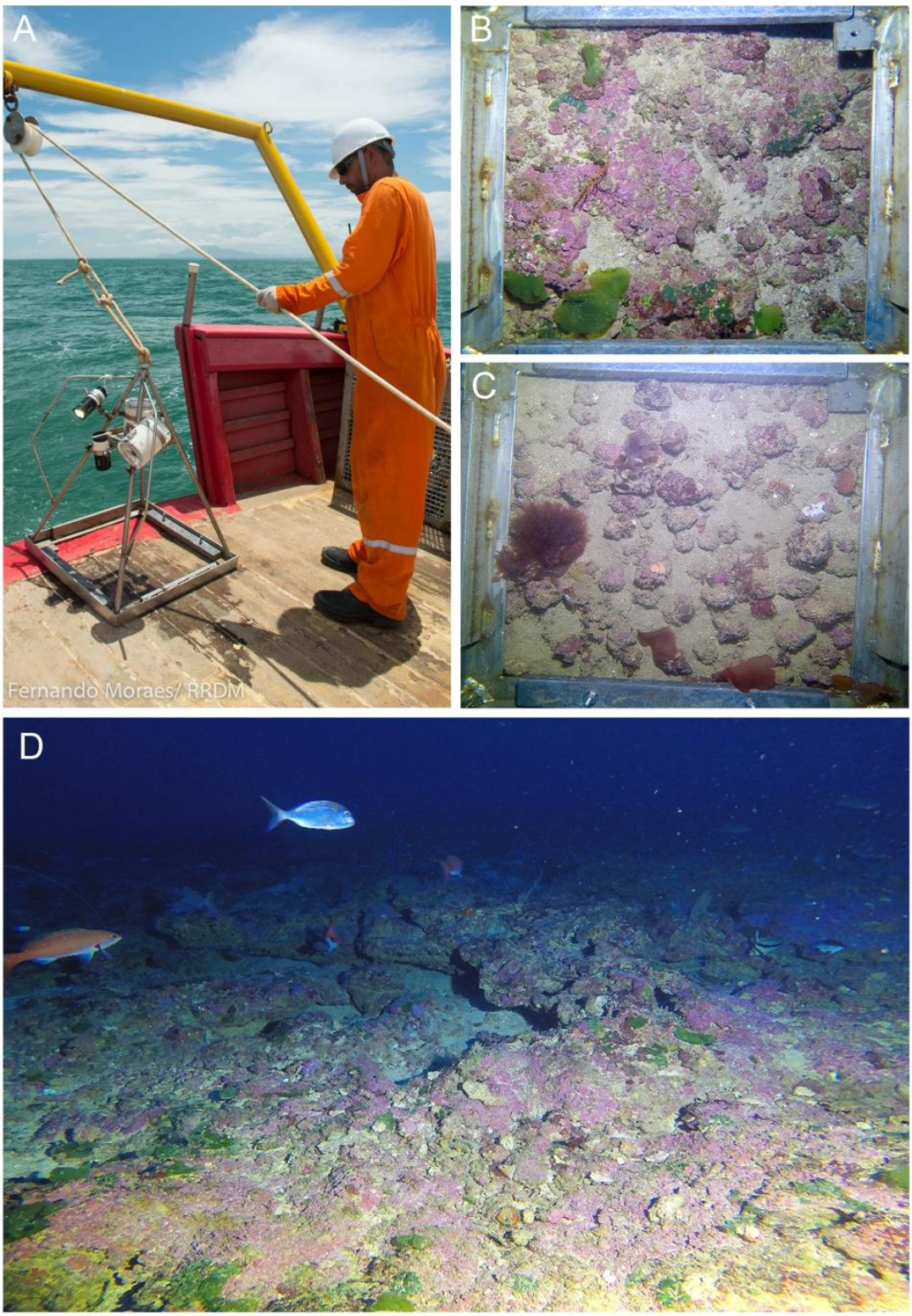


Figura 437: Coleta de rodolitos com dragas (A e B) e triagem a bordo (C, D e E)

O esforço de síntese aqui apresentado destaca, como variáveis indutores da estrutura e dinâmica da cobertura dos bancos de rodolitos, a latitude, as distâncias da costa e da foz do Rio Doce e a turbidez (Kd490), que compreenderam as variáveis explanatórias com seleção mais recorrente nos modelos. O modelo global e a dbRDA com todas as amostras (sítios e tempos) evidenciou heterogeneidade regional com forte discriminação da Área A (Abrolhos) em relação às demais (B, C e D) (Figura 438, Tabela 108). Essa discriminação foi evidente ao longo do primeiro eixo da dbRDA, associado com a

distância da foz do Rio Doce que, nessa escala regional, é colinear com a latitude. Conforme esperado, dada a vasta amplitude espacial das amostragens feitas no Banco dos Abrolhos, a Área A foi a mais heterogênea, com variação associada ao gradiente latitudinal e à distância da costa. As amostras das Áreas C e D foram discriminadas principalmente ao longo do eixo 2 da dbRDA, associado primariamente à turbidez e, secundariamente, à distância da costa (Figura 438). As amostras da Área B tiveram escores intermediários nos dois eixos (Figura 438). Por constituírem um único sítio, adjacente aos Recifes Esquecidos, as amostras da Área B não serão detalhadamente exploradas. Ressaltamos também que, no modelo global, a dinâmica temporal fica obscurecida pela variabilidade espacial, principalmente aquela relacionada à Área A, onde a maior parte (7 de 12) dos sítios foi amostrada uma única vez. Os sítios Ac2-Ac5 e As2-As4 foram amostrados uma única vez, em março de 2017 ou em março 2018. Os sítios A5 e An1-An4 contemplam mais dados temporais, tendo sido amostrados em março de 2017, abril e outubro de 2019 e em fevereiro 2020. A Figura 439 apresenta um panorama da cobertura dos bancos de rodolitos das Áreas A, C e D.

Figura 438: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

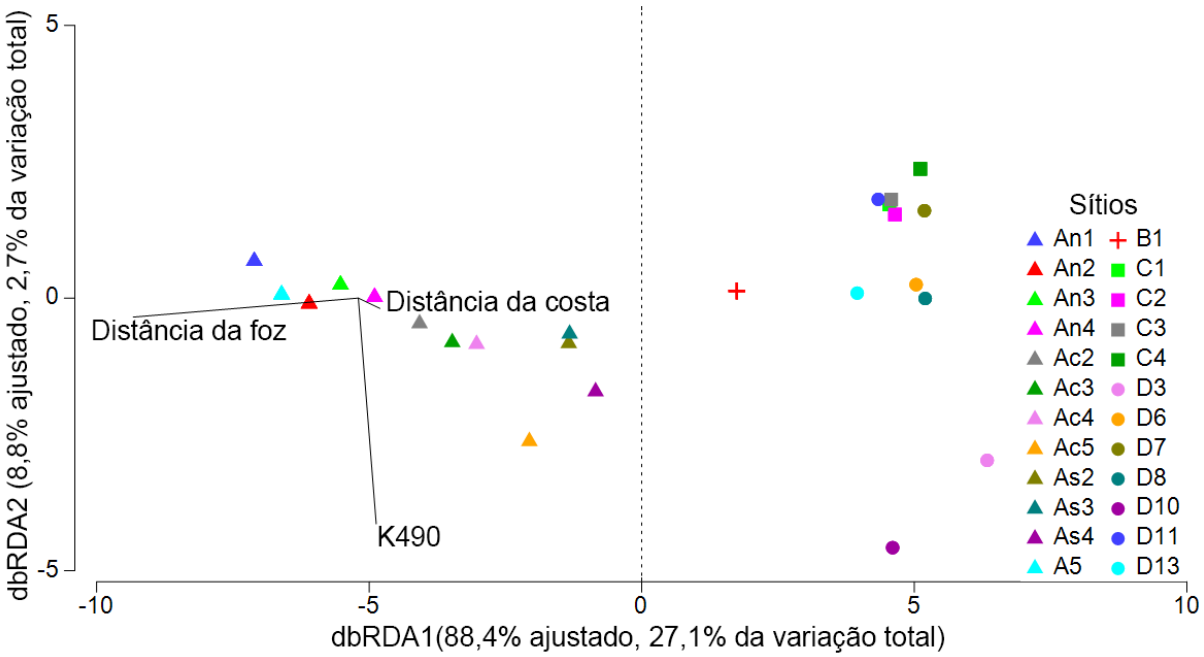
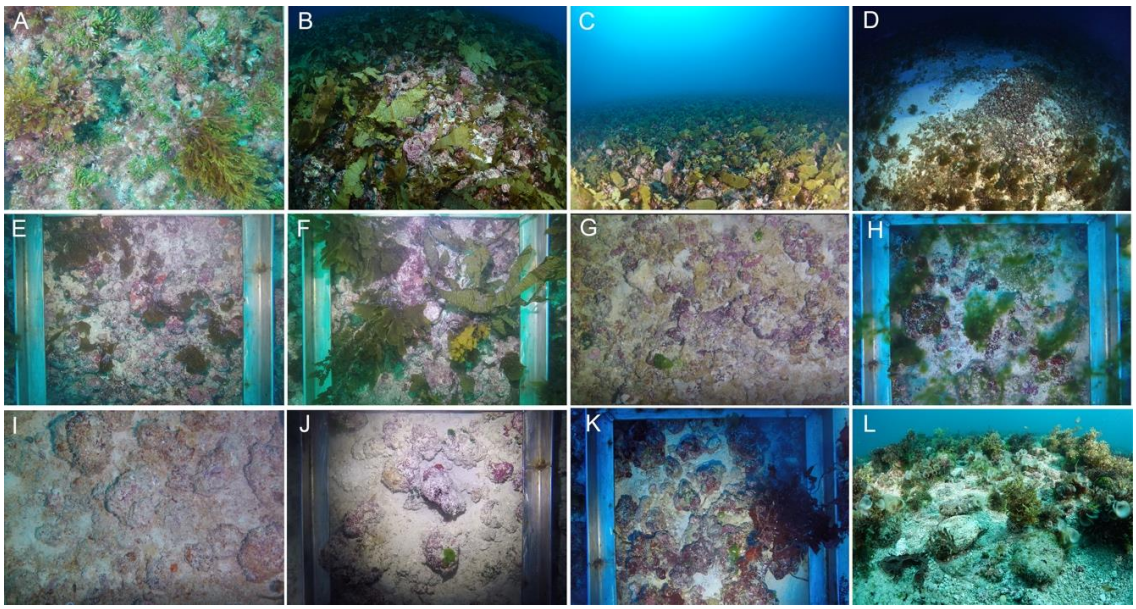
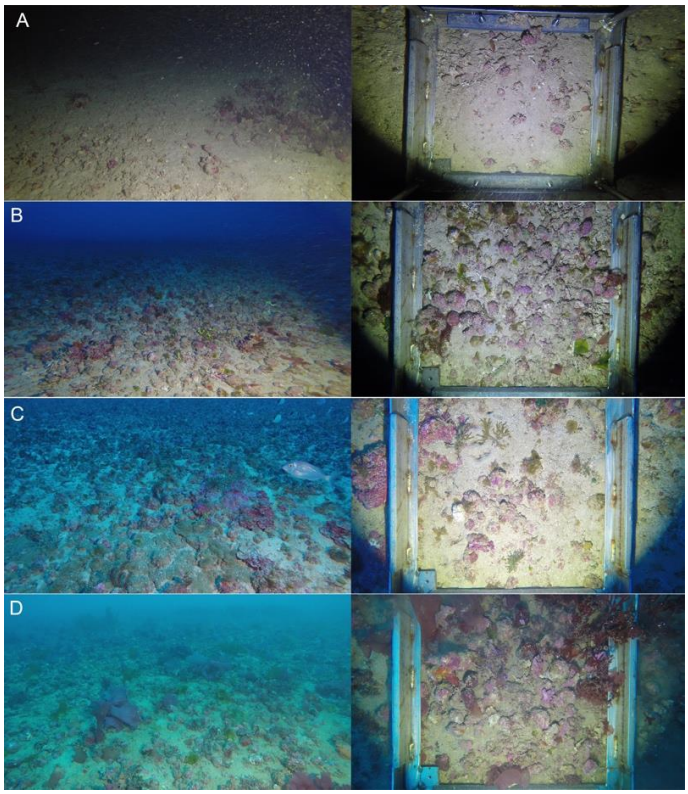


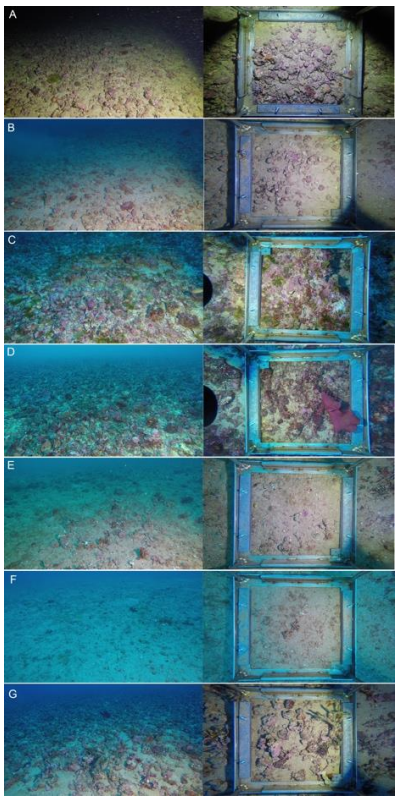
Tabela 108: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de todas as amostras de cobertura bêntica de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D).

Testes Marginais				
	SS	**Pseudo-F**	**P**	**Prop.**
Longitude (1)	999,09	12,163	0,0001	0,17586
Latitude (2)	1397,5	18,596	0,0001	0,24599
Batimetria (3)	397,53	4,2886	0,0014	0,069974
Distância da costa (4)	439,59	4,7804	0,0007	0,077378
Distância da foz (5)	1382,6	18,335	0,0001	0,24338
SST (6)	1018,9	12,457	0,0001	0,17935
iPAR (7)	1326,3	17,36	0,0001	0,23346
K490 (8)	382,83	4,1186	0,0021	0,067387
Melhores Soluções Globais				
AIC	R^2	RSS	No. Vars	Seleções
255,9	0,30623	3941,4	3	4;5;8
255,94	0,32894	3812,4	4	3-5;8
256,03	0,3047	3950,1	3	3-5
256,26	0,27793	4102,2	2	4;5
256,55	0,34455	3723,7	5	3-5;7;8

Figura 439: **Imagens dos bancos de rodolitos. Painel superior: Área A** [da esquerda para direita e de cima para baixo: An1(A), An2(B), An3 (C) e An4 (D), Ac2 (E), Ac3 (F), Ac4 (G), Ac5 (H), As2 (I), As3 (J), As4 (K), A5 (L)]. **Painel inferior esquerdo: Área C** [de cima para baixo: sítios C1 a C4 (panorâmica e ortogonal, A-D). **Painel inferior direito: Área D** [de cima para baixo: sítios D3, D6, D7, D8, D10, D11, D13 (panorâmica e ortogonal, A-D)].







Área A, Banco dos Abrolhos

Considerando apenas os dados da Área A, fica evidente a influência oposta (ortogonal) da latitude em relação à distância da costa, e uma interação dessas duas variáveis com a turbidez (Figura 440, Tabela

109). Nos recifes da Área A, a turbidez esteve fortemente relacionada com a distância da costa, conforme amplamente explorado ao longo do presente trabalho (veja, por exemplo, item 1.1.9.5.5.2). Nos bancos de rodolitos, que cobrem uma amplitude latitudinal e longitudinal muito mais ampla do que os recifes e não ocorrem em áreas de grande turbidez (veja item 1.1.9.5.1), esses contrastes ficam menos evidentes. Nesse contexto, os sítios amostrais nos bancos de rodolitos da porção centro-sul do Banco Abrolhos, ainda muito pouco explorada sob praticamente todos os aspectos, estiveram associados a maiores valores de turbidez. Ressalta-se que estes valores mais altos não são necessariamente relacionados a fontes terrígenas, podendo estar ligados a ressuspensão de sedimentos autóctones, à natureza sedimentar do fundo e à produtividade primária na coluna d'agua. Esses processos poderiam explicar a atuação mais diagonal da turbidez em relação à distância da costa e latitude quando se considera a escala espacial mais abrangente (i.e., cobrindo uma malha regional ao longo de todo o Banco Abrolhos). Isoladamente, nos testes marginais, fica evidenciada a associação preponderante entre a latitude e a estrutura das comunidades associadas aos rodolitos, possivelmente relacionada à dinâmica oceanográfica próximo ao fundo (e.g. entradas de cunhas frias). A porção sul do Banco Abrolhos recebe influência de ressurgências associadas ao Giro de Vitória, enquanto que a porção mais norte está sob influência preponderante da Corrente do Brasil (veja item 1.1.9.5.1). Um NMDS com caráter exploratório (Figura 441) revelou preponderância de algas ramificadas (e.g. *Codium*) em boa parte dos sítios do norte (A5 e An1-An3) e no sítio mais offshore ao sul (As4), enquanto que algas coriáceas, filamentosas e foliáceas foram mais importantes nos demais sítios. No entanto é importante lembrar que essa análise é exploratória, uma vez que os Ac2-4 3 As2-4 só foram amostrados uma vez, e os sítios An1-4 apresentaram variação temporal importante, relacionada â dinâmica de sedimentação e à senescência massiva de frondes de macroalgas (veja adiante), especialmente no final do verão (e.g. maio de 2017).

Considerando apenas os quatro sítios da Área A para os quais estão disponíveis dados temporais (A5 e An1-4), todos eles distribuídos ao longo do transecto "costa-oceano" na porção norte da área de estudo (veja Figura 441), fica evidente a maior dinâmica (variabilidade) nos sítios mais costeiros (A5 e An1) e no sítio mais próximo da quebra da plataforma (A4), onde foram registradas maiores flutuações na participação de sedimentos (dinâmica de cobrimento e exposição de nódulos vivos), sempre oposta à abundância de algas filamentosas (Figura 442). Além desse padrão mais evidente, ressaltamos que a variação temporal no recobrimento vivo dos rodolitos da Área A foi complexa e envolveu mudanças de dominância de diversos grupos taxonômicos/funcionais de macroalgas (Figura 442). Apesar desses padrões temporais não estarem completamente claros, a sazonalidade fica evidente ao se explorar a flutuação de biomassa no gradiente costa-oceano (Figura 443), que revela não apenas biomassas baixas em maiores profundidades, mas um processo intenso de perda de biomassa durante o inverno (Figura 444). Esses resultados indicam a exportação de enormes quantidades de biomassa algal, na forma de MOP, a partir dos bancos de rodolitos, que cobrem >20.000 km^2 apenas nessa região. Trata-se de um processo pouco explorado e potencialmente relevante, uma vez que sua influência deve se propagar por todo o ecossistema do Banco Abrolhos. Os resultados aqui apresentados representam um primeiro passo na direção da compreensão desse processo, que pode ter implicações diversas,

inclusive no que diz respeito à remediação dos efeitos do rompimento da barragem, uma vez que os talos de boa parte das algas senescentes têm alto potencial de adsorção de metais e outros contaminantes (veja item 1.1.9.5.6.2).

Figura 440: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Área A. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

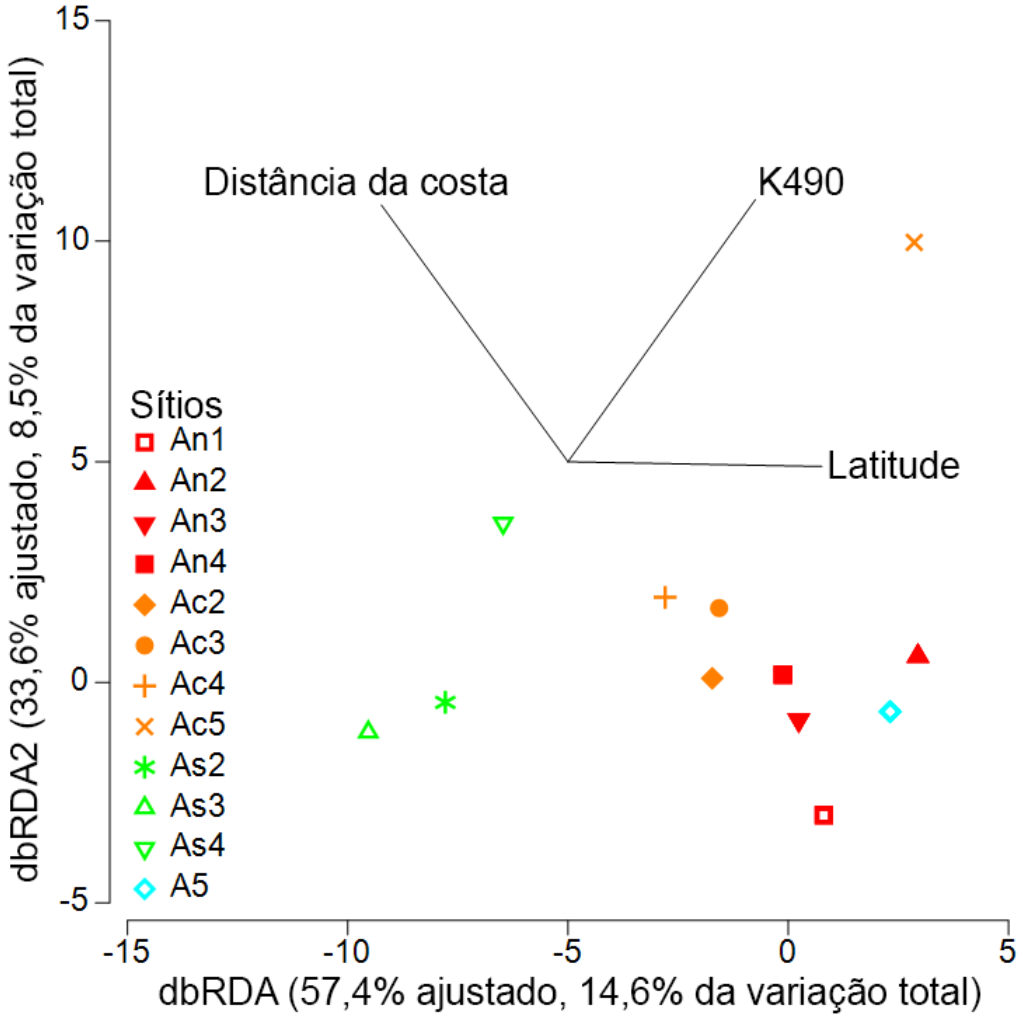


Tabela 109: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com dados de cobertura bêntica das quatro campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área A.

Testes Marginais				
	SS	**Pseudo-F**	**P**	**Prop.**
Batimetria (3)	98,977	1,4159	0,2094	0,051646
Distância da costa (4)	163,72	2,4286	0,0304	0,085427
K490 (8)	114,3	1,649	0,1364	0,05964
Latitude (2)	229,7	3,5406	0,0072	0,11986
Melhores Soluções Globais				
AIC	R^2	RSS	No. Vars	Seleções
118,13	0,25374	1430,2	3	2;4;8
118,44	0,29747	1346,4	4	2-4;8
118,75	0,11986	1686,8	1	2
119,28	0,16488	1600,5	2	2;4
119,47	0,15938	1611	2	2;3

Figura 441: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A, mostrando correlações com os grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos.

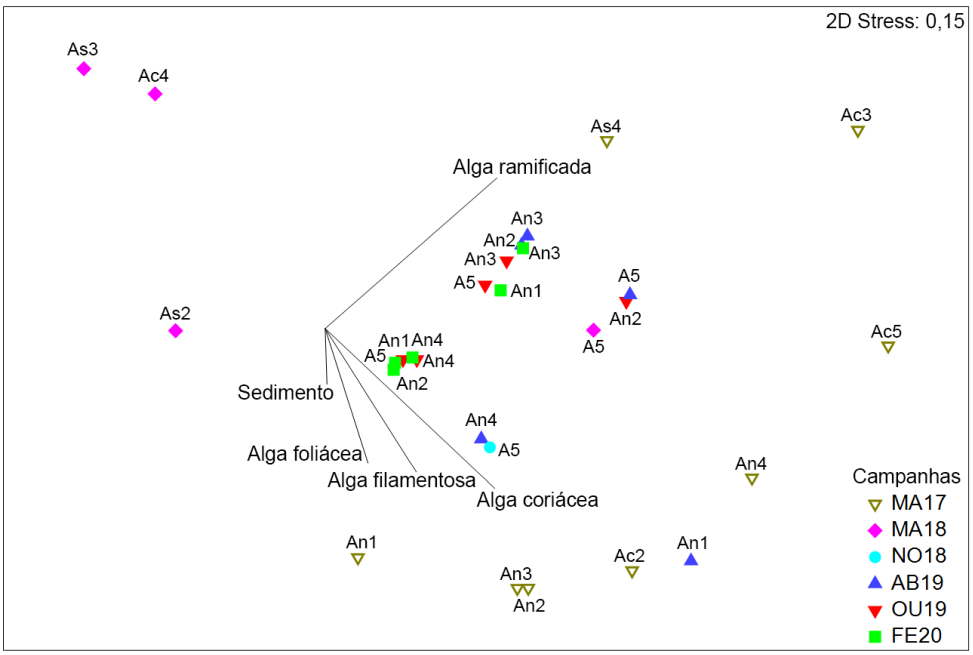


Figura 442: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A, mostrando as abundâncias relativas dos diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

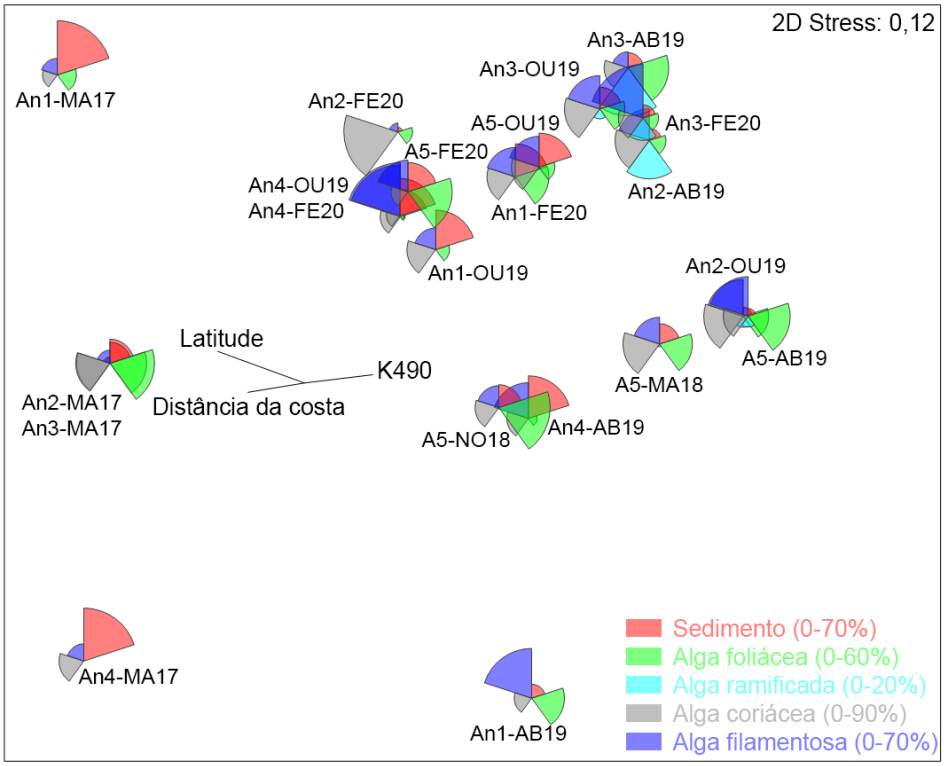


Figura 443: Biomassa sazonal de algas ao longo do transecto “cross-shelf” da linha mais ao norte da Área A.

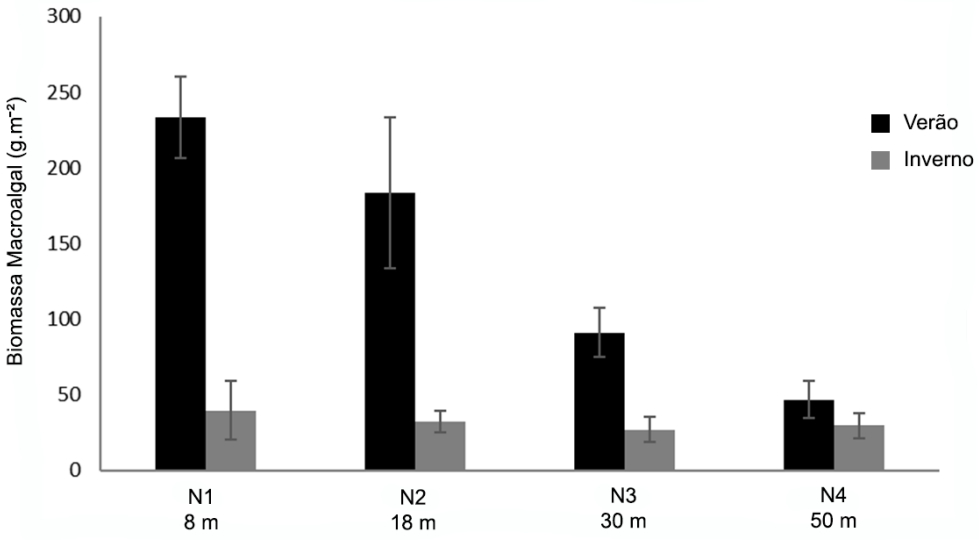
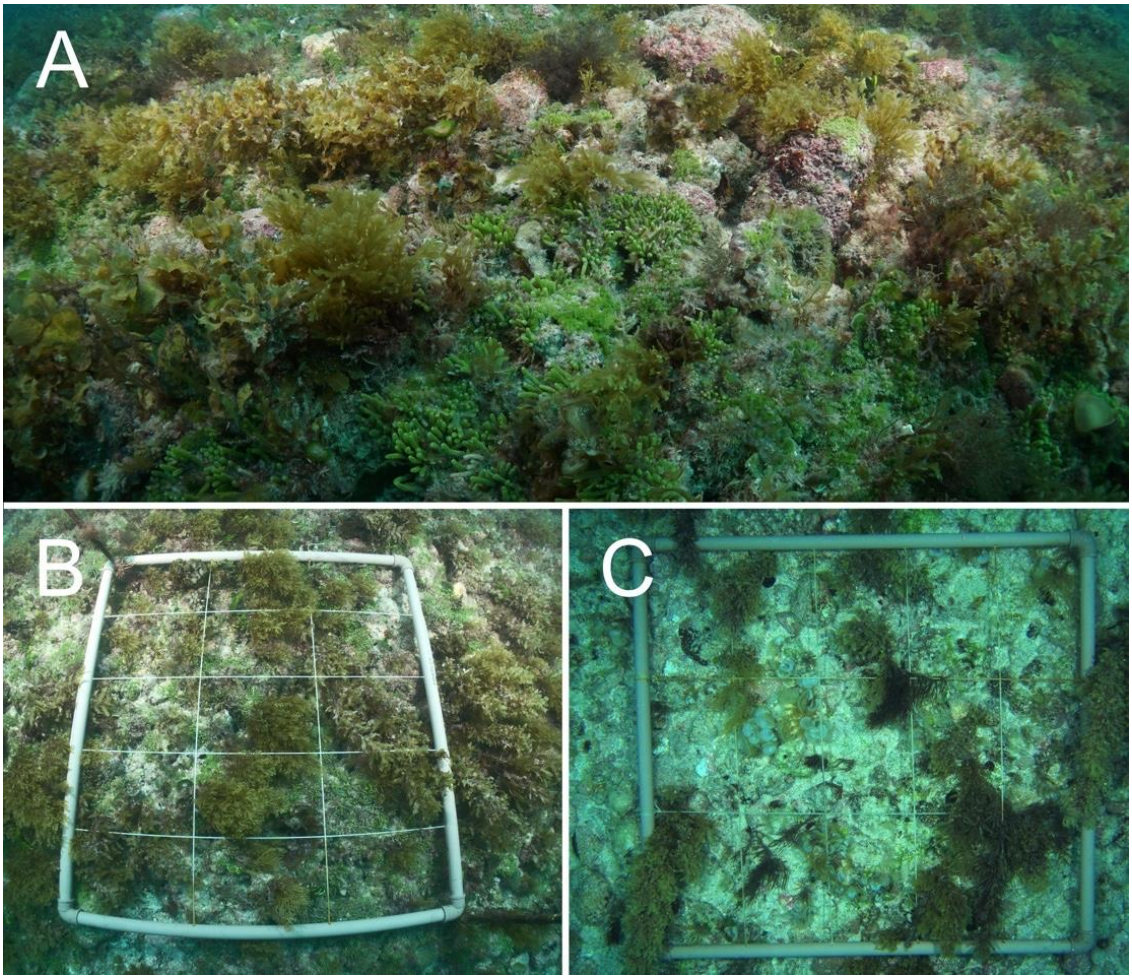


Figura 444: Imagens do fundo mostrando a variação sazonal no dossel de macroalgas na Área A (sítio An1). A= Imagem panorâmica de verão, B) imagem ortogonal de verão, C) imagem ortogonal de inverno.



Na Área C, ao largo da foz do Rio Doce, o baixo número de estações (n=4) nas quais ocorreram bancos de rodolitos dificultou a exploração da influência das variáveis ambientais no recobrimento do fundo, que apresenta uma fração maior de sedimentos (Figura 445) do que os bancos de rodolitos da Área A (Figura 439, veja também RRDM, 2019). Na APA Costa das Algas (Área D) também ocorreram estações com fração elevada de sedimentos, especialmente nas estações mais próximas da costa (Figura 446). Na Área D (APA Costa das Algas), a relação negativa entre algas foliáceas (especialmente *Anadyomene* spp.) e sedimentos foi marcante (e.g. D7, D8 e D13), tendo incluído variabilidade temporal expressiva em algumas estações (e.g. D8) (Figura 446). Além disso, ficou evidente que o dossel de macroalgas dos bancos de rodolitos da Área D é muito menos expressivo do que aqueles da Área A, como revela a fração elevada de algas crostosas expostas, em praticamente todas as estações. As estações com maior fração de algas foliáceas (e.g. *Anadyomene* spp.) e ramificadas (Halymeniacea) (e.g. D7, D8 e D13) apresentaram dossel algal mais expressivo e menor fração de sedimentos. Os testes no DISTLM revelaram influência marginal da distância costa e da turbidez (Figura 447 e Tabela 110), mas o resultado do modelo global foi instável. O diagrama com o resultado da dbRDA correspondente indica a associação das amostras com as variáveis de interesse

e aponta para uma relação dos bancos de rodolitos da APA Costa das Algas com a dinâmica sedimentar e proximidade do Rio Doce. Trata-se de uma área complexa cuja dinâmica precisa ser estudada a partir de séries temporais robustas. Ressaltamos também que ainda não foram feitas estimativas de biomassa do dossel algal, um processo que pode ser relevante para um melhor entendimento acerca do funcionamento do ecossistema e para a mitigação de contaminações, dada a afinidade de determinados contaminantes com os talos de macroalgas.

Figura 445: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área C, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

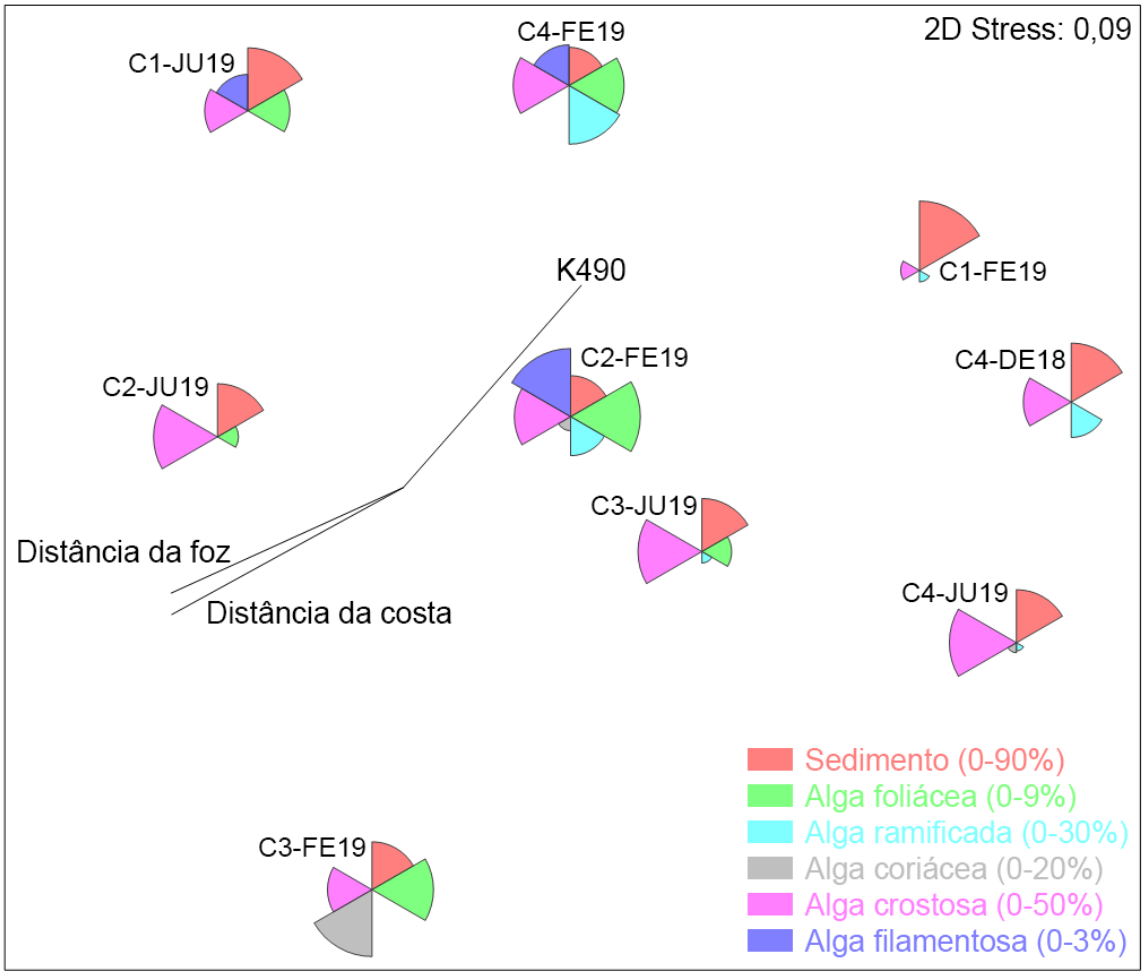


Figura 446: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área D, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

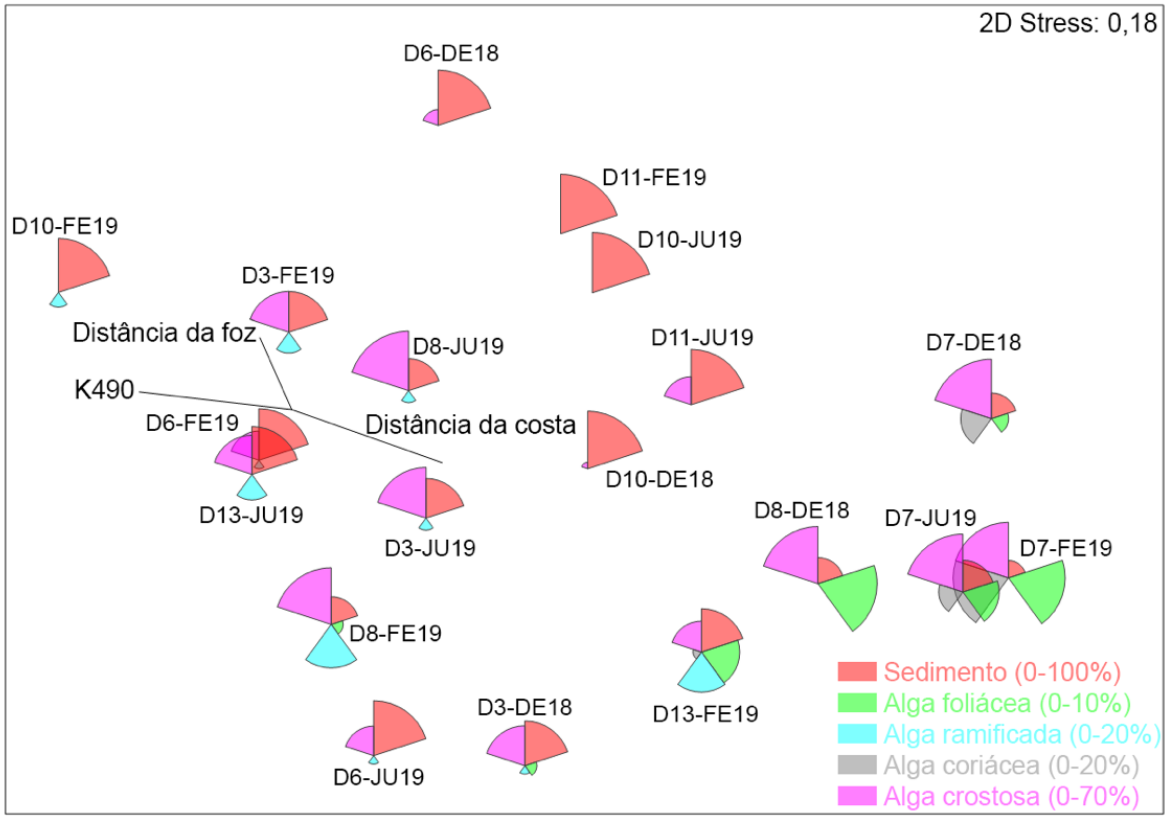


Figura 447: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Áreas D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

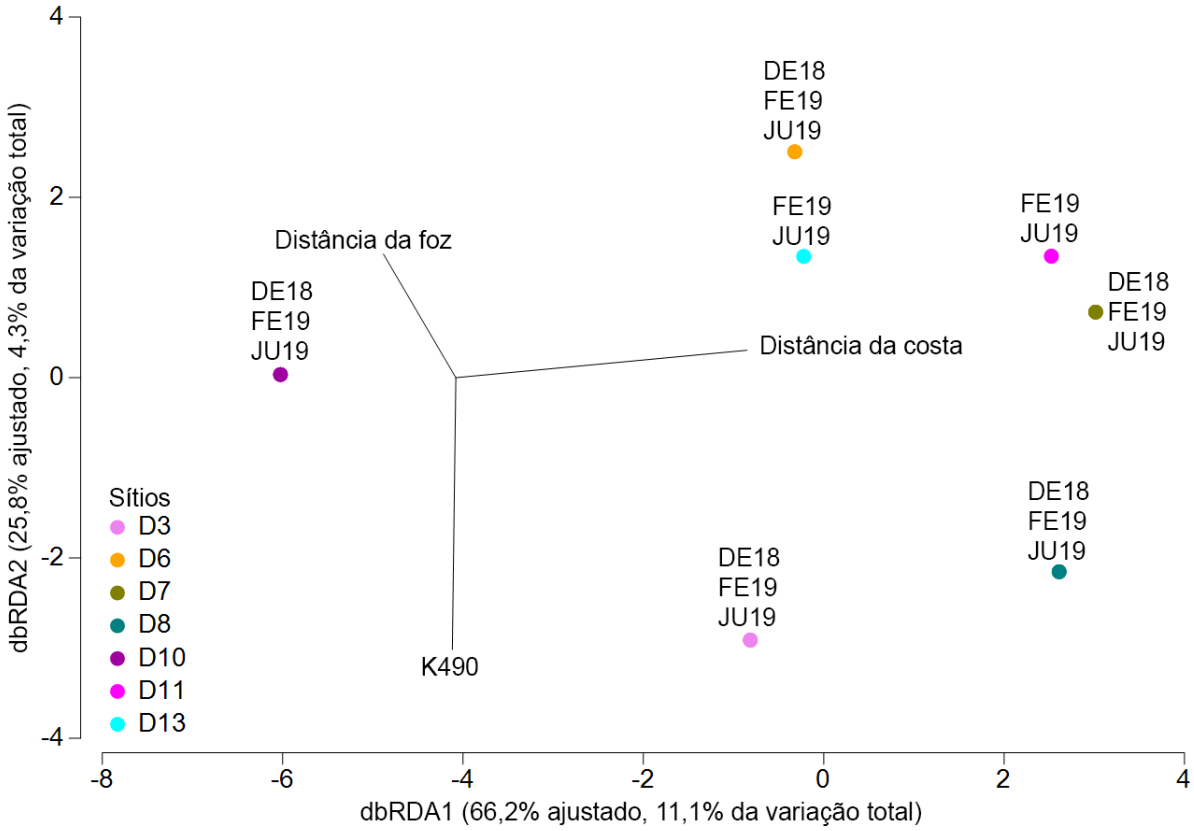


Tabela 110: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de cobertura bêntica das três campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área D.

Testes Marginais				
	SS	**Pseudo-F**	**P**	**Prop.**
Distância da costa (4)	171,61	2,13	0,0506	0,11134
Distância da foz (5)	49,265	0,56134	0,7928	0,031964
K490 (8)	152,91	1,8723	0,084	0,099209
Solução especificada				
AIC	R^2	RSS	No. Vars	Seleção
88,022	0,16824	1281,9	3	4;5;8

Tamanho e forma dos nódulos

O tamanho e a forma de rodolitos podem variar em resposta a forçantes ambientais como luz, sedimentação, profundidade, correntes, regime de ventos e tempestades, além da bioturbação

(FOSTER, 2001; MARRACK, 1999). No entanto, não se espera alterações nessas variáveis como resposta imediata a estressores ambientais e antropogênicos, agudos ou crônicos, uma vez que as taxas de crescimento de espécies formadoras de rodolitos são relativamente baixas [e.g. 1-1,5 mm.ano^{-1} em Abrolhos (AMADO FILHO et al., 2012), podendo alcançar 2,7 mm.ano^{-1} (BÖHM et al., 1978; FRANTZ et al., 2005). Entretanto, em longo prazo, os nódulos podem apresentar alterações estruturais em resposta a alterações na acreção e erosão, associadas a mudanças nas condições ambientais, o que reforça a importância da construção de um "baseline" acerca da morfologia dos nódulos nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem e em regiões controle (e.g. adjacências do PARNAM Abrolhos).

Nas áreas C e D, amostradas no primeiro ciclo de execução do subprojeto, o diâmetro médio dos rodolitos foi similar entre áreas e profundidades, variando entre 4,7 e 6,5 cm, com predominância de formas subesferoidais e esferoidais (RRDM, 2019). Entretanto, a representatividade das formas esferoidais e subesferoidais diminuiu com o aumento da profundidade, com aumento da representatividade das formas subdiscóide-a-discóide e subelipsóide-a-elipsoide. Essa tendência já havia sido registrada na APA Costa das Algas (GOLDER, 2016a).

No segundo ciclo de execução, geramos um panorama sobre a Área A, ao longo do transecto "cross-shelf An1-An4. Os resultados mostraram predominância das formas esferoidais e sub-esferoidais (Figura 448), tal como observado por BAHIA et al., (2010); HOLZ et al., (2020); PEREIRA-FILHO et al., (2012). O maior nódulo foi coletado em An1 (17,3 cm) e o menor (2,37 cm) em An3, ambos no verão. Os rodolitos coletados em An1 no verão apresentaram o maior diâmetro médio (9,6 cm ± 0,52 cm). Em contraste, o sítio An3 no inverno foi o que apresentou a menor média (5,78 cm ± 0,36 cm). Entretanto, não foram detectadas diferenças significativas entre sítios e estações (Figura 449), indicando certa homogeneidade nessa área, cuja plataforma é extensa e relativamente plana. A maior variabilidade registrada em outras áreas (e.g. BAHIA et al., 2010) pode estar relacionada a gradientes mais agudos, típicos de plataformas mais estreitas. O aumento da esfericidade com o aumento da profundidade, registrado em ambas as estações do ano, pode ser explicado pela menor abundância de macroalgas epífitas associadas na porção mais funda, uma vez que esses organismos proporcionam maior resistência aos distúrbios turbulentos (Marrack, 1999).

O percentual de vitalidade variou de 92% ± 1% (An2) a 80% ± 2% (An4) no verão, e de 93% ± 7% (An2) a 70% ± 3% (An4) no inverno (Figura 450). As menores vitalidades foram observadas no ponto mais profundo (50 m), assim como em BAHIA et al., (2010). A alta vitalidade observada, desde os sítios mais rasos até os mais fundos (Figura 450), corrobora a plasticidade ambiental das CCA formadoras de rodolitos.

Figura 448: Diagrama ternário (triplot) para classificação em formas esferoidais, discoidais e elipsoidais dos nódulos (n=30 nódulos por estação de coleta, Área A). Os diagramas superiores são relativos às campanhas de verão e os inferiores à de inverno. As estações estão distribuídas do sítio mais raso N1, para o mais fundo N4.

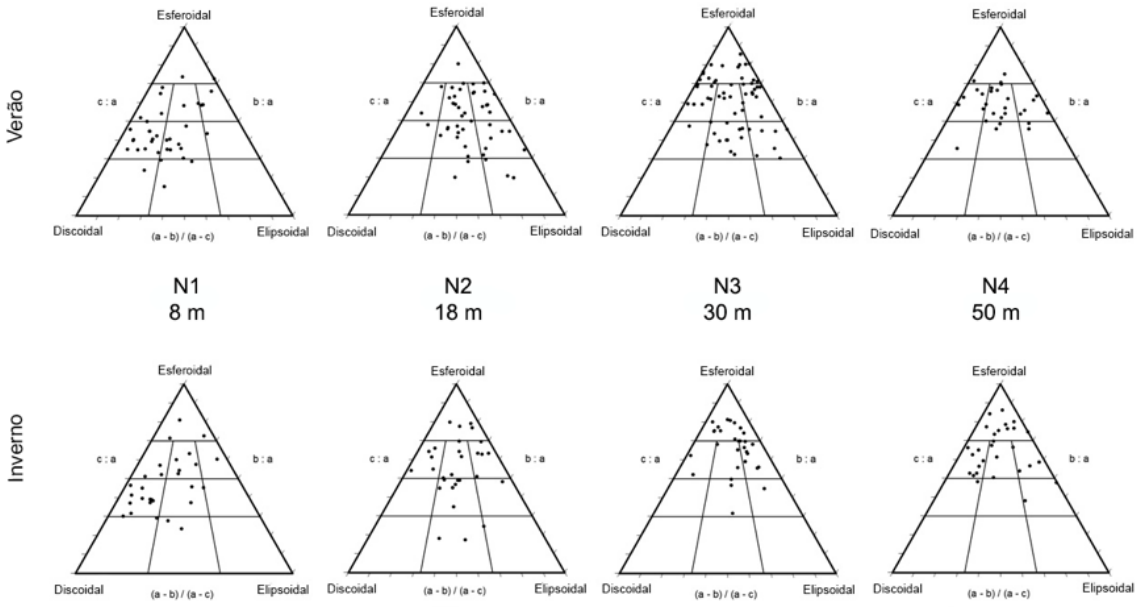


Figura 449: Diâmetro dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A).

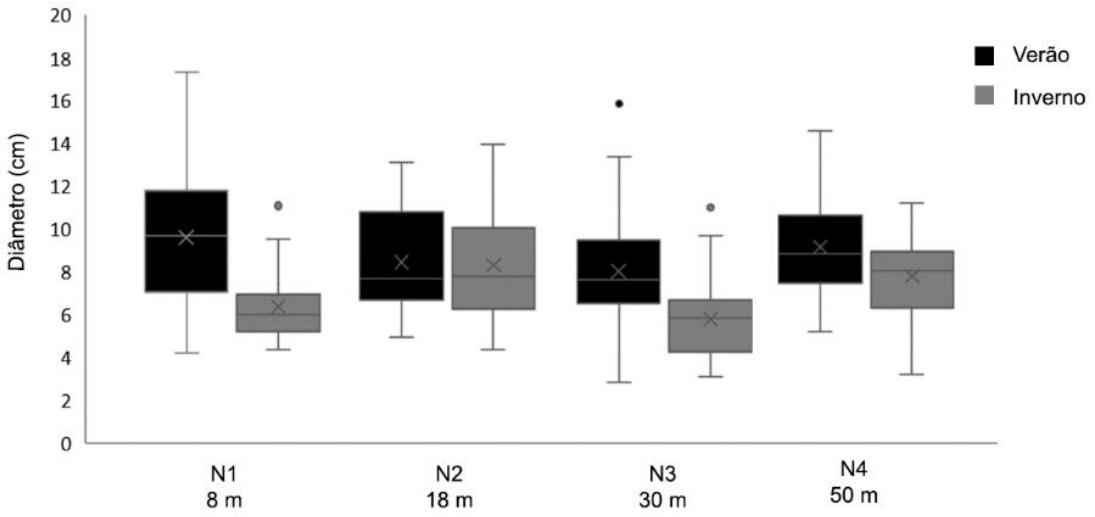
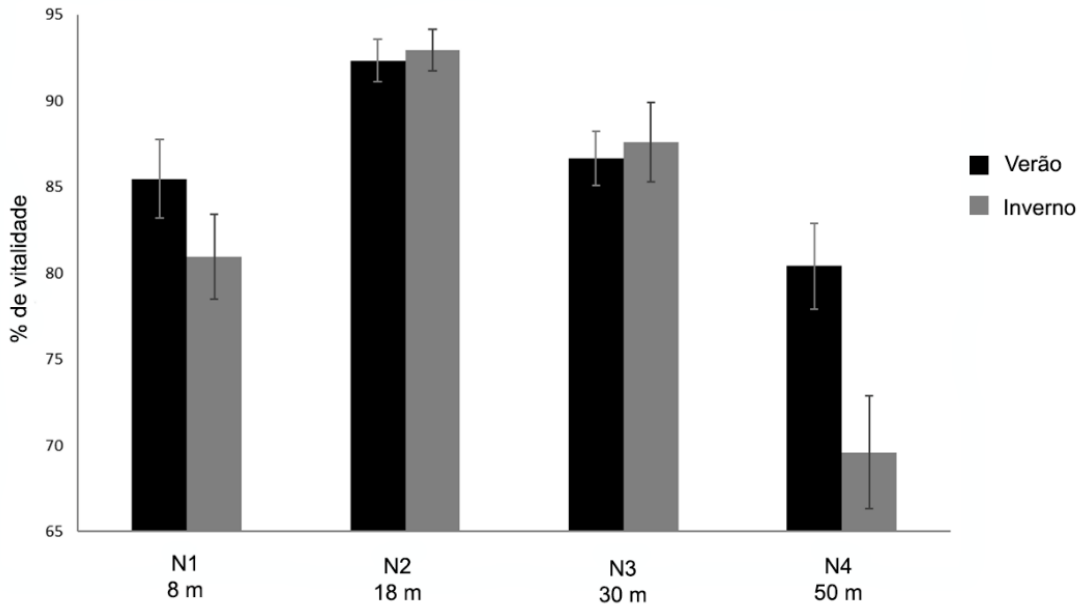


Figura 450: Vitalidade dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A).



1.1.9.5.5 Comunidades bentônicas

Da mesma forma como abordamos as comunidades associadas a bancos de rodolitos, procuramos preencher as lacunas mais prementes de conhecimento acerca das comunidades bênticas associadas aos recifes. Trata-se dos ecossistemas marinhos mais biodiversos do planeta, com diversas vulnerabilidades em relação a estressores climáticos e antropogênicos (veja contextualização mais detalhada no item 1.1.9.2). Além disso, a região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão abriga os maiores e mais diversos recifes do Atlântico Sul (Abrolhos) e UCs cujos objetivos incluem resguardar esses ecossistemas para as futuras gerações (PARNAM Abrolhos). A despeito da relevância dos recifes, e do fato desses ecossistemas serem cruciais dentro de qualquer estratégia que vise restaurar ou compensar os danos decorrentes do rompimento da barragem, faltam informações para apoiar a tomada de decisão por parte dos gestores. Nesse sentido, apresentamos a seguir um conjunto articulado de informações, em dois blocos, um sobre os recifes adjacentes ao litoral que ocorrem ao longo do litoral na região da APA Costa das Algas e da REVIS Santa Cruz (ÁREA C) (item 1.1.9.5.5.1), e outro sobre os recifes mais afastados da costa (item 1.1.9.5.5.2), os quais estão distribuídos em dois complexos principais, os Recifes Esquecidos (Área B) e o PARNAM Abrolhos e adjacências (Área A).

Em comparação com a região adjacente ao PARNAM Abrolhos, o nível de conhecimento sobre os recifes adjacentes ao litoral da APA/REVIS é relativamente menor, a despeito dessa área abrigar a maior diversidade de macroalgas do país. Nesse contexto, apresentamos inicialmente um inventário das macroalgas, incluindo as algas coralináceas incrustantes, seguido de dados acerca da estrutura e dinâmica de curto prazo das comunidades bênticas e de contrastes entre dados pretéritos e posteriores

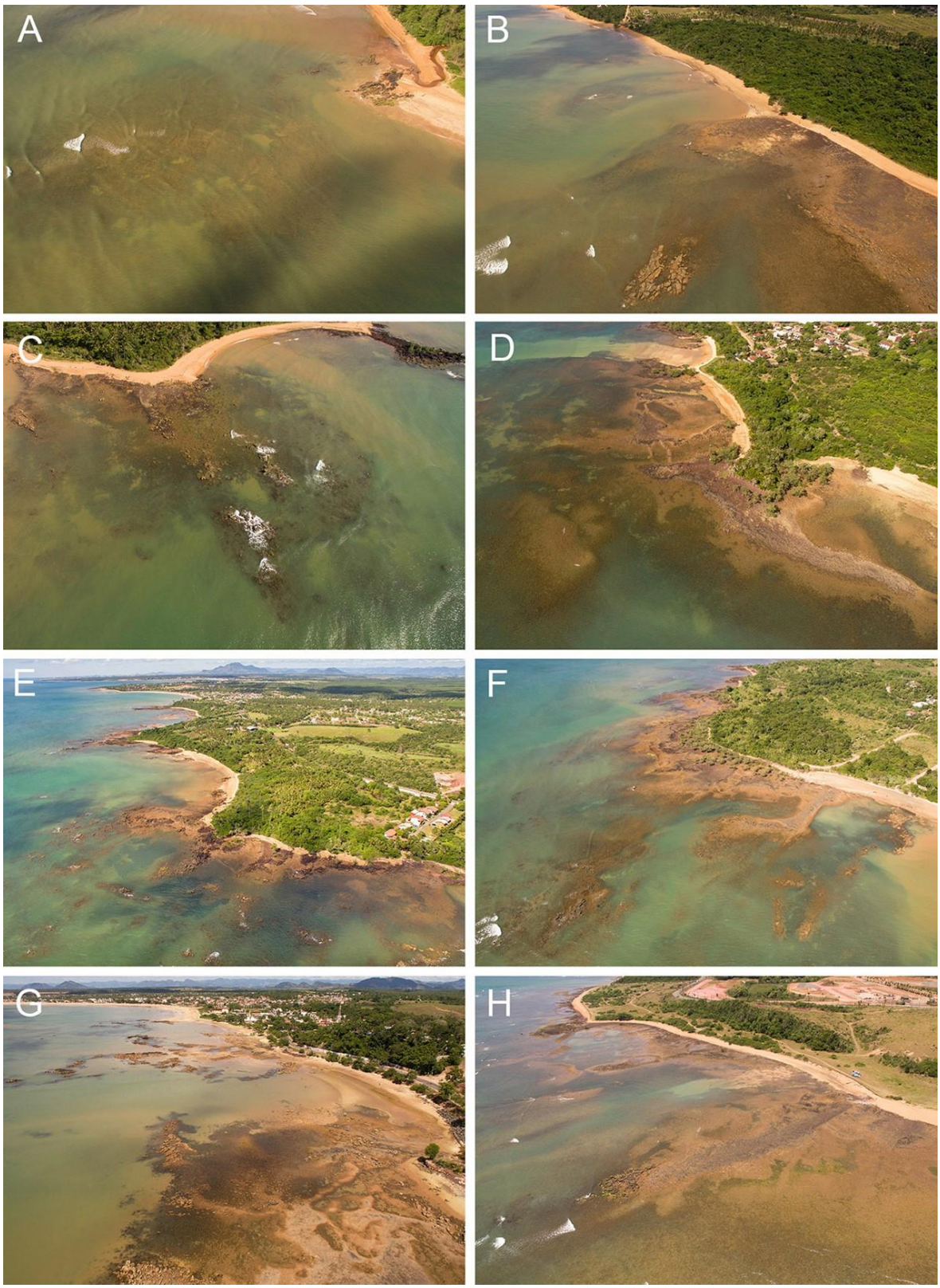
ao rompimento da barragem. Para os Recifes Esquecidos (Área B) e os recifes do PARNAM e adjacências (Área A), mais bem conhecidos, apresentamos uma síntese sobre a dinâmica de suas comunidades e uma exploração das forçantes naturais e antropogênicas que mais influenciam esses sistemas. Trata-se de um esforço de combinação de resultados de projetos de curto prazo (PMBA/FEST) e de iniciativas de mais longa duração (e.g. PELD Abrolhos).

1.1.9.5.5.1 Recifes adjacentes ao litoral

Caracterização das comunidades de macroalgas e organismos bentônicos nos recifes adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (APA-REVIS), Área D

Os recifes adjacentes ao litoral (Figura 451), amostrados em sua porção intertidal, compõe um compartimento de alta diversidade dentro do mosaico de ecossistemas costeiros do centro-sul do Espírito Santo, sendo estruturados na forma de costões rochosos com couraças lateríticas e prateleiras carbonáticas, em interação próxima com sistemas pluviais e estuarinos. Extensos manguezais são encontrados não somente nos estuários, mas também adjacentes às praias e costões de lateritas. No centro desta área peculiar encontra-se a região de Santa Cruz, município de Aracruz, a qual apresenta grande biodiversidade de algas, considerada uma das maiores do Brasil.

Figura 451: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) - I. Imagens aéreas (drone) dos oito sítios costeiros A= D14; B= D15; C= D16; D= D17; E= D18; F= D19; G= D20; H= D21.



Riqueza e diversidade de macroalgas e algas coralináceas incrustantes nos recifes costeiros adjacentes ao litoral da APA-REVIS

Nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS foram identificados 200 taxa de macroalgas (Rhodophyta, 117 taxa; Chlorophyta, 42; Ochrophyta, 41), sendo 12 de algas coralináceas incrustantes (consolidação e revisão dos dados de quatro campanhas: setembro 2018, janeiro 2019, maio 2019 e julho 2019) (Figura 452, Figura 453, Figura 454). Rhodophyta apresentou maior riqueza e abundância, padrão típico do Atlântico ocidental subtropical e tropical (AMADO-FILHO et al., 2010, COSTA et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2008; LUNING, 1990; YONESHIGUE-VALENTIN et al., 2006). A presença das ordens Bryopsidales (Ulvophyceae), Dictyotales e Fucales (Phaeophyceae), bem como de Ceramiales e Corallinales (Rhodophyta), também é típica da porção tropical do Atlântico Ocidental (COSTA et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2008; MARINS et al., 2008; NUNES; ANDRADE, 2017). As famílias mais representativas foram Rhodomelaceae (24 taxa), Dictyotaceae (22), Corallinaceae (11) e Sargassaceae (11). A riqueza total de macroalgas foi cerca de cinco vezes superior àquela reportada em estudos pretéritos, os quais incluem dados obtidos três anos antes (no verão) (SCHERNER et al., 2013) e 6 meses após o Desastre (GOLDER, 2016a, 2016b) (no outono).

A assembleia de macroalgas foi dominada por espécies com talos elaborados, do tipo macrófita corticado (80 espécies), tais como *Bryothamnion seaforthii*, *Cryptonemia crenulata*, *Dichotomaria marginata*, *Gracillaria* spp, *Sargassum* spp., *Meristotheca gelidium*, *Dictyurus occidentalis*, *Enantiocladia duperreyi*, *Plocamium brasiliense* e *Lobophora variegata*, apontando para uma comunidade em estado de clímax sucessional (BOROWITSKA, 1972; STENECK; DETHIER, 1994). Embora não possa ser visto como única evidência da ocorrência ou não de impacto, espécies de talos elaborados não são comuns em áreas afetadas por distúrbios severos, sendo a flora, nesses casos, dominada por espécies de talo simples e de crescimento rápido (filamentoso). Contudo, este tipo de interpretação deve ser tomado com cautela, uma vez que o impacto em questão, potencialmente causado pelo rejeito, difere daqueles frequentemente listados em outros estudos que tratam de alterações na comunidade de macroalgas frente a eventos de poluição.

Figura 452: Oito espécies comuns de Rhodophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Amphiroa fragilissima*; B, *Corallina officinalis*; C, *Tricleocarpa cylindrica*; D, *Tricleocarpa fragilis*; E, *Dichotomaria obtusata*; F, *Botryocladia wynnei*; G, *Dichotomaria marginata*; H, *Solieria filiformis*.

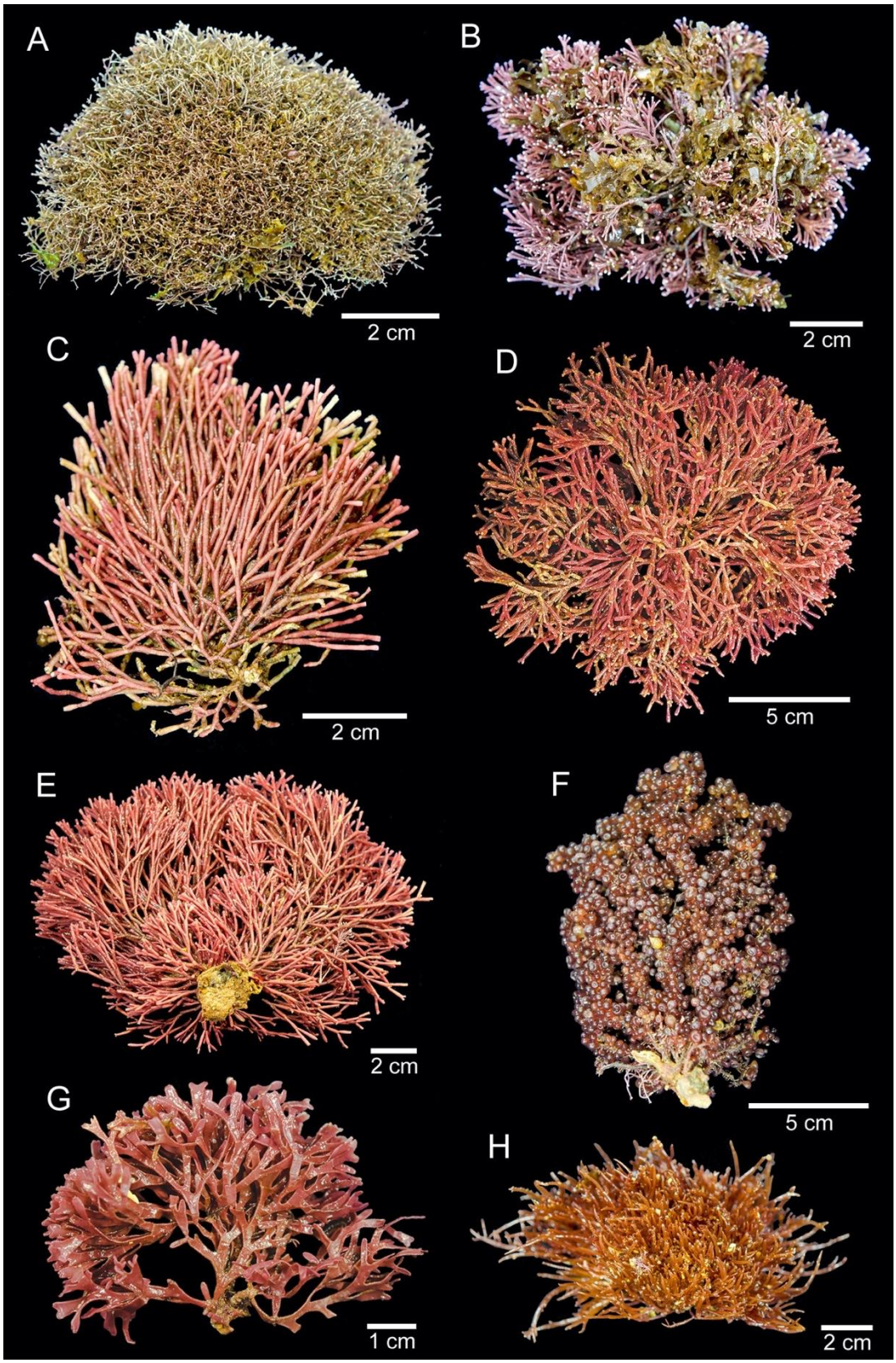


Figura 453: Sete espécies comuns de Chlorophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Anadyomene stellata*; B, *Caulerpa racemosa*; C, *C. cupressoides*; D, *C. prolifera*; E, *Halimeda cuneata*; F, *Cladophora laetevirens*; G, *Ulva lactuca*.

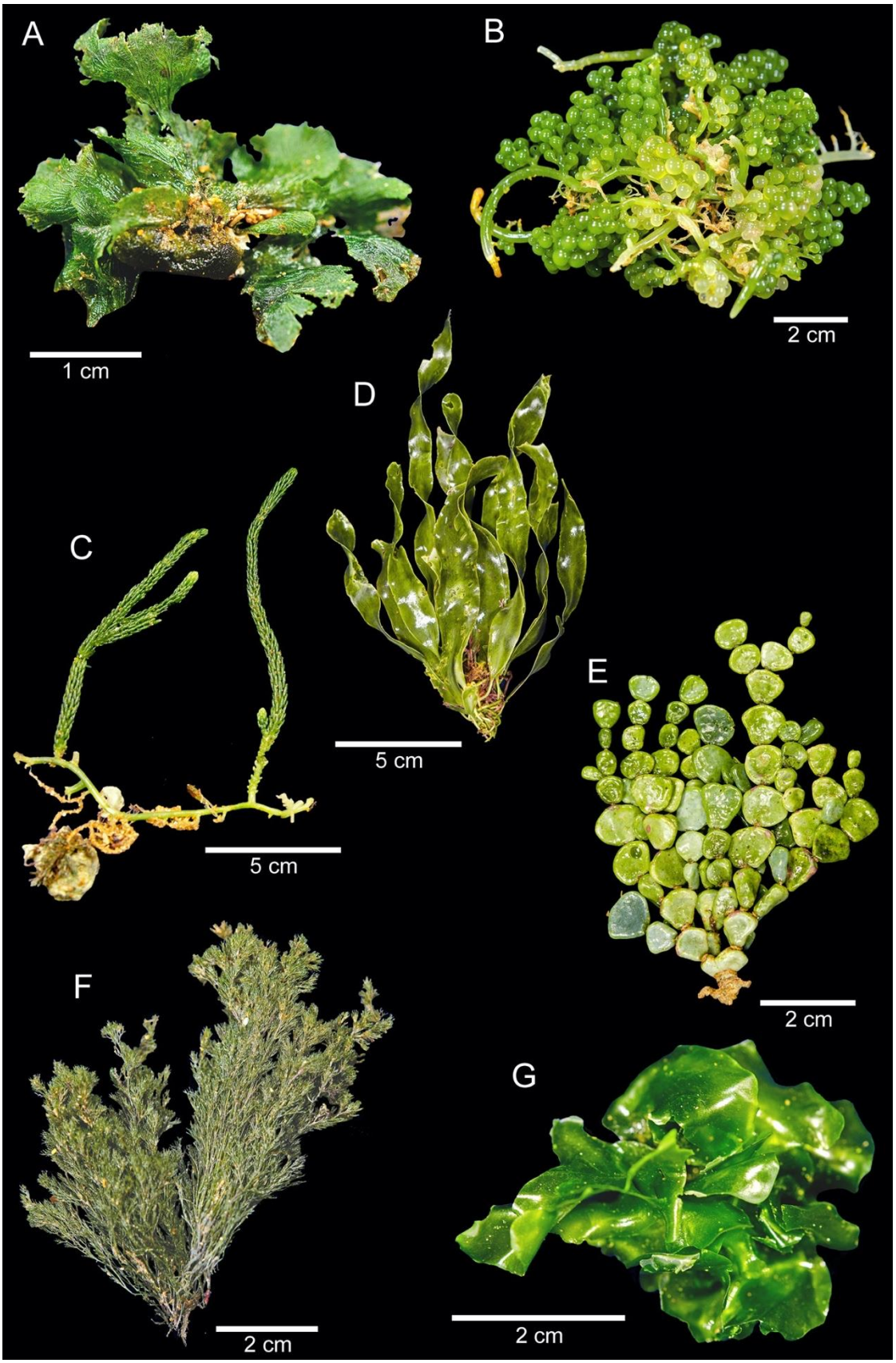
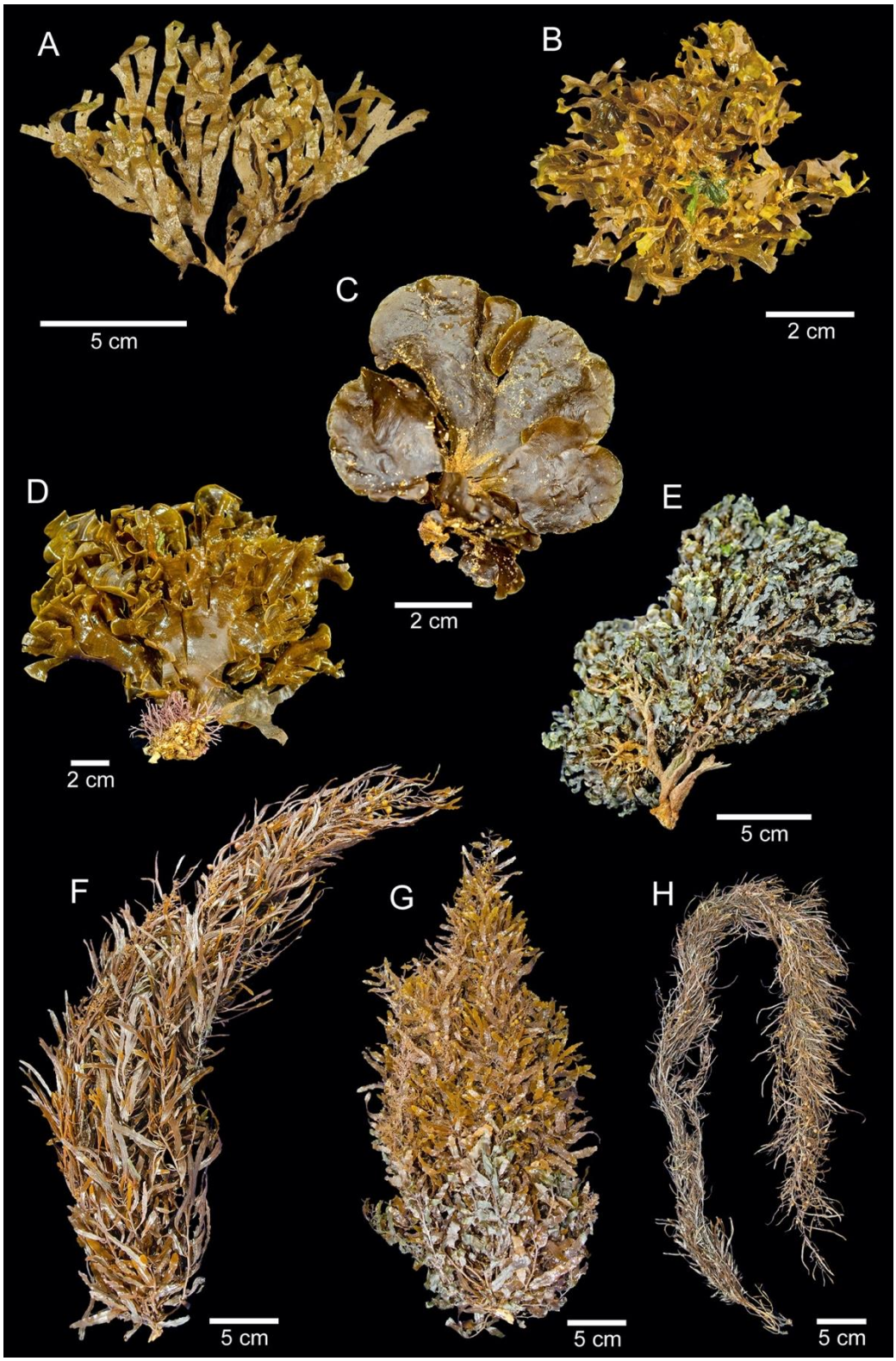


Figura 454: Oito espécies comuns de Ochrophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas-ES (Área D). A, *Dictyota ciliolata*; B, *Dictyopteris delicatula*; C, *Lobophora variegata*; D, *Padina gymnospora*; E, *Zonaria tournefortii*; F, *Sargassum filipendula*; G, *S. vulgare*; H, *S. stenophyllum*.



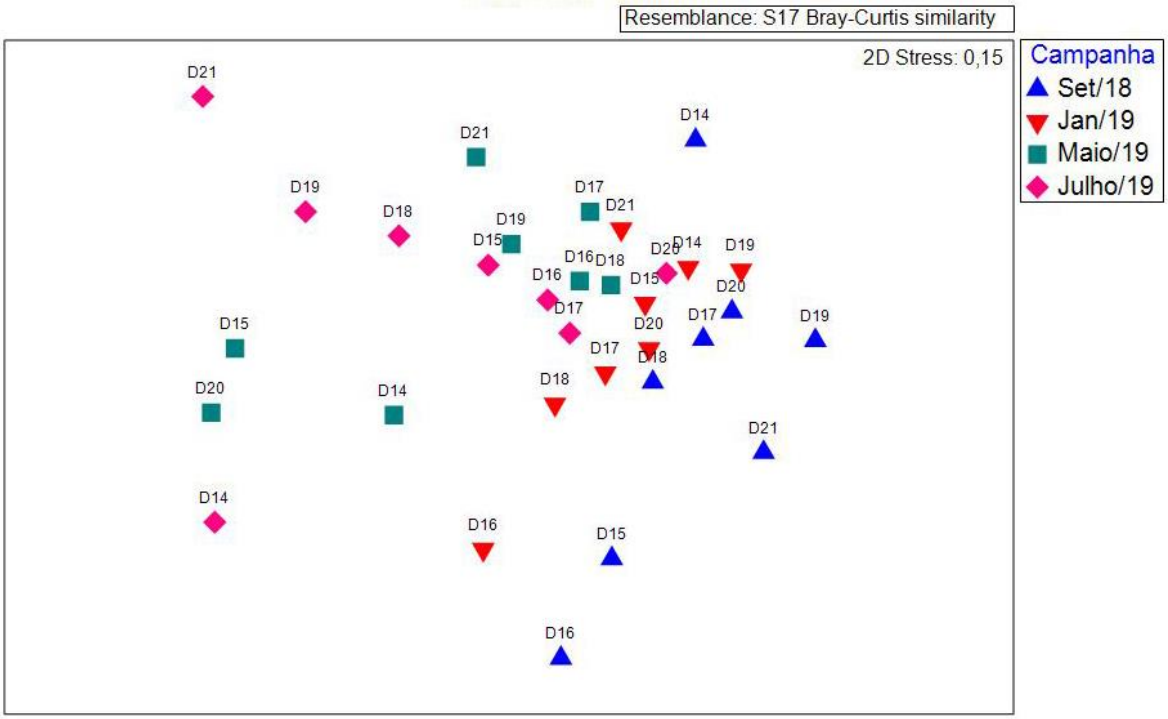
Sargassum foi o gênero dominante em todos os locais e campanhas apresentando uma cobertura média de 33,65 ± 25,81%, seguido pelas algas coralináceas incrustantes (CCA), com uma média de 7,2 ± 10,32%, Dictyotaceae, 5,02 ± 7,13%, e as algas calcárias articuladas, 5 ± 8,74%. Todas as outras macroalgas identificadas apresentaram uma cobertura inferior a 5%.

A porcentagem de cobertura das macroalgas diferiu significativamente entre os sítios (PERMANOVA, F = 4,8368, p = 0,0002) e campanhas (PERMANOVA, F = 10,838, p = 0,0002) e houve interação entre sítios e campanha (PERMANOVA, F = 2,8292, p = 0,0002. Os resultados do SIMPER mostraram que as categorias taxonômicas com maior contribuição percentual para as diferenças nas comunidades macroalgais, nos diferentes sítios, foram *Sargassum* (28-40%), CCA (20%), *Padina gymnospora* (15%) e *tufos* (12%). A variação na estrutura das comunidades (Tabela 111, Figura 455) pode estar relacionada a diferentes forçantes, inclusive à proximidade das fozes de rios locais. Além do Rio Doce, o rio Reis Magos representa o mais antropizado localmente entre outros com influência na comunidade de macroalgas (RRDM, 2019).

Tabela 111: Sumário da PERMANOVA para avaliar o efeito da variação espaço-temporal (sítio e data da campanha) na cobertura de diferentes espécies de macroalgas. Diferenças significativas em negrito.

	GL	**SQ**	**MQ**	**Pseudo-F**	**p**
Sítio	7	46687	6669,6	4,83	0,0002
Campanha	3	44834	14945	10,84	0,0002
Sítio x Campanha	21	81923	3901,1	2,83	0,0002
Resíduos	126	1,73E5	1378,9		

Figura 455: Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na cobertura média dos taxa de macroalgas dos sítios D14-D21 nas quatro campanhas (set/18, jan/19, maio/19, jul/19).



Lista das macroalgas registradas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (Área D) (os símbolos diferentes correspondem ao ranque taxonômico).

- RHODOPHYTA
  - FLORIDEOPHYCEAE
    - CORALLINALES
      - Corallinaceae
        - *Amphiroa anastomosans* Weber Bosse
        - *A. brasiliana* Decaisne
        - *A. fragilissima* (Linnaeus) J.V.Lamouroux
        - *A. rigida* J.V.Lamouroux
        - *Corallina officinalis* Linnaeus
        - *C. panizzoi* R.Schnetter & U.Richter
        - *Jania adhaerens* J.V.Lamouroux
        - *J. cubensis* Montagne ex Kützing
        - *J. rubens* (Linnaeus) J.V.Lamouroux
        - *J. subulata* (Ellis & Solander) Sonder
        - *Jania* sp.
      - Hydrolithaceae

        - *Hydrolithon farinosum* (J.V.Lamouroux) Penrose & Y.M.Chamberlain
    - Lithophyllaceae
        - *Lithophyllum prototypum* (Foslie) Foslie
        - *Lithophyllum* cf. *corallinae (*P.Crouan & H.Crouan) Heydrich
        - *Lithophyllum* sp.
    - Porolithaceae
        - *Harveylithon roseum* L.-C.Liu & S.-M.Lin in Liu & al.
    - Spongitaceae
        - *Neogoniolithon brassica-florida* (Harvey) Setchell
- HAPALIDIALES
    - Hapalidiaceae
        - *Lithothamnion crispatum* Hauck
        - *Lithothamnion* sp.
        - *Mesophyllum erubescens* (Foslie) Me.Lemoine
        - *Mesophyllum* sp.
        - *Phymatolithon* sp.
- SPOROLITHALES
    - Sporolithaceae
        - *Sporolithon episporum* (M.Howe) E.Y.Dawson
        - *Sporolithon* sp.
- NEMALIALES
    - Galaxauraceae
        - *Dichotomaria marginata* (J.Ellis & Solander) Lamarck
        - *D. obtusata* (J.Ellis & Solander) Lamarck
        - *Dichotomaria* sp.
        - *Galaxaura rugosa* (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux
        - *Tricleocarpa cylindrica* (J.Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka
        - *T. fragilis* (L.) Huisman & R.A.Townsend
    - Liagoraceae
        - *Gloiocallis dendroidea* (P.Crouan & H.Crouan) Showe M.Lin, Huisman & D.L.Ballantine
        - *Liagora ceranoides* J.V.Lamouroux
    - Scinaiaceae
        - *Scinaia halliae* (Setchell) Huisman
- CERAMIALES
    - Callithamniaceae
        - *Aglaothamnion herveyi* (M.Howe) N.E.Aponte, D.L.Ballantine, & J.N.Norris

- Ceramiaceae
    - *Centroceras gasparrinii* (Meneghini) Kützing
    - *Ceramium brevizonatum* var. *caraibicum* H.E.Petersen & Børgesen
    - *C. codii* (H.Richards) Mazoyer
    - *C. dawsonii* A.B.Joly
    - *C. luetzelburgii* O.C.Schmidt
    - *Ceramium* sp.
    - *Gayliella flaccida* (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.McIvor
- Dasyaceae
    - *Dasya corymbifera* J.Agardh
    - *D. rigidula* (Kützing) Ardissone
- Delesseriaceae
    - *Acrosorium ciliolatum* (Harvey) Kylin
    - *Cryptopleura ra*mosa (Hudson) L.Newton
    - *Dictyurus occidentalis* J.Agardh
    - *Heterosiphonia crispella* (C.Agardh) M.J.Wynne
    - *H. gibbesii* (Harvey) Falkenberg
    - *Taenioma perpusillum* (J.Agardh) J.Agardh
    - *Thuretia bornetii* Vickers
- Rhodomelaceae
    - *Acanthophora spicifera* (M.Vahl) Børgesen
    - *Alsidium seaforthii* (Turner) J.Agardh
    - *Bostrychia binderi* Harvey
    - *B. tenella* (J.V.Lamouroux) J.Agardh
    - *Carradoriella denudata* (Dillwyn) A.M.Savoie & G.W.Saunders
    - *Dipterosiphonia dendritica* (C.Agardh) F.Schmitz
    - *Herposiphonia nuda* Hollenberg
    - *H. secunda* (C.Agardh) Ambronn
    - *H. tenella* (C. Agardh) Ambronn
    - *Laurencia arbuscula* Sonder
    - *L. dendroidea* J.Agardh
    - *L. intricata* J.V.Lamouroux
    - *L. oliveirana* Yoneshigue
    - *Laurencia* sp.
    - *Melanothamnus ferulaceus* (Suhr ex J.Agardh) Díaz-Tapia & Maggs
    - *M. gorgoniae* (Harvey) Díaz-Tapia & Maggs
    - *M. tongatensis* (Harvey ex Kützing) Díaz-Tapia & Maggs
    - *Neosiphonia sertularioides* (Grateloup) K.W.Nam & P.J.Kang

- *Osmundaria obtusiloba* (C.Agardh) R.E.Norris
- *Palisada corallopsis* (Montagne) Sentíes, Fujii & Díaz-Larrea
- *P. furcata* (Cordeiro-Marino & M.T.Fujii) Cassano & M.T.Fujii
- *P. perforata* (Bory) K.W.Nam
- *Polysiphonia subtilissima* Montagne

- Spyridiaceae
  - *Spyridia clavata* Kützing
  - *S. filamentosa* (Wulfen) Harvey
- Wrangeliaceae
  - *Griffithsia globulifera* Harvey ex Kützing
  - *G. schousboei* Montagne
  - *Wrangelia argus* (Montagne) Montagne

- GELIDIALES
  - Gelidiaceae
    - *Gelidium capense* (S.G.Gmelin) P.C.Silva
    - *G. floridanum* W.R.Taylor
    - *Gelidium* sp.
  - Gelidiellaceae
    - *Gelidiella acerosa* (Forsskål) Feldmann & Hamel
    - *G. ligulata* E.Y.Dawson
    - *Parviphycus trinitatensis* (W.R.Taylor) M.J.Wynne

- Pterocladiaceae
  - *Pterocladiella bartlettii* (W.R.Taylor) Santelices
  - *P. beachiae* Freshwater
  - *P. capillacea* (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand

- GIGARTINALES
  - Caulacanthaceae
    - *Catenella caespitosa* (Withering) L.M.Irvine
  - Cystocloniaceae
    - *Hypnea brasiliensis* P.B.Jesus, Nauer & J.M.C.Nunes
    - *H. cervicornis* J.Agardh
    - *H. pseudomusciformis* Nauer, Cassano & M.C.Oliveira
    - *Hypnea* sp.
  - Gigartinaceae
    - *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq
  - Phyllophoraceae
    - *Gymnogongrus griffithsiae* (Turner) C.Martius
    - *Petroglossum undulatum* C.W.Schneider
  - Rhizophyllidaceae
    - *Ochtodes secundiramea* (Montagne) M.Howe

- Solieriaceae
  - *Meristotheca gelidium* (J.Agardh) E.J.Faye & M.Masuda
  - *Solieria filiformis* (Kützing) P.W.Gabrielson
- GRACILARIALES
  - Gracilariaceae
    - *G. cearensis* (A.B.Joly & Pinheiro) A.B.Joly & Pinheiro
    - *G. cervicornis* (Turner) J.Agardh
    - *G. cuneata* Areschoug
    - *G. domingensis* (Kütz.) Sonder ex Dickie
    - *G. flabelliformis* subsp. simplex Gurgel, Fredericq & J.N.Norris
    - *Gracilaria* sp.
    - *Hydropuntia rangiferina* (Kützing) Gurgel & Fredericq
- HALYMENIALES
  - Halymeniaceae
    - *Cryptonemia seminervis* (C. Agardh) J. Agardh
    - *Grateloupia filicina* (J.V.Lamouroux) C.Agardh
    - *Halymenia brasiliana* S.M.P.B.Guimarães & M.T.Fujii
    - *H. floridana* J.Agardh
    - cf. *Halymenia*
- PEYSSONNELIALES
  - Peyssonneliaceae
    - *Peyssonnelia* sp.
- RHODYMENIALES
  - Champiaceae
    - *Champia feldmannii* Díaz-Piferrer
    - *C. vieillardii* Kützing
  - Lomentariaceae
    - *Ceratodictyon planicaule* (W.R.Taylor) M.J.Wynne
    - *C. variabile* (J.Agardh) R.E.Norris
  - Rhodymeniaceae
    - *Botryocladia occidentalis* (Børgesen) Kylin
    - *B. wynnei* Ballantine
- PLOCAMIALES
  - Plocamiaceae
    - *Plocamium brasiliense* (Greville) M.Howe & W.R.Taylor

❖ HETEROKONTOPHYTA

➢ PHAEOPHYCEAE

- ECTOCARPALES
  - Acinetosporaceae
    - *Acinetospora filamentosa* (Noda) Yaegashi, Uwai & Kogame

        - *Feldmannia irregularis* (Kützing) Hamel
        - *F. mitchelliae* (Harvey) H.-S.Kim
    - Scytosiphonaceae
        - *Chnoospora minima* (Hering) Papenfuss
        - *Colpomenia sinuosa* (Mertens ex Roth) Derbès & Solier
        - *Hydroclathrus clathratus* (C.Agardh) M.Howe
- DICTYOTALES
    - Dictyotaceae
        - *Canistrocarpus cervicornis* (Kütz.) De Paula & De Clerck
        - *C. crispatus* (J.V.Lamouroux) De Paula & De Clerck
        - *Dictyopteris delicatula* J.V.Lamouroux
        - *D. plagiogramma* (Mont.) Vickers
        - *D. polypodioides* (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux
        - *Dictyota* cf. *caribea*
        - *D. ciliolata* Sonder ex Kützing
        - *D. crenulata* J.Agardh
        - *D. jamaicensis* W.R.Taylor
        - *D. mertensii* (C.Martius) Kütz.
        - *D. menstrualis* (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert
        - *Dictyota* sp.
        - *Lobophora variegata* (J.V. Lamour.) Womersley ex E.C. Oliveira
        - *Padina antillarum* (Kützing) Piccone
        - *P. boergesenii* Allender & Kraft
        - *P. gymnospora* (Kützing) Sonder
        - *P. sanctae-crucis* Børgesen
        - *Padina* sp.
        - *Spatoglossum schroederi* (C.Agardh) Kützing
        - *Zonaria tournefortii* (J.V.Lamouroux) Montagne
        - *Z. zonata* C.Agardh
- FUCALES
    - Sargassaceae
        - *Sargassum cymosum* C.Agardh
        - *S. cymosum* var. *nanum* E.de Paula & E.C.Oliveira
        - *S. filipendula* C.Agardh
        - *S. furcatum* Kützing
        - *S. hystrix* J.Agardh
        - *S. novae-hollandiae* P.C.Silva
        - *S. polyceratium* Montagne
        - *S. ramifolium* Kützing

- *S. rigidulum* Kützing
- *S. stenophyllum* C.Martius
- *S. vulgare* C.Agardh

- SCYTOTHAMNALES
  - Bachelotiaceae
    - *Bachelotia antillarum* (Grunow) Gerloff
- SPHACELARIALES
  - Sphacelariaceae
    - *Sphacelaria rigidula* Kützing

❖ CHLOROPHYTA

➢ ULVOPHYCEAE

- ULVALES
  - Ulvaceae
    - *Ulva fasciata* Delile
    - *U. flexuosa* Wulfen
    - *U. lactuca* Linnaeus
    - *U. rigida* C.Agardh
    - *Ulva* sp.
- CLADOPHORALES
  - Anadyomenaceae
    - *Anadyomene stellata* (Wulfen) C.Agardh
  - Boodleaceae
    - *Boodlea struveoides* M.Howe
    - *Cladophoropsis membranacea* (Hofman Bang ex C.Agardh) Børgesen
  - Cladophoraceae
    - *Chaetomorpha antennina* (Bory) Kützing
    - *C. brachygona* Harvey
    - *C. minima* Collins & Hervey
    - *Cladophora coelothrix* Kützing
    - *C. laetevirens* (Dillwyn) Kützing
    - *C. prolifera* (Roth) Kützing
    - *C. vagabunda* (Linnaeus) Hoek
    - *Cladophora* sp.
    - *Willeella ordinata* Børgesen
  - Siphonocladaceae
    - *Dictyosphaeria versluysii* Weber Bosse
  - Valoniaceae
    - *Valonia aegagropila* C.Agardh
    - *V. macrophysa* Kützing

- DASYCLADALES
  - Polyphysaceae
    - *Parvocaulis myriosporus* (A.B.Joly & Cordeiro-Marino) C.W.Nascimento Moura & J.C.DeAndrade
- BRYOPSIDALES
  - Caulerpaceae
    - *Caulerpa ambigua* Okamura
    - *C. chemnitzia* (Esper) J.V.Lamouroux
    - *C. cupressoides* (Vahl) C.Agardh
    - *C. cupressoides* var. lycopodium Weber Bosse
    - *C. fastigiata* Montagne
    - *C. lanuginosa* J.Agardh
    - *C. mexicana* Sonder ex Kützing
    - *C. prolifera* (Forssk.) J.V.Lamouroux
    - *C. racemosa* (Forsskål) J.Agardh
    - *C. sertularioides* (S.G.Gmel.) M.Howe
    - *C. verticillata* J.Agardh
    - *C. webbiana* Montagne
- Codiaceae
    - *Codium intertextum* Collins & Hervey
    - *C. isthmocladum* Vickers
    - *C. taylorii* P.C.Silva
- Derbesiaceae
    - *Derbesia marina* (Lyngbye) Solier
- Dichotomosiphonaceae
    - *Avrainvillea nigricans* Decaisne
  - Halimedaceae
    - *Halimeda discoidea* Decne.
    - *H. jolyana* Ximenes, Bandeira-Pedrosa, Cassano, Oliveira-Carvalho, Verbruggen & S.M.B.Pereira
  - Udoteaceae
    - *Penicillus capitatus* Lamarck

❖ TRACHEOPHYTA

➢ MAGNOLIOPSIDA

- ALISMATALES
  - Cymodoceaceae
    - *Halodule wrightii* Ascherson

❖ CYANOBACTERIA

➢ CYANOPHYCEAE

- OSCILLATORIALES
  - Microcoleaceae
    - *Microcoleus* sp.

Foram identificados 12 táxons de algas coralináceas incrustantes nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (Tabela 112, Figura 456), identificados com base na integração de dados morfoanatômicos e sequências de DNA plastidial do marcador *psb*A. Como esperado para um grupo de organismos perene e de crescimento lento, não foi registrada diferença na composição específica ao longo das quatro campanhas (setembro de 2018, janeiro de 2019, maio de 2019 e julho de 2019). Além disso, não foi registrada variação na riqueza entre sítios de coleta que pudesse estar relacionada ao gradiente de distância da foz do Rio Doce.

Destaca-se que *Lithophyllum* sp. 1 constitui espécie nova para a ciência e *Harveylithon roseum*, recentemente descrita para Taiwan por LIU et al. (2018), teve sua ocorrência conhecida expandida para o Brasil. O estudo de GOLDER (2016a) reportou apenas 5 taxa de algas coralináceas incrustantes para a mesma área: *Hydrolithon* sp., *Lithothamnion* sp. 1, *Lithothamnion* sp. 2, *L. crispatum* e *Sporolithon* sp. Essas diferenças podem estar relacionadas a diferenças no esforço amostral e às abordagens utilizadas, uma vez que utilizamos dados morfoanatômicos e moleculares, enquanto o estudo antecedente se restringiu a dados morfoanatômicos. Esta última abordagem é considerada insuficiente para um grupo com alto nível de diversidade críptica e/ou pseudo-críptica (HERNANDEZ-KANTUN et al., 2016; SISSINI et al., 2014).

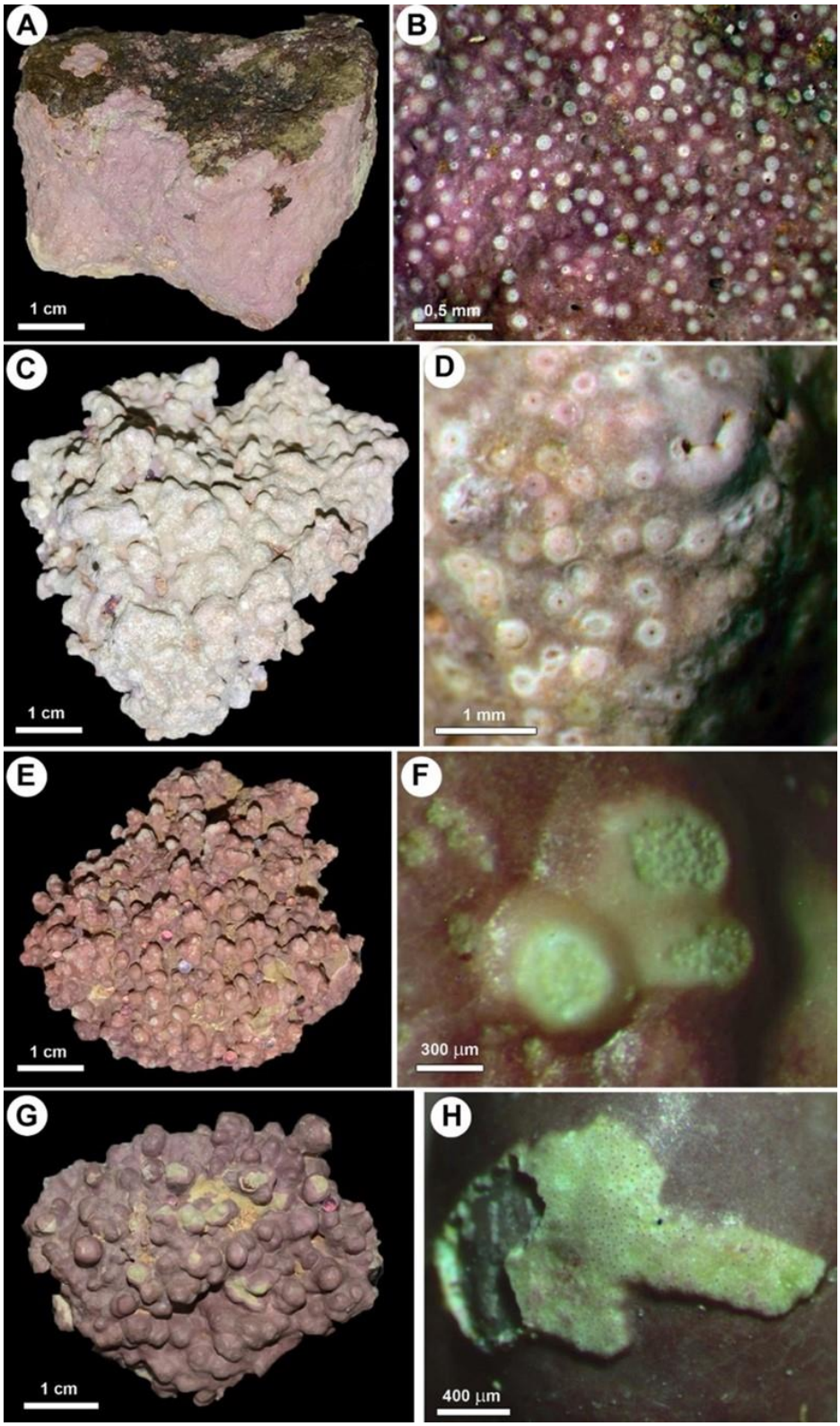
Tabela 112: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às quatro campanhas. O símbolo "+" indica presença e o símbolo "-" indica que a espécie não foi encontrada.

	Sítio							
	D14	**D15**	**D16**	**D17**	**D18**	**D19**	**D20**	**D21**
Corallinales								
Harveylithon roseum	+	-	-	+	-	-	-	+
Hydrolithon farinosum	+	+	+	+	+	+	+	+
Lithophyllum corallinae	-	-	-	+	-	-	-	-
Lithophyllum prototypum	-	+	-	-	-	-	-	-
Lithophyllum sp. 1	-	+	-	-	+	+	-	+
Neogoniolithon brassica-florida	-	+						
Hapalidiales								
Mesophyllum sp.	+	+	-	-	-	+	-	-
Phymatolithon sp.	-	-	+	-	-	-	-	-
Lithothamnion crispatum	+	+	+	+		+	+	+
Lithothamnion sp.1	-	+	-	-	+	+	-	-
Sporolithales								
Sporolithon episporum	-	+	+	-	-	-	-	-
Sporolithon sp. 1	-	-	-	-	+	-	-	-

Tabela 113: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às quatro campanhas. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada.

	Sítio							
	D14	**D15**	**D16**	**D17**	**D18**	**D19**	**D20**	**D21**
Corallinales								
Harveylithon roseum	+	-	-	+	-	-	-	+
Hydrolithon farinosum	+	+	+	+	+	+	+	+
Lithophyllum corallinae	-	-	-	+	-	-	-	-
Lithophyllum prototypum	-	+	-	-	-	-	-	-
Lithophyllum sp. 1	-	+	-	-	+	+	-	+
Neogoniolithon brassica-florida	-	+						
Hapalidiales								
Mesophyllum sp.	+	+	-	-	-	+	-	-
Phymatolithon sp.	-	-	+	-	-	-	-	-
Lithothamnion crispatum	+	+	+	+		+	+	+
Lithothamnion sp.1	-	+	-	-	+	+	-	-
Sporolithales								
Sporolithon episporum	-	+	+	-	-	-	-	-
Sporolithon sp. 1	-	-	-	-	+	-	-	-

Figura 456: Aspecto geral e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Chave: A= *Harveylithon roseum*. B= Conceptáculos uniporados de *Harveylithon roseum*. C= *Lithophyllum* sp. 1. D:= Conceptáculos uniporados de *Lithophyllum* sp. 1. E= *Lithothamnion crispatum*. F= Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de *L. crispatum* com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). G= *Sporolithon episporum*. H= Soros de *S. episporum*.



Contrastes entre dados pré- e pós-rompimento da barragem de Fundão.

A costa centro-norte do Espírito Santo abriga uma das floras marinhas mais diversas da costa brasileira, com ocorrência sintópica de espécies características do Nordeste e do Sul-Sudeste (GUIMARÃES, 2003; 2006; HORTA et al., 2001). No entanto, dados quantitativos pretéritos ao rompimento da barragem são escassos. Assembleias de macroalgas de recifes costeiros da área da APA/REVIS foram alvo de estudos prévios no verão de 2012 (pré-rompimento) (SCHERNER et al., 2013) e no outono de 2016 (6 meses após o rompimento) (GOLDER, 2016a), em alguns dos sítios monitorados durante o PMBA/FEST (D15 e D19). Reconhecendo a possível sazonalidade nessas assembleias, foram comparados os dados obtidos no verão de 2019 com dados do verão de 2012, e dados do outono de 2019 com dados do outono de 2016.

A assembleia amostrada em 2019 diferiu daquelas amostradas em 2012 (PERMANOVA, F = 2,3224, p = 0,046) e 2016 (PERMANOVA, F = 4,0952, p = 0,0026). Apesar das limitações, inerentes à variação sazonal e falta de replicação temporal robusta, o contraste com os estudos prévios revela variações importantes (Tabela 114, Figura 457, Figura 458). Ao se confrontar valores médios de cobertura de macroalgas de 2012 e 2016 (SCHERNER et al., 2013; GOLDER, 2016a) com aqueles do verão e outono de 2019 é possível observar aumento expressivo na cobertura de *Sargassum* spp. (Tabela 114). A análise SIMPER mostrou que os táxons com maior contribuição percentual para as diferenças nas comunidades de macroalgas entre 2012 e 2019, nos diferentes locais, foram *Sargassum* (37%), *Ulva* (13%), tufos (8%) e algas calcárias articuladas (6%). Entre 2016 e 2019, os táxons que mais contribuíram foram *Sargassum* (27%), tufos (16%), algas calcárias articuladas (10%), *Caulerpa* (5%) e *Ulva* (5%). De forma geral, foi observado um aumento (de 2012 a 2019 e de 2016 à 2019) na cobertura de macroalgas pardas (Phaeophyta), em detrimento de macroalgas vermelhas (Rhodophyta) e verdes (Chlorophyta).

KAWAMATA et al. (2011, 2012) demonstraram que *Sargassum* pode apresentar alta tolerância a soterramento parcial por sedimento, prosperando em ambientes com deposição de sedimento fino (0,5-2 mm). Portanto, uma possível deposição de sedimento fino oriundo do rompimento da barragem pode estar relacionada com o aumento expressivo na abundância de *Sargassum*. A redução de *Ulva* spp. no sítio D15 também pode ser resultado deste processo, uma vez que a deposição e ressuspensão de sedimento fino podem reduzir sua sobrevivência e biomassa (PARK; HWANG, 2011; SFRISO; MARCOMINI, 1996). Neste sentido, destacamos que o sítio D15 apresentou não somente a granulometria mais fina em relação a D19 (dominância por areia e cascalho, respectivamente), como também maiores concentrações de minerais ferrosos (hematita) no sedimento superficial.

AMADO-FILHO et al. (1999), em estudo sobre assembleias de macroalgas na baía de Sepetiba, relataram que a queda na diversidade de macroalgas foi relacionada a maior disponibilidade de metais pesados na área de estudo e, consequentemente, a distintos níveis de tolerância por diferentes grupos. Na Baía de Sepetiba, altamente contaminada por atividades industriais, foi relatada dominância por feofíceas, como *Sargassum* spp. e *P. gymnospora* (AMADO-FILHO et al., 1999), mais tolerantes a concentrações elevadas de metais-traço do que rodofíceas e clorofíceas (AMADO-FILHO et al., 1997).

De forma similar, as alterações nas assembleias da APA Costa das Algas também revelaram uma mudança de dominância, com macroalgas pardas se tornando mais abundantes. Embora não seja uma relação inequívoca, essa mudança pode estar associada com a chegada do rejeito decorrente do rompimento da barragem e do aumento nos teores de metais. Neste sentido, a presença de rejeito aderido ao talo das macroalgas, inclusive com a detecção de metais-traço associados às partículas (ver item 1.1.9.5.6.3), corrobora os resultados que apontam para o efeito da chegada do rejeito nessas assembleias de macroalgas. A variação marcante na cobertura de macroalgas entre os períodos anteriores e posteriores ao rompimento da barragem demonstra claramente o imperativo de continuidade nos monitoramentos.

Tabela 114: Cobertura (%) média e desvio padrão dos principais grupos de macroalgas encontradas no verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), no outono de 2016 (GOLDER, 2016) e no verão e outono de 2019 (presente estudo) em dois sítios amostrais (D15 e D19) da Área D (APA - REVIS)

		SITIO D15				**SITIO D19**			
		mar/12	**maio/16**	**fev/19**	**maio/19**	**mar/12**	**maio/16**	**fev/19**	**maio/19**
Rhodophyta	Calcária articulada	11,7 ± 10,7	15,1 ± 8,7	8,4 ± 6,9	19,1 ± 10,5	13,3 ± 6,4	15,8 ± 4,3	1,7 ± 2,5	5,4 ± 14,4
	Calcária incrustante	3,4 ± 2,9	3,1 ± 5,1	1,2 ± 1,0	11,5 ± 19,9	2,5 ± 3,2	0	1,9 ± 1,1	14,6 ± 17,5
Ochrophyta	*Colpomenia* spp.	0,2 ± 0,3	0,3 ± 0,3	0	0	1,4 ± 1,8	1,4 ± 1,8	0	0
	Dictyota/Dictyopteris	0	0,05 ± 0,09	2,3 ± 1,8	23,8 ± 5,0	0,8 ± 0,8	0,8 ± 0,8	2,3 ± 2,3	1,2 ± 1,3
	Lobophora spp.	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0	0	1,9 ± 2,8	1,3 ± 1,5
	Padina spp.	0	0	3,6 ± 3,6	17,1 ± 9,5	5 ± 2,5	5 ± 2,5	0,3 ± 0,4	0,1 ± 0,2
	Sargassum spp.	11,8 ± 9,2	11,8 ± 10,8	46,7 ± 6,3	12,7 ± 13,3	0	0	62,2 ± 36,5	27 ± 25
	Zonaria spp.	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,4	0,5 ± 1,0	0,2 ± 0,2	0	0	0,4 ± 0,6	0,2 ± 0,4
Chlorophyta	*Anadyomene stellata* (Wulfen) C.Agardh	0,6 ± 0,6	0,2 ± 0,6	0	0,2 ± 0,2	3,8 ± 3,8	3,8 ± 3,8	0	0
	Caulerpa spp.	9,8 ± 7,1	9,8 ± 7,1	0,2 ± 0,9	0,4 ± 0,5	3,8 ± 3,8	3,8 ± 3,8	0	0
	Cladophora spp.	1,9 ± 1,9	0	2 ± 1,9	0	0	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,9	0
	Codium spp.	0,5 ± 0,9	0,5 ± 0,9	0	0	8,5 ± 6,6	8,5 ± 6,6	0	0
	Halimeda spp.	7 ± 7	7 ± 7	0	0,8 ± 0,8	1,1 ± 1,5	1,1 ± 1,5	0	0
	Ulva spp.	13,9 ± 2,8	13,9 ± 2,8	0,7 ± 0,5	0	31,5 ± 9,6	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,9	0
Tufos*		4,4 ± 3,1	0	2,1 ± 1,7	0,1 ± 0,2	17 ± 25	17 ± 25	7,7 ± 12	1,4 ± 2,3
Total		53,9 ± 15,5	62,3 ± 18,4	67,8 ± 11,2	86 ± 3,6	84,9 ± 12,9	57,4 ± 20,1	80,9 ± 24,1	52 ± 26,1
Outras macroalgas		44 ± 12,2	37,8 ± 16,6	3,5 ± 1,2	2 ± 0,7	18,1 ± 8,7	5,6 ± 3,6	2,6 ± 2,5	2,7 ± 3,3

Figura 457: Cobertura por macroalgas nos recifes adjacentes ao litoral na Área D (APA-REVIS) estimadas em diferentes períodos do ano, por diferentes autores. Verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), outono de 2016 (GOLDER, 2016a), primavera de 2018, verão de 2019; outono de 2019 e inverno de 2019 (presente estudo). v = verão (janeiro); o = outono (maio-junho); i = inverno (julho) e p = primavera (setembro).

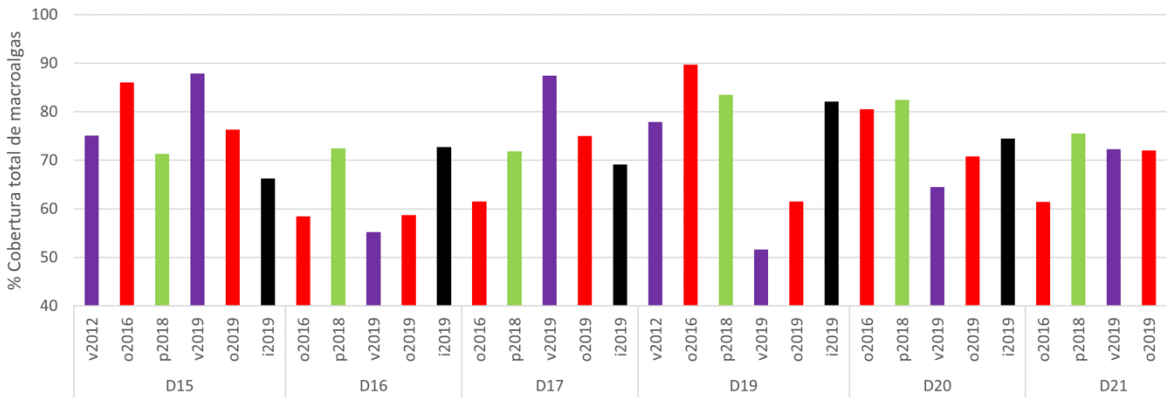
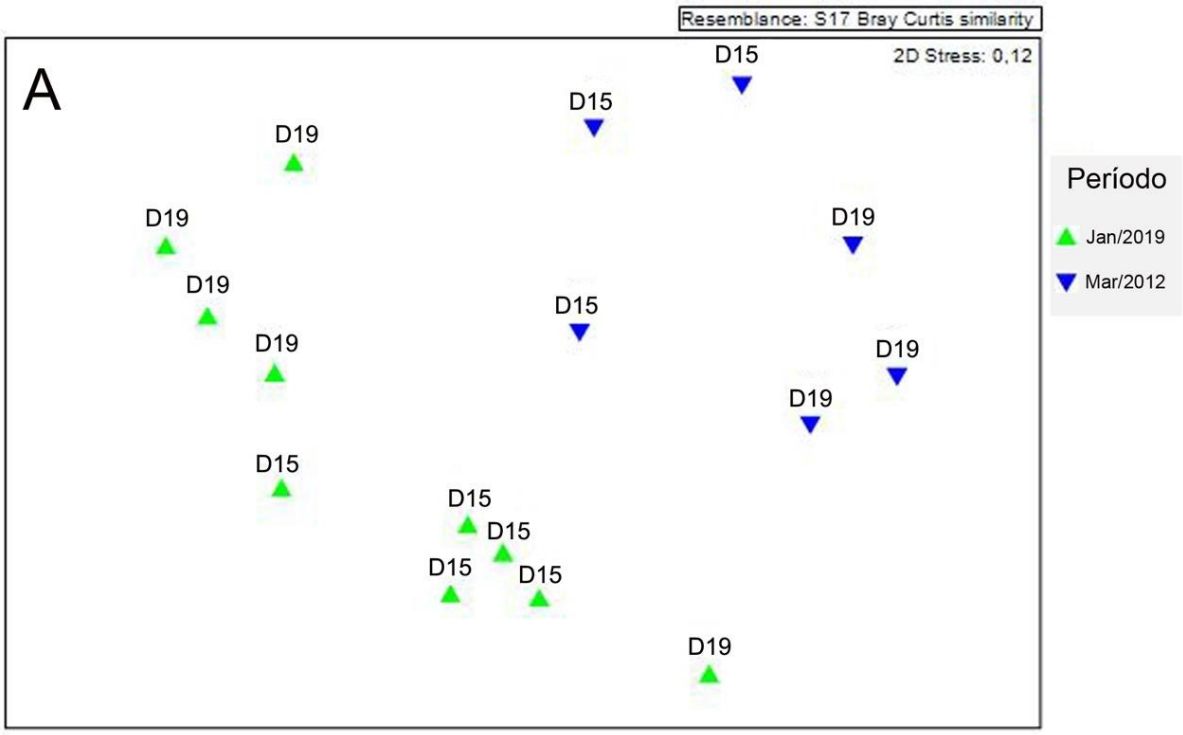
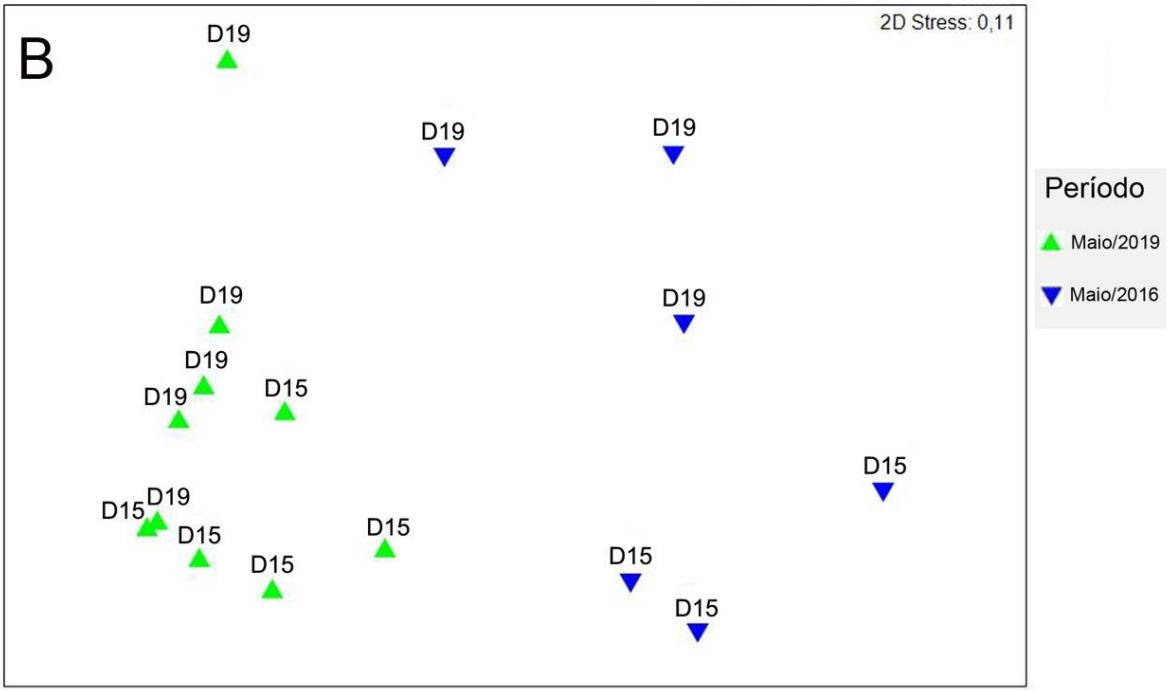


Figura 458: Escalonamento multidimensional não métrico (MDS) baseado na cobertura média dos principais grupos de macroalgas amostradas nos sítios D15 e D19: A) período pré- (março de 2012) e pós-rompimento da barragem (janeiro de 2019); B) em período logo após o rompimento (maio 2016) e pós-rompimento (maio 2019).





1.1.9.5.5.2 Recifes coralíneos

As comunidades recifais estão invariavelmente submetidas a indutores de natureza estocástica (e.g., tempestades, flutuações meteo-oceanográficas de grande escala) e de natureza sazonal (e.g., temperatura, luz, turbulência). Além disso, variam em resposta a estressores antropogênicos (e.g., pesca, qualidade de água), os quais podem implicar tanto em ciclos longos de retorno para estados próximos daqueles inicialmente registrados (resiliência) quanto na configuração de estados alternativos (mudança de fase, ou "phase shift") com perda de diversidade e funcionalidades, e comprometimento no provimento de serviços ecossistêmicos. Na região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem existem informações prévias sobre a influência de forçantes naturais e antropogênicas sobre comunidades recifais (e.g. FRANCINI-FILHO et al., 2013, TEIXEIRA et al., 2019). No entanto, os trabalhos antecedentes possuem cobertura temporal limitada (mas veja RIBEIRO et al., 2018 para séries longas referentes a *M. braziliensis*) e/ou foram baseados em metodologias dissimilares (e.g. KIKUCHI et al., 2003), ou são limitados em termos de cobertura/representatividade (e.g. MAZZEI et al., 2017). A maior parte da informação antecedente é limitada à Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e ao período anterior ao rompimento da barragem (mas veja MAZZEI et al., 2017). A despeito da relevância do conjunto de informações prévias, a falta de séries temporais longas e robustas para os recifes da Área B (Recifes Esquecidos), mais sujeita à pluma decorrente do rompimento (veja Figura 343), ainda limita as comparações temporais e o entendimento das interações entre indutores antropogênicos, naturais e climáticos (TEIXEIRA et al., 2019). Com base nesse contexto, as análises apresentadas a seguir incorporam dados prévios comparáveis (i.e. adquiridos com mesma metodologia) e tratados com resolução taxonômica compatível, incluindo:

1) um recorte detalhado da dinâmica observada na Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), em longo prazo, com dados obtidos anualmente (durante os verões) entre 2006 e 2018 (100 foto-quadrados fixos.ano^{-1}), evidenciando como as comunidades recifais se alteraram ao longo da última década e quais foram os potenciais indutores dessas mudanças. A Área A abrange o maior conjunto recifal, com recifes costeiros e offshore, e compreende a área estudada mais distante da foz do Rio Doce. Uma contextualização da categorização da Área A como um "controle", ainda que imperfeito, está apresentada no item 1.1.9.3. Recapitulando brevemente o contexto do "controle imperfeito", ressaltamos que a Área A, mesmo que em menor magnitude do que as áreas B, C e D, foi alcançada por contaminantes oriundos do rompimento da barragem (veja itens 1.1.9.3 e 1.1.9.5.6.3), que os seus recifes costeiros estão sujeitos a estressores locais peculiares (e.g. dragagem de canal de navegação) e que alguns dos seus recifes estão protegidos pela UC mais antiga e bem implementada da região (PARNAM Abrolhos). Por outro lado, a Área B, com interface mais direta com a pluma decorrente do rompimento, possui um conjunto recifal menor, com menor abrangência "cross shelf" (i.e. abrange apenas recifes costeiros), apresenta estruturas recifais com características peculiares (e.g. topos mais fundos e com baixo nível de expansão lateral nos topos), e permanece desprotegida por UC. Portanto, contrastes e inferências sobre indutores dos padrões observados devem ser feitos com cautela.

2) uma análise contrastando os dados das Área A e B (controle imperfeito *vs* impacto) entre novembro de 2018 e março de 2020, período em que ambas áreas foram monitoradas com metodologia e esforço compatíveis, e que inclui amostras sazonais. Esse segundo bloco de resultados, mais limitado do ponto de vista temporal, também inclui uma exploração dos possíveis indutores da dinâmica bêntica.

Os contrastes temporais foram explorados com ordenações (PCA e/ou MDS), de maneira a facilitar a visualização das afinidades entre as estações amostrais. As ordenações exploratórias não incorporam restrições das variáveis ambientais ("unconstrained"), as quais são mostradas nos diagramas apenas no sentido de mostrar associações entre os escores das amostras e possíveis indutores. Quando possível e pertinente, os dados também foram modelados com restrições (DISTLM e dbRDA), com uso de um conjunto de variáveis ambientais relativamente abrangente, no sentido de evidenciar, com maior robustez quantitativa, aquelas com maior influência relativa.

Estrutura e dinâmica de longo prazo das comunidades bênticas recifais na Área A (PARNAM ABROLHOS E ADJACÊNCIAS)

Para compor um panorama global sobre a estrutura e dinâmica das comunidades recifais da Área A, os grupos de organismos foram identificados em nove categorias taxonômicas amplas e categorizados em duas classes funcionais: 1) organismos mais longevos e de crescimento mais lento, construtores [corais, hidrocorais e algas calcáreas incrustantes (CCA)] e 2) seus antagonistas de crescimento mais rápido e menos longevos [macroalgas frondosas, turf, tapetes de cianobactérias (BCM), zoantídeos, esponjas e outros organismos]. Apenas amostras de recifes com forma de chapeirões ou bancos foram incluídas nesse bloco de resultados (i.e., não foram consideradas as amostras do sítio A5, um recife em franja no Arquipélago dos Abrolhos).

Uma PCA com as abundâncias relativas (transformadas em log-ratio) foi empregada para explorar como as diferentes assembleias se relacionaram no espaço e no tempo (Figura 460). Inicialmente, ressaltamos que a PCA confirmou que a análises subsequentes devem ser feitas separadamente para os topos e paredes dos recifes, uma vez que o habitat representa a fonte de variação preponderante. Dessa forma, os habitats foram analisados nos pontos com as linhas de base mais longas (A1, A2, A3, A6, A7), com o objetivo de acessar a variação temporal. A importância do tipo de habitat na segregação das comunidades já havia sido observada (BASTOS et al., 2018; FRANCINI-FILHO et al., 2013), e as análises complementares aqui apresentadas confirmaram o alto poder de segregação das amostras pelo tipo de habitat (Tabela 115). Um teste de dispersão multivariada por permutação (PERMDISP) não revelou variação significativa na dispersão intragrupo (habitats). Os habitats representam, portanto, grupos homogêneos para segregação das amostras (Figura 459). Contrariamente, a segregação por sítios, com topos e paredes analisados conjuntamente, produz grupos com dispersões heterogêneas e sobrepostas, o que dificulta a elucidação de padrões e impede o teste de hipóteses com potenciais variáveis explanatórias.

Figura 459: Representação esquemática dos pináculos conhecidos como "chapeirão", evidenciando suas formas mais típicas e a distribuição de alguns dos principais organismos sobre a estrutura. A estrutura representada à esquerda, em forma cogumelar com topos expandidos lateralmente, é típica das áreas mais rasas, onde os topos estão nivelados com o nível do mar (e.g. Área A, Parcel das Paredes) ou situados em profundidades de até cerca de 10 metros (e.g. Área A, Parcel dos Abrolhos). A morfologia do pináculo representado à direita, com topos estreitos, é típica das áreas mais profundas (e.g. Recife Califórnia). Formas intermediárias também são registradas (e.g. Área B, Recifes Esquecidos). Imagem: Rede Abrolhos©.

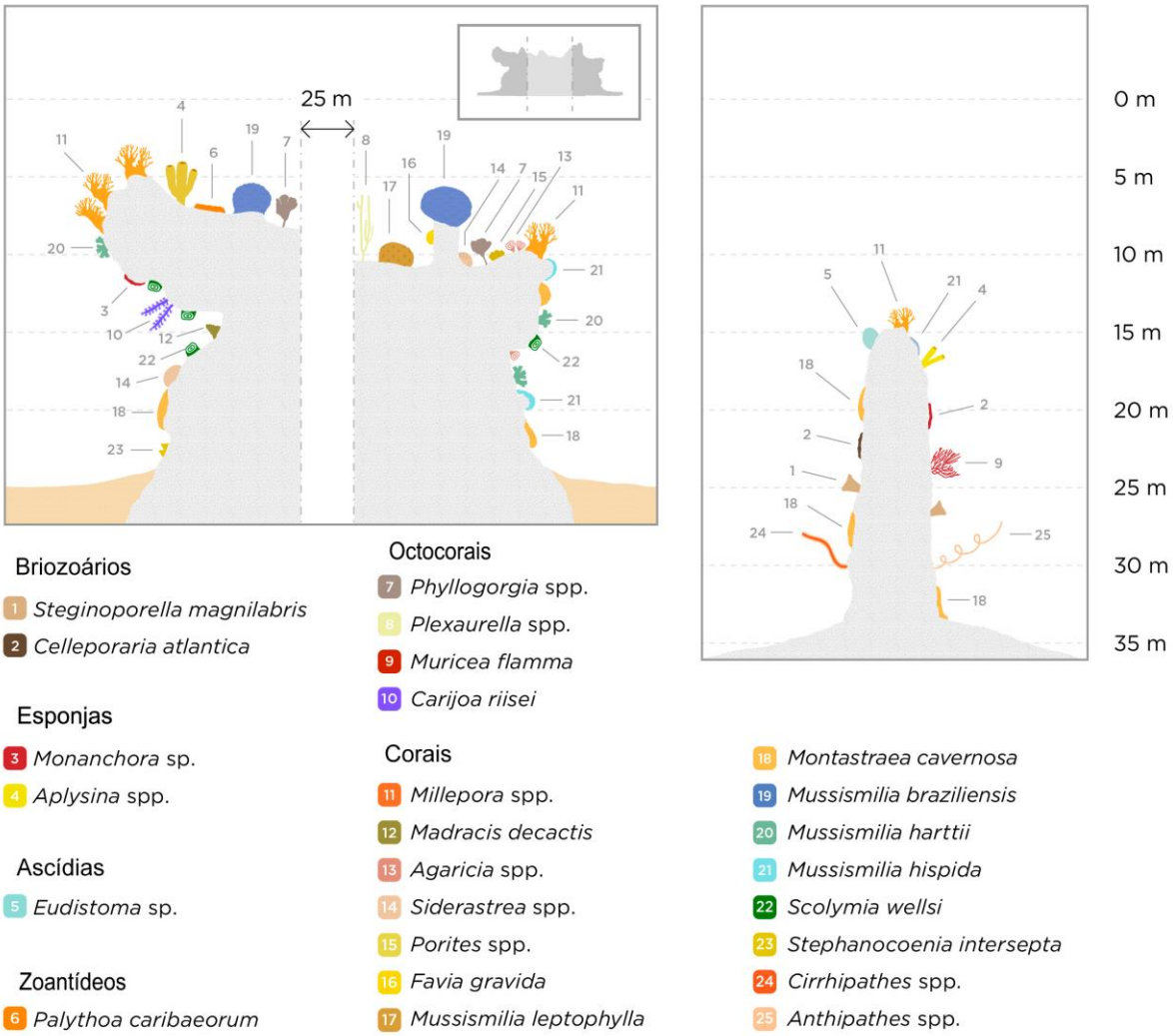


Figura 460: Análise de componentes principais com todos as amostras de topos (esquerda) e parede (direita). Os números do diagrama de ordenação correspondem aos anos das amostragens (Topos: PC1 = 33.7%; PC2 = 25%; paredes: PC1 = 48.1%, PC2 = 21.3%). CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. Os símbolos pretos maiores representam os centroides dos grupos de amostras.

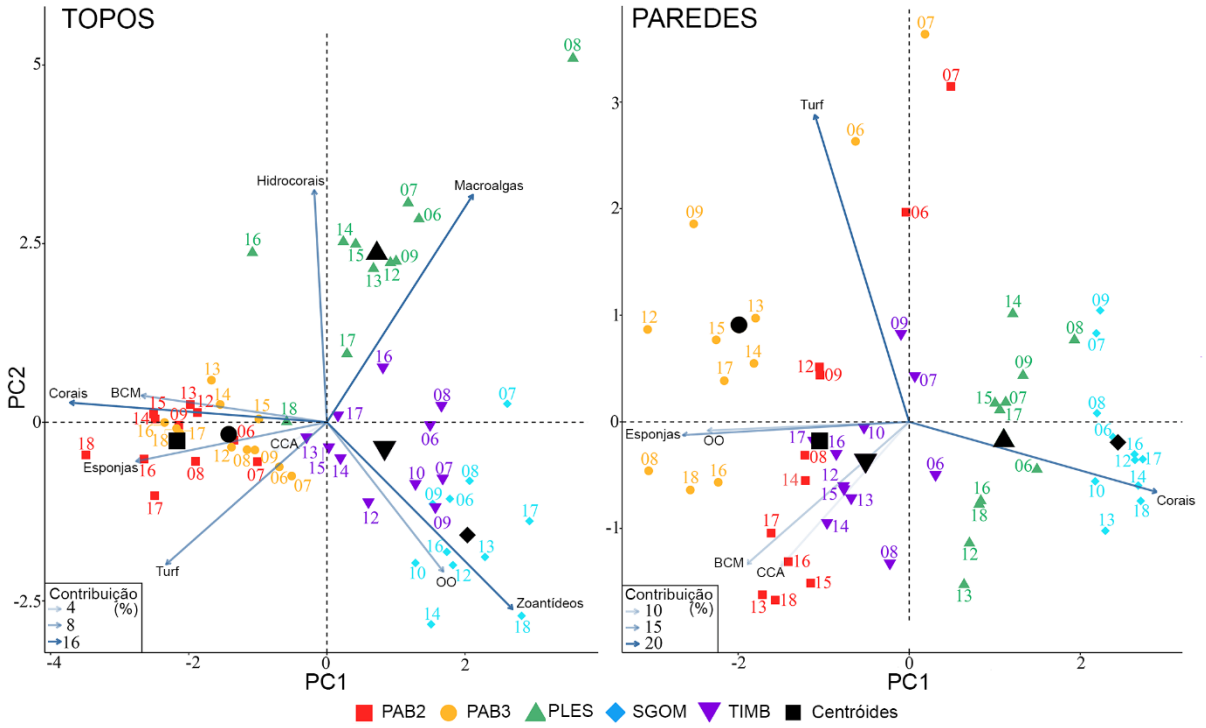


Tabela 115: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) e do teste de dispersão multivariada por dispersão (PERMDISP) sobre o efeito do habitat e sítio na variação das comunidades bentônicas

	GL	SQ	MQ	F	R2	Pr(>F)
PERMANOVA						
Habitat	1	1.4712	1.47117	148.478	0.15835	*
Sítio	10	3.9218	0.39218	39.581	0.42213	*
Habitat: Sítio	9	2.3024	0.25582	25.818	0.24782	*
Resíduos	161	1.5952	0.00991		0.17171	
Total	181	9.2905			1.00000	
PERMDISP						
Habitat	1	0.00371	0.0037081	0.5083		0.4768
Sítio	10	0.36463	0.036463	13.669		*

Valores significativos (p ≤ 0.05) marcados com asteriscos.

A partir dessa exploração inicial foi avaliada a dinâmica temporal dos diversos grupos, especialmente a relação entre a cobertura dos organismos que tem um papel mais forte na estruturação da comunidade ("foundation species", sensu ANGELINI et al., 2011; DAYTON, 1972) e a dos organismos não construtores. Esses contrastes permitem avaliar potenciais mudanças de fase na dominância das assembleias. Mudanças anuais na cobertura bentônica foram medidas através da comparação entre observações de um dado ano ($cobertura_{(t)}$) com aquelas do ano anterior ($cobertura_{(t-1)}$) usando-se o logaritmo da cobertura (abundância relativa de cada grupo taxonômico): [$\log(cobertura_{(t)}/cobertura_{(t-1)})$]. A estabilidade temporal foi medida através de duas medidas complementares, a sincronia (φ) e o coeficiente de variação (CV) (LAMY et al., 2020). A cobertura em um dado tempo t [Cobertura(t)] foi representada por $\Sigma^{S}_{i=1}$ $Cobertura_i$ (t), onde $Cobertura_i$ (t) denota a cobertura no tempo t da espécie i. e S representa a agregação no nível de múltiplas espécies, tendo μ_i e σ^2 como suas respectivas médias e variância. O termo da sincronia na estabilidade (φ_S) (LOREAU; MAZANCOURT, 2008) é calculado por $\varphi_S = \sigma^2_S/(\Sigma^{S}_{i=1}\ \sigma_i)^2$. Este termo quantifica a proporção de variação em relação à máxima variância (σ^2_S), isto é, a variância no nível da assembleia quando as populações são perfeitamente correlacionadas ao longo do tempo. A sincronia é padronizada entre 0 (perfeita assincronia) e 1 (perfeita sincronia). Além disso, o coeficiente de variação (CV) no nível da assembleia *S*(CV_S) foi calculado segundo THIBAUT; CONNOLLY (2013) como σ_S/μ_S, onde μ_S e σ^2_S são a média e variância em função da assembleia.

Os resultados mostraram que, considerando todos os estratos (sítios e habitats), os organismos dominantes tiveram menor variação que os mais raros (Figura 461). Os topos do arco interno foram mais variáveis que os do arco externo, devido à mudança de dominância de macroalga para turf em PLES, especialmente a partir de 2010, bem como devido ao incremento e queda consistentes nas coberturas de zoantídeos nos sítios A2 (Sebastião Gomes) e A6 (Timbebas), respectivamente (Figura 462). As paredes dos arcos interno e externo apresentaram dominância por turf mas, após 2010, BCM cresceu no arco externo. Em todos os estratos, a estabilidade foi relacionada ao modo de crescimento do organismo dominante (Figura 461). Nos topos, organismos menos longevos e de crescimento mais rápido foram menos sincrônicos (φ = 0.06 ~ 0.88) do que corais e esponjas, que foram menos variáveis (*CV* = 0.12 ~ 0.34) e mais sincrônicos (φ = 0.91 ~ 0.98), especialmente nos dois recifes monitorados no arco externo (A7/PAB2) e (A3/PAB3) (Figura 461). Nas paredes, os organismos mais longevos também foram menos variáveis (*CV* = 0.09 ~ 0.56) e mais sincrônicos (φ = 0.4 ~ 0.99) do que aqueles com menor longevidade (*CV* = 0.17 ~ 0.32, φ = 0.05 ~ 0.44). Já organismos com longevidade e crescimento intermediários (macroalgas, zoantídeos e CCA) foram mais sincrônicos (φ = 0.69 ~ 0.9), mas variaram mais nas paredes (*CV* = 0.28 ~ 0.74) (Figura 461).

Figura 461: Coeficiente de variação versus sincronia da comunidade (φ) registrados nos topos e paredes de cada sítio (à esquerda). Organismos de crescimento mais lento e mais longevos e aqueles de crescimento mais rápido e efêmeros estão representados por círculos e quadrados, respectivamente, e organismos com crescimento e duração de vida intermediários como triângulos. A curvas atenuadas (à direita) representam a dinâmica de cobertura de cada categoria em cada sítio (anomalias, transformados em log-ratio). A linha tracejada preta e bandas cinzas representam a média global e desvio padrão, respectivamente. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria; OO = outros organismos.

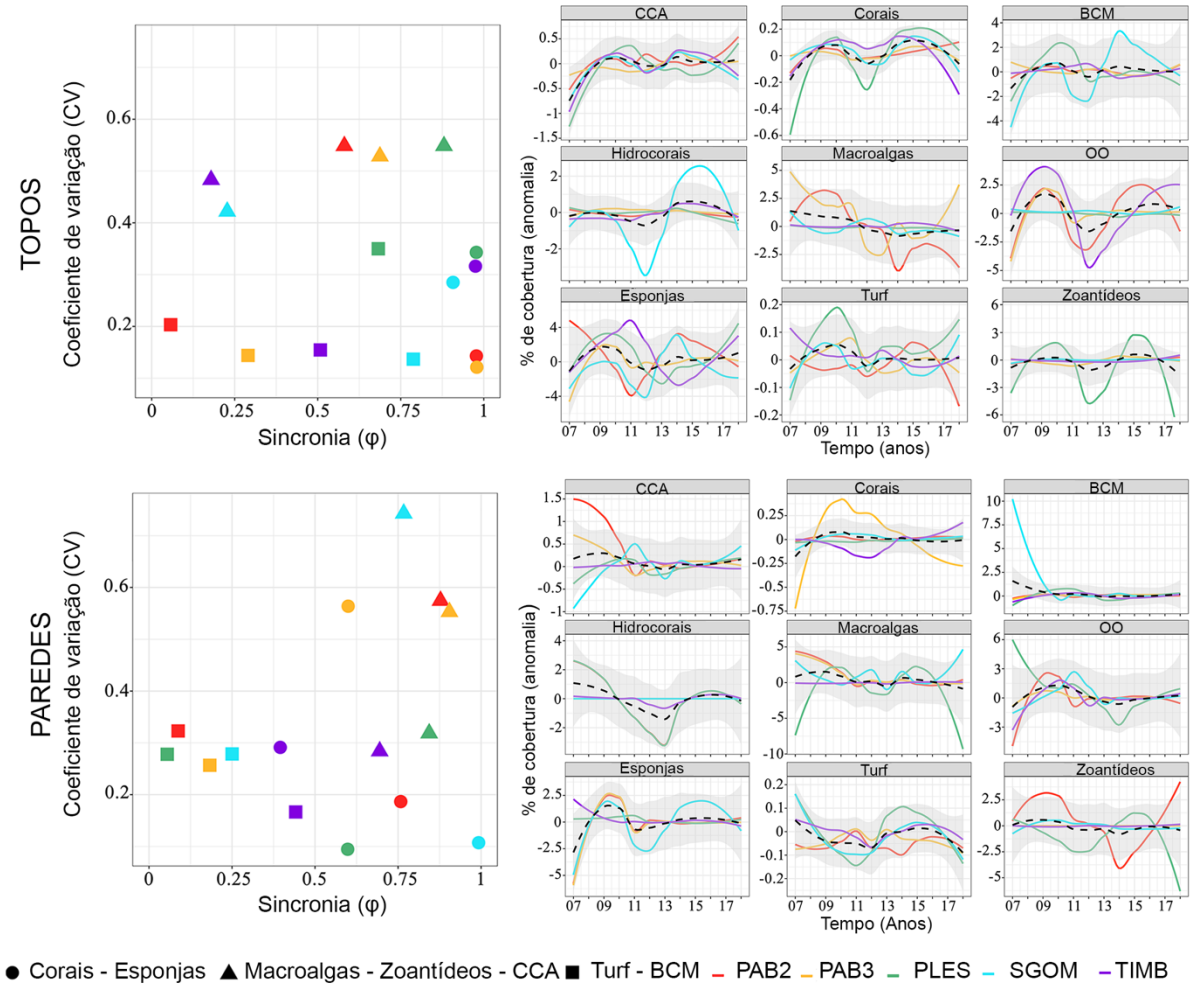
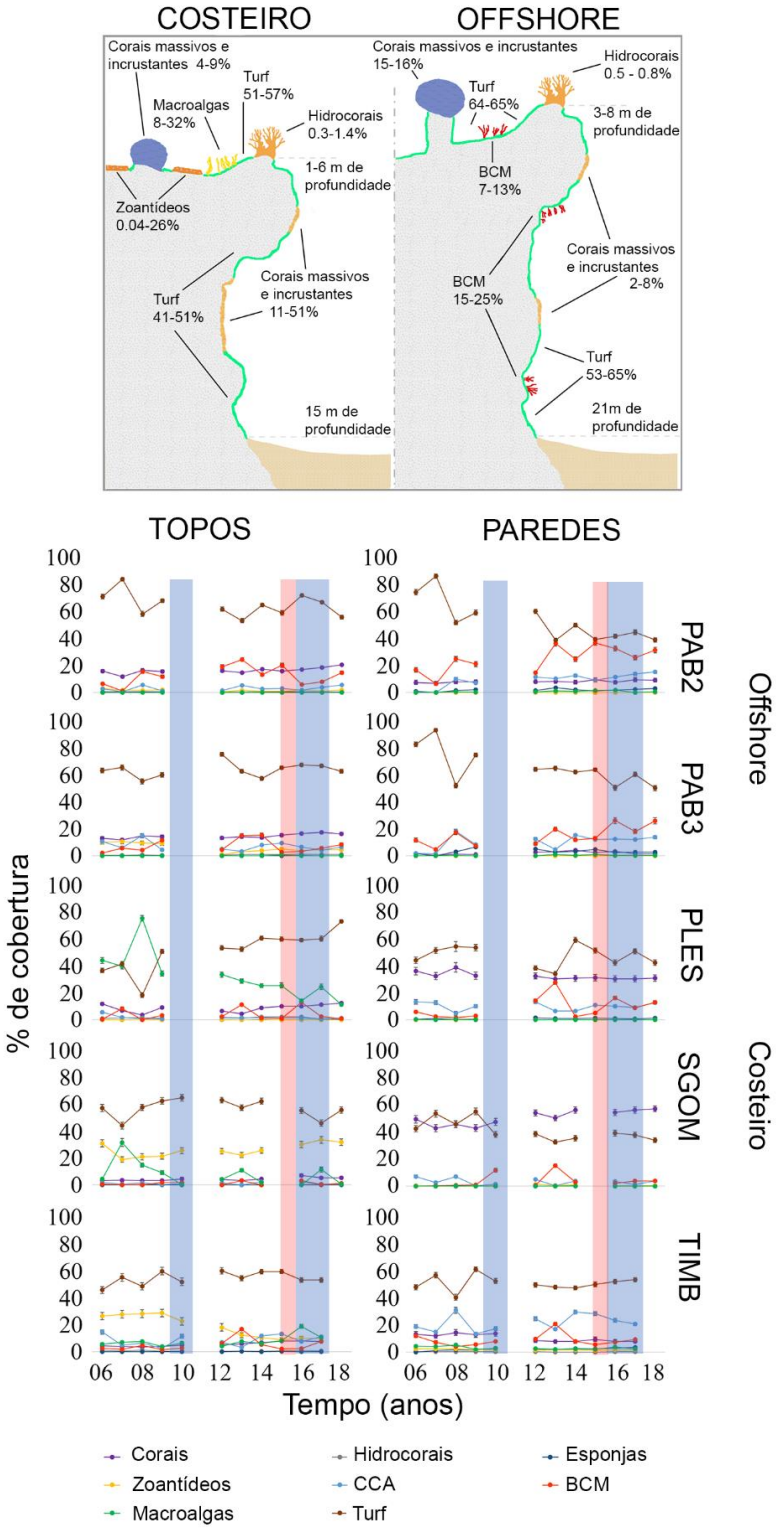
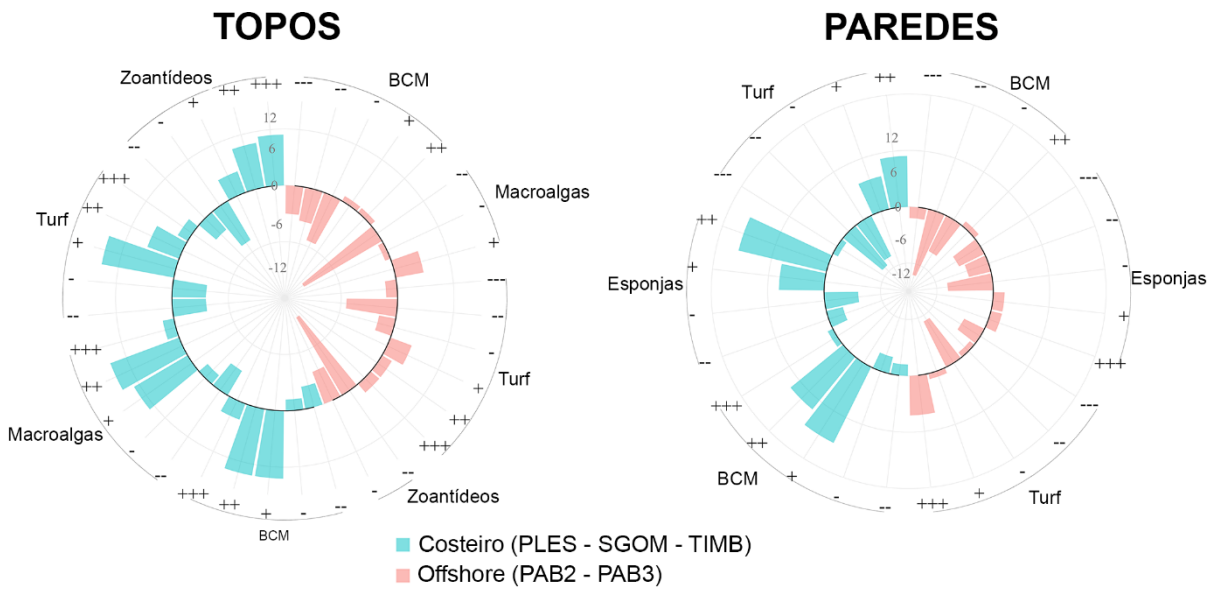


Figura 462: Morfologia dos pináculos e cobertura bentônica recifal dos sítios da área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) observados entre 2006-2018. O painel superior mostra a morfologia única dos pináculos. O painel inferior mostra a cobertura relativa dos nove grupos de organismos sésseis mais abundantes nos 5 sítios (A1, A2, A3, A6, A7) amostrados nos dois habitats entre 2006 e 2018. Barras representam desvios-padrão. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. A sombra azul representa as duas maiores anomalias térmicas associadas à branqueamento de corais e a sombra vermelha representa o colapso da barragem do Fundão na bacia do Rio Doce.



A interação temporal entre a cobertura de corais e seus principais competidores por espaço foi avaliada com uso do índice de mudança de fase (Phase Shift Index – PSI), calculado segundo BRUNO et al., 2009 para cinco organismos não-construtores, para cada ano em cada sítio [turf e BCM ("benthic cyanobacterial mats") nos topos e paredes, macroalgas e zoantídeos nos topos e esponjas nas paredes]. O PSI é o primeiro componente (PC1) de uma PCA feita a partir da matriz de correlação entre o inverso da cobertura de coral e a cobertura de cada um dos outros competidores não-construtores. Os valores do PSI são então classificados em seis categorias que refletem o quão intensa foi a mudança ao longo do tempo, seja ela favorável ou desfavorável à cobertura de corais, onde +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor (PSI entre 2.469 a 1.647); ++ = perda intermediária de cobertura de corais (1.646 a 0.826); + = perda fraca de cobertura de corais (0.825 a 0.005); - = ganho fraco de cobertura de corais (0.004 a -0.817); --= ganho de corais intermediário (-0.818 a -1.638); ---= ganho forte de corais (-1.639 a -2.459). Ao analisar a distribuição desses valores nos topos dos diferentes sítios (Figura 463), valores positivos tenderam a ser menos frequentes (i.e. favorável a corais) no arco externo do que no interno, indicando perdas mais frequentes e acentuadas nas coberturas de corais. Para BCM, turf e zoantídeos, valores positivos de PSI foram pervasivos nos topos do arco interno. Portanto, foram observadas mais interações desvantajosas a corais (valores positivos de PSI) no arco interno, que está mais sujeito a maior influência terrígena. Já as paredes apresentaram mais valores positivos de PSI para BCM e esponjas no arco interno, mas a tendência oposta foi observada no arco externo. Valores negativos de PSI (i.e. favoráveis aos corais) foram mais frequentes para turf nas paredes dos recifes do arco externo. No geral (para todos os competidores), os valores de PSI variaram entre -2.5 e +2.5, com as menores margens observadas para macroalgas (Figura 463). Antes de 2010 e após 2016, valores positivos de PSI foram mais frequentes nos topos do arco interno, para turf, enquanto valores negativos foram mais frequentes no arco externo, com a tendência inversa entre esses dois períodos. Os topos em Sebastião Gomes (sítio A2) apresentaram os maiores valores de PSI dentre todos os competidores e em todos os sítios. Trata-se do sítio mais diretamente afetado pelas atividades de dragagem de um canal de navegação ao largo de Caravelas, associadas ao aumento de sedimentação e ao declínio nas condições adequadas ao estabelecimento e crescimento saudável de corais. De forma geral, valores positivos de PSI foram sustentados nos topos do arco interno para macroalgas e BCM, este, especialmente após 2012. A variabilidade foi maior entre 2006 e 2009 para todos os sítios. À exceção dos topos dominados por macroalgas em A1 (Pedra de Leste), os valores de PSI coral-zoantídeo para topos do arco interno foram de forma geral positivos, com os maiores valores em A2 (Sebastião Gomes). Nas paredes, BCM e esponjas sustentaram valores positivos no arco interno, exceto por 2010 e 2013 (para ambos os grupos), e 2015 (para esponjas, somente).

Figura 463: Frequência dos valores do índice de mudança de fase (Phase Shift Index – PSI) nos topos (A) e paredes (B). As barras internas e externas ao círculo interno representam valores positivos e negativos de PSI, respectivamente. A escala radial representa a magnitude das mudanças expressas como contagens de valores de PSI para cada competidor: +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor; ++ = perda intermediária de cobertura de corais; + = perda fraca de cobertura de corais; - = ganho fraco de cobertura de corais; --= ganho de corais intermediário; e ---= ganho forte de corais.



Além da dinâmica temporal, exploramos a variação espacial nas composições das assembleias bênticas usando a dispersão (distância média) das amostras em torno de centroides em um espaço multivariado, como medida de diversidade beta (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006). Esses centroides podem representar conjuntos específicos de amostras segregadas por uma ou mais variáveis de interesse. Assim, é possível relacionar se a diversidade beta (variação das observações) responde significativamente a forçantes específicas, o que esclarece potenciais relações de causa-efeito e/ou correlação entre estrutura da comunidade e forçantes ambientais. A relação entre a variação espacial nas comunidades (medida pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis das abundancias relativas transformadas em raiz quarta) e suas potenciais forçantes foi explorada com uma PERMANOVA (análises feitas separadamente para topos e paredes para os mesmos sítios analisados temporalmente). Foi utilizado um conjunto de variáveis ambientais (médias anuais) geralmente associado com mudanças em assembleias bentônicas e disponíveis como produtos de sensoriamento remoto entre 2003 e 2018.

Para os topos, foi detectado um forte efeito geográfico (R2=0.44; p<0.00001), o qual sobrepujou o efeito das outras variáveis (Tabela 116). A identidade do sitio foi uma grande fonte de variação entre as assembleias. A heterogeneidade intragrupo não variou significativamente entre sítios (PERMDISP F = 0.43; p = 0.79). No entanto, ao se excluir os sítios da PERMANOVA e incorporar a variação temporal, a variação global explicada pelas variáveis ambientais foi superior (R^2 = 0.62) (Tabela 116). Estes resultados proporcionam evidencias adicionais de um forte efeito local nas dinâmicas de ambos habitat,

assim como um papel relevante de variações locais de Kd490 e SST, seguidos por um efeito menor (mas ainda significativo) de iPAR e pluviosidade.

Tabela 116: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) sobre o efeito de diferentes forçantes ambientais na variação das comunidades bentônicas (medido pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) dos recifes coralíneos da região de Abrolhos.

	GL	SQ	MQ	F	R2	Pr(>F)
Topos						
Kd490	1	340.81	340.81	19.33	0.16	***
SST	1	90.55	90.55	5.14	0.04	**
iPAR	1	63.03	63.03	3.58	0.03	*
UV	1	82.29	82.29	4.67	0.04	**
Pluviosidade	1	89.17	89.17	5.06	0.04	**
Ano	10	422.20	42.22	2.39	0.2	**
Kd490:Ano	11	323.71	29.43	1.67	0.15	.
SST:Ano	10	339.55	33.95	1.93	0.16	*
iPAR:Ano	7	173.55	24.79	1.41	0.08	0.16
Resíduos	11	193.94	17.63		0.09	
Total	54	2118.81			1.00	
Paredes						
Kd490	1	222.80	222.80	14.75	0.11	***
SST	1	92.38	92.38	6.12	0.04	***
iPAR	1	42.60	42.60	2.82	0.02	*
UV	1	68.57	68.57	4.54	0.03	**
Pluviosidade	1	16.47	16.47	1.09	0.01	0.35
Ano	10	656.41	65.64	4.35	0.31	***
Kd490:Ano	11	260.31	23.66	1.57	0.12	.
SST:Ano	10	364.57	36.46	2.41	0.17	**
iPAR:Ano	7	208.85	29.84	1.98	0.1	*
Resíduos	11	166.12	15.10		0.08	
Total	54	2099.07			1.00	

As assembleias variaram significativamente ao longo dos anos (R^2=0.20; p=0.005) e a influência das variáveis ambientais também teve interação significativa com o tempo, já que inclusão do termo de interação aumentou significativamente o poder global de explicação. Temperatura da água (SST) e turbidez (Kd490) foram as variáveis mais influentes. Enquanto a turbidez foi a variável mais importante, a alta contribuição de SST, UV e iPAR e, especialmente, suas interações com o tempo (R2 = 0.16, p = 0.02), parece se relacionar aos eventos de temperaturas anômalas observadas durante ondas de calor no período de estudo (TEIXEIRA et al., 2019).

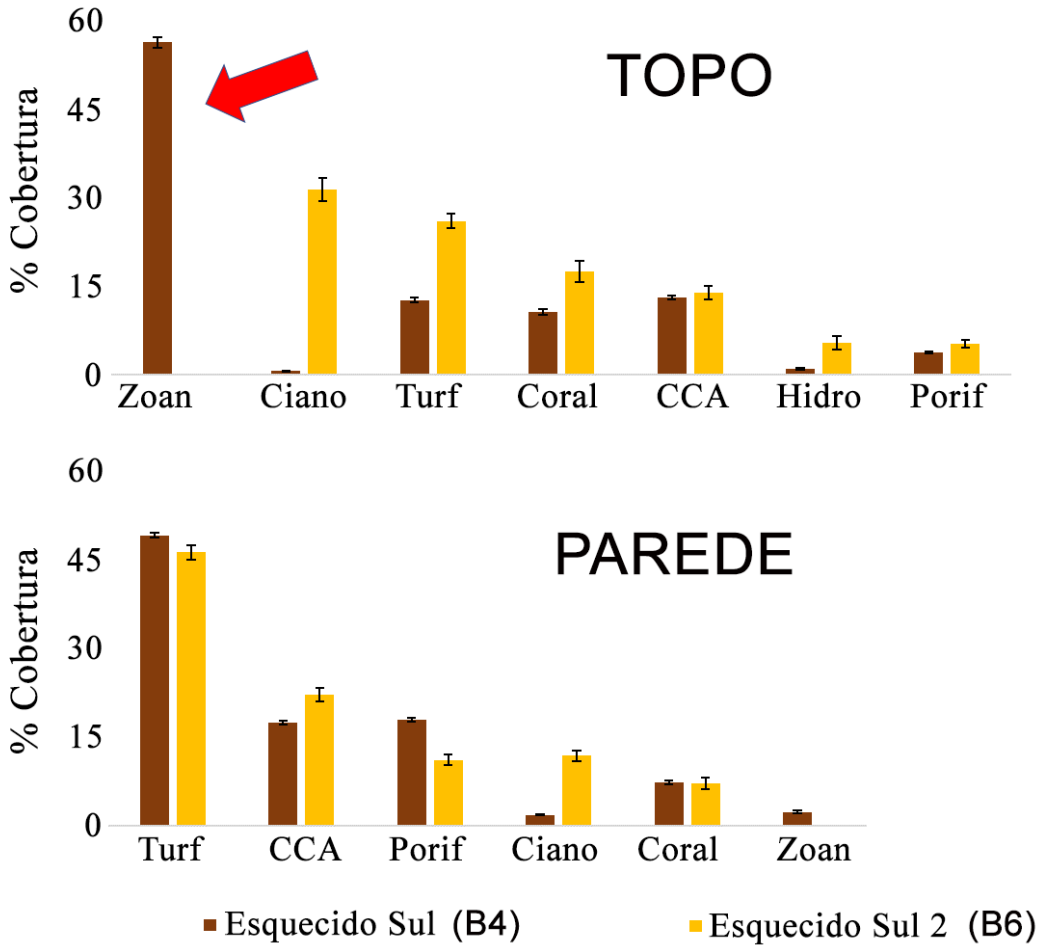
Nas paredes, a dispersão intragrupo (PERMDISP, F=5.21; p = 0.001) foi significativamente maior do que aquela observada para os topos. Ainda assim, a identidade de sítio permaneceu como uma

importante fonte de variação. Assim como observado para os topos, a inclusão dos sítios sobrepujou o efeito de outras variáveis. Mais uma vez, a interação entre variáveis ambientais e o tempo foi significativa e aumentou o valor global de variação explicada. Turbidez e SST se mantiveram como as variáveis mais importantes. Dessa forma, essas duas variáveis parecem ter um papel preponderante na estruturação temporal (decadal) das comunidades bentônicas sésseis de topo e parede na Área A. A dinâmica de ambas as variáveis é alterada por atividades humanas globais e locais, o que reforça a necessidade de ações de monitoramento e medidas de mitigação a possíveis impactos antrópicos sobre essas comunidades recifais. A degradação mais acelerada do recife Sebastião Gomes (A2), em função de aporte crônico de turbidez e sedimentação aumentada ao longo da última década, chama atenção para a necessidade de monitorar os efeitos e controlar as fontes de turbidez na Área B (Recifes Esquecidos), cuja trajetória pode ser fortemente influenciada, em escalas temporais longas, pelas consequências do rompimento da barragem.

Estrutura e dinâmica de curto prazo nas Áreas A (PARNAM ABROLHOS E ADJACÊNCIAS) e B (RECIFES ESQUECIDOS)

Esse bloco de resultados contrasta a cobertura de duas áreas [controle imperfeito (A) *vs* impacto (B)] que possuem estruturas recifais submersas ou semi-submersas (chapeirões e bancos recifais), com base em dados obtidos entre novembro de 2018 e março de 2020, período em que ambas as áreas foram monitoradas sazonalmente e com metodologia e esforço compatíveis. Assim como no bloco anterior, não foram consideradas as amostras do sítio A5, um recife em franja no Arquipélago dos Abrolhos. Esclarecemos também que o sítio A7, no Parcel dos Abrolhos, não consta dos relatórios anteriores porque não faz parte da malha inicial do PMBA/FEST. No entanto, os dados desse sítio, adquiridos na malha do PELD Abrolhos, foram processados ao longo de 2020 e incorporados nas análises. Ressaltamos também que, para a Área B, foram incluídos dados de um sítio adicional (B6) localizado na parte sul dos Recifes Esquecidos, que era anteriormente coberta apenas pelo sítio B4. Esse sítio adicional foi amostrado apenas em março de 2020. Essa adição, proposta e implementada na chamada etapa de "transição", se mostrou pertinente tanto em função da ampliação no conhecimento acerca da distribuição e da estrutura das comunidades bênticas da região de estudo, quanto para a interpretação dos dados do sítio B4, cujos topos são dominados por zoantídeos. Com a inclusão desse novo sítio (B6) na malha, fica enfraquecida a ideia de que a dominância de zoantídeos nos topos do sul dos Recifes Esquecidos é diretamente relacionada ao rompimento da barragem, uma vez que outros pináculos da porção sul dos Recifes Esquecidos não apresentaram essa característica (Figura 464). As paredes do sítio B6, por outro lado, foram igualmente dominadas (~50%) por turf (Figura 464) e se assemelham às do sítio B4. Além de representar um aprimoramento na malha e na abordagem do monitoramento recifal, esses resultados confirmam a ideia de que contrastes espaciais são mais limitados do que séries temporais para a detecção de impactos sobre assembleias recifais bênticas.

Figura 464: Cobertura dos recifes nos sítios B4 (média e SE, 2017-2020) e B6 (média e SE, 2020), no sul dos Recifes Esquecidos (Área B). A seta indica valores extremos na cobertura por zoantídeos (também reportada por MAZZEI et al., 2017).



Com relação à cobertura dos topos, as amostras da Área B (Recifes Esquecidos) foram notavelmente dissimilares em relação às da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), tendo sido discriminadas principalmente ao longo do primeiro eixo da dbRDA, onde apresentaram menores escores (Figura 465). Ao mesmo tempo, as amostras da Área B apresentam características intermediárias com relação às da Área A, evidenciadas pela segunda dimensão da dbRDA, apresentando escores intermediários com relação àqueles das amostras dos recifes costeiros (menores escores) e offshore (maiores) da Área A. Além disso, a dinâmica temporal dos topos da Área B foi bastante intensa (associada ao segundo eixo da dbRDA), de forma análoga ao observado nos recifes costeiros da Área A (observe deslocamento temporal das amostras dos sítios A1 e A2 e dos sítios da Área B) (Figura 465). Por outro lado, os topos dos recifes offshore (A3 e A4) e Timbebas (A6), protegidos pelo PARNAM e menos submetidos a forçantes terrígenas, apresentaram menor deslocamento temporal relativo em relação aos topos dos Recifes Esquecidos e dos recifes costeiros da Área A. Nessa escala espacial, relativamente ampla, a distância entre os conjuntos recifais (colinear com latitude) e a turbidez se apresentam como as variáveis mais influentes na estruturação e na dinâmica das assembleias de topo (Tabela 117).

A segregação espacial das amostras das paredes das Áreas A e B é mais complexa do que a dos topos, sendo associada ao eixo diagonal da latitude (= distância entre os dois conjuntos recifais) no diagrama de ordenação (Figura 466). Vale ressaltar que essa discriminação é evidenciada pelas duas dimensões da dbRDA, em cujo diagrama as amostras da Área B (Recifes Esquecidos) estão concentradas no quadrante superior esquerdo (i.e., menores e maiores escores nas dimensões 1 e 2, respectivamente) (Figura 466). A magnitude da variação temporal nas assembleias das paredes tendeu a ser maior do que a dos topos, e também foi mais similar entre as áreas. Além disso, esteve associada a um conjunto mais amplo de variáveis explanatórias que, assim como no caso dos topos, incluem a turbidez (Tabela 118). Esse conjunto maior de variáveis explanatórias associadas significativamente à estrutura das assembleias das paredes revela, nos ambientes mais sombreados das paredes, uma atuação mais importante de variáveis associadas ao contexto oceanográfico, que é regionalmente heterogêneo (e.g. SST e a própria magnitude e intensidade de plumas túrbidas, associadas ou não ao rompimento da barragem).

Com a exceção do sítio B4, no sul dos Recifes Esquecidos, cuja singularidade foi discutida acima, a categoria bêntica dominante nos topos de todos os sítios foi turf, seguido por macroalgas ou zoantídeos nos recifes costeiros da Área A (PARNAM Abrolhos e Adjacências), e por corais e zoantídeos na Área B e nos recifes offshore da Área A (Figura 467). As maiores magnitudes de variação na cobertura bêntica dos topos foram registradas nos dois recifes costeiros da Área A (Figura 467). Nesses sítios a cobertura de macroalgas e turf oscilou de forma aguda em A1, e zoantídeos foram preponderantes em A2 (recife Sebastião Gomes), um sítio que interage com a operação de dragagem de um canal de navegação em Caravelas. Os padrões de dominância nas paredes foram mais heterogêneos (Figura 468), destacando-se a contribuição expressiva de corais em diversos sítios, invariavelmente associada à dominância de *Montastraea cavernosa,* e a maior contribuição de esponjas (Porifera) na Área B. A magnitude da variabilidade temporal nas paredes de ambas as áreas foi equivalente. Não evidenciamos efeitos diretos do rompimento da barragem na estrutura das comunidades recifais bênticas, mas a série de dados é curta e não permite uma conclusão definitiva. Além disso, as análises em nível de organismos apontam diversas interações fisiológicas com a pluma e aporte de contaminantes. Ressaltamos que, para a Área A, controle imperfeito para os efeitos do rompimento, mudanças significativas no nível de comunidades, inclusive como resposta a estressores antropogênicos (e.g. dragagem), se processaram ao longo de escalas temporais amplas.

Figura 465: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de topos, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

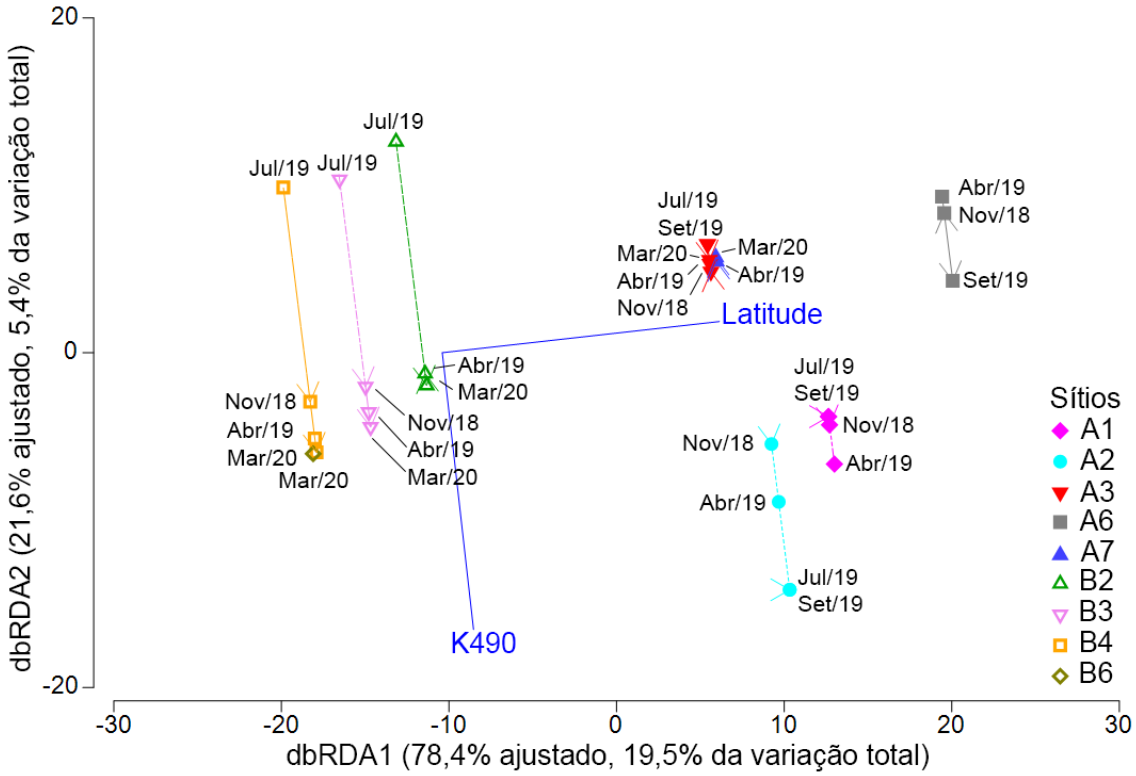


Tabela 117: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura dos topos dos recifes amostrados no âmbito do PMBA/FEST (curto prazo).

Testes Marginais				
	SS	**Pseudo-F**	**P**	**Prop.**
K490 (2)	2928,6	3,2479	0,0365	0,10394
Ipar (3)	373,95	0,37661	0,7702	0,013272
SST (4)	157,55	0,15744	0,9455	0,0055915
UV (5)	70,946	0,070681	0,9936	0,002518
Latitude (6)	5476,4	6,7552	0,0017	0,19436
Melhores Soluções Globais				
AIC	R^2	RSS	No.Vars	Seleções
202,77	0,24879	21166	2	2;6
202,87	0,19436	22700	1	6
204,32	0,26	20850	3	2;3;6
204,47	0,20499	22400	2	3;6
204,47	0,25618	20958	3	2;4;6

Figura 466: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de paredes, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

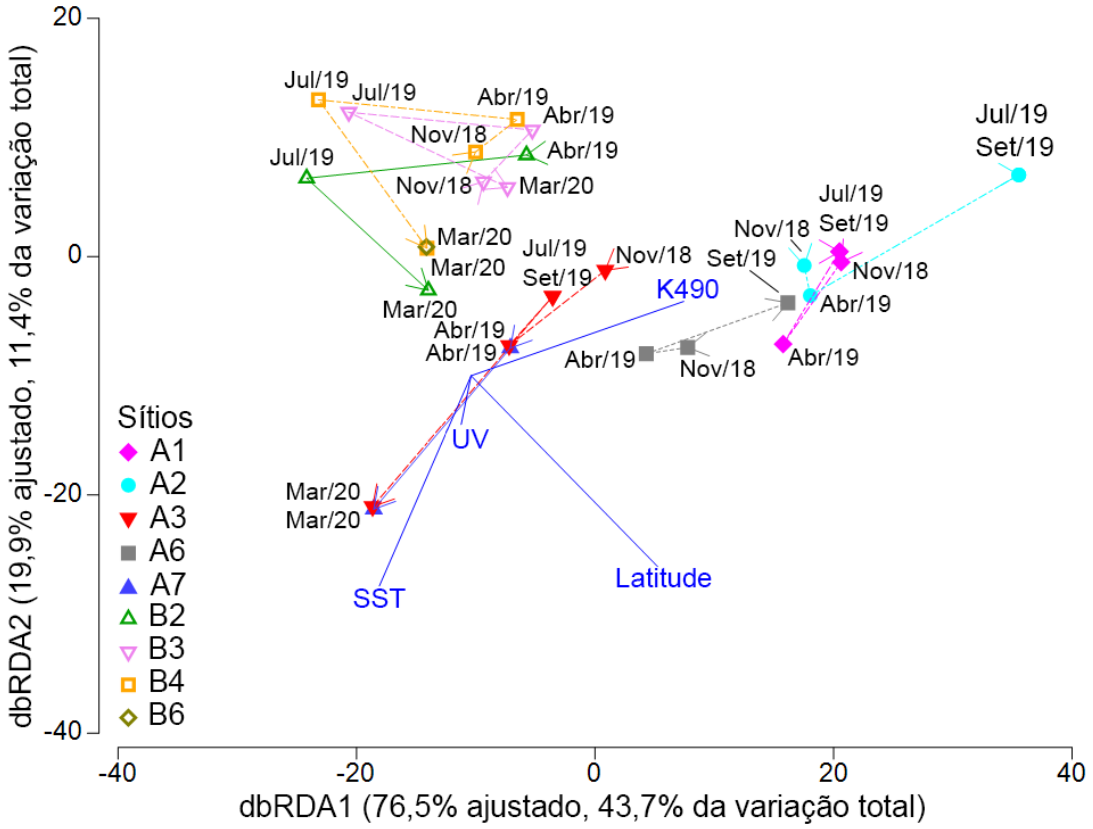


Tabela 118: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura das paredes dos recifes dos recifes amostrados no âmbito do PMBA/FEST (curto prazo).

Testes Marginais				
	SS	**Pseudo-F**	**P**	**Prop.**
K490 (2)	7025,5	16,383	0,0001	0,36912
Ipar (3)	901,23	1,3917	0,2307	0,047351
SST (4)	432,69	0,65135	0,5449	0,022734
UV (5)	102,3	0,15132	0,9511	0,0053751
Latitude (6)	**4560,4**	**8,8229**	**0,0006**	**0,2396**
Melhores Soluções Globais				
AIC	**R^2**	**RSS**	**No.Vars**	**Seleções**
178,14	0,57181	8149,7	4	2;4-6
179,71	0,57791	8033,6	5	2-6
180,09	0,54305	8697,1	4	2;3;5;6
181,16	0,49372	9635,9	3	2;4;5
181,56	0,48701	9763,7	3	2;3;6

Figura 467: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos dos recifes das áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) e representação dos mesmos dados em um diagrama de NMDS.

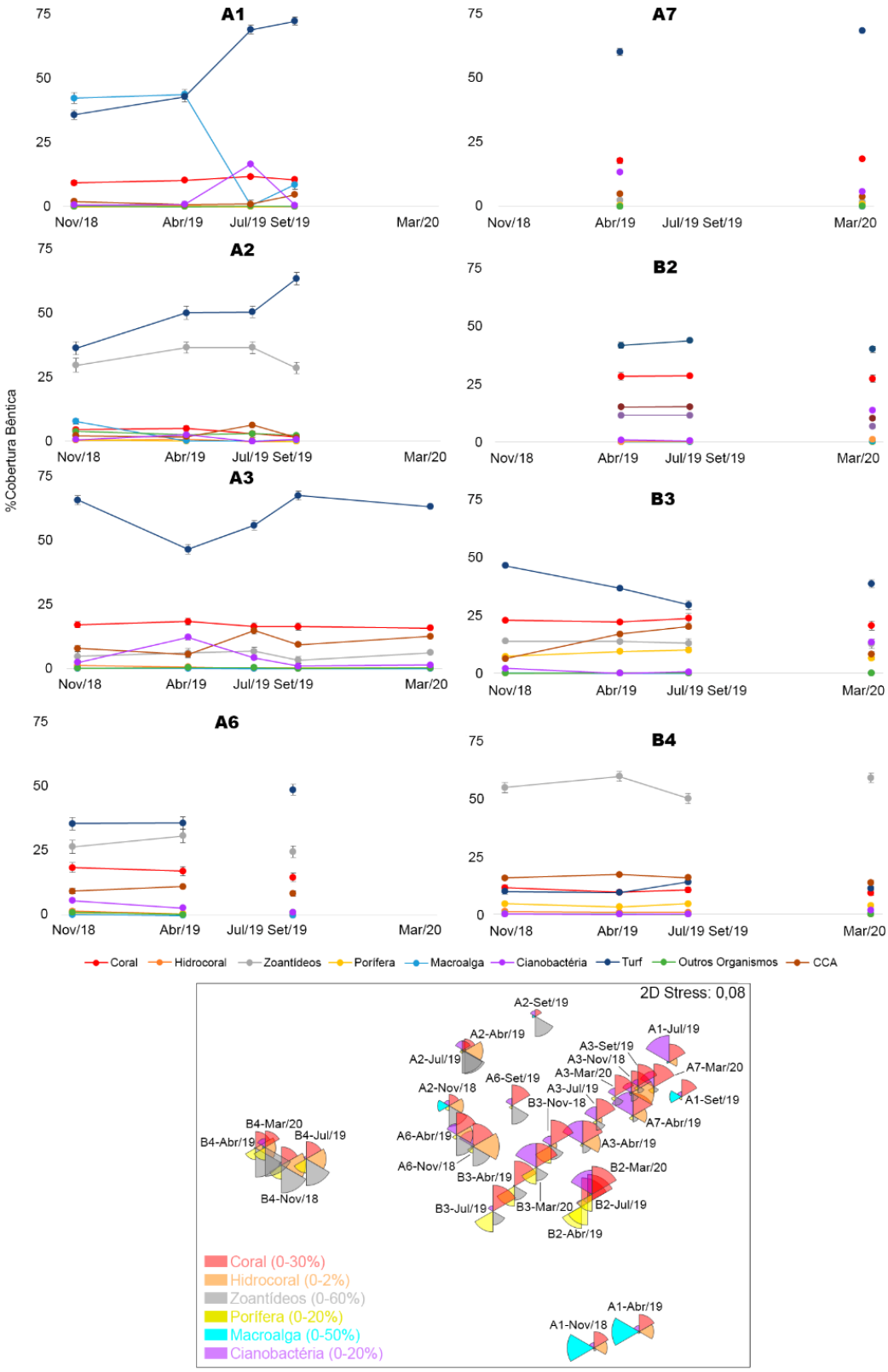
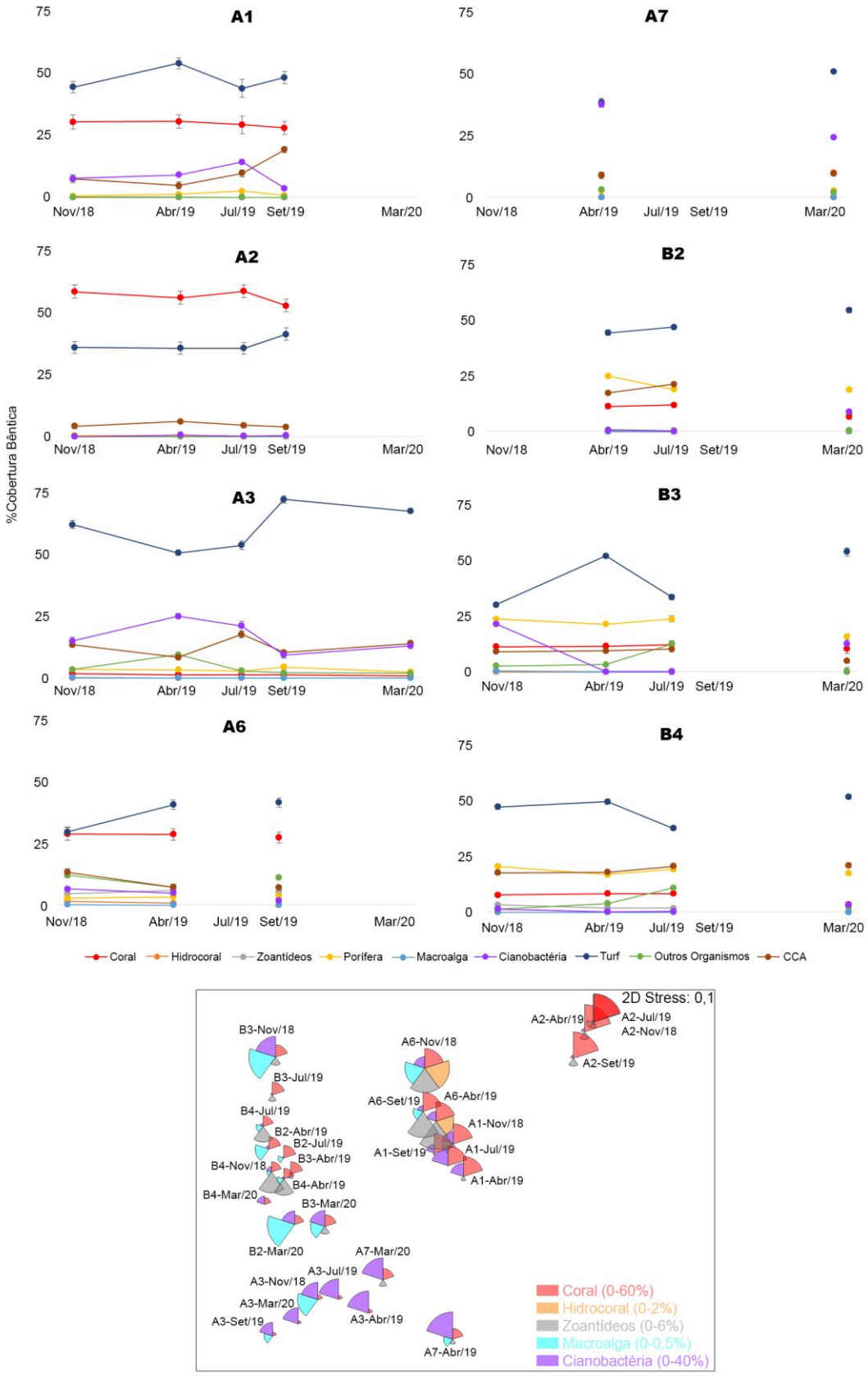


Figura 468: Abundância dos principais grupos bentônicos nas paredes dos recifes das áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2019 (curto prazo) e representação dos mesmos dados em um diagrama de NMDS.



Análise espacial de comunidades bênticas em múltiplas escalas - Fotogrametria

Uma vez que a complexidade do habitat é determinante na dinâmica de suas comunidades (GRAHAM; NASH, 2013), técnicas tradicionais de monitoramento com base em imageamento bidimensional nem sempre se adequam para aquisição de dados de cobertura em ambientes muito tridimensionais. Com o objetivo de aumentar a resolução do monitoramento das comunidades recifais, foram aplicadas técnicas de fotogrametria que representam o estado da arte do mapeamento de paisagens subaquáticas. Trata-se de uma ação implementada no âmbito da chamada "transição". A fotogrametria consiste na reconstrução tridimensional de um cenário a partir de um grande número de fotografias tomadas a partir de diferentes ângulos (FIGUEIRA et al., 2015). Essa técnica, originalmente desenvolvida para aplicações terrestres, foi introduzida para utilização subaquática por arqueólogos (POLLIO, 2006), e mais recentemente começou a ser utilizada por ecólogos, permitindo inclusive avaliar o crescimento de corais escleractíneos (MARRE et al., 2019; REICHERT et al., 2016). Tendo em vista que a complexidade estrutural e a acresção da matriz recifal são determinantes para manutenção funcional dos recifes, a fotogrametria é uma técnica com imenso potencial para programas de monitoramento nesses ambientes (DONE, 1997).

As primeiras aplicações da técnica realizadas no âmbito do subprojeto Fundos Recifais permitiram a visualização das comunidades recifais de chapeirões por meio de uma abordagem em multi-escala jamais feita no Atlântico Sudoeste. Os contrastes entre os recifes costeiros (Figura 469) e offshore (Figura 470) da Área A, foram acessados em uma resolução tridimensional, permitindo identificar padrões de distribuição dos organismos em relação à borda do recife, pequenas bacias sedimentares e diferentes profundidades. Destaca-se ainda a viabilidade de mapeamento das interações coral-alga e coral-sedimento, capazes de elucidar processos chave relacionados à saúde da assembleia de corais. A técnica também permitiu a identificação das diferentes coortes de diversas espécies de corais e a extração de dados acerca da demografia das populações que compõem as comunidades dos chapeirões. Por fim, o acompanhamento individual de colônias de diferentes espécies permitiu monitorar a evolução de parâmetros de saúde dos corais, sendo possível assim relacioná-los com possíveis estressores (veja item 1.1.9.5.6.1). Com a interrupção dos trabalhos, essa frente de trabalho continuará sendo desenvolvida como tema de pesquisa da equipe executora.

Figura 469: Fotogrametria de um recife costeiro (Pedra de Leste, A1) para mapeamento de paisagem subaquática em alta resolução. Painel A: imageamento da cobertura recifal em uma extensa área através de ortofotos. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.

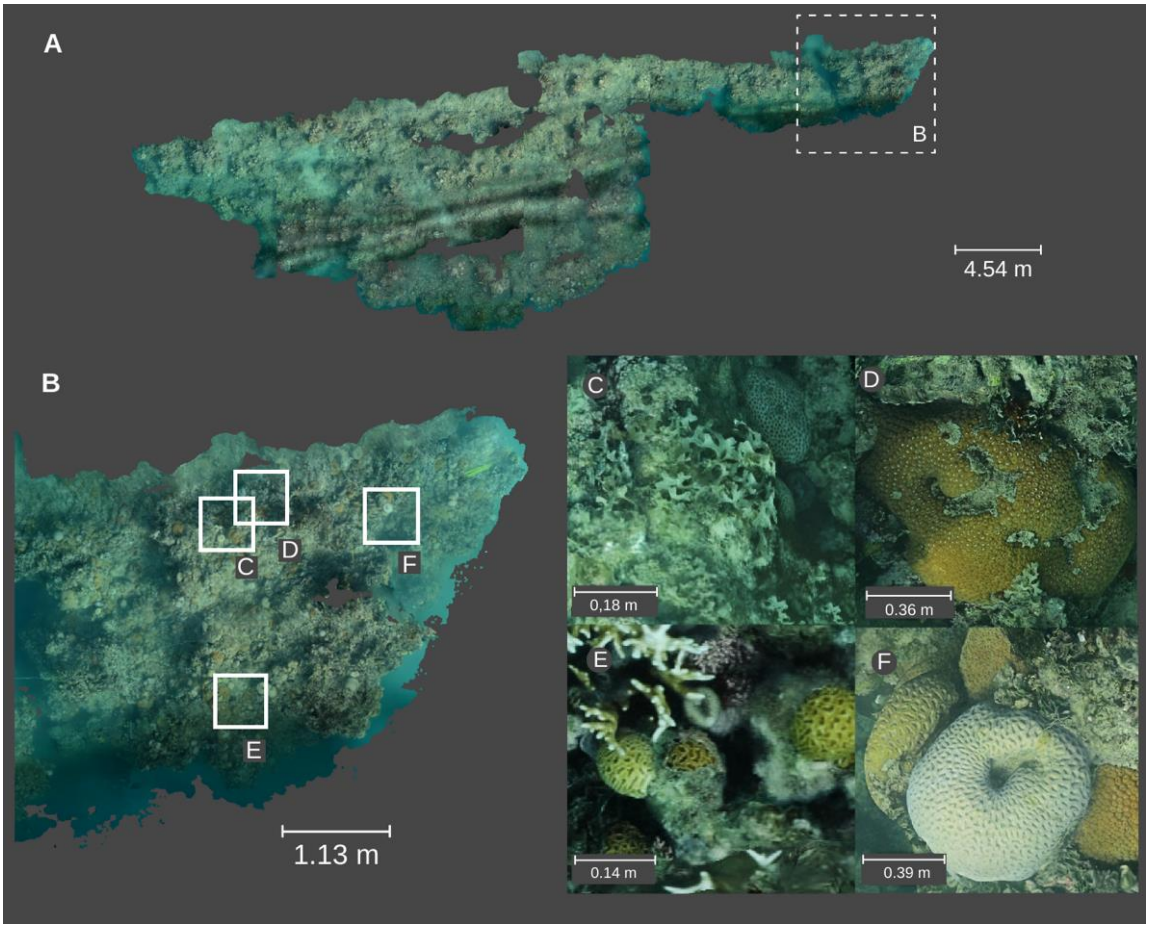
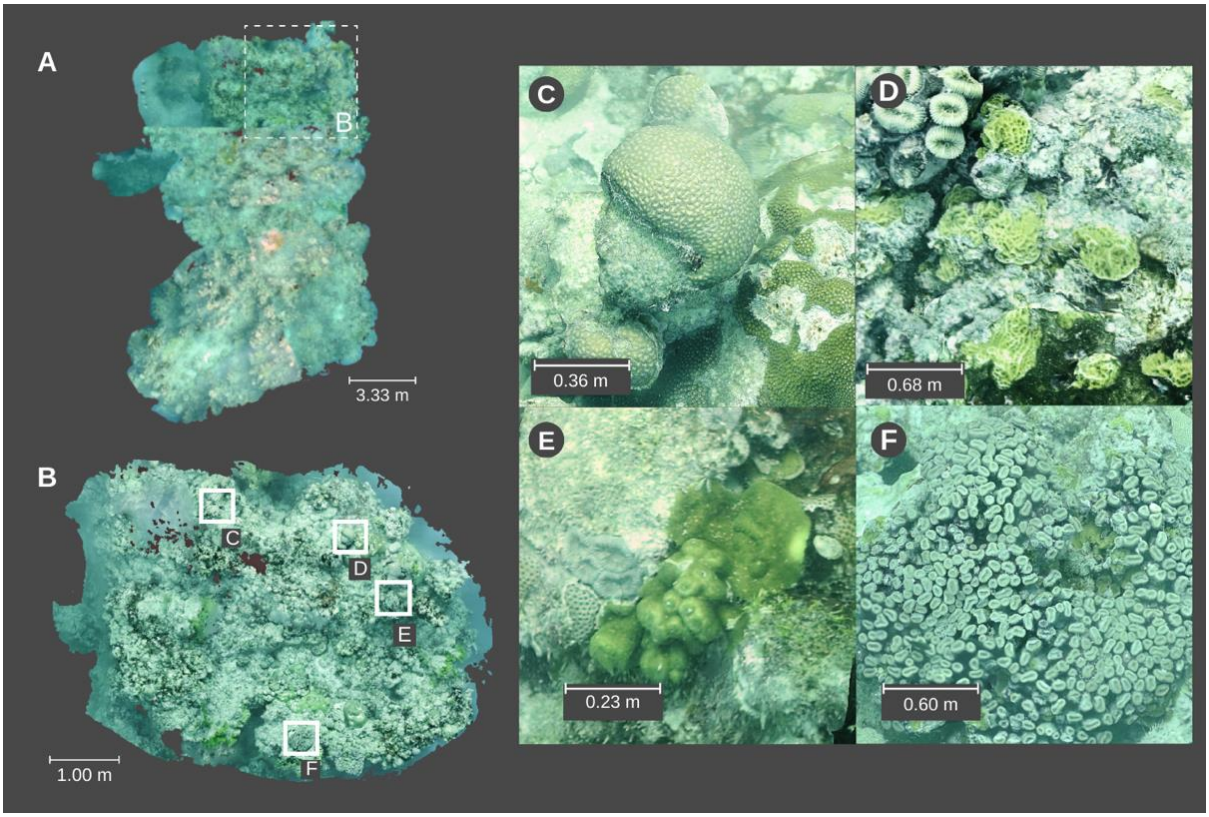


Figura 470: Fotogrametria de um recife offshore (Parcel dos Abrolhos, B5) para mapeamento de paisagem subaquática em alta resolução. Painel A: imageamento da cobertura recifal em uma extensa área através de ortofotos. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.



1.1.9.5.6 Respostas de organismos ao ambiente

1.1.9.5.6.1 Fotobiologia de corais e caracterização de simbiontes

Os corais escleractíneos são reconhecidos por estabelecerem simbiose com microalgas (dinoflagelados da ordem Symbiodiniaceae) genericamente denominadas de zooxantelas. Estas microalgas fornecem fotossintatos ricos em energia para o hospedeiro que, por sua vez, proporciona proteção e nutrientes essenciais (BAKER, 2003). O fluxo de metabólitos entre zooxantela e coral contribui com o processo de calcificação do coral, através de um mecanismo conhecido como calcificação aumentada pela luz. Esse papel catalisador das zooxantelas permite altas taxas de deposição de carbonato de cálcio e a acreção continuada das estruturas recifais (ILUZ; DUBINSKY, 2015). O balanço entre acreção e erosão tem forte influência sobre a evolução da paisagem recifal e, em última instância, assegura a manutenção dos serviços desse ecossistema (PERRY et al., 2012).

A fotoaclimatação é um aspecto chave desse bloco de resultados do projeto, e deve ser interpretada como a plasticidade dos organismos, em nível molecular, celular e morfológico, em resposta a diferentes ambientes de luz. Além da plasticidade morfológica dos esqueletos dos corais (e.g. predominância de formas mais tabulares em ambientes de baixa luminosidade), a concentração de pigmentos clorofilianos e da densidade de zooxantelas também pode ser alterada/regulada para

captação de mais ou menos energia luminosa (FITT; COOK, 2019; WINTERS et al., 2009). Os pigmentos carotenóides, por exemplo, tem a função de mitigar a sobrecarga do fotossistema, dissipando energia e permitindo a aclimatação de organismos a ambientes de alta irradiância. Por outro lado, quando se trata de pouca luz, a concentração de clorofila celular aumenta, no sentido de maximizar a captação da mesma (ILUZ; DUBINSKY, 2015). A capacidade de fotoaclimatação é condicionada, portanto, por características intrínsecas do holobionte (i.e. hospedeiro e simbiontes) e, portanto, é influenciada diretamente pela composição da comunidade de fotossimbiontes (i.e. endossimbiontes fotossintetizantes). As características específicas de cada táxon de zooxantelas determinam boa parte da tolerância do holobionte, como um todo, no que se refere a eficiência na captação da luz, fotoproteção e termotolerância (BAKER, 2003; LAJEUNESSE et al., 2018). Trata-se, portanto, de uma dimensão crítica do conhecimento necessário não apenas para o entendimento da resposta dos corais a plumas de sedimentos e contaminantes, mas também para que se possa embasar medidas de restauração efetivas em ambientes recifais coralíneos.

Regimes de luz

Nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), os recifes estão sujeitos a regimes distintos de turbidez, gerados por plumas de material em suspensão oriundas do aporte continental e da ressuspensão do sedimento (ver mapa regional de turbidez no item 1.1.9.5.1). Além disso, as estruturas recifais variam quanto à profundidade e morfologia, influenciando diretamente a incidência luminosa sobre os corais (TEIXEIRA et al., 2019). Por exemplo, os chapeirões, típicos do Parcel dos Abrolhos (Figura 459), possuem topos iluminados com amplos platôs e paredes sombreadas caracterizadas por superfícies verticais (BASTOS et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2019). A combinação entre a morfologia do recife e o regime de turbidez resulta numa enorme diversidade de microambientes de luz na região de estudo. Assim como a temperatura, o ambiente luminoso também varia sazonalmente (maior ou menor ângulo de incidência dos raios solares), com variação nos períodos diários de iluminação.

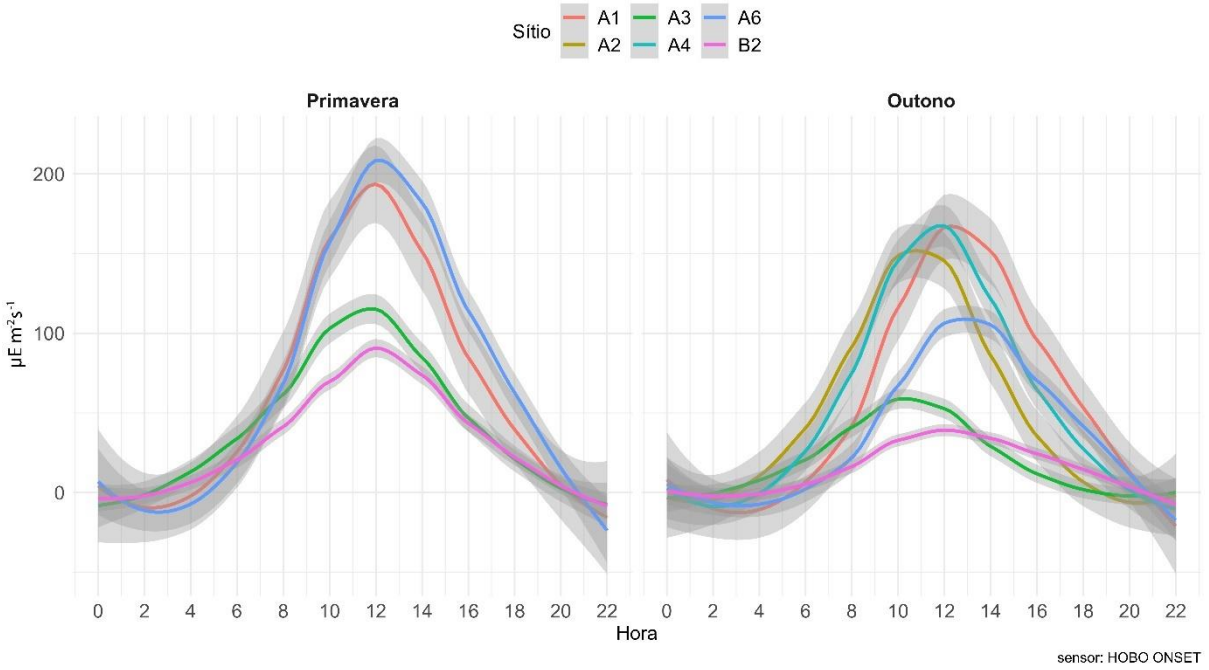
A caracterização geral do regime de luz nos recifes foi feita através de medidas *in situ* por sensores de luminosidade (HOBO) fundeados em sítios estrategicamente distribuídos na malha amostral (veja item 1.1.9.5.1). Essas medidas foram agrupadas em valores médios de irradiância.hora^{-1}, em dois blocos temporais, e revelaram heterogeneidade espacial relevante. Por exemplo, na primavera/verão os sítios mais rasos e costeiros (A1, A6) apresentaram irradiâncias máximas duas vezes maiores do que aquelas registradas nos sítios mais profundos (A3, B4) (Figura 471). A sazonalidade (primavera/verão *vs* outono/inverno) também foi intensa nos sítios mais profundos, os quais apresentaram, no outono/inverno, decréscimo da irradiância máxima incidente pela metade, além de diminuição mais intensa no período de irradiância diária acima de 50µmol. m^{-2}.s^{-2}. Além dos dados dos sensores *in situ*, foram feitas correlações entre a profundidade ótica (K490 * batimetria) e a irradiância mensal (iPAR), com dados derivados de sensoriamento remoto. A irradiância foi maior em fevereiro de 2020, em todos os sítios, e as menores profundidades óticas foram registradas nos Recifes Esquecidos, na Área B (Figura 472). Os menores valores de irradiância foram observados entre abril e setembro de 2019, e a

campanha de novembro de 2018 apresentou valores intermediários. O ambiente de maior luminosidade foi observado no sítio A4, Portinho Norte (Arquipélago dos Abrolhos), ao passo que o sítio menos luminoso foi B4, no sul dos Recifes Esquecidos.

Fotossistemas e pigmentos

A transformação de energia luminosa em energia fotoquímica representa a força motriz dos ecossistemas. Como as plantas, zooxantelas realizam fotossíntese oxigênica convertendo energia eletromagnética em energia química, em organelas denominadas cloroplastos. O aparato fotossintético de cada uma dessas organelas inclui um conjunto de fotossistemas, compostos por complexos coletores de luz e centros de reação. Este aparato é responsável pela transformação da energia, posteriormente utilizada para a fixação de CO_2 e nutrientes inorgânicos (e.g. NO^{3-} e NH_4^+), em compostos orgânicos (ILUZ; DUBINSKY, 2015). Assim como a maioria dos fotossintetizantes oxigênicos, as zooxantelas possuem a clorofila a (Chla) como pigmento principal e a clorofila c2 (Chlc2) e carotenóides como pigmentos acessórios. Além de coletar a energia luminosa em regiões do espectro da luz visível, onde a Chla é pouco eficiente, os pigmentos acessórios também podem ter função de fotoproteção. Os carotenóides, pigmentos constituídos por carotenos e xantofilas, possuem um papel de fotoproteção, defendendo as clorofilas contra os efeitos da foto-oxidação e sua consequente degradação (ROWAN, 1989). Os pigmentos e seus derivados fornecem informações importantes sobre a biomassa, identidade, produtividade e estado fisiológico dos fotoautótrofos (NEVEUX et al., 1990).

Figura 471: Caracterização do regime médio de luz ao longo do dia, para os sítios amostrados nas áreas A e B, por duas estações do ano (primavera de 2019, e outono de 2019). Os dados foram coletados por sensores HOBO instalados no topo dos chapeirões.

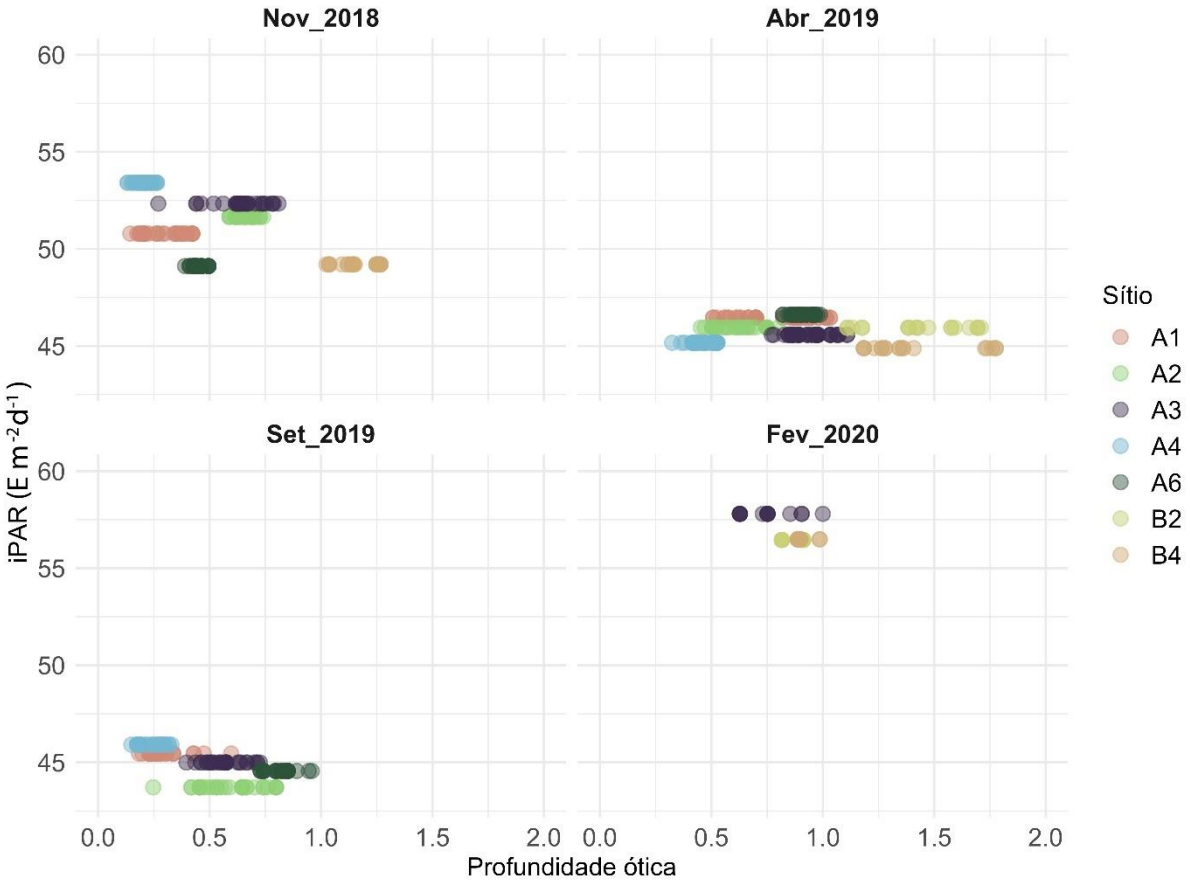


A concentração de Chl*a* é amplamente utilizada na determinação da biomassa total em ambientes aquáticos, pois além de estar presente em todos os organismos marinhos fotoautotróficos produtores de O_2 (com exceções, e.g. *Prochlorococcus marinus*), sua quantificação não necessita da separação das microalgas do material particulado (NEVEUX et al., 1990; NEVEUX; LANTOINE, 1993) ou dos tecidos de corais que abrigam os simbiontes. No ambiente marinho, as clorofilas se degradam principalmente sob efeito da senescência e morte celular, degradação microbiana, herbivoria e foto-oxidação (PORRA et al.; 1997). A primeira etapa da degradação ocorre ou com a perda do átomo central de Mg, ou com a hidrólise do grupo fitol. No primeiro caso, as clorofilas são transformadas em feofitinas, ao passo que no segundo caso elas são convertidas em clorofilidas. A perda dos dois elementos leva à formação de feoforbídeos (ROWAN, 1989). A eliminação do fitol da molécula de clorofila não modifica os espectros de absorção e fluorescência em relação aos pigmentos de origem. Similarmente, as feofitinas e feoforbídeos apresentam espectros quase idênticos. Assim, estes pigmentos de degradação foram aqui agrupados e denominados, coletivamente, de feopigmentos.

Durante o período de estudo, as concentrações de Chl*a* nos corais mostraram importantes variações espaciais e temporais. As maiores e menores biomassas clorofilianas foram observadas em novembro de 2018 e abril de 2019, respectivamente (Figura 473). Esse último período foi caracterizado por uma anomalia térmica positiva severa e pelo branqueamento em massa de corais. A degradação dos fotossistemas nesse período anômalo, refletida nos parâmetros fotossintéticos e na redução pronunciada das concentrações de zooxantelas, resultaram numa drástica redução dos teores de Chl*a*

por unidade de área dos corais. Tais reduções nas concentrações de pigmentos clorofilianos (Chl*a* e Chlc_2) estão associadas a processos de foto-oxidação, redução nas densidades de zooxantelas (AMBARSARI et al., 1997; VENN et al., 2006) e redução na concentração de pigmentos (KLEPPEL et al., 1989). Durante o estresse térmico, as espécies mais afetadas foram *M. cavernosa*, *M. braziliensis* e *P. caribeorum* que, em comparação com a campanha de novembro de 2018, apresentaram decréscimos de 69%, 75% e 84% nas médias de concentração de Chl*a*, respectivamente. As outras espécies de corais apresentaram redução entre 41% e 52% na biomassa clorofiliana das suas zooxantelas. Reduções dessa ordem foram registradas em corais totalmente branqueados, em estudos realizados no Oceano Pacífico (AMBARSARI et al., 1997).

Figura 472: Caracterização do regime de luz dos sítios amostrados nas áreas A e B, nas campanhas de novembro 2018, abril e setembro 2019, e fevereiro 2020. A irradiância média (iPAR), obtida por sensoriamento remoto, foi plotada em função da profundidade ótica da amostra de coral coletada.



Após a anomalia térmica, as médias das concentrações de Chl*a* tenderam a aumentar, mas geralmente sem atingir os níveis de novembro de 2018. Somente os corais *M. harttii e M. hispida,* juntamente com o zoantídeo *P. caribaeorum,* apresentaram em alguns sítios, concentrações de Chl*a* médias superiores às registradas em novembro, indicando uma clara recuperação após o branqueamento (abril de 2019). De maneira geral, as variações temporais nas concentrações de Chl*a* são convergentes com os dados

de densidades de zooxantelas, que também apresentaram acentuada redução durante o branqueamento, seguidas por aumentos nas campanhas subsequentes, sem alcançar os valores iniciais. Assim como observado nas variações temporais das concentrações de Chl*a*, 90% das médias das razões Chlc_1+c_2/Chl*a* (exceto em *P. caribaeorum*) decresceram em abril de 2019, durante o branqueamento em massa (Figura 473). Esta redução parece ter sido mais associada à uma queda na densidade de zooxantelas (Figura 474) do que à degradação da Chlc_1+c_2 em relação a Chl*a*, visto que as vias de degradação e os efeitos sobre cada pigmento são os mesmos. Assim, as reduções nas concentrações desses pigmentos pela degradação devem ser equivalentes, o que não alteraria as proporções entre eles.

Figura 473: Razão de clorofilas c1 e c2 de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.

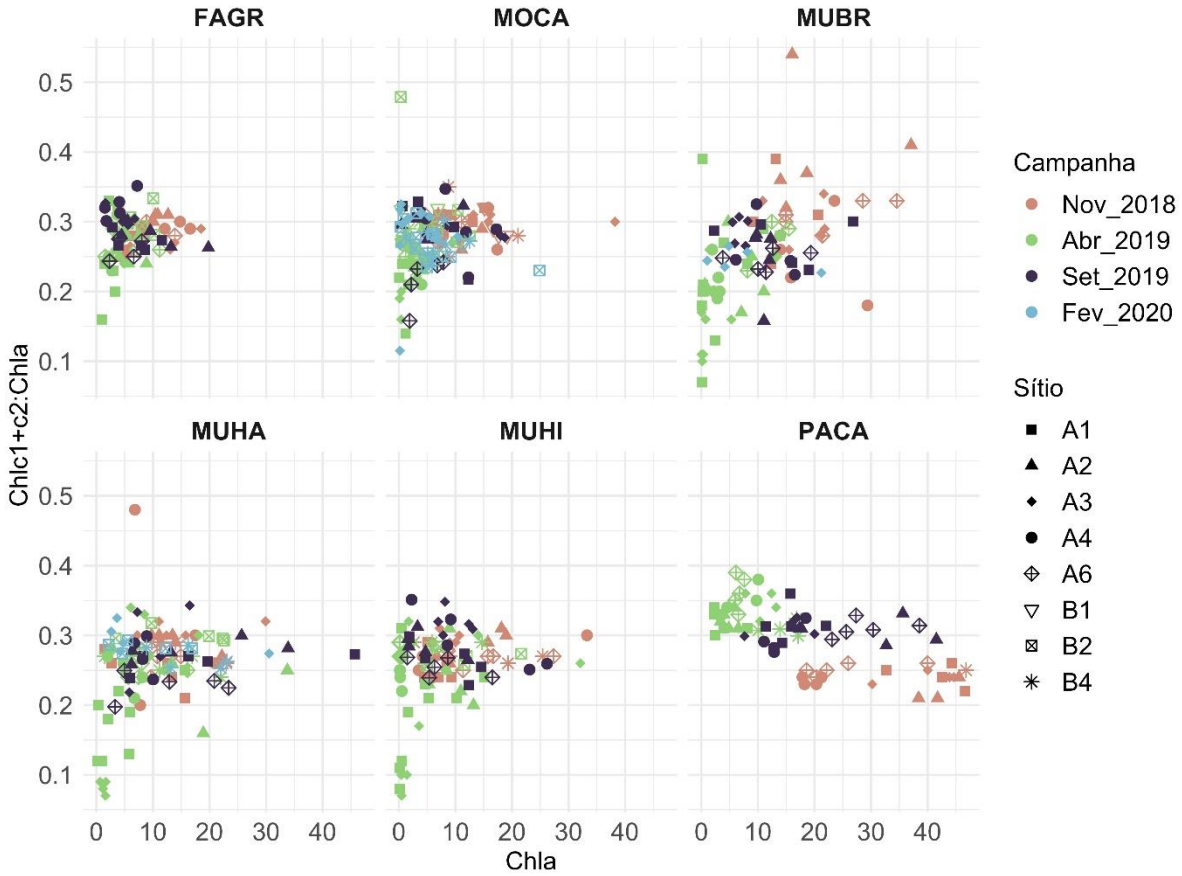
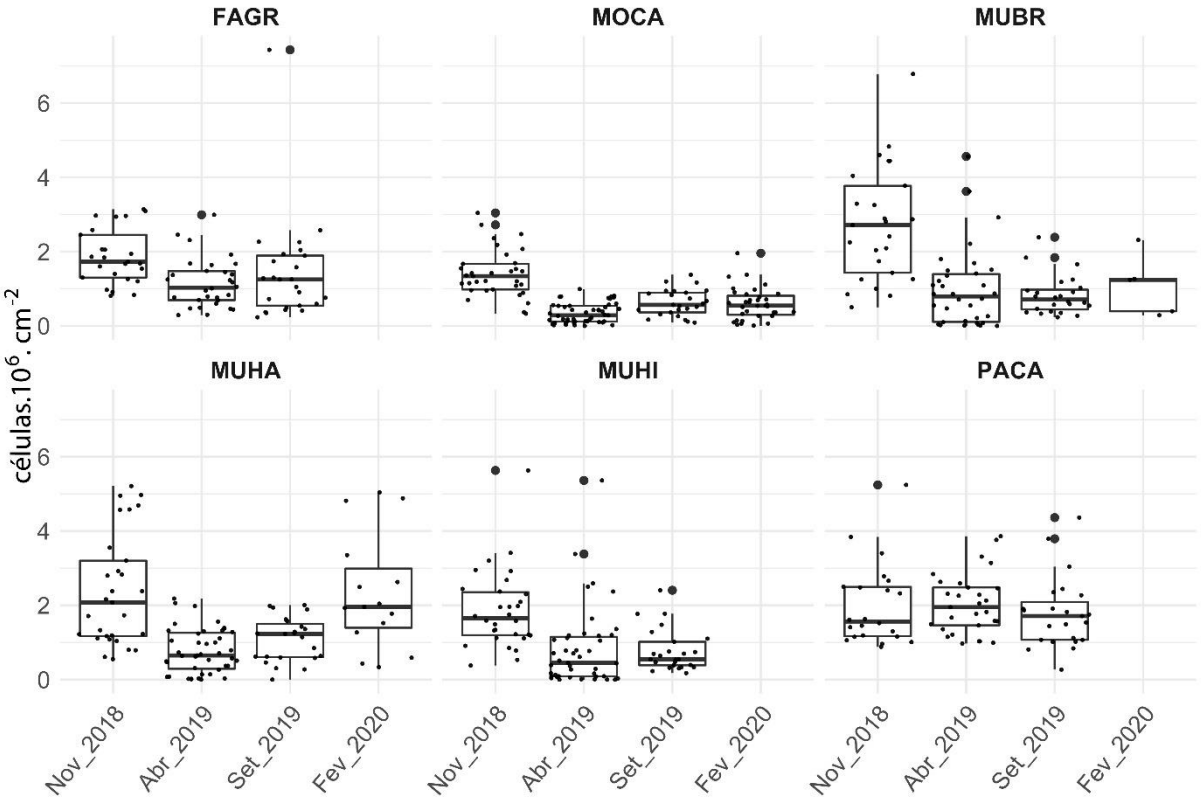


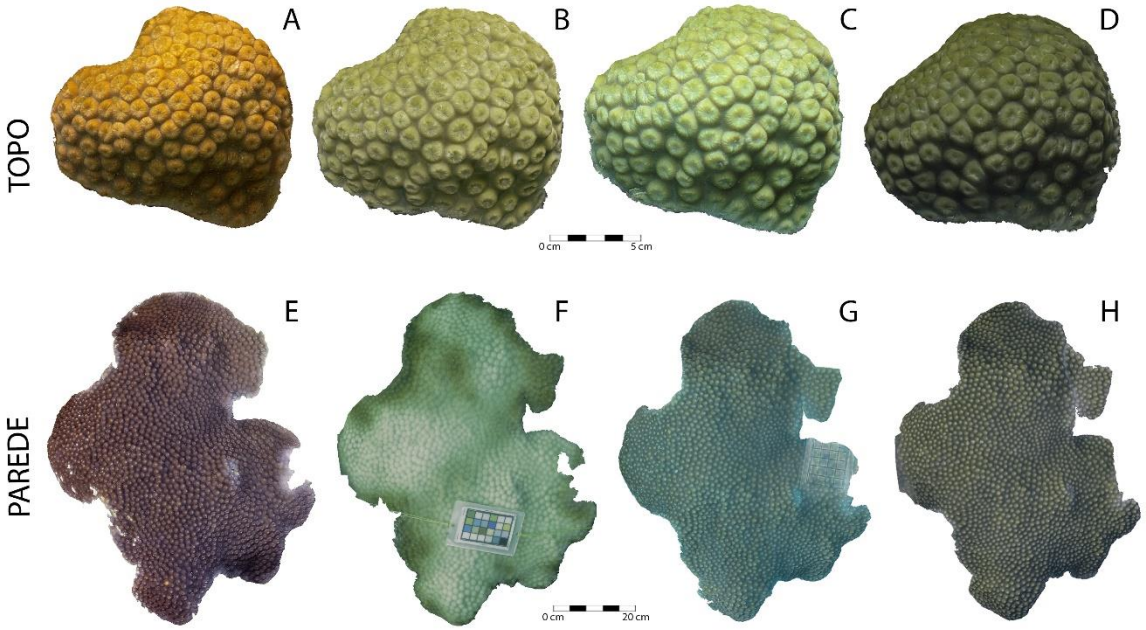
Figura 474: Densidade celular de zooxantelas por área de tecido do hospedeiro por campanha. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*. Círculos maiores = outliers, círculos menores = observações.



Na maior parte das amostras de pigmentos provenientes de tecidos de coral foi possível detectar a presença da clorofila *b* (Chl*b*), um pigmento específico de algas verdes. Provavelmente, essa Chl*b* tem origem em clorófitas, sejam elas endolíticas (KLEPPEL et al., 1989) ou fixadas à periferia dos pólipos de coral. Como todos os organismos fotoautotróficos, as clorófitas também possuem a Chl*a* como pigmento principal. Porém, diferentemente das zooxantelas, não possuem clorofilas *c* (ROWAN, 1989). Desta forma, as concentrações de Chl*a aqui registradas* são provenientes tanto de zooxantelas quanto de clorófitas associadas aos corais. No entanto, as baixas concentrações médias de Chl*b* (0,74 µg.cm^{-2}) em relação à Chlc_1+c_2 (2,90 µg.cm^{-2}), indicam o domínio das zooxantelas na biomassa clorofiliana dos corais. A redução na razão Chlc_1+c_2 /Chl*a* em abril de 2019, durante o branqueamento, está relacionada ao aumento da contribuição relativa das clorófitas nas concentrações da Chl*a*. As baixas densidades de zooxantelas nesse período foram responsáveis por uma queda abrupta nas concentrações de Chl*a* e Chlc_1+c_2, enquanto as clorófitas se mantiveram nos mesmos níveis de Chl*a*, o que consequentemente ocasionou a diminuição das razões Chlc_1+c_2/Chl*a*. Essa alteração drástica na pigmentação das colônias de todas as espécies em abril de 2019, foi também captada através da fotogrametria (detalhes na seção 2.4.2) e traduz a variação nos parâmetros de saúde mensurados neste capítulo. O padrão de crescimento da colônia é bem distinto entre os topos iluminados e as

paredes sombreadas. Essa diferença na morfologia está associada à fotoaclimatação dos corais à baixa irradiância (ILUZ; DUBINSKY, 2015), e corrobora mais uma vez a resposta desses organismos ao ambiente de luz.

Figura 475: Monitoramento da saúde do coral *M.cavernosa* por fotogrametria e modelagem tridimensional da colônia. Série temporal de um espécimen no TOPO do chapeirão (A-D) e na PAREDE (E-H). Campanhas: novembro de 2018 = A, E; abril de 2019 = B, F; setembro de 2019 = C, G; fevereiro de 2020 = D, H.

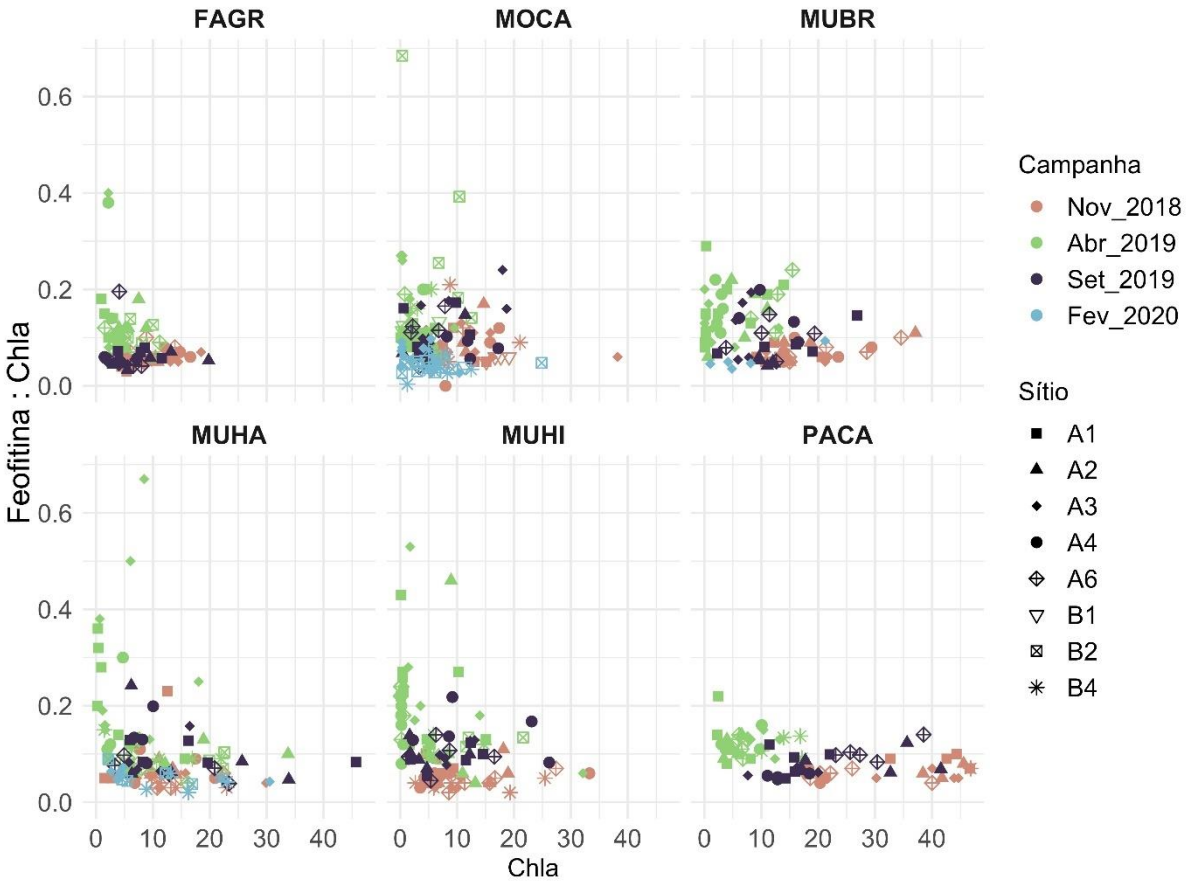


Seguindo um padrão inverso, as razões Chlc_1+c_2/Chl*a* de *P. caribaeorum* apresentaram menores valores no início do monitoramento (novembro de 2018) e maiores valores em abril de 2019. Na campanha seguinte (setembro de 2019), os valores permaneceram ligeiramente abaixo ou similares aos de abril. Diferentemente dos demais corais, não foi possível observar um efeito claro do estresse térmico na razão Chlc_1+c_2/Chl*a*, nem tampouco nas densidades de zooxantelas (Figura 471). As densidades médias de zooxantelas em *P. caribaeorum* também não flutuaram sazonalmente. Este quadro sugere que as variações observadas na razão Chlc_1+c_2/Chl*a* podem estar relacionadas, sobretudo, à fotoaclimatação, através do ajuste das concentrações do pigmento acessório em função das variações na quantidade e qualidade da luz. Assim, o aumento das razões Chlc_1+c_2/Chl*a* registrado em abril e setembro de 2019 corresponde a períodos de menor irradiância, ao passo que os valores mais baixos, em novembro de 2019, coincidem com maiores irradiâncias.

As feofitinas e feoforbídeos (feopigmentos), pigmentos de degradação sem capacidade fotossintética, são frequentemente usados como indicadores do estado fisiológico. No início do monitoramento (novembro de 2018), as razões Feo*a*/Chl*a* apresentaram valores relativamente baixos (< 0,10) em mais de 75% das amostras de tecido de corais (Figura 476), indicando um bom estado fisiológico das zooxantelas. Contudo, em abril de 2019 as razões apresentaram, em média, valores duas vezes maiores do que em novembro de 2018, com os maiores valores associados às menores concentrações

de Chla. Este resultado, além de indicar degradação no estado fisiológico das zooxantelas, também evidencia que a degradação da Chla em feopigmentos a contribuiu com a forte redução da biomassa clorofiliana em abril. Este quadro corrobora as análises de capacidade fotossintética de zooxantelas, que apontam para uma degradação dos fotossistemas durante o período de estresse térmico e branqueamento em massa, em abril de 2019. Em setembro de 2019 e fevereiro de 2020 as razões Feoa/Chla diminuíram e atingiram níveis similares aos observados em novembro. Tal recuperação no estado fisiológico das zooxantelas corrobora os resultados das análises de pigmentos clorofilianos e capacidade fotossintética.

Figura 476: Razão de feopigmentos de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.



Fluorescência e fluorometria

A luz é absorvida pelos complexos coletores de luz na forma de fótons, cuja energia pode ser convertida fotoquimicamente, dissipada na forma de calor ou ser reemitida como fluorescência. Através da fluorimetria é possível mensurar o funcionamento do aparato fotossintético por meio da quantificação da energia re-emitida e cálculo do que foi absorvido e dissipado (HUOT; BABIN, 2010). Na avaliação in situ da condição foto-fisiológica dos corais, realizada ao longo de 4 campanhas, foi utilizado o

fluorímetro Diving PAM (Figura 477), que utiliza modulação da amplitude de pulsos, por meio do método não destrutivo de fluorimetria aplicado para construção de curvas rápidas de luz (RLC, "Rapid Light Curves") (COSGROVE; BOROWITZKA, 2010). A fluorimetria fornece um conjunto de parâmetros sensíveis a alterações provocadas por estresses hiposalinos (JONES; KERSWELL, 2003), sedimentação (PHILIPP; FABRICIUS, 2003), anomalias térmicas (FITT et al., 2001) e exposição aguda a metais e herbicidas (JONES, 2004, JONES; KERSWELL, 2003). A taxa relativa máxima de transporte elétrons (rETRm), obtida por fluorimetria, representando a capacidade fotossintética máxima do fotossistema. Como todo sistema de conversão energética, os fotossistemas estão sujeitos a sobrecarga (e.g. excesso de irradiância), resultando primeiramente na fotoinibição e, em situações de exposição crônica, na fotodegradação do Fotossistema II (PSII), ou seja, implicando na interrupção da fixação dos compostos orgânicos. Os valores de irradiância mínima saturante (Ek), também obtidos por fluorimetria, correspondem à capacidade de fotoaclimatação, representando o fluxo máximo de energia suportado pelo fotossistema (COSGROVE; BOROWITZKA, 2010). A capacidade fotossintética máxima é diretamente relacionada com a irradiância, e inversamente proporcional à profundidade ótica (ILUZ; DUBINSKY, 2015).

Na campanha de fevereiro de 2020 foram observados os maiores valores de rETRm, o que é esperado para verões típicos (Figura 478), onde se espera observar que capacidades fotossintéticas máximas diretamente relacionadas com a irradiância e inversamente proporcionais à profundidade ótica (ILUZ; DUBINSKY, 2015; SCHEUFEN et al., 2017). No entanto, os valores obtidos em abril e setembro de 2019 apresentaram correlações positivas com a profundidade ótica. Esse padrão parece associado à anomalia térmica positiva severa que, inclusive, implicou no branqueamento em massa de corais (DUARTE et al., 2019). A inversão da correlação, nesse período, portanto, parece relacionada à termodegradação dos fotossistemas e perda de zooxantelas. Esses danos foram claramente mais acentuados nos sítios mais rasos (e.g. A4, abril de 2019) e mais expostos a flutuações do meio, o que foi evidenciado pelos menores valores de rETRm em toda nossa série de dados. Além disso, sob condições térmicas mais típicas, com fotossistemas sob menor estresse oxidativo, como em fevereiro de 2020, ficou evidente a menor capacidade fotossintética em maiores profundidades óticas, tal como observado nos Recifes Esquecidos (sítios B2 e B4) (Figura 478).

Figura 477: Medidas fotofisiológicas in situ, com uso de diving-PAM (A) e registro fotográfico com escala de cor (B).

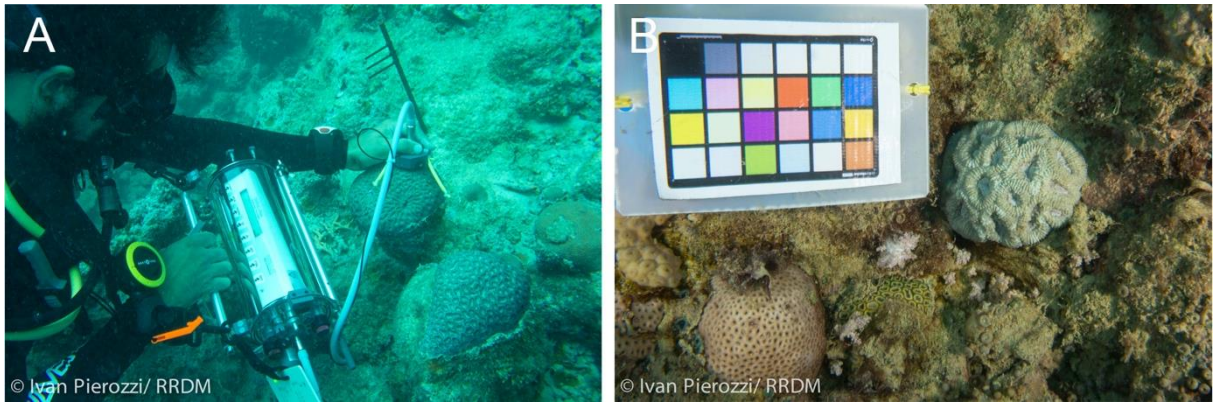
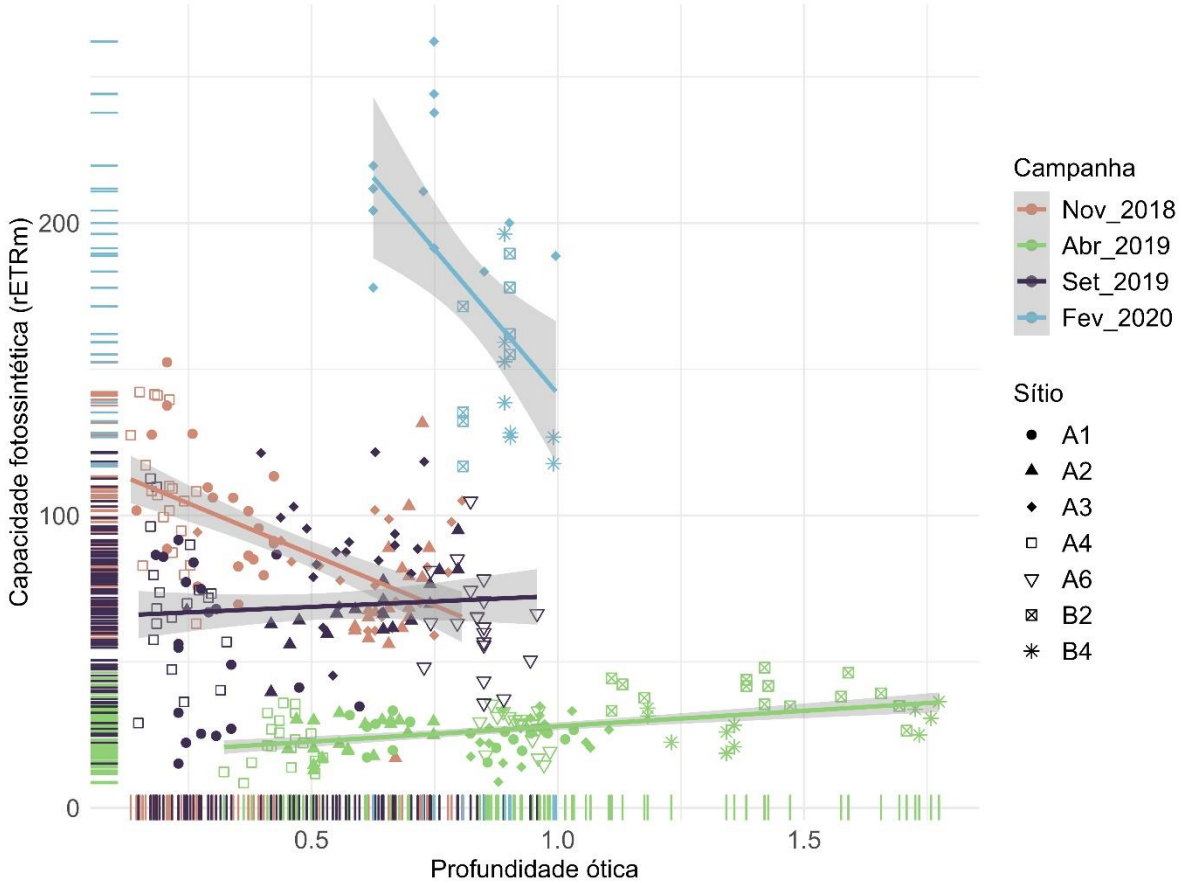


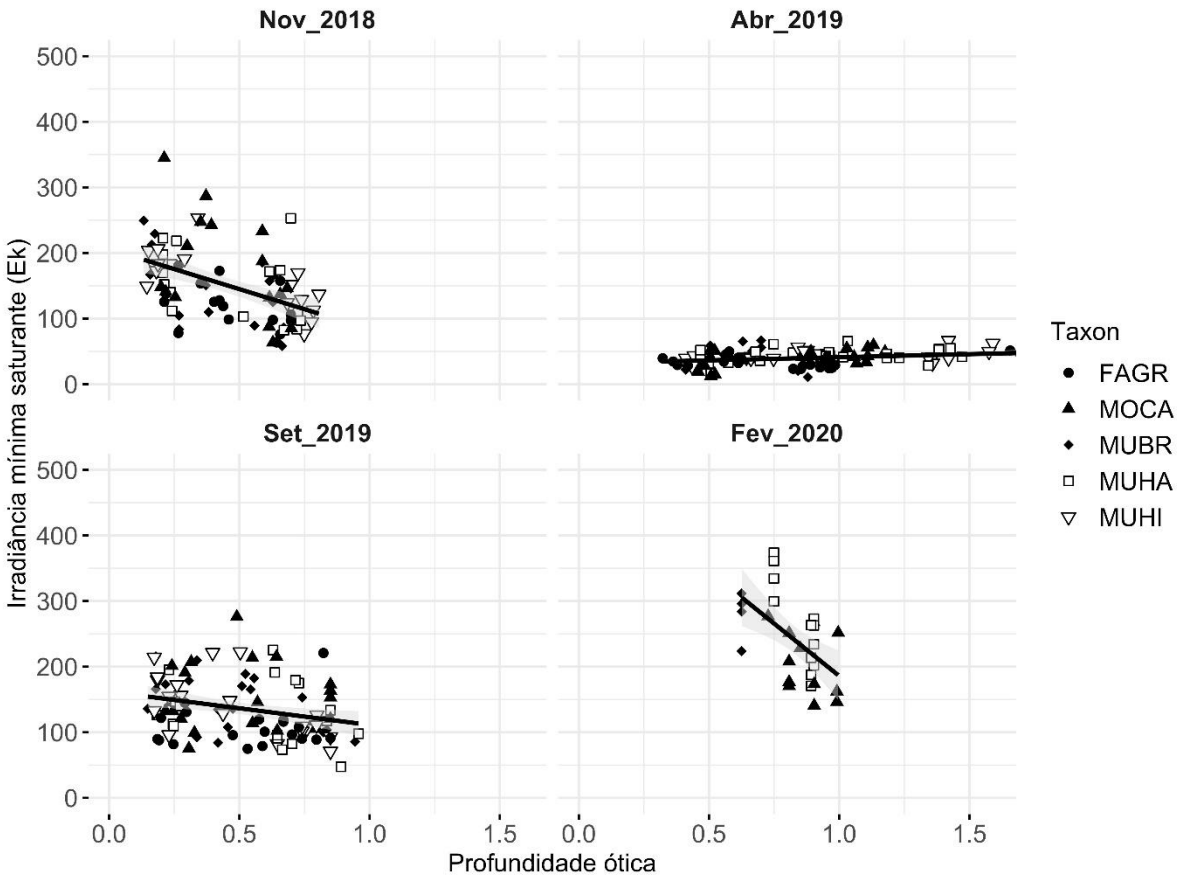
Figura 478: Capacidade fotossintetica (rETRm) em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson: R=-0,6, p<0,001, novembro de 2018; R=0,47, p<0,001, abril de 2019; R=-0,55, p<0,01, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = sítios.



Os valores mais altos de Ek são esperados em ambientes mais iluminados devido aos aparatos fotossintéticos estarem constantemente expostos a energia luminosa (ILUZ; DUBINSKY, 2015). Isso foi observado em novembro de 2018 e fevereiro de 2020, nas menores profundidades óticas, para *M.*

braziliensis e M. hispida (Figura 479). Além disso, houve decréscimo de todos os valores de Ek em abril de 2019, observado em todos os táxons, quando os corais estavam branqueados. Nesta mesma campanha, valores mais elevados foram observados nas maiores profundidades óticas, o que novamente corrobora um efeito tardio ou amenizado do estresse térmico sobre *M.cavernosa* e *M.hartii* que colonizam locais mais fundos. Os fotossistemas apresentaram leve recuperação na campanha seguinte, em setembro de 2019, quando a relação inversa com o ambiente de luz voltou a ser detectada. Assim como observado nas medidas de rETRm, os fotossistemas se recuperaram completamente em fevereiro de 2020. Mesmo com diferenças menores na relação entre irradiância mínima saturante e a profundidade ótica, relacionadas à identidade dos corais hospedeiros, vale ressaltar que o fluxo máximo de energia suportado pelos fotossistemas, que é menor nas maiores profundidades óticas (Figura 479), foi menor nos sítios da Área B (Figura 478).

Figura 479: Irradiância mínima saturante (Ek), ou a capacidade de fotoaclimatação, em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson.R=-0,46, p<0,001, novembro de 2018; R=0,29, p<0,01, abril de 2019; R=-0,27, p<0,01, setembro de 2019, R=-0,56, p<0,001, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*.



Diversidade taxonômica e fisiológica de zooxantelas

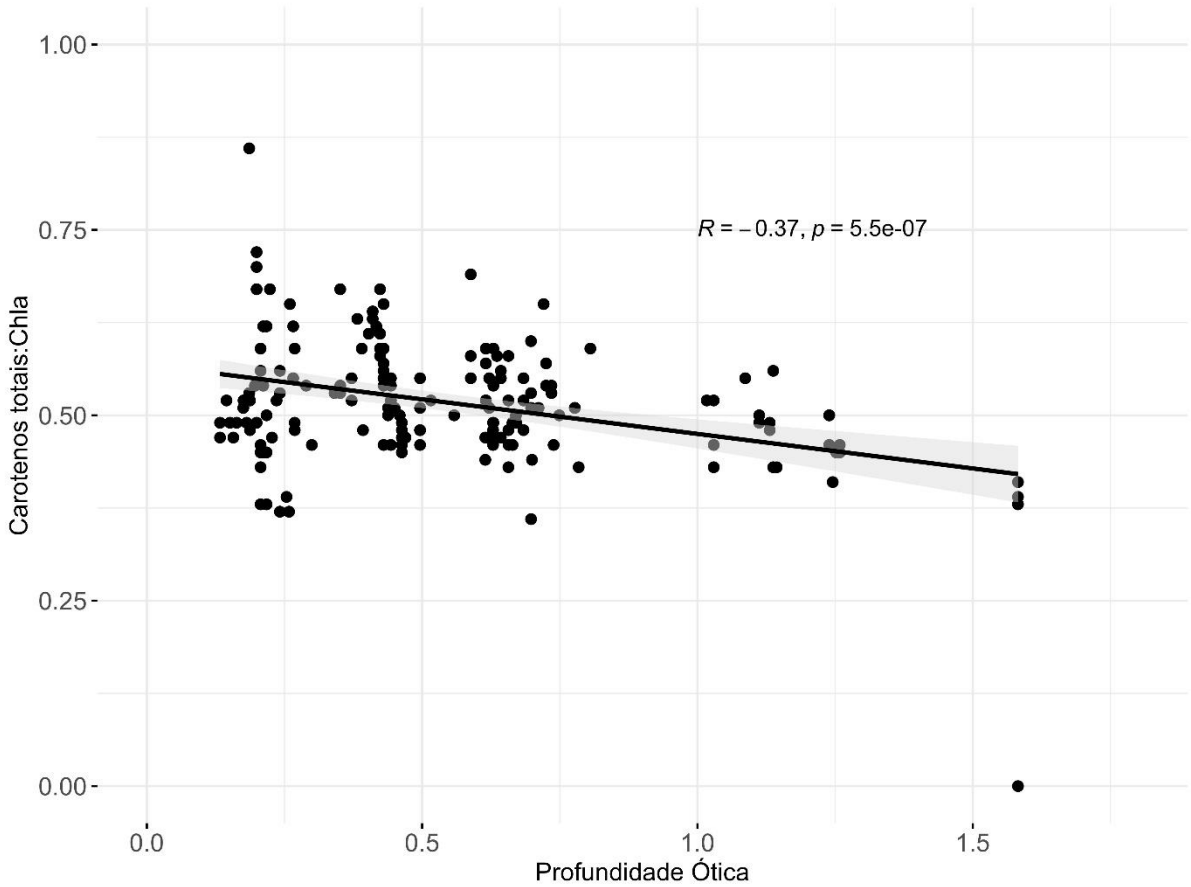
As zooxantelas fazem parte de uma família de dinoflagelados fotossimbiontes amplamente distribuídos em ambientes tropicais e sub-tropicais, os quais estão estreitamente relacionados com a diversificação e irradiação evolutiva dos corais construtores de recifes (Scleractinia). Uma revisão recente dividiu o grupo em diversos gêneros (LAJEUNESSE et al., 2018), dentre os quais *Breviolum*, *Cladocopium, Durusdinium e Symbiodinium são* os mais frequentemente associados a corais. Embora esses quatro gêneros ocorram no Oceano Atlântico, a única espécie de *Durusdinium* reportada nessa região (Caribe) é considerada não-indígena e representa uma invasão recente (PETTAY et al., 2015). Os diferentes grupos de zooxantelas apresentam diferentes tolerâncias a variações no ambiente luminoso, concentração de nutrientes e temperatura. O hospedeiro (cnidário) pode se associar a mais de um gênero de zooxantelas, estabelecendo consórcios de fotossimbiontes com características distintas quanto à tolerância a flutuações ambientais (TESCHIMA et al.,2019), e a aquisição constante de simbiontes confere plasticidade fisiológica diante de perturbações ambientais. Ressalta-se que a caracterização morfológica dos simbiontes é insuficiente para a discriminação taxonômica dos gêneros, demandando técnicas moleculares e marcadores genéticos para acessar sua diversidade de forma ágil e acurada. Portanto, as inferências sobre padrões espaciais e temporais no consórcio de simbiontes de corais dependem de um aprofundamento no conhecimento acerca da diversidade genética desses organismos, uma das frentes abordadas pelo projeto.

A capacidade de fotoaclimatação das zooxantelas responde às irradiâncias locais e é refletida pelas proporções entre carotenoides e Chla. As estações com menor profundidade ótica (maiores irradiâncias) apresentaram as maiores razões carotenoides/Chla, ao passo que nas estações com maior profundidade ótica (menores irradiâncias) as razões foram mais baixas (Figura 480). Dentre os carotenóides que integram o sistema fotossintético de zooxantelas, as xantofilas diadinoxantina e a diatoxantina possuem função fotoprotetora (AMBARSARI et al., 1997). A abundância destes pigmentos pode apresentar flutuações durante períodos de estresse térmico e de irradiâncias elevadas, mas sua relação com a resistência dos corais ao branqueamento ainda não foi demonstrada (VENN et al., 2006). As maiores razões carotenoides/Chla observadas no presente estudo estiveram associadas às menores profundidades óticas, sugerindo que o aumento nas proporções dos carotenoides tenha sido causado por um incremento nas concentrações de diatoxantina. Sob efeito de irradiâncias elevadas a diadinoxantina sofre de-epoxidação e é transformada em diatoxantina, a qual é reconhecidamente como pigmento fotoprotetor presente nas zooxantelas (AMBARSARI et al., 1997; OLAIZOLA; YAMAMOTO, 1994; OLAIZOLA et al., 1994). Assim, o aumento nas concentrações destes carotenoides pode representar uma vantagem para as zooxantelas em ambientes com irradiância elevada.

As oscilações nas densidades de zooxantelas nos tecidos dos corais ocorrem sazonalmente, representando um mecanismo relacionado tanto ao balanceamento da necessidade energética do hospedeiro quanto à compensação na flutuação sazonal da irradiância. No inverno são esperados maiores valores de densidade em relação ao verão (SCHEUFEN et al., 2017). As ondas de calor provocam estresse oxidativo e levam a disrupções na simbiose e expulsão das microalgas. O

decréscimo abrupto no número de simbiontes observado em abril de 2019 (Figura 474) está relacionado com o estresse térmico nesse período, acompanhado por branqueamento em massa (DUARTE et al., 2020). Observamos também diferentes respostas à anomalia térmica em diferentes hospedeiros. A densidade média de zooxantelas não retornou aos valores do início do monitoramento (novembro de 2018) nas espécies *M. braziliensis*, *M. carvenosa* e *F. gravida*, mesmo após a recuperação da *coloração* dos hospedeiros observada a partir de setembro de 2019. O coral *Mussismilia harttii* apresentou um decréscimo durante a anomalia, e recuperação somente em fevereiro de 2020, enquanto que o zoantídeo *Palythoa caribeorum* não foi afetado.

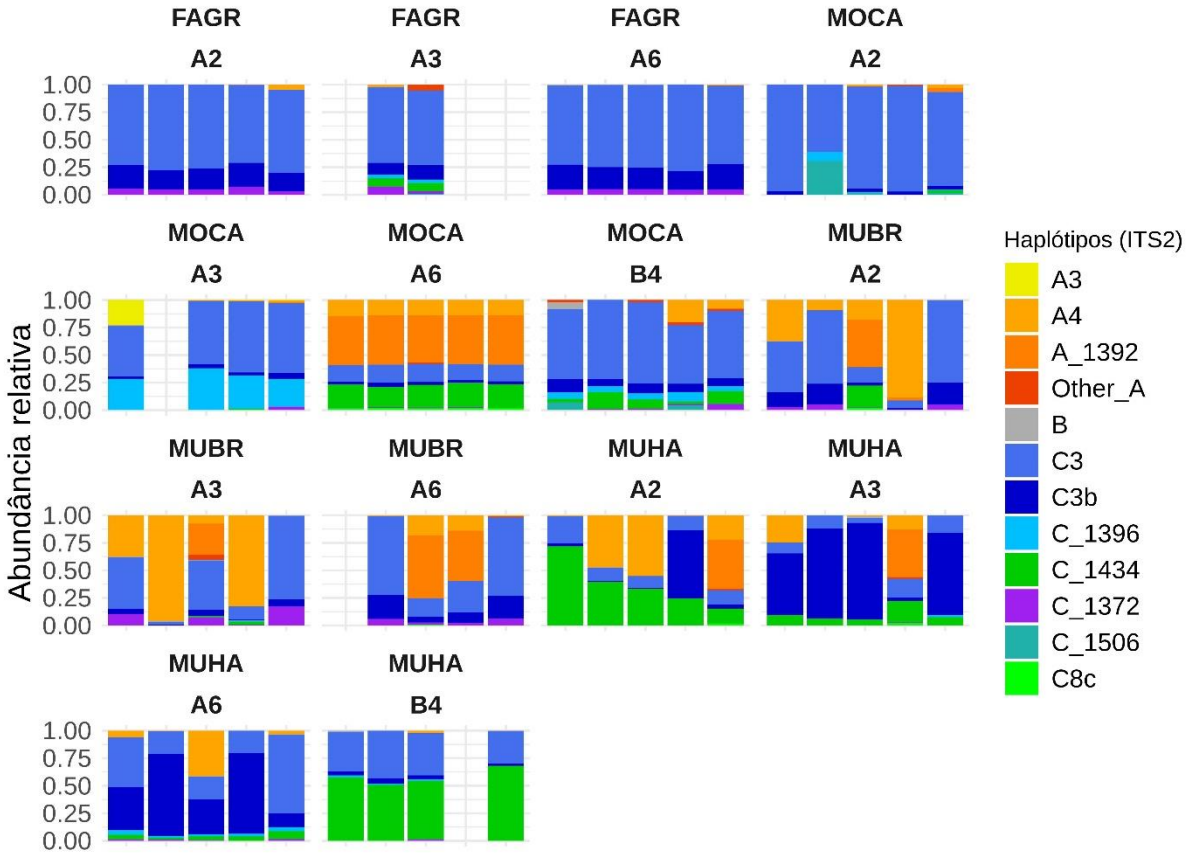
Figura 480: Razão de pigmentos carotenoides totais de zooxantelas por concentração de clorofila a em função da profundidade ótica na campanha de novembro de 2018. Valor da correlação de Pearson representado no gráfico.



A diversidade genética de zooxantelas foi determinada em 64 espécimes de corais, pertencentes a quatro espécies: *Mussismilia braziliensis, M. hartii, Montastrea cavernosa e Favia gravida*. A caracterização foi feita pela amplificação por PCR da região ITS2 (~300bp), com marcadores desenhados para a família Symbiodiniaceae (HUME et al., 2018) e adaptados para sequenciamento na plataforma Illumina (ARIF et al., 2014). Foram sequenciados ca. 100 mil amplicons por espécime (50.000: *pair-end*) e os dados foram processados com o programa Symportal (HUME et al., 2019). As unidades taxonômicas observadas (haplótipos) foram caracterizadas e visualizadas como abundancias

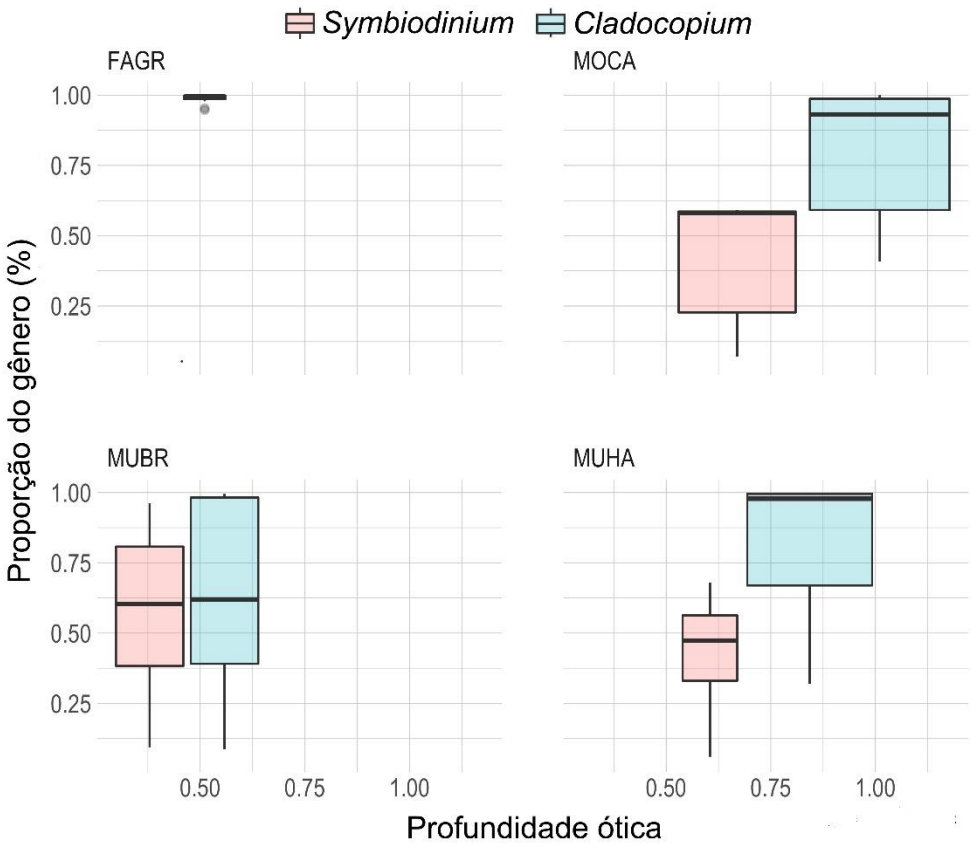
relativas (Figura 481). Também foi realizada uma análise multivariada buscando compreender a influência do hospedeiro e dos locais de coleta na estruturação da comunidade de simbiontes.

Figura 481: Composição relativa da comunidade de zooxantelas em nível da haplótipos do marcador molecular ITS2, agrupados por espécie e sítio. Na legenda códigos contendo: letra A = Gênero *Symbiodinium*, B= *Breviolum*, C= *Cladocopium*. Espécies de corais: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*.



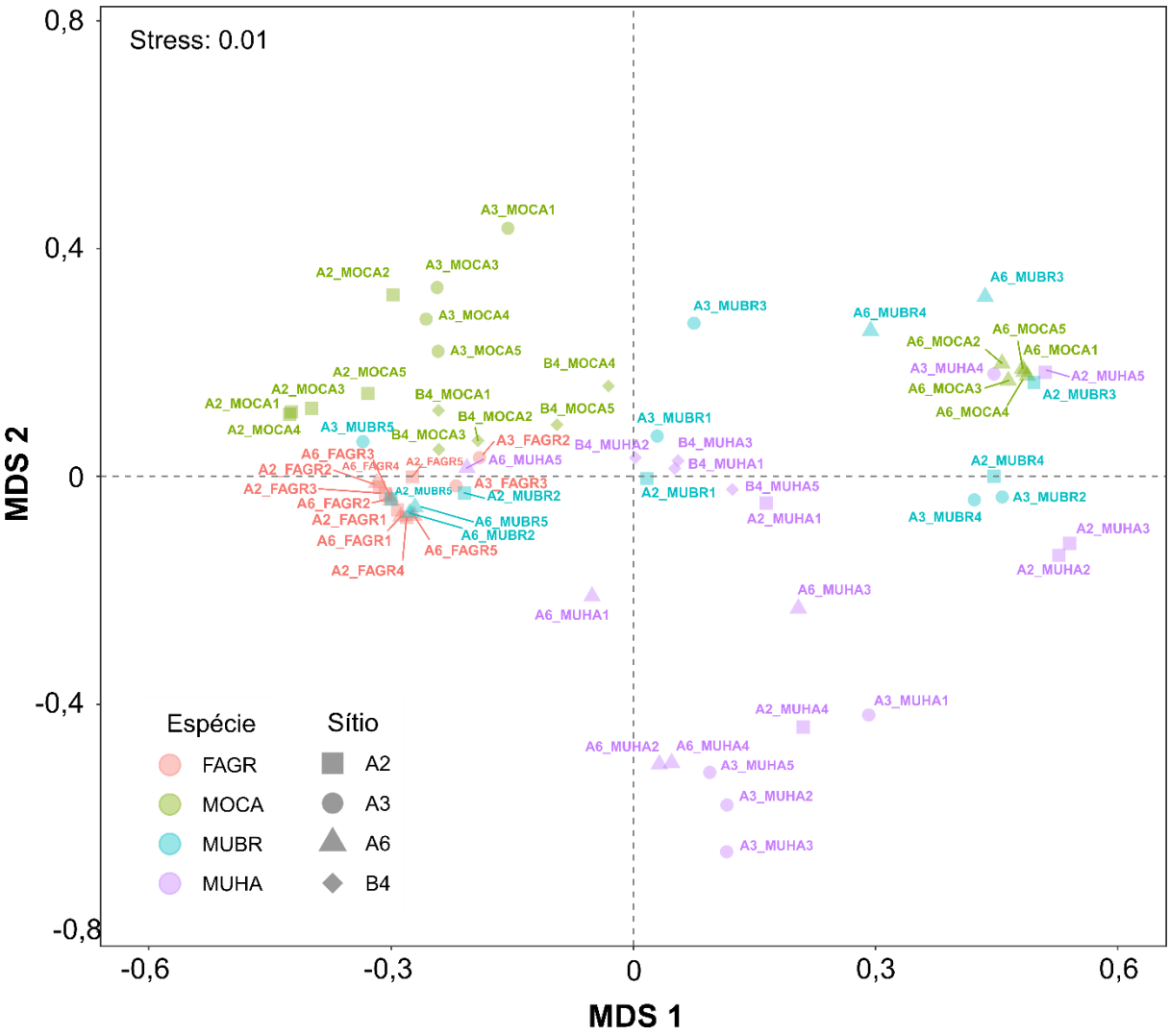
Simbiontes do gênero *Symbiodinium* predominaram nos corais *M. harttii* e *M. cavernosa* em sítios com menores profundidades ópticas (Figura 482). O coral *M. braziliensis* não apresentou variação nas abundâncias relativas de simbiontes em função do ambiente de luz, ao passo que *F. gravida* foi dominado por *Cladocopium, e M. cavernosa* apresentou proporções altas de *Symbiodinium* somente em um sítio (A6). Os resultados indicam haplótipos de *Cladocopium* ainda não caracterizados na literatura e sem similares nos bancos de dados, alguns deles aparentemente importantes em sítios mais profundos (e.g. C_1434, em *M. harttii*). Foram registradas novas ocorrências de haplótipos de *Symbiodinium* para a região e para determinados hospedeiros (e.g. *M. cavernosa*).

Figura 482: Composição relativa média dos gêneros de zooxantela mais abundantes, em relação à profundidade ótica. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*.



A análise multivariada das distâncias composicionais da comunidade de zooxantelas (BrayCurtys) foi plotada em escalonamento multidimensional (MDS) (Figura 483). Essa análise revelou padrões relativos à influência do hospedeiro e do sítio na composição dessas comunidades. Na espécie *M. cavernosa* por exemplo, houve uma tendência de as comunidades serem estruturadas de acordo com o sítio, onde é possível observar, menores dispersões entre amostras do mesmo local. As amostras de *M. harttii* também se agruparam com uma tendência espacial, porém mais dispersas entre si do que em comparação a espécie *M. cavernosa.* As comunidades associadas à espécie *F. gravida*, apresentaram a menor dispersão entre si, o que denota baixa variabilidade dos simbiontes. Nenhum padrão espacial foi observado para *M. braziliensis*, no entanto foi observada alta variabilidade nas associações simbióticas. A menor variação da comunidade simbionte espécie *F. gravida* pode ser uma maior especificidade desse táxon por esses simbiontes na região, ou pela transmissão vertical (hereditária) de zooxantelas para as larvas. Essa característica pode diminuir e limitar a aquisição de novos simbiontes disponíveis no local de assentamento da nova colônia (BAKER, 2003). As amostras dos Recifes Esquecidos, mais profundos e mais próximos a foz do Rio Doce, tiveram também uma menor dispersão entre si. A redução do ambiente de luz parece ser uma forçante que reduz a variabilidade e diversidade da comunidade nesse sítio (IGLESIAS-PRIETRO, et al., 2004), o que pode ser relacionado a um ambiente mais homogêneo ou mais seletivo (BAKER, 2003).

Figura 483: Escalonamento Multidimensional (MDS) das distâncias de comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*., e símbolos = sítios. Valor de Stress indicado no gráfico.



Na região do Banco dos Abrolhos e adjacências, já foi reportada uma associação preferencial com simbiontes do gênero *Cladocopium*, que se mostrou correlacionado com uma maior turbidez (PICCIANI et al., 2016; TESCHIMA et al., 2019). Esses resultados demonstram a existência de associações em diferentes graus de especificidade dos hospedeiros em relação a comunidade simbionte, e indicam respostas ao ambiente luminoso como limitante da sua estruturação.

O habitat e a turbidez são os principais moduladores da luz em ambientes costeiros (ANTHONY et al., 2004). Os parâmetros fotossintéticos, celulares e moleculares acessados durante nosso estudo corroboram a influência preponderante da luz e da temperatura, na estrutura taxonômica e no metabolismo do holobionte. Observamos redução na capacidade fotossintética na medida em que os corais se fotoaclimataram a menores irradiâncias, o que significa menos energia convertida fotoquimicamente (ILUZ; DUBINSKY, 2015; SCHEUFEN et al., 2017). Esse processo implica em menor

produção primária líquida e desacoplamento entre processos fotossintéticos bentônicos e fluxos locais de nutrientes (ANTHONY et al., 2004). Nos Recifes Esquecidos, onde foram registradas as menores profundidades óticas, o menor aporte energético pelas zooxantelas (e.g., Ek e rETRm) pode estar associado com as menores taxas de calcificação registradas naquela área (veja item 1.1.9.5.7), tal como evidenciado em estudos recentes realizados em outras regiões, relacionando energia com calcificação (ILUZ; DUBINSKY, 2015; PERRY et al., 2012).

Na região do estudo, os fortes gradientes *cross-shelf* e *longshore* de turbidez, temporalmente variáveis, juntamente com a alta heterogeneidade morfológica dos chapeirões (veja Figura 459), proporcionam uma enorme diversidade de microhabitats e microambientes de luz na região de estudo. Assim, a plasticidade fisiológica do holobionte, associada inclusive a simbiontes de gêneros distintos (e.g. dominância de *Symbiodinium* em profundidades óticas menores), contribui com a fotoaclimatação a microambientes muitas vezes extremos e próximos a limiares de sobrevivência (IGLESIAS-PRIETO et al., 2004).

O consórcio de simbiontes tem papel chave na tolerância ao estresse térmico, influenciando as variações na densidade de zooxantelas, eficiência fotossintética e concentração de pigmentos (BAKER, 2003; LAJEUNESSE et al., 2018). Esses processos foram registrados no presente estudo, em resposta a onda de calor de abril 2019, e serão mais bem explorados na medida em que os estudos sobre diversidade genética progredirem. A identificação de holobiontes mais resistentes é chave para o delineamento de um programa de restauração de recifes degradados.

Os corais se confirmaram como indicadores eficientes das flutuações ambientais durante anomalias térmicas, quando apresentaram estresse oxidativo e débito energético. Além disso, diversos parâmetros foto-fisiológicos responderam à heterogeneidade espaço-temporal do ambiente de luz. Assim, incrementos agudos na turbidez, especialmente quando consorciados com anomalias térmicas, impactam a fisiologia e ampliam a vulnerabilidade dos corais. Plumas de suspensão, tal como aquela oriunda do rompimento da barragem, condicionam um ambiente de menor irradiância por períodos prolongados (RUDORFF et al., 2018), caracterizando uma fonte crônica (e.g. ressuspensão e pulsos) de estresse agudo (presença de pluma intensa). A recorrência dessas plumas, com ou sem contaminantes, implica em um impacto crônico sobre os organismos recifais, podendo suplantar a capacidade de fotoaclimatação e desencadear processos desestabilizadores no ecossistema (e.g. menor produção primária bêntica).

1.1.9.5.6.2 Integridade celular de macroalgas

A integridade celular de macroalgas foi avaliada a partir de amostras coletadas nas estações A5 (banco de rodolitos, Abrolhos - mais distante da foz do Rio Doce) e B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos – mais próxima a foz do Rio Doce), em fevereiro de 2020. Em A5 foram coletados indivíduos de *Anadyomene sp.* (Chlorophyta) e de *Padina* sp. (Heterokontophyta) e em B1 foram coletados indivíduos de *Padina sp.* (Heterokontophyta). Algas do gênero *Padina* são especialmente relevantes no contexto

da avaliação dos impactos do rompimento da barragem, uma vez que são capazes de sobreviver em ambientes com elevadas concentrações de metais pesados, acumulando estes em compartimentos sub-celulares e podendo apresentar alterações ultraestruturais importantes (AMADO-FILHO et al., 1997; ANDRADE et al., 2010; KAREZ et al., 1994; VILLARES et al., 2002).

A observação da ultraestrutura celular foi feita em amostras fixadas em campo e processadas para microscopia eletrônica de transmissão (MET), conforme SALGADO et al. (2005). As imagens de MET foram analisadas qualitativamente, em relação ao aspecto geral da célula e ao aspecto de organelas e estruturas específicas: cloroplasto, parede celular, fisóides (no caso de *Padina* sp.) e mitocôndrias. Essas estruturas foram escolhidas por estarem bem estabelecidas como indicadoras de dano celular e presença de metais pesados (ANDRADE; FARINA; AMADO FILHO, 2002; BAKEEVA; DZYUBINSKAYA; SAMUILOV, 2005; DOS SANTOS et al., 2014; HILL et al., 2019; HOLZINGER; LUTZ, 2006; LEONARDI; VASQUEZ, 1999; PELLEGRINI et al., 1991; SALGADO et al., 2005) (Quadro 5). Em caráter complementar, cloroplastos, plastoglóbulos e fisóides das amostras de *Padina* sp. foram avaliados morfometricamente, através das medições de áreas com o software ImageJ Fiji (SCHINDELIN et al., 2012; SCHNEIDER et al., 2012).

No sítio A5 (rodolitos, Abrolhos) as células das duas espécies de algas apresentaram cloroplastos íntegros com membranas tilacóides organizadas e plastoglóbulos eletrondensos e eletronluscentes, mitocôndrias íntegras, gotas lipídicas com conteúdo eletrondenso, parede celular com fibrilas organizadas, membranas celulares levemente descoladas das paredes e vacúolo integro (Figura 484, Figura 485). Por outro lado, nas amostras do sítio B1 (rodolitos, Recifes Esquecidos) alguns cloroplastos se apresentaram dilatados e com membranas tilacóides desorganizadas (Figura 486 B), enquanto que outros apresentaram membranas tilacóides organizadas e íntegras (Figura 486 C), porém, com plastoglóbulos aumentados em relação à área do cloroplasto. Além disso, as paredes celulares de algumas células das amostras do sítio B1 apresentaram fibrilas desorganizadas e onduladas (Figura 486 C). Células de *Padina sp.* da localidade B1 apresentaram núcleos, fisóides e membranas plasmáticas com aparência íntegra e sem sinais de danos.

Quadro 5: Características de estruturas que representam dano celular e de estruturas íntegras.

Estrutura	Dano celular	Estrutura íntegra	Referência
Parede celular	Parede com sinais de rompimento e/ou fibrilas desorganizadas e onduladas	Parede íntegra, com fibrilas organizadas	ANDRADE et al. (2002)
Cloroplastos	Tilacóides vesiculadas e/ou desorganisadas e cloroplastos com aspecto dilatado e com aumento de plastoglóbulos (em número e/ou tamanho)	Cloroplastos íntegros, com tilacóides organizadas e sem sinais de vesiculação	DOS SANTOS et al. (2014); HILL et al. (2019); LEONARDI e VASQUEZ (1999)
Mitocôndrias	Membranas internas vesiculadas e/ou desorganizadas	Mitocôndrias íntegras, com membranas internas organizadas	DOS SANTOS et al. (2014); HOLZINGER et al. (2006)
Fisóides	Fisóides fusionados ocupando uma grande área do citoplasma, com granulos eletrondensos em seu interior	Fisóides separados e individualisados, sem a presença de grânulos eletrondensos no seu lumén	COSTA et al., (2017); LI et al., (2020); PELLEGRINI et al. (1991); SALGADO et al., (2005)
Núcleo	Envelope nuclear rompido	Núcleo íntegro com conteúdo típico (cromatina)	BAKEEVA et al., (2005)

Figura 484: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice do talo de *Anadyomene* sp. coletadas na localidade A5. A - Visão geral das células; cloroplastos (cabeças de seta), gotas lipídicas (GL) e vacúolo (V). B - Detalhe de cloroplasto com plastoglóbulos eletrondensos e eletronluscentes (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC). C - Cloroplastos (C) com plastoglóbulos próximos às fibrilas da parede celular (PC) e mitôndrias (cabeças de seta) próximas. D - Detalhe de cloroplasto com plastoglóbulos eletrondensos e eletronluscentes (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC), note presença de gota lipídica adjacente ao cloroplasto.

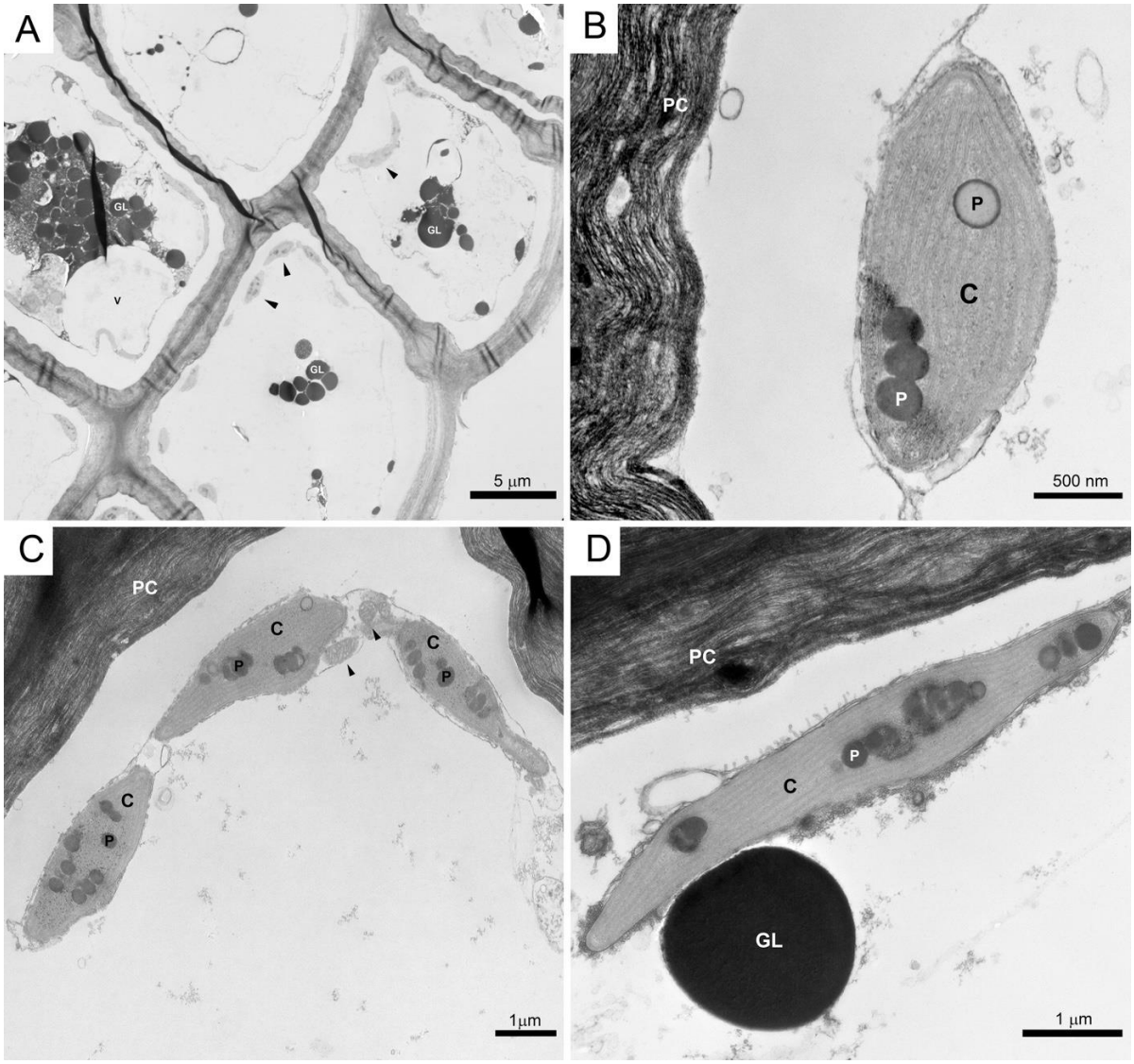


Figura 485: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas na localidade A5. A e B - Células do ápice e da base do talo apresentando cloroplastos íntegros (setas) próximos à parede celular e fisóides (F). C - Detalhe de cloroplasto íntegro (c) com a presença de plastoglóbulos (cabeça de seta) e membranas tilacóides organizadas - note presença da mitocôndria (m) próxima ao cloroplasto. D - Detalhe de duas células separadas pela parede celular (seta) apresentando cloroplastos íntegros (c) com plastoglóbulos (cabeças de seta), mitocôndrias (m) com membranas internas organizadas e gotas lipídicas (GL).

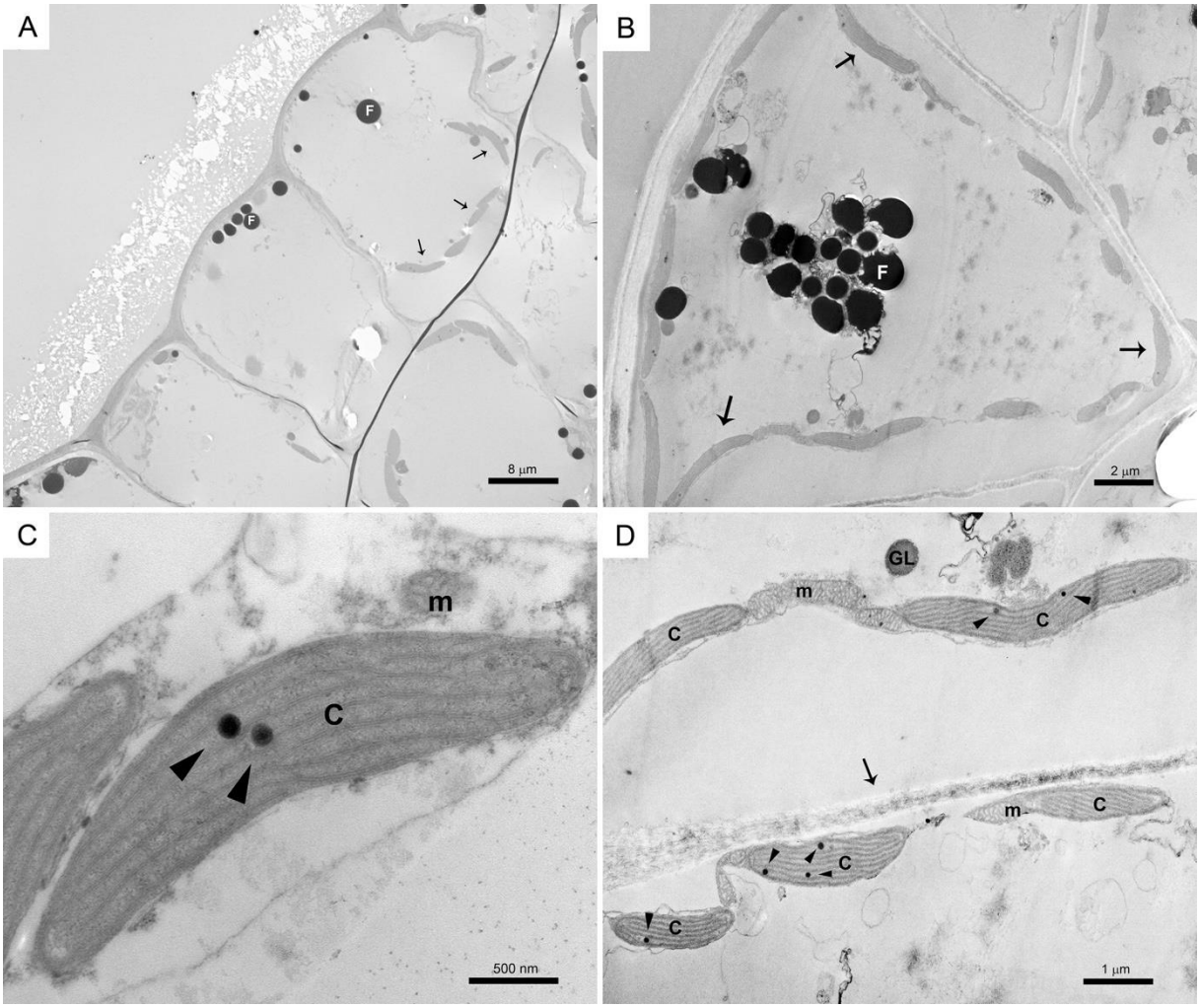
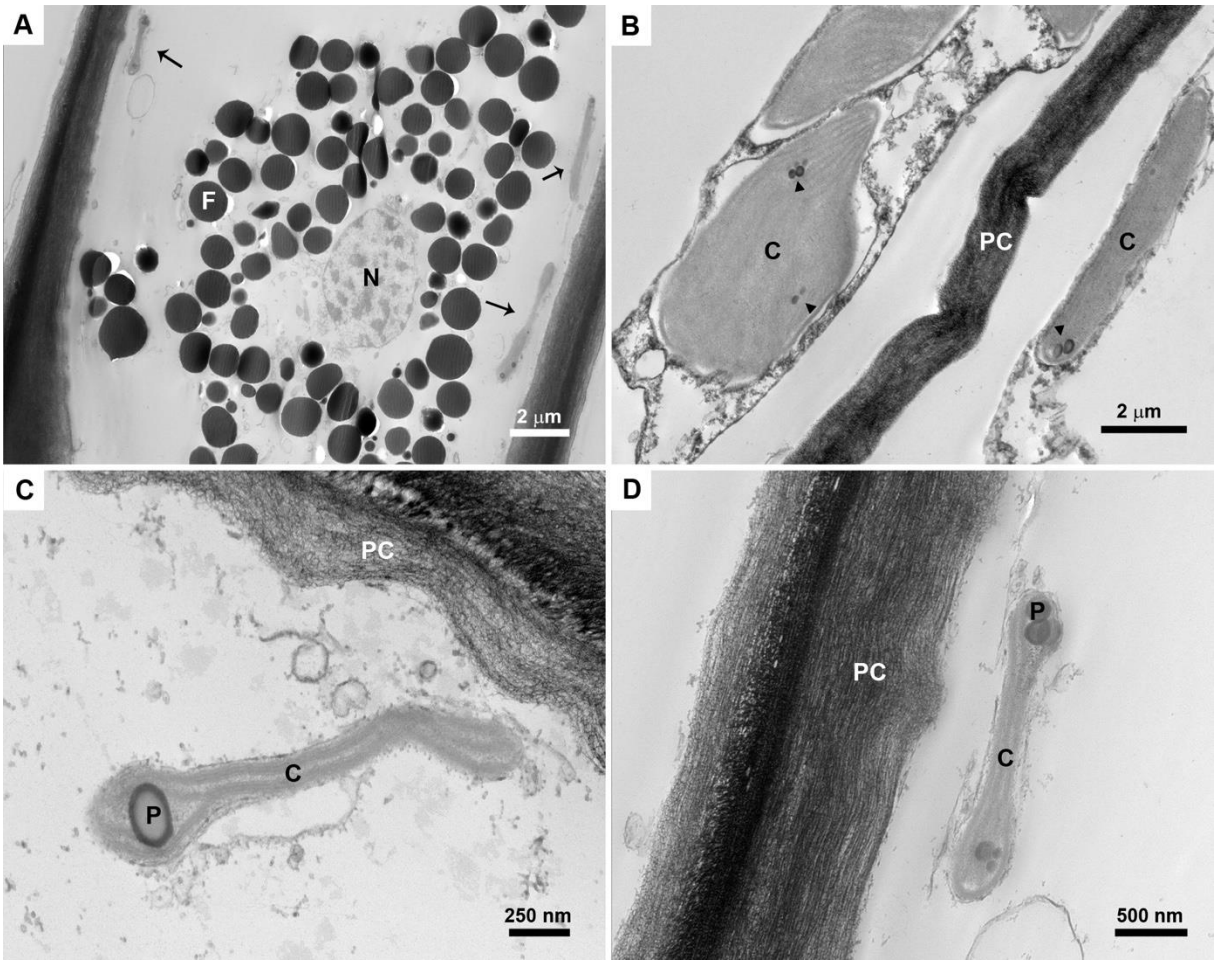


Figura 486: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas na localidade B1. A – Visão geral; núcleo (N) íntegro com presença de cromatina, fisóides (F) e cloroplastos (setas). B – Detalhe de duas células separadas pela parede celular (PC), a da esquerda com cloroplastos (C) dilatados e membrana tilacóide desorganizada, e plastoglóbulos (cabeça de seta); note membrana plasmática levemente descolada da parede celular. C e D – Detalhes células com cloroplastos (C) com plastoglóbulos aumentados (P).



A morfometria das organelas de *Padina* sp. (Figura 487) revelou que a área dos cloroplastos foi menor nas algas coletadas no sítio B1 (média: 2,46 $\mu m^2 \pm 0,24$) do naquelas provenientes de A5 (2,96 $\mu m^2 \pm 0,23$). Em contraste, a média da soma das áreas dos plastoglóbulos de cada cloroplasto foi maior nas amostras de B1 (0,08 $\mu m^2 \pm 0,01$) do que nas de A5 (0,05 $\mu m^2 \pm 0,006$). Assim, a média do percentual de área ocupada por plastoglóbulos em cloropastos foi maior em algas de B1 (6,09% ± 0,97) do que de A5 (2,21% ± 0,31). A média da área dos fisóides das amostras de A5 (1,52 $\mu m^2 \pm 0,11$) também foi maior do que a de B1 (0,88 $\mu m^2 \pm 0,07$).

Os cloroplastos menores, dilatados, com membranas tilacóides desorganizadas e com maior ocupação por plastoglóbulos, observados nas amostras de *Padina sp.* do sítio B1, podem indicar que essas algas estariam sob estresse oxidativo nesta área mais sujeita à pluma oriunda do rompimento da barragem. Alterações na ultraestrutura de cloroplastos, tais como diminuição no tamanho, no número e acúmulo de plastoglóbulos, já foram observadas em diversos tipos de células vegetais expostas a estressores

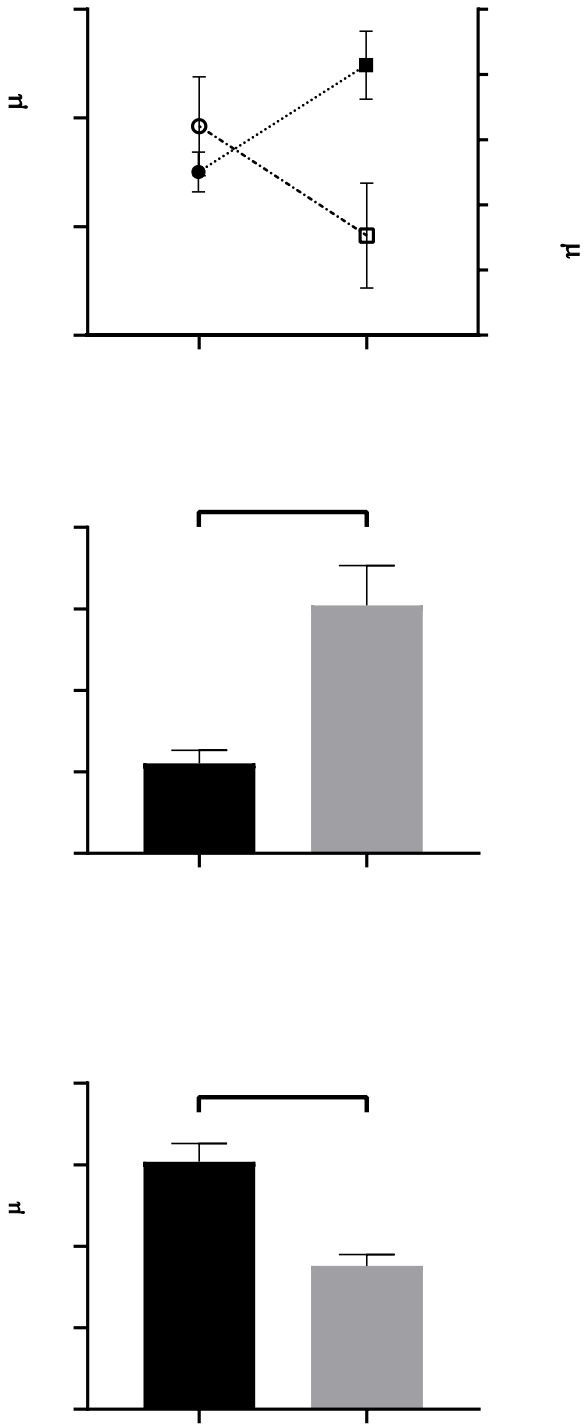
(ELHITI et al., 2012; PARMAR et al., 2013; YING et al., 2010; WANG et al., 2011). Essas alterações podem ser causadas por mudanças no perfil lipídico das membranas tilacóides, potencialmente diminuindo a fluidez dessas membranas e a capacidade fotossintética das células (HILL et al., 2019). Os plastoglóbulos, por sua vez, são estruturas conhecidas por proteger membranas tilacóides contra estresse oxidativo gerado por diversos fatores (BRÉHÉLIN; KESSLER, 2008; VIDI et al., 2006).

Alterações em cloroplastos e plastoglóbulos podem estar associadas à estresse osmótico (EYMERY; REY, 1999; LOCY et al., 1996), alta irradiância (SZYMAŃSKA; KRUK, 2010) e privação de nitrogênio (GAUDE et al., 2007). No entanto, alterações similares às registradas nas amostras do sítio B1 (rodolitos, Esquecidos) têm sido associadas à exposição a Cd, Mn e outros elementos traço (COSTA et al., 2017; JIN et al., 2008; SANDALIO et al., 2001). Contudo, não é possível estabelecer uma relação direta entre estas alterações e a pluma de rejeitos, ainda que alterações na estrutura das paredes celulares também tenham sido observadas (Figura 486). Mudanças estruturais na parede celular de diversas espécies de algas (e.g. *Laminaria saccharina* e *Padina gymnospora*), induzidas por metais pesados, são amplamente reportadas (AMADO FILHO et al., 1996; ANDRADE et al., 2002; ANDRADE et al., 2010; BRINKHUIS; CHUNG, 1986).

Além da parede celular ser sensível à contaminação por metais pesados (AMADO-FILHO et al., 1996; SALGADO et al., 2005), macroalgas pardas também são conhecidas por possuírem organelas atuantes na detoxificação de metais, como os fisóides – vesículas contendo compostos fenólicos (CONNAN; STENGEL, 2011; PINTO et al., 2003; SALGADO et al., 2005). Neste sentido, observou-se que a área média dos fisóides nas células de *Padina* sp. provenientes de B1 foi maior do que aquelas de A5 (Figura 487). O aumento nas concentrações de compostos fenólicos tem sido apontado como uma das respostas moleculares em resposta da exposição à metais pesados (SALGADO et al., 2005). Estudos anteriores que relacionaram mudanças no número ou tamanho de fisóides, decorrentes da contaminação por metais, também descreveram outras alterações morfológicas, não observadas no presente estudo, tais como grânulos eletrondensos no lúmen ou na parede celular e a degradação/fusão destas organelas (COSTA et al., 2017; LI et al., 2020; SALGADO et al., 2005).

As mudanças ultraestruturais observadas em B1 são indicativas de dano celular em macroalgas e chamam atenção para a necessidade de aprofundamento nessa temática. Porém, apesar do sítio B1 estar mais próximo da foz do Rio Doce do que o sítio controle (A5), não é possível relacionar esses danos ao rompimento da barragem de forma inequívoca. Estudos com abordagens microanalíticas para avaliar a composição elementar intracelular, bem como análises de amostras da região da APA Costa das Algas, contribuirão para melhor elucidar os possíveis danos celulares em macroalgas na região afetada pelo rompimento (ver tópico 1.1.9.3). Os resultados aqui apresentados foram decorrentes de perguntas postuladas no âmbito da "transição" e ficaram prejudicados pela interrupção dos trabalhos de campo, em março de 2020, que impediu a coleta das amostras da REVIS-Santa Cruz/APA Costa das Algas. O trabalho será completado como tema de pesquisa da equipe executora.

Figura 487: Médias e erro padrão das medidas de cloroplastos, plastoglóbulos e fisóides nas amostras de *Padina sp.* coletadas nos sítios A5 e B1. A – Área de cloroplastos (símbolos vazados) e plastoglóbulos (símbolos pretos). Amostras de A5 apresentaram maior área de cloroplastos e menor área de plastoglóbulos em comparação à B1 (Mann-Whitney, p = 0,0351 e 0,0077 respectivamente). B – Percentuais de ocupação de plastoglóbulos em cloroplastos. Amostras de A5 com menor percentual médio em comparação à B1 (p<0,0001). C – Área de fisóides. Amostras de A5 apresentaram maior área de fisóides em comparação à B1 (p<0,0001).



1.1.9.5.6.3 Taxas de crescimento e contaminação de algas coralináceas incrustantes

Algas coralináceas incrustantes (CCA) são macroalgas vermelhas que biomineralizam $CaCO_3$, principamente na forma de calcita magnesiana (ANDERSON et al., 2008; FOSTER, 2001). As CCA ocorrem aderidas ao substrato ou formando rodolitos (AMADO-FILHO et al., 2010, 2012, 2017; FOSTER, 2001). O Brasil abriga a maior concentração mundial de bancos de rodolitos, com ocorrências entre o Amapá e São Paulo, com destaque para a plataforma de Abrolhos (AMADO-FILHO et al., 2012; AMADO-FILHO et al., 2017; HOLZ et al., 2020). A região ao largo da foz do Rio Doce, juntamente com a plataforma mais ao sul, na APA Costa das Algas, também abriga bancos de rodolitos expressivos (HOLZ et al., 2020), em um *continuum* associado aos extensos bancos da plataforma de Abrolhos (veja

, Figura 341). Conhecer as taxas de crescimento das CCA formadoras de rodolitos é fundamental para avaliar possíveis efeitos do rompimento da barragem e a incorporação de contaminantes no esqueleto carbonático. Nesse sentido, como parte das metas propostas para a chamada "transição", foram analisados ramos de seis rodolitos, formados apenas por algas calcáreas, coletados em julho de 2019 nos sítios A5 (Abrolhos) e D8 (APA Costa das Algas), a 8 e 56 m de profundidade, respectivamente (n=3 por localidade). As análises foram realizadas através de Microscopia Eletrônica de Varredura associada à Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (MEV-EDS). Foi utilizado um microscópio SEM-FEG Jeol JSM-7100F equipado com um detector EDS Oxford, do LabNano, do Centro Brasileiro de Pesquisas Físicas.

Crescimento

Taxas de crescimento de CCA podem ser acessadas através da razão Mg/Ca em bandas de crescimento (HALFAR et al., 2000; SLETTEN et al., 2017), a qual funciona como “proxy” da temperatura superficial do mar. A substituição endotérmica de Ca por Mg é maior sob maiores temperaturas (HETZINGER et al., 2011; LEA, 2003), implicando em alinhamento das razões Mg/Ca com ciclos anuais de temperatura e bandas de crescimento. As razões Mg/Ca aqui apresentadas foram obtidas por MEV-EDS no modo “line-scan” (escaneamento linear), com análises de pontos equidistantes (10 µm) desde o ápice do ramo até sua base. Cada ponto gerou um espectro EDS com tempo de contagem de 20000 *ms* (duas varreduras de 10000 *ms* cada). Os valores da quantificação do Ca e do Mg, processados no programa AZtec Live Oxford, corresponderam ao percentual de peso atômico (*atomic weight* %) de cada elemento.

Foram registrados cinco ciclos verão-inverno nas amostras das duas áreas, correspondendo aos períodos de 2014-15, 2015-16, 2016-17, 2017-18 e 2018-19 (Figura 488, Figura 489, respectivamente). As taxas de crescimento anual (2014-19) nas amostras de A5 (Abrolhos) e D8 (APA Costa das Algas) variaram de 462,5-1240 e 260-340 $\mu m.ano^{-1}$, respectivamente. Esses valores estão dentro das taxas de crescimento conhecidas para CCAs formadoras de rodolitos (50-2700 $\mu m.ano^{-1}$) (BLAKE; MAGGS, 2003; BÖHM et al., 1978; FRANTZ et al., 2005; PAYRI, 1995; WILSON et al., 2004), sendo que

AMADO-FILHO et al. (2012) registraram taxas de crescimento entre 1000 e 1500 µm.ano^{-1} para a região de Abrolhos, congruentes com os valores aqui apresentados.

As médias dos crescimentos foram menores em D8 do que em A5 (286,7 e 734,2 µm.ano^{-1}, respectivamente) (Figura 491). Uma análise de agrupamento hierárquico (cluster, Bray-Curtis) discriminou as amostras das duas áreas (Figura 492) revelando grupos formados pelas amostras de D8 e A5 ,e pelas de D8. Uma análise de variância (2-way ANOVA, medidas repetidas e correção Geisser-Greenhouse) não discriminou períodos ou localidades ($p>0,1$) e revelou interação marginal ($p=0,0560$). Os crescimentos anuais dos ramos diferiram entre si ($p<0,0001$), indicando alta variabilidade individual. Além das diferenças de profundidade, as menores taxas de crescimento de CCA no sítio D8 podem estar associadas à pluma e sedimentação do Rio Doce (HOLZ et al., 2020), que impacta a quantidade de luz que alcança o fundo. Não é possível associar esses contrastes nas taxas de crescimento das CCA ao rompimento da barragem, ressaltando-se que não houve diferença nos valores dos períodos anterior (2014-2015) e posterior (2015-2019) ao evento. As taxas de crescimento em A5 e D8 variaram entre 450-1400 e 462,5-1200 µm.ano^{-1} (anteriores ao rompimento) e entre 250-500 e 250-300 µm.ano^{-1} (posteriores), respectivamente.

Figura 488: Curva da razão Mg/Ca de um dos ramos analisados (sítio A5) com ciclos bem definidos de verão-inverno (2019-2014). Abaixo, imagem de MEV do ramo do rodolito analisado. A linha pontilhada indica o caminho do feixe de elétrons para análise linear da amostra por EDS.

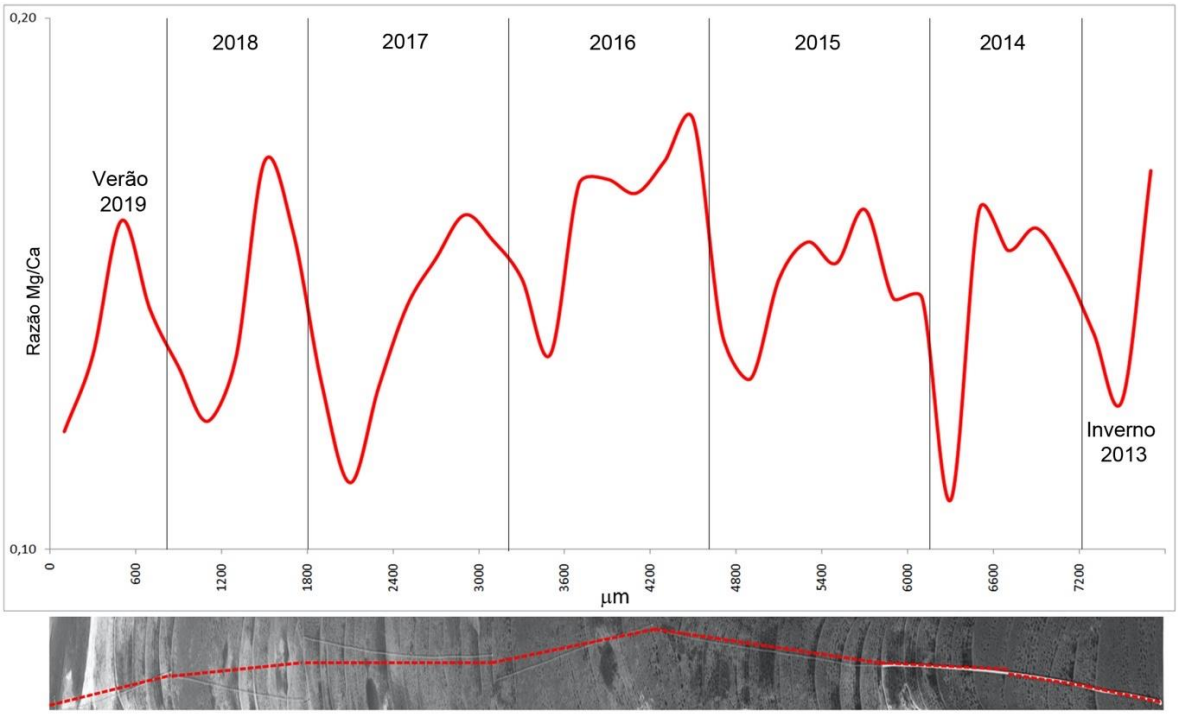


Figura 489: Curva da razão Mg/Ca de um dos ramos analisados (sítio D8) com ciclos de verão-inverno bem definidos (2019-2013). Abaixo, imagem de MEV do ramo do rodolito analisado. A linha pontilhada indica caminho do feixe de elétrons para análise linear da amostra por EDS.

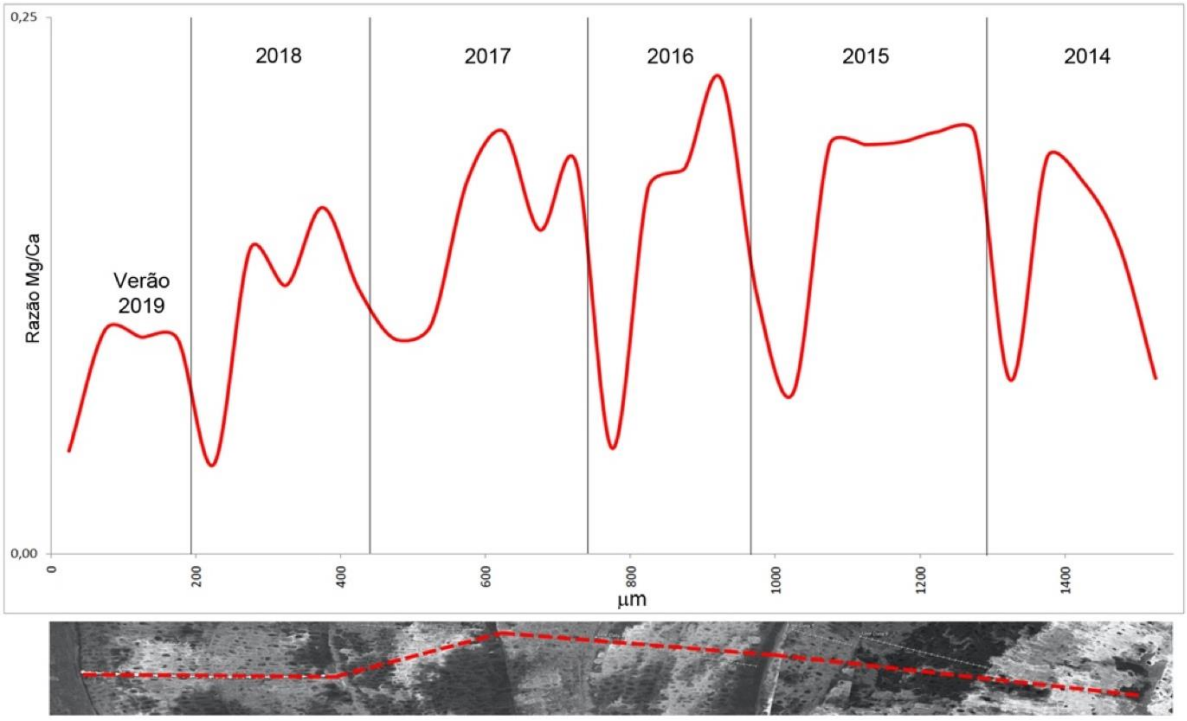


Figura 490: Crescimento anual de cada um dos três ramos de rodolitos dos sítios A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados), nos períodos 2014-2015, 2015-2016, 2016-2017, 2017-2018, 2018-2019. Variações médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8).

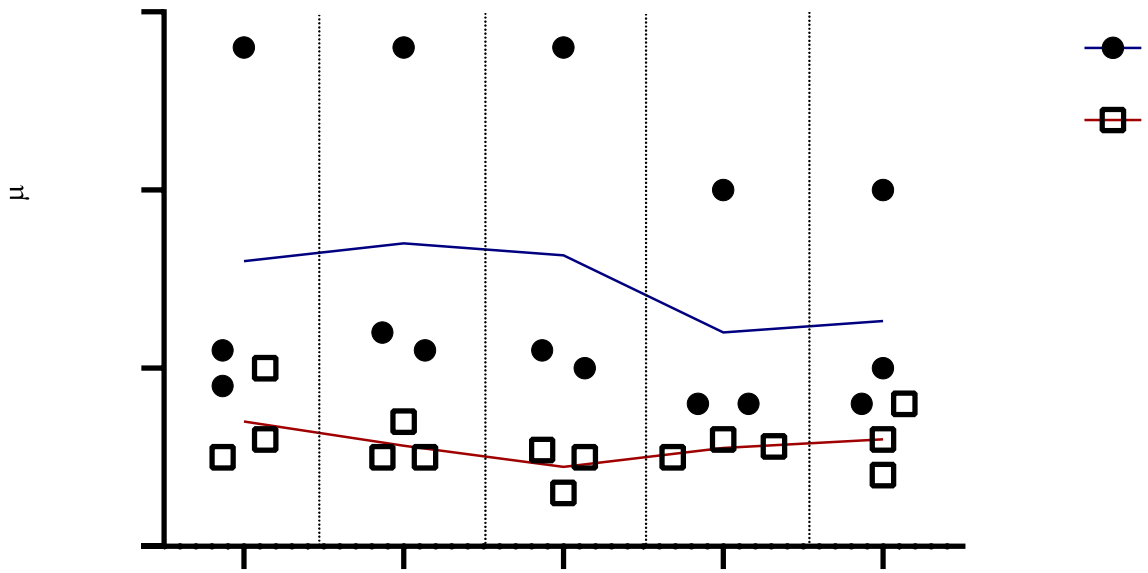


Figura 491: Taxas de crescimento anuais de cada um dos ramos coletados em A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados). Médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8).

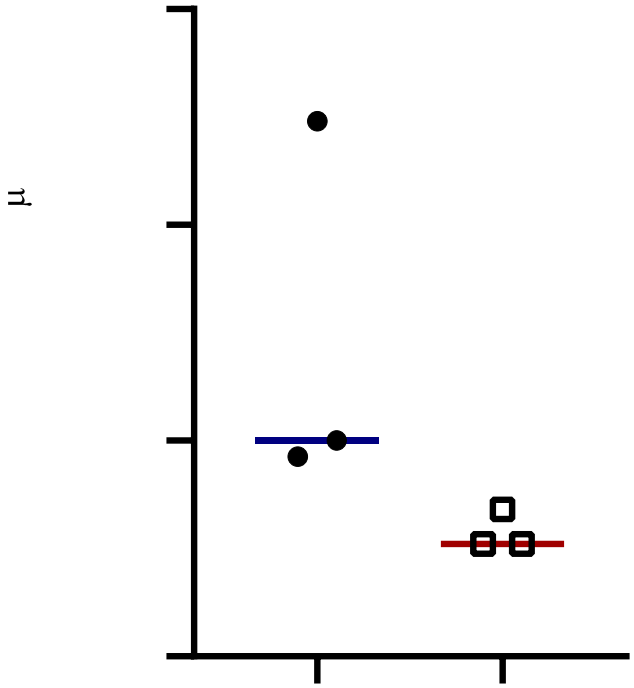
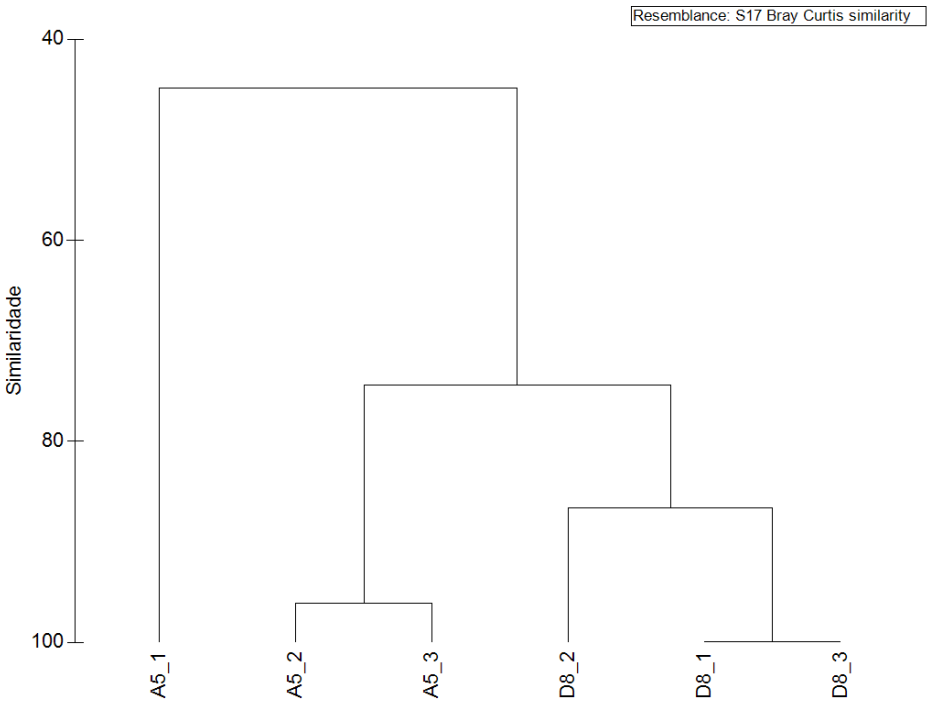


Figura 492: Similaridade entre taxas de crescimento de CCAs em cada localidade (A5 e B8).



Contaminação em CCA

A possível contaminação por elementos traço oriundos do rompimento da barragem também foi acessada através de MEV-EDS, utilizando tanto a abordagem “line-scan” quanto uma abordagem semi-quantitativa, no modo pontual (i.e., análise de um ponto específico). Foram obtidos 10 espectros por ramo, totalizando 30 espectros por amostra. A cronologia usada para estratificação das amostras (i.e. Antes *vs* Depois do rompimento) foi determinada conforme descrito no item anterior. Nos sitio A5 (Abrolhos), a discriminação das partes dos ramos das CCA formadas antes do rompimento abrangeu ~2800 µm de distância do ápice (~2700 µm após o evento) (Figura 493), ao passo que, no sítio D8 (APA Costa das Algas), essa distância foi de ~1200 µm (~ 1000 µm após o evento) (Figura 494).

Para o sítio A5, as amostras correspondentes ao crescimento anterior ao evento apresentaram os elementos C, Na, Mg, Al, Si, Sr, P, S, Cl e K (além de Ca), sendo que os elementos Cr, Fe e Cu só foram detectados no estrato posterior ao evento (Figura 493). Para o sítio D8 as porções correspondentes ao período anterior ao evento também contiveram C, Na, Mg, Al, Si, Sr, P, S, Cl, K, com detecção de Cr, Fe, Mn e Cu em todos os espectros correspondentes ao período posterior ao rompimento (Figura 494).

Figura 493: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio A5 (Abrolhos). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” (transecto) indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem da porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Fe e Cr.

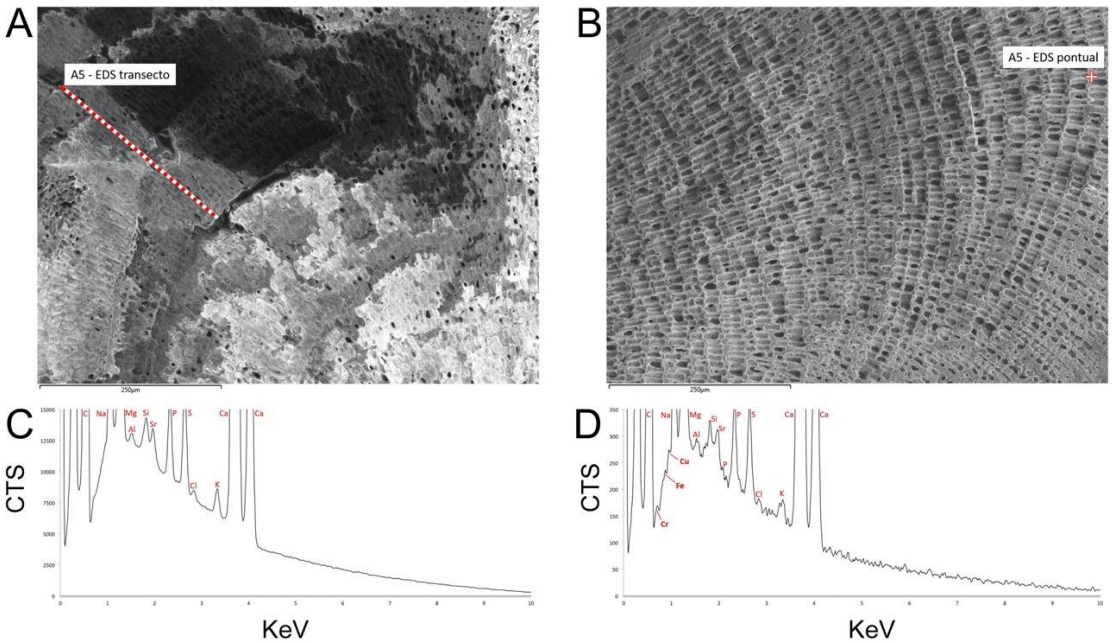
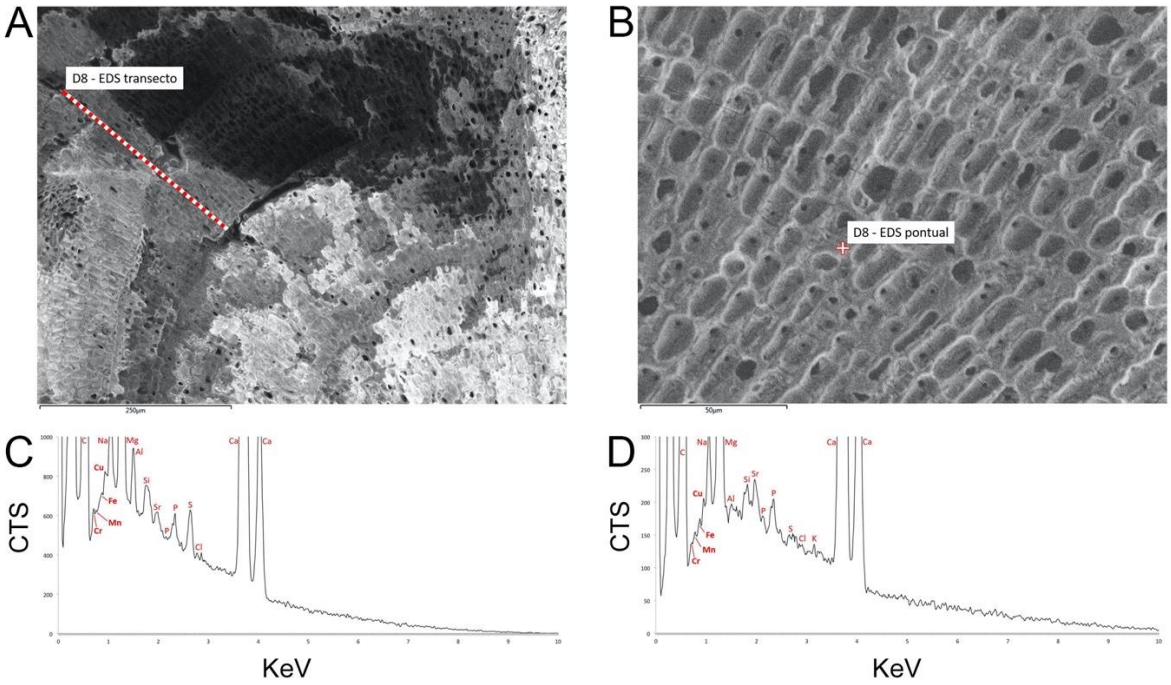


Figura 494: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio D8 (APA Costa das Algas). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem de uma porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Mn, Fe e Cr.



Rodolitos têm sido apontados como indicadores ambientais de contaminação por Mn^{2+}, Fe^{2+}, Ni^{2+} e Co^{2+}, entre outros elementos (DARRENOUGUE et al., 2018). Contudo, ainda não está bem elucidado se (ou quanto) esses elementos são incorporados na estrutura cristalina do esqueleto carbonático, ou se ficam retidos em espaços intercelulares. No caso das CCA, existe a possibilidade de grânulos micro ou nanoscópicos de sedimentos ficarem presos entre o substrato e as crostas da alga (WALKER; MOSS, 1984). No presente estudo, não registramos sedimentos aprisionados, mesmo em imagens de alta magnificação, uma vez que os fragmentos analisados corresponderam a ramos compostos somente por CCA e sem interrupções de crescimento, indicando incorporação dos contaminantes na matriz mineral das algas. As modificações na composição elementar foram detectadas tanto nas análises pontuais quanto na varredura linear. Os contrastes Antes-Depois aqui apresentados são similares aos descritos em um estudo sobre o impacto da mineração às margens de um rio da Nova Caledônia (DARRENOUGUE et al., 2018).

Na região impactada pelo rompimento da barragem de Fundão, o estudo de GOLDER (2017) detectou íons de Fe, Ni e Mn, tanto na lama de rejeitos quanto em locais ao longo do curso do Rio Doce, os quais, *a priori,* não haviam sido afetados pelo rompimento. Embora determinados elementos possam ser carreados para o mar sem estarem diretamente relacionados com o rompimento da barragem, como argumenta GOLDER (2017), ressaltamos que as anomalias que registramos nas concentrações de Cr, Fe, Mn e Cu só ocorreram nas secções das CCAs que correspondem ao período posterior ao evento.

Esse resultado é congruente com a caracterização dos sedimentos ferrosos aprisionados nas cavidades dos rodolitos (veja item 1.1.9.5.2.5), nos quais também foram detectados Mn, Cr, Fe e Cu, indicando que estes sedimentos representam importante via de contaminação dos organismos mineralizadores de carbonato de cálcio. Além disso, os resultados aqui apresentados indicam que a extensão da contaminação é vasta, abrangendo desde as áreas mais próximas da foz do Rio Doce até os bancos de rodolitos adjacentes ao PARNAM dos Abrolhos, na Área A ("controle") (veja também item 1.1.9.5.6.4). A contaminação por metais, especialmente em organismos calcificadores de calcita magnesiana, tais com as CCA, pode aumentar a fragilidade da estrutura cristalina, levando ao aumento da bioerosão (CHERCHI et al., 2012), podendo, em última instância, comprometer a estabilidade dos bancos de rodolitos.

1.1.9.5.6.4 Taxas de crescimento e contaminação de corais

Corais escleractíneos são organismos longevos de crescimento lento e contínuo, processado através da deposição de esqueletos aragoníticos de $CaCO_3$. A calcificação possui íntima relação com o metabolismo dos corais e pode ser influenciada por variações na disponibilidade de nutrientes e nas condições físico-químicas da água (e.g. turbidez, temperatura e poluição; LOUGH; BARNES, 2000; FABRICIUS, 2005). Essas alterações podem afetar o crescimento vertical das colônias (extensão linear) e podem ser identificadas através do estudo das bandas de crescimento (LOUGH; COOPER, 2011). Durante o processo de calcificação, marcadores isotópicos e geoquímicos do entorno são incorporados no esqueleto, o que qualifica os corais que formam bandas anuais como potenciais arquivos do clima e das condições locais, incluindo atividades antropogênicas (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). A precipitação da aragonita é biologicamente controlada e ocorre logo abaixo do tecido aboral, em local semifechado e controlado. Portanto, além das características físico-químicas dos elementos, efeitos vitais (e.g. taxa de crescimento) e espécie-específicos (e.g. estruturas esqueléticas bem definidas) podem influenciar as vias de incorporação (SADLER et al., 2014). As principais vias conhecidas são a substituição de íons de Ca+2 (e.g. Sr+2, Ba+2, Cd+2), o trapeamento de material particulado em poros do esqueleto (e.g. Fe, Cr), a adsorção em superfícies esqueléticas (e.g. Fe, Pb, Zn), ou a incorporação de complexos de matriz orgânica (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Alguns elementos incorporados covariam com parâmetros específicos da água do mar, como temperatura (Sr, U, Mg), sedimentação (Ba, Y) e poluição (Cd, Cr, Fe, Pb, V, Zn), e permitem acessar mudanças nesses parâmetros ao longo do tempo.

Taxas de crescimento

Como parte das metas propostas para a chamada "transição", analisamos 16 colônias de corais coletadas na região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem, entre 2013 e 2018, incluindo as espécies *Mussismilia braziliensis* (n= 8, MUSBR), *Siderastrea* sp. (n= 6, SIDSP) e *Montastraea cavernosa* (n= 2, MONCA). As amostras foram obtidas em 2 sítios da Área A (PARNAM Abrolhos e

adjacências), Pedra de Leste (A1, n= 8; profundidade média de 4 m) e Parcel dos Abrolhos (A3, n= 8; 7 m) (veja Figura 495). Para acessar o bandeamento, os corais foram cortados longitudinalmente ao eixo de crescimento e radiografados com equipamento XRAD VET-300 acoplado a um digitalizador AGFA CR10X (59Kv, 10mAs, 100F, 0.1s de exposição e distância de 1m objeto-fonte). As imagens foram processadas no programa *Coral X-radiograph Densitometry System* (Coral XDS) (HELMLE; KOHLER; DODGE, 2002) e os limites de cada banda foram determinados a partir da média de máximos e mínimos das densidades óticas adjacentes (técnica *Half-Range*). A cronologia foi determinada por contagem regressiva de pares de bandas, a partir da data de coleta. A formação de cada banda dura aproximadamente 6 meses, sendo que bandas de alta (HD) e baixa (LD) densidade são formadas entre dezembro e maio (maiores temperaturas) e entre junho e novembro (menores temperaturas), respectivamente (DÁVALOS-DEHULLU; HERNÁNDEZ-ARANA; CARRICART-GANIVET, 2008; EVANGELISTA et al., 2018; KIKUCHI; OLIVEIRA; LEÃO, 2013). O crescimento (espécies e colônias) foi investigado e comparado por meio da análise de Agrupamento Hierárquico ("cluster"), utilizando o método de Ward e distância Euclidiana. A contribuição de cada banda para o crescimento total e o efeito da temperatura e turbidez no crescimento foram avaliados por 2 abordagens: 1) investigando diferenças entre espécies e as variáveis que afetam o crescimento, com uso de PERMANOVA; e 2) identificando quais colônias apresentaram efeito (temperatura e turbidez), indicando o sinal do efeito (+ ou -) e o momento da série temporal no qual ele foi observado, através de um Modelo Linear Dinâmico (MLD; WEST; HARRISON, 1997). A PERMANOVA foi baseada em uma matriz de similaridade de distância Euclidiana, 9.999 permutações e fatores fixos. PERMANOVA também foi utilizada para explorar contrastes espaciais (A1 *vs* A3) e temporais. Para aumentar a comparabilidade entre os períodos do contraste temporal, dividimos os dados em antes (janeiro de 2005 a junho de 2015) e depois (a partir de julho de 2015) do rompimento da barragem. As análises foram realizadas no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018) e no programa PRIMER v.6, sem transformações. Os valores estão apresentados como média ± erro padrão. Dados mensais de temperatura da água (noturno 11µ) e turbidez (Kd490) foram obtidos por sensoriamento remoto, conforme descrito anteriormente, desde o primeiro ano da série disponível (2004). Os dados foram adquiridos em resolução espacial de 4 km, num raio de 10 km ao redor de cada sítio. Os valores médios mensais foram agrupados de acordo com os períodos de formação das bandas.

As Imagens de raio-X revelaram as bandas de crescimento no esqueleto e permitiram a determinação das taxas de crescimento vertical (extensão linear) de todas as colônias (Tabela 119). As colônias apresentaram idades distintas, em especial as de *M. braziliensis*, que variaram entre 11 (MUBR3_PL) e 89 (MUBR3_PB) anos.

A PERMANOVA discriminou as bandas LD e HD em *M. braziliensis* e *M. cavernosa* (Tabela 120) e o MLD destacou quais colônias apresentaram essa diferenciação (Figura 496). Além disso, a PERMANOVA indicou maior contribuição das bandas LD (i.e. maior crescimento em baixa densidade, sob menores temperaturas) nas amostras MUBR1_PL, MUBR2_PL e MONCA1_PL. O MDL, menos permissivo, identificou esse efeito apenas em MUBR2_PL. A PERMANOVA também aponta para a

temperatura como variável que mais explica a variação no crescimento (> Pseudo-F) e indica que turbidez e temperatura, juntas, influenciaram apenas o crescimento de *M. braziliensis* no sitio A1, Pedra de Leste (Tabela 121). As diferenças entre sítios, para *M. braziliensis* (Pseudo-F = 7,9; $p < 0,05$), ressaltam a influência do local no crescimento desta espécie. Essas idiossincrasias foram confirmadas com o MLD, que identificou influências positivas da turbidez (Tabela 120) e negativas da temperatura (Tabela 121) em MUBR1_PL, MUBR2_PL e MUBR1_PB. A diferença entre bandas corrobora a ideia de que o crescimento de *M. braziliensis* está relacionado com períodos de maior e menor temperatura/turbidez. O maior (menor) crescimento durante períodos de alta turbidez (temperatura) reflete características adaptativas de *M. braziliensis*, como morfologia e limites de tolerância. O efeito negativo da temperatura sobre o crescimento sugere menor tolerância a períodos de maior temperatura e irradiância, e dialoga com a prevalência de colônias branqueadas registrada em A1, entre 2015-16 (TEIXEIRA et al., 2019). Com isso, o aumento na nutrição heterotrófica e a diminuição na irradiância durante períodos de maior turbidez são possíveis processos favoráveis ao crescimento de *M. braziliensis* (e.g. FERRIER-PAGÈS et al., 2003; HOULBRÈQUE et al., 2004). Nas demais espécies, apenas uma colônia de *Siderastrea* sp. apresentou efeito negativo da turbidez (SIDSP1_PB), responsável pela diferença entre esta e as outras colônias (ID, $p < 0,05$).

Figura 495: Pontos de coleta para os estudos de crescimento (círculos sólidos pretos) e de contaminação (estrela vermelha) em corais. A colônia usada no estudo de contaminação foi coletada em local mais livre de influência das plumas costeiras.

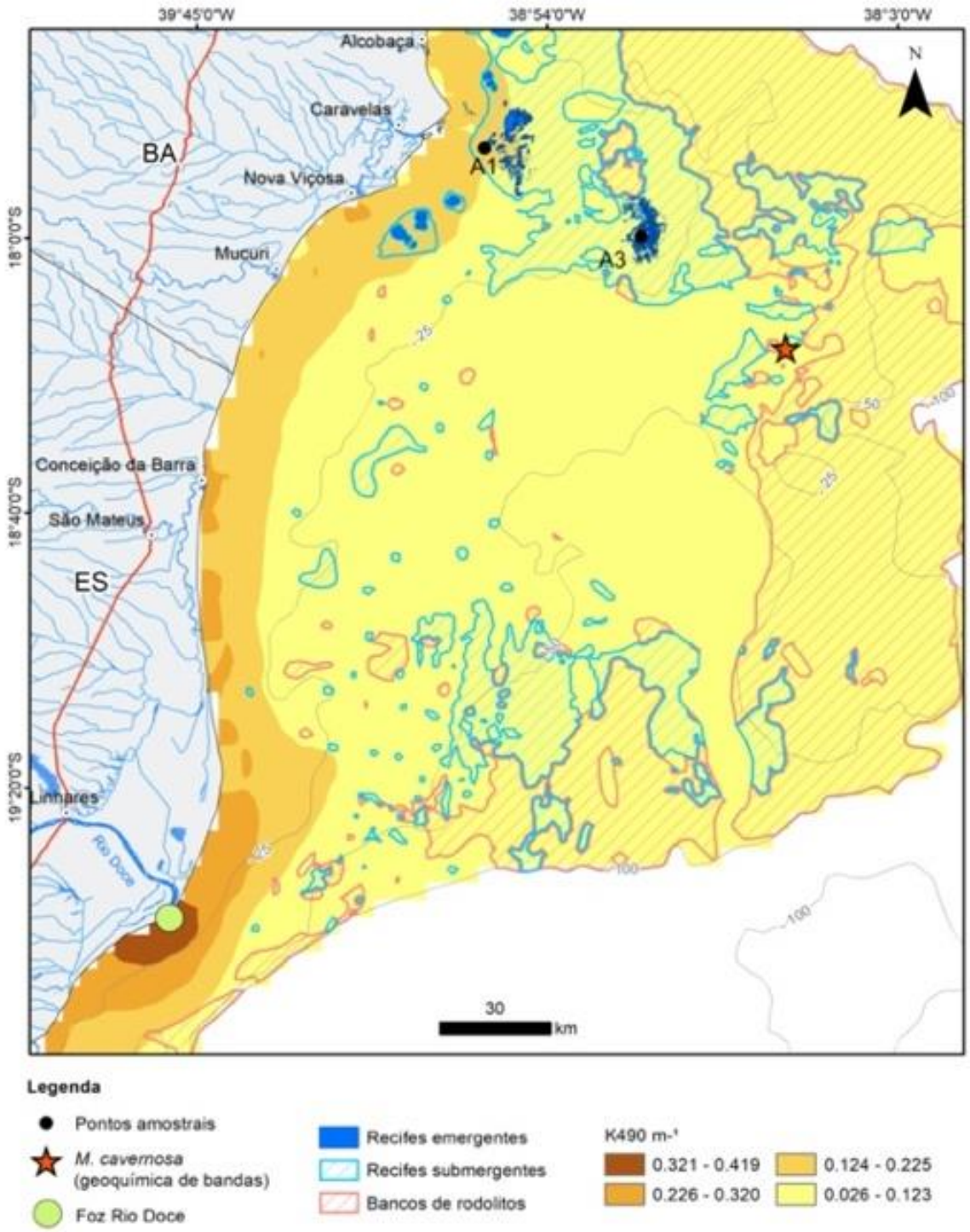


Tabela 119: Variáveis do crescimento das colônias dos corais *Mussismilia braziliensis* (MUSBR), *Siderastrea* sp. SIDSP) e *Montastraea cavernosa* (MONCA).

ID	Idade (anos)	Período de crescimento	Taxa de crescimento (cm.ano $^{-1}$)
MUSBR1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	44	1973-2017	0,67 ± 0,027
MUSBR2_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	72	1943-2015	0,75 ± 0,01
MUSBR3_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	11	2002-2013	0,49 ± 0,021
MUSBR4_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	13	2000-2013	0,48 ± 0,020
MUSBR1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	46	1971-2017	0,99 ± 0,039
MUSBR3_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	89	1926-2015	0,69 ± 0,012
MUSBR4_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	22	1991-2013	0,46 ± 0,024
MUSBR5_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	13	2000-2013	0,67 ± 0,027
SIDSP1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	32	1985-2017	0,18 ± 0,006
SIDSP2_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	78	1939-2017	0,18 ± 0,002
SIDSP3_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	23	1992-2015	0,16 ± 0,008
SIDSP1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	27	1990-2017	0,21 ± 0,009
SIDSP2_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	29	1986-2015	0,25 ± 0,012
SIDSP3_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	35	1984-2018	0,23 ± 0,013
MONCA1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)	34	1983-2017	0,20 ± 0,002
MONCA1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3)	32	1985-2017	0,15 ± 0,005

Tabela 120**:** Resultado da PERMANOVA usada para explorar as fontes de variabilidade no crescimento das três espécies de corais (Banda e Arco – A1 e A3). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ), ECV: porcentagem de variação dos componentes. MUBR = *Mussismilia braziliensis*. MONCA = *Montastraea cavernosa*. SIDSP = *Siderastrea* sp.

Espécie	Fonte	GL	SQ	ECV	Pseudo-F	*p*
MUBR	Banda	1	13,34	35,65	59,04	0,0001
	Arco	1	0,61	16,86	27,16	0,0001
	Resíduos	733	16,56	2,26		
	Total	735				
MONCA	Banda	1	169,5	1,34	14,11	0,0006
	Arco	1	19,01	1,87	15,82	0,0001
	Resíduos	233	1,20	1,20		
	Total	235				
SIDSP	Banda	1	5,28	4	0,347	0,55
	Arco	1	0,10	-0,04	67,02	0,0001
	Resíduos	503	15,21			
	Total	505				

Tabela 121: Sumário da PERMANOVA usada para explorar a influência das variáveis ambientais no crescimento dos corais e a variação entre colônias (ID). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ). Códigos das espécies como acima

		PEDRA DE LESTE (A1)					PARCEL DOS ABROLHOS (A5)			
	Fonte	GL	SQ	ECV	Pseudo-F	p	GL	SQ	Pseudo-F	p
M	KD	1	0,2	24,3	15	0,0004	1	321	2,7	0,0998
U	SST	1	0,6	87,9	42,4	0,0001	1	72.6	0.6	0,4317
B	ID	3	0,1	48,7	7,9	0,0001	3	0,1	12,6	0,0001
R	Res.	86					86	116,8		
	Total	91					91			
M	KD	1	0,1	-0,2	1,6	0,9	1	2,22	0,6	0,42
O	SST	1	19,4	0,5	2,9	0,1	1	0,01	38,5	0,95
N	ID	0	-	-	-	-	0	-	-	-
C										
A	Res.	25					25	3,28		
	Total	27					27			
S	KD	1	3,1	-0,05	0,3	0,53	1	5,8	0,3	0,55
I	SST	1	18,3	0,01	2,3	0,13	1	0	0,6	0,99
D	ID	2	3,5	-0,16	0,4	0,65	2	10,8	67,7	0,002
S										
P	Res.	75					77			
	Total	79					81			

Figura 496: Modelo linear dinâmico mostrando o efeito das bandas de baixa (LD) e alta (HD) densidade no crescimento dos corais. Comparação par-a-par entre colônias com características semelhantes e sítios distintos. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.

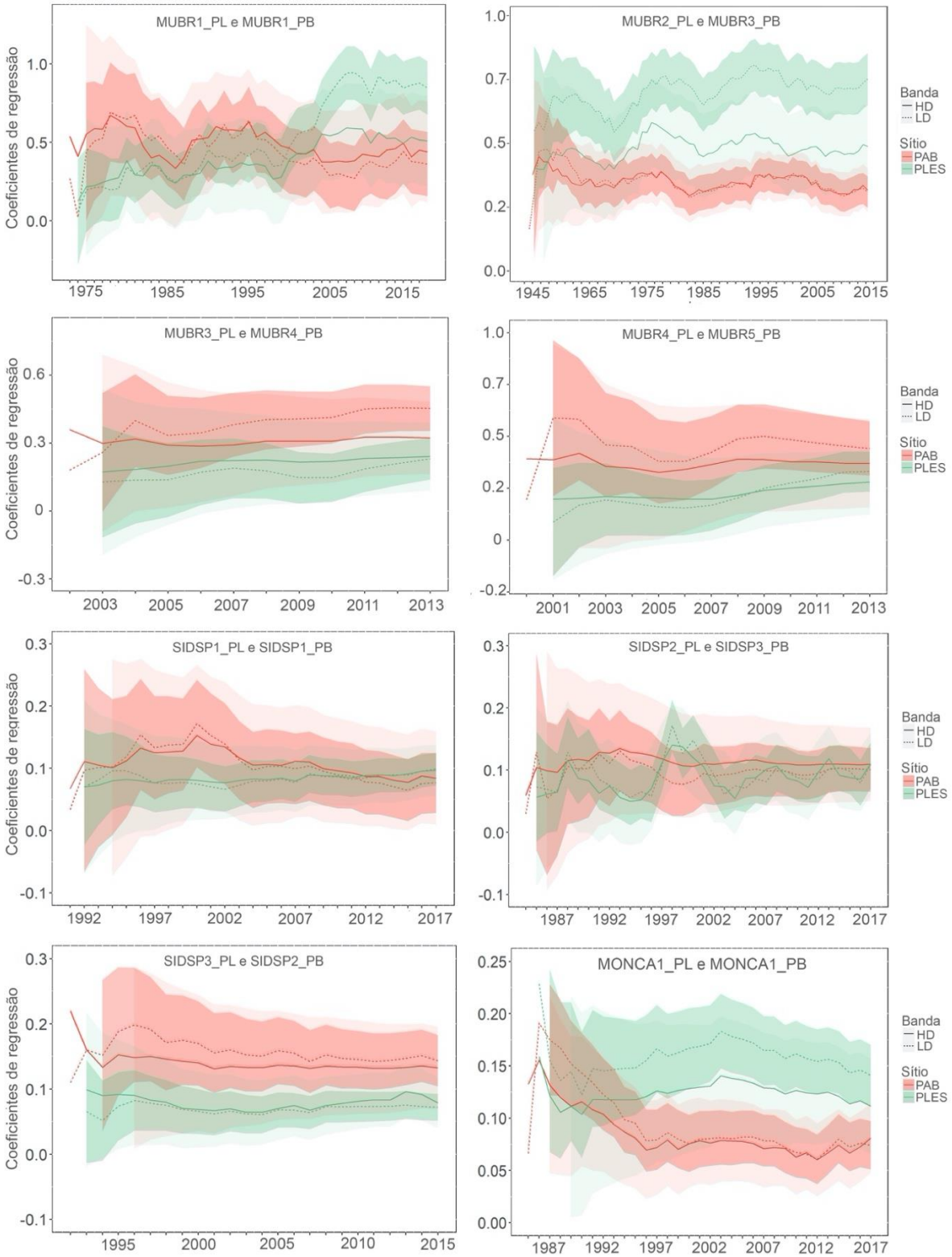


Figura 497: Efeito da turbidez (Kd490) no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.

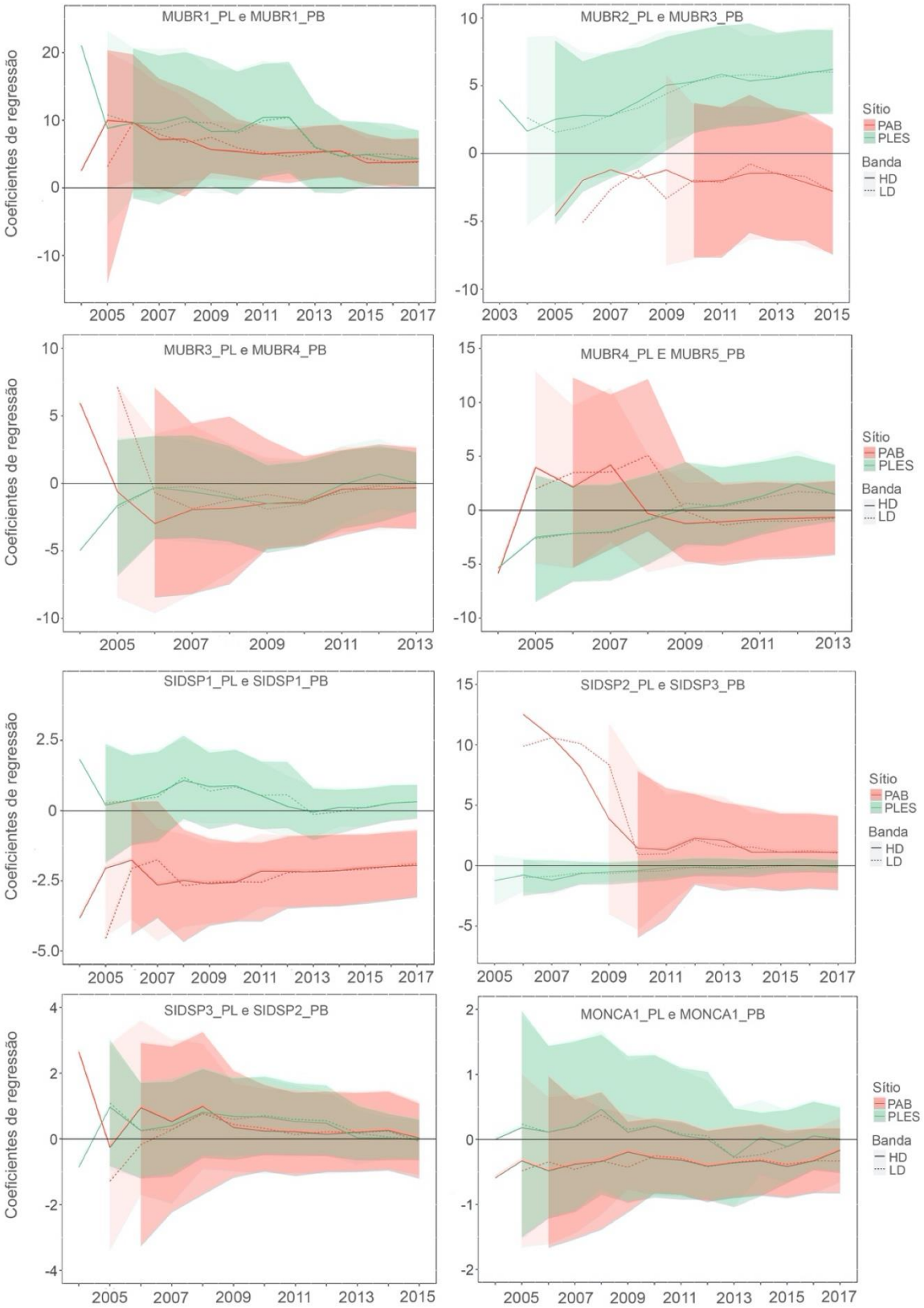
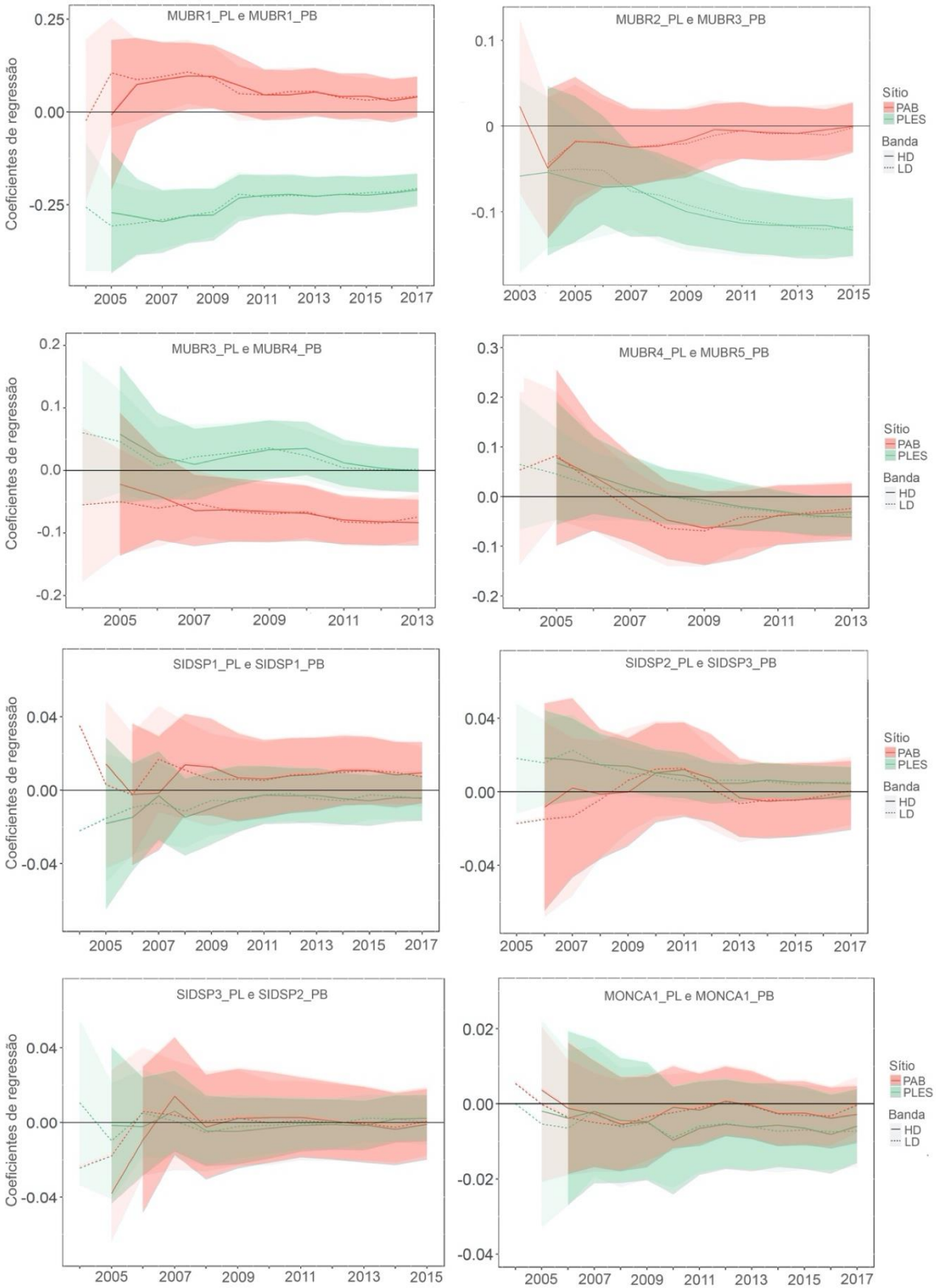


Figura 498: Efeito da temperatura no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.



O crescimento médio de *M. braziliensis* (0,71 ± 0,01 cm.ano^{-1}) foi cerca de três vezes maior do que aquele de *Siderastrea* sp. e *M. cavernosa*, cujas taxas foram semelhantes (0,19 ± 0,004 e 0,18 ± 0,006 cm.ano^{-1}, respectivamente). Essas médias estão próximas de valores disponíveis na literatura (KIKUCHI; OLIVEIRA; LEÃO, 2013; MOZQUEDA-TORRES et al., 2018; SUGGETT et al., 2012) e refletem um aspecto importante da dinâmica das assembleias de corais, onde algumas espécies crescem mais rapidamente do que outras. Além disso, também foram encontradas diferenças intraespecíficas relacionadas ao sítio de coleta, nas três espécies. *Siderastrea* sp. (A1: 0,17 ± 0,003, A3: 0,23 ± 0,007 cm.ano^{-1}, $p < 0,001$) e *M. braziliensis* (A1: 0,67 ± 0,013, A3: 0,75 ± 0,016 cm.ano^{-1}, $p < 0,001$) apresentaram maior crescimento no sítio A5 (Parcel dos Abrolhos), e *M. cavernosa* apresentou maior crescimento em A1 (Pedra de Leste) (A1: 0,20 ± 0,006, A3: 0,15 ± 0,006 cm.ano^{-1}, $p < 0,05$) (Figura 499). Essa variação intraespecífica pode estar associada às condições contrastantes de proximidade da costa, aporte de nutrientes, sedimentação/turbidez, profundidade e incidência de luz (FREITAS et al., 2019; JUPITER et al., 2008). A plasticidade fisiológica de *M. cavernosa* pode ser explicada, pelo menos em parte, pelas características de fotoaclimatação dos simbiontes, e também por uma possível maior contribuição da via heterotrófica (ANTHONY; FABRICIUS, 2000; LESSER et al., 2010). A exposição a ambientes mais hostis pode influenciar positivamente o crescimento vertical, em detrimento de um esqueleto mais denso, como já demonstrado para *M. annularis*, um coral congênere do Caribe (CARRICART-GANIVET; MERINO, 2001). De forma oposta, ambientes mais estáveis e com menor influência costeira favorecem espécies mais sensíveis a variações, tal como observado em *Siderastrea* sp. e *M. braziliensis*, uma tendência registrada em colônias de corais do gênero *Porites* na Grande Barreira de Corais da Austrália (JUPITER et al., 2008). A análise de agrupamento sintetiza esses resultados (Figura 500) e evidencia tanto as menores taxas de crescimento de *M. cavernosa* e *Siderastrea* sp. quanto a menor variação no crescimento de colônias sintópicas. O grupo que reuniu as colônias de *M. braziliensis* apresentou maior dissimilaridade, refletindo: 1) crescimento sazonal diferente (entre as bandas) e 2) maior flutuação frente variações de turbidez e temperatura, o que pode refletir maior sensibilidade dessa espécie em relação às outras duas.

Figura 499: Contraste do crescimento de cada espécie de corais entre os dois sítios. * indica diferença estatística.

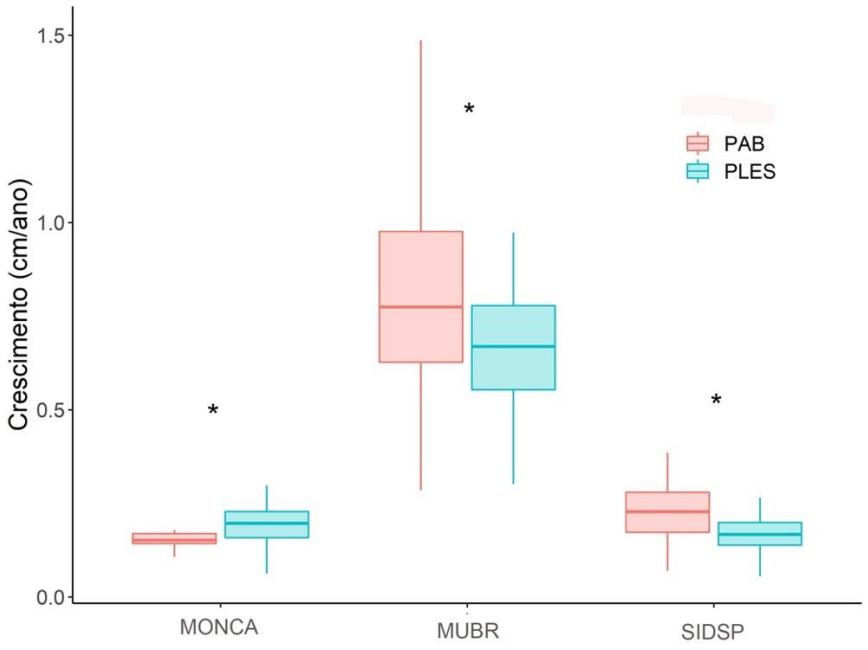
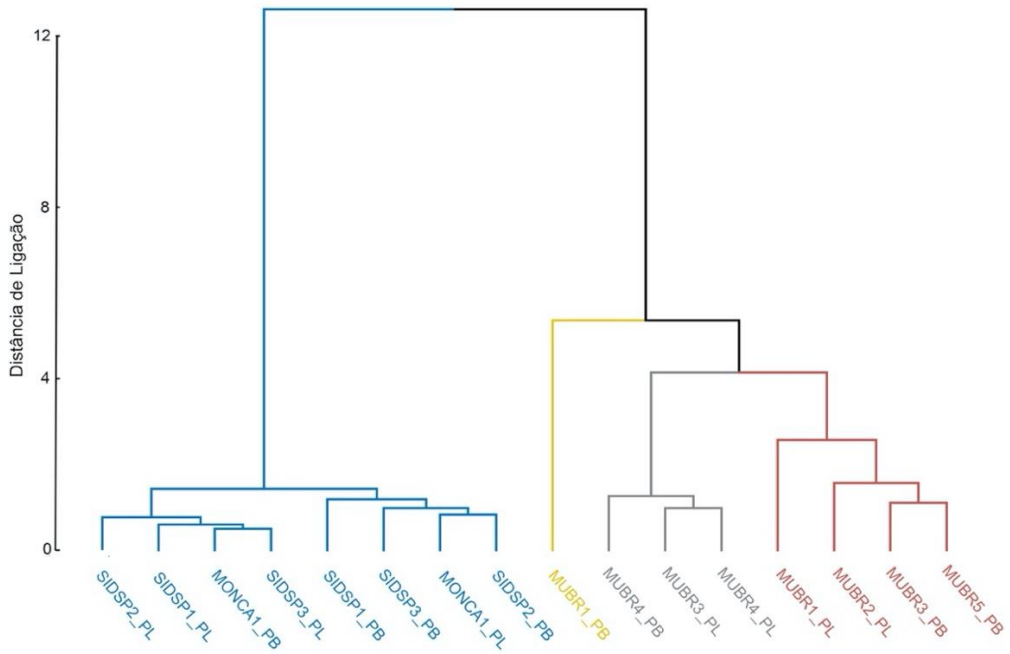


Figura 500: Dendrograma mostrando similaridades no crescimento das colônias de *M. braziliensis*, *M. cavernosa* e *Siderastrea* sp.



Embora tenha havido uma tendência de decréscimo no crescimento após o rompimento da barragem, o contraste temporal do tipo "before-after" não indicou alterações estatisticamente significativas (Tabela

122). Este resultado deve ser interpretado com cautela, já que o número de observações posteriores ao evento (5 semestres) é baixo. A maioria das colônias apresentou decréscimo no crescimento médio após 2015 (MUBR1_PL, MUBR1_PB, SIDSP3_PB e MONCA1_PL), incluindo a colônia de *M. cavernosa* na qual estudamos as possíveis assinaturas da contaminação pelo rompimento (veja adiante). A contaminação por metais pesados pode resultar em alterações fisiológicas diversas, incluindo decréscimo no crescimento (FABRICIUS, 2005; FERRIER-PAGÈS et al., 2001), mas o tipo e a velocidade dessa resposta permanecem pouco explorados na literatura. A construção de um modelo mais completo para a compreensão das forçantes naturais e antropogênicas sobre o crescimento dos corais da região estudada ainda depende de contrastes entre sítios mais e menos expostos a contaminantes (e.g. Recifes Esquecidos vs Timbebas), de séries mais longas do período pós-rompimento, e da incorporação de outras componentes (e.g. densidade e calcificação) do crescimento dos corais.

Tabela 122: Contraste "Antes-Depois" do rompimento da barragem com dados de crescimento de oito colônias de corais (PERMANOVA). Médias semestrais de crescimento ± erro padrão.

ID	Antes	Depois	*p*
MUBR1_PL	0,368 ± 0,035	0,33 ± 0,051	> 0,05
MUBR1_PB	0,465 ± 0,030	0,461 ± 0,059	> 0,05
SIDSP1_PL	0,09 ± 0,006	0,111 ± 0,012	> 0,05
SIDSP2_PL	0,090 ± 0,004	0,103 ± 0,011	> 0,05
SIDSP1_PB	0,090 ± 0,009	0,098 ± 0,015	> 0,05
SIDSP3_PB	0,104 ± 0,008	0,101 ± 0,021	> 0,05
MONCA1_PL	0,100 ± 0,005	0,081 ± 0,017	> 0,05
MONCA1_PB	0,066 ± 0,003	0,078 ± 0,011	> 0,05

Contaminação por elementos-traço em esqueletos de corais

Em maio de 2018, uma colônia de *M. cavernosa* foi coletada a 47 m de profundidade, em uma área de banco de rodolitos relativamente afastada da costa (Figura 495). Esse sítio amostral foi escolhido de maneira a representar tendências regionais, uma vez que é menos sujeito a aportes continentais abruptos e está sob menor flutuação sazonal na turbidez (veja item 1.1.9.5.1). A cronologia dessa colônia foi definida conforme descrito na sessão anterior. Com base nas bandas de crescimento, pequenos fragmentos (2,5 x 2,5 cm) foram amostrados com um sistema de Ablação à Laser Up-213 (*Laser Ablation* - LA) conectado a um Espectrômetro de Massas por Plasma Indutivamente Acoplado (*Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry* - ICP-MS) Thermo Scientific Element 2. Esse sistema dispara um laser micrométrico que pulveriza a porção superficial do fragmento e gera uma amostra tipo aerossol, a qual é coletada para fora da célula de ablação por meio de um fluxo contínuo de gás (He e Ar, com gases portadores), até que seja atomizada e ionizada conforme é submetida ao ICP e transferida para o analisador de massas (MS) (SINCLAIR; KINSLEY; MCCULLOCH, 1998). Amostragens pontuais de Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, Pb, Sr, U, V, Y e Zn foram realizadas a cada 0,3 mm,

com emissão contínua a 10Hz, 1,09mK (13,85 J/cm²) e diâmetro do laser, em seu ponto focal, de 100µm. Padrões de vidro certificados foram utilizados para reduzir erros internos e validar os dados, com amostragem de padrões externo (NIST612) e interno (NIST610) antes e após cada 10 amostras. A concentração dos elementos foi calculada e a qualidade dos dados foi monitorada com o software Glitter (GRIFFIN et al., 2008). O limite de detecção (DL; Tabela 123) variou entre 0,006 (U) e 65,36 µg.g-1 (Ca) e foi definido como:

$$DL_x = (3{,}29 . \sqrt{(\mu BG_x)} . 1/\sqrt{n} + 2{,}71) / (S_x . DT_x),$$

onde μBG_x é a média de todos os backgrounds (em cps - *counts per second*), DT_x o tempo de permanência, n o número de medidas de background (análises) e S a sensitividade (cps/ppm).

Todos os elementos foram divididos pelo Ca para compor a razão elemento/Ca e facilitar comparações (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Para melhorar a visualização entre elementos de grandezas diferentes, os dados foram padronizados: x_n = (x_n - média$_x$)/desvio padrão$_x$. Uma PCA foi utilizada para redimensionar os dados e explorar semelhanças e diferenças entre elementos e anos. Testes PERMANOVA (9.999 permutações) baseados em matrizes de distância Euclidiana foram realizados para determinar a influência dos anos e semestres nas concentrações dos elementos.

Entre 2014-2018, o crescimento da colônia apresentou média de 1,6 ± 0,3 mm.a^{-1} e tendência decrescente (r = -0.52), variando entre 2,9 mm.a^{-1} (2015) e 0,9 mm.a^{-1} (2017) (Figura 502). Nesse período foram adquiridas 27 amostras elementares, abrangendo entre 4 a 9 amostras por ano (2017 e 2015, respectivamente) e uma resolução maior do que trimestral. As concentrações obtidas estão resumidas na Tabela 124.

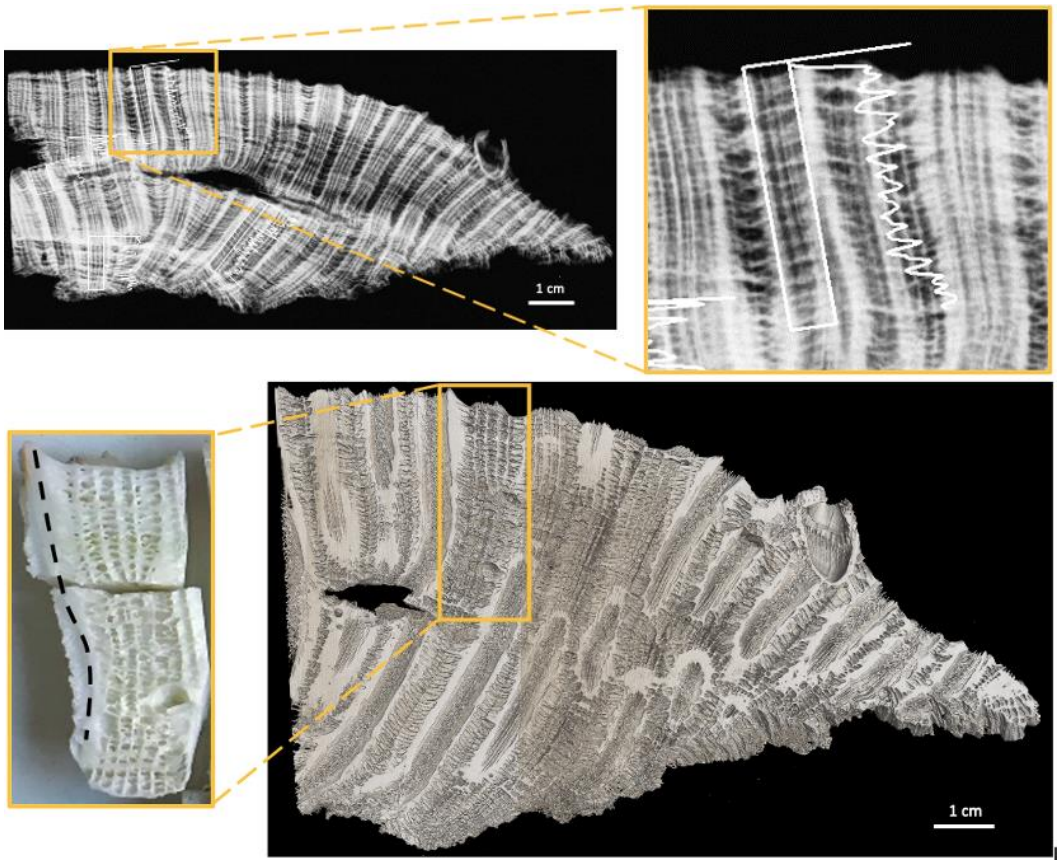
Tabela 123: Limite de detecção dos elementos

Elemento	Isótopo monitorado	Limite de detecção (µg.g^{-1})
Ba	137	0,203
Ca	43	65,36
Cd	111	0,091
Cr	52	10,19
Fe	57	0,007
Pb	208	0,011
Sr	88	0,023
U	238	0,008
V	51	0,027
Y	89	0,091
Zn	66	0,412

Tabela 124: Concentração média e erro padrão da razão elemento/Ca (n = 27) (mmol/mol*, µmol/mol**, nmol/mol***).

Elemento	Média
Ba/Ca**	3,49 ± 0,04
Cd/Ca**	0,11 ± 0,009
Cr/Ca**	6,29 ± 0,2
Fe/Ca**	61,2 ± 1,6
Pb/Ca***	11,6 ± 0,8
Sr/Ca*	6,97 ± 0,09
U/Ca**	0,86 ± 0,02
V/Ca***	98,1 ± 11,8
Y/Ca***	53,2 ± 1,9
Zn/Ca***	24,6 ± 3,1

Figura 501: Colônia do coral *Montastraea cavernosa* usada no estudo de contaminação. Acima: imagem de raio-X com destaque nas bandas de crescimento. Abaixo: imagem de microtomografia 3D, com destaque na porção amostrada para análises elementares. A linha preta tracejada indica o local amostrado.



A concentração média do Fe/Ca (61,19 µmol/mol ou 33,8 µg.g^{-1}) foi superior à de corais *Meandrina braziliensis* de outras regiões da costa brasileira (10 µg.g^{-1}; EÇA et al., 2012) e corais *Montastraea* do Caribe (< 25,6 µmol/mol; PROUTY et al., 2008), mas abaixo da encontrada em corais impactados por

rejeitos de mineração e usinas (> 50 µg.g^{-1}; DAVID, 2003; CHEN et al., 2010), indicando contaminação moderada/momentânea. No início de 2016, uma anomalia positiva de Fe/Ca no esqueleto (86,7 µmol/mol ou 48,4 µg.g^{-1}) esteve associada a decréscimos de praticamente todos os elementos, exceto V/Ca. O estado de oxidação mais comum do V é o V^{+5}, enquanto os dos demais são semelhantes aos do Fe (Fe^{+2} e Fe^{+3}): Ba^{+2}, Cd^{+2}, Cr^{+3}, Pb^{+2}, Y^{+3} e Zn^{+2}. A falta de anomalia do V/Ca e as correlações negativas significativas do Fe/Ca (com Cd/Ca, Cr/Ca e Ba/Ca) sugerem competição entre íons eletronicamente semelhantes na matriz esquelética, na qual os altos valores de Fe/Ca interferiram na incorporação de outros elementos. A partir dessa anomalia, houve aumento (Pb/Ca, V/Ca, Y/Ca e Zn/Ca) ou diminuição (Cd/Ca e Cr/Ca) em concentrações, bem como perda (Pb/Ca e Fe/Ca) ou ganho (Zn/Ca) de sazonalidade. Com exceção do Ba/Ca, as análises de PERMANOVA identificaram influência significativa dos anos nos elementos ($p < 0,05$) e atestam as mudanças observadas.

Os dois primeiros eixos da PCA (61,2% da variação) estiveram associados à variação de dois grupos de amostras (Figura 503). O primeiro, mais associado ao PC1, reuniu dados anteriores a 2016 e teve maior contribuição de Ba, Cd, Cr e Fe, elementos bem correlacionados e que apresentaram máximas concentrações no inverno e mínimas no verão. As amostras com variação mais associada ao PC2 foram influenciadas por Pb, V, Y e Zn, elementos pouco correlacionados (Figura 504) cujos valores positivos, consistentes a partir de meados de 2016, os associaram ao grupo de dados posteriores ao rompimento da barragem. O aumento na concentração de Pb, V e Zn em esqueletos de corais está associado a poluição causada por indústrias e mineração (SAHA et al., 2016). A concentração média de Pb/Ca e Zn/Ca foi mais baixa do que aquela registrada em corais de regiões altamente impactadas por mineração e queima de combustíveis fósseis (e.g. FALLON; WHITE; MCCULLOCH, 2002), e indica níveis de contaminação ainda relativamente baixos. Em contraste, os valores de V/Ca foram próximos ao registrado em localidades bastante impactadas por atividades antrópicas (e.g. SHEN; BOYLE, 1988; TANAKA et al., 2013). A pluma de rejeitos oriundos do rompimento da barragem foi identificada ao sul de Abrolhos em julho de 2016 por FRANCINI-FILHO et al. (2019) (veja Figura 343), período caracterizado pela chegada de ventos do quadrante sul e tempestades capazes de revolver sedimentos e de transportar águas para o norte (SEGAL et al., 2008), e pode estar associada às diversas anomalias na concentração de elementos traço no esqueleto do coral a partir desse momento. Por exemplo, o aumento nas concentrações de Pb, V e Zn (Tabela 125) sugerem maior contaminação por metais a partir de 2016. A ação das correntes e a ressuspensão representam mecanismos importantes de reincorporação crônica de contaminantes, previstos para ocorrer na região estudada em longo prazo (HATJE et al., 2017). Apesar das concentrações relativamente baixas de Pb/Ca e Zn/Ca, há poucos estudos endereçando quais concentrações máximas podem ser consideradas sub-letais para corais (e.g. REICHELT-BRUSHETT; HARRISON, 2005). Além disso, a detecção de Zn e Pb em organismos de crescimento lento são preocupante sinal de contaminação em níveis diferentes da rede trófica e potencial de bioacumulação (HAO et al., 2019; MOKHTAR et al., 2012).

Figura 502: Série temporal padronizada dos elementos, em resolução trimestral (A e B) e semestral (C e D). LE = Extensão Linear. Setas vermelhas apontam o momento do rompimento da barragem. Com exceção do Ba, foram encontradas influências significativas dos anos na concentração dos elementos (PERMANOVA, p <0,05).

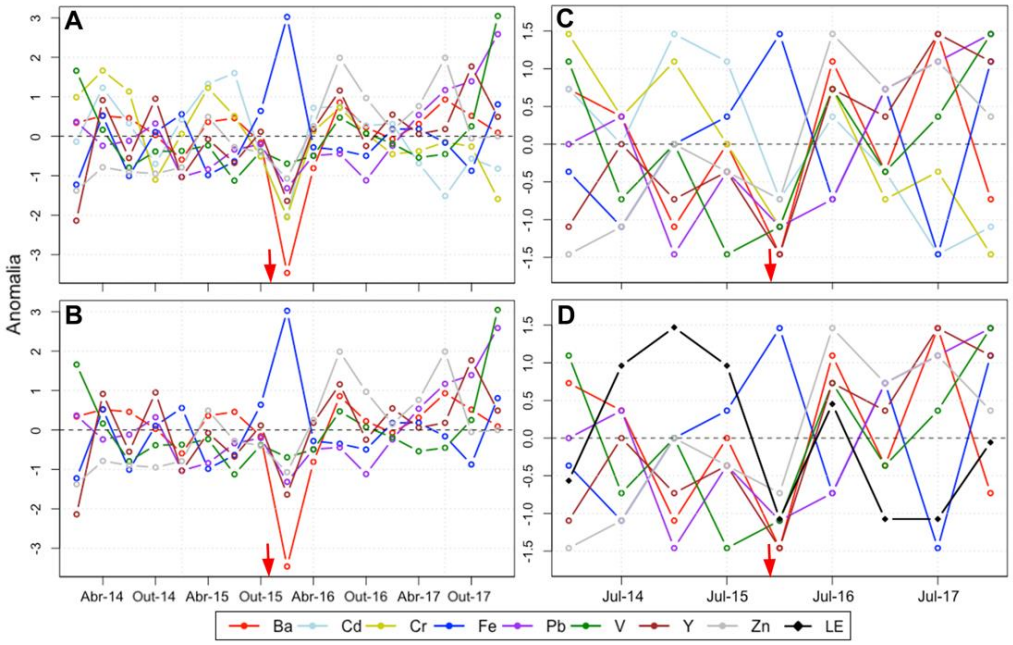
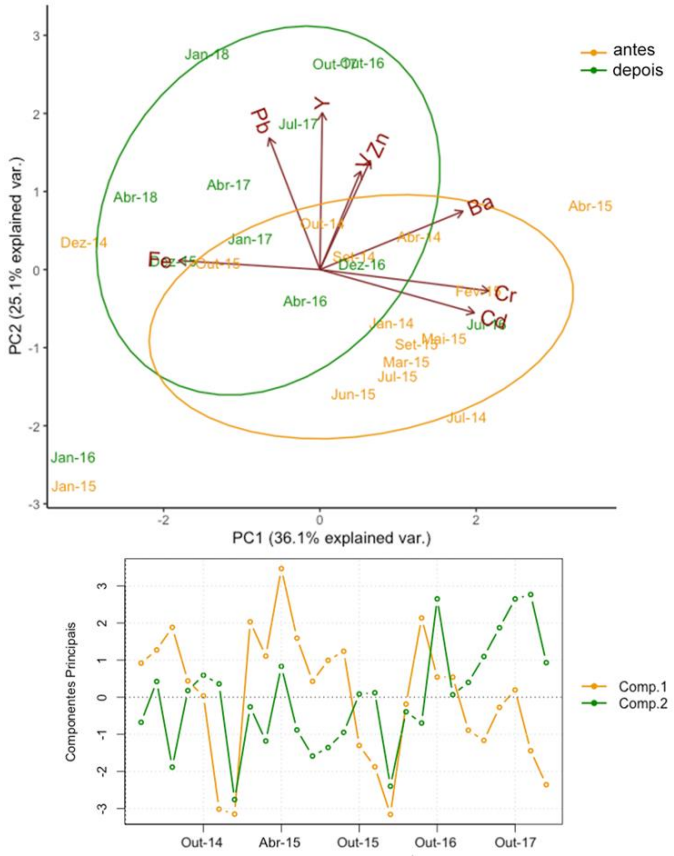


Figura 503: Análise de componentes principais com dados temporais dos elementos, agrupados em antes e depois de novembro de 2015. **Abaixo**: séries temporais das Componentes Principais (PC1 e PC2).



O deságue de rios costeiros é uma das principais fontes de nutrientes e sedimentos para ambientes marinhos, e costuma estar associado à variação de Y/Ca e Ba/Ca (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). O Y/Ca é um bom indicador de influência continental porque forma complexos com íons carbonato e não é biologicamente mediado, apresentando comportamento estável na interface estuário-oceano (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016; LEWIS et al., 2018). A concentração média de Y/Ca esteve próxima ao encontrado em corais sob influências estuarinas (FALLON; WHITE; MCCULLOCH, 2002; SAHA et al., 2018), e suas séries temporais indicam aumento de sedimentação a partir de 2016. O Ba/Ca também é um reconhecido indicador da sedimentação, mas pode ser influenciado por ressurgência, produtividade primária e outros processos biogeoquímicos (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Ambos elementos (Ba/Ca e Y/Ca) apresentaram maiores valores no inverno, período de maior sedimentação, mas estiveram associados a eixos diferentes da PCA. Além disso, a concentração média de Ba/Ca esteve entre as menores registradas em corais no Atlântico (CARILLI et al., 2009; REUER; BOYLE; COLE, 2003; SHEN; BOYLE et al., 1988). Isto sugere pouca influência terrígena sobre os valores de Ba e, como os maiores valores foram encontrados no inverno, é possível que exista associação com processos de ressuspensão, mais intensos nesse período. Os valores de Ba/Ca e Y/Ca foram ainda maiores nos invernos pós-2016. Somados à correlação positiva entre Y e Pb, esses valores também apontam para um aumento de influência continental sobre o coral a partir de 2016.

Atividades industriais e de mineração são fontes substanciais de Cd e Cr (e.g. PEKEY, 2006). No presente trabalho, esses elementos foram altamente correlacionados ($r = 0.74$, $p < 0.001$) e sugerem fonte comum. A concentração média de Cd/Ca e Cr/Ca foi maior do que a encontrada em corais de águas rasas (<10 m) em outras regiões (CARILLI et al., 2009; REUER; BOYLE; COLE, 2003; TANAKA et al., 2013). Concentrações elevadas desses elementos também foram registradas na pluma de rejeitos (DUARTE et al., 2020; GOMES et al., 2017). Porém, especialmente após 2016, Cd/Ca e Cr/Ca apresentaram tendência de decréscimo ($r = -0,38$ e $-0,53$, respectivamente). Uma vez que há indícios da chegada do rejeito na região de Abrolhos (e.g. FRANCINI-FILHO et al., 2019), a tendência de decréscimo de Cd/Ca e Cr/Ca não deve estar associada a diminuição na disponibilidade desses elementos na água. Por outro lado, o estado de oxidação e o raio iônico são fatores preponderantes na substituição do Ca^{+2} por outros metais no esqueleto carbonático (SAHA et al., 2016), e fazem do Fe, Pb e Zn elementos mais facilmente incorporados, em relação ao Cd e Cr (e.g. MOKHTAR et al., 2012). Ao longo das séries temporais, houve aumento significativo na concentração de Fe/Ca e Pb/Ca e Zn/Ca, com relações negativas ($p < 0,05$) do Fe/Ca com Cd/Ca e Cr/Ca, e do Pb/Ca com Cd. Portanto, a incorporação de Fe, Pb e Zn em detrimento do Cr representa o processo mais provável para explicar o decréscimo de Cd/Ca e Cr/Ca, a despeito da disponibilidade na água. Esse resultado sugere diferenças no potencial de incorporação de metais no esqueleto carbonático dos corais.

A partir de 2016, o aumento na concentração de Fe/Ca, Pb/Ca, V/Ca, Y/Ca e Zn/Ca acompanhou a tendência de queda do crescimento. Anomalias térmicas positivas assolaram a região entre 2015-16 e geraram altas taxas de branqueamento de corais (TEIXEIRA et al., 2019), e podem ter influenciado o crescimento do coral aqui estudado. No entanto, não foram identificadas as bandas características associadas a hiatos no crescimento e eventos de branqueamento (e.g. bandas de estresse; LOUGH; COOPER, 2011). Por outro lado, testes experimentais demonstram efeitos negativos de Pb, Cd e Zn na fertilidade de corais *Acropora* e *Goniastrea* (REICHELT-BRUSHETT; HARRISON, 2005), e demonstram que altas concentrações de Fe podem causar disrupção na endossimbiose com as zooxantelas e resultar em diminuição no crescimento (FERRIER-PAGÈS et al., 2001).

A associação entre a redução no crescimento e o aumento das concentrações de metais no esqueleto de *M. cavernosa*, a partir de 2016, demanda por um aprofundamento maior nessa temática, incluindo contrastes entre sítios mais e menos expostos a contaminantes (e.g. Recifes Esquecidos *vs* Timbebas) e de avaliações de outros aspectos do metabolismo dos corais (e.g. fecundidade). O estudo aqui apresentado, proposto no âmbito da "transição", ficou prejudicado pela interrupção dos trabalhos de campo em março de 2020, e também pela desmobilização do projeto em novembro de 2020, mas será completado como tema de pesquisa da equipe executora.

Figura 504: Correlação de Pearson entre os elementos amostrados no esqueleto dos corais. O r de Pearson está representado nas caixas. Caixas coloridas indicam correlações significativas.

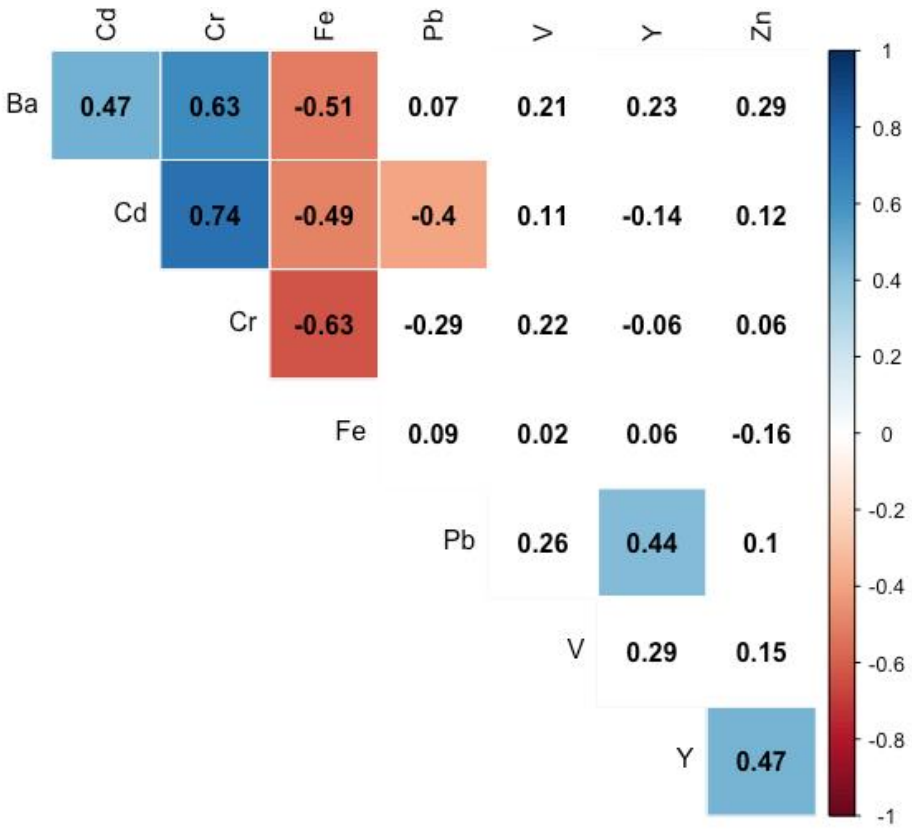


Tabela 125: Concentração dos metais antes (<2016) e depois (≥ 2016) do rompimento da barragem (µmol/mol*, nmol;mol**).

	Antes			Depois		
Elemento/Ca	**Média**	**Mín.**	**Máx.**	**Média**	**Mín.**	**Máx.**
Ba/Ca*	3,51	2,72	3,78	3,48	2,63	3,83
Cd/Ca*	0,13	0,03	0,21	0,10	0,02	0,18
Cr/Ca*	6,64	4,00	7,89	5,79	4,02	7,12
Fe/Ca*	59,6	49,5	81,2	63,4	54,2	86,7
Pb/Ca**	10,4	2,58	14,1	13,4	6,76	27
V/Ca**	83,8	28,5	172	119	67,78	379
Y/Ca**	50,7	33,7	68,6	56,9	38,4	77,6
Zn/Ca**	17,7	4,59	50,5	34,8	9,18	82,7

1.1.9.5.7 Processos ecológicos: balanço carbonático e assentamento em estruturas artificiais

1.1.9.5.7.1 Balanço carbonático

A produção e a calcificação líquidas são associadas ao ciclo do carbono nos recifes. A produção líquida se refere ao balanço entre a produção orgânica e a respiração, e a calcificação líquida se refere ao

balanço carbonático entre a calcificação e a dissolução do carbonato de cálcio. As medições do balanço carbonático revelam se o recife está acumulando ou perdendo $CaCO_3$. As CAUs ("Calcification Accretion Units") representam unidades experimentais usadas para medir a variação na massa carbonática e orgânica, e também são valiosas para acessar a composição da comunidade bentônica de colonizadores em estágios sucessionais iniciais (REIS et al., 2016).

As análises apresentadas a seguir correspondem às CAUs instaladas durante o PMBA e retiradas em janeiro de 2020, comparadas com unidades cujos resultados foram apresentados no Relatório Final do Ano 1 (RRDM, 2019; RT 19), retiradas em março de 2019 e instaladas previamente ao PMBA, no âmbito do PELD Abrolhos (Tabela 126). Na última etapa (2019-2020), a malha amostral foi ampliada com a instalação de CAUs nos sítios A6 (Timbebas), D15 e D21 (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa das Algas). A metodologia de processamento e análise seguiu REIS et al. (2016), envolvendo a quantificação dos principais grupos de organismos colonizadores, estimativas de taxas de colonização e vitalidade de algas coralíneas incrustantes (CCA), e a contribuição relativa de organismos construtores e não-construtores. Os dados foram analisados com PCAs e Análises de Componentes Principais com Cluster Hierárquico (PCA-HCPC – “Hierarchical Clustering on Principal Components”), e também com escalonamento multidimensional não métrico e PERMANOVAs. A interpretação dos contrastes deve ser feita levando em consideração que os sítios A5 e B1 correspondem a bancos de rodolitos, ao passo que os demais correspondem a recifes coralíneos (A1, A3, A6, B2 e B4) e recifes lateríticos adjacentes ao litoral (D15 e D21).

A razão entre a massa carbonática e não-carbonática discriminou mais fortemente as amostras dos recifes costeiros (Figura 506, painel superior), onde há um denso dossel de macroalgas (veja item 1.1.9.5.5.1). Além disso, recifes tenderam a ter maior massa carbonática relativa do que bancos de rodolitos. Nas CAUs instaladas no banco de rodolitos da Área B houve redução expressiva na razão massa carbonática e não-carbonática no período 2019-2020.

A produção carbonática (Figura 506, painel inferior) tendeu a ser maior nos bancos de rodolitos da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (APA Costa das Algas). Entre os recifes, a produção carbonática tendeu a ser maior na Área A. A variação espacial na produção carbonática foi mais importante do que a variação temporal (Tabela 127).

Figura 505: Estruturas artificiais de colonização para estudos de calcificação e colonização, instaladas em recifes costeiros (A, B), recifes coralíneos (C, D) e bancos de rodolitos (E-H).

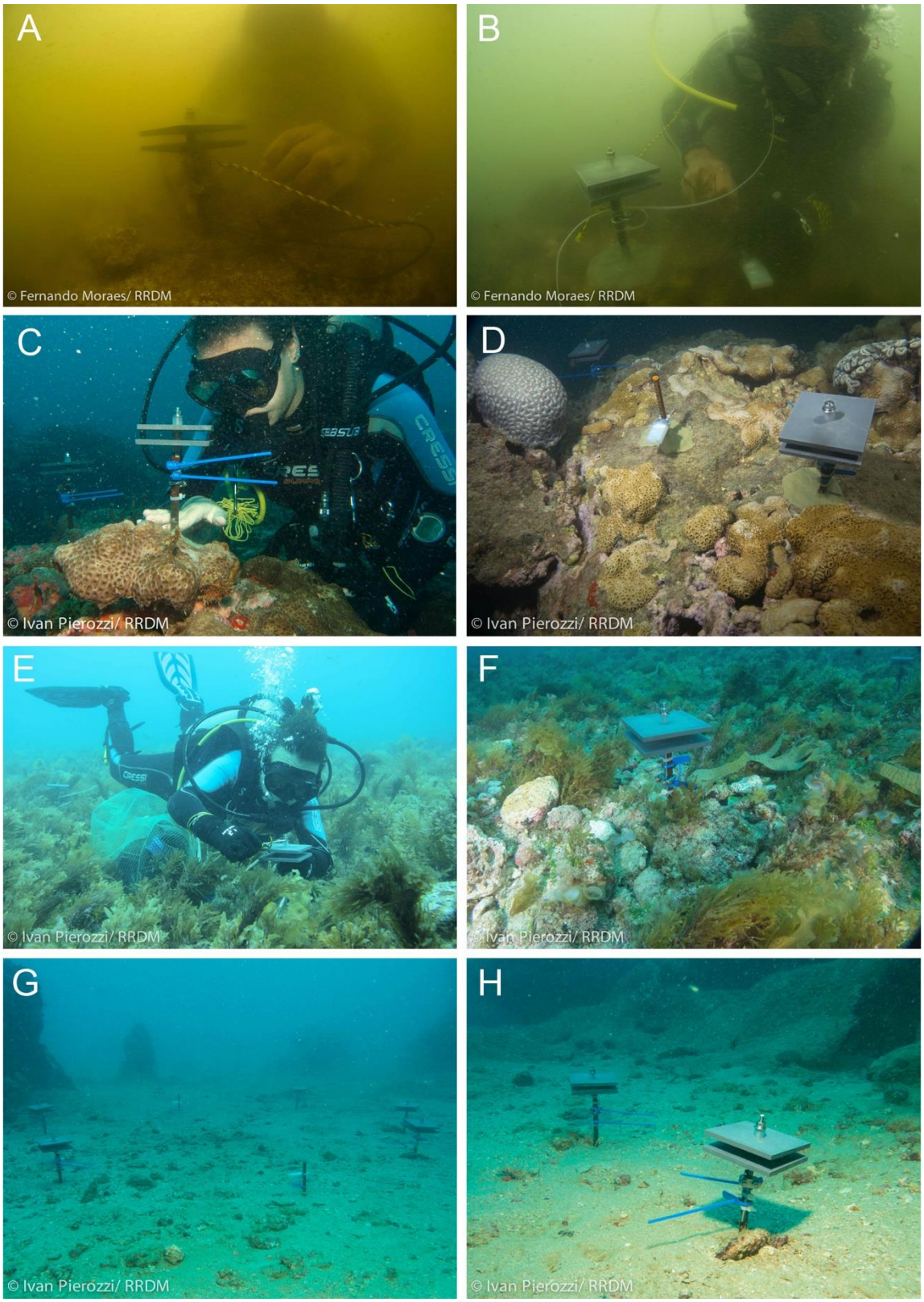


Tabela 126: Produção de carbonato de cálcio ($g.m^{-2}.a^{-1}$), massa não calcária ($g.m^{-2}.a^{-1}$) (média ± DP) e razão (carbonato/massa não calcária) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos), D15 e D21 após um ano de colonização.

Período	Sítios	Produção de carbonato ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Massa não calcária ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Carbonato/massa não calcária
2018-2019	A1	300 ± 8	38 ± 6	**8,0 ± 1,2**
	A3	275 ± 99	35 ± 1	**7,9 ± 3,1**
	A5	346 ± 107	119 ± 32	**3,0 ± 1,2**
	B1	155 ± 49	20 ± 5	**7,8 ± 0,7**
	B2	100 ± 22	14 ± 7	**7,8 ± 2,5**
	B4	248 ± 76	34 ± 8	**7,5 ± 2,5**
2019-2020	A1	317 ± 94	56 ± 3	**6,9 ± 1,3**
	A3	243 ± 83	27 ± 8	**8,9 ± 1,8**
	A5	417 ± 300	143 ± 72	**3,4 ± 1,5**
	A6	214 ±93	53 ±13	**4 ± 1,2**
	B1	229 ± 92	62 ± 12	**3,7 ± 1,2**
	B4	217 ± 82	44 ± 16	**5 ± 1**
	D15	554 ± 148	405 ± 125	**1,4 ± 0,3**
	D21	570 ± 179	602 ± 335	**1,2 ± 0,6**

Figura 506: Variáveis do balanço carbonático nas unidades de calcificação-acreção (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e D (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). **Painel superior**: Razão entre a massa carbonática e não-carbonática. **Painel inferior**: produção carbonática (g.m^2.ano^{-1}).

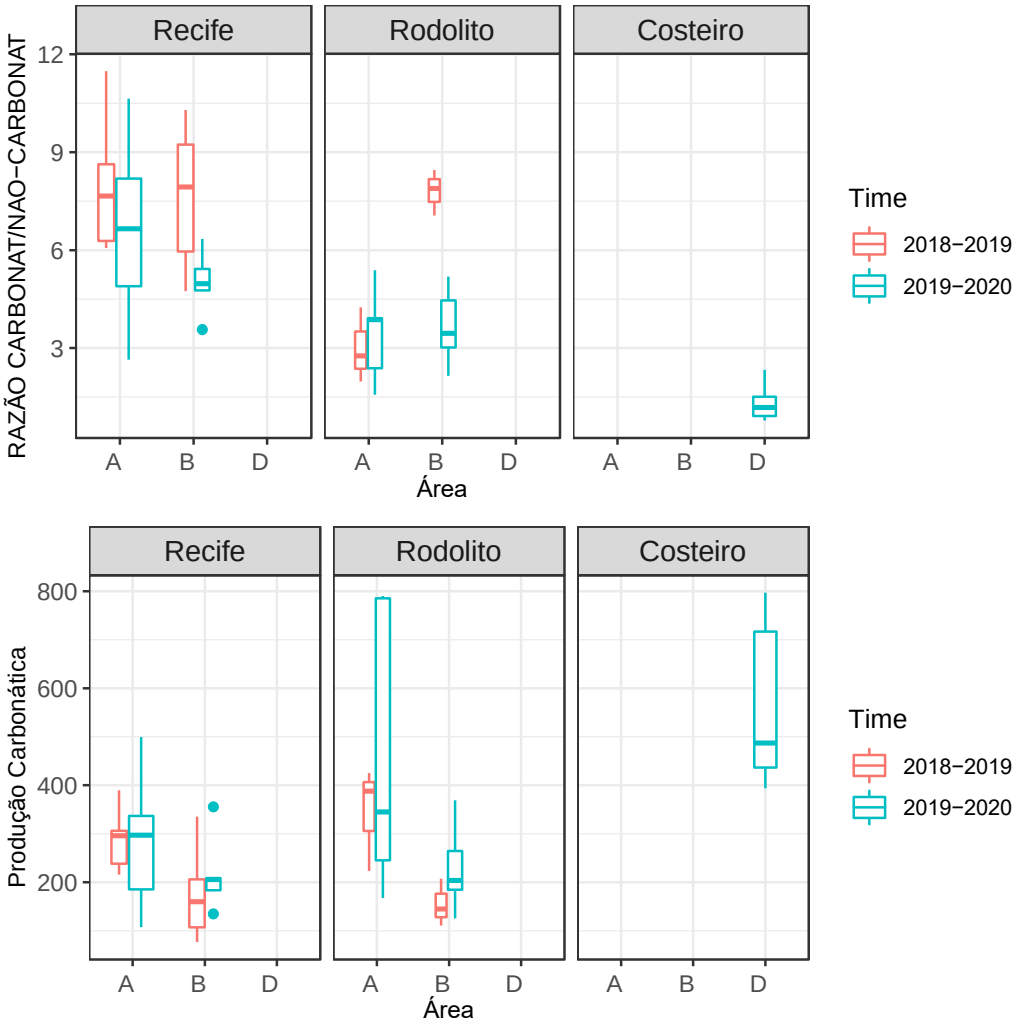


Tabela 127: Sumário da PERMANOVA com dados de razão entre massa carbonática e não carbonática das CAUs (sem área D, i.e., restrita a contrastes entre os "habitats" recifes e bancos de rodolitos,).

	GL	SQ	MS	Pseudo-F	P
Período	1	3,5917	3,5917	5,4166	0,009
"Habitat"	1	5,7697	5,7697	8,7013	0,0014
Período x "Habitat"	1	0,12413	0,12413	0,1872	0,8125
Res	44	29,176	0,66309		
Total	47	39,444			

1.1.9.5.7.2 Assentamento

As comunidades assentadas nas CAUS apresentaram diferenças relacionadas principalmente aos “habitats” (i.e., recifes adjacentes ao litoral da Área D e recifes e bancos de rodolitos das áreas A e B) e também aos períodos (Figura 507 A), sem interação significativa. A Análise de Componentes Principais com Cluster Hierárquico (Figura 507 B) evidenciou um grupo formado por organismos não construtores, que predominaram na área D, e outro formado principalmente por organismos construtores, predominantes nas Áreas A e B. Dadas as diferenças consistentes entre “habitats” (Tabela 128), os bancos de rodolitos (Figura 508, Figura 509) e recifes (Figura 510, Figura 511) foram analisados separadamente, através de NMDS, no sentido de revelar possíveis diferenças espaço-temporais dentro desses estratos.

Nos bancos de rodolitos (Figura 508, Figura 509) as amostras da Área A se caracterizaram por maior abundância de macroalgas e turf, bem como briozoários e esponjas, ao passo que as amostras da Área B tiveram participação mais importante de moluscos, cirripédios e ascídias. As abundâncias de CCA e poliquetas não foram importantes para discriminar as duas áreas, mas influenciaram a variação temporal, com maior participação de poliquetas no segundo período (2019-2020), em ambas as áreas. A participação relativa de turf também foi importante na discriminação temporal, com ganho de abundância no segundo período. A cobertura por CCA (Figura 509), importante mineralizador, tendeu a diminuir no segundo período, especialmente na Área A, onde clorófitas, ausentes em 2018-2019, passaram a representar até 2% da cobertura das placas.

Nos recifes, o sítio B2, amostrado apenas entre 2018-2019, se discriminou dos demais (Figura 510), tendo apresentado contribuição expressiva de esponjas, moluscos e algas pardas. Sem considerar as amostras do sítio B2, as comunidades assentadas nas CAUs instaladas em recifes das duas áreas não apresentaram diferença significativa (PERMANOVA, p=0.09). A diferença temporal, também sem considerar B2, foi mais importante (PERMANOVA, p=0.007), tendo sido influenciada por um aumento na participação de Peyssonneliales e redução na participação de briozoários. A redução na cobertura de CCA, entre os dois períodos, foi menos evidente do que aquela registrada nos bancos de rodolitos (veja Figura 509), tendo sido praticamente restrita à Área B (sítio B4) (Figura 511).

Foram detectadas diferenças espaciais importantes no recrutamento de corais (Figura 511, painel inferior). A Área A apresentou maiores valores de cobertura por corais recém-assentados, especialmente no sítio A1 (Pedra de Leste). Por outro lado, o recrutamento de corais foi menor no Parcel dos Abrolhos (A3) e Timbebas (A6), alcançando os menores valores nos Recifes Esquecidos, onde recrutas de corais foram ausentes das placas instaladas em B2. Os resultados representam um quadro inicial, mas sugerem que é necessária uma compreensão mais ampla nos padrões espaciais e temporais de recrutamento de corais, inclusive para que se possa avaliar a pertinência de intervenções e transplantes de colônias (e.g. SHAVER et al., 2020). Os indícios de limitação mais severa de recrutamento, aliado à menor diversidade genética de simbiontes em corais na Área B (veja item 1.1.9.5.6.1), pode estar relacionado à contaminação e outros fatores naturais e antropogênicos.

Figura 507: Cobertura das placas de colonização (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e C (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). No **painel A** (esquerda) as 3 áreas estão indicadas por símbolos de cores e formas diferentes. O **painel B** (direita) representa o Agrupamento Hierárquico (PCA-HCPC – "Hierarchical Clustering on Principal Components") destas mesmas amostras. **Rótulos**: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

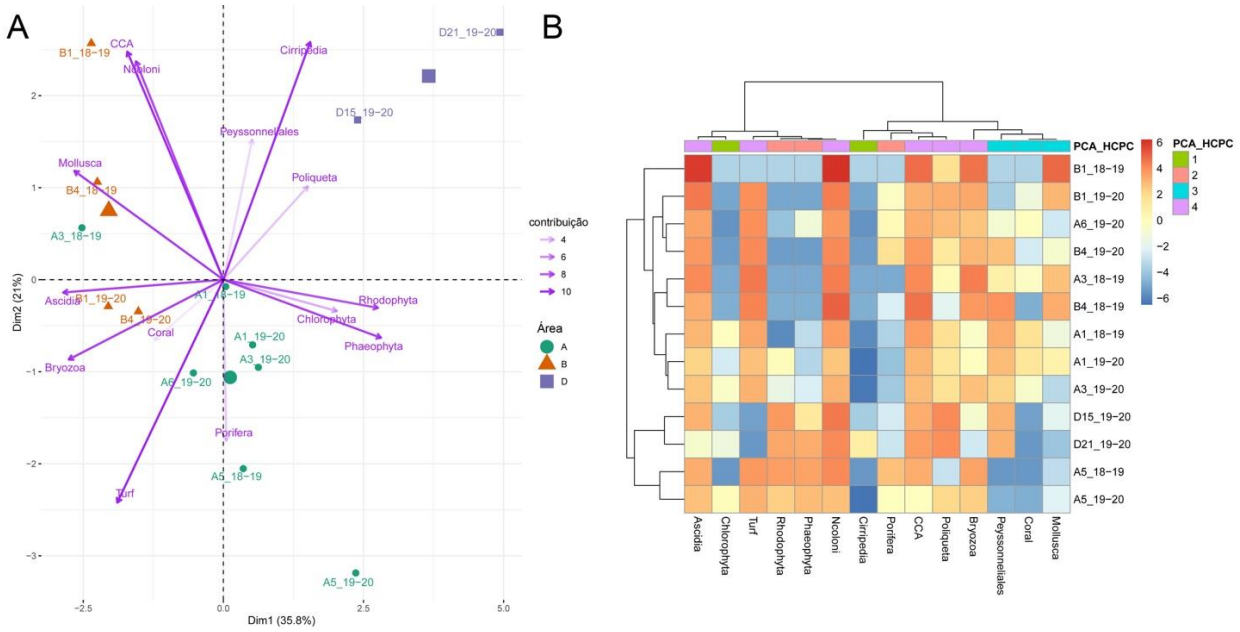


Tabela 128: Sumário da PERMANOVA com dados de cobertura das CAUs de todos os sítios e períodos. Os três "habitats" correspondem a: i) recifes adjacentes ao litoral da Área D , ii) recifes (áreas A e B) e iii) bancos de rodolitos (áreas A e B).

	GL	SQ	MS	Pseudo-F	P
Habitat	2	18791	9395,5	23,705	0,0001
Período	1	1981,8	1981,8	5,0001	0,001
Habitat x Período	1	350,06	350,06	0,88322	0,4818
Res	53	21006	396,35		
Total	57	42579			

Figura 508: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (triângulos verdes) e B (quadrados rosa). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

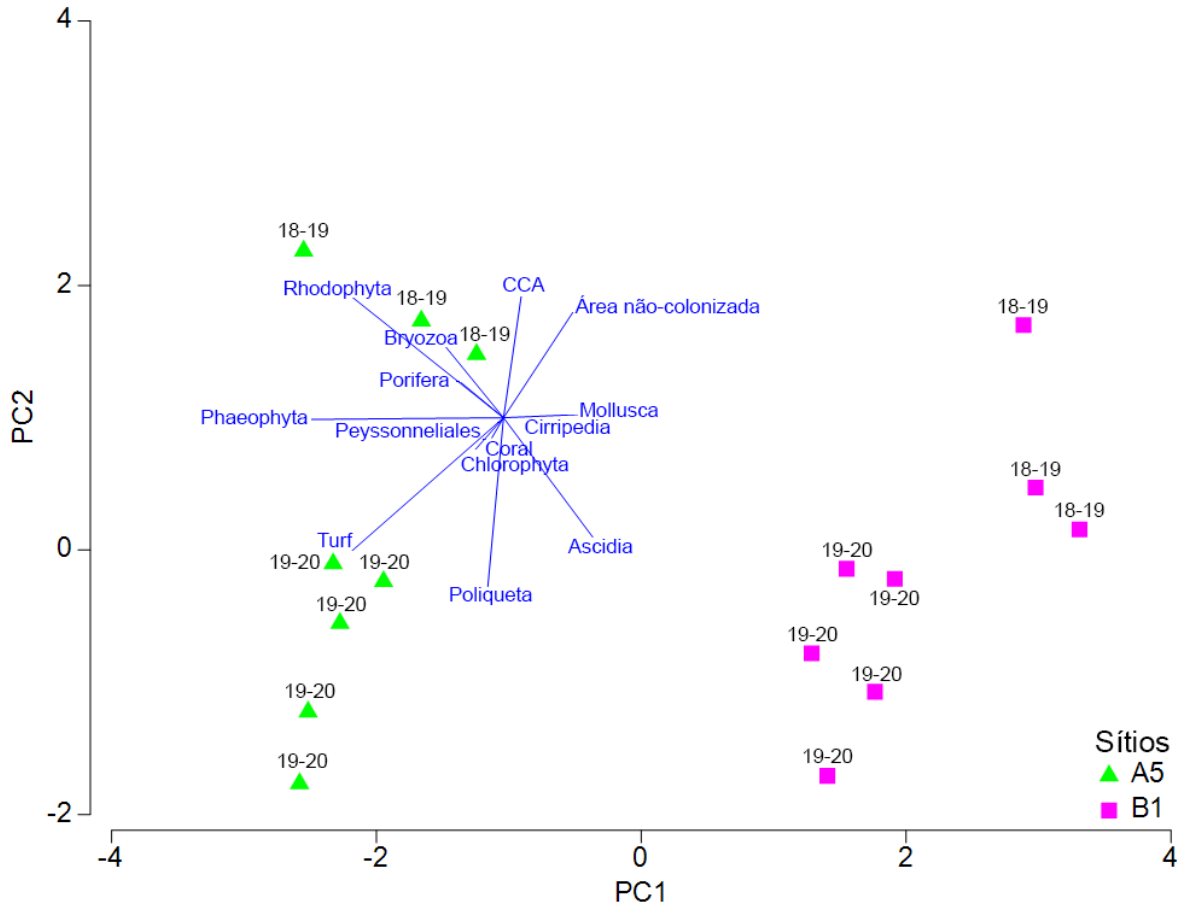


Figura 509: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (símbolos verdes) e B (símbolos rosa). No painel superior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em simbolos com tamanho relativo à abundância. No painel inferior as “pizzas” correspondem à contribuição percentual de diferentes grupos de algas. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

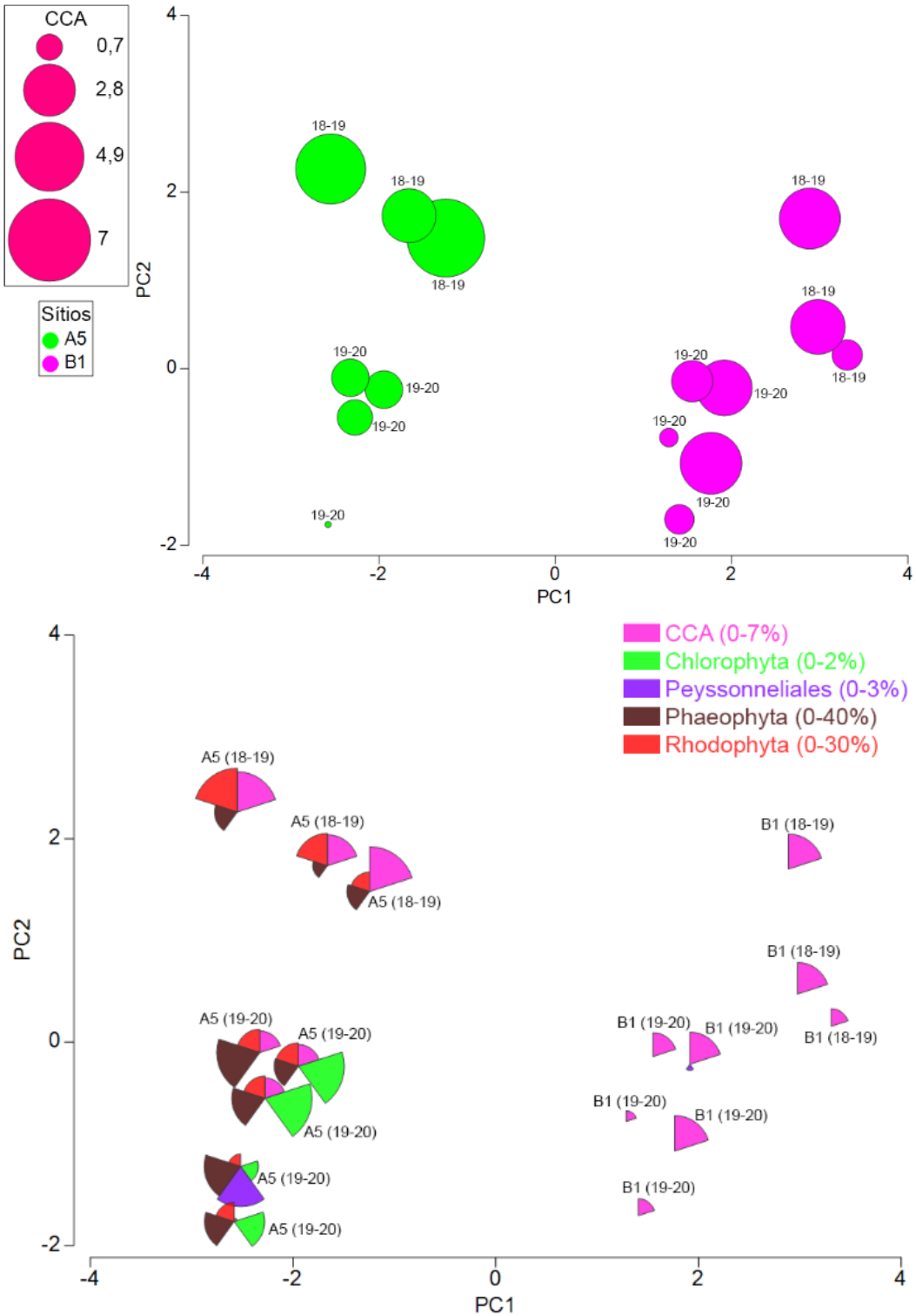


Figura 510: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A (triângulos) e B (quadrados). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

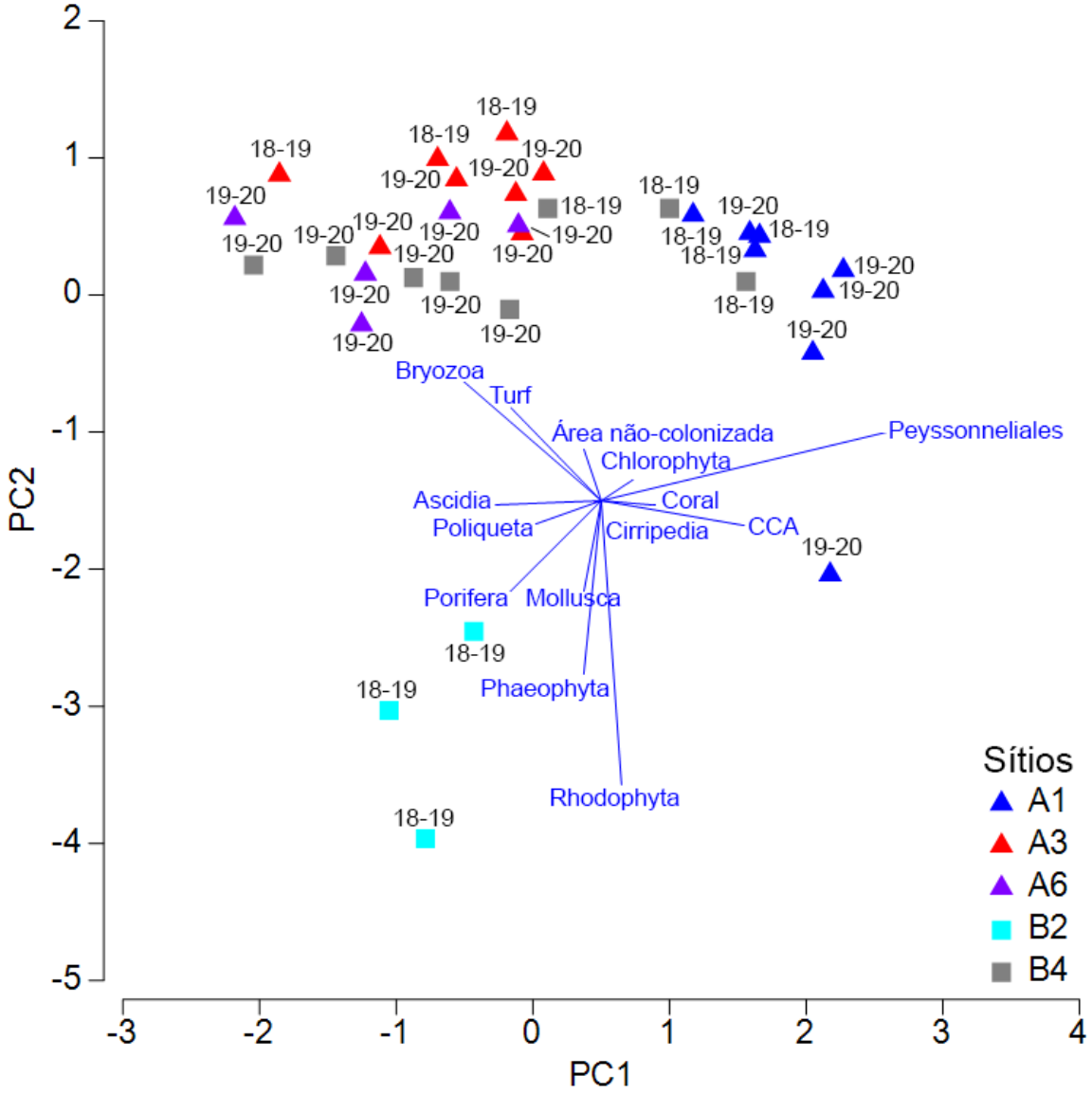
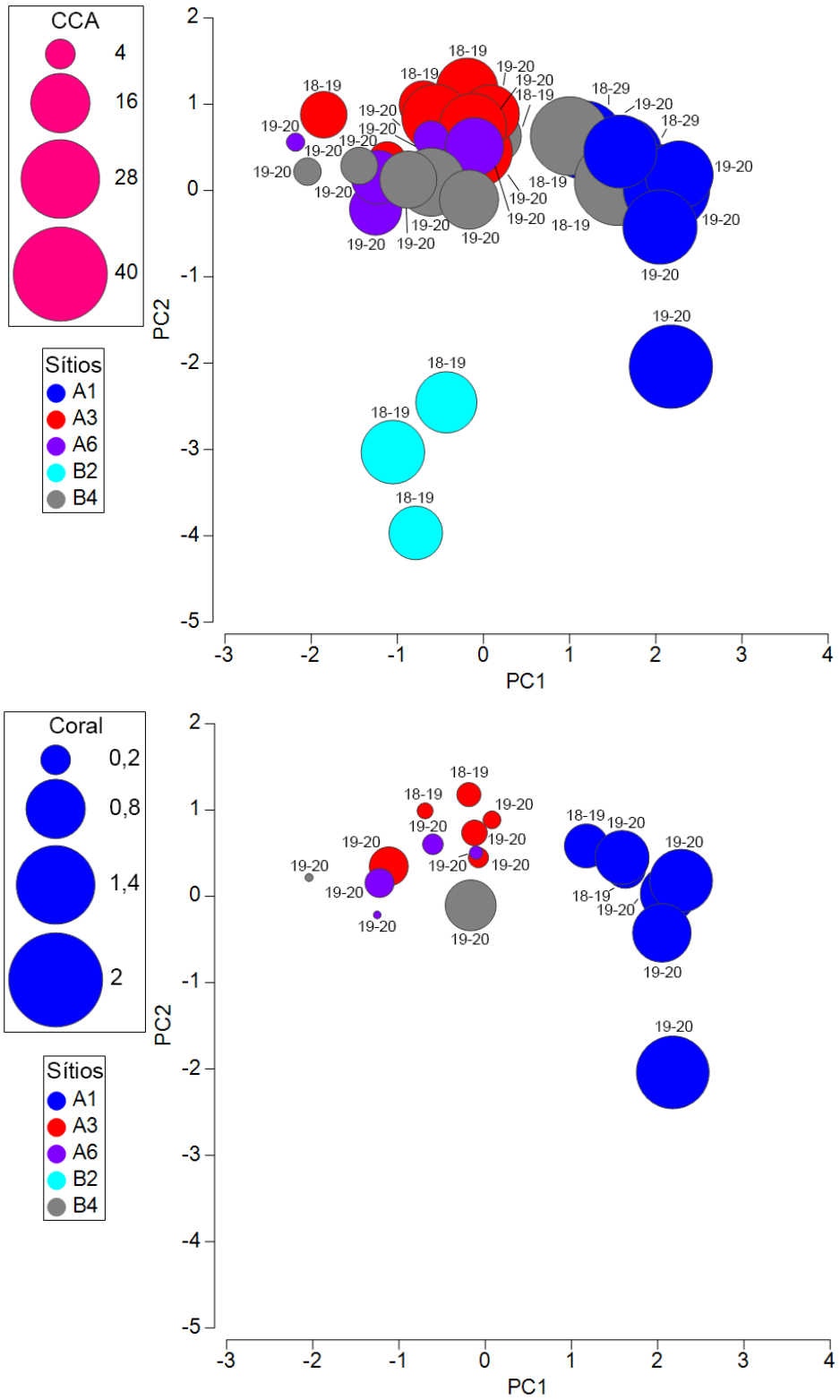


Figura 511: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A e B. No painel superior a abundância relativa de corais está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. No painel inferior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.



1.1.9.5.8 Cadernos temáticos

No âmbito da “transição”, ou “ano 2”, foi proposta a elaboração de Cadernos Temáticos e outros materiais de difusão, em linguagem adequada para gestores e atores afins (e.g. conselhos das Unidades de Conservação). Apesar da indefinição sobre as metas propostas para essa etapa, e da execução tumultuada do segundo ano do PMBA/FEST, elaboramos, inclusive com pessoal e recursos complementares de outros projetos, “bonecas” de dois guias de campo. Esses cadernos, com foco em dois grupos importantes abordados pelo subprojeto Fundos Recifais, macroalgas e corais, foram estruturados de forma a poder ser finalizados tanto em versão impressa, para leitura em papel ou pdf, inclusive em “smartphones”, e também para funcionarem como aplicativos, com maior nível de interação com o usuário.

Evidentemente, não há como inserir todo o material produzido nesse relatório, mas apresentamos aqui algumas partes representativas desses produtos, tanto para macroalgas (Figura 512) quanto para corais e afins (Figura 513). Os cadernos podem ser rapidamente finalizados (2-3 meses) caso haja interesse e um nível mínimo de recursos para esse fim. Trata-se de um componente novo e inovador, com objetivo de catalisar a transposição dos principais resultados e recomendações do projeto para a sociedade.

Figura 512: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre as macroalgas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas, com informações morfológicas, ecológicas e curiosidades, além de mapa de distribuição

Caulerpa sertularioides

Vouchers: RB 779117, 779145-6

Tamanho: 5-10 cm

Forma: Talo ereto, verde-claro a verde-escuro, com frondes ramificadas que lembram penas, justificando seu nome popular de “algas de penas verdes”.

Ecologia: Espécies típica de ambientes costeiros e estuarinos rasos de regiões tropicais de todo mundo, onde cresce principalmente em substrato arenoso.

Caulerpa sertularioides recém coletada.

Caulerpaceae

Curiosidades: Tradicionalmente utilizada na Malásia para fins terapêuticos, com substâncias químicas apresentando atividades contra o vírus da herpes e algumas bactérias causadoras de infecção intestinal e diarreia (Zandi et al., 2006; Dara et al., 2014).

Detalhe *Caulerpa sertularioides.*

Distribuição na área de estudo.

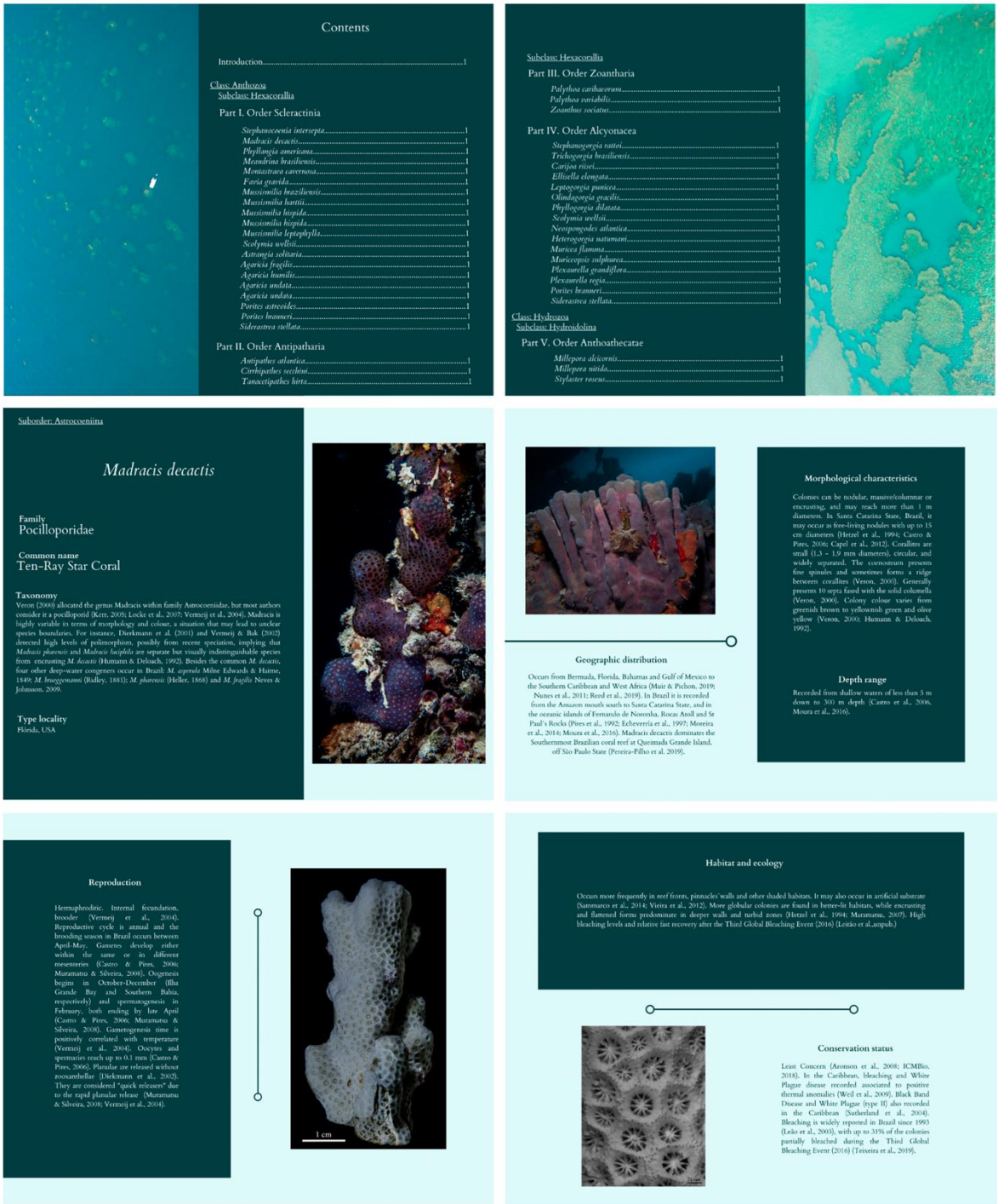
Recife Costeiro - #6

Ponto de Monitoramento D#19
(20°2’2.207” S/ 40°9’30.3” W)

Recife raso, com aproximadamente 1,5 m de profundidade máxima, relativamente abrigado de ondulações na porção formada por uma pequena baía. O fundo é composto por um extenso banco de rodolitos e maerls, além de uma grande quantidade de colônias do coral Siderastrea stellatta, algumas atingindo até 40 cm de diâmetro. Nota-se a presença de muitos fragmentos mortos do coral Mussismilia hartii, espécie endêmica do Brasil e classificada como Em Perigo no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA, 2018). Um total de 87 espécies de macroalgas marinhas foi identificado nesse recife costeiro, compreendendo 39 vermelhas, 24 pardas e 24 verdes.

Vista aérea do Recife Costeiro - #6

Figura 513: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre os corais do norte do Espírito Santo e sul da Bahia



1.1.9.6 Considerações finais ao término do segundo ciclo

Ao término do segundo ciclo de execução do subprojeto Fundos Recifais, a equipe do subprojeto Fundos Recifais, sediada na Universidade Federal do Rio de Janeiro e no Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, apresentou aqui os principais resultados alcançados, que representam

uma cobertura praticamente completa dos objetivos inicialmente propostos, dentro d os cronogramas estabelecidos. Nesse contexto, e visando também contribuir na direção do pleno cumprimento do TTAC, apresentamos a seguir um resumo das entregas do subprojeto e recomendações para os tomadores de decisão nas esferas pública e privada.

1.1.9.6.1 Resumo das entregas realizadas pelo subprojeto

- Consolidamos um **delineamento amostral para avaliar efeitos do rompimento da barragem e de outras fontes de variabilidade sobre recifes e bancos de rodolitos**, tanto do ponto de vista do ferramental amostral, estratificação e replicação, quanto em relação às variáveis e indicadores. Não se trata de um arcabouço estanque, mas sim de um conjunto explícito, justificado e custo-efetivo de balizadores, todos passíveis de aprimoramentos contínuos;

- Produzimos **linhas de base ("baselines") para áreas, habitats e espécies recifais afetados em maior ou menor magnitude pelo rompimento da barragem**, mas que não haviam sido previamente mapeadas e acessadas em seus aspectos mais básicos. Esses elementos, inéditos e essenciais para os tomadores de decisão, incluem **um quadro inédito detalhado sobre**:

  i. a variabilidade espaço-temporal de **parâmetros físico-químicos da água e dos sedimentos** que interagem com os recifes e bancos de rodolitos, incluindo diversas **assinaturas de influências flúvio-costeiras**, oriundas ou não do rompimento;

  ii. a variabilidade espaço-temporal de **comunidades planctônicas** sobrejacentes aos recifes, incluindo suas **respostas a influências oceânicas e flúvio-costeiras e interação com o fundo**;

  iii. a **diversidade de macroalgas e outros grupos** de organismos bentônicos recifais, incluindo **"checklists"** para **áreas abrangidas por Unidades de Conservação**, tombamento de material científico em coleções de referência, bem como **guias de identificação** e descrições de **novas espécies**;

  iv. a variabilidade espaço-temporal de **comunidades bentônicas associadas a recifes e bancos de rodolitos** ao largo da **foz do Rio Doce**, na **APA Costa das Algas**, nos **Recifes Esquecidos**, e **ao largo do PARNAM Abrolhos.** Trata-se de diagnóstico que contribui com o manejo/zoneamento das **áreas protegidas existentes e planejadas**.

  v. a **configuração da paisagem do fundo marinho em áreas contrastantes**, com uso experimental de técnicas de **fotogrametria** que permitirão um enorme **salto quali-quantitativo em diagnósticos e monitoramentos em ecossistemas recifais,** bem como em ações de **comunicação e divulgação** sobre sua riqueza e importância.

  vi. **taxas de crescimento de espécies construtoras de recifes** (corais e algas coralináceas), úteis para subsidiar cronologias adequadas para estudos de

contaminação e medidas de manejo dirigidas a esses organismos (e.g. Planos de Ação – PAN);

- Constatamos **possíveis efeitos do rompimento** da barragem **em espécies** (e.g. integridade celular de macroalgas) **e comunidades bênticas** (e.g. alterações espaço-temporais na estrutura de comunidades)**,** em **processos ecológicos** característicos dos recifes e bancos de rodolitos (e.g. mineralização de $CaCO_3$, recrutamento, fotossíntese), e também na **natureza sedimentar do fundo recifal** (e.g. mineralogia), mas a complexidade desses sistemas, da circulação oceânica, e do próprio evento, **não permitem que os atribuamos, exclusiva e inequivocamente, ao rompimento da barragem**. Não entanto, **não é possível rejeitar a hipótese, *in dubio*, de que o rompimento tenha interagido com outros estressores**, naturais e antropogênicos, **resultando nos efeitos (alterações) constatados**;

- **Demonstramos efeitos inequívocos do rompimento** da barragem em nível de organismos e comunidades, incluindo:

  i. **presença de contaminantes, inclusive metais e/ou partículas metálicas oriundos do rompimento, em macroalgas, corais e algas coralináceas formadoras de rodolitos**, confirmando que os **efeitos do evento** são de **maior magnitude nas áreas recifais mais próximas da foz** do Rio Doce, mas **se estendem até a região adjacente ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos**.

  ii. **alterações na estrutura de comunidades de macroalgas na área da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz,** com aumento na abundância de algas mais tolerantes a rejeitos de mineração após o rompimento.

- Entregamos elementos essenciais para o desenvolvimento de **estratégias de mitigação e restauração dos recifes e bancos de rodolitos afetados pelo rompimento**, incluindo:

  i. uma base de conhecimento (e dados) sobre os **padrões de distribuição e abundância de organismos recifais** e sua relação com forçantes ambientais naturais e antropogênicas (essencial para o **Planejamento Espacial Marinho**);

  ii. uma base de conhecimento (e dados) sobre a **diversidade fisiológica e genética de corais** (essencial para **restauração de recifes degradados**). Também foi delineado um experimento de transposição de corais (interrompido em março de 2020) que, quando realizado, fornecerá os primeiros indicativos sobre a **viabilidade de diversas medidas de restauração**.

1.1.9.6.2 Recomendações para os gestores

Com base nos resultados do subprojeto já é possível apontar uma série de medidas de gestão que podem contribuir para melhoria do quadro geral relativo aos ecossistemas marinhos, e particularmente aos recifes e bancos de rodolitos, na região afetada pelo rompimento da barragem.

- Estabelecimento de medidas de mitigação no aporte de sedimentos flúvio-terrígenos ao mar, incluindo recuperação das margens e das drenagens subsidiárias, e incluindo projetos de biorremediação, especialmente nos estuários. A turbidez é indutora de diversos processos centrais dos ecossistemas recifais e deve ser controlada e monitorada;
- Fortalecimento da gestão das Unidades de Conservação marinho-costeiras existentes, uma vez que foi demonstrada interação entre estressores naturais e antropogênicos, inclusive aqueles oriundos do rompimento da barragem. Recifes mais protegidos tendem a ser mais resistentes e resilientes a distúrbios. Recifes mais protegidos tendem a estimular o turismo de base sustentável, que gera emprego e renda, e podem beneficiar os sistemas pesqueiros do entorno;
- Fomento do Planejamento Espacial Marinho (PEM) em escala regional, inclusive com base nos dados inéditos gerados pelo PMBA e como medida compensatória, no sentido de organizar e otimizar as diversas atividades econômicas realizadas na região de estudo (e.g. pesca, turismo náutico, indústrias e portos). Os efeitos do rompimento da barragem se somam aos impactos negativos de diversas atividades e esse contexto deve ser tratado de forma explícita, integrada e justa, tal como preconizado pelo PEM;
- Ampliação dos mapeamentos e baselines em toda a região afetada pelo rompimento, visto que se confirmou a vasta extensão da contaminação dos sistemas marinhos;
- Apoio ao processo de estabelecimento de novas Unidades de Conservação marinho-costeiras, usando o arcabouço conceitual do PEM;
- Continuação e ampliação dos monitoramentos em sistemas recifais, no sentido de compreender as tendências nos níveis de contaminação (aumento ou declínio) e efeitos em níveis de indivíduos e comunidades;
- Estabelecimento de um programa de restauração de recifes coralíneos, de maneira a testar e consolidar metodologias que vêm sendo aplicadas em outras regiões, tais como transplantes e probióticos microbianos;
- Fomento de atividades de divulgação dos resultados das pesquisas, através de publicações científicas e de cunho popular, no sentido de assegurar transparência e engajamento cada vez mais amplo da sociedade nos processos decisórios e nas medidas de mitigação dos efeitos do rompimento da barragem.

1.2 SEDIMENTAÇÃO EM ABROLHOS

1.2.1 Introdução

O programa de trabalho desenvolvido pelo Anexo 8 trata do monitoramento sedimentológico oceânico na região do Parque Nacional (PARNA) dos Abrolhos-BA e Porto Seguro-BA, em vista a sua importância ecológica e ao risco de dano ambiental associado aos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão-MG. As amostragens são passivas e realizadas através de uma rede de "armadilhas de sedimentos" tendo como base metodológica as análises da presença de isótopos radiogênicos de Sr e Nd (tomados aqui como traçadores dos sedimentos ligados aos rejeitos da SAMARCO) e a mineralogia. O estudo é complementado com dados de sensores de satélite e dados meteorológicos locais e regionais. No presente Relatório Anual de 2020 (RA2020) serão abordados os principais resultados do Anexo 8, de forma integrada em relação ao primeiro ano de atividades. Este formato permite interpretações mais consistentes e avaliar as tendências temporais e espaciais dos dados obtidos. As atividades acrescidas nesta edição, em relação ao relatório anual de 2019, referem-se ao período Outubro 2019 - Março 2020 (período de continuidade, ano de transição) e março 2020 - novembro de 2020 ("*home office*"). As campanhas do ANEXO 8 em Abrolhos estão previstas para serem trimestrais. Assim nossa última campanha em Abrolhos antes do decreto da interrupção das atividades em função da Covid 19 foi em março de 2020 que correspondeu ao recolhimento das nossas amostras referentes ao período de Verão. Vale ressaltar que a partir deste período tanto o laboratório de isótopos radiogênicos da Uerj (LAGIR) como o laboratório de mineralogia da UFRJ onde realizávamos as análises mineralógicas interromperam suas atividades por determinação da Reitoria da Universidade (no caso da Uerj). Desta forma, não foi possível realizar as análises correspondentes ao verão 2020. O resgate das amostras no PARNA Abrolhos só possível mediante uma autorização especial do ICMBio, sob orientação da coordenação do parque. Por outro lado, as atividades de sensoriamento remoto e as reanálises dos resultados geoquímicos para Abrolhos foram amplamente discutidos e aperfeiçoados.

Desta forma, as atividades do Anexo 8 durante o período acima foram organizadas da seguinte forma:

- Buscar uma relação entre os resultados isotópicos e dados disponíveis para a região, a saber: intensidade e direção do vento, precipitação regional e vazão dos principais rios que aportam na área de estudo de forma a melhorar o entendimento do impacto dos sistemas frontais na região e sua relação com a sedimentação;
- Reorganização das séries temporais geoquímicas indicando quais períodos no monitoramento os sinais isotópicos dos sedimentos da foz do Rio Doce foram mais marcante em Abrolhos, como também suas tendências no tempo;
- Aprofundar a relação entre os dados de mineralogia e isótopos radiogênicos;
- Buscar formas mais didática para a apresentação de nossos dados;

- Incorporar novos dados de MPS (Material Particulado em Suspensão), decorrente de outros projetos da PMBA/Fest-RRDM, objetivando obter uma melhor estatística de dados e consequentemente a validação da curva de calibração satelital para MPS;
- Comparar os resultados isotópicos com modelos numéricos de dispersão de plumas de sedimentos a partir da foz do Rio Doce.

A metodologia central proposta pelo Anexo 8 é baseada na assinatura geoquímica dos sedimentos coletados a partir da coluna d'água, visto que muitas incertezas foram inicialmente levantadas com o uso do sensoriamento remoto e levantamentos de reconhecimento aéreo para a região. Outro fator importante é que a região entre a foz do Rio Doce e Abrolhos apresenta elevada turbidez natural onde outros potenciais termos-fonte aportam sedimentos para a região. Empregamos aqui a técnica de isótopos radiogênicos, empregada com sucesso em várias situações quando objetivou-se associar uma proveniência mineral mais provável. Alguns casos na literatura que exemplificam o sucesso do emprego desta técnica foram: (a) a identificação da proveniência das poeiras minerais detectadas nos testemunhos de gelo da Antártica (Vostok e Dome-C) datadas do Último Máximo Glacial como do semi-deserto da Patagônia (Basile *et al*.,1997; Smith *et al*., 2003); (b) a origem saariana das poeiras minerais que cruzam o Oceano Atlântico e aportam nutrientes sobre a floresta Bacia Amazônica (Abouchami *et al*., 2013); a idade de abertura do Oceano Atlântico e o estabelecimento da AMOC ("*Atlantic* Meridional Overturning Circulation") a partir de processos erosivos marginais no Atlântico (Batenburg *et al*., 2018). A técnica dos isótopos radiogênicos apresenta uma vantagem sobre o uso de metais, Terras Raras ou radionuclídeos das séries naturais do U e do Th, visto que permite identificar padrões de mistura entre sedimentos de fontes variadas através de um modelo que considera as razões isotópicas e as concentrações de Sr e Nd das fontes envolvidas.

De um modo geral, os minerais e as rochas tendem a ter razões distintas dos isótopos radiogênicos $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$, de acordo com a derivação geológica. Estas razões isotópicas estão menos sujeitas a ação dos intemperismos físico e químico ao longo do tempo do que os elementos químicos tipicamente terrígenos tais como o Fe, Ti, Ca, Rb, Al entre outros. No estudo hidrológico, as diferenças na composição isotópica do Sr e Nd do material particulado em suspensão, carreados pelos rios que alimentam os oceanos, revelam uma sobreposição de assinaturas, refletindo a heterogeneidade das rochas fontes na escala de cada bacia de drenagem (Walter *et al*., 2000; Goldstein, Jacobsen, 1988). A assinatura dos isótopos radiogênicos$^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$ é uma técnica muito qualificada para se identificar a proveniência continental de sedimentos, uma vez que podem apresentam valores típicos para domínios geológicos específicos (Lee *et al.*, 2010), por exemplo, a composição dos isótopos radiogênicos de Sr e Nd da crosta são significativamente diferentes do manto, o que permite a distinção entre as suas origens litológicas das zonas vulcânicas jovens e dos velhos escudos continentais (Grouset, Biscaye, 2005).

As atividades de monitoramento do ANEXO 8 abrangeram análises dos seguintes parâmetros:

1) Análise de águas superficiais foram realizadas visando: a) análise dos isótopos radiogênicos de $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$ sobre o MPS, acompanhadas de monitoramento da temperatura superficial da água do mar, pH, padrão espectral da reflectância da superfície da água do mar e profundidade de *Secchi*; b) análise de MPS buscando uma calibração para imagens de satélite (Landsat, Sentinel e MODIS Terra 220 m) e a partir disso gerar mapas que mostrem a evolução temporal do MPS em Abrolhos; (c) análise por MEV+EDS no sentido de investigar a presença/ausência de partículas com enriquecimento de Fe em Abrolhos;
2) Análise de sedimentos da coluna d'água: visa investigar a variabilidade temporal e espacial dos sedimentos em Abrolhos, sejam aqueles transportados para a região de interesse, sejam aqueles resultados de processos de ressuspensão local. Neste contexto foram analisados os isótopos radiogênicos de $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$ e realizada análise mineralógicas nos sedimentos capturados por armadilhas construídas para essa finalidade;
3) Análise de sedimentos de área costeira para fins de comparação com os resultados de Abrolhos e da foz do Rio Doce, analisou-se, de forma complementar, os principais rios que potencialmente podem contribuir com aporte sedimentar para as zonas costeiras e estuarinas em torno do Arquipélago dos Abrolhos. Para tal, foram realizadas observações aloestratigráficas e morfoestratigráficas nos depósitos fluviais e aluviais na Bacia do Rio Doce e sua relação com a paisagem, além de coletas de sedimentos superficiais para isótopos radiogênicos $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$. Para tal, foram realizadas amostras próximas a calha do Rio Doce entre os estados de Minas Gerais e Espirito Santo. Além desta coleta, foram amostrados sedimentos de foz de rios entre o Rio Paraíba do Sul no Estado do Rio de Janeiro e o Rio Jaguaribe no Estado da Bahia, totalizando 36 rios. Até esta etapa do projeto, análises ds isótopos radiogênicos $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$ foram realizadas para os rios Jequitinhonha, Paraiba do Sul, São Matheus, Mucuri e Caravelas;
4) O Sensoriamento Remoto foi acrescentado ao projeto no sentido de auxiliar o entendimento dos resultados isotópicos frente as variáveis oceanográficas e climáticas que atuam no contexto temporal e espacial das amostragens. Buscou-se no trabalho uma calibração para o parâmetro MPS fazendo uso de imagens do Modis e Sentinel, tomando como base a resposta obtida *in situ* por um espectroradiômetro;
5) Para efeitos de comparação com os dados das armadilhas de Abrolhos, análises de isótopos radiogênicos foram aplicadas a um testemunho sedimentar coletado em Abrolhos em seções que datam de 3000 anos AP, ou seja, que retratam uma condição pristina do arquipélago dos Abrolhos. O testemunho pertence ao acervo da UFF (Profa. Katia Barbosa) e foi datado por C-14. Além destas referências analisamos amostras coletas na foz do Rio Doce antes e depois da presença dos rejeitos da SAMARCO;
6) Foram realizadas campanhas de coleta de sedimentos no setor terrestre em 2 (dois) domínios: (1) na zona costeira entre o Rio Paraíba do Sul/Rio de Janeiro até o Rio Jaguaribe/Bahia), totalizando 39 rios, e na região continental (nas margens do Rio Doce), a partir do Distrito de Bento Gonçalves até a área estuarina;

1.2.2 Variabilidade de Parâmetros da Coluna D'água

Além dos dados geoquímicos dos sedimentos, durante as campanhas oceânicas ocorreram monitorações de parâmetros da coluna d'água no intuito descrever as condições oceanográficas durante as coletas. Os parâmetros monitorados foram: Temperatura Superficial do Mar, pH, Profundidade Secchi, salinidade, condutividade e MPS. A Figura 514, Figura 515, Figura 516, Figura 517, Figura 518 e Figura 519 mostram as variabilidades encontradas durantes todas as campanhas.

Figura 514: Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-01, durante o ano 1 e ano de transição.

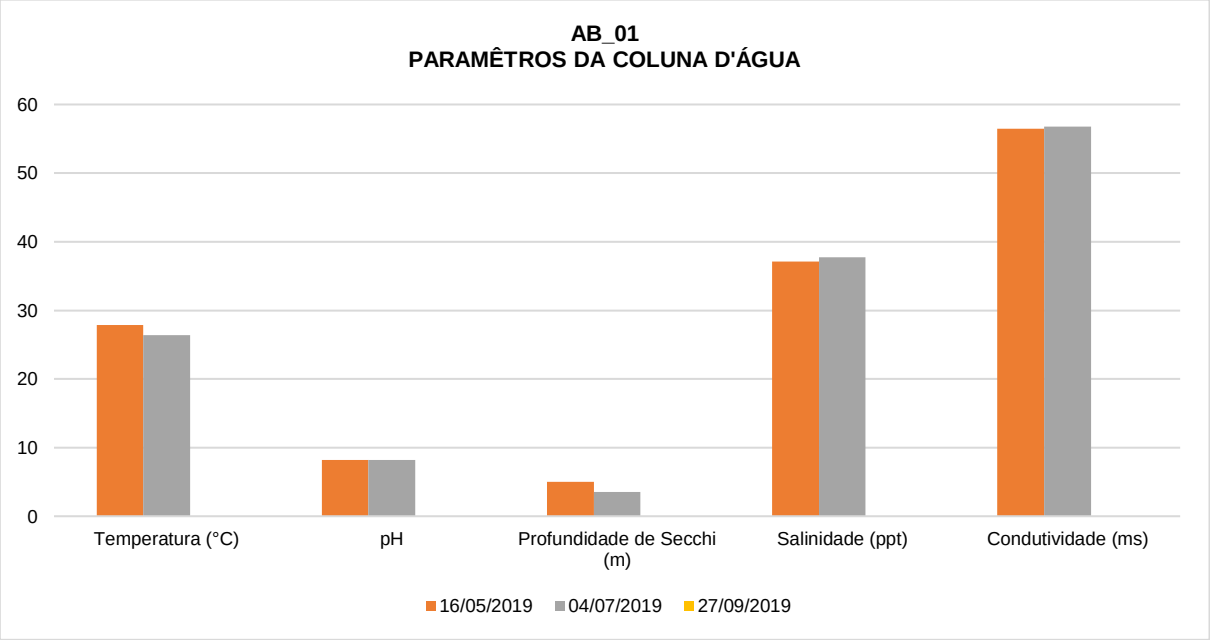


Figura 515: Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-02, durante o ano 1 e ano de transição.

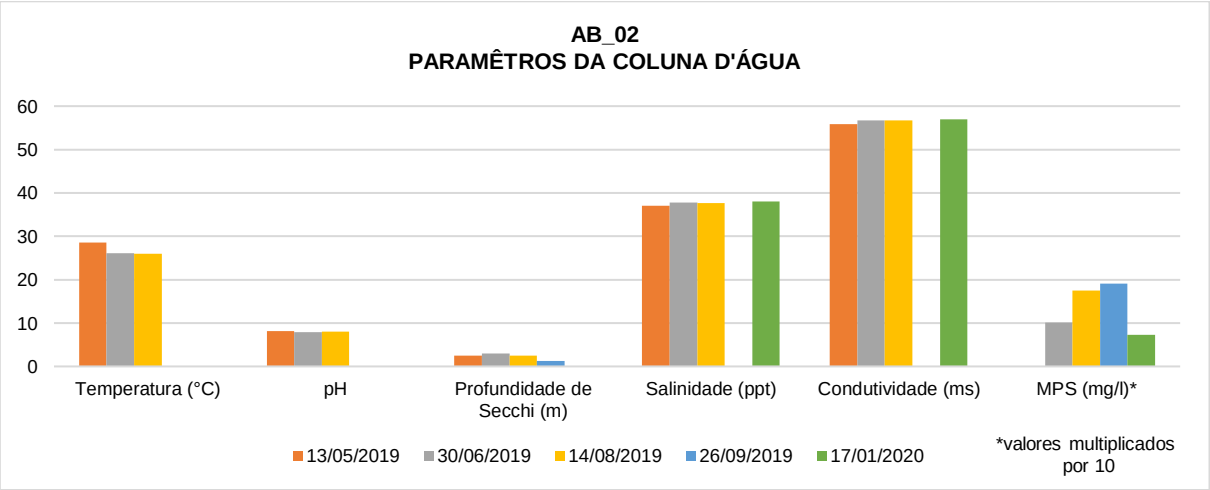


Figura 516: Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-03, durante o ano 1 e ano de transição.

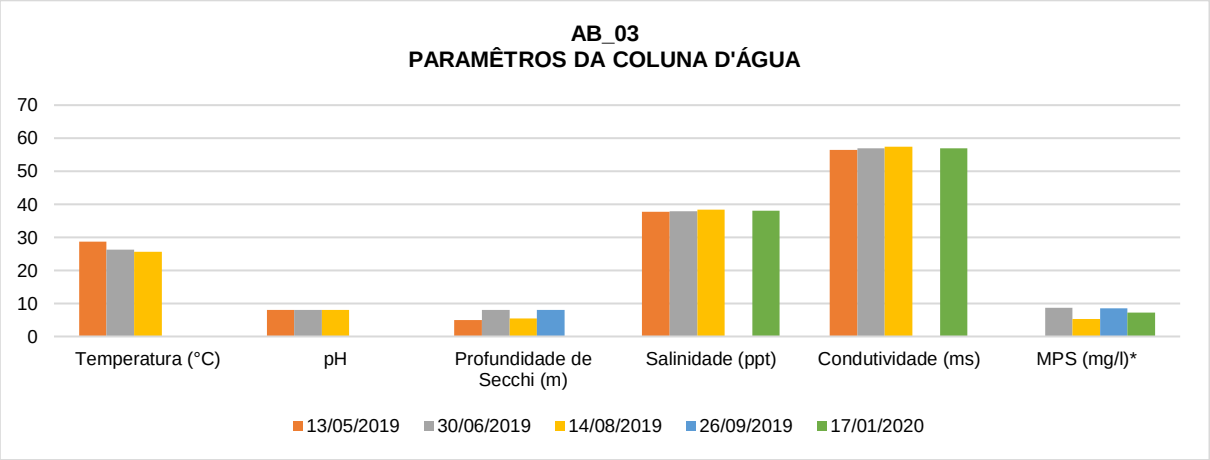


Figura 517: Parâmetros da coluna d'água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-04, durante o ano 1 e ano de transição.

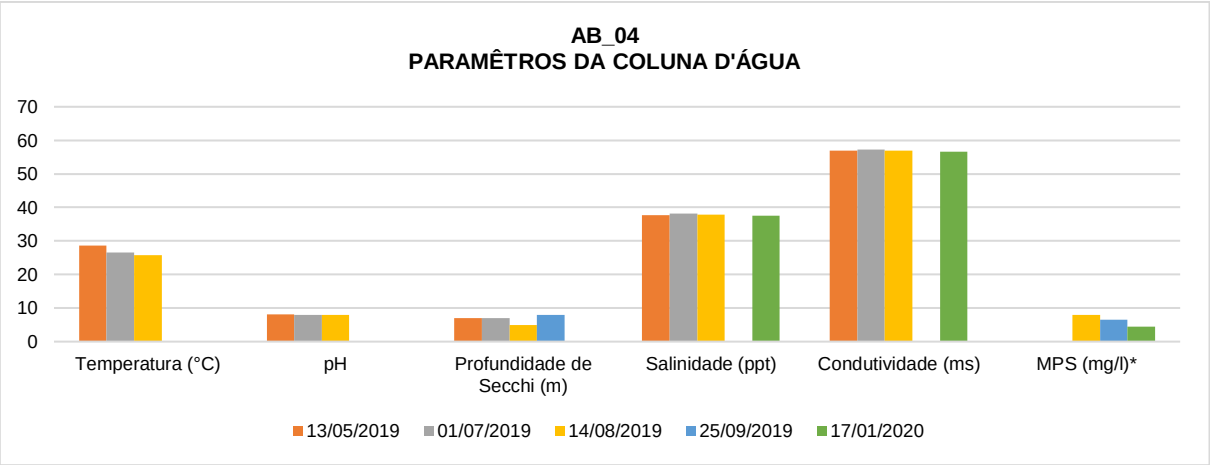


Figura 518: Parâmetros da coluna d'água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-05, durante o ano 1 e ano de transição.

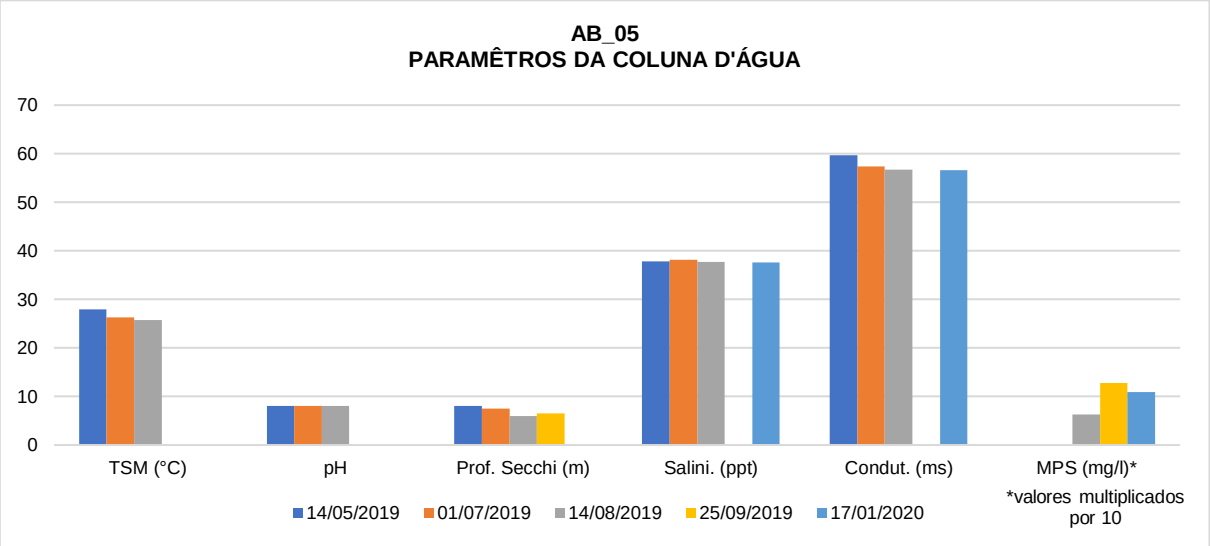
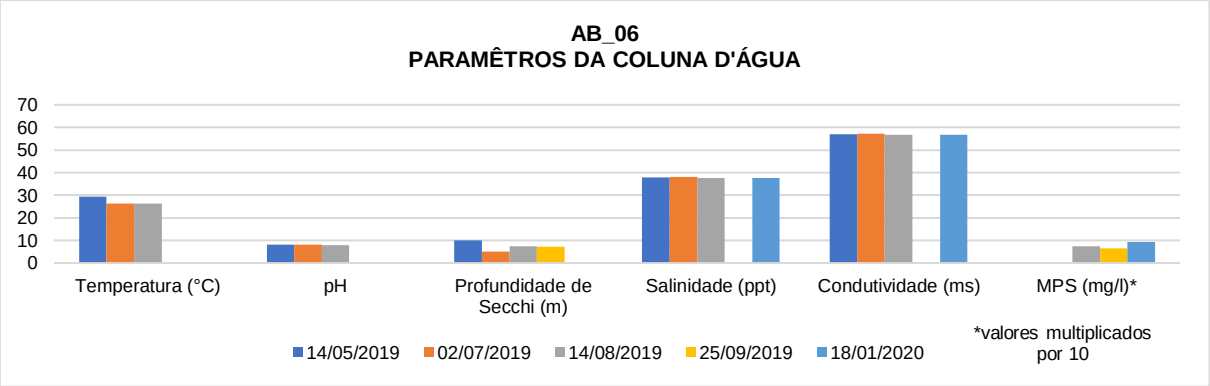


Figura 519: Parâmetros da coluna d'água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-06, durante o ano1 e ano de transição.



Através dos sensores instalados nas armadilhas, foi possível observar o caráter sazonal da TSM nos seis pontos monitorados em Abrolhos (5) e Porto Seguro (1). As séries temporais de TSM estão apresentadas na Figura 520. Durante o período de monitoramento, os valores de TSM mais baixos foram observados em julho e agosto coincidente com o período quando a frequência de frentes frias que atingem a região de Abrolhos atingiu um valor máximo, mostrando que a advecção de Sul dos sistemas frontais é determinante na TSM em Abrolhos (Figura 521). Para as medições *in situ*, apesar de pontuais no tempo, os meses de agosto e setembro apresentaram os maiores valores de MPS em Abrolhos. As frequências de frentes frias foram obtidas através do Grupo de Estudos Climáticos do IAG-USP (http://www.grec.iag.usp.br/data/).

Figura 520: Compilação dos dados brutos de TSM para as seis estações permanentes durante todas as fases de monitoramento em Abrolhos para cada Estação de coleta sedimentar. As linhas verticais identificam as campanhas em Abrolhos realizadas pelo Anexo 8.

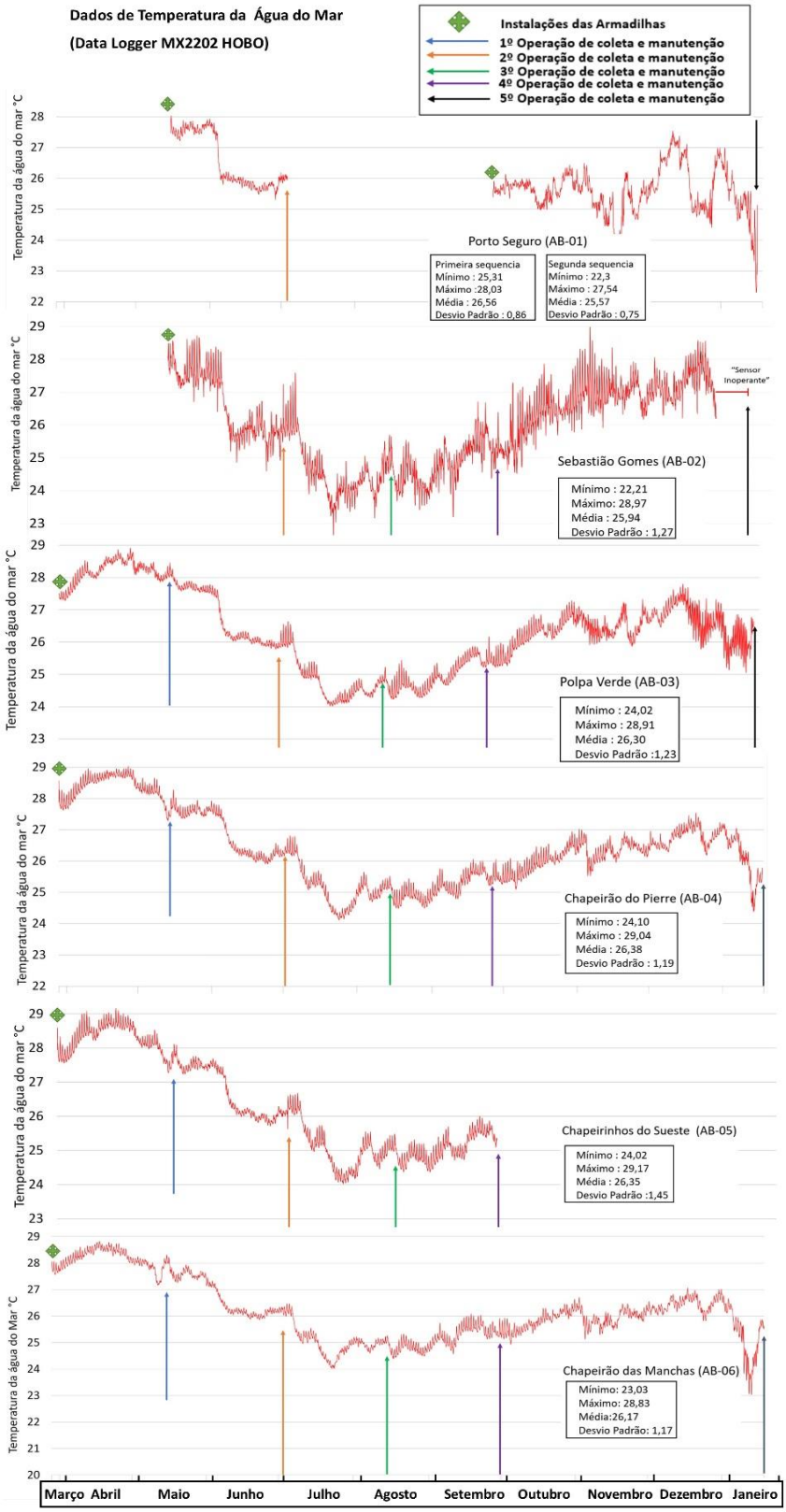
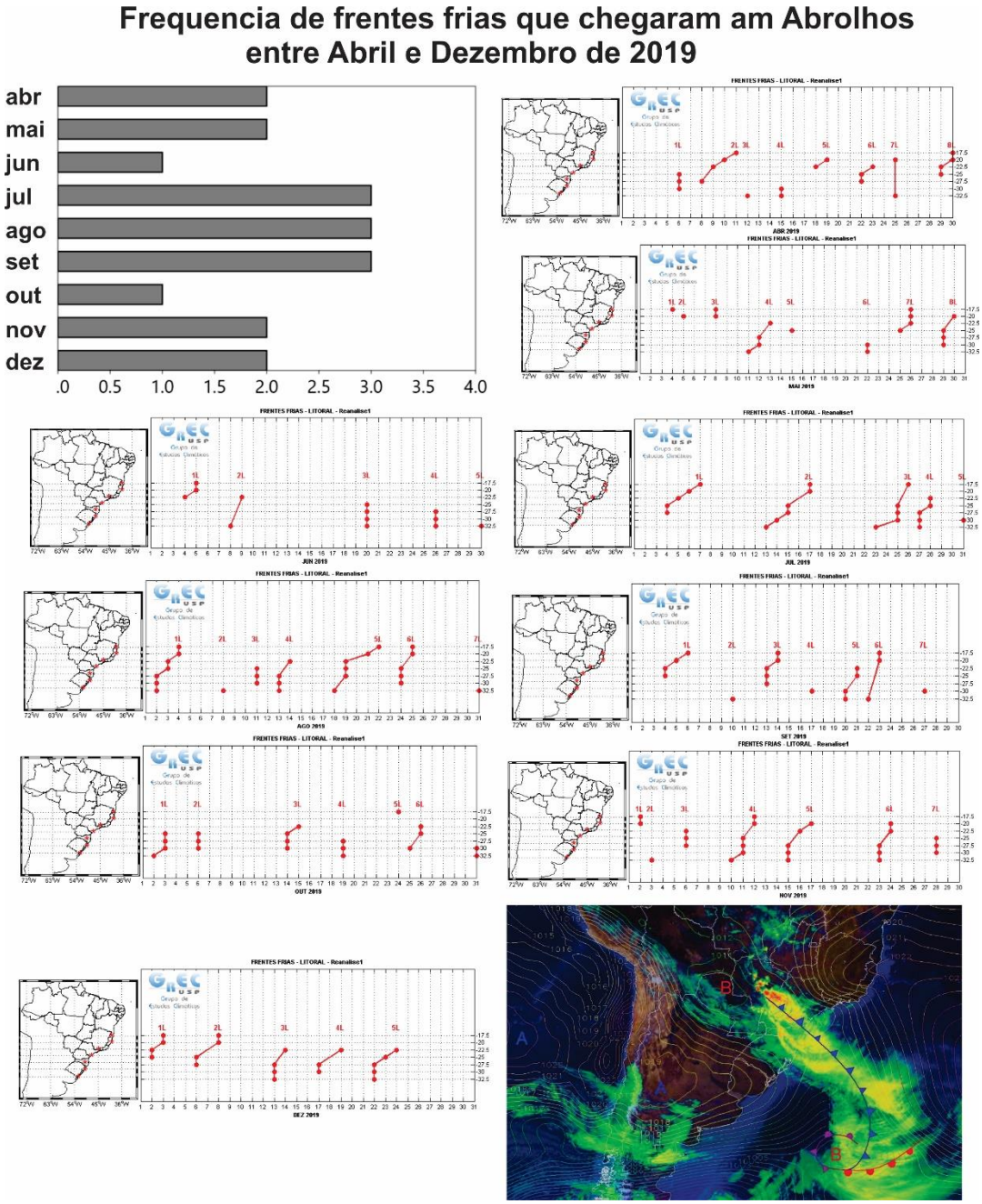
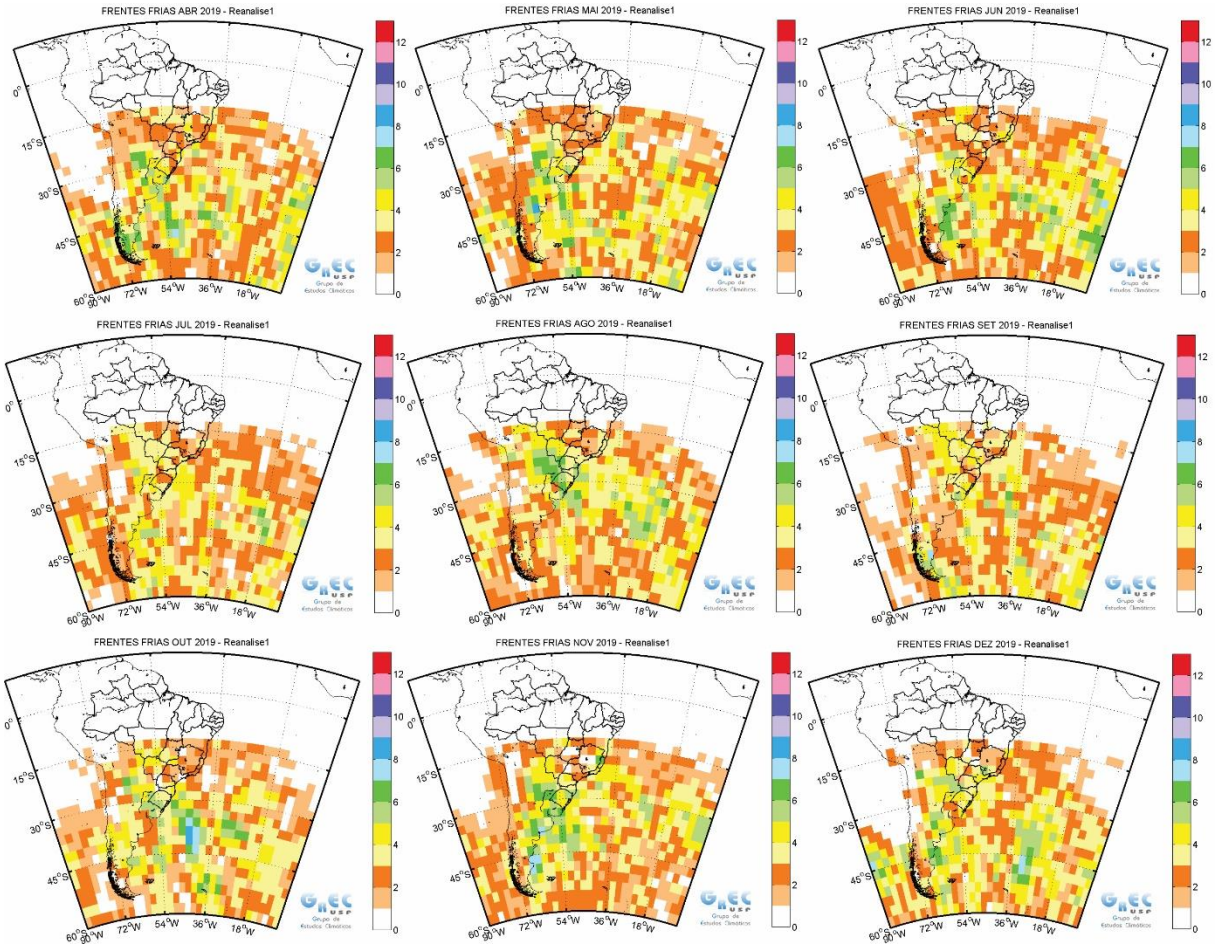


Figura 521: Compilação das frequências mensais de frentes frias que atingem o litoral brasileiro entre abril e dezembro de 2019. O histograma mostra o número mensal de frentes frias que atingem a latitude 17,5 ºS.



Para uma visualização espacial mais completa sobre o impacto das frentes frias até a região de interesse, a Figura 522 mostra como a frequência das frentes frias é espacialmente distribuída em cada mês do estudo. Para o mês de agosto observa-se (apesar de não claramente evidente) maiores frequências de sistemas frontais próximos a Abrolhos.

Figura 522: Compilação das frequências mensais de frentes frias que atingem o Atlântico tropical sul entre abril e dezembro de 2019.



Para complementar as análises de sazonalidade da frequência de frentes frias, foram gerados diagramas de rosa dos ventos (direção e intensidade) a partir de dados coletados em Abrolhos pelo INMET. A Figura 523, Figura 524 e Figura 525 apresentam o comportamento de direção e intensidade dos ventos em Abrolhos integradas para cada fase de monitoramento. É possível observar uma importante mudança no padrão de direção do vento em Abrolhos durante as fases de monitoramento: durante as campanhas ATV-4, ATV-5 e ATV-6 há o predomínio do setor SE o que favorece processos de dispersão sedimentar no sentido S-N; por outro lado, durante as campanhas ATV-7 e ATV-9 há um forte predomínio NE.

Figura 523: (esquerda) direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-4; (direita) idem para a campanha ATV-5.

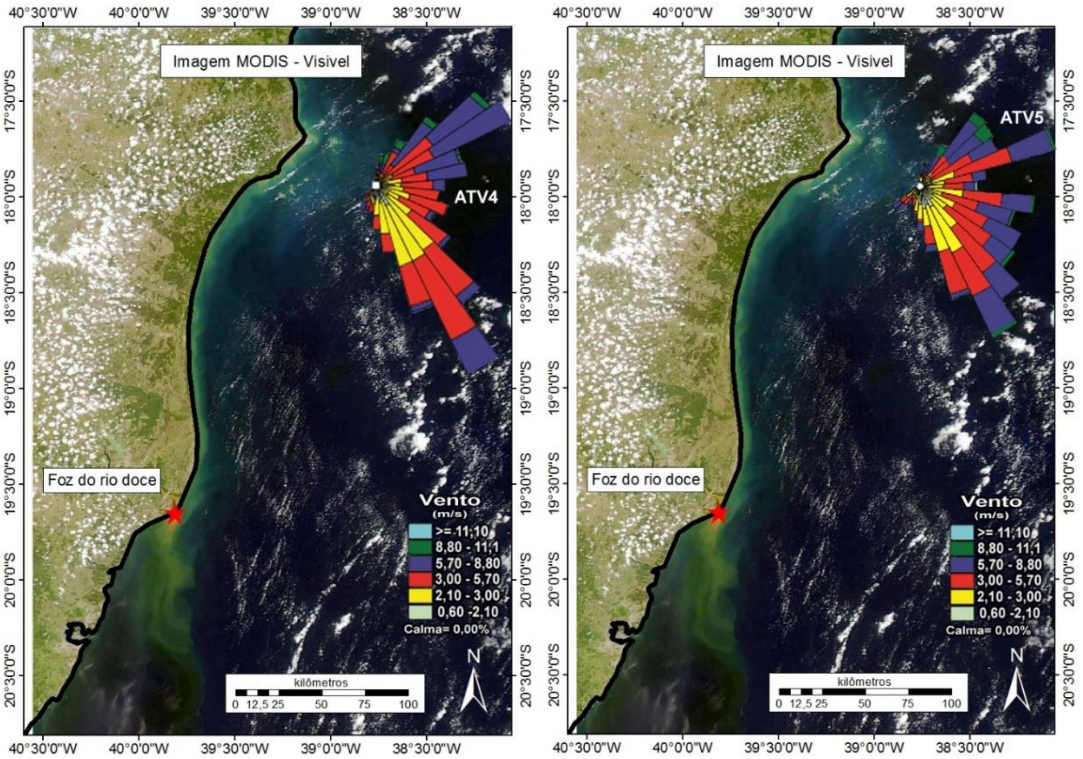


Figura 524: (esquerda) direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-6; (direita) idem para a campanha ATV-7.

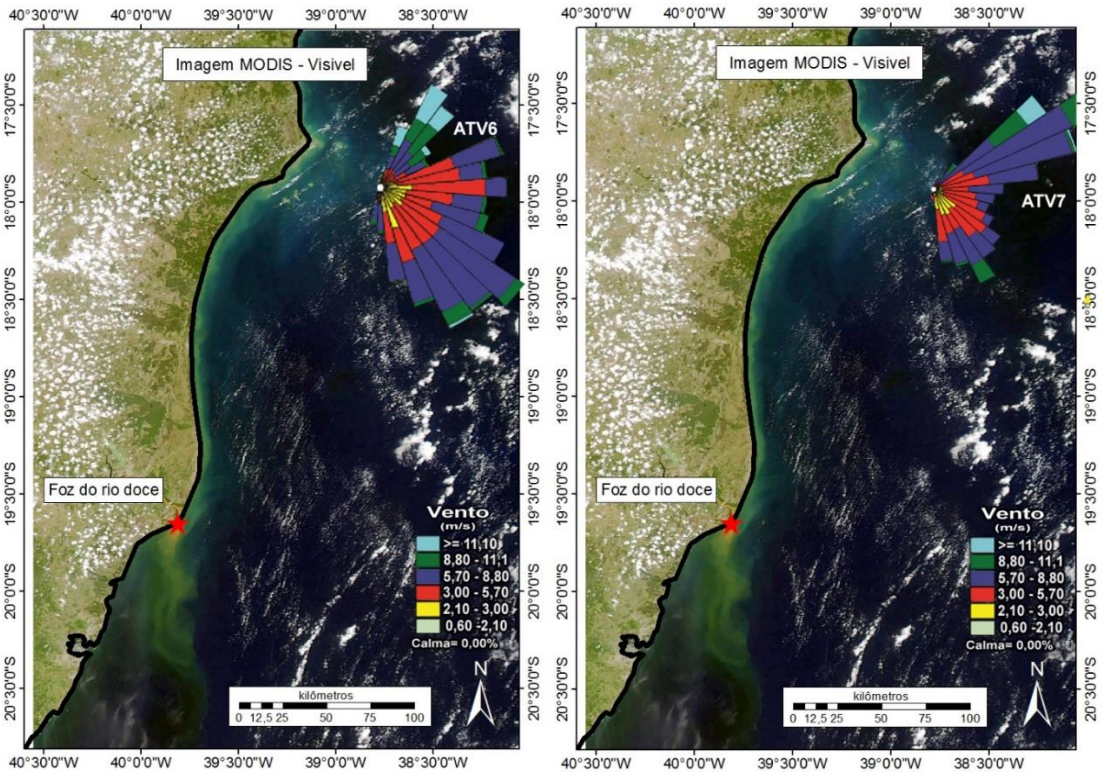
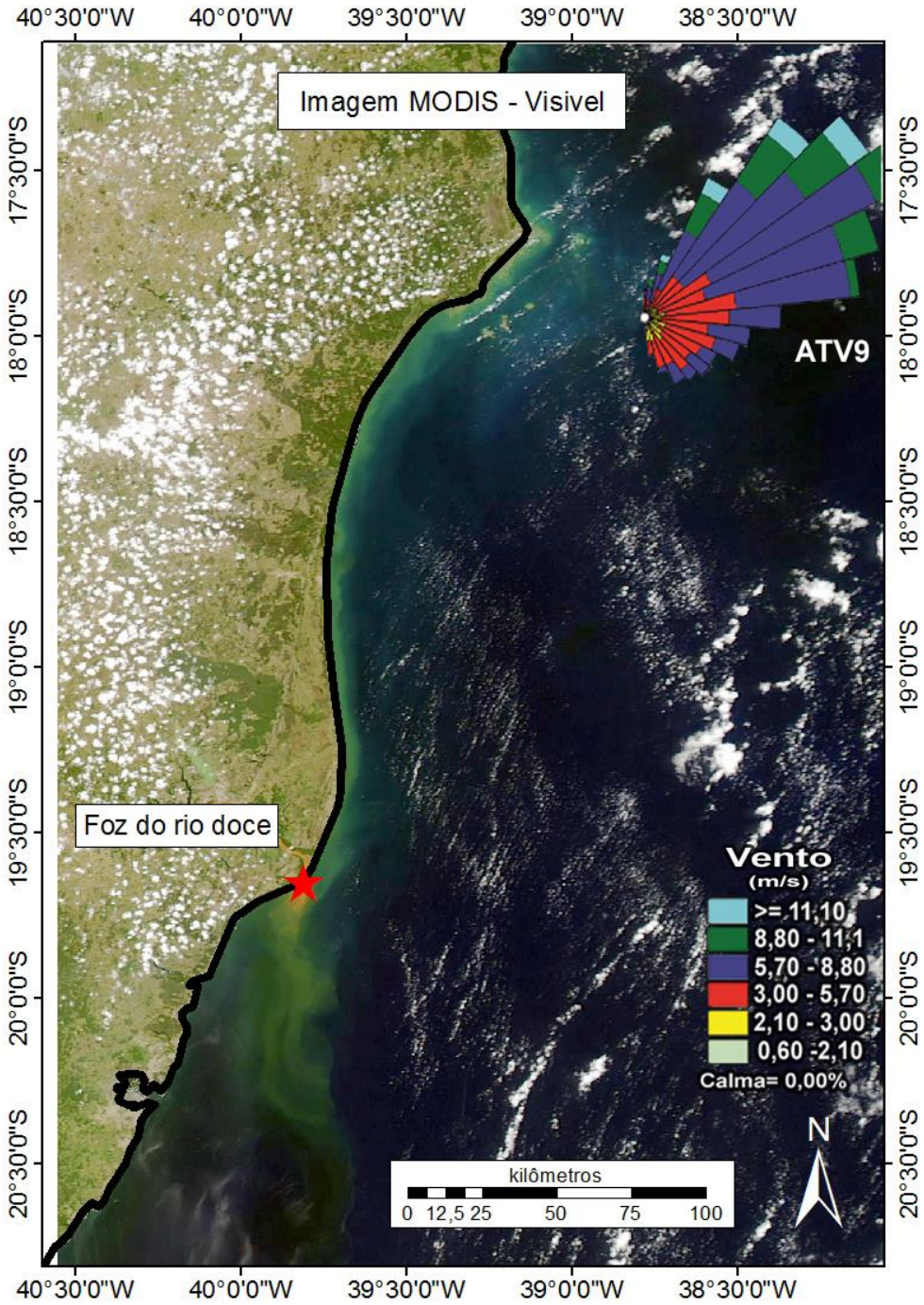


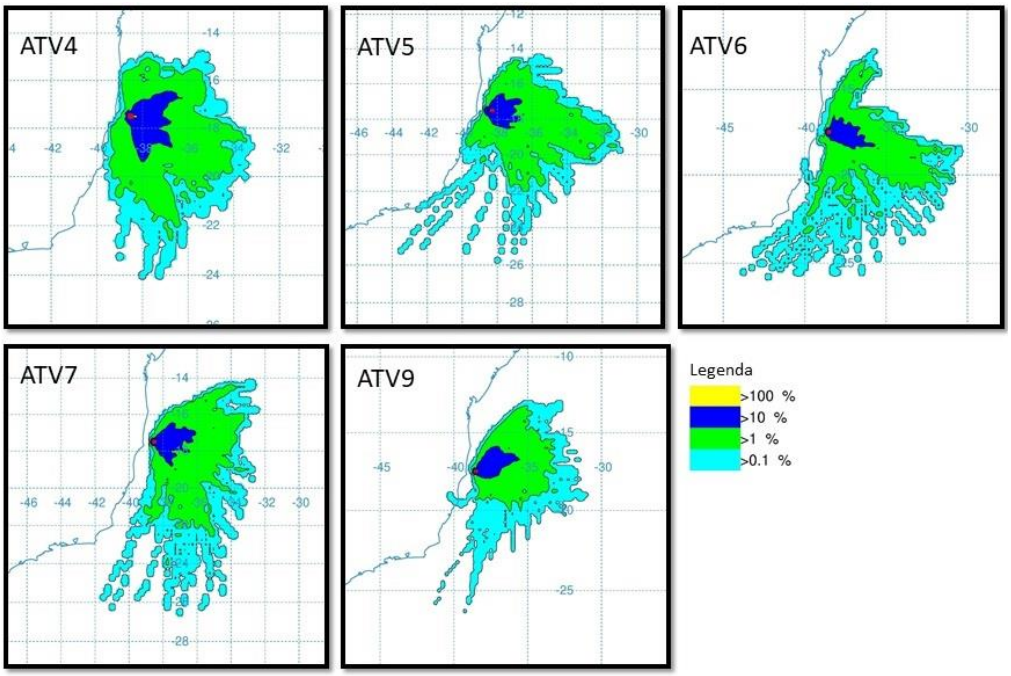
Figura 525: Direção e intensidade dos ventos em Abrolhos durante a campanha ATV-9.



Para complementar a caracterização meteorológica durante as campanhas, foram modeladas retro trajetórias de massas tomando Abrolhos como "*end point*" (Figura 526). Para a obtenção da família de trajetórias em Abrolhos utilizou-se o modelo de transporte atmosférico *HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory* (HYSPLIT) versão 5.0 lançado pelo *U.S National Atmospheric and Oceanic Administration* (NOAA) *Air Resources Laboratory* (ARL) (https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php). A partir das trajetórias, foram calculadas as

frequências das trajetórias para as fases ATV4- 52 dias; ATV5-48 dias; ATV6-40 dias; ATV7- 42 dias e ATV9 113 dias. A base de dados para a climatologia foi obtida a partir do *NCEP/NCAR Reanalysis Project* (https://www.ready.noaa.gov/archives.php). Foi utilizada a Direção das trajetórias (*Backward trajectories*) que é a reconstrução das trajetórias até o ponto de referência (Abrolhos). Foi utilizada a função *Daily* que permite integrar o banco de dados. A Estatística associada a modelagem atmosférica indica a porcentagem de massas de ar que chegaram ao sistema durante todo o período representativas de 24 horas de cada dia. As retro trajetórias modeladas pelo HYSPLIT/NOAA corroboraram os dados meteorológicos das rosas do vento obtidas *in situ*.

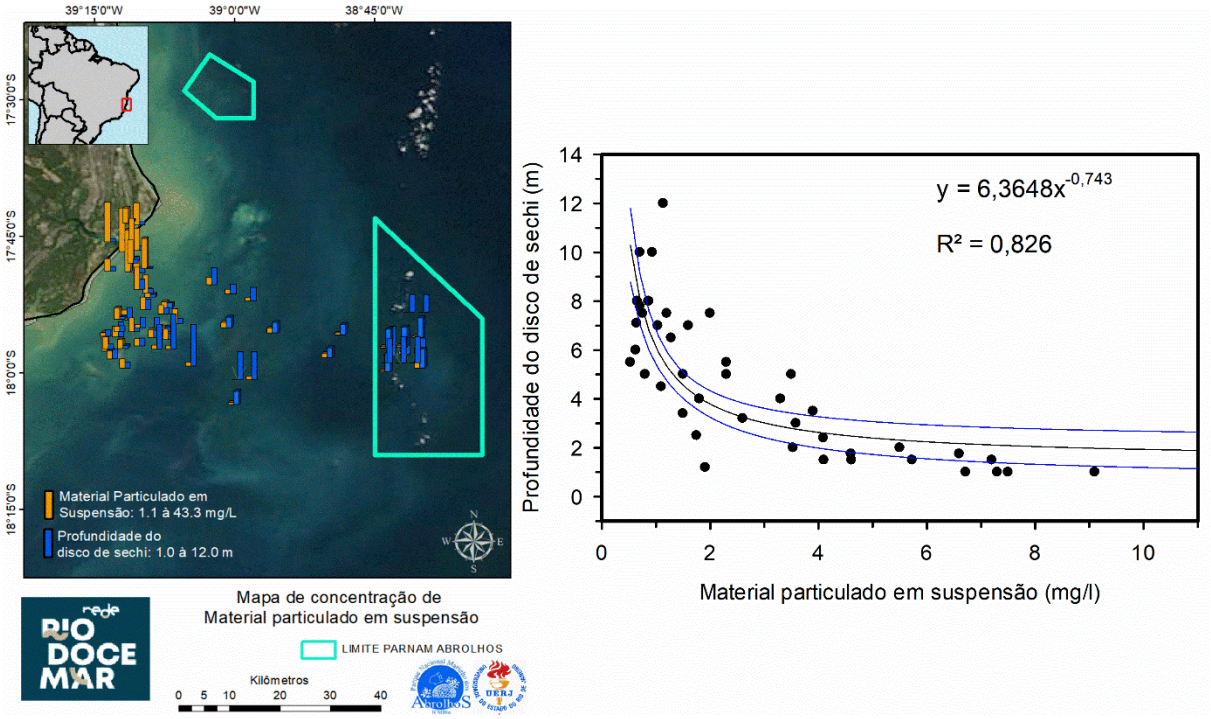
Figura 526: Frequências de massas de ar em Abrolhos em cada campanha de trabalho a partir do modelo HYSPLIT/NOAA.



1.2.2.1 Variabilidade Espacial das Concentrações de MPS e sua Relação com a Transparência no Ambiente Marinho

Os principais componentes opticamentes ativos na água e que podem alterar significativamente a disponibilidade de luz no ambiente marinho são o MPS, a clorofila-a e a matéria orgânica colorida dissolvida. Dentre estes, nós avaliamos a relação entre o MPS e a disponibilidade de luz, utilizando as medições da profundidade do disco de sechi. Observamos uma forte correlação entre a concentração de MPS e a profundidade do disco de sechi medida no campo ($r^2 = 0,82$). Dessa forma, parece existir uma relação exponencial entre a quantidade de MPS e a disponibilidade de luz (Figura 527). A disponibilidade de luz diminui rapidamente com o aumento da concentração de MPS, mesmo em concentrações baixas. Isto mostra a importância do MPS para a região. Concentrações de MPS maiores que 4 mg/L são capazes de reduzir significativamente a disponibilidade de luz no ambiente aquático.

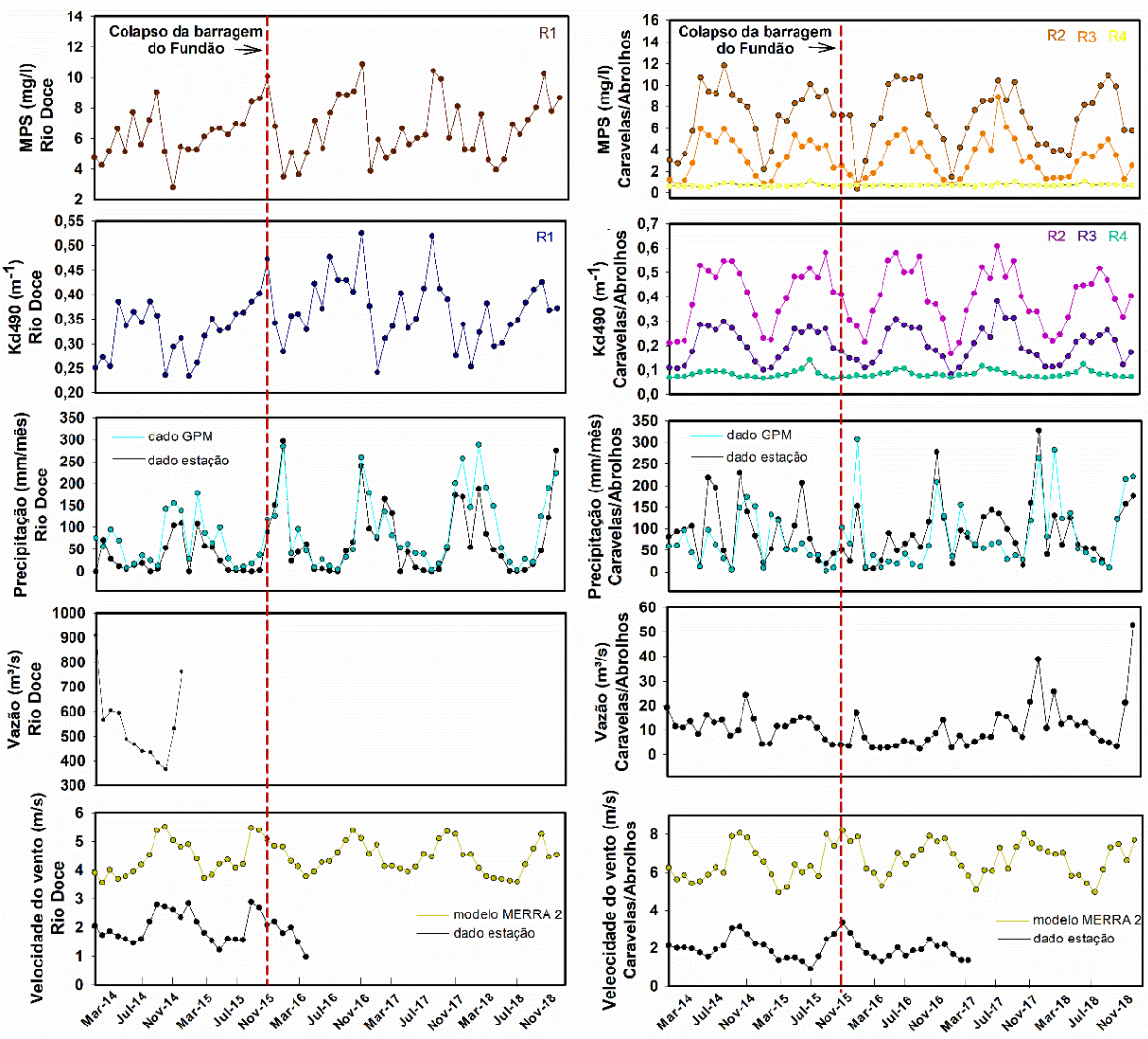
Figura 527: Relação entre a concentração de MPS e a profundidade *Secchi* para a região do PARNA de Abrolhos.



1.2.2.2 Variabilidade dos Indicadores da Disponibilidade de Luz na Coluna Dágua (MPS e K_d490)

As séries temporais de MPS, k_d490, precipitação, vazão e velocidade do vento estão apresentadas na Figura 528. Em geral, o k_d490 varia conforme as concentrações de MPS. Isto indica que o MPS atua eficientemente atenuando a penetração de luz tanto na região da foz do Rio Doce, quanto na região de Caravelas/Abrolhos.

Figura 528: Séries temporais de MPS, kd490, precipitação, vazão e velocidade do vento para o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018.



1.2.2.2.1 Análise espaço-temporal dos perfis latitudinais e longitudinais dos indicadores da disponibilidade de luz na coluna dágua (mps e k_d490).

Com o objetivo de avaliar o possível alcance do desastre do rompimento da barragem do Fundão entre a foz do Rio Doce e a região de Caravelas/Abrolhos, analisamos os perfis latitudinais de MPS e k_d490 considerando as médias de maio a novembro ao longo do período de 2003 a 2018. A análise foi realizada através de um transecto desde a foz do Rio Doce até a Região do parque nacional marinho dos Abrolhos (PARNAM Abrolhos) (Figura 529a e Figura 530a). Para o transecto, foi considerada uma distância de 20 km da costa. Comparamos os perfis dos anos após o desastre com a média histórica para o período anterior ao desastre, ou seja, de 2003 a 2014 (Figura 529b e Figura 530b). Um impacto sobre o MPS e o k_d490 devido ao rompimento da barragem é esperado principalmente nos primeiros anos após o rompimento. Porém, observamos que não hove mudanças ao longo do perfil latitudinal

nos anos de 2015 e 2016, já que os valores de MPS e Kd490 não foram significativamente diferentes da média histórica. A análise do perfil longitudinal entre a foz do Rio peruípe e a região do PARNAM dos Abrolhos também mostrou que não houve alterações significativas para o MPS e o k_d490 (Figura 531 e Figura 532).

Figura 529: (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

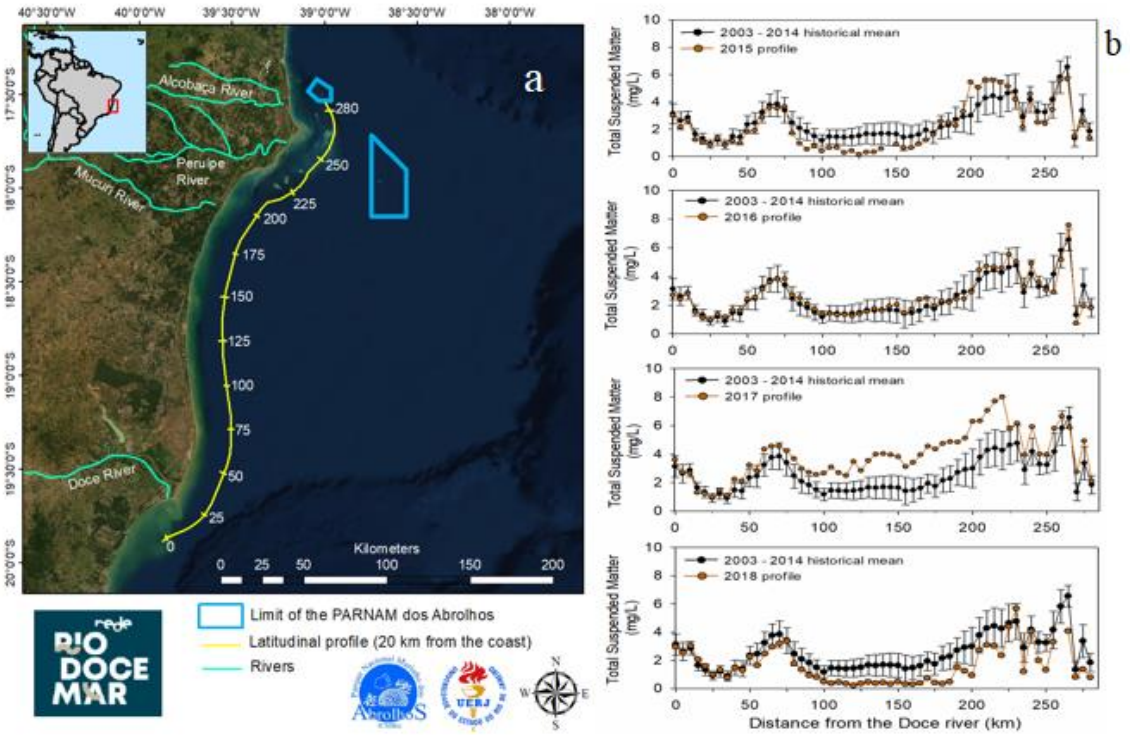


Figura 530: (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

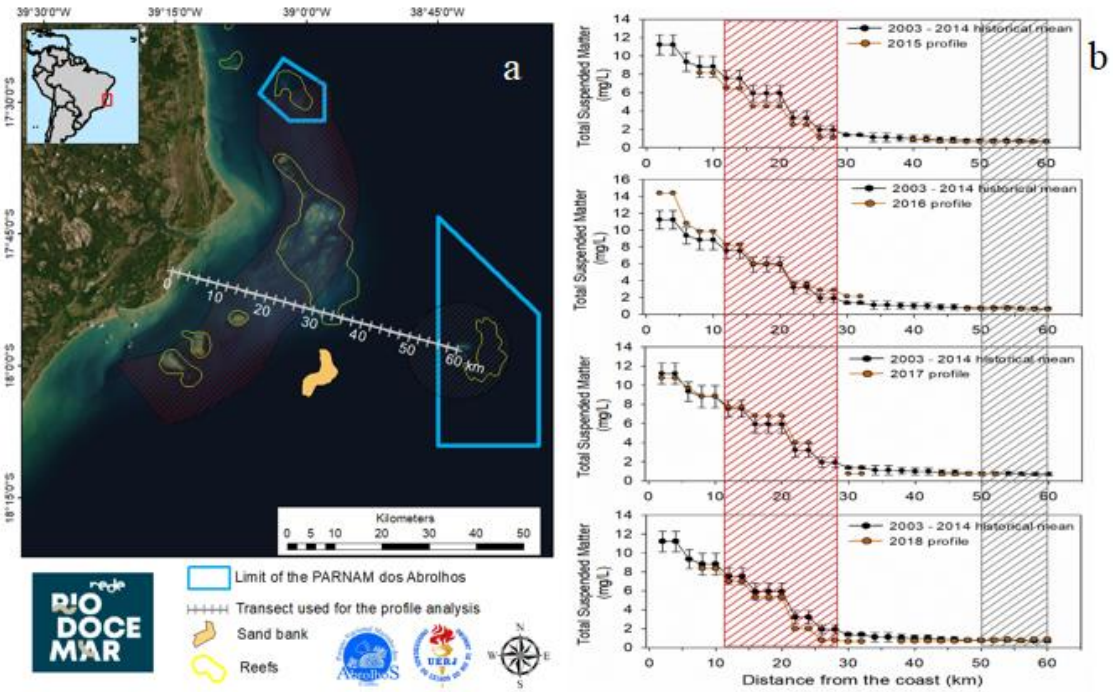


Figura 531: (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

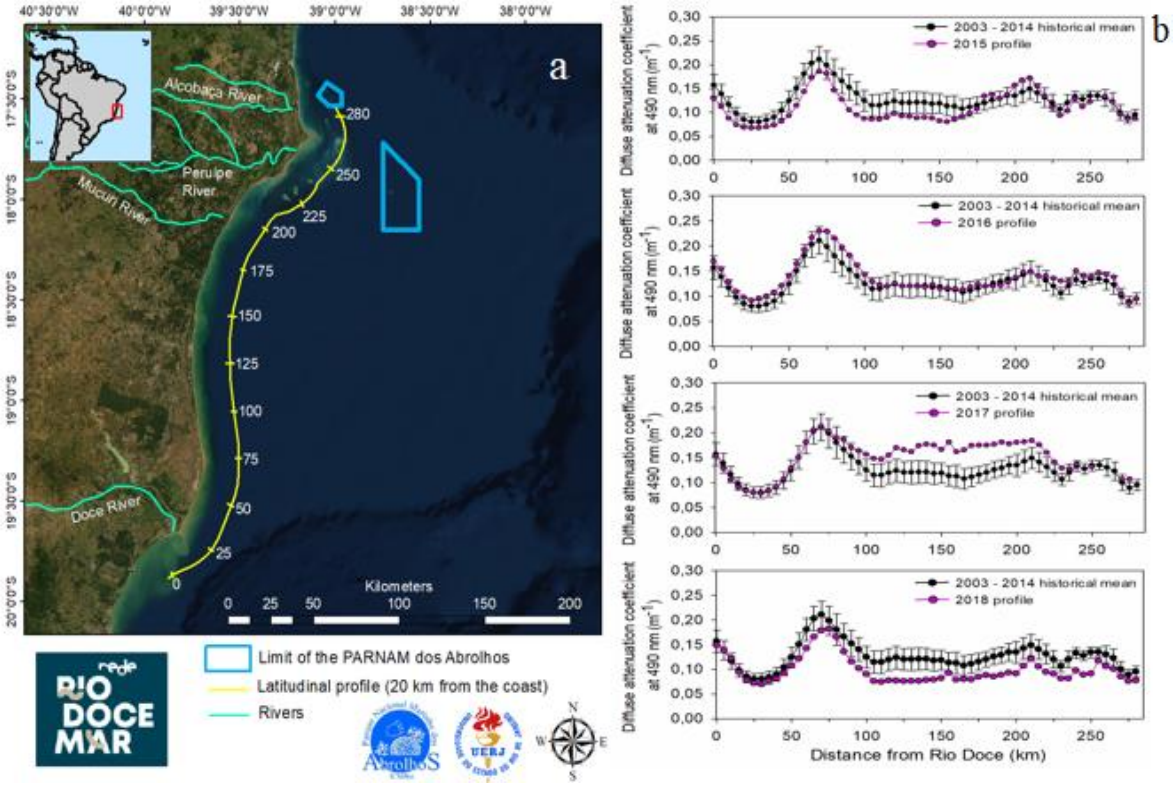
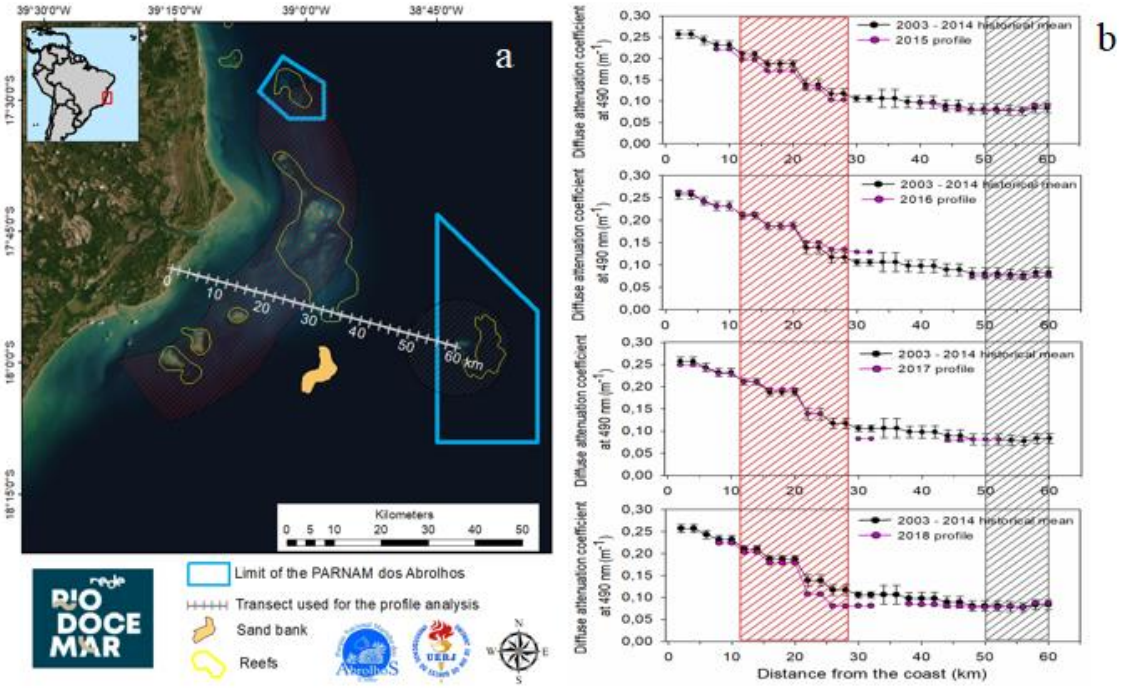


Figura 532: (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.



Nenhuma mudança significativa no padrão da variabilidade das concentrações de MPS e do k_d490 foram observados após o desastre da barragem na região de Caravelas/Abrolhos. Isto indica que o rompimento da barragem do Fundão não alterou a disponibilidade de luz na coluna de água em Abrolhos de acordo com o dado satelital. Apesar disso, estes resultados não discartam a hipótese de que o material sedimentar da barragem tenha chegado à região, apenas indica que a quantidade de material não foi suficiente para alterar as propriedades óticas da coluna d'água.

1.2.2.3 Análise de correntes ocêanicas superficias e do comportamento das plumas de sedimento na região da foz do Rio Doce através de dados *in situ*

A região da foz do Rio Doce é caracterizada pela presença da Corrente do Brasil (CB). A CB se origina próxima a costa Brasileira entre as latitudes 17°S e 13°S (Rodrigues et al., 2007) pela bifurcação da corrente Sul Equatorial. A CB Margeia a costa Brasileira com direção predominante de NE-SO (Peterson e Stramma, 1991) até a região da convergência Subtropical (33-38°S), onde conflui com a Corrente das Malvina e se afasta da costa (Silveira et al., 2000).

A CB é formada pelo empilhamento das massas de água características do Atlântico Sul: a Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Intermediária Antártica (AIA), Água Circumpolar Superior (ACS) e Água Profunda do Atlântico Norte (APAN). A AT é a porção superficial da CB (encontra-se nos primeiros quilômetros da coluna d'água), caracterizada por uma massa de água quente e salina que ocupa a superfície do Atlântico Sul Tropical, a qual é transportada para o sul (Emilson, 1961). Em seu trajeto ao longo do Sudeste brasileiro, mistura-se com águas de origem costeira mais frias e de baixa salinidade, resultando em águas com temperaturas tipicamente maiores que 20°C e salinidades acima de 36 ups (Silveira et al., 2000).

Em 19°5, latitude próxima a foz do Rio Doce, a CB se apresenta como uma corrente estreita (~75 km de largura) e rasa, com direção predominante de NE-SO e com velocidade de superfície máxima de ~0,72 $m.s^{-1}$ (Miranda& Castro, 1981). A pesar da direção da corrente oceânica ser predominantemente de NE-SO, eventos de ventos na direção norte associados com sistemas ciclônicos frontais (mais frequentes durante o inverno), podem cancelar o fluxo da corrente para o sul e até mesmo reverter a direção da corrente para o norte (Amorim et al., 2012, 2013).

Almeida et al., 2016 utilizaram um modelo de circulação oceânica para analisar o comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce até 2 meses após os dejetos do rompimento da barragem do Fundão chegarem no oceano. Estes autores mostraram que as águas do Rio Doce poderiam transportar os sedimentos por centenas de quilômetros ao Sul e que durante episódios de sistemas frontais ocorre a inversão dos ventos, o que contribuiu para a dispersão offshore da pluma.

Recentemente, Coimbra et al., 2020 mostraram que a direção dos ventos é um dos fatores determinante das correntes oceânicas ao longo da Costa e, por isso, têm relação com a direção da pluma de sedimento do Rio Doce. Segundo estes autores, durante o verão de 2016 as plumas de

sedimento se alinharam com a direção do vento para o Sul, enquanto que em julho de 2016, devido a eventos de sistemas ciclônicos frontais, os ventos mudaram de direção, orientando-se para o norte, o que poderia ocasionar a migração das plumas de sedimento para a região de Abrolhos.

Como a direção e intensidade das correntes oceânica são os principais fatores que determinam a possibilidade das plumas de sedimento do Rio Doce serem transportadas para a região do PARNAM dos Abrolhos, resolvemos analisá-las para o período após o rompimento da barragem do Fundão. Nosso intuito é mostrar a ocorrência de eventos favoráveis ao transporte de sedimento para a região de Abrolhos, e quantificar com que frequência estes eventos ocorrem. Esta análise também serve de subsídio para a compreensão dos dados da geoquímica das amostras coletadas pelas armadilhas de sedimento.

Para analisar a variação das correntes oceânicas na foz do Rio Doce foram utilizadas 2 fontes de dados: (1) dados do programa nacional de Boias (PNBOIAS); (2) dados do “Ocean Surface CurrentAnalysis Real-time” (OSCAR).

O PNBOIAS é o programa de boias oceânicas gerenciado pela Marinha do Brasil para o monitoramento de fenômenos meteorológicos e oceanográficos. Foram utilizados neste estudo os dados da Boia Vitória, localizada próxima a foz do Rio Doce (19°56,05'S; 037°56,17'O). A intensidade e a direção da corrente oceânica foram medidas através de um ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*). A boia Vitória operou até 23/07/2017, e por isso a análise dos dados da boia se concentraram no período de tempo desde o rompimento da barragem do Fundão até o funcionamento da boia, ou seja, de 05/11/2015 à 23/07/2017. Estes dados oferecem uma forma precisa de quantificar a frequência dos eventos de correntes para o norte, já que as medições foram realizadas a cada hora. Como a boia parou de operar antes do início deste projeto, nós utilizamos os dados de correntes oceânicas do projeto OSCAR para analisar as correntes nos períodos de permanência das garrafas de coleta nas armadilhas de sedimento.

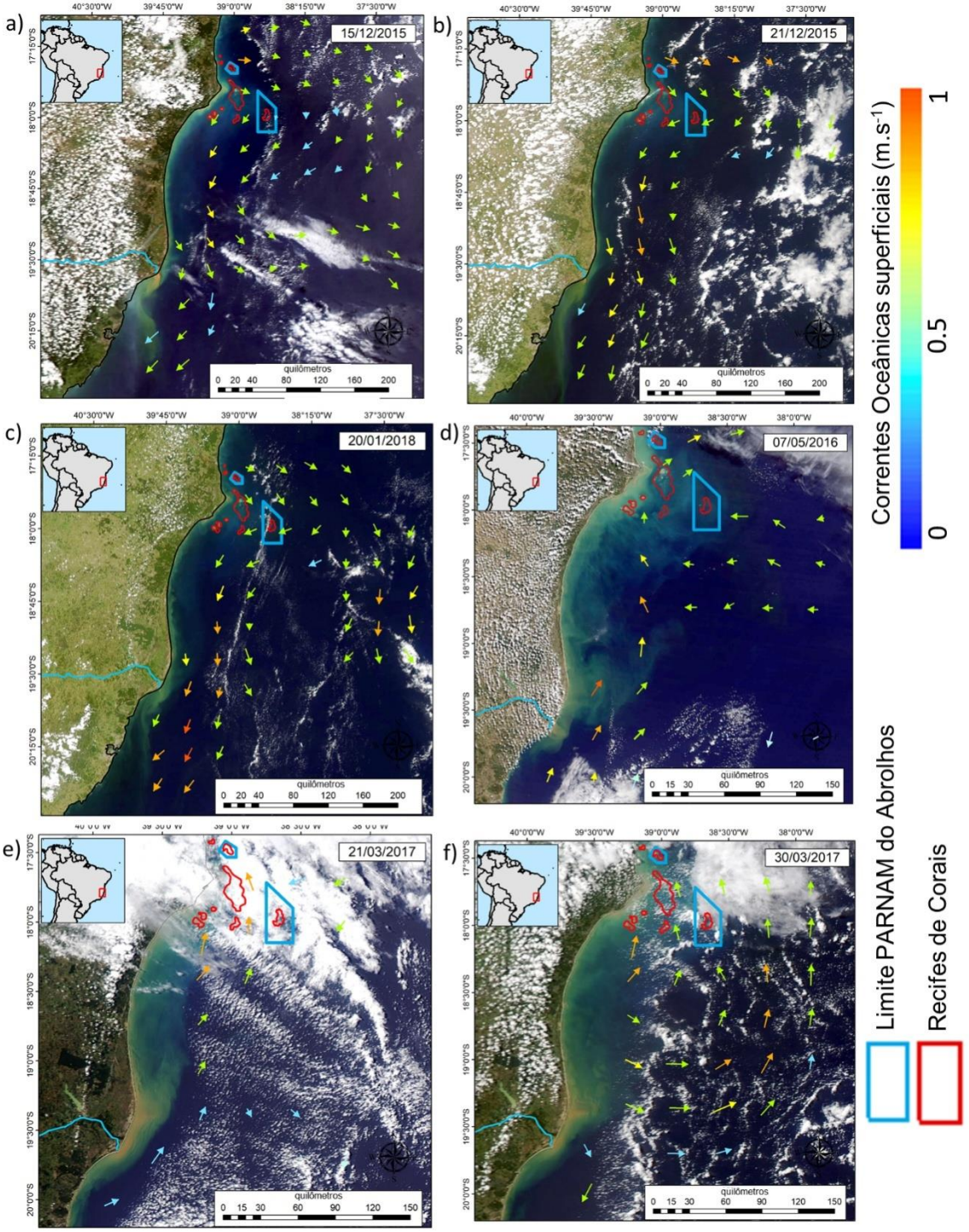
Os dados do OSCAR são produzidos por um modelo que utiliza dados de altura da superfície do mar, vento e temperatura obtidos por satélites para estimar a circulação superficial dos oceanos através das estimativas das componentes de velocidade zonal e meridional (Bonjean e Lagerloef, 2002). O modelo utiliza a equação do momento quase-linear e quase-estacionário (Bonjean e Lagerloef, 2002) negligenciando a aceleração local. O campo de velocidade é o resultado da combinação teórica do balanço geostrófico, de Ekman/Stommel e do vento térmico. O resultado do modelo corresponde a corrente média na superfície (até 30 metros de profundidade) a cada 5 dias. Informações sobre o projeto OSCAR podem ser obtidas em: https://www.esr.org/research/oscar/oscar-surface-currents/.

Apesar dos dados do projeto OSCAR serem resultados de modelos, estes apresentam boa correspondência com medições in situ. Johnson et al., 2006 compararam os resultados obtidos pelo modelo OSCAR com medições in situ obtidas por derivadores e ADCPs a bordo de navios e encontraram boa acurácia próxima a região equatorial. Mais especificamente para a costa sul/sudeste do Brasil, Cechet et al., 2017 compararam os dados de correntes oceânicas obtidas pelo modelo

OSCAR aos dados de ADCP das boias do projeto PNBOIA e mostraram que o modelo foi capaz de descrever a variabilidade sazonal da intensidade e da direção das correntes.

Para exemplificar os padrões de correntes encontrados e o comportamento das plumas de sedimento na foz do Rio Doce escolhemos 3 eventos onde predominaram correntes no sentido norte-sul (Dias: 15/12/2015; 21/12/2015; 20/01/2018) e 3 eventos onde houve inversão da direção da corrente, ou seja, predominaram correntes no sentido sul-norte (Dias: 07/05/2016; 21/03/2017; 30/03/2017), como indicado na Figura 533.

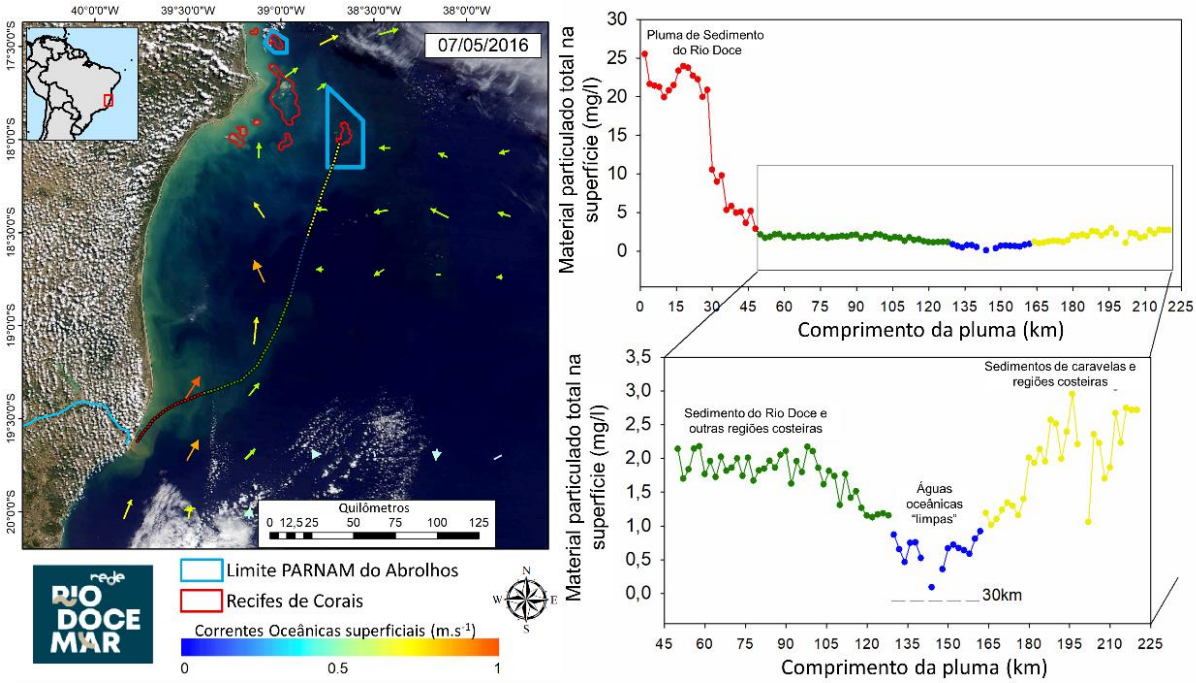
Figura 533: Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce em resposta a padrões de corrente oceânica. a), b), c), comportamento da pluma durante eventos de correntes oceânicas no sentido norte-sul, padrão predominante. d), e), f) comportamento da pluma durante eventos de inversão das correntes oceânicas, correntes fluindo no sentido sul-norte. Os mapas são compostos por imagens do satélite Aqua, sensor MODIS, sobrepostas com vetores de correntes oceânicas obtidos através do produto do modelo OSCAR.



Na Figura 533 (a), (b) e (c) são mostrados os padrões predominantes das correntes na região, com orientação norte-sul. Observa-se que a pluma de sedimento do Rio Doce se desloca na mesma direção

das correntes oceânicas formando uma pluma alongada para o sul e que pode margear a costa alcançando a cidade de Vitória no ES. Nas figuras 1d/e/f são mostrados como a pluma de sedimento se comporta durante eventos de inversão do sentido das correntes. Observa-se nestes casos que a pluma de sedimento do Rio Doce se dispersa offshore ao mesmo tempo que se desloca para norte se misturando com o sedimento proveniente das outras regiões costeiras. Apesar de não ser possível identificar a pluma do Rio Doce devido a mistura com o sedimento das outras regiões ao norte, a direção das correntes superficiais ao longo da costa do ES e da BA é totalmente favorável ao transporte do sedimento do Rio Doce até Abrolhos. O evento ocorrido no dia 07/05/2016 ilustra mais precisamente o transporte da pluma para norte e por isso foi melhor detalhado. Utilizamos o algoritmo C2RCC (Brockmann et. al., 2016) sobre a imagem do satélite Sentinel 3 (300 metros de resolução espacial) para estimar o material particulado total em suspensão (MPS) na superfície da água. Apesar do algoritmo ainda não ter sido validado para a região, ele pode ser usado para entender como o sedimento se dispersa. Um transecto foi criado na imagem seguindo a dispersão da pluma de sedimento através do qual os valores de MPS foram extraídos, Figura 534.

Figura 534: Análise do comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce durante o evento de inversão do sentido da corrente oceânica, no dia 07/05/2016.

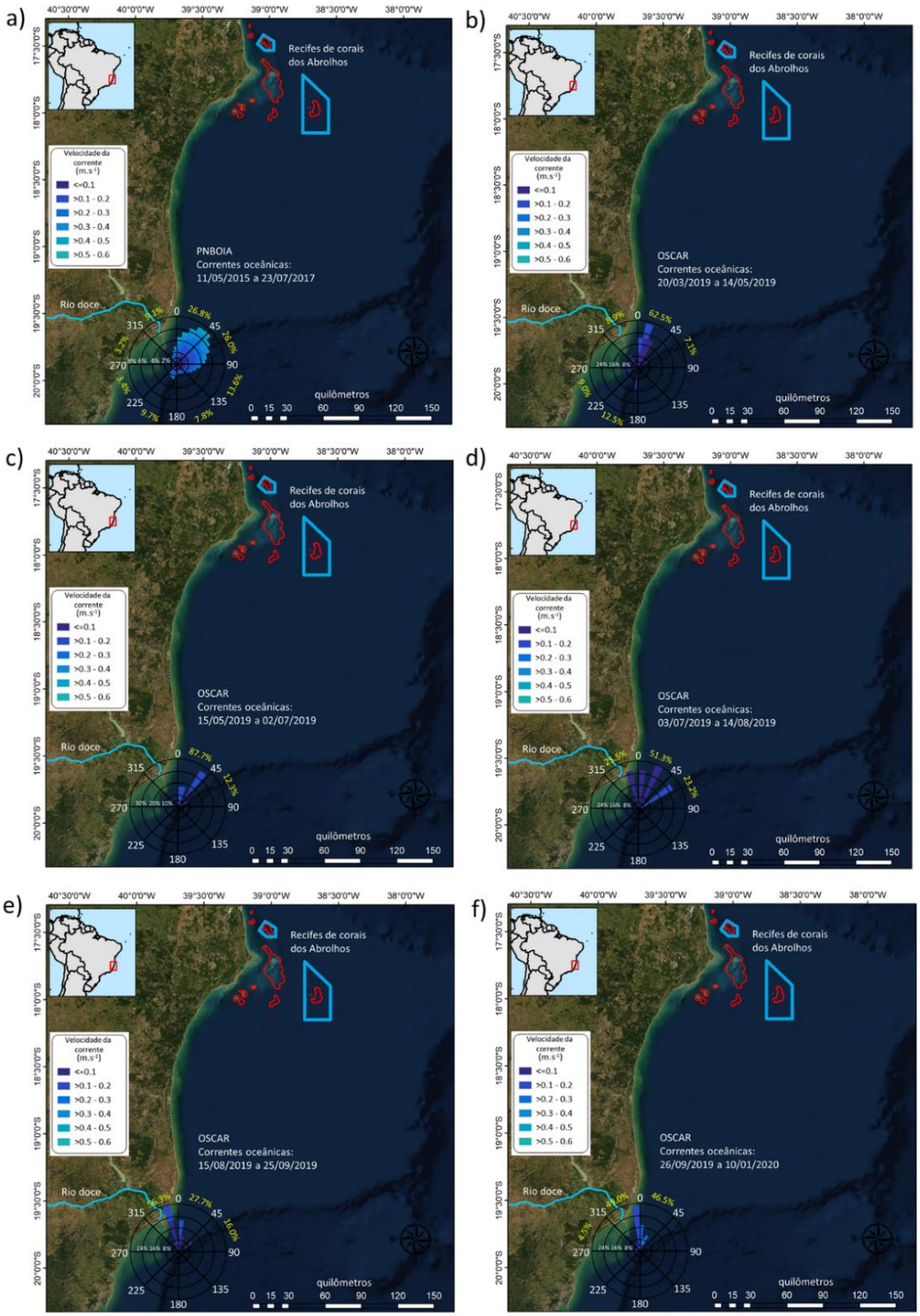


Na Figura 535 é possível observar detalhadamente como a pluma do Rio Doce, caracterizada por valores mais altos de MPS (perfil em vermelho do transecto), se desloca para nordeste, seguindo a direção da corrente oceânica. À medida que se afasta da costa a pluma se desloca para nordeste ao mesmo tempo que dilui, ainda sendo possível observá-la na imagem (perfil verde do transecto). No total, a pluma de sedimento alcança um comprimento de 130 km, quando não pode mais ser vista na

imagem. Porém a direção e intensidade das correntes se mostram favoráveis ao transporte de sedimento para a região de Abrolhos.

Com o intuito de quantificar ao longo do tempo a frequência com que os eventos de inversão da direção da corrente oceânica ocorrem, e ao mesmo tempo, auxiliar no entendimento dos dados geoquímicos obtidos através das armadilhas de sedimento, analisamos a intensidade e direção das correntes próximas a foz do Rio Doce utilizando os dados do PNBOIA e do modelo OSCAR, como já discutido anteriormente. Para facilitar a análise dos resultados, as frequências foram calculadas dividindo as direções em 8 quadrantes de 45°. Os resultados são apresentados na Figura 535.

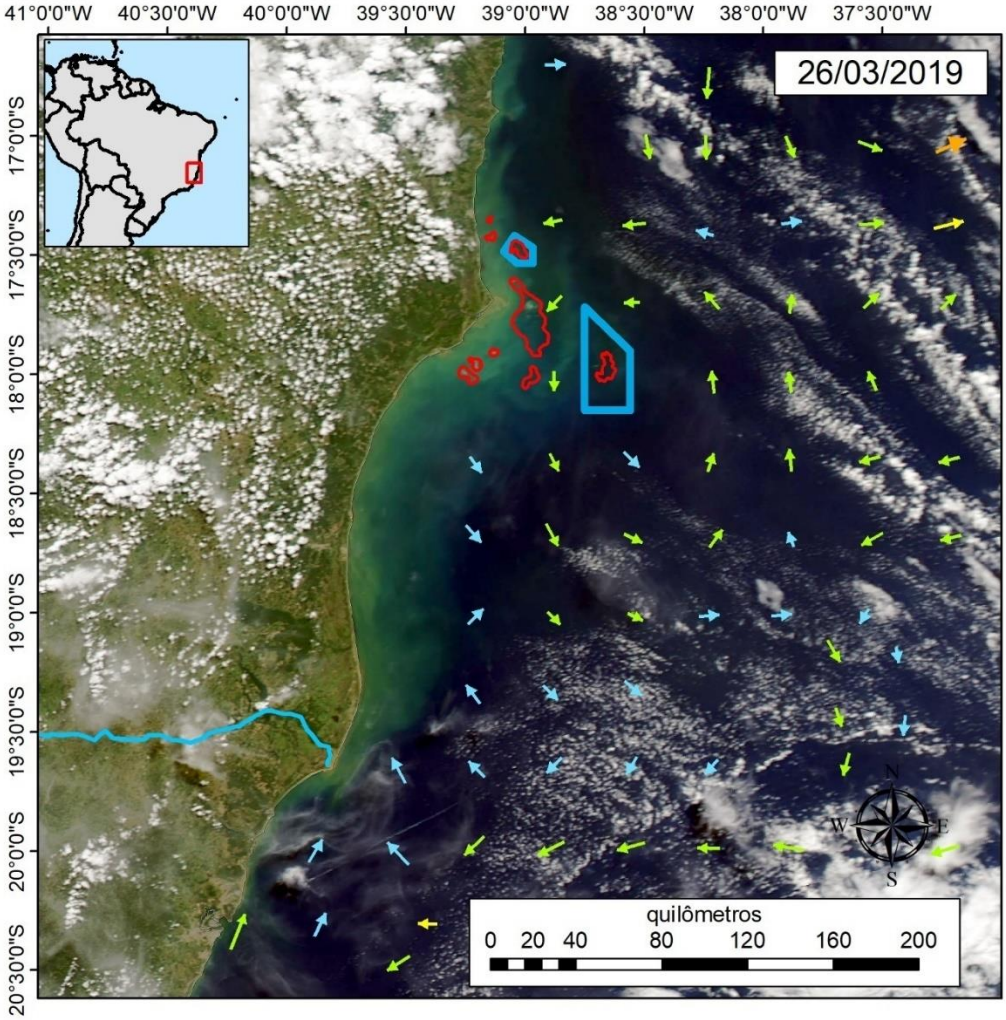
Figura 535: Análise da direção e intensidade das correntes oceânicas na região da foz do Rio Doce. a) Análise para o período de 11/05/2015 a 23/07/2017, utilizando os dados horários do projeto PNBOIA. b), c), d), e), f) análise realizada utilizando os dados do modelo OSCAR para os períodos de coleta das armadilhas de sedimento, 20/03/2019 a 14/05/2019; 15/05/2019 a 02/07/2019; 03/07/2019 a 14/08/2019; 15/08/2019 a 25/09/2019; 26/09/2019 a 10/01/2019, respectivamente.



A Figura 535 (a) mostra os resultados encontrados ao longo do período de 11/05/2015 a 23/07/2017 utilizando os dados do PNBOIA. Observa-se, a predominância das correntes na direção NE-SO com a

intensidade das correntes não ultrapassando 0.6 m s^{-1}. Correntes provenientes dos setores N-NE (0 - 45°) e NE-L (45° - 90°) predominaram, representando respectivamente 26.8% e 26% das observações. Correntes de S-SO (180° - 225°) e SO-O (225° - 270°), que podem favorecer o transporte do sedimento para Abrolhos, ocorreram com uma frequência de 9.7% e 3.4% respectivamente. Isto mostra que após o rompimento da barragem do fundão até 23/07/2017 existiram eventos que poderiam transportar o material da barragem para Abrolhos. Estes eventos ocorreram com uma frequência de ~13% ao longo do período analisado. A Figura 535 (b), (c), (d), (e) e (f) mostram os resultados encontrados para os períodos de permanência das garrafas nas armadilhas de sedimento. Na primeira fase das coletas, de 20/03/2019 a 15/05/2019, predominaram as correntes de N-NE (°0 – 45°) com frequência de 62.5%. Durante esta fase, ocorreram eventos favoráveis ao transporte do sedimento do Rio Doce para Abrolhos. Entre os dias 24 e 28 de março de 2019 o modelo indicou inversão do padrão da corrente oceânica próxima a foz do Rio Doce, ou seja, a corrente predominante fluindo de NE a SO passou a fluir de SO a NE (Figura 536). Isto ocorreu devido a formação de uma depressão tropical em 23 de março de 2019, na costa da Bahia, que ganhou força no dia 24 de março formando a tempestade tropical Iba (nomeada assim pelo centro de hidrografia da marinha do Brasil). A tempestade perdeu força e se dispersou no dia 28 de março. A partir do dia 29 de março o padrão da direção das correntes oceânicas se restabeleceu, fluindo de NE para SO,.Correntes de S-SO (180° - 225°) ocorreram em 12.5% das observações, enquanto que correntes de SO-O (225° - 270°) ocorreram com uma frequência de 9.0% (figura 3 b). Nas demais fases, período de 15/05/2019 a 10/01/2019 não foram observadas inversões nos padrões das correntes oceânicas que pudessem favorecer o transporte de sedimento para a região de Abrolhos, predominando as correntes no sentido norte-sul provenientes de NO-N (315° - 0°) e N-NE (0° - 45°), Figura 535 (c), (d), (e) e (f). É importante ressaltar que o modelo OSCAR representa o padrão da circulação em períodos de 5 dias, ou seja, eventos de curta duração (duração de horas) podem não ser representados pelo modelo.

Figura 536: Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce e direção e intensidade das correntes oceânicas durante a permanência da tempestade tropical Iba, no dia 26/03/2019. Dados: Imagem Aqua-Modis composição colorida cor verdadeira sobreposta com vetores de correntes oceânicas produzidas pelo modelo OSCAR.



1.2.2.4 Evolução no Desenvolvimento de um Algoritmo Satelital Regional para MPS entre a Região Costeira da Foz do Rio Doce e Abrolhos

O material particulado total sem suspensão (MPS) tem grande importância para a saúde do ambiente marítimo costeiro. Concentrações altas de MPS podem reduzir a disponibilidade de luz na coluna d'agua afetando os ecossistemas marinhos, principalmente a saúde dos corais, com impactos diretos sobre a biodiversidade local. Dessa forma, é importante o monitoramento das concentrações de MPS em regiões marinhas de alta biodiversidade e que estão sujeitas a atividades impactantes.

Na região dos Abrolhos, região com maior biodiversidade marinha do Atlântico Sul, estão localizados o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e a Reserva Extrativista de Cassurubá, criadas para proteger os recursos naturais e direitos de populações tradicionais. O entorno dessas áreas possui empreendimentos que podem elevar as concentrações de MPS na coluna d'agua, impactando o

ecossistema marinho da região, e afetando principalmente os pescadores locais. Dentre estes empreendimentos, destaca-se a dragagem do Canal do Tomba, licenciada pelo IBAMA desde 2001. Além disso, o rompimento da barragem do Fundão em novembro 2015 com consequente descarga do rejeito da barragem na foz do Rio Doce gerou dúvidas sobre o transporte e o possível impacto desse material na região de Abrolhos.

Trabalhos de campo para o monitoramento in situ das concentrações de MPS têm um custo elevado, o que torna o monitoramento de regiões extensas em um intervalo curto de tempo impossível de ser realizado. Uma alternativa viável e eficiente para o monitoramento das concentrações de MPS em regiões extensas é o uso da tecnologia de sensoriamento remoto por satélite. Atualmente, existem satélites com sensores desenvolvidos, entre outros motivos, para o monitoramento da qualidade da água em ambientes costeiros. Dentre estes, destacam-se os satélites Terra-Aqua com o sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), lançados em 1999 e 2002 respectivamente, e os satélites sentinel 3a e 3b com o sensor OLCI (Ocean Land Color Instrument), lançados em 2016 e 2018 respectivamente. Uma grande vantagem que estes sensores possuem é a sua extensa área de cobertura com uma resolução temporal diária e resolução espacial de 250 e 300 metros para os sensores MODIS e OLCI, respectivamente. Isto permite o monitoramento diário do MPS para toda a região da foz do Rio Doce até Abrolhos utilizando apenas uma cena.

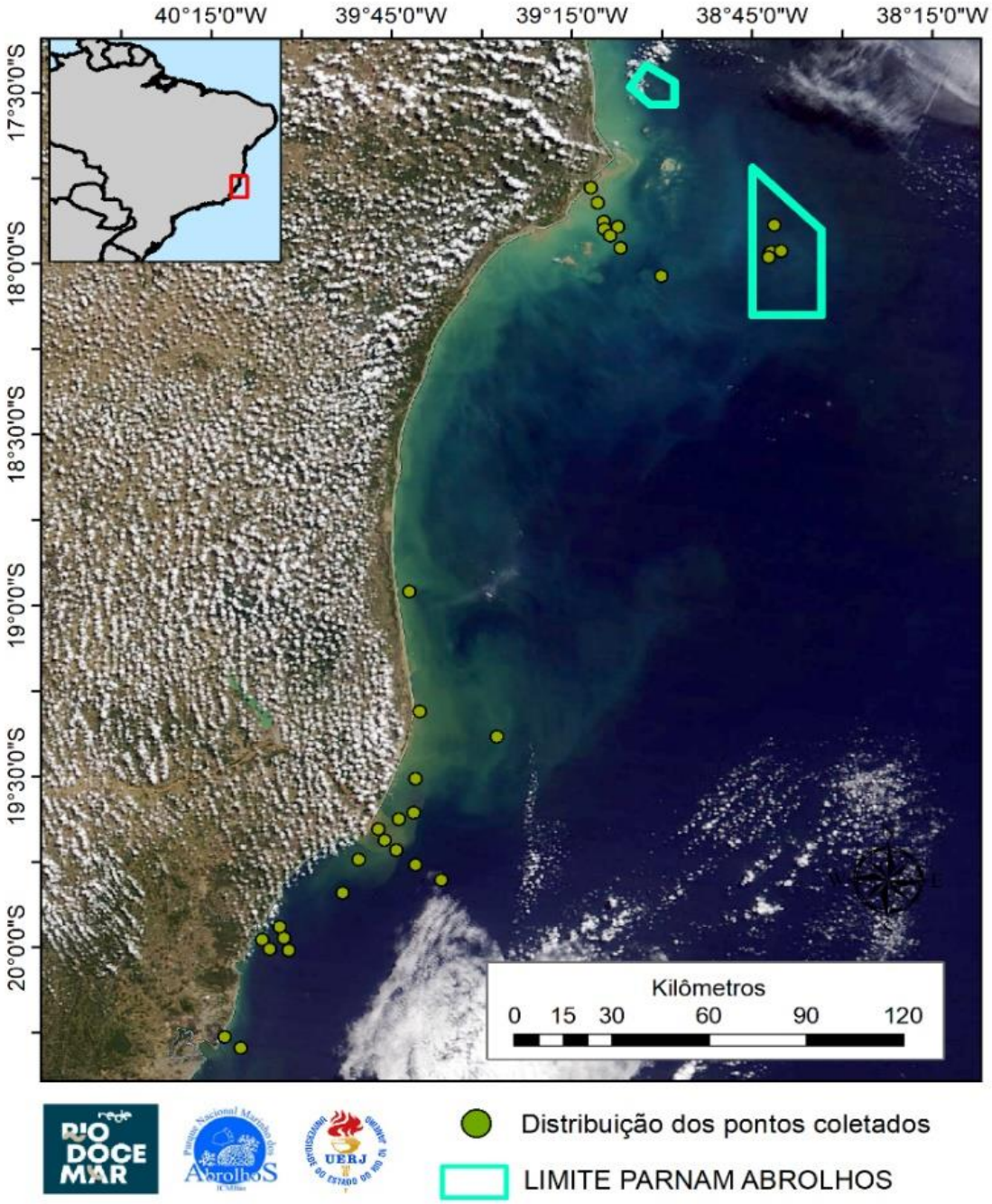
Algoritmos regionais para estimativa da concentração do MPS utilizando os sensores MODIS e OLCI têm sido criados por alguns autores, com relativa eficiência ao serem utilizados em outras regiões. Até o momento nenhum algoritmo foi avaliado ou elaborado para a região de Abrolhos ou do Rio Doce, ou seja, a eficácia das medições da concentração do MPS por satélite para estas regiões é desconhecida, o que impossibilita seu uso para trabalhos que requerem medições precisas deste parâmetro.

O Objetivo do nosso trabalho é desenvolver um algoritmo regional empírico para estimativas da concentração do MPS para a região da foz do Rio Doce à Abrolhos e avaliar a eficiência deste algoritmo em relação aos algoritmos já desenvolvidos para outras regiões e comumente utilizados na literatura. Este algoritmo será utilizado para construir uma série temporal com imagens diárias de MPS para o período de monitoramento do projeto e irá auxiliar na interpretação dos dados geoquímicos coletados nas armadilhas de sedimento.

Para nosso trabalho usamos imagens do sensor OLCI – Sentinel 3. A escolha do satélite ocorreu devido este ter sido lançado mais recentemente e possuir previsão de operação de 12 anos. Ou seja, o algoritmo elaborado no trabalho poderá ser usado para monitoramento do MPS na região por ao menos uma década. Como o satélite possui resolução diária, foram escolhidas para processamento as imagens referentes aos dias de coleta de campo. Foram utilizados somente os pontos coletados com ausência de nuvens na imagem. A correção atmosférica das imagens e obtenção da reflectância de sensoriamento remoto foi realizada através do processamento digital das imagens no software livre SNAP, desenvolvido e disponibilizado pela ESA (Agência Espacial Européia). Para a correção atmosférica foi utilizado o algoritmo C2RCC que foi avaliado por diferentes autores e se mostrou bastante eficiente para águas de regiões costeiras.

Além das medições da concentração do MPS in situ realizadas por nosso anexo na região de Abrolhos, foram utilizadas medições realizadas pelo Anexo 3 ao longo da costa da foz do Rio Doce até Abrolhos. Ao todo foram incluídos da análise 45 medições de MPS na região da foz do Rio Doce e Abrolhos, Figura 537. As datas das coletas e imagens utilizadas neste trabalho foram as seguintes: 07/11/2018, 23/02/2019, 14/11/2018, 13/03/2019, 18/11/2018, 14/03/2019, 29/11/2018, 02/04/2019, 30/11/2018, 20/04/2019, 15/12/2018, 23/04/2019, 19/12/2018, 14/06/2019, 22/01/2019, 16/06/2019, 23/01/2019, 04/07/201922/02/2019,14/08/2019.

Figura 537: Distribuição dos pontos de coleta utilizados para as medições de material particulado em suspensão.



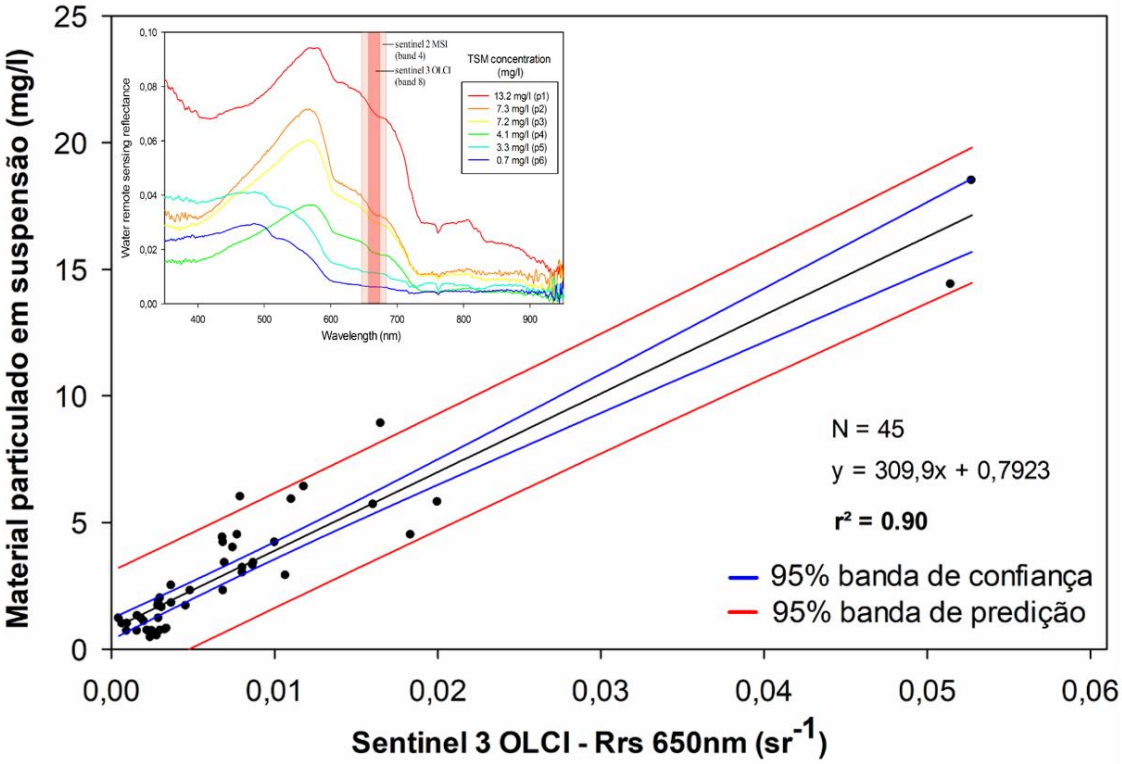
A primeira etapa de nossa análise consistiu em identificar as bandas do satélite Sentinel 3 - OLCI que estão melhor correlacionadas com a variabilidade das concentrações de MPS. Para isso foi analisada a correlação entres as medidas de reflectância das imagens para diferentes bandas do visível e as concentração de MPS das amostras coletadas no campo, Tabela 129.

Tabela 129: Valores de correlação (r- Pearson) entre a reflectância obtida por sensoriamento remoto e medições in situ de MPS.

Bandas sentinel 3 – OLCI	**(r-Pearson) Concentração de MPS**
Rrs 665 nm (banda 8)	0.94
Rrs 620nm (banda 7)	0.93
Rrs 560nm (banda 6)	0.73
Rrs 510nm (banda 5)	0.54
Rrs 412.5 (banda 2)	0.25

Através da análise de correlação é possível observar que tanto a banda 8, referente a 665 nm, quanto a banda 7, referente a 620 nm, estão fortemente correlacionadas com a concentração do MPS na região da foz do Rio Doce e de Abrolhos. A correlação entre a reflectância da banda 8 (665 nm) e da banda 7 (620 nm) com a concentração de MPS foi de 0.94 e 0.93, respectivamente. A correlação alta para ambas as bandas se deve pela alta correlação entre as bandas, pois são bandas correlatas (registram a radiação eletromagnética em faixas próximas de comprimento de onda). Dessa forma, elegemos a banda 8 (665 nm) como a que melhor se correlaciona com a concentração do MPS. Isto corrobora com estudos de sensoriamento remoto de outras regiões que já mostraram que as bandas na região do vermelho do espectro eletromagnético é a mais indicada para ser usada em estimativas de MPS. O coeficiente de determinação (r^2) entre a concentração de MPS e a refletância de sensoriamento remoto na banda 8 foi de 0.9 (N = 45), Figura 538.

Figura 538: Modelo de regressão entre as concentrações de material particulado em suspensão e a reflectância de sensoriamento remoto na banda 8 (650nm) do satélite Sentinel 3 – OLCI (r^2 = 0.9; valor-p < 0,001). No quadro menor o resultado dos estudos de reflectância realizados *in situ.*



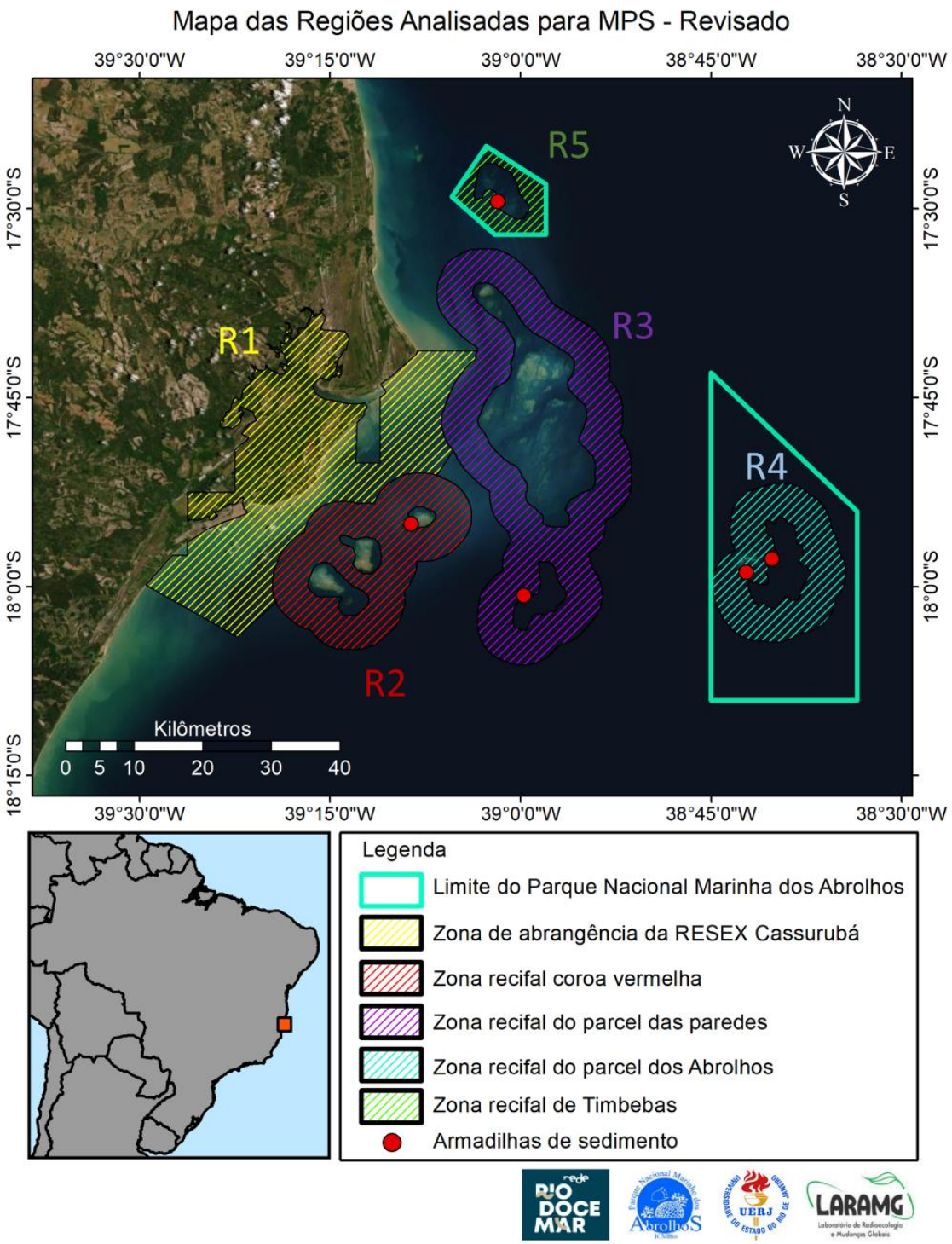
Analisando o gráfico de dispersão da Figura 538 podemos notar a necessidade de aumentar a amostragem em pontos com maiores concentrações de MPS. Para as próximas etapas do trabalho serão coletados pontos mais próximos da costa, onde as concentrações de MPS são maiores. Após esta etapa, o algoritmo será validado com amostragens independentes, ou seja, serão utilizadas medições dos próximos trabalhos de campo, que não tenham sido utilizadas na elaboração do algoritmo.

1.2.2.5 Monitoramento por satélite do Material Particulado em suspensão na região de Abrolhos para o período de março/2019 à jun/2020

O monitoramento das concentrações de material particulado na região de Abrolhos foi realizado através do satélite Sentinel 3, sensor OLCI, utilizando 2 algoritmos. O algoritmo proposto por Nechad *et al*., 2010 e o algoritmo C2RCC. Ambos os algoritmos se propõem a serem algoritmos globais, ou seja, podem ser usados em qualquer região do planeta. A validação desses algoritmos para a região de Abrolhos está sendo realizada concomitante ao desenvolvimento do algoritmo regional. Ainda assim, produzimos séries temporais da concentração de material particulado em suspensão utilizando ambos os algoritmos, a partir das imagens do satélite Sentinel 3, com 300 metros de resolução espacial e resolução temporal diária. Tal análise nos permitiu avaliar as mudanças diárias na concentração do

material em suspensão na região de Abrolhos, identificar os períodos de maior concentração de MPS, e identificar as regiões mais expostas ao aumento do MPS. A Figura 539 mostra a redefinição das regiões de interesse para a análise, em acordo com a proposta da CTBIO.

Figura 539: Mapa das regiões de interesse para levantamento das séries temporais das concentrações de MPS.



A Figura 540 mostra as médias mensais de MPS para cada região de interesse, a vazão dos rios mais próximos, a precipitação e velocidade do vento medidos na estação meteorológica presente em Abrolhos durante o período de março/2019 à jun/2019. As médias mensais de MPS foram calculadas a partir das imagens diárias. No geral, as concentrações de MPS aumentaram de mar/2019 à jul/2019 e se mantiveram relativamente altas até setembro. A partir de setembro/2019 as concentrações de MPS começaram a diminuir, chegando à concentração mínima em janeiro/2020. A partir de jan/2020 as concentrações de MPS começaram a aumentar novamente, mas alcançando as concentrações mais altas em abril, ao invés de julho, como foi para o ano de 2019. Este aumento em abril acompanha principalmente o aumento da intensidade das rajadas de vento. De fato, as médias mensais de MPS apresentam uma correlação positiva significativa com as médias de intensidade das rajadas de vento (Tabela 130).

Figura 540: Séries temporais de precipitação, vazões do Rios, velocidade média e rajada de vento, e concentrações de MPS nas regiões de interesse obtidas através das imagens Sentinel 3, sensor OLCI, para o período de mar/2019 à jun/2020.

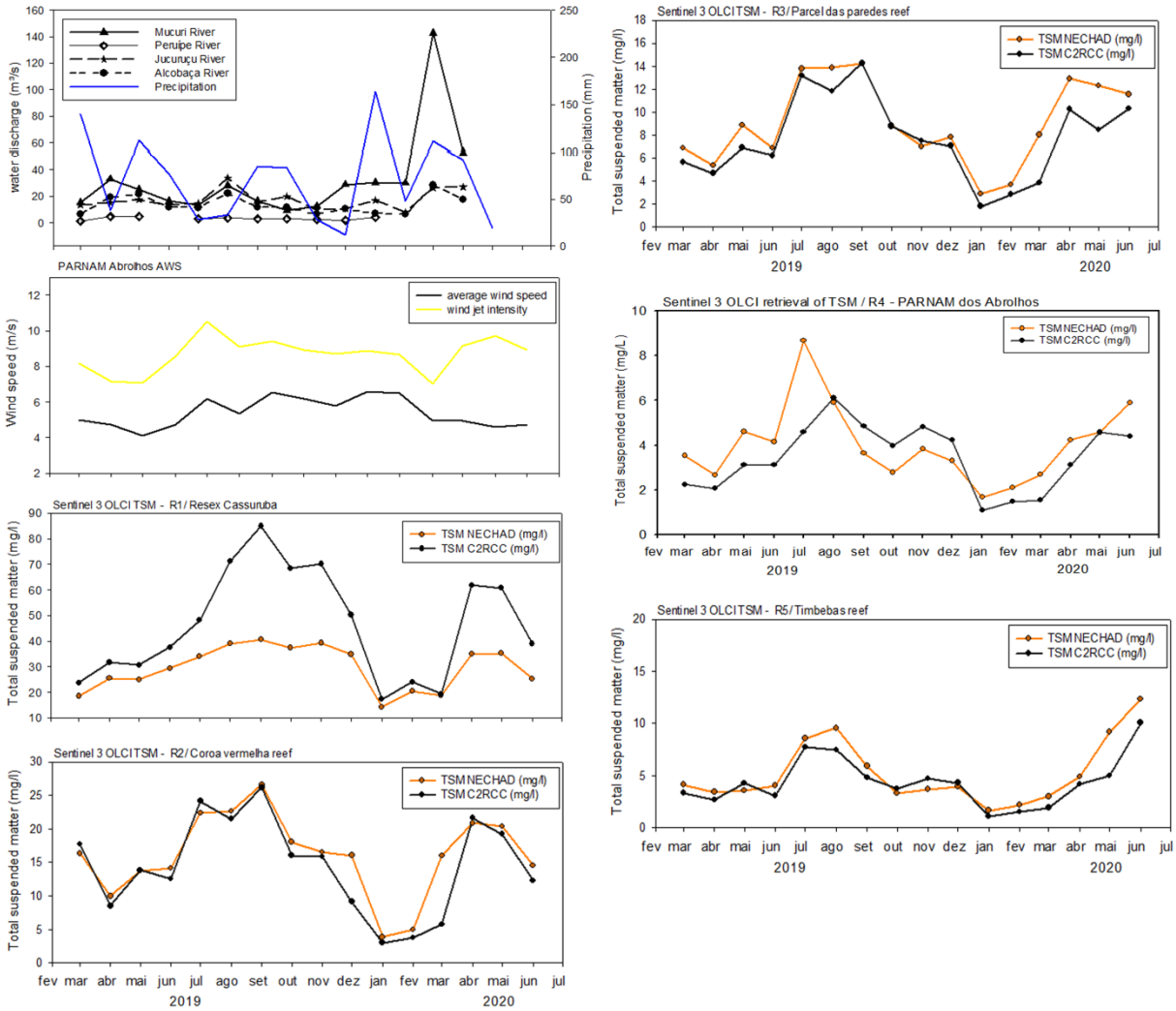
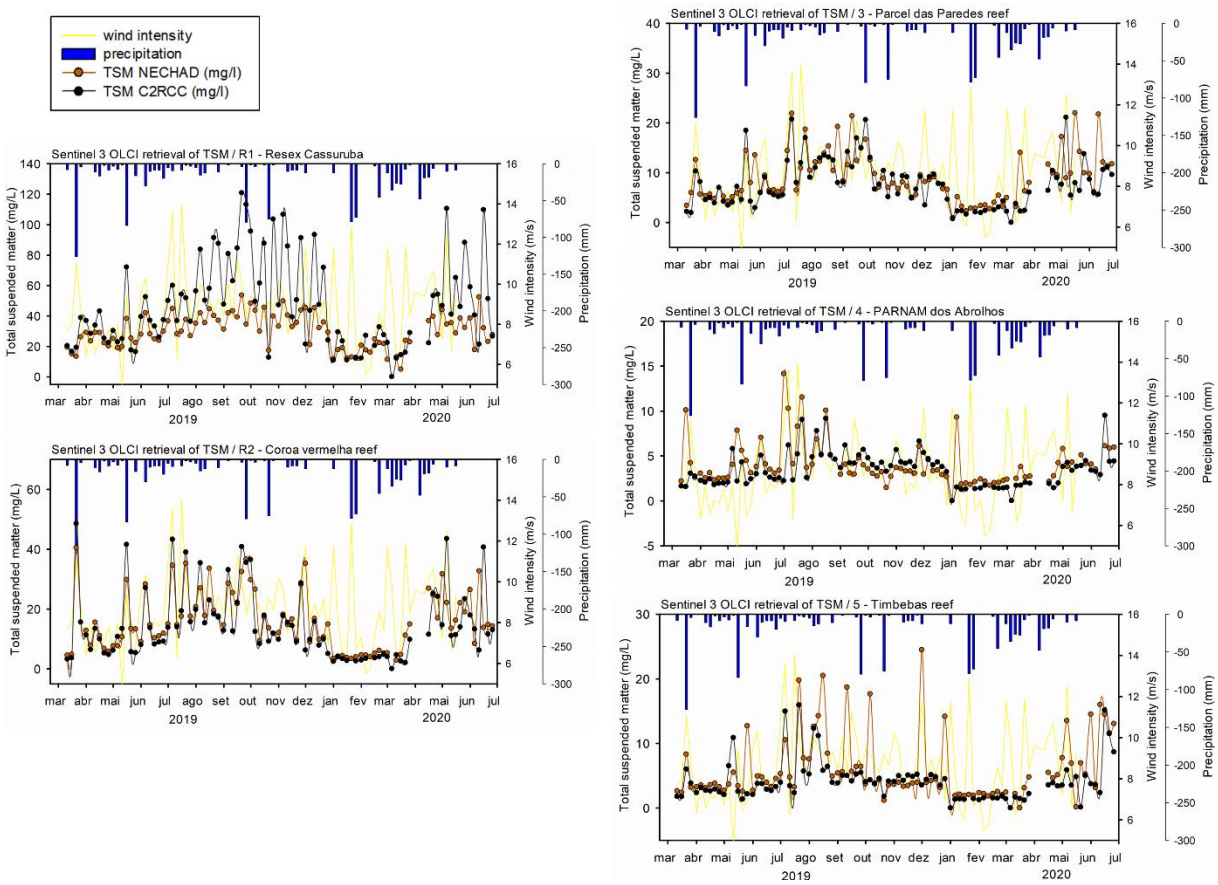


Tabela 130: Matrix de correlação (r – Pearson) entre a concentração mensal média de MPS e as variáveis meteorológicas e hidrológicas

	R1 MPS NECHAD (mg/L)	R2 MPS NECHAD (mg/L)	R3 MPS NECHAD (mg/L)	R4TSM MPS (mg/L)	R5 MPS NECHAD (mg/L)
Vazão Mucuri (m3/s)	-0,38	-0,069	-0,051	-0,24	-0,21
Vazão Peruíbe (m3/s)	-0,22	-0,4	-0,091	0,01	-0,07
Vazão Alcobaça/Intanhém (m3/s)	-0,003	0,25	0,35	0,15	0,23
Vazão Jucurucu (m3/s)	0,15	0,4	0,52	0,2	0,44
Chuva (mm)	-0,64	-0,3	-0,32	-0,41	-0,5
Vento (m/s)	-0,29	0,16	-0,06	-0,007	0,009
Rahada (m/s)	0,5	0,7	0,7	0,55	0,54

A Figura 541 mostra as séries temporais dos dados diários de MPS. É possível notar uma alta variabilidade das concentrações de MPS, ou seja, as concentrações de MPS aumentam e diminuem de um dia para o outro, e isto está relacionado aos aumentos das rajadas de vento, que por usa vez estão relacionadas a sistemas frontais e tempestades, que provocam o fenômeno de ressurgência na região. A variabilidade da concentração de MPS é mais baixa no verão (janeiro, fevereiro e março), quando ocorre a dragagem do canal do Tomba. Apenas a região 1 (Resex Cassuruba) apresentou uma maior variabilidade das concentrações de MPS durante o verão, o que pode estar relacionado a dragagem, porém tal afirmação precisa se melhor investigada. De maneira geral, as concentrações de MPS são mais altas no período de inverno (maior intensidade dos ventos) do que no verão (período de realização da dragagem) para todas as regiões.

Figura 541: Variabilidade diária das concentrações de MPS nas regiões de interesse, obtidas através das imagens Sentinel 3, sensor OLCI, para o período de mar/2019 à jun/2020.



1.2.2.6 Análise dos Dados dos Traçadores Radiogênicos e sua Relação com a Mineralogia

Os elementos Terras Raras (Sm e Nd) e, consequentemente, seus isótopos, ocorrem retidos nos materiais particulados. Esses elementos são em geral insolúveis em água e se concentram nas frações mais finas durante o processo de intemperismo químico (Nesbitt, 1979). Os isótopos de Sr, através da metodologia empregada no trabalho, também está diretamente relacionada ao material particulado transportado em suspensão. Sendo assim, eles são utilizados como traçadores da origem e do transporte de materiais particulados ao longo da coluna d'água. Esses materiais particulados podem estar relacionados ao transporte de metais tóxicos ao ambiente ou a questões físicas, como luminosidade, da coluna d'água.

Ainda que os metais traços possam estar adsorvidos aos materiais particulados, os isótopos de Sm-Nd não devem ser diretamente relacionados à ocorrência e destes elementos tóxicos ao meio ambiente, uma vez que: 1) não indicam a contribuição de metais adsorvidos na matéria orgânica e em óxidos, ou de transportados na fração coloidal e dissolvidos na coluna d'água; 2) não indicam a biodisponibilidade de metais adsorvidos ao materiais particulados, uma vez que depende de condições físico-químicas da coluna d'água (Souza et al., 2015).

No entanto, ao se estabelecer que os materiais particulados são fontes signicativas de metais traço biodisponíveis ou que afetam significativamente a turbidez da água, os isótopos de Sm-Nd, quando comparados aos isótopos de Sr, são traçadores incomparáveis da fonte desse material.

A análise de proveniência é um conjunto de métodos que busca associar as características dos sedimentos já depositados às características de uma determinada área fonte representada pela composição de suas rochas aflorantes. As aplicações destes métodos são muitas e vão desde investigação dos padrões climáticos de uma região em um determinado tempo, até a relação entre tectônica e o preenchimento sedimentar de uma bacia.

Em sedimentos arenosos, os métodos de análise de proveniência tendem a ser baseados na contagem e associação tanto dos minerais formadores de rochas (comuns a vários tipos de rochas) quanto de minerais acessórios (restritos a tipos específicos de rochas). Em sedimentos de granulometria mais fina, como as argilas, não podemos separar e contar os diversos grãos. Ainda assim, mesmo determinando a mineralogia em sedimentos finos, como por exemplo por meio de técnicas de Difração de Raios-X, as associações dos diversos tipos de minerais não são diretamente representativas de uma rocha fonte, uma vez que os argilominerais estão relacionados às condições climáticas nos quais foram formados. Nesse caso, os métodos de proveniência são baseados em geoquímica, tanto e na concentração de óxidos elementos maiores (sílica, ferro e álcalis), como em razões de elementos traços e terras-raras e pelos isótopos de Sm-Nd e Sr.

Quando lidamos com geoquímica em amostras-total, devemos estar atentos ao significado de todas as análises elementares e como elas podem ser enviesadas pelos processos naturais da sedimentação. No caso dos óxidos de elementos maiores, como pudemos ver no processo de caulinização descrito acima, existe uma lixiviação preferencial dos álcalis durante a formação de argilominerais e o conseqüente enriquecimento residual em Ferro e Alumínio. Por conta disso, a composição desses elementos na amostra de sedimentos não pode ser utilizada diretamente proveniência, no entanto, nos dá uma informação muito importante sobre a evolução do intemperismo na rocha fonte. Nesse sentido, para indicar características de rochas fontes com maior efetividade, são utilizados elementos cujos íons possuem alta carga e pequeno raio. São esses elementos: zircônio, háfnio, titânio, nióbio, escândio, tório, ítrio e os elementos terras-raras (com exceção do cério e do európio). Esses elementos, em geral muito insolúveis, tendem a não se fracionar entre si durante o intemperismo, nem em reações com água durante o transporte e deposição, ou seja, as razões entre esses elementos refletem aquelas de suas rochas fontes. O mesmo pensamento para geoquímica isotópica, que será desenvolvido no próximo tópico. Alguns elementos traços como vanádio, cobalto, molibdênio e urânio sofrem alterações em sua concentração por conta de reações sob condições de oxi-redução no local de deposição. A geoquímica sempre vai refletir uma mistura entre diversas rochas fontes que possuem diferentes mineralogias e diferentes histórias de intemperismo e erosão. Detectar essa mistura é o maior desafio da análise de proveniência e serão discutidos métodos para tanto.

1.2.2.6.1 Base de Dados Isotópicos

Foram feitas compilações de dados da literatura e análises de sedimentos fluviais (Rio Doce) e litorâneos a fim de compará-los com as assinaturas isotópicas de sedimentos coletados em Abrolhos. Esta caracterização foi feita a partir dos seguintes conjuntos de dados:

Dados da literatura:

- Basaltos que compreendem o assoalho vulcânico da plataforma de Abrolhos (Fodor et al. 1989);
- Sedimentos lamosos avermelhados e ricos em ferro coletados desde a Barrragem de Santarém até Barra Longa, ao longo dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, afluentes do Rio Doce que primeiramente receberam os rejeitos de mineração provenientes da barragem de Fundão (Valeriano et al. 2019);
- Substrato rochoso da bacia hidrográfica do Rio Doce:

a) Complexos granito-gnáissicos arqueano-paleoproterozoicos do cráton do São Francisco (Teixeira et al., 1996), do Bloco Guanhães (Martins et al., 2004) e da suíte Borrachudos (Dussin, 1994);
b) Granitos (pré, sin e pós-colisionais) da Faixa Orogênica Araçuaí (Tedeschi et al., 2016; Gonçalves et al., 2016; Novo et al., 2010; Martins et al., 2004; Nalini et al., 2000; Martins et al., 2004; De Campos et al., 2016).

Dados gerados pelo projeto:

- Sedimentos de leito e margem coletados na foz do Rio Doce em 2014 e no final de 2015;
- Sedimentos obtidos a partir de estratificações de um testemunho de sondagem datado do médio Holoceno para Abrolhos (Ab05/1, Almeida 2009);
- MPS coletados em Abrolhos (próximos a Coroa Vermelha) antes de 2015;
- Sedimentos adquiridos a partir de armadilhas coletadas em missões pretéritas, ou seja, no inverno de 2016, para as localidades Guarita, Sueste e Chapeirão do Pierre no arquipélago dos Abrolhos.

1.2.2.6.2 Os Sistemas Isotópicos e a Proveniência Sedimentar

O sistema isotópico do Sm-Nd é baseado no decaimento do isótopo radioativo ^{147}Sm para o isótopo radiogênico ^{143}Nd a uma taxa de 6,54 x 10^{-12} por ano (Lugmair & Marti, 1977) e com uma meia vida de 106 bilhões de anos (Dickin, 2005). Todas as medidas isotópicas em laboratório são feitas por meio de razões em relação a um isótopo natural, não radiogênico, nesse caso ^{144}Nd. Essa normalização evidencia a proporção radiogênica do Neodímio, refletindo a origem da rocha (manto versus crosta terrestre) e, por conseqüência, dos sedimentos dela derivados. No caso da razão isotópica $^{143}Nd/^{144}Nd$

os valores medidos possuem variações significativas muito pequenas entre as amostras. Portanto, é convencionado apresentar os dados utilizando uma notação (εNd) que indica a diferenciação da amostra de um modelo de reservatório comum a todo planeta Terra, chamado CHUR (meteoritos condríticos; De Paolo & Wasserburg, 1976). A equação para tanto é apresentada a seguir:

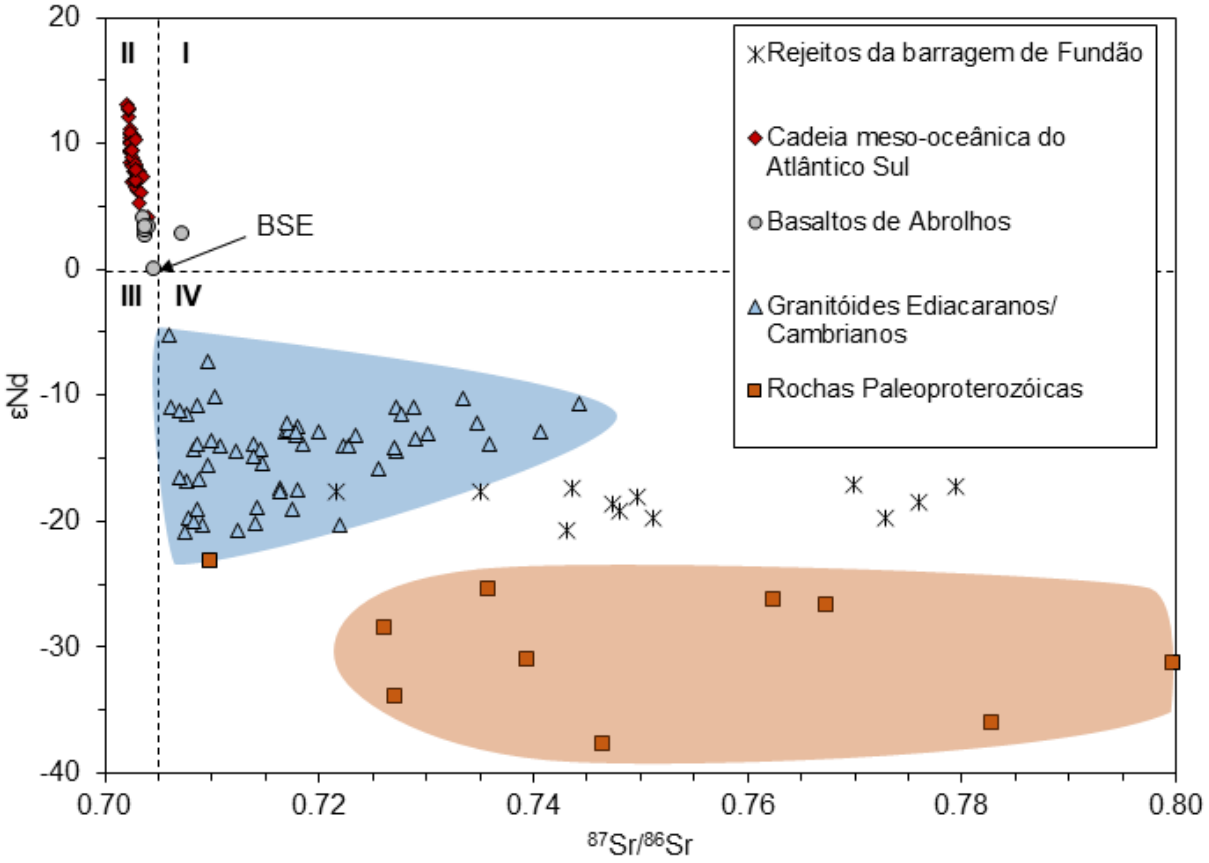
$$\varepsilon Nd = (^{143}Nd/^{144}Nd_{\ sample}/\ ^{143}Nd/^{144}Nd_{\ CHUR} - 1)\ .\ 10^4 \qquad \text{Eq. 1}$$

Por sua vez, o sistema isotópico do Rb e Sr é baseado no decaimento do isótopo radioativo ^{87}Rb para o isótopo radiogênico ^{87}Sr a uma taxa de 1,42 x 10^{-11} por ano (Aldrich et al., 1953). As razões isotópicas são normalizadas pelo isótopo natural ^{86}Sr.

O fracionamento entre os isótopos destes sistemas ocorre primordialmente durante a diferenciação da crosta a partir do manto. As rochas cálcicas e ferro-magnesianas do manto tendem a concentrar o Sm e o Sr durante a diferenciação (fusão parcial), enquanto o Nd e o Rb se concentram nas rochas mais silicosas e potássicas da crosta. Portanto, a crosta sempre terá uma razão $Sr_{radiogênico}$/ $Sr_{natural}$ maior, e uma razão $Nd_{radiogênico}$/ $Nd_{natural}$ menor em relação ao manto de origem (De Paolo &Wasserburg, 1976).

Como demonstração desse efeito, é apresentado um diagrama de εNd *versus* $^{87}Sr/^{86}Sr$ medidos para diversas rochas com origens crustais e mantélicas diferentes (Figura 542). As linhas de referência para o conjunto de rochas silicáticas da Terra (*Bulk Silicate Earth – BSE*) divide o diagrama em 4 setores. O setor II indica rochas enriquecidas em Sm e empobrecidas em Rb, em relação ao reservatório BSE. Este setor é ocupado por rochas da crosta oceânica formadas pela fusão de manto nas cadeias meso-oceânicas durante a expansão do oceano Atlântico. Diametralmente oposto, o setor IV é ocupado por rochas com empobrecimento em Sm e enriquecimento em Rb em relação ao reservatório BSE. Estas são rochas da crosta continental.

Figura 542: Diagrama de εNd versus 87Sr/86Sr medidos para diversas rochas com origens crustais e mantélicas diferentes, mostrando sua relação inversamente proporcional.



Ainda que os sistemas Sm-Nd e Rb-Sr mostrem uma correlação negativa entre os valores em rochas ígneas da crosta oceânica e da crosta continental, esta mesma correlação não é observada em sedimentos e rochas sedimentares metamorfisadas. Isso acontece por causa do intemperismo e alteração dos minerais. Durante o intemperismo, os elementos terras-raras e o rubídio tendem a ser adsorvidos e ocupam espaços nas estruturas dos argilo-minerais. O estrôncio, por sua vez, tende a ser lixiviado dos minerais e se concentra na água. Em sedimentos antigos, observamos um aumento da razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ em relação às rochas de origem, em virtude do contínuo decaimento radioativo do ^{87}Rb contido no sedimento. No entanto, em sedimentos atuais, não há tempo para que a razão isotópica seja significantemente alterada por conta do decaimento do ^{87}Rb. Portanto, nesses casos, a razão isotópica deve corresponder àquela da sua origem, mesmo que esta tenha um histórico de intemperismo anterior.

A partir do diagrama εNd *versus* $^{87}Sr/^{86}Sr$, podemos observar diferenciações entre campos dentro da própria crosta continental. Como exemplo, os granitoides de idade Ediacarana (635 a 541 Ma) e Cambriana (541 a 485 Ma) possuem εNd menos negativo e valores de $^{87}Sr/^{86}Sr$ menores do que as rochas de idade Paleoproterozoicas e Arqueanas (> 1600 Ma). Nesse sentido, estes reservatórios crustais caracterizam grupos geoquímicos nos quais os sedimentos podem ser diretamente derivados. Assim, as razões isotópicas de rochas sedimentares se diferenciam das razões elementares (e as

complementam) por indicar as origens e contextos geotectônicos das rochas fontes. Tomemos como exemplo dois basaltos de diferentes idades e origens. O primeiro se encontra no grupo de basaltos de Abrolhos com εNd positivo a levemente negativo e $^{87}Sr/^{86}Sr$ baixo, em relação a um basalto de idade arqueana, cujo εNd é altamente negativo e o $^{87}Sr/^{86}Sr$ tende a ser mais alto. Conseguimos defini-los por suas características isotópicas, logo podemos associá-los aos sedimentos derivados destas rochas. No entanto, ambas rochas basálticas teriam semelhante razão elementar, como exemplo, de Th/Sc próximo a 0,2, portanto, sedimentos diretamente derivados destas rochas teriam característica semelhante.

Quando os sedimentos possuem valores isotópicos intermediários entre dois grupos isotópicos, são feitos testes de hipótese para indicar mistura entre os grupos. A equação utilizada para esta análise é apresentada abaixo (Faure, 1978):

$$R_M^x = \frac{R_A^x X_A f + R_B^x X_B f}{X_A f + X_B (1-f)} \qquad \text{Eq. 2}$$

Na equação, R é a razões isotópica do elemento x, com concentração X, dos componentes (*end-members*) A e B. O valor f nessa equação representa a proporção do componente A em relação a B, para a mistura M.

Igualando as equações de mistura para as duas razões isotópicas de interesse, isto é, $^{143}Nd/^{144}Nd$ e $^{87}Sr/^{86}Sr$, temos a equação proposta por Allègre (1969)

$$\frac{R_1 - R_M}{R_M - R_2} = K \frac{\rho_1 - \rho_M}{\rho_M - \rho_2} \qquad \text{Eq. 3}$$

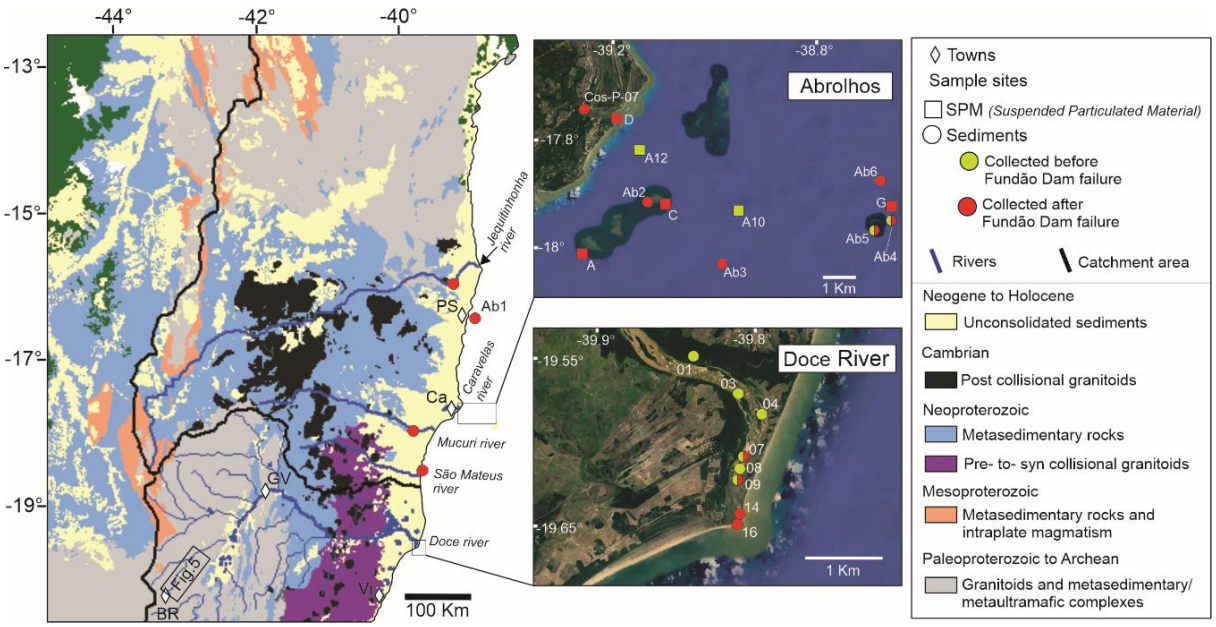
Onde R é a razão isotópica $^{143}Nd/^{144}Nd$ e ρ, razão isotópica $^{87}Sr/^{86}Sr$; 1 e 2, componentes da mistura isotópica (*end members*); M, amostra em análise (mistura entre fontes); K, razão entre a concentração elementar Sr/Nd das componentes. A curva hiperbólica resultante, portanto, pressupõe misturas entre somente dois componentes. Ela é usada como um modelo para detectar misturas possíveis e também quantificá-las. No entanto, temos que lembrar que o método se baseia na tendência de comportamento pareado entre os dois sistemas isotópicos e em sua preservação a partir do momento da erosão de sua área fonte.

1.2.2.6.3 Influência da Geologia das Áreas Fontes e suas Diferenças Geoquímicas no Contexto da Área Monitorada

As áreas fontes de sedimentos no contexto estudado em Abrolhos são limitados pelas bacias hidrográficas dos rios que deságuam próximos a essa região da plataforma continental. Sendo assim, as bacias do Rio Doce e dos rios entre o norte do estado do Espírito Santo e o sul/sudeste da Bahia podem ser considerados como principais contribuintes locais de sedimentos para a área da plataforma.

Essas bacias hidrográficas são limitadas a oeste pela Serra do Espinhaço, que se estende de Minas Gerais até a porção central da Bahia e é o principal divisor com a bacia do Rio São Francisco a oeste. Os tipos de rochas (litologia) relacionados a estas áreas fontes foram agrupados de acordo com a idade de sua formação e suas características isotópicas (Figura 543). Assim, essas fontes podem ser divididas em três grupos geoquímicos: basaltos de ilha oceânica de Abrolhos; rochas ígneas neoproterozoicas (1000 a 1600 Ma) a cambrianas (541 a 485 Ma) relacionadas á formação do orógeno Araçuaí; e rochas paleoproterozoicas a arqueanas (> 1700 Ma) do Cinturão Mineiro e do Complexo Guanhães.

Figura 543: Mapa geológico da região costeira adjacente a plataforma continental onde se localiza a região de Abrolhos. As imagens de satélite (Google Earth) mostram a posição das amostras coletadas com análise geoquímica realizada.



As rochas arqueanas a paleoproterozoicas são caracterizadas pela presença de complexos granito-gnáissicos associados a rochas sedimentares e vulcânicas metamorfisadas, rochas graníticas mais jovens (Marshak*et al.* 1992). Estas unidades foram metamorfisadas e deformadas duante o último evento orogênico do território brasileiro durante o Neoproterozoico, chamado de evento Brasiliano (Machado *et al.* 1992), relacionado à aglutinação de antigos continentes formando o supercontinente Gondwana. As áreas representadas pelos complexos Guanhães e Mantiqueira (Noce *et al.* 2007), estão localizadas na porção a montante da confluência que dá origem ao Rio Doce, na altura de Barra Nova, e se estende até o alto curso do mesmo na região de Governador Valadares. Também se encontra em uma extensa porção da costa da Bahia a norte do rio Jequitinhonha, onde afloram as rochas dos complexos Itabuna-Salvador-Curaçá (Oliveira *et al.* 2004). Ainda que as litologias sejam muito variadas, a característica geoquímica destas rochas muito antigas é tipicamente o épsilon de Nd muito negativo entre -25 e -40 (razão $^{143}Nd/^{144}Nd$ entre 0.5107 e 0.5115) (Noce *et al.* 2000; Martins, 2000). A razão de isótopos de Sr, no entanto, apresenta grande variação (razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ entre 0.71 e 0.80), possivelmente pela diversidade litológica e pelos processos de refusão da crosta.

Do início do Neoproterozoico até o período Cambriano, os eventos tectônicos do Brasiliano geraram expressivas formações de rochas ígneas. As formações de rochas ígneas ocorrem antes, durante e após o evento colisional. São chamadas, portanto, de rochas pré-, sin- e pós- colisionais. As rochas pré- a sin- colisionais possuem composições básicas, intermediárias e ácidas de acordo com a proporção de sílica, enquanto as rochas sin-colisionais são mais ácidas, e as pós- colisionais tendem a características bimodais com ocorrência de rochas básicas e ácidas. As razões isotópicas medidas em rochas desses diferentes momentos, no entanto, são muito semelhantes. Caracteristicamente, apontam para épsilon de Nd bem mais negativo do que o observado em rochas ígneas mais antigas (entre -5,2 e -20,2) e razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ bastante variável (entre 0,70597 e 0,744201) (Gonçalves *et al*. 2015; Martins *et al.* 2004; Campos *et al* 2004; Nalini*et al.* 2000, Tedeschi*et al*. 2015). Dizemos que esta característica isotópica é mais juvenil do que aquela observada nas rochas paleoproterozoicas e arqueanas e, portanto, pode ser usado com um marcador de proveniência.

Rochas metassedimentares (sedimentares metamorfisadas, ou seja, transformadas em xistos e gnaisses) ocorrem no médio curso do Rio Doce e são mais extensas na bacia hidrográfica dos rios Mucuri e Jequitinhonha. As rochas metassedimentares do Mesoproterozóico (1700 a 1000 Ma) são formadas por rochas siliciclásticas (arenitos e conglomerados) do Supergrupo Espinhaço depositadas em um sistema de bacias continentais (Dussin*et al.* 1995). Estas rochas afloram, em especial, na serra homônima que representa o principal divisor na nascente dos rios analisados. Rochas vulcânicas ácidas estão associados a esta antiga sedimentação (Fernandes *et al.* 1994). As ocorrências de rochas metassedimentares durante o Neoproterozóico (Grupos Macaúbas e Jequitinhonha) estão associadas à formação de bacias sedimentares continentais no Toniano (1000 a 720 Ma) que evoluíram para bacias de plataforma continental (margem passiva) até o período Ediacarano (Martins et al. 2008; Castro et al. 2019). Estas rochas são caracterizadas por camadas carbonáticas até evoluírem para deposições predominantemente siliciclásticas argilosas de ambiente marinho. Rochas metassedimentares são produtos de misturas de antigos processos intempéricos e retrabalhadas por processos metamórficos. Suas características geoquímicas são, portanto, semelhantes às suas rochas de origem. No entanto, na literatura há grande escassez de dados isotópicos que confirmem tais características.

Após a quebra de Pangea, durante a formação do oceano Atlântico, basaltos de ilhas vulcânicas podem ser encontrados na plataforma continental brasileira, como é o caso das ilhas de Abrolhos (Fodor*et al*. 1988). Estas rochas, derivadas de fusões do manto, possuem épsilon Nd fracamente positivas (entre +4 e 0) e razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ pouco radiogênicas (entre 0,7037 e 0,7073).

Sedimentos inconsolidados (raramente litificados) depositados durante o período Neógeno (Formação Barreiras) até o Recente são expressivos próximos ao litoral e na foz dos rios estudados. Não há, no entanto, estudos isotópicos nesses depósitos, como por exemplo, se suas áreas fontes tiveram mudanças do período Neógeno ao Recente.

Como já explicitado, as rochas fontes de sedimentos para a plataforma de Abrolhos podem ser divididas em três grupos geoquímicos (Figura 544): basaltos de ilha oceânica de Abrolhos (Fodor *et al*. 1988);

rochas ígneas Neoproterozoicas a Cambrianas relacionadas à formação do orógeno Araçuaí (Gonçalves *et al*. 2015; Martins *et al.* 2004; Campos *et al* 2004; Nalini*et al.* 2000, Tedeschi*et al*. 2015); e rochas Paleoproterozoicas do Cinturão Mineiro (Noce*et al.* 2000) e do Complexo Guanhães (Martins, 2000).

No diagrama Nd *versus* Sr, os agrupamentos se tornam evidentes, principalmente, pelas diferenças na razão de isótopos de Nd. Os basaltos de ilha de Abrolhos apresentam razão $^{143}Nd/^{144}Nd$ média de 0.512783 (εNd = +2.8) e $^{87}Sr/^{86}Sr$ média e 0.704409. Para o conjunto de rochas ígneas do Neoproterozoico ao Cambriano, o valor médio de $^{143}Nd/^{144}Nd$ e $^{87}Sr/^{86}Sr$ é, respectivamente, de 0.511891 (εNd = -14.4) e 0.7152. Nas rochas Paleoproterozoicas, as razões isotópicas são altamente variáveis. Em geral, são valores de $^{143}Nd/^{144}Nd$ pouco radiogênicos, entre 0.511490 e 0.510700 (εNd= -23.2 a -37.8). E valores de $^{87}Sr/^{86}Sr$ de pouco a muito radiogênicos, entre 0.7099 a 0.79990.

Os valores isotópicos medidos em sedimentos da foz do Rio Doce, tanto antes quanto depois da falha na barragem de Fundão, indicam pouca variação da razão $^{143}Nd/^{144}Nd$ em comparação à variação da razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ (Tabela 131). As razões de isótopos de neodímio para esses sedimentos variam entre 0.511691 e 0.511500 (εNd= -18.5 a -22.2). Esse valor é intermediário entre a das fontes ígneas do Neoproterozoico e do Paleoproterozoico. Os valores de Nd se encontram numa faixa semelhante à observada nos sedimentos da barragem de Fundão coletadas a montante do Rio Doce (Valeriano *et al*., 2019). A razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ nos sedimentos da foz do Rio Doce é pouco maior nas amostras coletadas antes do rompimento da barragem de Fundão. Estas são menos variáveis do que as medidas de Sr observadas nos sedimentos dos rios Santarém, Carmo e Gualaxo Norte.

Figura 544: Diagrama $^{143}Nd/^{144}Nd$ versus $^{87}Sr/^{86}Sr$. a) Caracterização geoquímica das principais rochas fontes de sedimentos para a região de Abrolhos. Os sedimentos da foz do Rio Doce e em Abrolhos plotam entre o campo dos granitoides Neoproterozoicos a Cambrianos e o campo das rochas Paleoproterozoicas, indicando que são definidas por misturas entre essas duas fontes. b) Porção detalhada do diagrama demonstrando que os sedimentos de Abrolhos plotam parcialmente entre a área de assinatura ígnea (área pontilhada) e os sedimentos da foz do Rio Doce (ao longo do *mixingtrend*2). O *mixingtrend* 1, a partir do rio Jequitinhonha, não pode ser usado para explicar a mistura de rochas fontes dos sedimentos de Abrolhos.

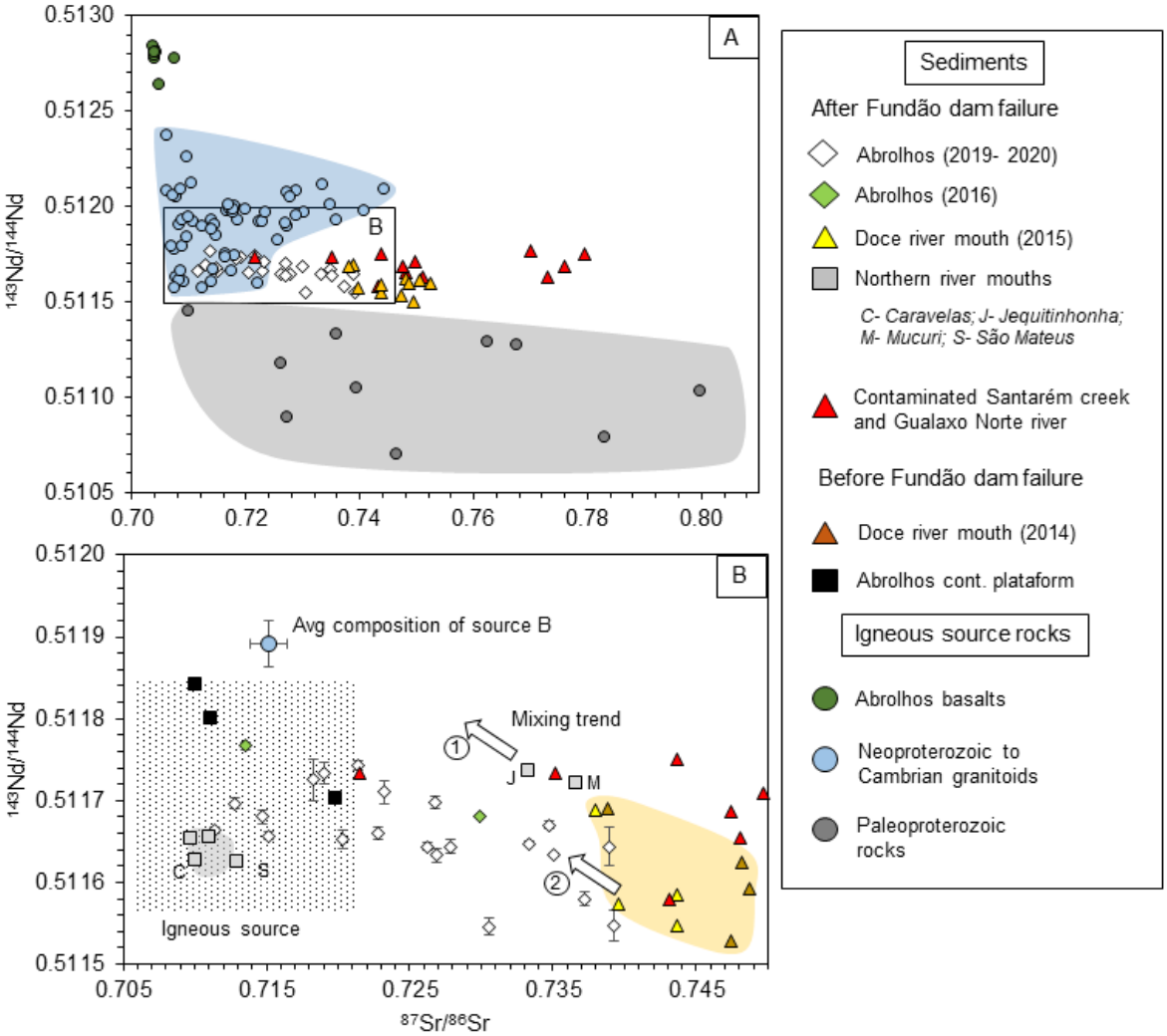


Tabela 131: Resultados isotópicos de sedimentos fluviais que são parâmetros para as áreas fontes de sedimentos de Abrolhos. Também foram analisados sedimentos de testemunho sedimentar amostrado na região da plataforma de Abrolhos.

Amostra	Toponímia	Localização	Sm (ppm)	Nd (ppm)	$^{147}Sm/^{144}Nd$	$^{143}Nd/^{144}Nd$ (Abs 2 σ)	εNd	$^{87}Sr/^{86}Sr$ (Abs 2 σ)
				Fozes dos rios				
1	Rio Doce (antes do rompimento da barrage de Fundão)	-19.550.907 -39.840.089	17.7	98.4	0.1087	0.511624(4)	-19.8	0.748167(8)
3		-19.574.345 -39.811.832	12.7	68.5	0.1120	0.511691(3)	-18.5	0.738860(6)
4		-19.587.021 -39.797.668		43.3	-	0.511595(6)	-20.3	0.752302(4)
7		-19.612.134 -39.810.249	73.2	395.5	0.1119	0.511613(3)	-20.0	0.750522(8)
8		-19.619.526 -39.812.651	11.0	59.5	0.1117	0.511528(5)	-21.6	0.747376(8)
9		-19.624.974 -39.813.965	27.8	152.5	0.1102	0.511593(4)	-20.4	0.748702(7)
16	Rio Doce (após rompimento da barrage de Fundão)	-19.612.134 -39.810.249	14.7	78.0	0.1139	0.511548(7)	-21.3	0.743657(7)
07b		-19.619.526 -39.812.651			-	0.511500(5)	-22.2	0.749438(9)
08b		-19.624.974 -39.813.965			-	0.511584(4)	-20.6	0.743689(8)
09b		-19.647.884 -39.813.455			-	0.511688(7)	-18.5	0.737998(8)

Amostra	Toponímia	Localização	Sm (ppm)	Nd (ppm)	$^{147}Sm/^{144}Nd$	$^{143}Nd/^{144}Nd$ (Abs 2 σ)	εNd	$^{87}Sr/^{86}Sr$ (Abs 2 σ)
				Fozes dos rios				
14b		-19.653.879 -39.815.816			-	0.511573(4)	-20.8	0.739625(10)
#4	Rio Caravelas				-	0.511652(5)	-19.2	0.709746(5)
#5					-	0.511627(5)	-19.7	0.710088(6)
Cos- P-07		-1.773.738 -3.926.350	6.2	35.8	0.1048	0.511654(3)	-19.2	0.711029(9)
Cos-P-05	Rio São Mateus	-1.859.469 -3.973.248	7.7	43.2	0.1083	0.511625(6)	-19.8	0.712988(8)
Cos- P-06	Rio Mucuri	-1.809.711 -3.989.391	36.5	211.5	0.1044	0.511721(3)	-17.9	0.736697(10)
Cos- P-16	Rio Jequitinhonha	-1.604.772 -3.927.128	16.0	87.9	0.1099	0.511736(4)	-17.6	0.733328(7)
				Sedimentos proximais a barragem de Fundão (Valeriano *et al.* 2019)				
P2	Rio Santarém	-2.023.511 -4.342.364	1.4	7.3	0.1193	0.511765(3)	-17.0	0.769920(7)
P3		-2.023.625 -4.342.522	0.5	2.3	0.1236	0.511688(6)	-18.5	0.775955(9)
P4		-2.023.389 -4.342.550	0.7	3.2	0.1224	0.511753(8)	-17.3	0.779464(2)
P6A		-2.023.319 -4.342.861	1.2	5.1	0.1374	0.511734(8)	-17.6	0.735144(5)
P6		-2.023.319	0.2	5.1	0.1374	0.511734(8)	-17.6	0.721531(5)

Amostra	Toponímia	Localização	Sm (ppm)	Nd (ppm)	$^{147}Sm/^{144}Nd$	$^{143}Nd/^{144}Nd$ (Abs 2 σ)	εNd	$^{87}Sr/^{86}Sr$ (Abs 2 σ)
				Fozes dos rios				
		-4.342.861						
P7	Rio Gualaxo Norte	-2.023.947	1.0	5.2	0.1192	0.511629(4)	-19.7	0.772942(5)
		-4.340.822						
BL-01		-2.057.661	1.0	5.1	0.1202	0.511709(7)	-18.1	0.749692(9)
		-4.312.708						
BL-02		-2.025.775	1.3	6.5	0.1189	0.511627(8)	-19.7	0.751156(6)
		-4.312.175						
BL-03		-2.026.584	0.4	2.1	0.1253	0.511655(10)	-19.2	0.748074(7)
		-4.310.723						
BL-04		-2.027.740	0.6	3.2	0.1218	0.511751(4)	-17.3	0.743678(9)
		-4.309.075						
BL-05	Rio Carmo	-2.028.498	0.4	1.9	0.1258	0.511686(8)	-18.6	0.747396(10)
		-4.305.824						
BL-06		-2.028.233	0.3	1.7	0.1275	0.511579(8)	-20.7	0.743169(8)
		-4.303.367						
				Testemunho de sedimentos de Abrolhos (Almeida, 2009)				
	ABO5/1(140-142)	-17.96°				0.511842(4)	-15.5	0.710125(7)
	ABO5/1(142-144)	-38.67°				0.511800(7)	-16.3	0.711221(7)
	ABO5/1(144-146)					0.511702(4)	-18.3	0.719879(7)

Os rios Jequitinhonha e Mucuri possuem valores de $^{143}Nd/^{144}Nd$ mais altos, e $^{87}Sr/^{86}Sr$ semelhantes aos observados nos sedimentos do Rio Doce. Sendo assim, podemos interpretar uma mistura entre os granitos cambrianos (uma vez que os granitoides neoproterozoicos se encontram restritos à bacia do Rio Doce) com fontes de rochas ígneas do Paleoproterozoico, cuja área de exposição em mapa é consideravelmente menor.

As desembocaduras dos rios Caravelas e São Mateus, por outro lado, apresentam valores de $^{143}Nd/^{144}Nd$ semelhantes aos sedimentos da foz do Rio Doce, mas razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ consideravelmente menor. O mesmo comportamento é observado nos sedimentos coletados em um testemunho sedimentar (Almeida, 2009). Estas amostras plotam no diagrama $^{143}Nd/^{144}Nd$ *versus* $^{87}Sr/^{86}Sr$ dentro do campo referente às rochas ígneas do Neoproterozoico ao Cambriano (área pontilhada na Figura 544 (b)). Uma hipótese que surge a partir desses dados é a de que os sedimentos da plataforma de Abrolhos apresentam naturalmente características semelhantes a essas rochas ígneas que formam expressivas áreas montanhosas (Serra do Mar) na zona costeira adjacente à plataforma continental.

Como um todo, os sedimentos coletados pelas armadilhas instaladas próximas às áreas de recifes em Abrolhos apresentam pouca variação da razão $^{143}Nd/^{144}Nd$, entre 0.511633 e 0.511743 (εNd= -21.3 a -17.5). Os valores da razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ são mais variáveis e ocorrem entre 0.7114 e 0.7392 (Tabela 132). No diagrama $^{143}Nd/^{144}Nd$ *versus* $^{87}Sr/^{86}Sr$, parte das amostras plotam dentro da área onde predomina a composição das rochas ígneas neoproterozoicas e cambrianas, e os sedimentos do rio Caravelas e aqueles coletados em um testemunho sedimentar. Isso indica que a composição isotópica dessas amostras é semelhante à esperada para a região de Abrolhos. No entanto, observa-se uma dispersão considerável das medidas em direção a razões menores de $^{143}Nd/^{144}Nd$ e maiores de $^{87}Sr/^{86}Sr$, que não plotam em nenhum campo discriminado no diagrama. Sendo assim, pode-se considerar que existe uma mistura entre, pelo menos, duas fontes de sedimentos na região de Abrolhos durante o período estudado. A tendência observada nos alinhamentos indica que essa mistura está relacionada com a chegada de plumas de sedimentos do Rio Doce (como demonstrado pela linha de *mixing* 2, fig.6B), uma vez que os sedimentos do rio Jequitinhonha e Mucuri apontam para razões maiores de $^{143}Nd/^{144}Nd$ (linha de *mixing*1).

Tabela 132: Resultados isotópicos das amostras de sedimentos coletados nas áreas recifais de Abrolhos.

Amostra	Período de amostragem	Toponímia	Localização	$^{143}Nd/^{144}Nd$ (Abs 2 σ)	εNd	$^{87}Sr/^{86}Sr$
	Março/ 2019 a Janeiro/ 2020					(Abs 2 σ)
Ab01- ATV4	26/03 – 17/05	Recife de Fora (Porto Seguro)	-16.423.611	0.511713(4)	-18.0	0.745058(10)
Ab01- ATV5	17/05 – 04/07		-38.985.944	0.511703(9)	-18.2	07413838(8)
Ab01- ATV6	-		Sem dados			
Ab01- ATV7	14/08 – 26/09			0.511564(11)	-21.0	0.742977(6)
Ab01- ATV9	26/09 – 17/01			0.511252(41)	-27.0	0.739546(11)
Ab02 ATV 4	-	Sebastião Gomes	-17.916.861	Sem dados		
Ab02-ATV5	13/05 - 02/07			0.511647(3)	-19.3	0.733294(8)
Ab02-ATV6	02/07 - 14/08		-39.143.750	0.511644(23)	-19.4	0.738935(11)
Ab02-ATV7	14/08 - 26/09			0.511733(13)	-17.7	0.719078(11)
Ab02-ATV9	26/09 - 17/01			0.511547(18)	-21.3	0.739210(14)
Ab03-ATV4	27/03 - 13/05	Polpa Verde	-18.036.111	0.511670(5)	-18.9	0.734756(5)
Ab03-ATV5	13/05 - 02/07			0.511643(5)	-19.4	0.726255(10)
Ab03-ATV6	03/07 - 14/08		-39.002.472	0.511580(9)	-20.6	0.737257(9)
Ab03-ATV7	14/08 - 26/09			0.511546(1)	-21.3	0.730559(16)
Ab03- ATV9	26/09 - 17/01			0.511633(2)	-19.6	0.735062(8)
Ab04-ATV4	27/03 - 13/05	Chapeirão do Pierre	-17.963.667	0.511660(8)	-19.1	0.722763(10)
Ab04-ATV5	13/05 - 03/07			0.511633(9)	-19.6	0.726851(11)
Ab04-ATV6	03/07 - 14/08		-38.670.806	0.511680(8)	-18.7	0.714763(8)
Ab04-ATV7	14/08 - 25/09			0.5117430(5)	-17.5	0.721403(9)
Ab04- ATV9	25/09 - 17/01			0.511710(14)	-18.1	0.723187(12)

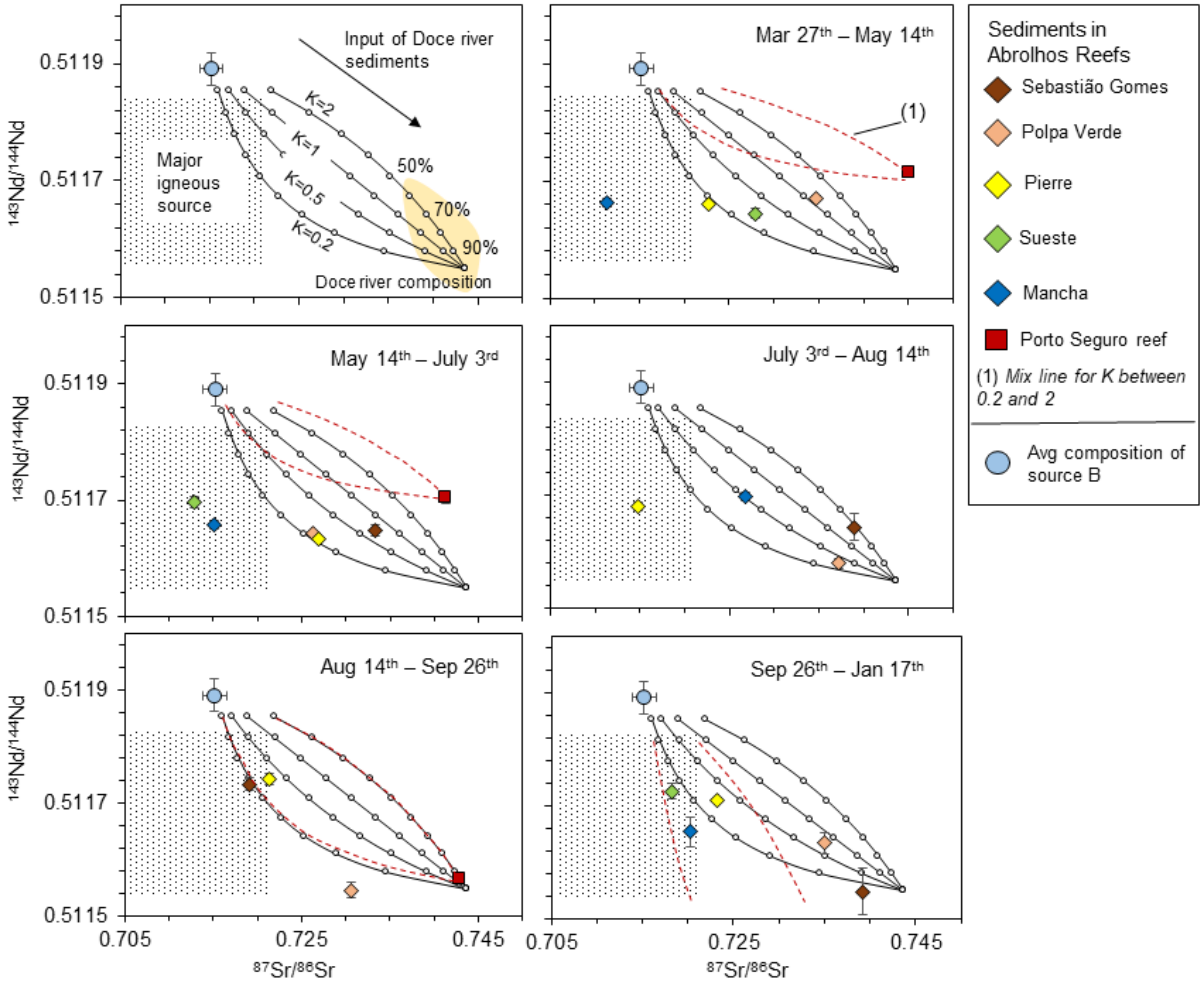
Amostra	Período de amostragem	Toponímia	Localização	$^{143}Nd/^{144}Nd$ (Abs 2 σ)	εNd	$^{87}Sr/^{86}Sr$
	Março/ 2019 a Janeiro/ 2020					(Abs 2 σ)
Ab05-ATV4	27/03 - 14/05	Chapeirão do Sueste	-17.980.972	0.511644(8)	-19.4	0.727867(9)
Ab05-ATV5	14/05 - 03/07			0.511696(7)	-18.4	0.712785(3)
Ab05- ATV6	-		-38.704.500	Sem dados		
Ab05- ATV7	-			Sem dados		
Ab05- ATV9	26/09 - 17/01			0.511725(26)	-17.8	0.718276(7)
Ab06-ATV4	27/03 - 14/05	Chapeirão da Mancha	-17.888.278	0.511663(4)	-19.0	0.711408(3)
Ab06-ATV5	14/05 - 03/07			0.511657(5)	-19.1	0.715159(8)
Ab06-ATV6	03/07 - 14/08		-38.689.361	0.511698(7)	-18.3	0.726826(6)
Ab06-ATV7	-			Sem dados		
Ab06- ATV9	26/09 - 18/01			0.511653(11)	-19.2	0.720326(14)
A1- RT	Agosto - Nov/2016	Chapeirão do Sueste	-17.979.222	0.511682(2)	-18.7	0.729860(9)
			-3.669.100			
A2- RT	Agosto - Nov/2016	Chapeirão do Pierre	-17.963.222	0.511766(5)	-17.0	0.713591(8)
			-3.867.194			

1.2.2.6.4 Reanálise dos Modelos de Mistura

Uma vez demonstrado que os sedimentos em Abrolhos ocorrem parcialmente em valores intermediários em relação a grupos geoquímicos considerados para áreas fontes, faz-se necessária uma hipótese de mistura entre estas áreas fontes. Para tanto, devemos definir quem são estas áreas fontes. Em primeiro lugar, demonstramos que os sedimentos de testemunho coletados em Abrolhos e da foz do rio Caravelas indicam que a assinatura primordial dos sedimentos de Abrolhos deve ser semelhante à assinatura dos granitoides do Neoproterozoico e Cambriano. Foi calculada, portanto, uma média para os pontos correspondentes a estas assinaturas ígneas de modo a ser usada no cálculo da equação de mistura. Também é possível delimitar a área do gráfico relacionada à variância dos valores de rochas ígneas nos quais esta fonte deve ser considerada como principal (área pontilhada na Figura 545).

A hipótese de mistura foi modelada, portanto, entre o valor médio das rochas ígneas aflorantes na região da costa adjacente à plataforma continental e os sedimentos da foz do Rio Doce, que podem ser considerados como a maior fonte de sedimentos provenientes de Sul para Norte. Outra hipótese a ser considerada é como a ação de correntes marinhas vindas de Norte para Sul podem afetar os sedimentos depositados em Abrolhos. Sendo assim, as amostras coletadas na região de Recife de Fora, em Porto Seguro (Ab01), indicam um bom parâmetro de assinatura de correntes de Norte, uma vez que estas não são consideravelmente afetadas pelo Rio Doce (Quadro 6).

Figura 545: Novos modelos de mistura considerando três assinaturas típicas para as fontes de sedimentos: média das rochas ígneas cristalizadas durante o Neoproterozoico ao Cambriano (área pontilhada); sedimentos da foz do Rio Doce; e sedimentos depositados no Recife de Fora (linha tracejada em vermelho), interpretado como uma assinatura sem influência considerável do Rio Doce (linha cheia preta). As curvas de mistura são graduadas em intervalos de proporção de 10% (círculos vazios).



Quadro 6: *End-Members* usados para o cálculo das equações de mistura.

	Área fonte	**$^{143}Nd/^{144}Nd$**	**$^{87}Sr/^{86}Sr$**	**Nd (ppm)**
A1	Rio Doce (amostra 16)	0.511548	0.743657	78
A2	Ab01	Varia por período (tabela 2)		87.9 (Rio Jequitinhonha)
B	Média das rochas ígneas do Neoproterozoico ao Cambriano.	0.511891	0.715182	67.3

Os resultados das curvas foram distribuídos em períodos de coletas que possibilitam entender a evolução temporal dessa mistura e das áreas fontes de sedimentos (Figura 545). O valor de K na equação foi variado entre 0.2 e 2, assumindo que podem existir enriquecimentos em Sr nos sedimentos causados, em especial, pela concentração de minerais detríticos como a muscovita.

O novo modelo permite conhecer quais são as possíveis fontes destacadas (A1, A2 e B – Quadro 6) para cada período de sedimentação em diferentes recifes de Abrolhos. Além disso, permite quantificar a influência da sedimentação proveniente do Rio Doce em relação à fonte ígnea local (fonte B).

Nos períodos de março a início de julho é identificada a proveniência da fonte A1 nos sedimentos localizados em Sebastião Gomes, Polpa Verde (ambos mais próximos à costa), e nos Chapeirões do Pierre e Sueste. A mistura permaneceu entre 60 e 70% de assinatura semelhante ao Rio Doce em relação à fonte B. A fonte A2 não parece ter sido significante para a assinatura dos sedimentos de Abrolhos durante esse período de amostragem. A amostra coletada no Chapeirão da Mancha permanece com a assinatura semelhante à da fonte B.

No período entre julho e agosto, pode ser percebido um aumento considerável da assinatura da fonte A1, chegando a 70% e 90% nos pontos de Sebastião Gomes e Polpa Verde, respectivamente. A mesma tendência de fonte A1 é observada agora para o Chapeirão da Mancha, enquanto os Chapeirões do Sueste e Pierre estão no campo correspondente à fonte B. Não há dados de sedimentos em Porto Seguro para o período.

No período de agosto até o final de setembro ocorre uma considerável mudança no sistema de proveniência de sedimentos de Abrolhos. Em primeiro lugar, tanto a estação de Sebastião Gomes como a do Chapeirão do Pierre indicam proveniência mais próxima da fonte B, enquanto Polpa Verde se destaca das curvas de mistura. Esse comportamento pode estar relacionado a algum tipo de incursão de sedimentos de razão $^{143}Nd/^{144}Nd$ mais baixa, ou seja, relacionado a rochas mais antigas. Um sinal similar é indicado pelas razões $^{143}Nd/^{144}Nd$ e $^{87}Sr/^{86}Sr$ que decrescem progressivamente até o período de janeiro. Ou seja, esta incursão de material mais antigo pode estar relacionada às correntes de Norte para Sul e transporte de sedimentos ao longo da costa da Bahia. É interessante notar que entre agosto e setembro a assinatura dos sedimentos de Recife de Fora (fonte A2) é igual à do Rio Doce. Este pode ser um fator limitante para diferenciar essas duas fontes durante o período.

Entre final de setembro e janeiro, os sedimentos coletados nos Chapeirões ao longo das ilhas mostram possíveis misturas entre as três fontes destacadas (A1+A2+B). Enquanto, na parte mais próxima do continente, a assinatura da fonte A1 se sobressai tal como no período entre julho e agosto, com altas proporções de assinatura da foz do Rio Doce frente à média das rochas ígneas.

1.2.2.7 Análise Mineralógica Como Coadjuvante das Interpretações Isotópicas

Os resultados de mineralogia indicam uma associação muito restrita de minerais e que podem estar presentes em litotipos muito variados (Tabela 133). A caulinita, gibbsita e illita são argilominerais secundários, formados a partir do intemperismo de feldspatos e micas em climas úmidos e, portanto, não são bons indicadores de proveniência para este caso. A muscovita é um filossilicato primário ou secundário comum em rochas metamórficas de protólito sedimentar, granitos, leuco-granitos e pegmatitos (litotipos comuns em toda a costa do Espírito Santo e sul da Bahia). Quartzo, por sua vez,

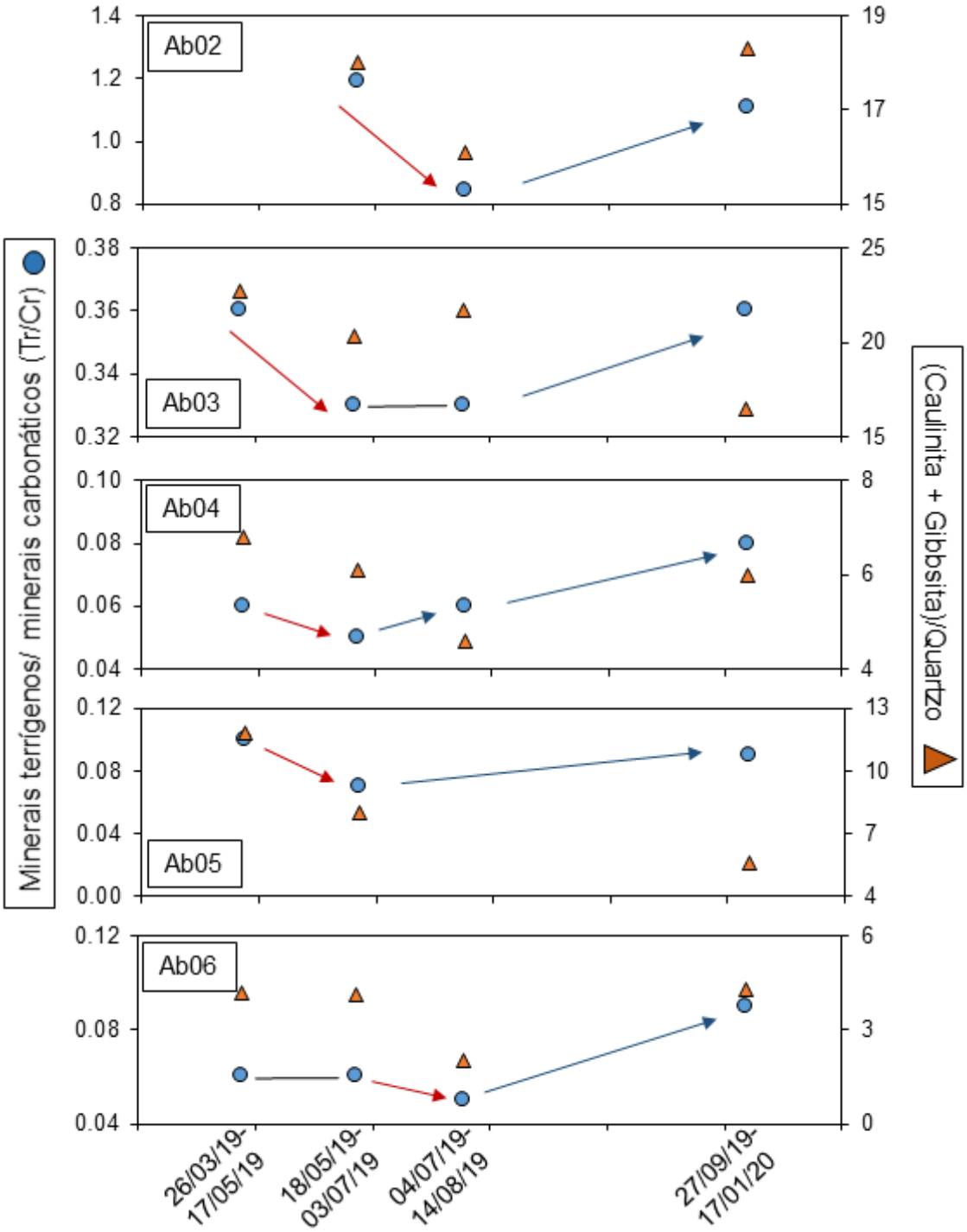
é um mineral resistato, ou seja, com nenhuma capacidade de alteração nos processos de intemperismo químico, e presente na maior parte das rochas. A associação mineralógica dos sedimentos amostrados ao longo dos recifes de Abrolhos indica uma proveniência a partir do retrabalhamento de rochas sedimentares, metassedimentares e de rochas granitóides mais antigas (Figura 546).

Tabela 133: Quantificação mineralógica através de difratometria de raios X dos sedimentos coletados em Abrolhos. Musc= muscovita; Ill= illita; Cao= caulinita; Gib= gibbsita; Qtz= quartz; Hal= halita; Cal= calcita; Cal(Mg)= Mg-Calcita; Ara= aragonita; Bas= bassanita; Gip= gipso; Apt= apatita; Lep= lepidocrocita.

Amostra	Coleta	Musc	Ill	Cao	Gib	Qtz	Hal	Cal	Cal (Mg)	Ara	Bas + Gip	Apt	Lep
Ab-01-ATV4	26/03 – 17/05	8,5	-	33	1,7	1,2	23	2,2	18,4	7,2	4,9	-	
Ab-01-ATV5	17/05 – 04/07	8,9	-	37	1,9	1,4	11	2,5	24,8	11	1,8	-	
Ab-01-ATV9	26/09 – 17/01	8,2	5	37	1,9	1,4	5,6	1,7	25,5	11	0,7	0,6	1,2
Ab-02-ATV5	13/05 - 02/07	6,5	-	38	2,2	2,1	7,7	3,2	24,5	14	1	0,4	
Ab-02-ATV6	02/07 - 14/08	6	-	32	2,2	2,1	6,6	2,7	29,9	17	1	0,3	
Ab-02-ATV9	26/09 - 17/01	5,5	2	35	2,5	2	7,9	2,3	26	14	1,1	0,3	1,4
Ab-03-ATV4	27/03 - 13/05	3,1		18	1,7	0,9	9,9	5,6	35,3	23	1,4	-	1,2
Ab-03-ATV5	13/05 - 02/07	3,6		17	2	0,9	5,4	6,4	38,4	26	0,4	0,2	
Ab-03-ATV6	03/07 - 14/08	3,1		17	2,1	0,9	4,8	6,4	39,1	26	0,5	0,3	
Ab-03-ATV9	26/09 - 17/01	2,7	2	17	1,9	1,2	3,8	6,7	38,1	25	-	-	1,1
Ab-04-ATV4	27/03 - 13/05	-		4,6	-	0,7	6,1	5,8	47,7	34	0,8	0,6	
Ab-04-ATV5	13/05 - 03/07	-		4,1	-	0,7	3,7	6,1	49,6	35	0,3	0,3	
Ab-04-ATV6	03/07 - 14/08	-		4,1	-	0,9	3,2	6,2	49,7	36	0,4	-	
Ab-04-ATV9	25/09 - 17/01	0,8	0	4	0,8	0,8	3,6	5,8	48,8	34	-	0,2	0,7
Ab-05-ATV4	27/03 - 14/05	-		6,3	0,9	0,6	10	5,9	44,8	29	1	0,4	1,1
Ab-05-ATV5	14/05 - 03/07	-		4,7	0,8	0,7	6	5,9	49,1	32	0,6	0,2	

Amostra	Coleta	Musc	Ill	Cao	Gib	Qtz	Hal	Cal	Cal (Mg)	Ara	Bas + Gip	Apt	Lep
Ab-05-ATV9	26/09 - 17/01	0,7	0	4,5	1,1	1	5,6	6,6	47	32	-	0,2	1
Ab-06-ATV4	27/03 - 14/05	-		4,4	-	1	7,1	6,1	47,9	32	0,8	0,3	
Ab-06-ATV5	14/05 - 03/07	-		4,2	-	1	3,5	6	50,6	34	0,3	0,5	
Ab-06-ATV6	03/07 - 14/08	-		3	-	1,5	2,2	5,9	52,3	35	0,3	0,1	
Ab-06-ATV9	26/09 - 18/01	1	1	4,4	0,7	1,2	4,4	6,3	48,4	32	-	0,1	1,5

Figura 546: Proxies mineralógicos que indicam tendências de retrabalhamento sedimentar (setas vermelhas) e chegada de plumas sedimentares (setas azuis). A razão Tr/Cr (quartzo + argilominerais + muscovita/ calcita + aragonita) indica a quantidade de material transportado em relação ao total de minerais formados na própria bacia. Enquanto que, a razão (caulinita+gibbsita)/quartzo indica qual tipo de material é transportado e seu potencial de carregar elementos terras raras.



Entre os meses de março e agosto, a presença de caulinita e gibbsita tende a diminuir com o afastamento do continente, acompanhando a diminuição da concentração de fases terrígenas. No caso da caulinita, a diminuição ocorre de 32% em Sebastião Gomes para 17% em Polpa Verde e cerca de

4% nas ilhas próximo a Abrolhos. A gibbsita está presente em 2% do conteúdo mineralógico total até Polpa Verde enquanto está ausente nos chapeirões do Pierre e da Mancha e ocorre em cerca de 1% no chapeirão de Sueste. A presença de muscovita com ocorrências significantes mais próximas ao continente, mas ausente nas ilhas de Abrolhos até o período entre final de setembro e janeiro, quando ocorre associada a illita. Isso indica uma mudança significativa de proveniência a partir de setembro.

Entre os meses de setembro e janeiro, a associação mineralógica apresenta uma mudança significativa. Ocorrem muscovita e gibbsita nos sedimentos dos Chapeirões mais afastados da costa (Ab4, Ab5 e Ab6), com diminuição da proporção caulinita, o que indica que estas não são associadas nestes sedimentos. A presença de illita nos sedimentos de todos os pontos amostrados, inclusive em Porto Seguro (Ab1), sugere que ocorreu uma mudança da fonte sedimentar, e esta parece estar durante esse período relacionada com as correntes de norte para sul.

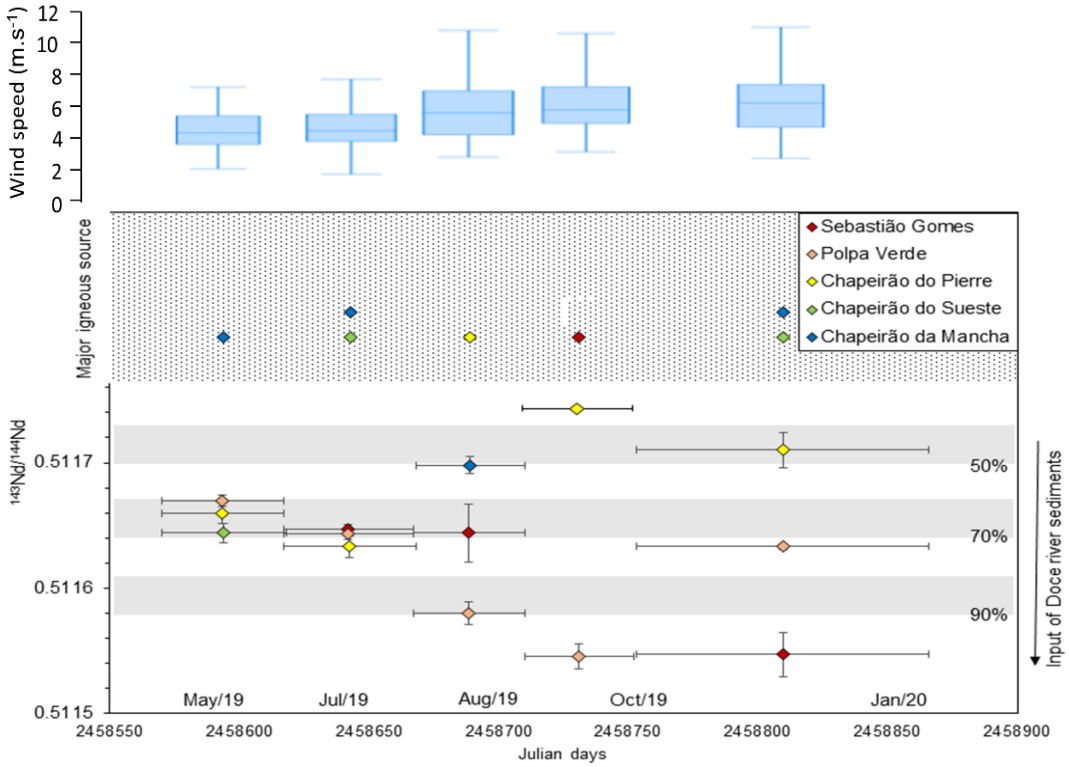
A ausência de minerais pesados, inclusive óxidos de ferro e titânio, é bom indicador de que o transporte de material terrígeno ocorre por suspensão na coluna de água. Minerais de alta densidade não consegue ser transportados por distancias longas. Nem mesmo as rochas vulcânicas mais proximais, ou seja, os basaltos de Abrolhos, que em geral contém óxidos de ferro como a magnetita e ilmenita, parecem estar contribuindo mineralogicamente para os sedimentos do entorno. Esta indicação também se reflete nos valores de εNd muito negativos observados nos sedimentos coletados próximos às ilhas de Abrolhos.

As fases autoclásticas (erosão e ressuspensão do sedimento local) e evaporíticas (precipitadas da água do mar) foram diagnosticadas como aragonita, calcita, calcita com substituições de magnésio (dolomita), halita, bassanita e gipsita. Estas fases não indicam proveniência sedimentar dessa bacia e estão associadas principalmente a materiais biogênicos e precipitação. São associações comuns a todas as amostras analisadas, não ocorrendo variações diagnosticáveis qualitativamente em escala temporal ou geográfica. Quanto às razões isotópicas, as fases autoclásticas, isto é, carbonáticas e evaporíticas, não contribuem para os valores medidos, uma vez que são eliminados previamente no procedimento em laboratório. Sendo assim, somente as fases terrígenas contribuem para os valores de isótopos de Nd e Sr.

1.2.2.8 Interpretação das Variações Temporais dos Traçadores Radiogênicos

As variações de isótopos de Nd foram estudadas em conjunto com dados de satélite que indicam as principais direções de corrente e velocidade do vento para cada período de coleta de amostras (Figura 547). A variação dos isótopos de Sr foi por hora excluída dessa análise, porque a razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ é fortemente dependente do conteúdo de muscovita da amostra de sedimento.

Figura 547: Variação da razão 143Nd/144Nd nos períodos de coleta e suas relações com a velocidade do vento e os modelos de corrente oceânica.



A Figura 547 demonstra o comportamento geral das amostras de sedimento de Abrolhos em relação ao transporte de sedimentos. Entre março e julho, observa-se no modelo a presença de correntes de sul/sudeste. Nesse período, os sedimentos coletados em Abrolhos apresentaram um sinal muito pouco variável em relação à assinatura típica da foz do Rio Doce (entre 60-75%). A partir de julho até janeiro, o sinal da assinatura do Rio Doce fica muito variável entre 35-95%. Nesse período são observados um aumento significativo da velocidade dos ventos e incidência de correntes predominantemente de norte. A hipótese que surge para a permanência e oscilação da assinatura isotópica dos sedimentos da foz do Rio Doce é a de ressuspensão de sedimentos do fundo marinho causados principalmente pelo aumento da velocidade dos ventos a partir de julho.

A mineralogia também indica interpretações semelhantes. A concentração das fases terrígenas (Tr) (quartzo, argilominerais e muscovita) em função da quantidade de carbonatos totais (Cr) (calcita e aragonita) foi utilizada para indicar tendências de retrabalhamento de fundo oceânico e chegada de plumas de sedimentos. Em geral, quando a razão Tr/Cr, em um mesmo ponto de amostragem, aumenta em relação a uma medida anterior, podemos considerar que terrígenos estão sendo carreados pelas correntes até o momento de deposição. Isso é verdadeiro, porque a plataforma de Abrolhos não fornece tais minerais e eles têm que ser trazidos de uma rocha fonte. Ao mesmo tempo, os corais são produtos carbonáticos, e como tal, são produzidos na própria bacia. Portanto, quando a razão Tr/Cr diminui em relação a um período anterior, devemos entender que estão dominando processos de retrabalhamento

de sedimentos de fundo em relação à deposição de materiais novos. Nos dados de sedimentos de Abrolhos, pode-se perceber uma clara diminuição progressiva da razão Tr/Cr entre o período de março e início de agosto. Este período pode ser, portanto, dominado por processos de retrabalhamento. Grandes aportes sedimentares voltam a acontecer entre agosto e janeiro, quando a razão Tr/Cr aumenta para todos os pontos de coleta. A ocorrência de muscovita e illita, que não foram identificados em outros períodos, é um indicativo para essa interpretação de predominância de *input* sedimentar. É importante notar que o domínio de retrabalhamento não indica ausência de novas plumas sedimentares, mas aponta para uma diferente dinâmica observada nos períodos entre março-agosto e entre agosto-janeiro.

Outro *Proxy* indicado pela mineralogia é a razão entre argilominerais (caulinita e gibbsita) e quartzo. Entende-se que essa razão esteja intimamente ligada aos processos de *input* e retrabalhamento sedimentar no caso em estudo. Uma vez que os argilominerais entram em suspensão, tendem a se manter por um período mais longo do que o quartzo. Por isso, o quartzo deve se reconcentrar em áreas mais proximais, enquanto os argilominerais são transportados por longas distâncias, causando um enriquecimento de quartzo em momentos de retrabalhamento de fundo. No caso de chegadas de plumas sedimentares, a tendência de enriquecimento em argilominerais está relacionada ao transporte em suspensão por longas distâncias. Sendo assim, a razão argilominerais/ quartzo deve estar diretamente correlacionada com a razão Tr/Cr. Casos em que essa correlação não é direta devem ser estudados localmente.

1.2.3 Considerações Finais

- O novo modelo de mistura indica que os sedimentos da foz do Rio Doce (após a ruptura da barragem de Fundão) fornece componentes sedimentares que explicam a composição isotópica dos sedimentos coletados em Abrolhos, em especial, os pontos com maior variação da razão $^{87}Sr/^{86}Sr$ em comparação com a razão $^{143}Nd/^{144}Nd$.
- Quantos aos termos fonte, os sedimentos coletados na região de Santarém e Gualaxo norte, representantes diretos dos rejeitos da barragem (Valeriano et al., 2019), isoladamente não demonstraram ser fontes dos sedimentos de Abrolhos. Isso ocorre porque sua composição é diluída por outras fontes sedimentares ao longo do curso do Rio Doce. Sendo assim, mesmo que esteja presente, não é detectada. Isto reafirma os sedimentos da foz do Rio Doce como resultante de todas as misturas de montante, como representativa das fontes a serem consideradas em Abrolhos.
- A modelagem da quantificação dos graus de mistura sugere que as assinaturas isotópicas dos sedimentos em Abrolhos apresentam sinal da foz do Rio Doce de forma mais marcante entre os meses de março e julho. A partir do mês de julho até setembro, quando a ação das frentes frias é mais efetiva, observa-se uma alta variação da composição isotópica nos sedimentos de Abrolhos. Neste período há uma diminuição generalizada da quantidade de material terrígeno

(transportado de outras fontes) por *run off* e um aumento da velocidade dos ventos na componente Sul-Norte, indicando processos de ressuspensão generalizados dos sedimentos do fundo marinho acarretando numa alta variabilidade dos isótopos evidenciando o Rio Doce como fonte, mas também o sinal de outras fontes potenciais.

- Entre os meses de outubro a janeiro, a presença de illita e muscovita nos sedimentos de Abrolhos, aumento da proporção de minerais terrígenos e a mudança de composição isotópica observada no sedimento de Recife de Fora (AB01, Porto Seguro), indicam uma mudança da área fonte de sedimentos. Esta nova proveniência é controlada majoritariamente pelo influxo de correntes vindas de norte para sul na plataforma de Abrolhos.
- Uma síntese dos resultados isotópicas, utilizando os dados da Fase 1 (ANO 1) e da Fase de continuidade (ANO TRANSIÇÃO), estão apresentados na Figura 548, Figura 549 e Figura 550, ilustrando o caráter de mistura sedimentar por campanha e por estação de monitoramento em Abrolhos. Foi criada uma escala (amarelo-laranja-vermelho) indicando (até o final da fase de continuidade) o impacto dos rejeitos da SAMARCO em Abrolhos, mediante uma comparação com um modelo de dispersão de sedimentos para este evento proposto por Magris et al., 2018.

Figura 548: Apresentação simplificada dos principais domínios isotópicos para a região de interesse entre a foz do Rio Doce e o PARNA de Abrolhos. O domínio de mistura nesta configuração foi estabelecido limites mínimo e máximo dos isótopos de Nd para o termo-fonte postulado. As hipérboles de mistura correspondentes foram obtidas para o mesmo valor de K na Eq. 3.

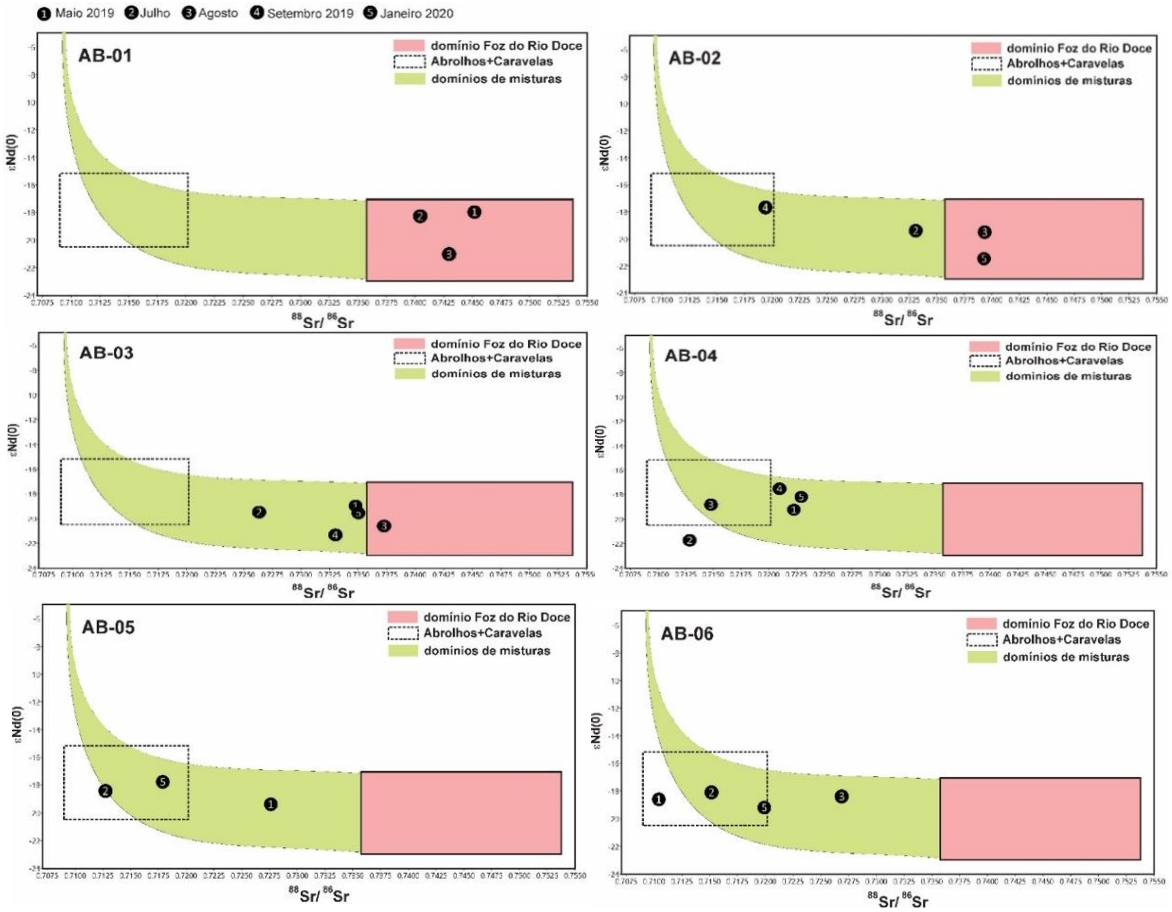


Figura 549: Classificação das fases de monitoramento em relação a assinatura radiométrica por Sr e Nd dos sedimentos da Samarco em Abrolhos.

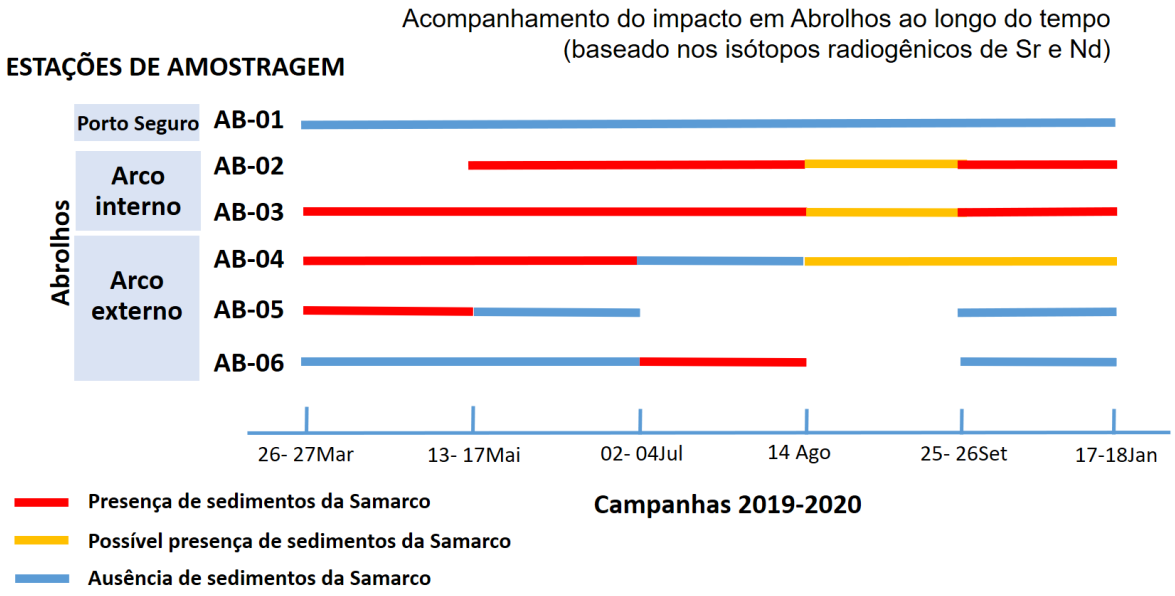
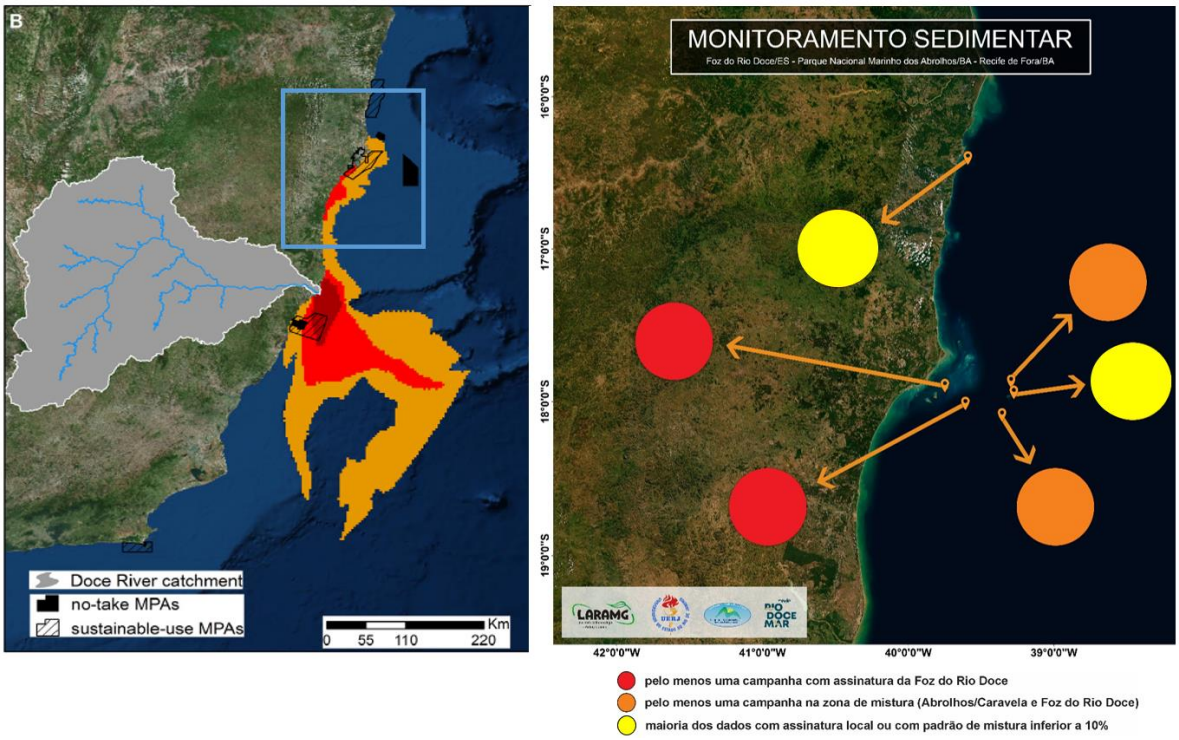


Figura 550: Comparação entre a dispersão da pluma de sedimentos do Rio Doce de acordo com modelo oceânico proposto por Magris et al., 2018 (esquerda) e análise do histórico de monitoramento em Abrolhos usando isótopos radiogênicos pelo Anexo 8 (direita). O modelo, tal como os dados experimentais, evidencia maior impacto no “arco interno” da zona recifal de Abrolhos.



- Considerando-se as estações de coleta localizadas nos arcos interno e externo de Abrolhos, observamos diferenças com respeito as assinaturas radiogênicas/isotópicas: (a) as armadilhas localizadas no arco interno da zona recifal (próximas ao continente) apresentaram sinal radiogênico da foz do Rio Doce durante todo o monitoramento; (b) aquelas localizadas no arco externo apresentam predominantemente sinal do Rio Doce nas campanhas ATV-4 e ATV-5 (entre abril e julho de 2019) com tendência de redução do sinal exógeno ao longo do tempo. Este comportamento característico das estações no interior do PARNA Abrolhos é uma resposta a dinâmica dos ventos na região quando nos períodos outono-inverno há o predomínio de ventos SE e, portanto, paralelos a zona costeira podendo contribuir para o deslocamento das plumas de sedimentos no sentido Sul-Norte (ou seja, no sentido Rio Doce- Abrolhos). No período inverno-primavera-verão o comportamento dos ventos muda, ocorrendo com maior frequência e intensidade no setor NE, evidenciando uma condição não favorável a presença do sinal dos rejeitos da Samarco em Abrolhos (independentemente do padrão de precipitação regional). Nas 2 primeiras campanhas os ventos atingem até 7 m/s e nas 3 últimas atingem 10 m/s. Isso significa uma mudança de Grau 3 para Grau 4 na escala de Beaufort que está associada a uma mudança de ondulação superficial do oceano de 1 m para 2,5 m. Em suma, os sinais radiogênicos/isotópicos dos sedimentos armadilhados no arco interno de Abrolhos como resultantes do transporte S-N não apresentou sazonalidade, ou mudança de padrão, e, portanto, nenhuma relação com as alterações meteorológicas que ocorrem na região. Tal comportamento foi provavelmente influenciado por uma deriva litorânea Sul-Norte que flui rente a zona costeira (fato reportado durante vários levantamentos aéreos na região); já as armadilhas localizadas no PARNA Abrolhos, localizadas em mar aberto, dependem fundamentalmente das variações meteo-oceanográficas na região. No sentido de detalhar tais variações no contexto espaço-temporal nós produzimos diagramações tipo Hovmoller a partir do *Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications*, *Version* 2 (MERRA-2), disponível em https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni. A área de análise foi definida pelo retângulo 39,9902W;20,4565S e 35,3101W;17,5562S. Em relação as componentes N e L dos ventos de superfície (2 m), o “wind stress” e a participação, todos estes parâmetros corroboram (no contexto de uma escala espacial mais abrangente) os resultados obtidos em Abrolhos (Figura 551, Figura 552, Figura 553, Figura 554, Figura 555 e Figura 556).

Figura 551: Diagrama Hovmoller para a componente norte dos ventos superficiais na região de estudo (entre março e agosto há predomínio de ventos no sentido S-N. O contrário ocorre entre setembro e fevereiro).

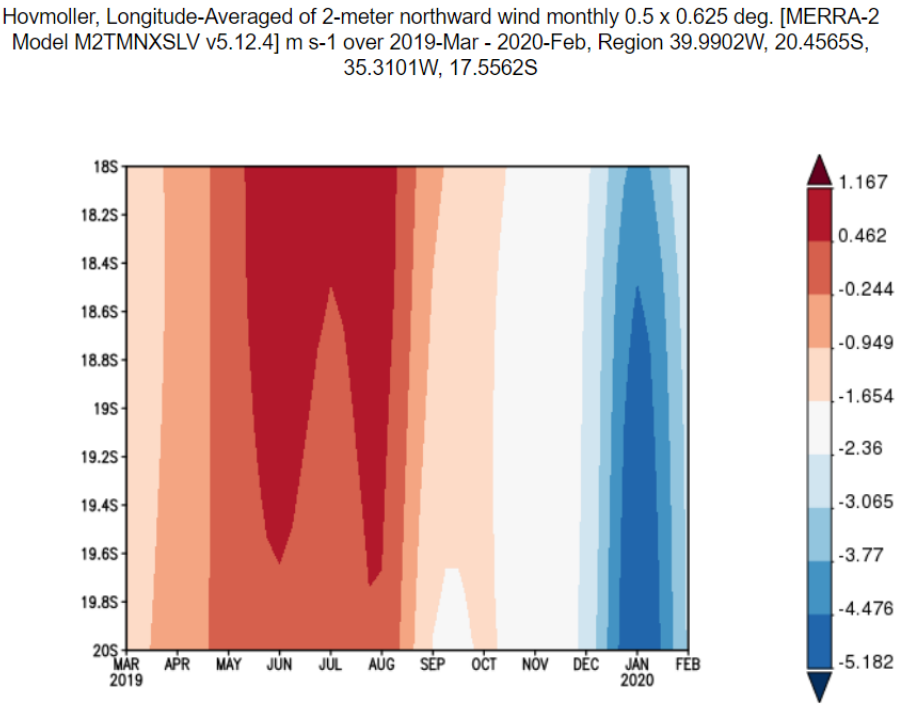


Figura 552: Diagrama Hovmoller para a componente leste dos ventos superficiais na região de estudo (entre junho e novembro há predomínio de ventos no sentido W-L. O contrário ocorre nos demais meses.

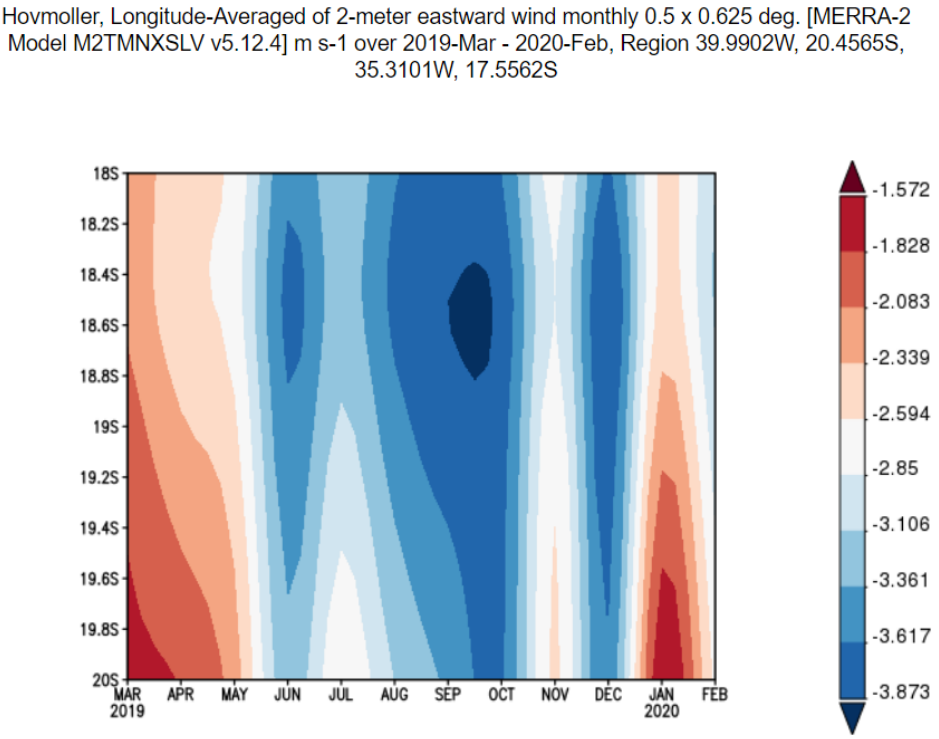


Figura 553: Diagrama Hovmoller para os ventos superficiais na região de estudo.

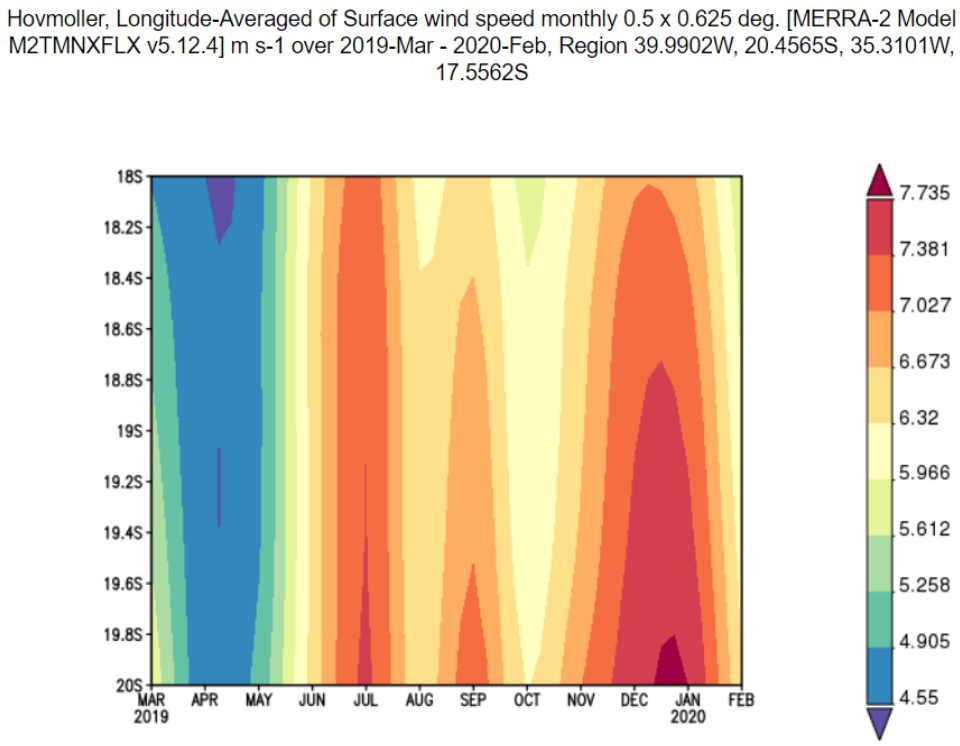


Figura 554: Diagrama Hovmoller para componente norte do “wind stress” na região de estudo (entre março e agosto há predomínio da ação dos ventos superficiais no sentido S-N. O contrário ocorre entre setembro e fevereiro).

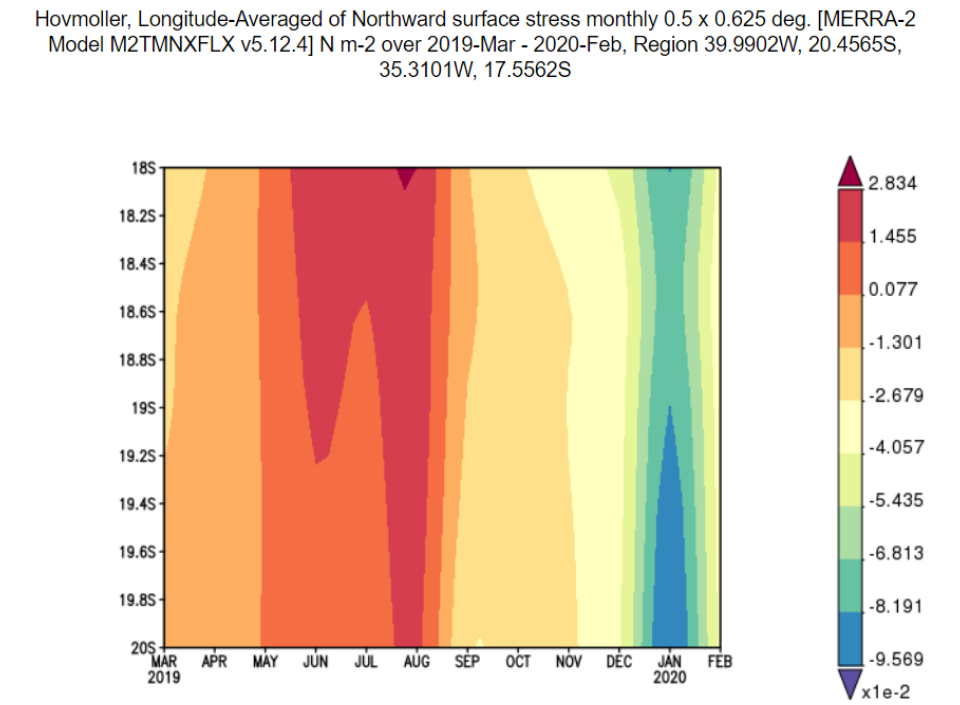


Figura 555: Diagrama Hovmoller para componente zonal do “wind stress” na região de estudo.

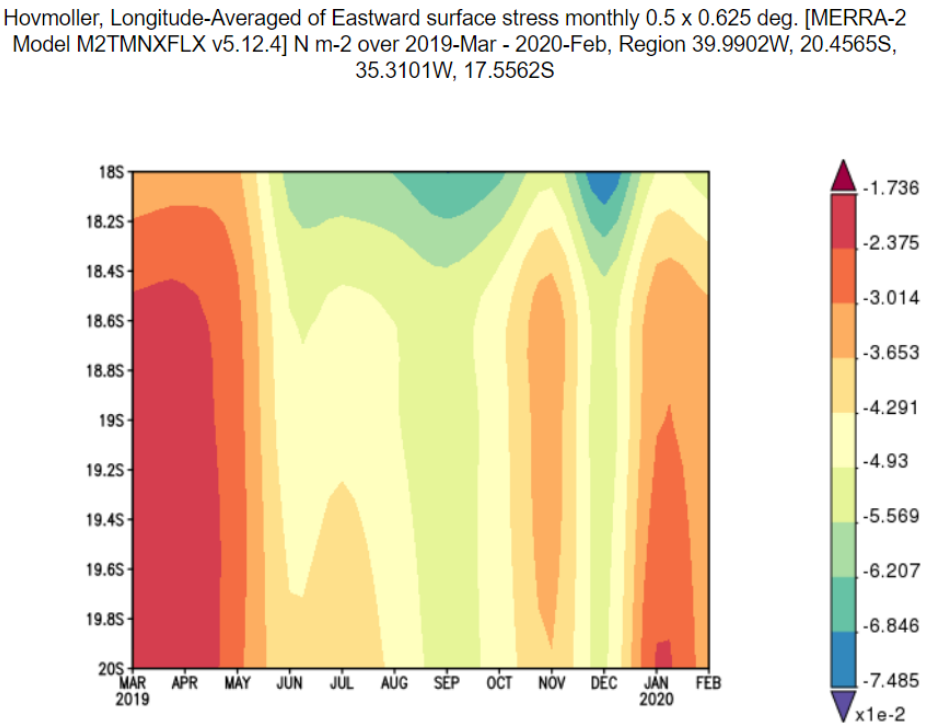
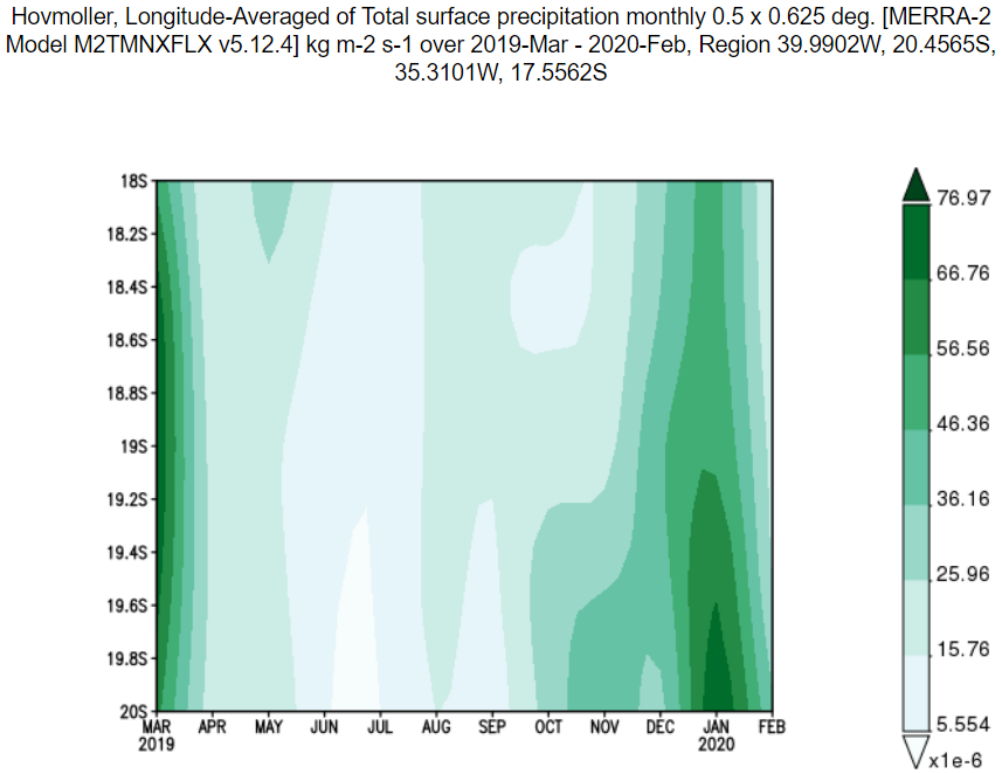
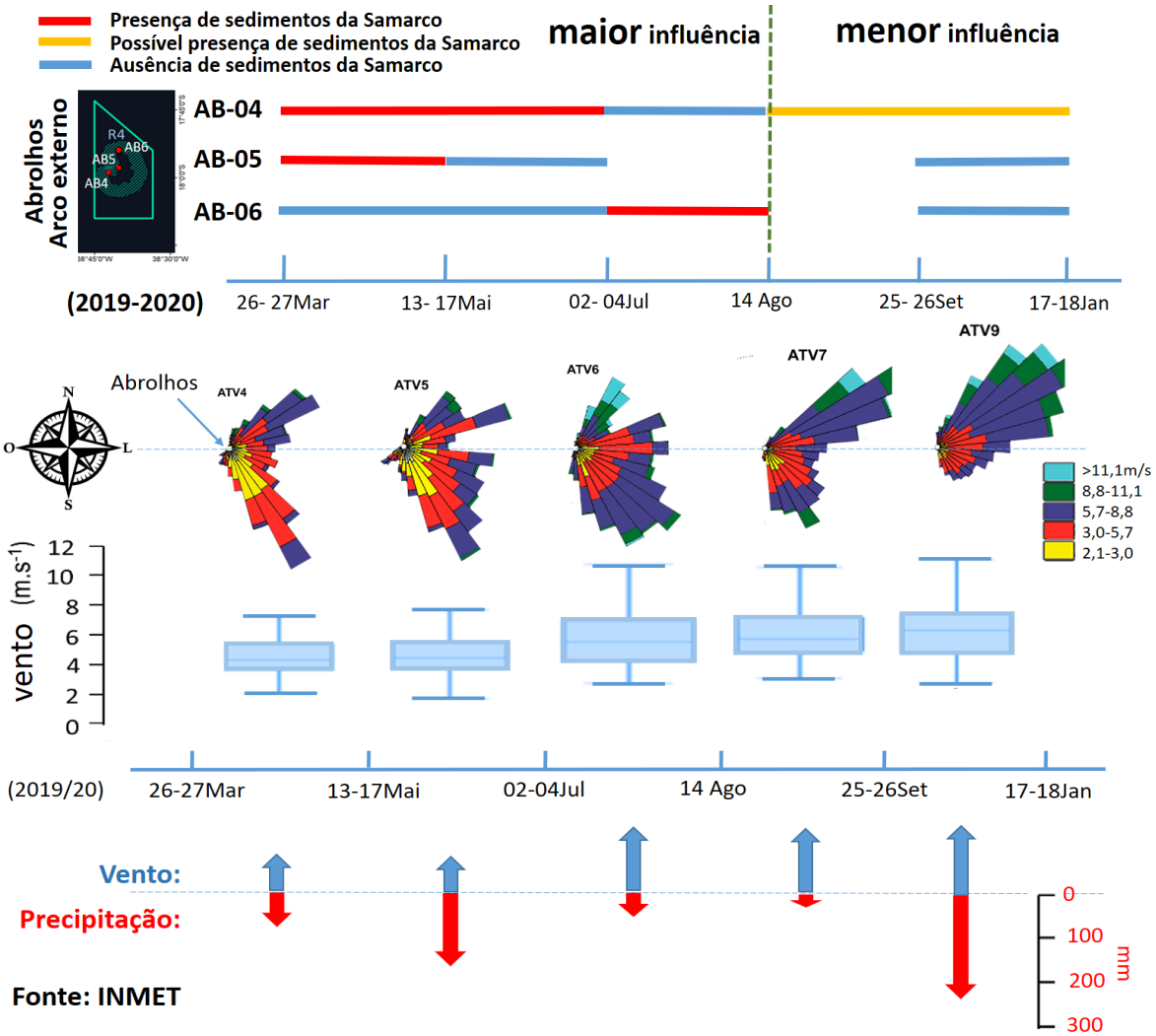


Figura 556: Diagrama Hovmoller para precipitação, destacando-se a fase chuvosa durante o verão.



Em resumo, a partir das assinaturas radiométricas por isótopos radiogênicos, a partir das razões $^{87}Sr/^{86}Sr$ e $^{143}Nd/^{144}Nd$, em sedimentos coletados em Abrolhos, e considerando tais assinaturas de outros rios que aportam na região, como também sua condição pristina (anterior ao desastre da Samarco), foi possível detectar a presença de sedimentos caracterizados pela mistura dos rejeitos da Samarco e do material sedimentar do leito do Rio Doce naquela região. Tal presença se manteve constante para as localidades monitoradas no arco interno da zona recifal (corroborado por modelos de dispersão) e fortemente dependente das condições meteo-ocenográficas atuantes no arco externo de Abrolhos como detalhado na Figura 557.

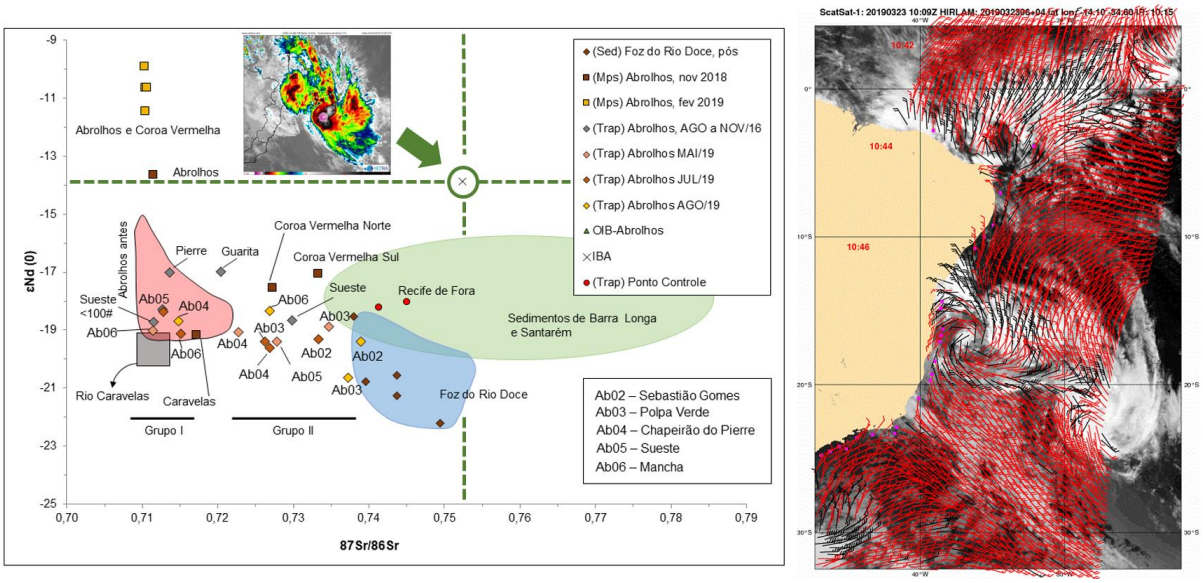
Figura 557: Um resumo dos resultados obtidos neste projeto para isótopos radiogênicos e dados processados a partir de bases meteorológicas disponíveis ilustram o acoplamento entre a meteorologia local e as análises geoquímicas para os sedimentos armadilhados em Abrolhos. Nesta comparação o sinal dos rejeitos da Samarco no PARNA Abrolhos aumenta quando as condições meteo-oceanográficas são favoráveis a dispersão S-N.



- Uma comparação entre os dados de frequência de frentes e frias, cujo máximo ocorreu nos meses de julho e agosto, e os períodos com maior influência dos traços dos rejeitos da Samarco em Abrolhos, mostrou que estas não são totalmente coincidentes. Os períodos onde

detectamos maiores influências ocorreram no outono e início de inverno em condições de ventos moderados e não em condições de ventos intensos. Acreditamos que os períodos de alta turbulência decorrente da passagem dos sistemas frontais promovem alta ressuspensão dos depósitos sedimentares que são compostos por várias fontes de sedimentos depositados na plataforma continental durante milhares de anos. Os sistemas frontais também promovem, generalizadamente, mais aporte sedimentar de todos os rios que influencia a sedimentação em Abrolhos. Um exemplo típico deste processo ocorreu durante a formação e a passagem da tempestade tropical IBA que trouxe fortes ventos muito acima dos padrões locais (em 24 de março). Neste caso, coletas obtidas pelo Anexo 8 durante a tempestade na coluna d'água em Abrolhos mostrara que a assinatura radiogênica dessas amostras apresentaram assinatura totalmente divergente do banco de dados levantado pelos autores (Figura 558).

Figura 558: Destaque da assinatura radiométrica de sedimentos coletados em Abrolhos durante a tempestade tropical IBA.



1.3 ICTIOFAUNA MARINHA / ESTUARINA

1.3.1 Ictiofauna e Carcinofauna Estuarina/Marinha

Visando retratar as mudanças das comunidades e populações de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos após o rompimento da barragem de Mariana, foram analisados dados coletados em cinco estuários e áreas marinhas adjacentes: Rio Doce, que sofreu o impacto direto do rejeito, e rios Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açu, que foram atingidos indiretamente, sendo considerados locais de referência ou controle. Foram avaliados indicadores das comunidades e populações de peixes e crustáceos, como abundância (expressa através da densidade – número de indivíduos/100 m^2), biomassa (g/100 m^2), riqueza (número de espécies/100 m^2), Diversidade de Shannon-Wiener (H´Loge) e Equitatividade de Pielou (J´) além da composição trófica da ictiofauna. Para tanto, utilizando-se arrasto de fundo com portas, empregou-se duas abordagens: 1) Diagnóstico, chamada Ano 1, com coletas mensais, realizadas entre outubro/2018 e setembro/2019; e 2) *Beyond BACI*, que objetivou a identificação de alterações na ictiofauna, comparando meses selecionados do Ano 1, novembro/2018 e fevereiro/2019, período "T1", os meses de novembro (Caravelas, Ipiranga e São Mateus) e dezembro de 2019 (Piraquê-Açu e Rio Doce), além de fevereiro/2020 (todos os estuários, período "T2"). Os períodos T1 e T2 correspondem ao período chuvoso nos estuários amostrados. Variações nos indicadores da comunidade entre T1 e T2, além da densidade e biomassa do bagre-guri (*Genidens genidens*) e do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) foram descritas nesta abordagem.

Para verificar potenciais impactos do rejeito nas assembleias de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos, foram adicionados 11 pontos de coleta à malha amostral do Anexo 7 na fase de transição, aqui chamados "Pontos novos". Estes pontos são também monitorados quanto à presença de indicadores do rejeito (por exemplo, Fe, Mn, As e Cr, entre outros) por outra equipe do PMBA/Fest-RRDM. Por meio da integração de dados será possível determinar o efeito relativo do rejeito e de fatores naturais, tais como profundidade, salinidade e temperatura da água, na composição das assembleias de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos na área impactada.

Informações adicionais sobre os procedimentos de campo e laboratório, e análise de dados estão disponíveis nos arquivos "Protocolos de análises RRDM", "Protocolos de amostragens RRDM" e arquivo "Metodologia – Anexo 7 (Marinho)".

1.3.1.1 Composição da Ictiofauna Estuarina Marinha

Somadas as amostragens do Ano 1 e do período de transição, nos estuários e áreas adjacentes dos rios Caravelas, São Mateus, Ipiranga, Doce e Piraquê-Açu, foram coletados 74885 peixes, compondo 938,5 kg, sendo 204 espécies identificadas, distribuídas em 63 famílias (*Material Suplementar A7MICS1, Tabela 1*). Neste período, considerando os cinco estuários, a família Sciaenidae (pescadas, cangoás) foi a que apresentou maior número de espécies identificadas (21), seguida de Engraulidae

(manjubas, 13), além de Ariidae (bagres) e Paralichthyidae (alguns linguados), com 11 espécies cada. A sardinha-dentuça *Chirocentrodon bleekerianus* (13,50% do total capturado), o cangoá, *Stellifer brasiliensis* (12,74%), a sardinha-mole, *Pellona harroweri* (7,45%), outra espécie de cangoá *Stellifer rastrifer* (5,51%), a manjuba *Anchoa filifera* (5,01%) e o bagre-guri *Genidens genidens* (4,90%), se destacaram como as espécies mais abundantes nas amostragens. Mesmo não sendo a espécie mais abundante, *G. genidens* foi a espécie com maior biomassa relativa, representando 23,58% do total coletado, sendo seguido por *S. brasiliensis*. De forma geral, destacaram-se ainda, os elasmobrânquios que, apesar da baixa abundância (0,11% do total coletado), representaram 9,91% da biomassa total coletada. A raia-lixa *Hypanus guttatus* foi a terceira com maior biomassa, representando 5,94% do total coletado. No período de transição ocorreram novos registros de espécies em relação ao Ano 1, sendo três no Rio Doce (*Anchoviella cayennensis* – manjuba; *Gymnothorax ocellatus* – falsa-moreia; *Sciades herzbergii* – bagre), um em Caravelas (*Syngnathus pelagicus* – peixe-caximbo), um no São Mateus (*Oligoplites saurus* - guaivira), cinco no Ipiranga (*Balistes capriscus* - peroá; *Centropomus undecimalis* – robalo-flecha; *Ctenogobius boleosoma* – amoré-flecheiro; *Mugil curema* – tainha; e S*yacium micrurum* – linguado-da-areia) e seis no Piraquê-Açu (*Antennarius striatus* – peixe-sapo; *Caranx crysos* – xarelete; *Lagocephalus lagocephalus* – baiacu-ará; *Lile piquitinga* – sardinha; *Ophichthus cylindroideus* – muçum; e *Sardinella brasiliensis* – sardinha-verdadeira).

O Material Suplementar A7MICS2 apresenta imagens de espécies de peixes coletadas nos ambientes estuarinos e marinhos costeiros amostrados ao longo de todo monitoramento, enquanto o Material Suplementar A7MICS3 apresenta tabelas com medidas morfométricas das espécies, além de seus nomes populares. Uma síntese da ictiofauna amostrada tanto no Ano 1 quanto na transição em cada área, encontra-se na Tabela 134.

Dentre os peixes capturados (*Material Suplementar A7MICS1, Tabela 1*), 58% das espécies apresentam algum uso comercial, seja para a pesca ou aquarismo. Dentre as espécies de importância comercial para a pesca (seja a pesca comercial seja de subsistência), destacam-se as pescadas (família Sciaenidae), xaréus (Carangidae), robalos (Centropomidae), manjubas (Engraulidae), ciobas e guaiúbas (Lutjanidae), além dos bagres (Ariidae), garoupas e badejos (Serranidae). Ainda no grupo das espécies comerciais, 15 espécies estão enquadradas em alguma categoria de ameaça (ICMBio, 2018a e b). A seguir são destacadas algumas destas espécies que ocorreram no Rio Doce, demonstrando a importância desta região na conservação de espécies de peixes.

O bagre *Paragenidens grandoculis* (anteriormente *Potamarius grandoculis*) enquadrado como “criticamente ameaçado” (CR), no Espírito Santo, habitava originalmente as lagoas costeiras, porém é considerado extinto na Juparanã e apenas um exemplar foi coletado na lagoa Nova em 2017 (MARCENIUK et al., 2019). No presente estudo, os exemplares desta espécie foram coletados em ambos os pontos da área interna do Rio Doce, tanto no Ano 1 quanto na transição, principalmente nos meses de novembro, dezembro e fevereiro, a época chuvosa na região. Durante o período chuvoso, quando há cheias, as lagoas Juparanã e Nova conectam-se ao Rio Doce e a coleta dos indivíduos de *P. grandoculis* no presente estudo corrobora a hipótese de que tais lagoas, assim como os tributários,

serão essenciais para a recolonização do Rio Doce após o impacto causado pela lama de rejeitos de minério, oriunda do rompimento da barragem (MARCENIUK et al., 2019).

Tabela 134: Peixes estuarinos/marinhos coletados utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e fevereiro/2020 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: int=área interna; ext= área externa; N=abundância numérica absoluta; 90% N=número de espécies que, somadas, representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% Biom=número de espécies que, somadas, representaram 90% da biomassa total coletada

	Estuário	Famílias	Espécies	N	Biomassa (g)	90% N	90% Biom
Área interna	Rio Doce	21	62	8582	308355,59	10	7
	Caravelas	27	77	1867	24157,00	29	26
	São Mateus	24	66	3001	46748,41	17	17
	Ipiranga	18	27	332	8080,90	13	6
	Piraquê-Açu	30	76	5434	70578,90	17	20
	Estuário	**Famílias**	**Espécies**	**N**	**Biomassa (g)**	**90% N**	**90% Biom**
Área externa	Rio Doce	35	76	10740	88825,41	19	16
	Caravelas	31	89	8652	50581,96	25	29
	São Mateus	39	88	7013	69804,96	19	21
	Ipiranga	37	85	10637	78390,23	13	16
	Piraquê-Açu	45	115	18627	193059,35	12	18
	Estuário	**Famílias**	**Espécies**	**N**	**Biomassa (g)**	**90% N**	**90% Biom**
Total por estuário	Rio Doce	39	111	19322	397181,00	25	17
	Caravelas	35	107	10519	74738,96	29	34
	São Mateus	44	116	10014	116553,37	31	33
	Ipiranga	43	98	10969	86471,13	16	20
	Piraquê-Açu	48	141	24061	263638,25	21	32
	Total (todos os estuários)	63	204	74885	938582,71	38	44

Outra espécie ameaçada coletada no Rio Doce foi o bagre-branco *Genidens barbus*, classificada como “em perigo” (EN), observada na área interna do Rio Doce, mas também no ponto externo mais próximo à foz do rio Piraquê-Açu. Exemplares desta espécie ocorreram em quase todos os meses, mas estiveram concentrados do final da estação chuvosa e início da seca. Esta espécie, assim como as demais espécies de Ariidae, apresenta tendência “k-estrategista”, com baixa fecundidade e longo período de cuidado parental, sendo, portanto, mais sensível a perturbações não naturais. Tendo em vista que esta espécie já sofreu perdas populacionais consideráveis nos desembarques pesqueiros em Rio Grande/RS (ICMBio, 2018a), e que as condições populacionais desta espécie não são conhecidas no Espírito Santo, os monitoramentos futuros devem considerar o aprofundamento de estudos sobre ela.

Nos demais estuários, espécies ameaçadas também foram coletadas. Apesar de não apresentar importância comercial, vale destacar a presença da raia-viola (*Zapterix brevirostis*), também VU em

virtude de ser capturada como *bycatch* (captura incidental). Outras duas espécies comercialmente importantes e categorizadas como VU, também coletadas neste monitoramento, foram a garoupa-de-são-tomé *Epinephelus morio*, importante recurso pesqueiro, e *Hippocampus erectus* e *H. reidi*, duas espécies de cavalo-marinho exploradas pelo aquarismo. Além destas, foram coletadas espécies NT ("quase ameaçadas"), destacando-se o ariacó (*Lutjanus synagris*) cujos exemplares estiverem abaixo do comprimento de primeira maturação descrito (FREITAS et al., 2014) para a região (fêmeas, 23cm; machos, 24,2cm).

A riqueza observada na curva de rarefação (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 1*), utilizando o método *Bootstrap* ainda não atingiu a riqueza estimada em nenhum dos estuários amostrados, indicando que a suficiência amostral ainda não foi atingida. Assim, destaca-se a importância da manutenção do monitoramento da ictiofauna.

Nos pontos novos foram coletados 4075 peixes, perfazendo aproximadamente 37 kg. Uma espécie de sardinha (*Chirocentrodon bleekerianus*, representando 38,1% do total), uma de cangoá (*Stellifer brasiliensis,* 15,0%) e uma de manjuba (*Anchoa filifera*, 7,1%) foram as espécies mais abundantes. O cangoá, *S. brasiliensis* (18,6%), *C. bleekerianus* (11,3%) e a oveva *Larimus breviceps* (9,1%) foram as espécies que se destacaram em termos de biomassa. Os táxons coletados neste período estão listados no *Material Suplementar A7MICS1, Tabela 2*.

1.3.1.2 Diagnóstico da Ictiofauna Estuarina/Marinha

1.3.1.2.1 Variações espaço-temporais na ictiofauna estuarina/marinha (Ano 1)

No Ano 1, a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) revelou não haver diferença significativa na média de densidade (n. de ind./100 m^2) (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 2A e B*) entre os estuários amostrados ou entre os meses em cada estuário (*Material Suplementar A7MICS1, Tabela 3*). Entre as áreas, apenas os estuários Caravelas e Ipiranga apresentaram diferenças significativas na densidade, onde maior valor foi observado nas áreas externas em ambos. Na área interna de Caravelas a maior média ocorreu em dezembro, enquanto maiores médias na área externa foram observadas principalmente no início do período seco, entre abril e junho. No estuário do Ipiranga, maiores médias de densidade na área interna foram observadas em novembro e fevereiro, e na área externa, no início do período chuvoso, entre outubro e janeiro, com um pico em dezembro. Na área interna do Rio Doce, as médias de densidade não variaram significativamente entre os meses, porém, na área externa o mês de outubro apresentou maior valor de densidade que os demais. No Piraquê-Açu, enquanto não houve diferença entre os meses na área interna, novembro e setembro foram apresentaram médias maiores na área externa.

Neste período, a biomassa média (g/100 m^2) (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 3A e B; Tabela 3*) foi significativamente diferente entre os meses, porém não o foi entre os estuários amostrados. Entre as áreas, apenas o Rio Doce apresentou média diferente entre as áreas, onde a área interna foi

notadamente maior que a área externa em quase todos os meses. Na área interna foram observadas médias altas de biomassa entre dezembro e fevereiro, no entanto, a maior média ocorreu em setembro.

Não foram observadas diferenças significativas na riqueza de espécies (n. de spp./100m^2) entre os meses, entre os estuários, entre as áreas ou entre os meses em cada estuário no Ano 1 (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 4A e B; Tabela 3*). Com relação à diversidade de Shannon-Wiener (H'Log$_e$), não houve diferenças significativas nas médias entre os estuários ou entre os meses. Apesar das diferenças significativas observadas entre as áreas externa e interna dos estuários, o teste *a posteriori* pareado não revelou diferenças significativas em qualquer dos estuários estudados no (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 4C e D; Tabela 4*). Por outro lado, a equitatividade de Pielou (J´) apresentou diferenças significativas entre os meses e entre as áreas dos estuários. Os testes *a posteriori* pareados demonstraram que apenas as áreas internas e externas do Rio Doce foram significativamente diferentes entre si, sendo que a área interna apresentou menores valores que a área externa na maior parte dos meses (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 4E e F; Tabela 4*).

A análise espacial da densidade (CPUA, n. de ind./100m^2) dos peixes dos estuários estudados, utilizando o ordenamento multidimensional (MDS) (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 5A)*, apresentou baixa similaridade (grupos formados no nível de 40%). Houve separação entre os pontos das áreas internas e externas dos estuários, sendo que aqueles das áreas externas foram mais similares entre os estuários do que foram as áreas de cada estuário. O estuário de Caravelas representou exceção pois as áreas externa e interna foram mais similares entre si do que com as áreas dos demais estuários. Apresentaram-se isolados os pontos da área interna do Ipiranga, cuja abundância foi a mais baixa de todo o estudo, sendo capturados apenas 185 indivíduos ao longo do Ano 1.

No Ano 1, a exemplo da densidade, as médias de biomassa (CPUA, g/100m^2) (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 5B)* das áreas externas de todos os estuários estiveram próximas, indicando a similaridade dos pontos. Houve também maior similaridade entre os pontos das áreas externas do que das áreas internas de todos os estuários. Os pontos internos do estuário do Ipiranga também se apresentaram isolados na distribuição espacial da biomassa, novamente pela baixa captura.

1.3.1.2.2 Composição trófica da ictiofauna estuarina/marinha (Ano 1)

As assembleias de peixes estuarinos/marinhos foram dominadas por espécies zoobentívoras (146 espécies ou 71,5% do total), seguidas pelas piscívoras (28 ou 13,7%), zooplanctívoras (17 ou 8,3%), onívoras (9 ou 4,4%), detritívoras (3 ou 1,4%) e herbívoras (1 ou 0,4%). Entre as zoobentívoras, as mais abundantes foram *Stellifer brasiliensis* (17,7% dos indivíduos), *Stellifer rastrifer* (8,6%) e *Genidens genidens* (6,6%). *Syacium papillosum* (26,7%), *Cynoscion jamaicensis* (17,4%) e *Trichiurus lepturus* (15,6%) tiveram as maiores contribuições entre as piscívoras, *Chirocentrodon bleekerianus* (49,8%), *Pellona harroweri* (24,7%) e *Anchoa filifera* (9,9%) entre as zooplanctívoras e *Aspistor luniscutis* (29,3%), *Sphoeroides testudineus* (26,0%) e *Chloroscombrus chrysurus* (18,9%) entre as onívoras.

Parrella macropteryx, *Mugil curema* e *Prochilodus lineatus* foram as únicas espécies detritívoras e *Acanthurus chirurgus* a única herbívora. A guilda trófica de cada espécie é apresentada no *Material Suplementar A7MICS1, Tabela 1*.

No que tange à biomassa, *Genidens genidens* (26,7%), *Stellifer brasiliensis* (11,8%) e *Hypanus guttatus* (7,5%) dominaram entre as espécies zoobentívoras, *Gymnura altavela* (48,3%), *Syacium papilosum* (21,2%) e *Cynoscion jamaicensis* (7,5%) entre as piscívoras, *Chirocentrodon bleekerianus* (48,6%), *Pellona harroweri* (27,2%) e *Anchoa filifera* (11,8%) entre as zooplanctívoras e *Sphoeroides testudineus* (61,8%), *Aspistor luniscutis* (20,8%) e *Chaetodipterus faber* (4,1%) entre as onívoras.

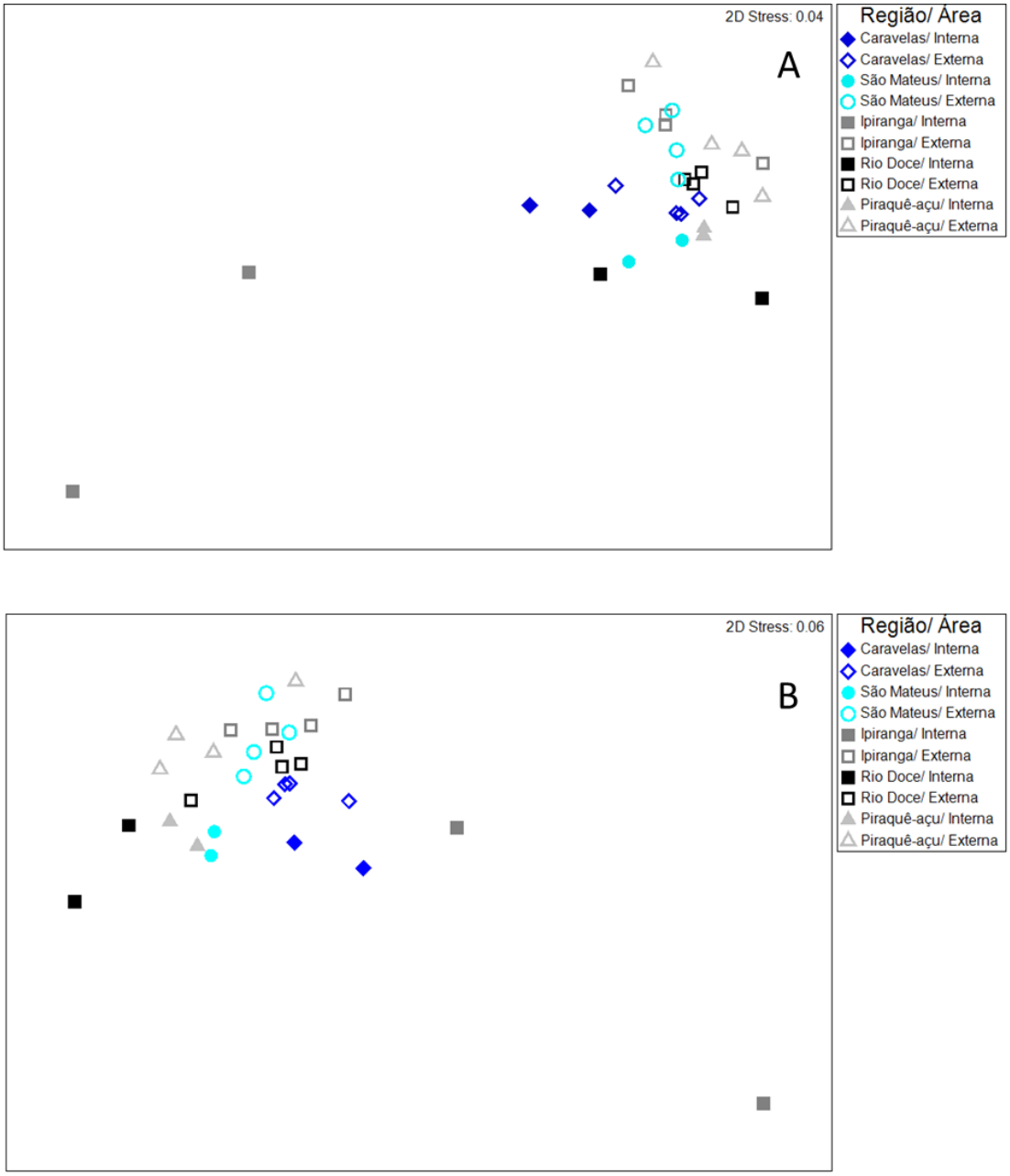
Resultados similares foram encontrados em outros ecossistemas costeiros brasileiros, incluindo lagunas, baias e praias oceânicas, nos quais a ictiofauna é dominada, em termos de riqueza, por espécies zoobentívoras (VILAR, 2009; ANDRADE-TUBINO et al., 2019). Isso sugere que alterações nas comunidades de invertebrados bentônicos, como aquelas ocasionadas pela passagem da lama no Rio Doce (GOMES et al., 2017), podem afetar a disponibilidade de recursos e, por meio de efeitos *bottom-up*, impactar a maior parte das espécies de peixes registradas. Duas espécies de bagres, *Genidens genidens* e *Cathorops spixii*, tiveram maiores concentrações de As, Cr, Mn, Hg e Se em comparação a outras espécies da área impactada (GABRIEL et al., 2020), sugerindo maior vulnerabilidade dos peixes zoobentívoros demersais aos impactos nocivos do rompimento, o que deve ser mais profundamente investigado. O reduzido número de espécies herbívoras, por outro lado, parece ser uma propriedade generalizada dos estuários, possivelmente devido à ausência de celulase no trato digestivo de alguns teleósteos (ELLIOTT et al., 2007), ou ainda, a baixa cobertura vegetal no leito desses sistemas, caracterizados por substratos inconsolidados, águas turvas e baixa disponibilidade de luz (WHITFIELD, 1999).

1.3.1.2.3 Variações espaço-temporais na estrutura trófica (Ano 1)

A estrutura trófica das assembleias variou significativamente entre as áreas dentro de cada região e entre os pontos dentro de cada área, mas não entre as regiões, considerando tanto a densidade quanto a biomassa (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 5 e Tabela 6*). Também houve variação significativa na estrutura trófica entre os meses, tanto para os dados de densidade como de biomassa, em todas as regiões (*i.e.,* interação não significativa entre mês × região). Porém, as diferenças entre os meses dependeram da área e dos pontos de amostragem (*i.e.,* interação significativa entre mês × área e mês × ponto). Os componentes de variação evidenciaram que a maior variabilidade na estrutura trófica ocorreu entre os arrastos individuais (*i.e.* resíduos), para ambos os dados (dissimilaridade média: 27,0% e 32,0%, para densidade e biomassa). A segunda maior variação foi atribuída à interação entre mês e área (densidade: 18,1%) ou a variação de área para área (biomassa: 16,4%). A variabilidade nas assembleias de peixes, de região para região, foi pequena se comparada a outros fatores. De fato, a variabilidade estimada pela PERMANOVA devido ao fator região foi sempre negativa (-3,8 e -4,9 para densidade e biomassa, respectivamente) e então definida como zero.

As ordenações bidimensionais capturaram 96% e 94% da similaridade de Bray-Curtis baseada na densidade (*Stress* = 0,04; Figura 559A) e biomassa (*Stress* = 0,06; Figura 559B), respectivamente. Para ambas as variáveis, há uma segregação evidente entre os pontos representando as assembleias das áreas interna e externa, seguida pela separação entre os pontos dentro de cada área e, em menor escala, entre as regiões. Os pontos na área interna foram agrupados principalmente na parte inferior do diagrama, enquanto aqueles na área externa estão na parte superior. A variabilidade entre os pontos da área interna é maior em comparação aos da área externa, particularmente devido à separação dos pontos na área interna do Ipiranga (Figura 559).

Figura 559: Ordenações multidimensionais não métricas baseadas na similaridade de Bray-Curtis das médias de densidade (A) e biomassa (B). Os símbolos representam a estrutura trófica das assembleias de peixes nos dois pontos na área interna e nos quatro pontos na área externa de cada região



As análises univariadas não identificaram diferenças entre as regiões em relação à densidade e biomassa das quatro guildas tróficas analisadas (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 7 e Tabela 8*). Por outro lado, a densidade de zooplanctívoros e piscívoros foram significativamente maiores na área externa do que na área interna e o inverso ocorreu para os onívoros (Figura 560, *Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 7*). Em contraste, a densidade de zoobentívoros não diferiu entre as áreas. Com relação à biomassa, os zoobentívoros e os onívoros tiveram valores significativamente

maiores na área interna, enquanto o oposto ocorreu para os zooplanctívoros; os piscívoros não diferiram entre as áreas (Figura 561), *Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 8*). Os pontos de coleta dentro de cada área influenciaram significativamente a densidade de zoobentívoros, onívoros e piscívoros, mas não a de zooplanctívoros. Também houve uma variação significativa na biomassa de todas as guildas tróficas entre os pontos de amostragem, com exceção dos zooplanctívoros (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 8*). Os herbívoros e detritívoros foram pouco representativos em termos de densidade e biomassa e, portanto, não foram incluídos nas análises.

Os testes univariados também mostraram que as diferenças na densidade e biomassa de zoobentívoros, onívoros e piscívoros entre os meses dependeram da área amostrada dentro de cada região (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 7 e Tabela 8*). Por exemplo, a densidade de zoobentívoros foi maior em fevereiro de 2019 na área interna do Rio Doce, mas não na área externa (Figura 560A, B). A densidade de piscívoros na área externa do Piraquê-Açu teve um pico em setembro de 2019, enquanto na área interna a densidade foi maior em dezembro de 2018 (Figura 560E, F). Para os zooplanctívoros, o efeito do mês nos valores de densidade (Figura 560D) e biomassa (Figura 561D) foi significativo e independente da área (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 7 e Tabela 8*).

Em síntese, observou-se que a representatividade (em densidade e biomassa) das guildas foi relativamente consistente entre as cinco regiões, mas houve uma variação espacial marcante na estrutura trófica entre as áreas (*i.e.,* estuários e plataforma adjacente) em cada região. Notavelmente, os zooplanctívoros dominaram na área externa, onde foi registrada uma redução na diversidade e mudanças significativas na composição da comunidade zooplanctônica, possivelmente em resposta ao enriquecimento por Ferro após a chegada do rejeito (FERNANDES et al., 2020). Os peixes planctívoros, tais como *Chirocentrodon bleekerianus*, *Pellona harroweri* e *Anchoa filifera*, desempenham um papel crucial nas teias tróficas, convertendo a biomassa planctônica em energia para os organismos piscívoros, entre os quais estão diversas espécies visadas pela pesca (*e.g.* pescadas, robalos, peixes-espada, badejos) e/ou ameaçadas de extinção (*e.g.* tubarões, toninha, etc) (*e.g*. RUPIL et al. 2019). Assim, as alterações na estrutura da comunidade de zooplâncton, observadas na foz do Rio Doce (FERNANDES et al., 2020), podem ter consequências negativas não só para a manutenção da teia trófica, mas também em termos sociais e econômicos.

Figura 560: Densidade média mensal de zoobentívoros (A e B), zooplanctívoros (C e D), piscívoros (E e F) e onívoros (G e H), na área interna e externa de cada região

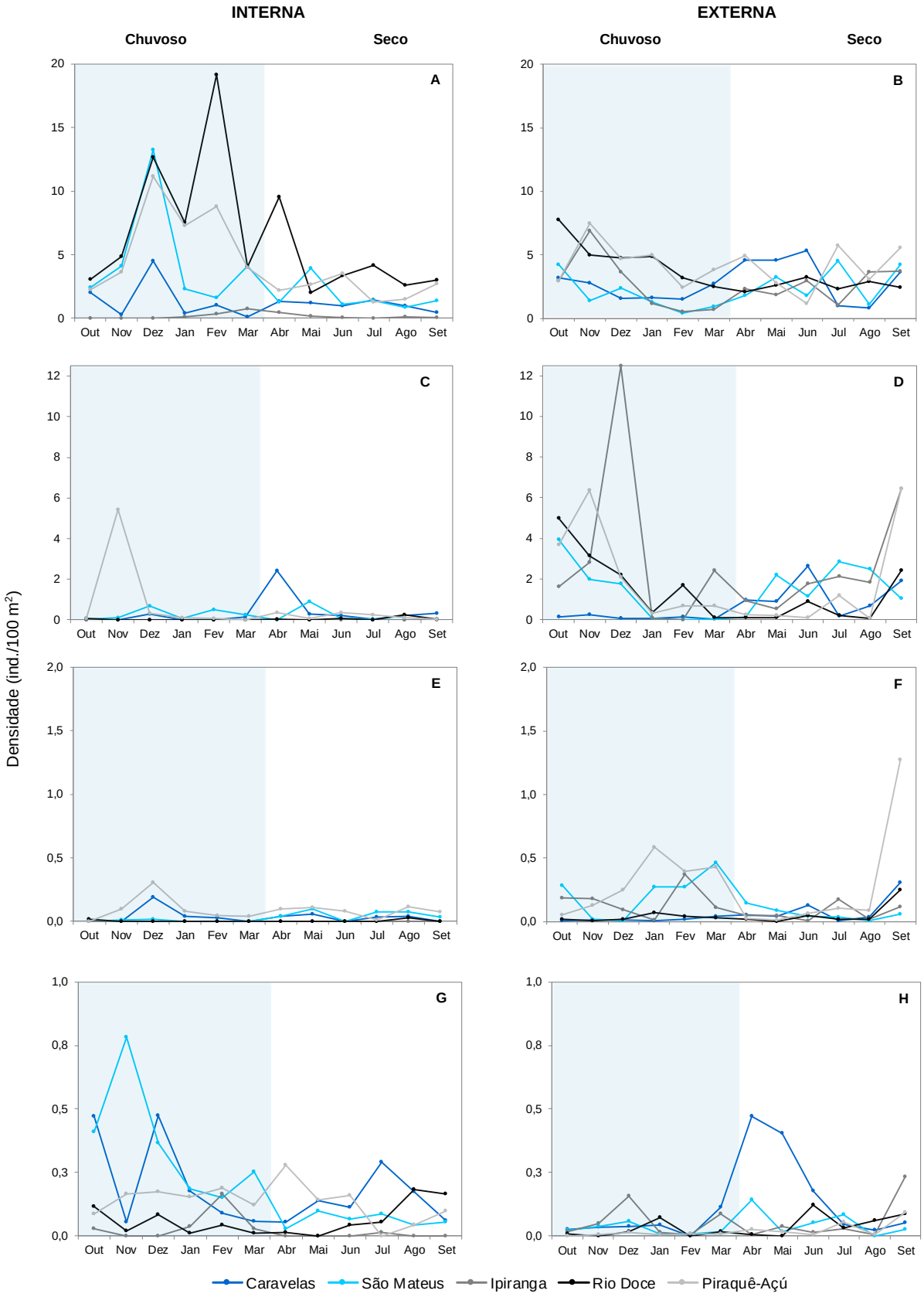
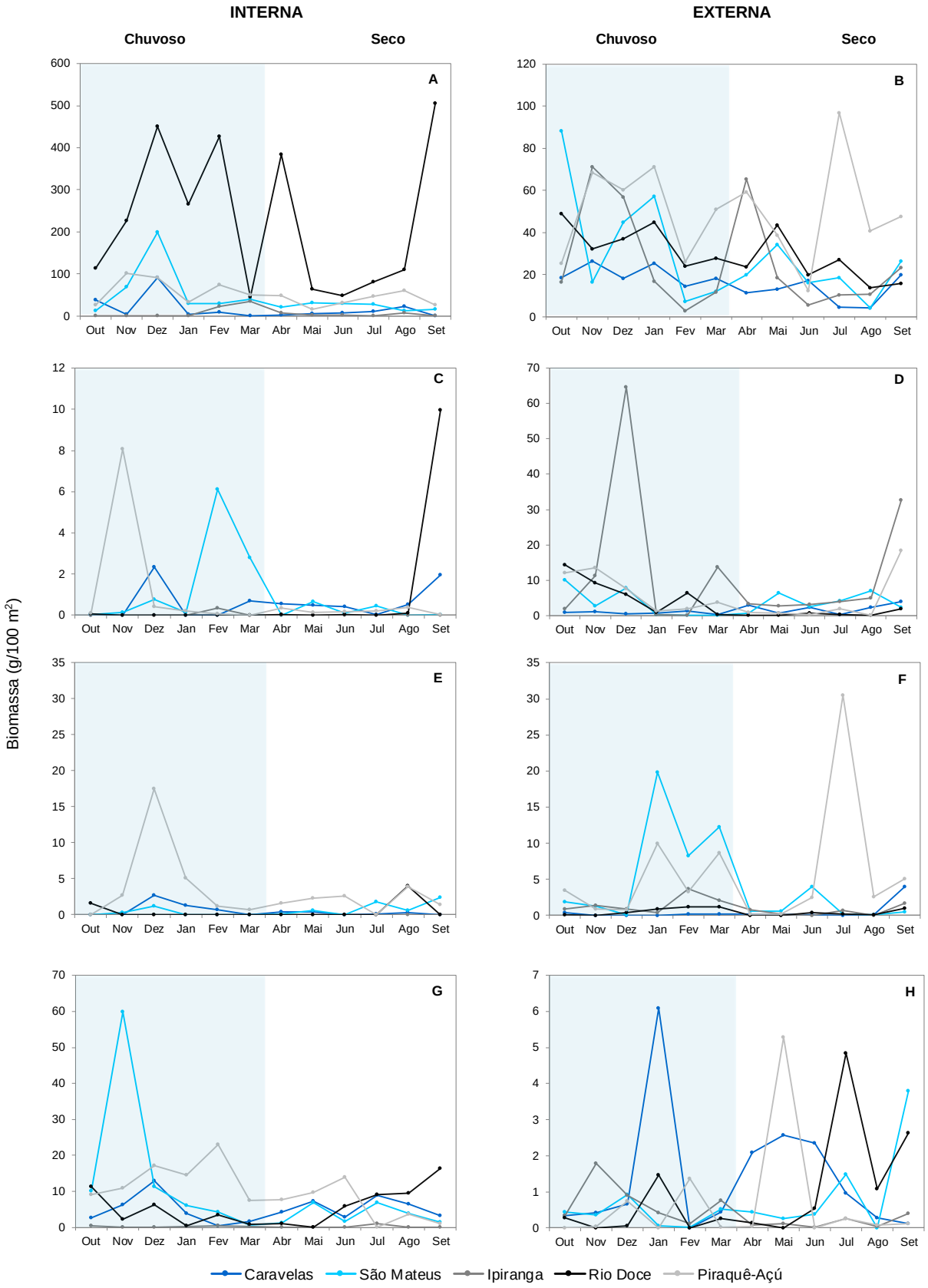


Figura 561: Biomassa média mensal de zoobentívoros (A e B), zooplanctívoros (C e D), piscívoros (E e F) e onívoros (G e H), na área interna e externa de cada região



1.3.1.2.4 Preditores da estrutura trófica (Ano 1)

As cinco variáveis ambientais foram significativamente relacionadas com a variação na densidade das guildas tróficas, quando consideradas individualmente ($p < 0,001$ nos testes marginais). A profundidade teve a maior contribuição (6,4%) para a explicação dos dados entre as variáveis testadas, seguida pela temperatura (2,4%), salinidade (2,1%), pH (1,9%) e oxigênio dissolvido (0,9%). O teste sequencial usando a seleção *forward* incluiu todas as variáveis, com a profundidade sendo selecionada primeiro, seguida pelo oxigênio dissolvido, pH, temperatura e salinidade. Essas variáveis explicaram juntas 9,0% da variação na densidade das guildas tróficas e o modelo correspondente teve o menor valor de AIC (6.868,8).

O resultado do teste sequencial pode ser visualizado no diagrama da Análise de Redundância baseada em distância (Figura 562), cujos dois primeiros eixos capturaram 89,4% da variação explicada, mas apenas 8,0% da variação total. Conforme já evidenciado pelas PERMANOVAs, a diferença na estrutura trófica entre as regiões é claramente menor do que entre as áreas (interna e externa), resultando em uma maior separação das últimas nos diagramas (Figura 562A, B, *Material Suplementar A7MICS1*, *Figura 6 e Figura 7*). As guildas estão distribuídas conforme a afinidade com os parâmetros ambientais analisados. A densidade dos zoobentívoros e onívoros tende a ser maior nas amostras das áreas internas, relativamente rasas, com baixa salinidade e pH (Figura 562A), enquanto a dos zooplanctívoros e dos piscívoros mostrou uma tendência oposta (*Material Suplementar A7MICS1*, *Figura 6B, D*).

Todas as cinco variáveis ambientais também foram significativamente relacionadas com a variação na biomassa das guildas tróficas, quando analisadas separadamente ($p < 0,001$ nos testes marginais). A profundidade novamente teve a maior contribuição (5,1%) para a explicação dos dados, seguida pela salinidade (3,0%), pH (2,0%), temperatura (1,3%) e oxigênio dissolvido (0,6%). Assim como para densidade, o teste sequencial usando a seleção *forward* incluiu as cinco variáveis ambientais consideradas, porém a ordem de inclusão foi diferente: a profundidade foi selecionada primeiro, seguida pela salinidade, oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Juntas, essas variáveis explicaram 8,4% da variação nos dados de biomassa e o respectivo modelo teve o menor AIC (7.044,4).

Os eixos 1 e 2 da Análise de Redundância baseada nos dados de biomassa, capturaram 82,9% da variação explicada e apenas 6,9% da variação total (Figura 5). A biomassa dos zoobentívoros e onívoros tende a ser maior nas áreas internas, relativamente rasas, com baixa salinidade e pH (Figura 563B, *Material Suplementar A7MICS1*, *Figura 7F*), enquanto a biomassa dos zooplanctívoros e piscívoros apresentou maiores valores nas áreas externas, mais fundas, com maior salinidade e pH (*Material Suplementar A7MICS1*, *Figura 7B, D*).

Figura 562: Representação gráfica da Análise de Redundância relacionando as variáveis ambientais incluídas no teste sequencial pela seleção *forward* com a densidade de zoobentívoros (A, B). O diâmetro dos círculos é proporcional à densidade nas amostras, codificadas de acordo com a região (A) ou a área (B). DO: Oxigênio dissolvido (mg/L); Prof.: Profundidade (m); Temperatura em °C e Salinidade em psu

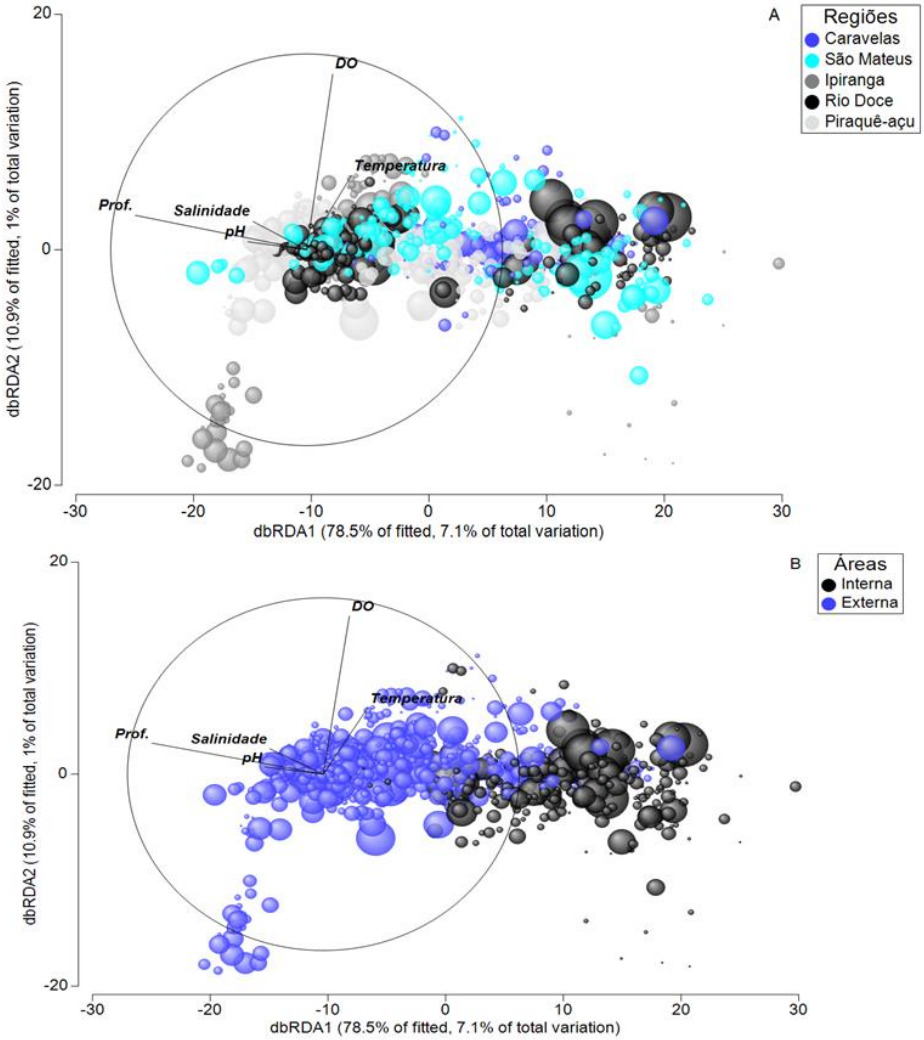
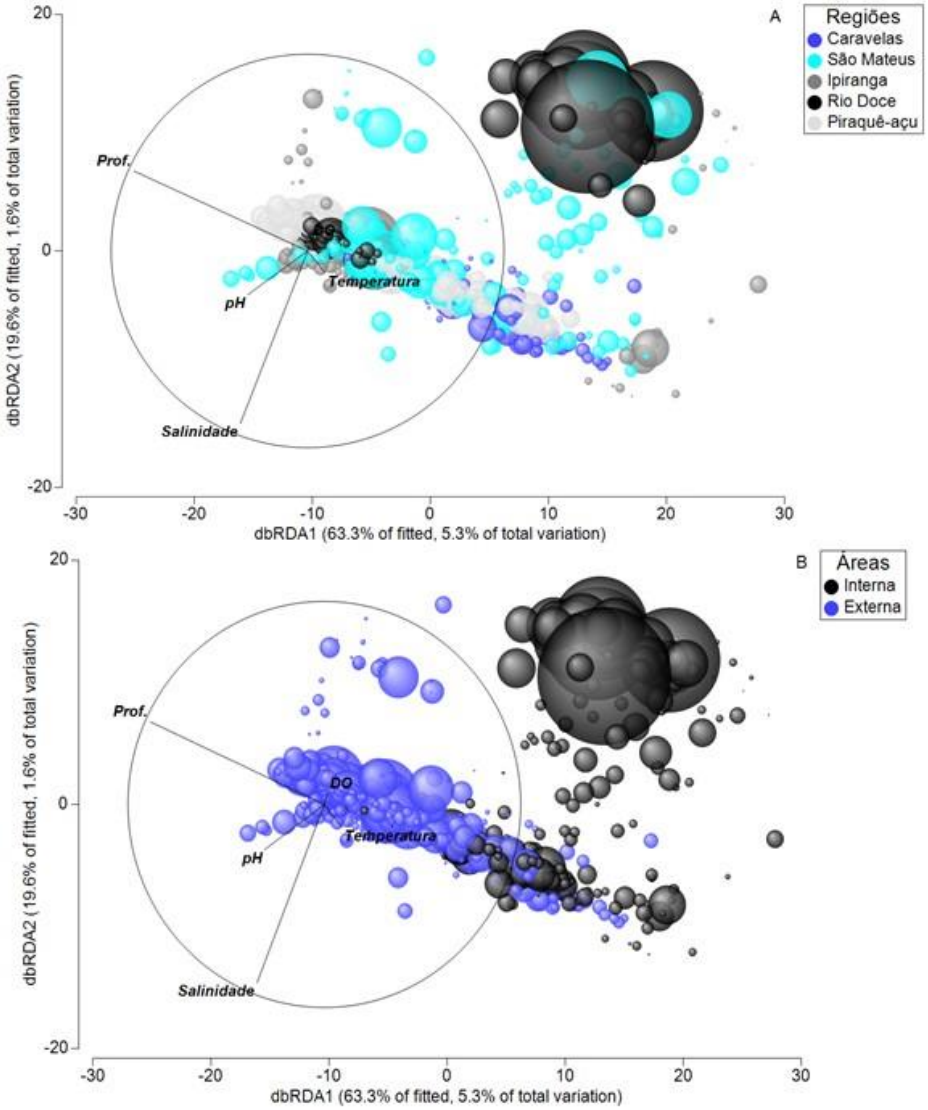


Figura 563: Representação gráfica da Análise de Redundância relacionando as variáveis ambientais incluídas no teste sequencial pela seleção *forward* com a biomassa de zoobentívoros (A, B). O diâmetro dos círculos é proporcional à densidade nas amostras, codificadas de acordo com a região (A) ou a área (B). DO: Oxigênio dissolvido (mg/L); Prof.: Profundidade (m); Temperatura em °C e Salinidade em psu



1.3.1.3 Alterações na Ictiofauna Estuarina/Marinha: Uma Abordagem Beyond Baci

A abordagem *beyond-BACI* foi utilizada para testar a hipótese de que as ações de restauração na bacia do Rio Doce (local impactado) causaram um padrão diferente de variação entre os períodos de amostragem (T1: nov/18 e fev/19; T2: nov/dez-19 e fev/20) quando comparado à variação natural nos locais utilizados como referência (controles: Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açu). Tal diferença foi analisada com base nos resultados da interação entre os fatores Período x Local nas análises de variância permutacionais (PERMANOVAs). Quando os resultados desta interação foram significativos, considerou-se que a assembleia de peixes do Rio Doce variou entre os períodos analisados de forma distinta daquelas dos estuários controle.

1.3.1.3.1 Variações espaço-temporais na ictiofauna estuarina/marinha

Houve mudanças na densidade (n. de ind./100m^2) das espécies dominantes entre os períodos estudados nos cinco estuários (*Material Suplementar A7MICS1, Figuras 8 – 12*). Em Caravelas, *S. brasiliensis*, apresentou maior densidade tanto na área externa quanto na interna em T1. Em T2 esta espécie teve menor contribuição, sendo substituída por manjubas pelágicas (*A. januaria*, *C. edentulus* e *L. grossidens*) na área interna, e pela manjuba *A. filifera* na área externa. No estuário do rio São Mateus a diferença mais conspícua ocorreu na área interna, onde a contribuição de *S. brasiliensis* diminuiu entre T1 e T2, e a contribuição maior de *A. filifera* observada em T1, foi substituída por espécies demersais, como o linguado *A. lineatus* e o bagre-amarelo *C. spixii*. No estuário do rio Ipiranga, o bagre-guri *G. genidens*, de maior densidade em T1, foi substituído por *L. grossidens*. No Rio Doce, destaca-se a menor complexidade da composição desta ictiofauna, representada pela dominância de poucas espécies (observada principalmente na área interna), quando comparada àquela dos demais estuários. Foi observado aumento da densidade de bagres (família Ariidae, onde inclui-se *G. genidens*) nesta área em T2, quando comparado à T1. Na área externa, *A. filifera* não figurou mais entre as principais espécies em T2, sendo substituída por *S. brasiliensis*. Na área interna do rio Piraquê-Açu praticamente não houve alteração no ranqueamento das espécies quanto a densidade, sendo o roncador *Bairdiella goeldi*, a espécie de maior densidade em ambos os períodos. Houve apenas mudança de ranque entre as demais espécies, e o escrivão *Eucinostomus argenteus* não figurou entre as espécies de maior densidade em T2, como tinha sido observado em T1. Na área externa deste estuário, *C. bleekerianus* e *S. brasiliensis* continuaram na mesma posição no ranque. A exemplo do Rio Doce, tanto em T1 quanto em T2, a comunidade ictiofaunística do estuário Piraquê-Açu apresentou uma estrutura menos complexa (mais espécies dominantes) em relação aos demais estuários, ainda que os bagres não tenham se destacado em termos de densidade neste estuário.

As espécies dominantes até o momento (entre elas as manjubas, *C. bleekerianus* e *L. grossidens*, a sardinha *P. harroweri* e os cangoás *Stellifer spp.*), são comuns na fauna acompanhante da pesca de arrasto de fundo com portas, voltada principalmente à captura do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Estudos que descrevem a ictiofauna acompanhante desta pescaria são escassos no Brasil, e na costa do Espírito Santo, Pinheiro & Martins (2009) apontaram as mesmas espécies dominantes que foram observadas no presente estudo, destacando que são espécies de pequeno porte e que ocorrem principalmente como juvenis. Estas espécies de peixes de pequeno porte apresentam tendência "r-estrategista", caracterizada por ciclos de vida relativamente curtos e prole numerosa, entre outros aspectos, sendo assim consideradas resilientes. Desta forma, é esperado que espécies mais resilientes como estas se alternem na dominância numérica nas comunidades ao longo do tempo. No entanto, no Espírito Santo, monitoramentos de comunidades e populações de peixes de mais de 12 meses de duração são escassos (HOSTIM-SILVA et al., 2013) e, desta forma, não se conhece os padrões de flutuação temporal e suas causas, o que torna o monitoramento de longo prazo essencial.

Vale destacar que no Rio Doce a maior abundância de *S. brasiliensis* em T1 foi substituída pelo bagre-guri *G. genidens* em T2. Este bagre havia sido apontado como a espécie de maior biomassa relativa

neste estuário em T1. Esta é uma espécie resiliente, sendo observada em habitats degradados e apontada por Silva Júnior, Carvalho & Vianna (2013), como sentinela. Sendo uma espécie residente de estuários, *G. genidens* tende a ser dominante em estuários degradados onde são capturados tanto como juvenis quanto adultos em reprodução (QUEIROZ et al., 2006). Por esta razão, esta espécie foi descrita em maiores detalhes no monitoramento da ictiofauna marinha no PMBA/Fest-RRDM. Espécies resilientes de outros grupos animais já foram observadas dominando as faunas dos ambientes afetados pelo rejeito de minério, como zooplancton (FERNANDES et al., 2020) e meiofauna (GOMES et al., 2017).

Em T1 e T2, a exemplo do Ano 1, as diferenças significativas observadas nos valores médios dos indicadores densidade, biomassa, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener ($H'Log_e$) e equitatividade de Pielou (J´) ocorreram sobretudo entre as áreas interna e externa de cada estuário. A avaliação destes indicadores não apontou para valores significativos na interação entre período e local, indicando que as variações observadas no Rio Doce foram similares àquelas observadas nos estuários controle. No entanto, outras interações apontaram para diferenças entre os períodos amostrados, destacando-se os resultados a seguir.

A densidade (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 13A, Tabela 9*) não variou significativamente entre as áreas interna e externa, entre os períodos testados ou em suas interações no Rio Doce. Por outro lado, diferenças foram observadas nos estuários controle em ambos os períodos, com maior densidade ora na área externa (Ipiranga em T1; Caravelas e Piraquê-Açu em T2), ora na área interna (Caravelas e São Mateus em T1).Na área interna do Piraquê-Açu, houve diminuição da densidade em T2, enquanto na área externa, houve aumento neste período.

A biomassa (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 13B, Tabela 9*) do Rio Doce não foi significativamente diferente daquela dos estuários controle, porém apresentou maiores valores na sua área interna, tanto em T1 quanto em T2. Ainda no Rio Doce, não foi observada diferença significativa entre ambos os períodos. Dentre os estuários controle, São Mateus e Piraquê-Açu também apresentaram maior valor na área interna em T1, enquanto diferenças significativas em T2 ocorreram apenas no Caravelas e Piraquê-Açu, onde os maiores valores foram observados na área externa.

No Rio Doce, a riqueza (n. de espécies/100m^2) (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 13C, Tabela 9*) não variou entre as áreas externa e interna ou entre T1 e T2. Por outro lado, considerando as interações neste estuário, em T1 não houve diferença significativa entre as áreas interna e externa, enquanto em T2 a área externa apresentou maior valor que a interna. Considerando os estuários controle, a riqueza de Caravelas foi maior na área externa em ambos os períodos, e apenas o São Mateus apresentou diferença significativa entre as áreas, sendo maior na área interna. Entre os períodos, apenas no estuário Piraquê-Açu a riqueza aumentou significativamente em T2 na área externa.

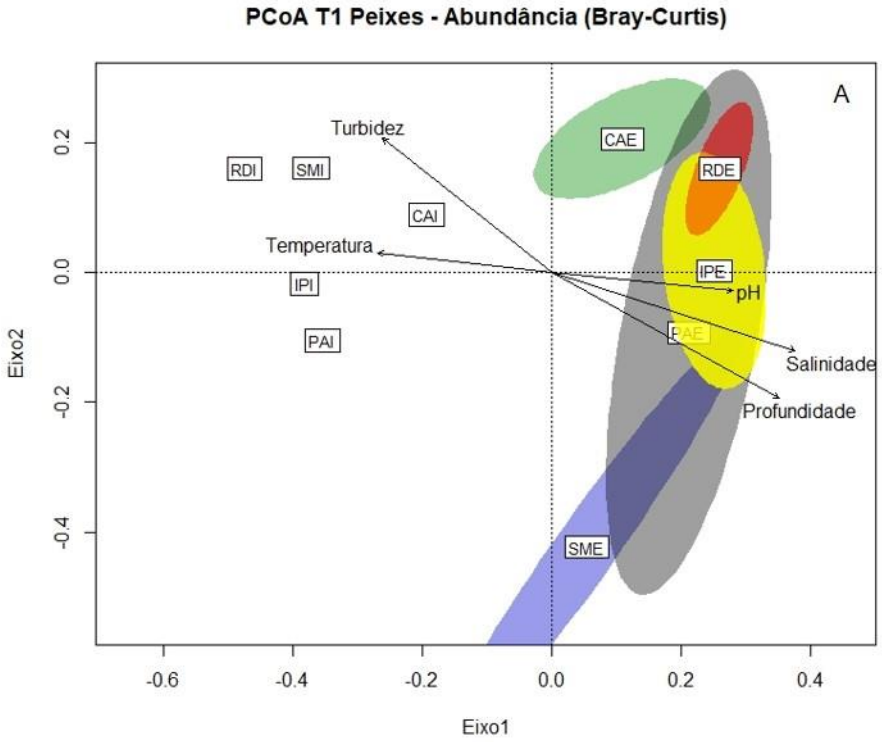
A Diversidade de Shannon-Wiener ($H'Log_e$) do Rio Doce diminuiu (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 14A, Tabela 10*) em T2 comparado à T1 apenas na área interna, o que também foi observado

no estuário São Mateus, porém, o inverso foi observado no Piraquê-Açu onde o valor deste indicadores aumentou em T2. Dentro dos períodos, não foram observadas diferenças significativas entre as áreas do Rio Doce em T1, mas em T2, a diversidade foi maior na área externa, o que também foi observado em Caravelas. A exemplo da diversidade, a equitatividade de Pielou (J´) também diminuiu (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 14B, Tabela 10*) em T2 na área interna do Rio Doce, enquanto o oposto foi observado no Piraquê-Açu no mesmo período. Considerando os períodos, apenas em T2 as diferenças entre áreas foram significativas, com a área interna do Rio Doce exibindo maior valor que a área externa, enquanto no mesmo período, o estuário do Piraquê-Açu apresentou o inverso.

A ausência de diferenças significativas na interação entre período e local indica que o Rio Doce tem comportamento similar àquele dos estuários controle. No entanto, quando observados períodos e áreas isolados, alguns fenômenos ocorreram apenas no Rio Doce. Neste estuário destacam-se, dentre estes fenômenos: a ausência de variação na densidade entre as áreas interna e externa nos dois períodos analisados, além das menores diversidade e equitatividade na área interna em T2, o que reflete dominância. A exemplo do que foi retratado na ictiofauna, Fernades et al. (2020) observaram diminuição de riqueza e diversidade na comunidade zooplanctônica próximo à entrada do Rio Doce, enquanto na macrofauna Gomes et al (2017) observaram perda de espécies e diminuição da riqueza em cerca de 30%. Apesar da ausência de variação significativa dos indicadores das comunidades entre os estuários, áreas e meses, as mudanças podem ocorrer no nível populacional e funcional. Desta forma, a composição da ictiofauna pode mudar ao longo do tempo e espécies com hábitos semelhantes podem vir a ser dominantes em abundância e biomassa, ocasionando homogeneização das comunidades (MAGURRAN et al., 2015). No caso do Rio Doce, onde os dados pré-rompimento são escassos na sua porção mediana e ausentes próximo a foz, faz-se necessário o monitoramento de longo prazo, com descrição morfo-funcional das comunidades de peixes para se detectar estas mudanças.

A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) confirmou maior similaridade entre as áreas externas de todos os estuários do que entre as áreas interna e externa de cada estuário, tanto para a abundância (Figura 564, *Material Suplementar A7MICS1, Tabela 11*) quanto para a biomassa (Figura 565, *Material Suplementar A7MICS1, Tabela 12*), cujas distribuições espaciais foram similares dentro de cada um dos períodos analisados (T1 e T2). Em T1 foi observada grande homogeneidade entre as áreas externas, com a sobreposição dos intervalos de confiança. Nesta área, as variáveis ambientais salinidade e profundidade apresentaram maiores valores de correlação moderada tanto com a abundância (r^2>0,61 e 0,63, respectivamente) quanto com a biomassa (r^2>0,63 e 0,69). Em T1 a abundância da área externa de Caravelas esteve isolada, demonstrando menor similaridade com as áreas externas dos demais estuários. Dentro do período T2, a distribuição espacial de abundância e biomassa apresentou padrões similares, porém as correlações com as variáveis ambientais foram fracas, sendo que os r^2 em questão foram menores que 0,38. Neste período, a abundância da área externa do Rio Doce apresentou menor similaridade com as demais áreas externas, evidenciada pelo isolamento demonstrado no gráfico. Por outro lado, sua biomassa esteve sobreposta àquelas do São Mateus e Piraquê-Açu.

Figura 564: Diagrama da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da abundância das espécies de peixes estuarinos/marinhos coletados nos estuários dos rios Doce (RD), Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP) e Piraquê-Açu (PA), nas suas áreas externa (E) e interna (I) nos períodos T1 (A) e T2 (B). A análises foi baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis e as elipses representam 99% de confiança



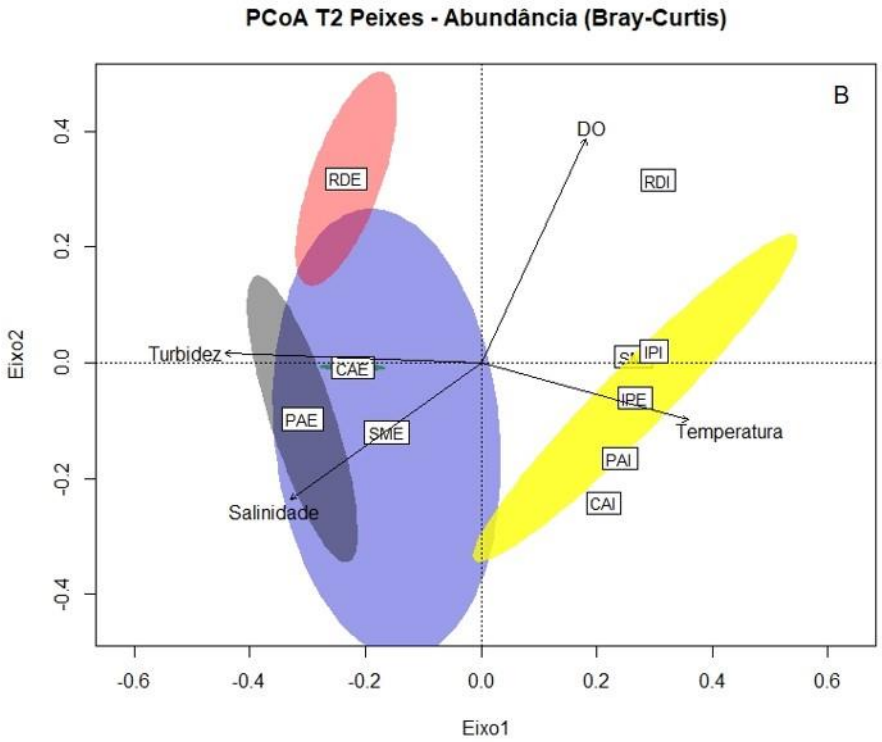
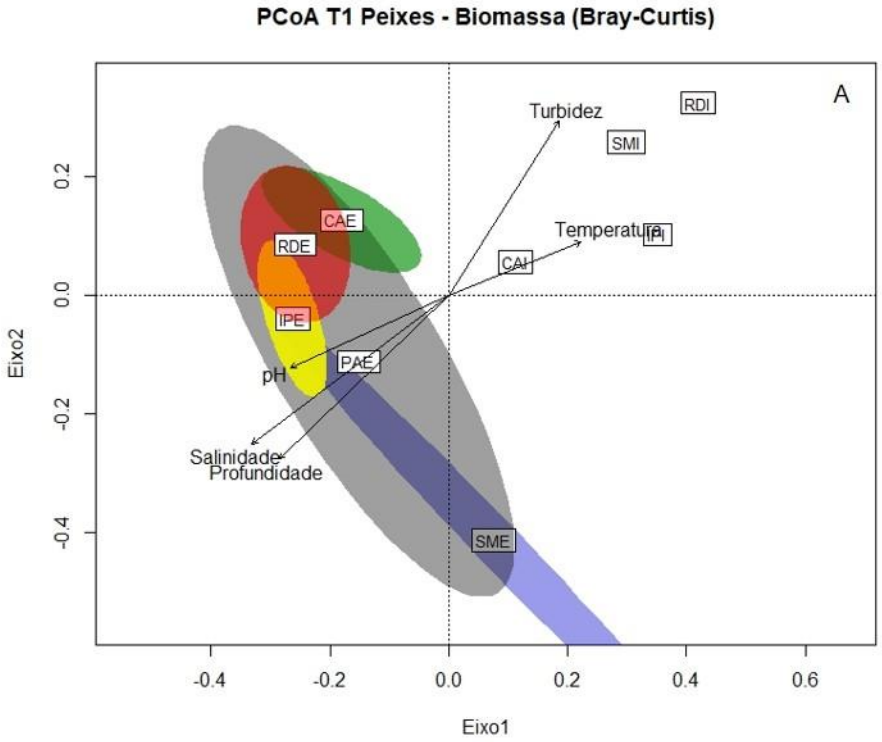
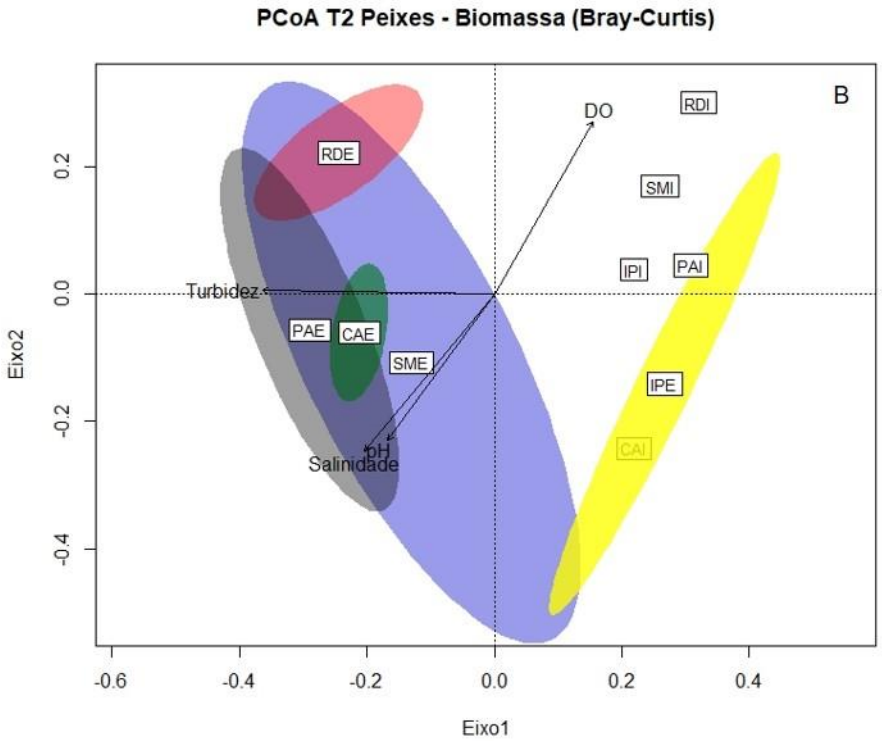


Figura 565: Diagrama de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da biomassa das espécies de peixes estuarinos/marinhos coletados nos estuários dos rios Doce (RD), Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP) e Piraquê-Açu (PA), nas suas áreas externa (E) e interna (I) nos períodos T1 (A) e T2 (B). A análises foi baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis





A espécie *G. genidens* não foi coletada em T2 na área interna do Ipiranga (onde havia representado 68% do total das capturas em T1), ou na área externa do Rio Doce, onde constituiu 18% da abundância de T1. Além disso, a abundância relativa desta espécie na área interna do Rio Doce foi praticamente estável entre os períodos (41% em T1 e 39% em T2), enquanto os valores diminuíram na área interna do São Mateus (de 3,5% em T1 para 0,2% em T2). Por outro lado, a biomassa relativa desta espécie aumentou para 78% em T2 na área interna do Rio Doce, onde constituiu 67% do total coletado em T1. Quanto à densidade (n. de ind./100m^2) (Figura 566), houve aumento dos valores observados em T2, comparando-se a T1 na área interna do Rio Doce, o que também foi observado para a biomassa (g/100m^2) (Figura 567). Estas observações confirmam a dominância desta espécie resiliente na área diretamente impactada pelo rejeito de minério. Notadamente, na área interna do Rio Doce foi observado menor número de espécies contribuindo para 90% de abundância e biomassa, além de maior biomassa da comunidade, menor riqueza e menor equitatividade, especialmente em T2, provavelmente refletindo a dominância desta espécie.

Entre os períodos estudados, principalmente na área interna do Rio Doce, houve o aumento da dominância de uma espécie resiliente em detrimento da alternância das espécies dominantes observada nos demais estuários. Mesmo diante do ainda curto período de monitoramento, foi possível retratar algumas mudanças na composição da comunidade ictiofaunística dos estuários menos impactados pelo rejeito proveniente do rompimento da barragem, entre os períodos amostrados. A mudança observada na estrutura das comunidades entre T1 e T2 pode ser resultante de diversos fatores, tanto bióticos quanto abióticos que podem ocorrer em diversas escalas de tempo e, portanto, um monitoramento ambiental de longo prazo é necessário para se entender o impacto da lama de rejeito sobre a mesma.

Figura 566: Mediana, quartis, e valores de mínimos e máximos de densidade (ind./100m^2) do bagre-guri (*Genidens genidens*) nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. T1 = nov/18 e fev/19; T2 = nov e dez/19, e fev/20

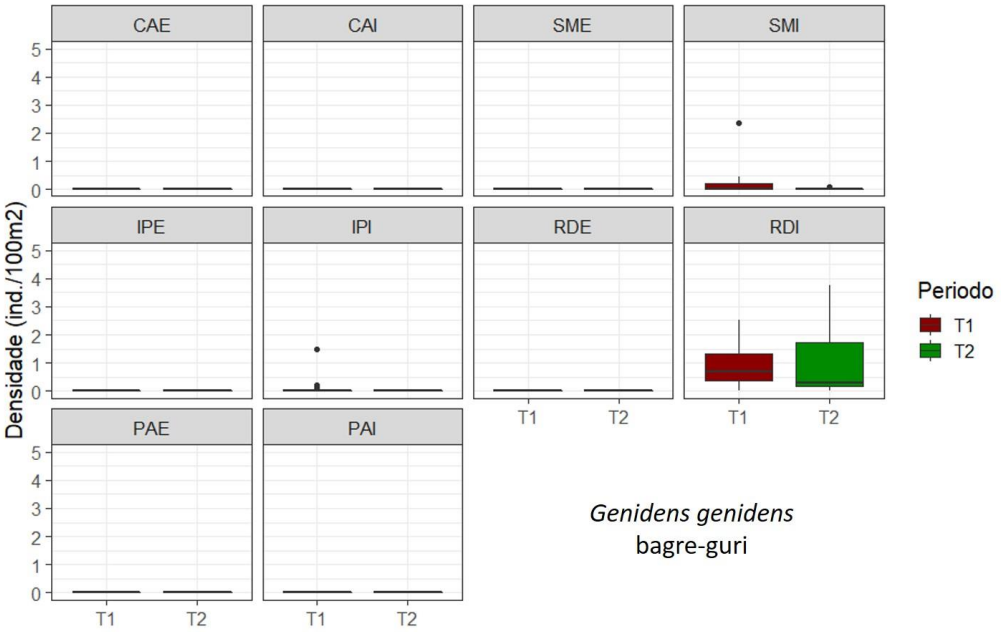
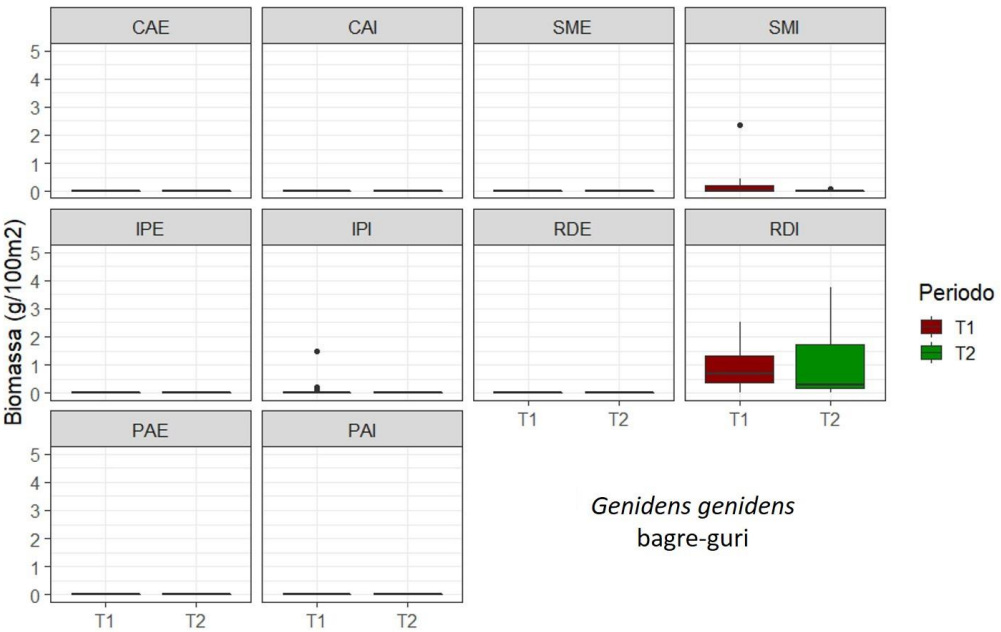


Figura 567: Mediana, quartis, e valores de mínimos e máximos de biomassa (g/100m^2) do bagre-guri (*Genidens genidens*) nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. T1 = nov/18 e fev/19; T2 = nov e dez/19, e fev/20



1.3.1.3.2 Estrutura trófica

No que concerne à biomassa das guildas tróficas, a variação da assembleia de peixes do Rio Doce entre o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (nov 2018 e fev 2019) e o período de transição (nov/dez 2019 e fev 2020) foi similar àquela dos estuários controle, como evidenciado pela ausência de interação significativa entre o período e o local de amostragem (Tabela 135). Isso indica que as ações de recuperação da bacia do Rio Doce, ou mesmo novos aportes/ressuspensão do rejeito entre os períodos de amostragem, não influenciaram significativamente a estrutura trófica da ictiofauna estuarina e costeira da região afetada. Porém, ocorreram diferenças significativas na estrutura trófica da ictiofauna entre as áreas interna e externa de cada estuário (Tabela 135), corroborando o que foi encontrado no primeiro ano de monitoramento (*Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 6*).

Além disso, houve também uma interação significativa entre o período de amostragem e a área, o que revela que a variação da ictiofauna entre as áreas internas e externas dependeu do período de amostragem, ou vice-versa (Tabela 135). Análises permutacionais multivariadas (PERMANOVAs) também foram feitas separadamente para cada área. Essas análises mostraram que, tanto na área estuarina (interna) quanto na área externa, as diferenças na estrutura trófica da assembleia de peixes do Rio Doce entre o Ano 1 e o período de transição não foram significativas, se comparadas às diferenças observadas nos estuários controle (*i.e.* interação não significativa entre Período × Local; p > 0,4 para ambas as áreas) (Tabela 136, Tabela 137).

Tabela 135: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese nula

Fatores	GL	SQ	Pseudo F	p
Período	1	2213,4	0,664	0,563
Local: I *vs.* Cs	1	24022	1,973	0,172
Estuário (Local)	3	30531	0,922	0,510
Período x Local	1	2177,3	0,654	0,560
Área (Estuário (Local))	5	58999	7,680	**<0,001**
Período x Estuário (Local)	3	9459,2	0,931	0,526
Período x Área (Estuário (Local))	5	17670	2,300	**0,001**
Resíduo	290	4.4556		
Total	309	6.0002		

Esses resultados foram reforçados pelas ordenações bidimensionais, que capturaram cerca de 99% da similaridade de Bray-Curtis baseada na biomassa das guildas tróficas nas áreas internas e externas (*Stress*=0,01; Figura 568 A, B) . Para ambas as áreas (internas e externas), a separação dos pontos

do Ano 1 e da transição não foi claramente diferenciada entre o Rio Doce e as regiões controle, com exceção da área externa de Caravelas, que diferiu das demais regiões. As diferenças espaço-temporais na estrutura trófica das assembleias sumarizadas pelo eixo 1 do n-MDS, são apresentadas separadamente na Figura 569.

Tabela 136: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos nas áreas internas, transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese

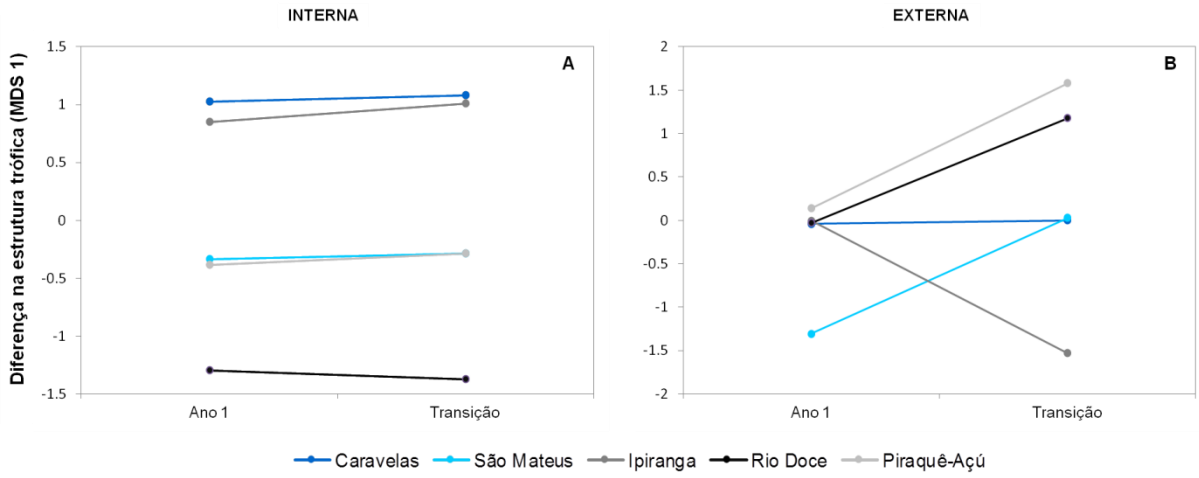
Fatores	GL	SQ	Pseudo F	p
Período	1	2890,5	2,117	0,158
Local: I *vs.* Cs	1	24640	3,115	0,068
Estuário (Local)	3	19441	4,368	**<0,001**
Período x Local	1	1052,1	0,917	0,459
Período x Estuário (Local)	3	3712,6	0,834	0,621
Resíduo	87	129070		
Total	96	180320		

Tabela 137: Resultados da análise de variância permutacional multivariada baseada na similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa das guildas tróficas de peixes estuarinos/marinhos nas áreas externas, transformados pela raiz quadrada. I= Impactado, Cs= Controles, GL= graus de liberdade, SQ= soma dos quadrados, pseudo F= variação entre níveis, comparada à variação dentro dos níveis, p= probabilidade associada à hipótese

Fatores	GL	SQ	Pseudo F	p
Período	1	4255.6	0,756	0,479
Local: I *vs.* Cs	1	5155	0,460	0,902
Estuário (Local)	3	29959	7,530	**<0,001**
Período x Local	1	1119	0,226	0,765
Período x Estuário (Local)	3	15186	3,817	**<0,001**
Resíduo	87	266530		
Total	96	324870		

Figura 568: Ordenações multidimensionais não métricas baseadas na similaridade de Bray-Curtis das médias de biomassa na área interna (A) e externa (B) de cada região no Ano 1 (1) e no período de transição (T). As regiões foram codificadas como impactada (I) ou controle (C)

Figura 569: Primeiro eixo das ordenações multidimencionais não-métricas (Figura 6) sumarizando as diferenças na estrutura trófica das assembleias de peixes entre o local impactado (Rio Doce) e os controles no Ano 1 (nov 2018 e fev 2019) e no período de transição (nov/dez 2019 e fev 2020)

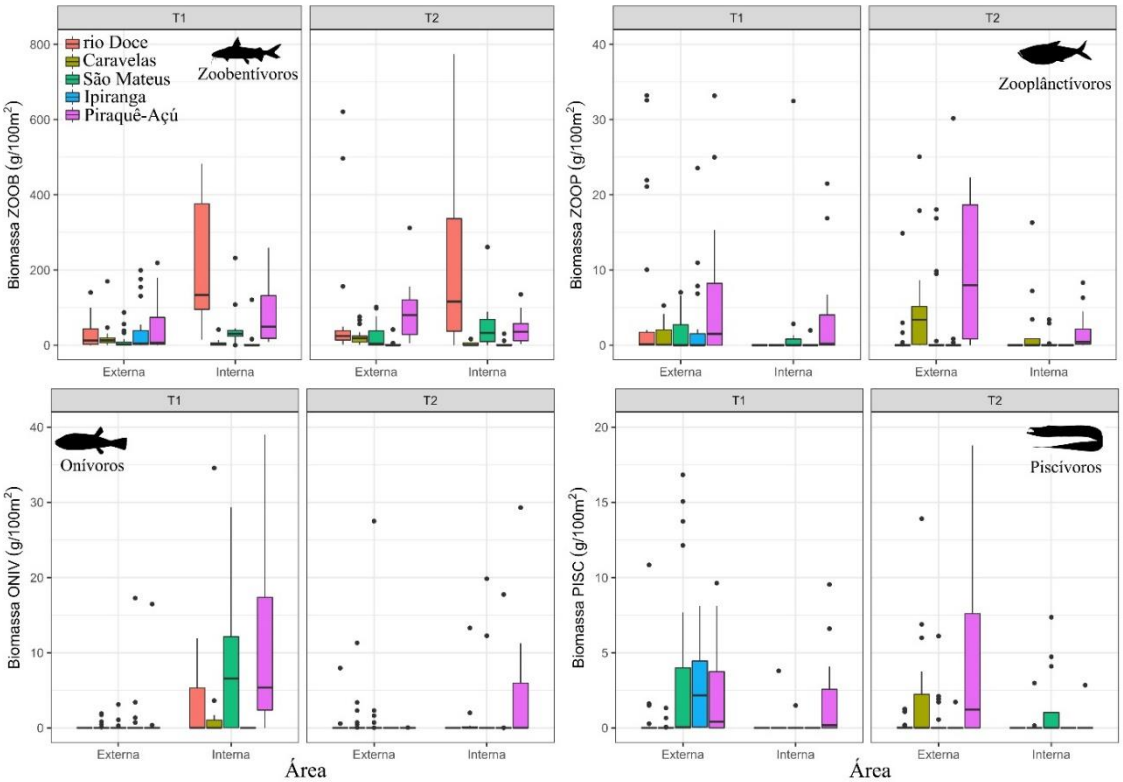


Os resultados das análises univariadas também não mostraram diferenças temporais significativas no Rio Doce, em comparação aos estuários controle, na biomassa das quatro guildas tróficas mais representativas (onívoros, zooplanctívoros, zoobentívoros e piscívoros; *Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 13*). Assim, fica evidente que tais guildas também não responderam individualmente de forma significativa às ações de restauração na bacia do Rio Doce entre os períodos considerados. Por outro lado, a biomassa das quatro guildas variou significativamente entre as áreas interna e externa de cada estuário (Figura 570 , *Material Suplementar A7MICS1*, *Tabela 13*), o que foi parcialmente explicado pelas diferenças ambientais entre essas áreas.

Por fim, não foram encontradas evidências de recuperação da estrutura trófica das assembleias de peixes do Rio Doce, entre o terceiro e o quarto ano após o Rompimento da Barragem de Fundão. A falta de evidências tem pelo menos duas explicações. Primeiro, a ictiofauna pode demorar décadas para se recuperar de impactos (DIAS, MAGNUSSON & ZUANON, 2010; MACNEIL et al., 2015; GIBSON-REINEMER et al. 2017), em especial às espécies com características (crescimento lento, maturação sexual tardia, baixa fecundidade, etc.) que conferem baixa resiliência. Portanto, o período em análise (*i.e.,* um ano) parece insuficiente para detectar mudanças na estrutura das assembleias, em resposta às ações de recuperação, reparação ou compensação (RRDM, 2020). Além disso, a contaminação por rejeito causou grande mortandade de peixes e alterações severas nos ecossistemas impactados, potencialmente resultando em assembleias dominadas por espécies tolerantes às condições ambientais subsequentes ao rompimento. Essas espécies, então, possivelmente não respondem aos eventos de ressuspensão de contaminantes presentes no sedimento ou novos aportes de rejeito, associados ao aumento da pluviosidade (RRDM, 2020). Considerando que o tempo de recuperação da ictiofauna é geralmente extenso (>8 anos; *e.g.* DIAS, MAGNUSSON & ZUANON, 2010; MACNEIL et al., 2015), torna-se crucial o monitoramento em longo prazo para avaliar corretamente as tendências temporais da fauna e potenciais efeitos dos esforços para reparação dos danos ambientais

causados pelo Rompimento da Barragem de Fundão. Nesse sentido, ressalta-se que a abordagem empregada ("*beyond BACI*") é extremamente eficaz e consagrada para a detecção de alterações na biodiversidade (UNDERWOOD, 1991, 1992), devendo ser, portanto, considerada durante a continuidade do monitoramento em questão.

Figura 570: Mediana, quartis e valores mínimos e máximos de biomassa (g/100 m^2) das guildas tróficas mais representativas, por região, área e período de amostragem (T1= nov 2018 e fev 2019, T2= nov/dez 2019 e fev 2020). Pontos denotam valores atípicos (*outliers*)



1.3.1.4 Fator de Condição de Peixes Estuarinos/ Marinhos

1.3.1.4.1 Variação espacial na condição corporal (Ano 1)

As relações peso-comprimento são apresentadas no Material Suplementar *A7MICS4, Tabela 1*. A variabilidade dos dados é satisfatoriamente explicada pelos modelos lineares (r^2 > 0,95), com exceção de *A. filifera* e *C. bleekerianus*. Como esperado, para cada espécie os resíduos foram centralizados sobre uma média próxima a zero (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 2*). A maioria dos RCIs apresentou distribuição diferente da normal, exceto as de *A. filifera* e de *S. stellifer* (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 3*). As ANOVAs detectaram diferenças significativas no RCI entre regiões, para todas as espécies (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4*), com baixo poder explicativo (r^2: 0,012–0,137, ou seja, os modelos explicam 1–14 % da variabilidade dos dados). Os testes não paramétricos com reamostragem de Monte Carlo apresentaram resultados semelhantes (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 5*). Os testes *post hoc* Tamhane T2 e Kruskal-Wallis foram

condizentes entre si (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 6*). As diferenças entre locais variaram de acordo com a espécie. A soma do *ranks* para ambos T2 e KW indica menor RCI para Ipiranga (*rank* = 23 e 32 para T2 e KW, respectivamente) e o Rio Doce (23 e 39), seguido de São Mateus (25,5 e 43), Caravelas (27 e 43) e o Piraquê-Açu (27,5 e 53) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 6 e Quadro 1*).

O número de indivíduos coletados variou amplamente entre áreas internas e externas (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 7*) devido, principalmente, às diferenças ambientais entre as áreas internas e externas aos estuários e, em parte, à diferença no esforço de amostragem entre estas áreas. As únicas comparações possíveis entre áreas internas e externas foram para *Isopisthus parvipinnis* e *Stellifer rastrifer* no rio Caravelas, *Stellifer brasiliensis* no São Mateus e no Rio Doce e *Symphurus tesselatus* no Piraquê-Açu. Exceto para *S. tesselatus* no Piraquê-Açu, ANOVAs paramétricas (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 8*) e não paramétricas (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 9*) mostraram resultados semelhantes com RCI significativamente maior nas áreas externas que internas do São Mateus e no Rio Doce para *S. brasiliensis* e significativamente menores nas áreas externas que internas para *I. parvipinnis* e *S. rastrifer* em Caravelas.

A média mensal do RCI calculada agrupando os indivíduos de todos os locais (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 1*, painel esquerdo) apresentou variação importante e frequentemente foi influenciada pelas capturas de um único estuário (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 1*, painel direito). Alguns padrões sazonais foram detectados, tais como: a) espécies com alto RCI no inverno/estação seca (outubro, 2018; junho a setembro 2019; *O. mucronatus*, *P harroweri*, *I. parvipinnis* e, menos claramente, *C. bleekerianus* e *C. nobililis*), b) espécies com alto RCI no verão/estação úmida (novembro 2018 até janeiro, fevereiro ou março 2019; *S. stellifer*, *C. gracilicirrhus* e, menos claramente, *S. stellifer*).

1.3.1.4.2 Análise multivariada: espaço, tempo, ambiente e poluentes (Ano 1)

A árvore de classificação apresenta um total de 25 nós, 13 nós terminais e risco [a proporção de casos classificados erradamente (*mis-classified*) após ajuste às probabilidades *priors* e aos custos de mal classificação] = 0,706 ± 0,003 (Figura 571). Todas as dicotomias são suportadas por melhorias (*Improvement*) ≥ 0,001. Os maiores valores foram apresentados pelos nós 1 (0,005), 0 e 2 (0,004), e 4 (0,002). Os primeiros níveis representam componentes temporais, espaciais e específicos (em ordem decrescente de importância). O primeiro nível separa os oito meses iniciais (nó 1: outubro 2018 até maio 2019 com baixa representação de RCI ótimo) dos quatro meses finais (nó 2: junho até setembro 2019 com alta representação de RCI ótimo) (Figura 571; *Material Suplementar A7MICS4, Tabela 10)*. O segundo nível separa as regiões Piraquê-Açu e Rio Doce (nós 3 e 5 com alta representação de RCI medíocre, normal e bom) dos locais Ipiranga, São Mateus e Caravelas (nó 4 com alta representação de RCI ruim e medíocre, e nó 6 com alta representação de RCI ótimo) dentro das dicotomias anteriores. O terceiro nível separa espécies ou bimestres invernais. O quarto e o quinto nível separaram indiferentemente meses, locais e espécies. A variável Área (área interna ou externa aos estuários) não

aparece na análise apesar de indivíduos serem presentes no Piraquê-Açu e Rio Doce (nós 7, 8, 11 e 12) com 0,0, 8,1, 0,7 e 5,4% dos dados e no Ipiranga, São Mateus e Caravelas (nós 15, 21, 22, 17, 18, 13, 23, 24 e 20) com 7,5, 0,5, 24,2, 10,9, 6,3, 2,0, 4,1, 1,4 e 8,3% dos dados. De fato, todas as regras para determinação dos nós terminais (com exceção dos nós terminais 11, 12 e 13) fazem referência à área (excluindo e/ou incluindo-a) (*Material Suplementar A7MICS4, Quadro 2*). É imperativo notar que na área interna do Ipiranga 11 das 12 amostragens mensais resultaram na captura de nenhum indivíduo das doze espécies estudadas (incluído duas amostragens sem peixe algum), em contraste com as áreas internas o São Mateus (3 de 12 amostragens), do Caravelas e o Piraquê-Açu (1 de 12), e do Rio Doce (0 de 12). A importância das variáveis independentes (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 2*) segue a ordem de aparecimento (ou não) das variáveis nos níveis da árvore de classificação, variando de 0,014 para Mês até 0,001 para Área. De maneira geral, a CRT (Árvore de classificação e regressão) tende a classificar de maneira mais adequada quintis extremos (ruim e ótimo) que intermediários (medíocre, normal e bom) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 11*), provavelmente porque esses primeiros apresentam maior sazonalidade ou espacialidade que estes últimos devido à reprodução ou outros fatores bióticos/abióticos. Apesar disso, a probabilidade de acertar o nó terminal seguindo a ordem de regras de classificação da CRT (*Material Suplementar A7MICS4, Quadro 2*) variou entre 24,0 e 56,2% (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 12*).

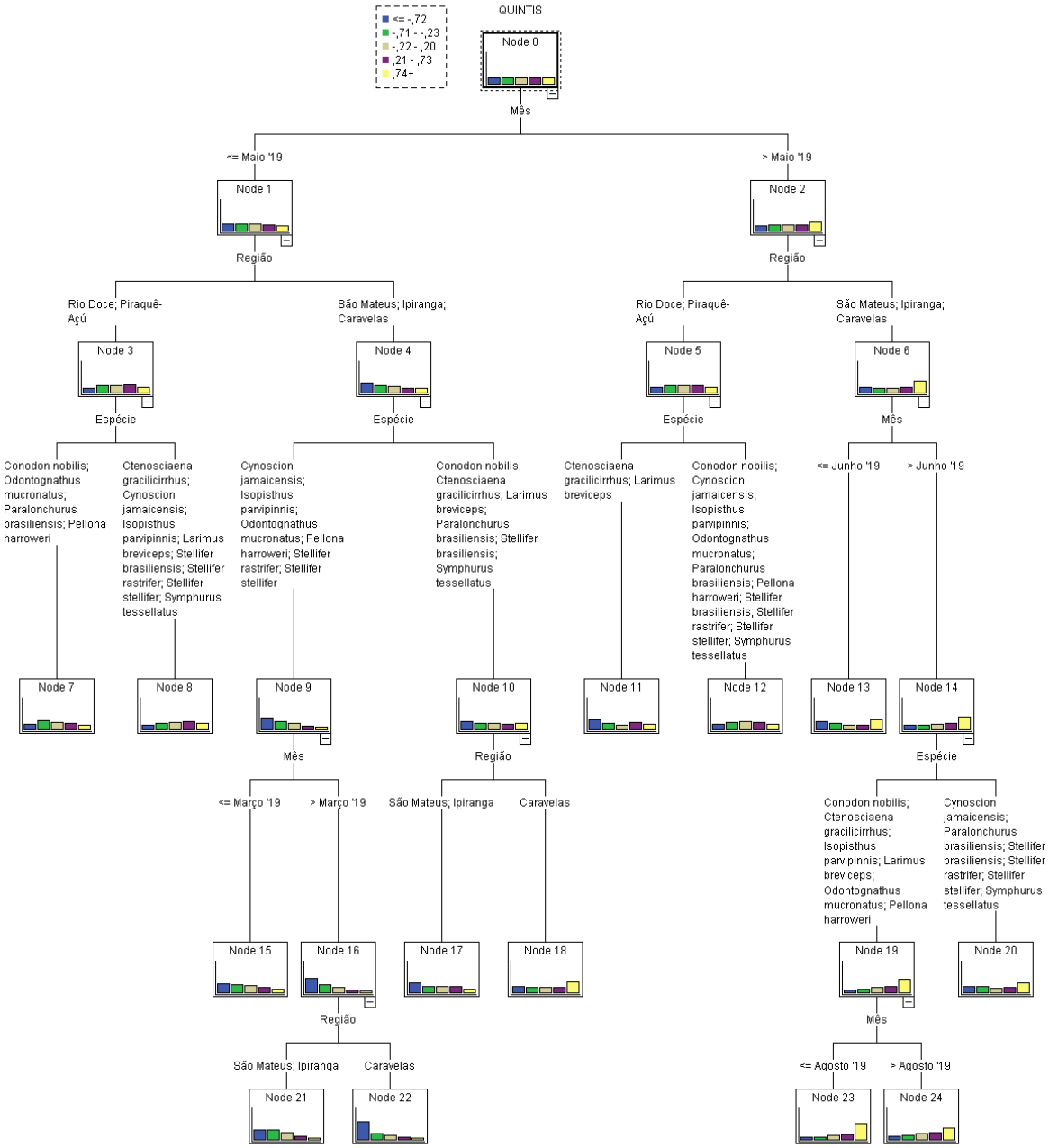
A estrutura geral da árvore é independente do peso aplicado às observações: análises de classificação usando a mesma *random seed* sem peso alocado às observações ou com um peso neutralizando por completo as diferenças numéricas entre espécies, ou seja:

$$Peso(Espécie\ i) = \frac{N\ max}{N\ i}$$

mostraram os mesmos resultados para os dois primeiros níveis e diferenças sutis para o terceiro nível. Risco variou 0,706 a 0, 701 (ambos ± 0,03), número de nós terminais 13 a 17 e número total de nós 25 a 33 (não mostrados).

Muitas variáveis ambientais se correlacionaram entre si (Testes de Spearman com 1000 reamostragens *bootstrap*), sejam elas características da água, pH e potencial redox do sedimento (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 3*; testes não mostrados), variáveis de composição sedimentar (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 4*; testes não mostrados) e de espessura de rejeito ou de concentração de elementos (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 5 e Tabela 13*). A maioria dos metais está fortemente correlacionada positivamente entre si, enquanto os elementos Prata, Antimônio e Cádmio apresentaram, em particular, uma correlação não linear perfeita (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 13*).

Figura 571: Árvore de Classificação do RCI de 12 espécies capturadas nas regiões Piraquê-Açu, Rio Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. Os RCIs foram categorizados em 5 classes ordinais (quintis: ruim, medíocre, normal, bom, ótimo). Nota-se que o nome atribuído ao quintil tem como função única de distinguir um do outro e não tem valor qualitativa per se. As regras detalhadas são fornecidas no Material Suplementar (*A7MICS4, Quadro 2*). Node = Nó; Local = Região



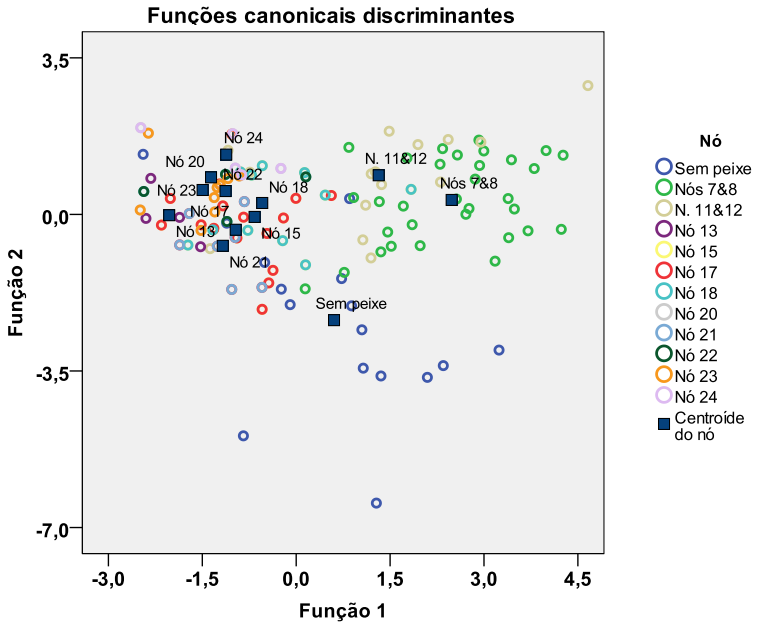
Após remoção de dados duplicados, o número de nós e pseudo-nós caiu para 12. A Análise Discriminante resultou na inserção dos nós terminais procedentes da Análise de Classificação, dos pseudo-nós associativos (7&8 e 11&12) e do pseudo-nó representando as amostras sem peixes (não inclusas na CRT) no espaço multidimensional representado pelo conjunto de variáveis caracterizando

a água, o sedimento e os teores de elementos no sedimento (Figura 572). As variáveis, Cádmio, Prata, T(Silte), T(Chumbo), T(Cobalto), T(Cobre), T(Cromo), T(Ferro), T(Fósforo), Mercúrio, T(Níquel), T(Vanádio), T(Zinco), T(Temperatura), T(Oxigênio diss.), T(Salinidade), T(Profundidade), T(Pot. redox sed.) não foram selecionadas (tolerância < 0,05). [no texto, a forma 'T(x)' será omitida, e usaremos uma maiúscula para indicar a variável x; a regra não se aplica aos elementos em si e para os quais usaremos uma minúscula.] As únicas variáveis de caracterização da água que foram inseridas no modelo foram pH da água e turbidez (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 14*). Todas as variáveis correlacionadas aos padrões de RCI são relacionadas ao sedimento, sendo relativas à compactação (umidade), granulometria, teores em elementos ou pH da água intersticial. Sete funções foram construídas pela Análise Discriminante; a Tabela 14 do Material Suplementar (*A7MICS4*) mostra as variáveis independentes com coeficientes padronizados para as funções discriminantes canônicas, ressaltando em negrito os coeficientes ≅ ou > 0,8. A Tabela 15 do Material Suplementar (*A7MICS4*) mostra os valores das funções 1-7 para os centoídes dos nós da Árvore de Classificação (Figura 571). Somente as cinco primeiras funções serão discutidas já que permitem uma visão holística do todos os nós e pseudo-nós (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 16*). A análise classificou corretamente 52% das observações iniciais (por exemplo, as observações 'Sem peixe' que não provêm do Ipiranga interno foram classificadas nos nós correspondentes as amostras sem captura nos locais Caravelas, São Mateus e Piraquê-Açu). A *cross-validation* é baixa (25,4%), indica que regras de classificação da Árvore (*Material Suplementar A7MICS4, Quadro 2*) não são exclusivas uma a outra.

Estas cinco primeiras funções representam, respectivamente, 44,2%, 18,8% 11,7%, 9,2% e 8,5% da variabilidade total (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 14*). A função 1 (Figura 572) mostra um claro padrão geográfico (região sul: Piraquê-Açu e Rio Doce *vs.* Região norte Ipiranga, São Mateus, Caravelas) suportado por características distintas na granulometria e teores elementares no sedimento. A função 2 (Figura 572) ressalta amostragens sem peixes, essencialmente no Ipiranga, e as opõe à maioria dos nós de inverno.

O pseudo-nó 'Sem peixes' pode ser definido como uma função positiva de Umidade e Alumínio e negativa de Argila, Bário e Boro (função 2 na Figura 572; *Material Suplementar A7MICS4, Tabelas 14 e 15*). Isso indica que neste nó o Alumínio não está associado a certos elementos aos quais está estatisticamente correlacionado (Bário, Boro, Fósforo e Manganês), ou está fracamente correlacionado (Berílio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Níquel, Vanádio e Zinco). Portanto, altos teores de Alumínio são provavelmente de origem local em zonas de baixa energia e baixa compactação do substrato não consolidado. Deve ser notado que as áreas interna e externa ao Ipiranga ficam claramente submetidas a baixas concentrações de oxigênio dissolvido (seja devido ao fechamento da barra, seja devido à presença de lama de rejeito), o que reflete de maneira intensa na estrutura trófica das comunidades (Figura 559; Figura 562).

Figura 572: Análise Discriminante relacionando os nós terminais procedentes da Análise de Classificação da condição corporal de 12 espécies via seus RCIs e a variáveis caracterizando a água (PMBA/Fest-RRDM), o sedimento (PMQQS) e os teores em elementos destes sedimentos. As duas primeiras funções são mostradas, as quais representam 44,2% e 18,8% da variabilidade total, respectivamente



O Alumínio é altamente correlacionado (Spearman rho ≥ 0,8), positivamente, com Bário, Berílio, Boro, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Níquel, Vanádio e Zinco e menos correlacionado ao Arsênio, Fósforo, Manganês e Nitrogênio (Spearman rho ≥ 0,7) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 12*). Na zona costeira, os teores de alumínio são menores na região que se estende ao sul da foz do Rio Doce, de Comboios (Aracruz) até Manguinhos (Serra), e maiores da foz do Rio Doce até Caravelas (dados PMQQS, não mostrados). Este padrão é muito mais discreto, quiçá inexistente, nas áreas internas aos estuários. Na região entre Regência e Caravelas, o alumínio e elementos correlacionados apresentam um nítido padrão de concentração decrescente em direção ao norte (Caravelas), a tendência ao decréscimo variando de mais fraca para alumínio, berílio, chumbo, cromo, manganês, vanádio e zinco para mais forte para bário, cobalto, cobre, ferro e níquel.

O Bário é altamente correlacionado com Arsênio, Alumínio, Berílio, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Níquel, Vanádio e Zinco. Como o berílio e o cobalto, o bário apresenta alta concentração no Rio Doce e estuários imediatamente ao norte dele: Ipiranga (Linhares) e Barra Nova (São Mateus) (dados PMQQS, não mostrados). Altas concentrações de arsênio, bário, cádmio e cromo, normalizadas em função do ferro, são características elementares do rejeito (ver Anexo 3 marinho). No Rio Doce, Ipiranga e São Mateus, a variação na razão bário/cálcio nos otólitos de bagre-guri (*Genidens genidens*) e robalo-peba (*Centropomus parallelus*) marca alta incorporação de bário na época do Rompimento da Barragem do Fundão (vide posteriormente na Figura 581 e Figura 582).

O Boro é altamente correlacionado, positivamente, com Alumínio, Chumbo, Cromo, Estrôncio, Fósforo e Vanádio. Correlação menor (Spearman rho ≥ 0,7) pode ser observada com Arsênio, Berílio e Ferro. Na zona costeira, a distribuição do boro aparece como quase uniforme com uma tendência clara para os teores máximos locais ficarem maiores à medida que se distancia da foz do Rio Doce (dados PMQQS, não mostrados).

O nó 7&8 pode ser definido como uma função (f) positiva de (f1) Carbonatos, Areia muito grossa, Bário e negativa (f1) de Berílio (Figura 572; *Material Suplementar A7MICS4, Tabelas 14 e 15*). Uma possível poluição por chumbo aparece fracamente associada com altos teores de nutrientes no sedimento, possivelmente oriundos das bacias hidrográficas.

O Berílio e o Bário diferem no sentido que ambos elementos são altamente correlacionados (Spearman rho ≥ 0,8) entre si e com outros elementos (Alumínio, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Níquel, Vanádio e Zinco), mas Berílio é levemente mais correlato com Chumbo e Bário com Manganês (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 12*). Berílio também apresenta maiores correlações (rho ≅ 0,7) com Boro, Fósforo e Nitrogênio (rho ≅ 0,5) que Bário. Na zona costeira, a concentração destes dois elementos é muito mais baixa e constante na região sul (Comboios-Manguinhos) que norte (dados PMQQS não mostrados). Os dois elementos apresentam altas concentrações no Rio Doce e estuários imediatamente ao norte dele: Ipiranga (Linhares) e Barra Nova (São Mateus).

O nó 11&12 pode ser definido como uma função (f) positiva de (f1) Carbonatos, areia muito grossa e Bário; (f2) Boro, Bário, Umidade; (f3) Manganês, Alumínio, Areia média e Carbonatos; (f4) Berílio e Areia grossa e como uma função negativa de (f1) Berílio; (f2) Alumínio e Argila; (f4) Areia média, Boro, Umidade e Arsênio (Figura 572; *Material Suplementar A7MICS4, Tabelas 14 e 15*). O nó apresenta a mesma base que o nó 7&8 (apresentado acima). O Alumínio, ainda que tenha apresentado baixos teores (f2), é positivamente associado com Manganês (f3). Teores de Arsênio (e elementos correlacionados) são baixos (f4).

O Manganês é altamente correlacionado, positivamente, com Arsênio, Bário, Chumbo, Níquel, Vanádio e Zinco. Também apresenta correlação (rho ≅ 0,7) com Alumínio e Berílio.

O Arsênio é altamente correlacionado, positivamente, com Chumbo, Cromo, Ferro, Fósforo, Níquel, Manganês e Vanádio. O teor destes elementos característicos do rejeito (em conjunto com outros) é tipicamente menor nos estuários que na zona costeira adjacente (Dados PMQQS, não mostrado) e tende a ser maior nos estuários sul do que norte.

Os nós 13, 17, 20, 21, 22, 23 e 24 podem ser definidos em primeiro lugar como função (f) positiva de (f1) Berílio e uma função negativa de (f1) Carbonatos, Areia muito grossa e Bário (já comentada acima) (Figura 572; *Material Suplementar A7MICS4, Tabelas 14 e 15*). Ou seja, as regiões Ipiranga, São Mateus e Caravelas se 'opõem' as regiões Rio Doce e Piraquê-Açu nesta função de maior variância explicada.

O nó 18 pode ser definido como uma função negativa de Manganês, Alumínio, Areia média e Carbonatos (função 3), onde se correlaciona com o nó 22 e se opõe aos nós 17 e 21.

O nó 15 pode ser definido como uma função (f) positiva (f5) de Carbonatos e negativa (f5) de Areia muito grossa, Areia média, Areia muito fina e Estrôncio. Nesta função 5 se opõe ao nó 22 (que tem melhor representação na função 3) e 13.

O Estrôncio é altamente correlacionado, positivamente, com Boro. Também apresenta correlações (rho ≅ 0,6) com Arsênio, Chumbo e Cromo. Teores nos sedimentos são muito altos na área costeira sul (Aracruz a Manguinhos), altos na zona costeira de Caravelas e nos estuários sul (Riacho, Piraquê-Açu e Reis Magos).

O nó 20 pode ser definido como uma função secundária (f) positiva de (f2) Boro, Bário e Argila e uma função negativa de (f2) Alumínio e Umidade (Figura 572; *Material Suplementar A7MICS4, Tabelas 14 e 15*). Nesta função está associado ao pseudo-nó 7&8 e oposto ao pseudo-nó "Sem peixes". Os outros nós 'norte ' + 'inverno' diferenciam-se na influência (nó 24) ou não da função 2 (positiva), da função 5 (positiva para o nó 24) e da função 7, negativa para o nó 7, ou seja, com correlação positiva ao teor de Arsênio e negativa à do Estrôncio.

Em médio prazo, a condição corporal reflete uma ampla gama de fatores abióticos e bióticos aos quais um organismo está submetido (LATOUR et al., 2017). No caso dos peixes (BROSSET et al., 2015a), o fator de condição está frequentemente correlacionado às reservas lipídicas e, por consequência, ao *fitness* dos indivíduos. Por outro lado, transferências energéticas entre órgãos, notavelmente ligadas à reprodução, tendem a dificultar uma interpretação causal precisa das variações temporais (*e.g.* JOYEUX et al., 1992; POMBO et al., 2012) ou mesmo espaciais, mas o uso de múltiplas espécies em estudos de longo prazo tem sido bem sucedido para evidenciar fatores exógenos que influenciam a condição em nível de comunidade (BROSSET et al., 2015b; LATOUR et al., 2017). Diferenças nas relações peso-comprimento para uma mesma espécie entre diferentes estuários já foram anteriormente relatadas para o sistema estuarino Piraquê-Açu (composto por Piraquê-Mirim e Piraquê-Açu; JOYEUX et al., 2009) e o São Mateus (HOSTIM-SILVA et al., 2018). Os dois trabalhos exemplificam a ampla variação de forma de uma mesma espécie em escalas local até continental e a necessidade de usar um método de comparação pouco ou não influenciado pela variação de tamanho dos indivíduos entre amostras.

A disponibilização dos dados PMQQS para o ano de amostragem de ictiofauna (2018-2019) no meio do ano 2020 permitiu uma abordagem muito mais eficiente e pertinente das relações entre RCIs e condições ambientais para doze das espécies mais abundantes nas áreas externas aos estuários, ainda que também presentes neles. As duas análises, Árvore de decisão e Análise Discriminante apontam para uma variação espacial e temporal da condição destas espécies em nível de assembleias (quintis) sem clara correlação com características básicas da água, parâmetros sedimentares ou teores de elementos tóxicos ou não. Isso é particularmente claro para os pseudo-nós 7&8 e 11&12 onde altos teores de Bário, Berílio na região do Rio Doce ou de Arsênio na região do Piraquê-Açu não estão

relacionado a desequilíbrio pronunciado nos quintis (Figura 571; Figura 572). Os nós referentes às regiões Ipiranga (externo), São Mateus e Caravelas, todas ao norte do Rio Doce, apresentam quintis menos (15, 17) ou mais desequilibrados (21, 22, ambos não-inverno) para RCIs ruins ou ótimos (18, não-inverno, 20, 23, 24, os três no inverno). Estas evidências apontam para menor estabilidade e uma maior variabilidade do RCI na região norte (Ipiranga externo, são Mateus e Caravelas) que na região sul (Rio Doce e Piraquê-Açu) independentemente da variabilidade sazonal devido à reprodução e/ou crescimento. Estes resultados estão em completa sintonia com os resultados obtidos nas análises de estrutura de comunidades onde a composição das assembleias varia mais na região norte que sul. Neste sentido elaboramos as hipóteses que:

(1) As características gerais (descarga fluvial, aporte de nutrientes, sedimentos, constância e extremos; fluxos e *inputs* na plataforma) dos estuários nos locais estudados são mais importantes em influenciar as características morfológicas (condição) relacionadas à reprodução, acúmulo de reservas e estresse do que poluentes elementares oriundos do rejeito. Porém, a região do Ipiranga, tanto na área interna quanto externa, claramente destoa do padrão observado nas outras regiões (Figura 562, Figura 571 e Figura 572) e estas diferenças parecem ligadas a causas distintas: baixo teor de oxigênio dissolvido devido ao fechamento intermitente da barra na área interna e baixo teor de oxigênio dissolvido, na área externa, devido a um fator a ser mais bem explorado em análises mais detalhadas. O ponto merece dois comentários: o efeito do 'fator' parece estender-se até a região de São Mateus (nós 15, 17 e 21; Figura 571) enquanto baixa condição (RCI) na região de Caravelas (nós 15, e 22 mas não 18; Figura 571) parece relacionar-se ao fato das amostragens acontecerem em momentos de dragagem do canal principal;

(2) Além de refletir condições ambientais locais distintas [ver ponto (1) acima], as diferenças espaciais detectadas representam o efeito crônico (não agudo) dos poluentes mais tóxicos a médio-longo prazo, os quais tem uma distribuição espacial geográfica estabelecida depois 3-5 anos decorridos do rompimento; uma análise que use dados físico-químicos, sedimentares e de poluentes de meses anteriores à amostragem ictiológica (no lugar de meses coincidentes a esta) poderia fornecer resultados mais robustos;

(3) As diferenças temporais observadas não são relacionadas à variação nos teores de poluentes, mas uma simples oscilação entre um padrão e outro, de origem fisiológica (de reprodução, de recuperação ou de crescimento) e/ou ambiental (fluxo de água e nutrientes de origem continental, ressurgência local, correntes marinhas, etc.);

(4) A variabilidade na condição corporal (RCIs) observada na região norte (Ipiranga, São Mateus, Caravelas) e a estabilidade observada na região sul (Rio Doce e Piraquê-Açu) correspondem ao detectado pela análise de estrutura das comunidades. Esta concordância indica que os mesmos fenômenos ou características (quaisquer que sejam) agem sobre ambas assembleias e espécies de maneira equivalente, promovendo variabilidade (ou instabilidade) na região norte;

(5) A condição dos indivíduos e das espécies não é um parâmetro apto para fornecer respostas ao mesmo tempo imediatas e seguras devido à alta variabilidade individual e sazonal. Porém, como medições equivalentes em humanos, a condição corporal é uma ferramenta adequada e extremamente útil para monitoramentos de médio ou longo prazo.

1.3.1.5 Recrutamento de Peixes Estuarinos/Marinhos

Para o recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes estuarinos, os indicadores empregados na avaliação de impacto incluíram (1) índices ecológicos de pós-larvas de peixes (abundância total, biomassa total e riqueza de espécies), (2) composição de espécies de pós-larvas e (3) índices de diversidade de pós-larvas de peixes. O delineamento amostral e analítico para as avaliações de impacto adotou o método *beyond-BACI* (UNDERWOOD, 1991, 1992, 1993, 1994). Para o método escolhido, a foz do Rio Doce (denominada “Zona Impacto”) teve sua variância comparada com áreas adjacentes semelhantes em estrutura e distantes da área de interesse (denominada "Controle"). Seguindo o desenho amostral e analítico adotado, as diferenças foram avaliadas através do contraste da variância da zona Impacto *vs* a somatória das variâncias das zonas Controle (ANDERSON et al., 2008). Durante o período de transição, as amostragens passaram de semestrais para trimestrais. Contudo, na iminência da realização da segunda amostragem deste período de transição, as campanhas de amostragens foram interrompidas no mês de março 2020, em consequência da pandemia da COVID-19. Diante disto, no período de Transição, uma campanha de amostragem foi realizada nos ambientes estuarinos. Para detalhes consultar o anexo Metodologia – Anexo 7.

Frente a solicitação de esclarecimentos da Nota Técnica nº 15/2020/CTBio/DIBIO/GABIN, item 4.2.10 - RT-25: Anexo 7 – Marinho, emitida pelo CTBio, no que diz o texto:

> “*No que se refere às “Armadilhas luminosas” para peixes estuarinos, a informação de que duas campanhas de campo foram realizadas para coleta de pós-larvas ocorrendo na estação chuvosa com duração de 15 dias e na estação seca tendo duração de 12 dias (página 45), causa um pequeno desconforto para a análise, tendo em vista que o ideal seria a mesma quantidade de dias para as duas campanhas até mesmo para um padrão comparativo. A mesma inconformidade foi observada para os peixes recifais, onde a coleta de pós-larvas na estação chuvosa ocorreu com duração de oito dias e na estação seca ocorreu em dez dias*”

Esclarecemos que as durações diferentes entre as distintas campanhas não refletem em distintos esforços amostrais. Conforme descrito na metodologia do Relatório Anual do Ano 1 da RRDM (objeto da nota técnica - vide Metodologia – Anexo 7) estabeleceu-se com base no TR4, como método de coleta de dados, duas noites de amostragem com nove armadilhas luminosas em quatro áreas marinhas (I,C1,C2,C3), totalizando oito dias de amostragem em cada campanha. Deste modo, os distintos dias totais de cada campanha, elencados no relatório objeto da nota técnica 15/2020, referem-

se ao número total de dias, incluindo os deslocamentos e momentos em que porventura à embarcação precisou aportar para manutenção/reparo ou por mal tempo. Vale ressaltar neste caso que em nenhuma campanha o número total de dias foi inferior ao mínimo necessário para garantir o mesmo esforço amostral em todas as áreas de estudo. Esperamos com esse esclarecimento sanar o desconforto e as dúvidas indicadas na Nota Técnica.

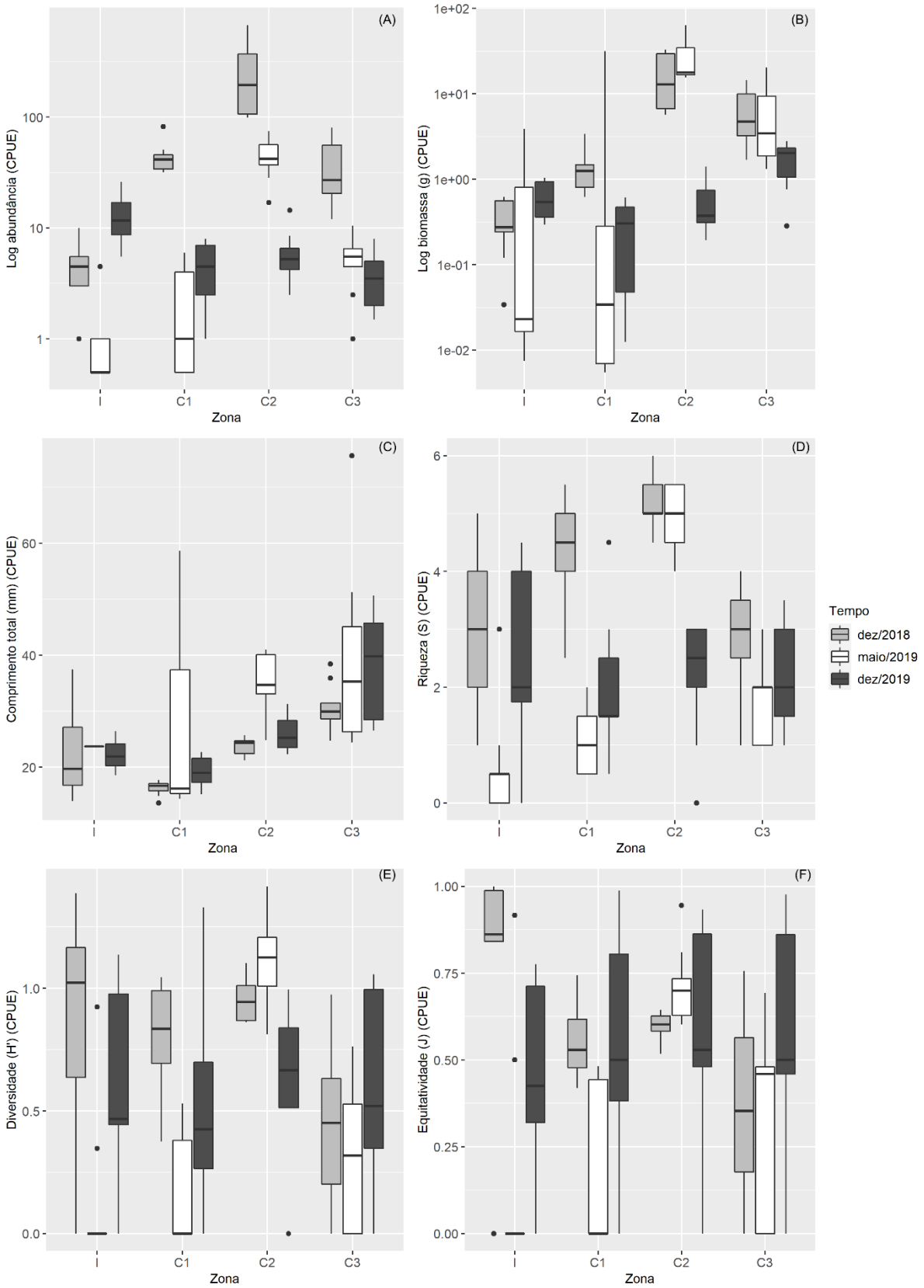
1.3.1.5.1 Pós-larvas estuarinas

Durante o Ano 1 e o período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, três campanhas de amostragem com armadilhas de luz (dezembro 2018, maio 2019 e dezembro 2019) foram realizadas nas zonas de monitoramento de recrutamento da ictiofauna nos ambientes estuarinos (Impacto= foz do Rio Doce, Controle 1= foz do rio Piraquê-açu, Controle 2= foz do rio São Mateus e Controle 3= foz do rio Mucuri). As três campanhas de amostragem totalizaram 207 amostras, as quais somaram 7.612 indivíduos (classe Actinopterygii), abrangendo um total de 56 espécies (*taxa*) de peixes nas suas fases iniciais do ciclo de vida (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 1, Tabela 2, Tabela 3*).
Por meio das análises de variância dos índices ecológicos, abundância, biomassa, tamanho médio e da composição de espécies (*taxa*), foi possível identificar impactos significativos do Rompimento da Barragem do Fundão sobre a assembleia de pós-larvas de peixes na foz do Rio Doce. As médias da abundância total, biomassa total e riqueza de espécies (*taxa*) foram estatisticamente semelhantes entre a zona Impacto e as zonas controles. Contudo, a variação temporal destes descritores na zona Impacto demonstraram padrões diferenciados em relação às áreas controles (I *vs* Cs x (Tempo)), ou seja, os padrões ecológicos de variabilidade temporal registrados na zona Impacto são diferentes dos esperados para os sistemas naturais semelhantes da região do Espírito Santo (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 4 e 5*). Esses resultados foram ocasionados, principalmente, pela reduzida abundância de pós-larvas de peixes na zona Impacto no mês de maio de 2019 (Figura 573). Neste período, a abundância média (±EP) de pós-larvas de peixes (indivíduos) coletadas por armadilha de luz (AL) na zona Impacto (0,77 ± 0,40 ind. AL^{-1}) foi de 2,8 a 57,9 vezes menor que as médias das zonas controles. Ainda neste mês, a riqueza média (±EP) de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes coletadas na zona Impacto (0,61 ± 0,25 *taxa* AL^{-1}) foi de 1,7 a 8,1 vezes menor que a média das zonas controles. Em termos de evolução espaço-temporal, os índices ecológicos de pós-larvas de peixes foram semelhantes entre a foz do Rio Doce (zona Impacto) e zonas controles durante o período de Transição (Figura 573), diferindo do primeiro ano de monitoramento.

As curvas de rarefação de riqueza de espécies (*taxa*) de peixes por zona de monitoramento demonstraram que o esforço amostral empregado até o momento (± 50 amostras por zona) não foi suficiente para atingir a assíntota das curvas. É esperado um incremento de 22% a 45% na riqueza de espécies por zona de monitoramento com a obtenção de um total de 100 amostras (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 1*). Esse aumento no esforço amostral estava previsto para o período de Transição, que passaria de amostragens semestrais para trimestrais; porém com a pandemia, a avaliação temporal não pode ser realizada como previsto. A riqueza absoluta de espécies (*taxa*) na

zona Impacto (28) foi de 16% a 55% maior em comparação às zonas controles (Controle 1 (21), Controle 2 (24), e Controle 3 (18)). Entretanto, os intervalos de confiança (95%) parcialmente sobrepostos indicam que as diferenças não são significativas, excetuando-se as diferenças entre zona Impacto e Controle 3 (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 1*). Em termos de evolução espaço-temporal na riqueza absoluta observada, quatro novos registros de espécies foram feitos na zona Impacto (*Abudefduf saxatilis*, *Sphoeroides spengleri*, *Hippocampus reidi* e *Labrisomus kalisherae*) enquanto apenas dois novos registros (*Halichoeres poeyi* e *Ocyurus chrysurus*) foram feitos nas zonas controles durante o período de Transição (Dez/2019) (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 3*).

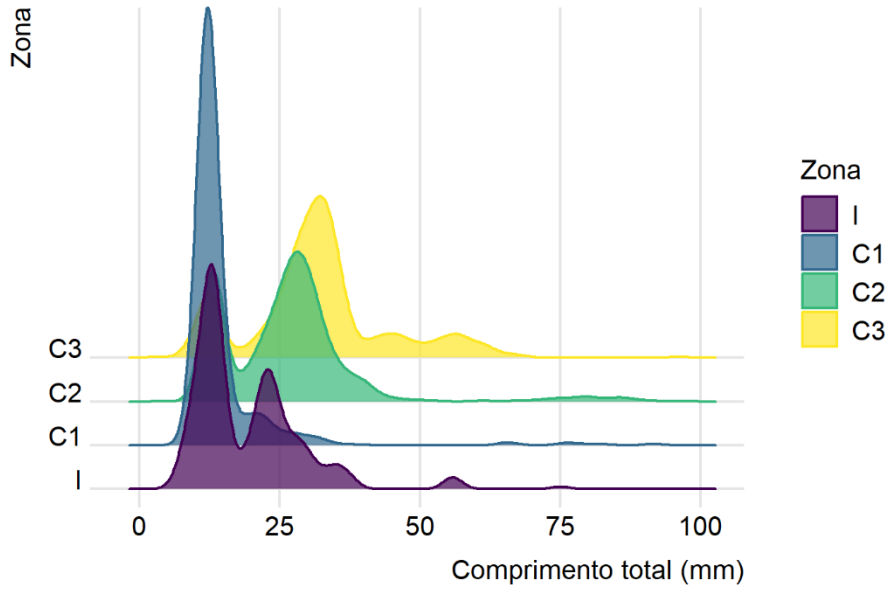
Figura 573: Abundância (A), Biomassa (B), comprimento total (C), Riqueza (D) Diversidade (E) e Equitatividade (F) de pós-larvas de peixes por zona (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri) e período (Tempo) de amostragem (dezembro/2018, maio/2019 e dezembro/2019). CPUE= Captura por unidade de esforço



A variabilidade dos índices ecológicos refletiu-se nos índices de diversidade (H', J, αD), que apresentaram diferenças significativas nos padrões temporais entre a zona Impacto e zonas controle (I *vs* Cs x (Tempo); *Material Suplementar A7MICS13, Tabela 5, Tabela 6*). Em termos de evolução espaço-temporal, os índices de diversidade (H', J, αD) de pós-larvas de peixes foram semelhantes entre a foz do Rio Doce (zona Impacto) e zonas controles durante o período de Transição (Figura 573; *Material Suplementar A7MICS13, Figura 2*). Neste sentido, esses índices que haviam apresentado diferenças significativas entre a zona Impacto e zonas Controles durante o primeiro ano, apresentaram valores que foram, em média, estatisticamente semelhantes no período de Transição (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 5, Tabela 6*).

A análise contraste (I *vs* Cs) indicou que o comprimento total (CT) das pós-larvas de peixes (Figura 574; *Material Suplementar A7MICS13, Figura 3, Tabela 4*) foi significativamente diferente entre a zona Impacto e zonas controles. O CT das pós-larvas de peixes foi, em média, 25% menor na zona Impacto (19,22 ± 0,62 mm CT) em comparação a média das zonas controles. Na zona Impacto e Controle 1, foi verificado uma menor contribuição (%) para a riqueza e abundância total de famílias de peixes que ocupam o ambiente pelágico ao longo de todo o ciclo de vida (ex., Atherinopsidae, Clupeidae, Carangidae, Scombridae) e que exibem elevada competência de deslocamento neste ambiente. Por outro lado, foi registrado na zona Impacto, uma maior contribuição (%) para riqueza e abundância total de famílias de peixes demersais que vivem associados à ambientes de fundo inconsolidado (ex., Bothidae, Triglidae e Scianidae) ou com competência natatória reduzida (ex., Syngnathidae, Muraenidae, Ophiichtidae) (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 4*). Além disso, todas as 15 espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes coletadas exclusivamente na foz do Rio Doce (i.e., *Bothus lunatus*, *Centropomus undecimalis*, *Orthopristis ruber, Kyphosus sectatrix*, *Labrisomus kalisherae*, Ophichtidae spp., *Corvula cf. batabana*, *Hippocampus reidi*, *Gymnothorax* sp., *Acanthostracion* sp., *Anarchopterus* sp., *Sphoeroides spengleri*, *Bothus ocellatus*, *Stellifer* sp. e *Prionotus roseus*; *Material Suplementar A7MICS13, Tabela 3*) apresentam comportamento demersal na fase adulta do ciclo de vida e, evolutivamente, estão mais aptas a viver em ambientes com elevados níveis de sedimento em suspensão, menor luminosidade ou fundos lamosos (FROESE & PAULY, 2019). Neste sentido, o menor tamanho das pós-larvas de peixes na zona Impacto e Controle 1, pode indicar que (1) em um certo tamanho, pós-larvas e juvenis de peixes pelágicos podem ser suficientemente desenvolvidos para evitar habitats desfavoráveis (AXLER et al., 2020) ou (2) que esses são mais susceptíveis às alterações produzidas pela pluma de rejeito de minério.

Figura 574: Distribuição das frequências de tamanho (comprimento total) das pós-larvas de peixes coletadas nas distintas zonas de monitoramento (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri)



Em termos multivariados (composição e abundância de espécies (*taxa*)) as assembleias de pós-larvas de peixes apresentaram alta variabilidade espaço-temporal na região de monitoramento, como indicando pela interação significativa entre os fatores tempo x zona (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 4*). A análise de contraste demonstrou diferenças significativas nos padrões temporais de variabilidade da composição e abundância de espécies (*taxa*) entre a zona Impacto e zonas controle (I *vs* Cs x (Tempo); *Material Suplementar A7MICS13, Tabela 4*), o que também pode ser visualizado nas ordenações do NMDS. Em dezembro de 2018, a zona Impacto foi diferenciada das zonas controles na primeira dimensão da ordenação (NMDS1), com todas as zonas de monitoramento formando agrupamentos distintos (Figura 575 A). As correlações significativas da turbidez, Kd490 (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8*) e das abundâncias de *Prionotus roseus*, *Prionotus punctatus, Gymnothorax* sp. e *Bothus ocellatus* foram sobrepostas ao agrupamento formado pelas amostras da zona Impacto (Figura 575 A). As zonas controles foram separadas uma das outras na segunda dimensão da ordenação (NMDS2). Os agrupamentos das zonas controles foram sobrepostos as correlações significativas da temperatura e salinidade e aos *taxa* Clupeidae spp., Engraulidae spp., Gerreidae spp. e *C. chrysurus* (Figura 575 A). Em maio de 2019, a assembleia de pós-larvas de peixes apresentou uma notável desestruturação na zona Impacto. Das 18 armadilhas luminosas empregadas neste local e período, apenas seis obtiveram sucesso na captura de pós-larvas de peixes. Uma pequena elipse formada sobre essas amostras foi sobreposta as correlações significativas do kd490, as quais foram negativamente relacionadas as maiores abundâncias de Clupeidae spp., *S. brasiliensis*, Engraulidae spp., *Lutjanus* sp. e Gerreidae spp. (Figura 575 B). Em abril e maio de 2019 houve uma contribuição expressiva de ventos intensos do quadrante sul devido a

entradas de frente fria (RT-19D RRDM/2019). Como já demonstrado pelo PMBA/Fest-RRDM, o rejeito de minério depositado na região marinha adjacente a foz do Rio Doce é constantemente ressuspenso por eventos meteoceanográficos de alta energia, acarretando o aumento da turbidez e nos níveis de contaminantes (metais e Arsênio) na coluna da água (RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019). No mês de abril e maio de 2019, as concentrações de ferro (Fe) dissolvido na região marinha adjacente a foz do Rio Doce, aumentaram significativamente, atingindo as maiores concentrações (> 8 mg/L) para o período entre setembro/2018 e março/2020 (RT-27 RRDM/2019; RSE RT35 RRDM/AGO/2020). Na referida região e período, os valores de Fe estiveram acima do limite (3 mg/L) estabelecido para qualidade de água salina no Brasil (CONAMA Nº 357/2005). No mês de maio de 2019, também foram registradas as maiores concentrações de Arsênio (As), Vanádio (V), Cromo (Cr) e Zinco (Zn) na coluna da água, possivelmente associados ao ferro, o que caracterizou um evento de impacto agudo (RT-19B RRDM/2019) e relacionado ao período com os menores valores de abundância, biomassa e diversidade de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes na foz do Rio Doce (Figura 573).

Entre novembro/2018 e julho/2019, a turbidez de fundo no Fundeio F2, localizado 6 km ao sul da desembocadura do Rio Doce, registrou valores acima de 100 FNU (*i.e,* >342,16 mg/L) em 90% do período. Valores de turbidez de fundo acima de 700 FNU (*i.e*., >2395,12 mg/L) foram registrados (Fundeio F2) entre os dias 01 e 10 de maio de 2019 (RT-19D RRDM/2019), período que antecedeu a coleta de pós-larvas de peixes na foz do Rio Doce (13 e 14/05/2019). Embora a letalidade de diferentes níveis de sedimento em suspensão sob os estágios iniciais de peixes presentes no monitoramento seja desconhecida, estudos realizados com espécies das famílias Clupeidae, Haemulidae e Sparidae (AULD & SCHUBEL, 1978; ISONO, KITA, SETOGUMA, 1998) sugerem que níveis entre 100 mg/L e 1000 mg/L de sedimento em suspensão podem reduzir em mais de 50% a sobrevivência populacional de larvas de peixes (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 7*). O sedimento em suspensão pode reduzir as taxas de oxigenação e de captura de alimento (WENGER et al. 2017; MAGRIS & BAN, 2019). Isto ocorre porque os estágios iniciais de peixes são, majoritariamente, predadores visuais e as propriedades ópticas da água (influenciadas pelos níveis de sedimento em suspensão) determinam a eficiência das pós-larvas de peixes em capturar alimento (AKSNES et al., 2004; AXLER et al., 2020; GOATLEY & BELLWOOD, 2009; JOHANSEN & JONES, 2013; WENGER et al., 2013). No que se refere à absorção de oxigênio pelas pós-larvas de peixes, dois processos associados ao sedimento em suspensão podem produzir respostas semelhantes à hipóxia. Primeiramente, o sedimento em suspensão pode obstruir a passagem de água pelas lamelas branquiais dos peixes. Neste caso, os peixes estão mais susceptíveis no início do ciclo de vida, porque o espaço entre as lamelas branquiais é proporcional ao tamanho dos indivíduos, consequentemente, a obstrução da passagem de água ocorre mais facilmente nas menores classes de tamanho (WENGER et al., 2017). Um segundo processo é a abrasão das lamelas pelo sedimento, que ocasiona a produção excessiva de muco e o crescimento de camadas de células protetoras nas lamelas. Isto resulta na diminuição do espaço interlamelar, reduzindo a passagem de água pelo aparato e, consequentemente, a troca gasosa e iônica (AU et al., 2004; SUTHERLAND & MEYER, 2007; WONG, PAK, JIANG LIU, 2013; HESS et al., 2015; WENGER et al., 2017). Embora o aparato branquial das pós-larvas de peixes não tenha sido

objeto de análises histológicas no presente monitoramento, foi notável a presença de lama aderida à diferentes partes do corpo das pós-larvas, incluindo a boca, brânquias e opérculo. Este registro ocorreu em todas as campanhas de amostragens, contudo apenas em exemplares coletados na foz do Rio Doce (Figura 576). Como as pós-larvas de peixes requerem altos níveis de oxigênio (NILSSON et al., 2007), qualquer redução na eficiência de oxigenação pode resultar em grandes mortalidades (WENGER et al., 2017).

Adicionalmente, a ressuspensão do rejeito de minério induz a liberação de metais nas frações dissolvidas e lábeis na coluna da água (RT-19B RRDM/2019). o que pode resultar em efeitos negativos e sinérgicos nas pós-larvas de peixes (WENGER et al., 2017). Contaminantes tóxicos, como os níveis elevados de metais, representam um potencial estressor das assembleias de larvas de peixes (MCKINLEY et al., 2019), como já registrado para a região marinha adjacente a foz do Rio Doce e Costa das Algas (BONECKER et al., 2019). Nesses locais, larvas de Scianidae, Tetraodontidae, Monacanthidae, Carangidae, Pomacentridae e Serranidae foram coletadas com deformidades e trato digestório destruído (RT-19H RRDM/2019). Níveis elevados de metais na foz do Rio Doce também induziram respostas negativas na comunidade zooplanctônica, com perda de diversidade e aumento na abundância de espécies oportunistas (FERNANDES et al., 2020). Os efeitos negativos dos metais em peixes incluem alterações em nível enzimático, genético, fisiológico e comportamental (SREEDEVI et al., 1992; KIENLE et al., 2008), assim como redução no crescimento e sobrevivência (HUTCHINSON et al.,1994; CANLI & ATLI, 2003). Neste sentido, o sedimento em suspensão e os metais dissolvidos podem atuar independente ou sinergicamente em diferentes níveis e grupos (*taxa*) da assembleia de pós-larvas de peixes da região marinha impactada pelo rejeito de minério. Embora não tenha sido estabelecida uma relação de causa e efeito entre o rejeito de minério e os índices ecológicos, as informações aqui apresentadas, quando analisadas em conjunto, demonstram evidências de possíveis alterações dos indicadores empregados em resposta ao rejeito de minério presente na região marinha adjacente a foz do Rio Doce.

Em dezembro de 2019, a zona Impacto sustentou uma assembleia de pós-larvas de peixes com abundância e composição similar às zonas controles, como demonstrado pela sobreposição das elipses (95% C.I) no NMDS (Figura 575 C). É sabido que a maioria das espécies de peixes de ambientes tropicais tem seus picos reprodutivos sincronizados aos meses mais quentes do ano (OLIVEIRA et al., 2012; FREITAS et al., 2015; JUNTTI & FERNALD, 2016; GRANDE et al., 2019), momento no qual registramos uma maior diversidade de espécies de pós-larvas nas áreas costeiras amostradas, contribuindo para a homogeneização registrada. Em termos de evolução espaço-temporal da composição e abundância de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes, os resultados obtidos indicam que em períodos e condições específicas (ex., baixa energia de ondas e reduzida turbidez) a foz do Rio Doce ainda pode sustentar uma assembleia de pós-larva de peixes similar às zonas controles, porém vulnerável aos eventos de ressuspensão de sedimento que são recorrentes na região marinha costeira. Nesse sentido, avaliar as etapas subsequentes ao assentamento larval (juvenis) é

fundamental para se estabelecer qual o real impacto da lama de rejeito sobre a sobrevivência dessas larvas na coluna d´água.

Figura 575: Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição e abundância de espécies de pós-larvas de peixes baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, com as correlações (r2) significativas (envfit, p<0,01) das variáveis ambientais (linha pontilhada) e espécies (linha sólida) com os eixos da ordenação, para dezembro/2018 (A), maio/2019 (B) e dezembro/2019 (C). A elipse representa um intervalo de confiança de 95% (distribuição (t) dos dados) para cada uma das zonas de coleta (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açu, C2= São Mateus e C3= Rio Mucuri). Códigos ambientais: lua= porção iluminada da lua, prec= precipitação, press= pressão, sal=salinidade, corr= velocidade corrente, oxi= oxigênio dissolvido, maré= amplitude de variação da maré no período de coleta, turb= turbidez, vento= velocidade vento. Códigos das espécies: Ath_sp= *Atherinella* sp., Bot_oce= *Bothus ocellatus,* Car_bar= *Carangoides bartholomaei*, Chl_chr= *Chloroscombrus chrysurus*, Clu_spp= Clupeidae spp., Eng_spp= Engraulidae spp., Ger_spp= Gerreidae spp., Gym_sp= *Gymnothorax* sp., Lut_sp= *Lutjanus* sp., Mug_sp= *Mugil* sp., Pol_vir= *Polydactylus virginicus*, Pri_ros= *Prionotus roseus*, Pri_pun= *Prionotus punctatus*, *Sco_bra= Scoberomorus brasiliensis*, *Ste_his= Stephanolepis hispidus*

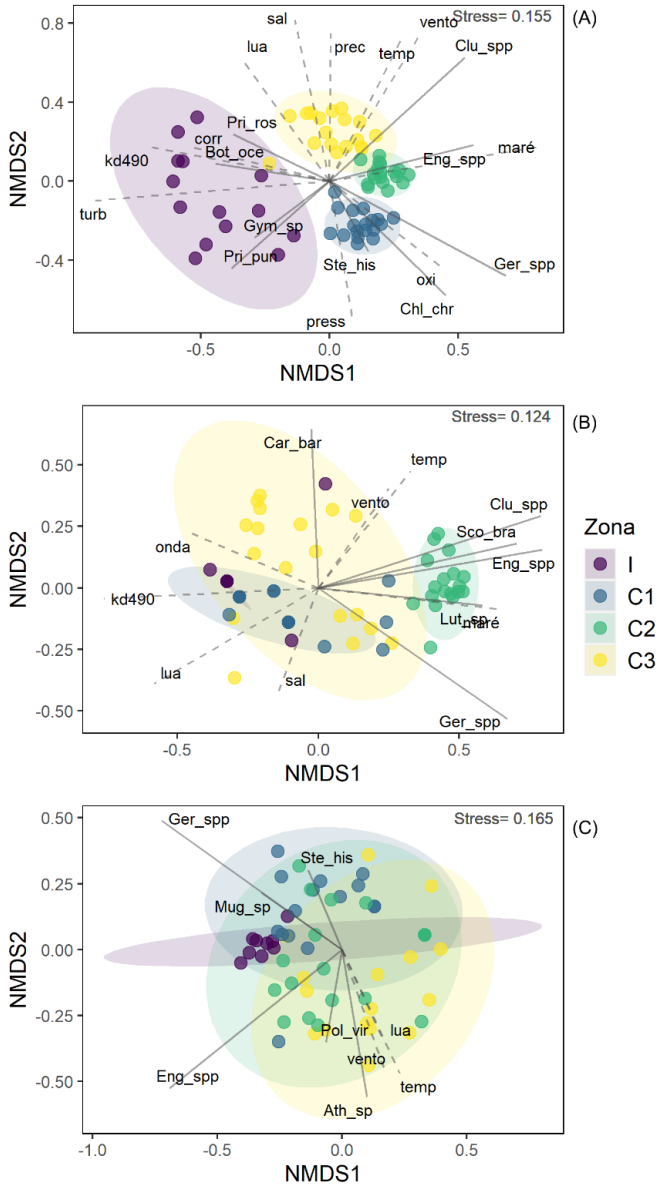
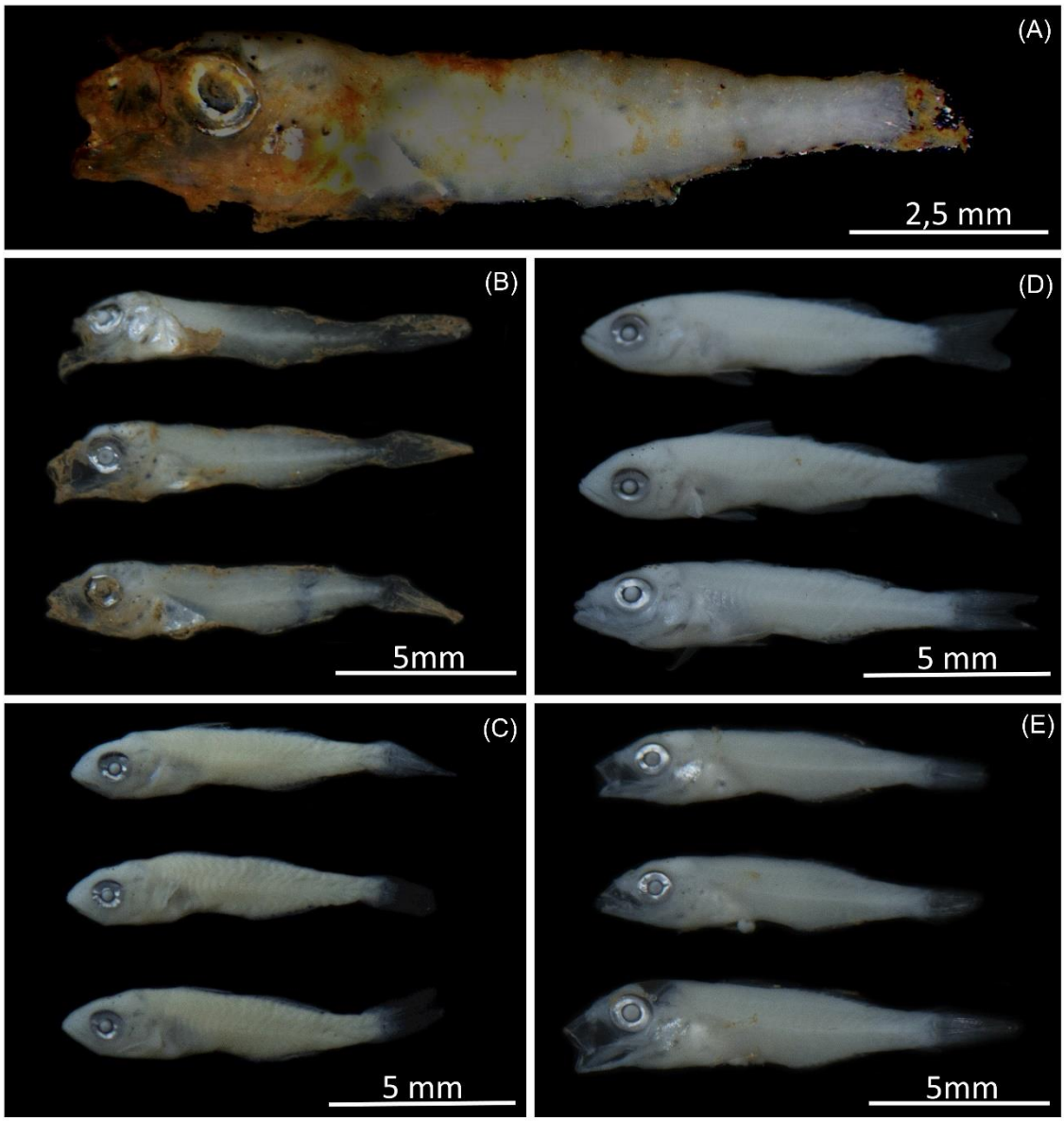


Figura 576: Pós-larvas de Gerreidae (*Eucinostomus* sp.) capturadas em dezembro de 2019 na Zona impacto (A, B), Controle 1 (C), Controle 2 (D) e Controle 3 (E). Nas imagens é possível visualizar a lama aderida em diversas partes do corpo dos exemplares coletados na zona Impacto, com destaque a região da boca e opérculo. A presença da lama aderida nas pós-larvas de peixes foi registrada somente na foz do Rio Doce (A, B)



1.3.1.6 Ecologia Trófica e Uso do Habitat por Peixes Estuarinos/Marinhos

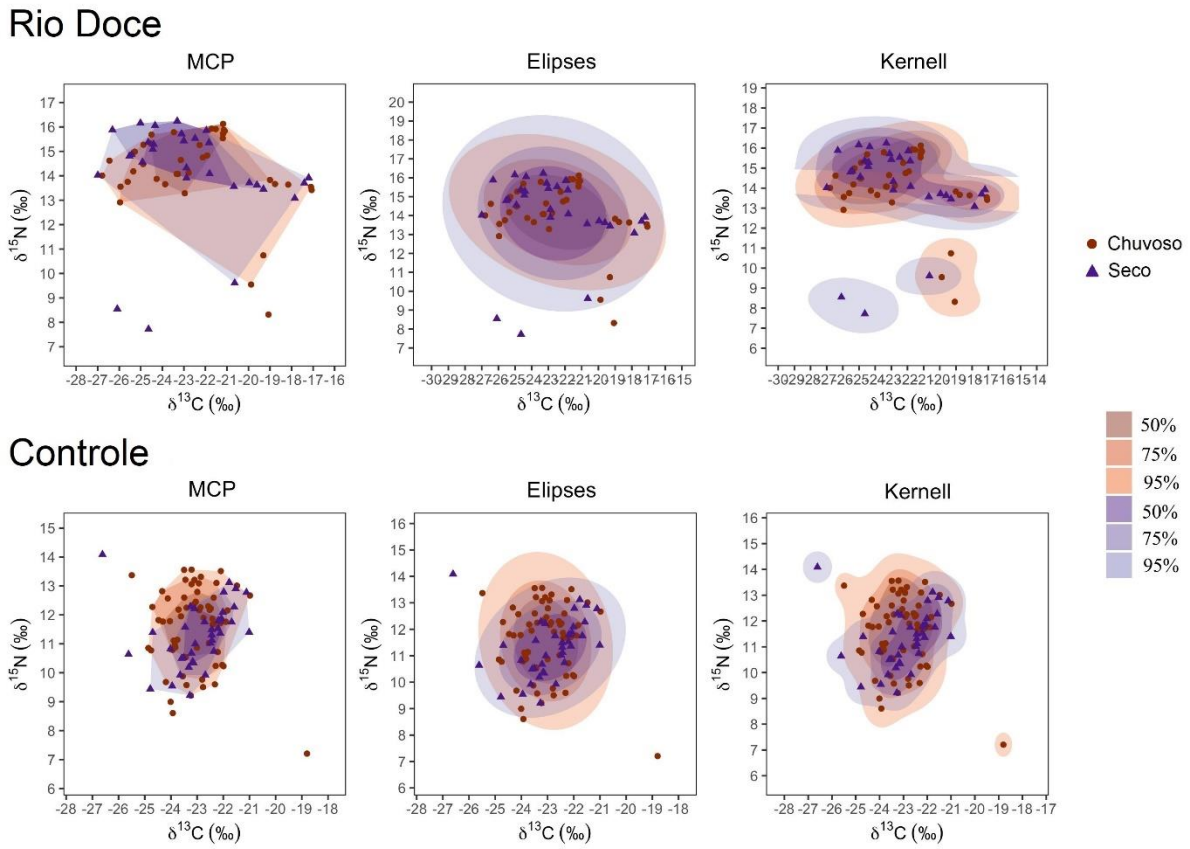
1.3.1.6.1 Isótopos estáveis no Rio Doce

Relação de eventos de remobilização com a diversidade trófica das comunidades do estuário do Rio Doce

No Rio Doce, os resultados indicaram que para a maioria dos estimadores (e os contornos preditos) avaliados a diversidade trófica foi inferior na estação chuvosa. Exceções podem ser notadas nas estimativas de Kernel (95%) e nos polígonos (75% e 95%). Por outro lado, no estuário controle

(Piraquê-Açu) os maiores valores de diversidade trófica foram observados ao fim da estação chuvosa, salvo exceções para a estimativa dos polígonos em 95% e os valores similares entre estações observados para as elipses (Figura 577, *Material Suplementar A7MICS6, Tabela 1*).

Figura 577: Estimadores de diversidade trófica (MCP = mínimo polígono convexo, Elipses = área padrão da elipse e Kernell = densidade utilizada de Kernel) calculados a partir das assinaturas isotópicas para os períodos chuvoso e seco e os contornos de distribuição (50%, 75% e 95%) de acordo com os gradientes de cores.



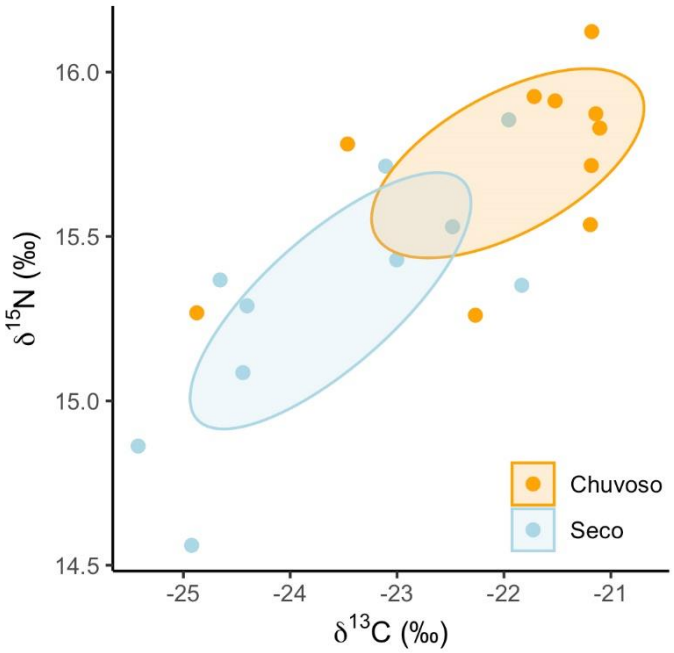
Em estuários não impactados (ou relativamente pouco impactados) em regiões tropicais e subtropicais espera-se que a diversidade taxonômica, funcional e trófica de suas comunidades sejam maiores em períodos chuvosos se comparados a períodos secos (ABRANTES et al., 2014; SANTOS et al., 2015; PASSOS et al., 2016), principalmente por conta do aporte de material alóctone neste período (ABRANTES & SHEAVES, 2010). O estuário do Piraquê-Açu é um estuário com baixa contaminação por metais se comparado a estuários adjacentes a grandes centros urbanos (Baía de Guanabara) e impactados (Rio Doce) (COSTA et al., 2020), portanto é válido seu uso como área controle. Os menores valores de diversidade trófica observados para o Rio Doce no período chuvoso em relação ao seco indicam um processo de redução na diversidade de potenciais recursos alimentares e a homogeneização dos fluxos de energia ao longo da teia trófica após as chuvas. Tendo em vista que as assinaturas isotópicas em consumidores estuarinos refletem, em média, a completa assimilação alimentar dos últimos 1-3 meses (MONT'ALVERNE et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2017), as análises

realizadas aqui são suficientes para representar os processos tróficos aos quais os consumidores estiveram sujeitos durante cada estação (chuvosa e seca) investigada.

Efeitos de perda de diversidade em recursos basais e mudanças no papel ecológico de algumas espécies de peixes logo após a passagem da lama de rejeitos no Rio Doce já foram reportados na literatura (GOMES et al., 2017; ANDRADES et al., 2020), no entanto o presente relatório evidencia que, como previsto por diversos pesquisadores (veja SILVA et al., 2015; HATJE et al., 2017; RUDORFF et al., 2018; CORDEIRO et al. 2019; MAGRIS et al., 2019), eventos de chuva podem remobilizar o rejeito e, segundo os atuais resultados, causar efeitos deletérios na comunidade aquática do Rio Doce.

Resultados similares a nível populacional foram observados para o bagre-guri no Rio Doce, o qual apresentou menores amplitudes de nicho (SEAc) no período chuvoso (1,02 ‰) em comparação com o período seco (1,15 ‰) (Figura 578). Embora a espécie possua uma elevada plasticidade alimentar, estudos clássicos acerca de seus hábitos alimentares a partir de conteúdos estomacais revelam que presas com elevado valor energético (peixes, camarões, moluscos e braquiúros) compreendem os recursos mais importantes para a espécie (em peso ou importância relativa) (MISHIMA & TANJI, 1982; CHAVES & VENDEL, 1996; RABITTO & ABILHÔA, 1999; LOPES et al., 2009).

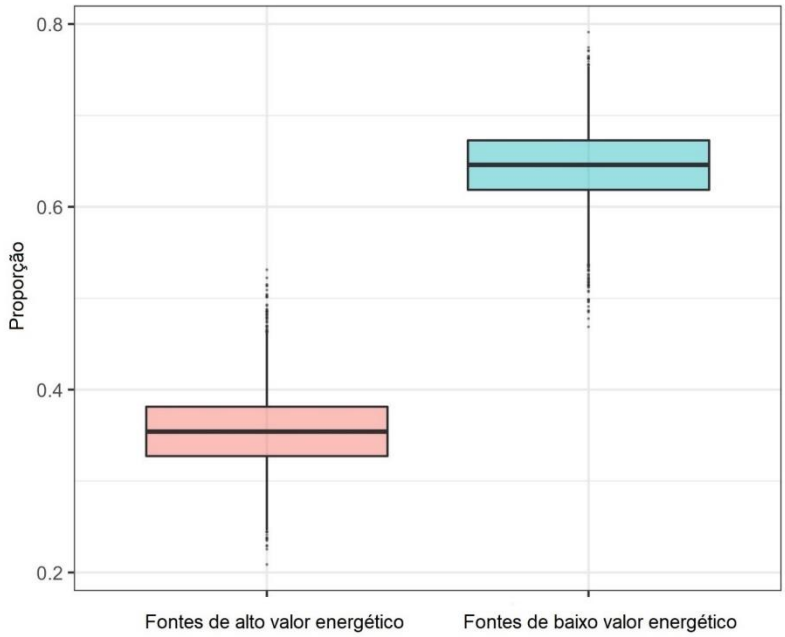
Figura 578: Nichos isotópicos do bagre-guri nos períodos chuvoso e seco calculado a partir dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$



Avaliação de potenciais impactos sobre a ecologia trófica do bagre-guri no Rio Doce

Os resultados do modelo de mistura isotópico (Figura 21) e os dados oriundos das análises de conteúdos estomacais revelaram que a dieta do bagre-guri no estuário do Rio Doce diverge dos demais sistemas lagunares e estuarinos brasileiros (Quadro 7), sendo compreendida principalmente por itens de baixo valor energético, destacando-se a elevada prevalência de larvas de Chironomidae.

Figura 579: Contribuição relativa de fontes alimentares de alto e baixo valor energético para o bagre-guri calculada a partir do modelo de mistura isotópico. O box-plot denota as medianas (linhas horizontais), o espaço entre 25 e 75% quantis (retângulo) e os valores mínimos e máximos (linhas verticais)



Sabe-se que a densidade de larvas de Chironomidae dobrou após a passagem da lama de rejeitos pelo estuário do Rio Doce, acompanhada pelo decréscimo da diversidade geral da macrofauna (GOMES et al., 2017). A menor diversidade trófica do bagre-guri na estação chuvosa pode estar associada a uma dieta pobre em recursos basais a medida que o aumento da turbidez, aporte de sedimentos oriundos de regiões a montante e remobilização do sedimento presente no estuário parece favorecer a prevalência de larvas de Chironomidae em detrimento de outros organismos bentônicos (GOMES et al., 2017). Aliado a isso, Chironomidae são reconhecidamente tolerantes em ambientes poluídos (KIFFNEY & CLEMENTS, 1994; TUDORANCEA & TUDORANCEA, 2002), principalmente por metais pesados (inclusive oriundos de rejeitos de mineração; SMOLDERS et al., 2003), o que pode explicar sua prevalência na dieta do bagre-guri no Rio Doce. Desta forma, a dieta pobre em valor energético do bagre-guri no estuário do Rio Doce parece ser reflexo da homogeneização dos recursos disponíveis e prevalência de organismos tolerantes a poluição. A contaminação do sedimento por metais pode levar a contaminação de Chironomidae e ameaça organismos que se alimentam destes (REINHOLD et al., 1999). Estudos recentes confirmam que, entre outras espécies, o bagre-guri encontra-se com elevados níveis de metais no fígado e músculo, confirmando efeitos de contaminação crônica por elementos traço oriundos da lama de rejeitos (*e.g.* GABRIEL et al., 2020).

1.3.1.6.2 Dieta de *Genidens genidens* (bagre-guri) no Rio Doce

A curva de rarefação calculada para as presas do bagre-guri demonstrou que o número de estômagos analisados foi suficiente para descrever a dieta desta espécie no estuário do Rio Doce, considerando que a curva se aproxima da assíntota (*Material Suplementar A7MICS6*, *Figura 1*).

Foram identificados 36 tipos de presas no conteúdo estomacal de 65 indivíduos do bagre-guri, além de três itens provenientes de ingestão acidental: madeira, plástico e sedimento. A amplitude de nicho foi moderada (B = 4,51; B_A = 0,48), caracterizando uma dieta variada com prevalência de alguns itens alimentares, tais como larva de Chironomidae (frequência de ocorrência - %FO = 84,6; área relativa - %AR = 51,7) e Gastropoda (%FO = 60,0; %AR = 10,7), que foram responsáveis por quase 50% do índice de importância relativa (IoI). Grande parte dos gastrópodes registrados pertence a espécie *Heliobia australis* (%FO = 28,2; %AR = 28,4). Crustáceos da classe Ostracoda (%FO = 36,9; %AR = 1,7) e larva de Muscidae (%FO = 30,8; %AR = 4,7) ocuparam a terceira e quarta posição, respectivamente, representando 8,5% e 7,8% em importância. A ordem Hymenoptera (%FO = 26,2; %AR = 1,1), que compreende vespas, abelhas e formigas ocupou a quinta posição em ordem de importância (%IoI = 6,0) (*Material Suplementar A7MICS6*, *Tabela 2*). A dieta do bagre-guri no Rio Doce foi composta essencialmente por pequenos invertebrados bentônicos (*e.g.* larvas e pupas de insetos, microcrustáceos e gastrópodes), se assemelhando a um consumidor micrófago (LOWE-MCCONELL, 1987; ADITE et al., 2005). Também foi observado em outros estuários o consumo de pequenos invertebrados pela espécie, embora, a sua importância seja secundária em relação às presas de maior valor energético, tais como decápodes e poliquetas (Quadro 7).Os principais itens alimentares consumidos pelo bagre-guri no estuário do Rio Doce são recursos autóctones, ou seja, organismos aquáticos provenientes deste ambiente. No entanto, invertebrados terrestres também foram ingeridos ocasionalmente (*e.g.* Hexapoda, Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera, Diptera), o que evidencia a plasticidade e oportunismo alimentar deste predador uma vez que recursos alóctones são carreados pela água da chuva para a calha do rio ou ficam disponíveis nos períodos de cheia e inundação das planícies (JUNK et al., 1989).

Em relação aos grandes grupos taxonômicos, a classe Insecta foi a mais importante representando quase 50% em %IoI e ocorreu em quase todos os estômagos analisados (%FO = 93,9). A seguir os grupos Mollusca e Crustacea foram os mais importantes, representando, 21,6 e 16,9 em %IoI, respectivamente (*Material Suplementar A7MICS6*, *Tabela 2*). Estes três grupos compreendem cerca de 85% da importância (%IoI) das presas consumidas pelo bagre-guri no estuário do Rio Doce.

A predominância de larvas de Chironomidae na dieta do bagre-guri não era esperada, considerando que esta espécie se alimenta principalmente de macroinvertebrados bentônicos em outros estuários (CHAVES e VENDEL, 1996, RABITTO e ABILHOA, 1999). No entanto, Gomes et al., (2017) observaram elevada abundância destas larvas, principalmente após a chegada do rejeito de mineração no estuário do Rio Doce, sugerindo oportunismo alimentar. Esta hipótese é reforçada pela presença de *Heliobia australis,* outra presa importante do bagre-guri que teve a densidade aumentada após a passagem do rejeito pelo estuário do Rio Doce (GOMES et al., 2017).

Outro aspecto importante é a escassez de presas de alto valor energético na dieta desta espécie, também evidenciada pelas análises de isótopos (Figura 579). O monitoramento realizado entre outubro/2018 e setembro/2019 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM revelou baixa abundância de crustáceos no estuário do Rio Doce, condizente com a baixa contribuição destes itens para a dieta do bagre-guri; por outro lado, a baixa ocorrência de poliquetas foi inesperada, considerando a elevada abundância de algumas espécies no estuário do Rio Doce, antes e após a passagem do rejeito (GOMES et al., 2017).

Quadro 7: Comparativo das principais presas consumidas pelo bagre-guri *Genidens genidens* em diferentes estuários do Brasil. N: número de indivíduos analisados

Local	N	Tamanho (mm)	Principais itens alimentares
Rio Doce, ES[1]	64	126 - 225	Larva Chironomidae (30,2; IoI%); Gastropoda (15,6; IoI%); Ostracoda (8,5; IoI%); Larva Muscidae (7,8; IoI%)
Laguna, SC[2]	66	161 - 309	Penaeidae (52,5; IRI%); Portunidae (22,9; IRI%); Amphipoda (3,8; IRI%); Polychaeta (3,1; IRI%)
Ilha do Mel, PR[3]	48	278,0 ± 29,1*	Fragmentos de Crustacea (29,33; IaI%); Decapoda (22,03; IaI%); Amphipoda (5,32; IaI%)
Baía de Guaratuba, PR[4]	105	107 - 357	Decapoda (62,71; IP%); Polychaeta (11,83; IP%); Teleostei (8,9; IP%)

1 - Presente estudo

2 - Ribeiro *et al.*, 2018

3 - Rabitto e Abilhoa, 1999

4 - Chaves e Vendel, 1996

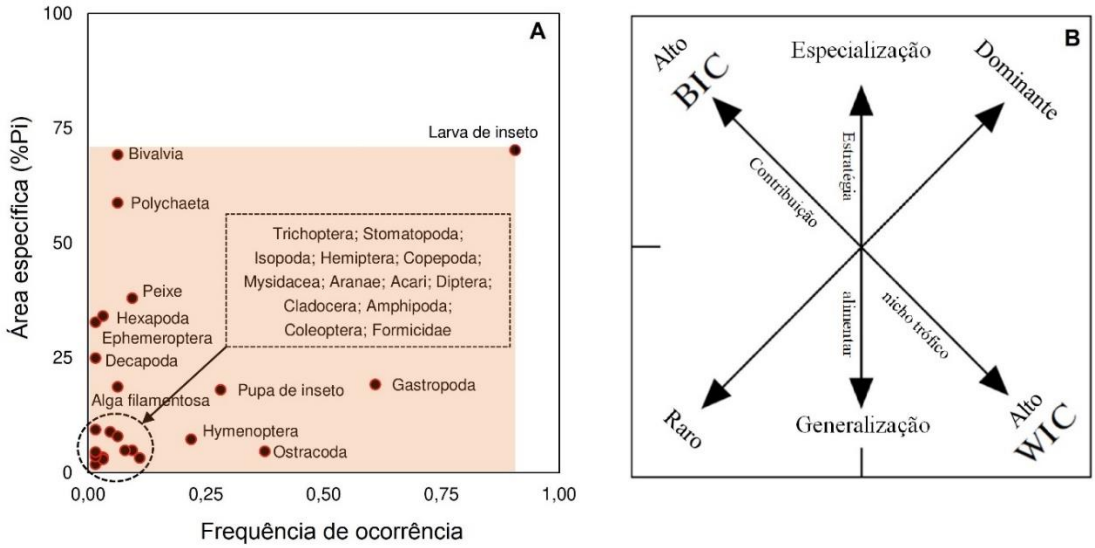
* média ± desvio padrão

Conforme observado na Figura 580, larvas de inseto, moluscos bivalves e poliquetas apresentaram elevada importância específica (%Pi > 50%), indicando especialização alimentar, enquanto a baixa frequência de ocorrência (< 0,1) de bivalves e poliquetas é uma evidência de especialização individual. Esta observação é corroborada pelos componentes de variação individual (WIC_S = 0,64) e variação interindividual (BIC_S = 0,81) e pela maior proporção da variação da dieta entre os indivíduos (BIC_S/TNW_S = 0,44) em relação ao nicho alimentar total observado (TNW_S = 1,45). Diversas presas (Trichoptera, Stomatopoda, Isopoda, Hemiptera, Copepoda, Mysidacea, Aranae, Acari, Diptera, Cladorera, Amphipoda, Coleoptera e Formicidae) foram consumidas esporadicamente, apresentando baixa contribuição para a dieta (∑%AR = 2,75) (Figura 580).

A elevada densidade do bagre-guri no Rio Doce aliada à uma dieta pobre em presas de alto valor energético pode comprometer a condição corporal e nutricional da espécie com possíveis efeitos ao longo da teia trófica. No presente estudo, foi observada tendência de especialização intraespecífica a partir dos índices de variação intraindividual (WIC_S) e interindividual (BIC_S), corroborada pela presença

de presas com importância específica alta (Bivalvia e Polychaeta) e moderada (peixes, Decapoda, Ephemeroptera e Hexapoda) combinado à baixa frequência de ocorrência.

Figura 580: Diagrama adaptado de Costello para o bagre-guri Genidens genidens no estuário do Rio Doce. A) Frequência de ocorrência e área específica das presas; B) Diagrama explanatório adaptado. BIC: Between individual component ou componente interindividual de variação; WIC: Within individual component ou componente intraindividual de variação



Os resultados obtidos neste estudo corroboram a importância do bagre-guri (*Genidens genidens*) como uma espécie sentinela em ambientes estuarinos para além de seus parâmetros populacionais (SILVA-JUNIOR et al., 2013), auxiliando na compreensão das alterações tróficas em estuários decorrentes de impactos ambientais (ANDRADES et al., 2020).

É importante ressaltar que o método de análise de conteúdo estomacal pode superestimar presas mais resistentes à digestão com presença de estruturas rígidas (*e.g.* conchas, carapaças). Além disso, os seus resultados geralmente refletem os últimos eventos de forrageamento do indivíduo (RINDORF & LEWY, 2004). Entretanto, a combinação de outros métodos tal como isótopos estáveis, DNA ambiental e análises nutricionais, pode oferecer uma visão mais ampla sobre a ecologia trófica das espécies superando limitações inerentes a cada método.

1.3.1.6.3 Microquímica de otólitos

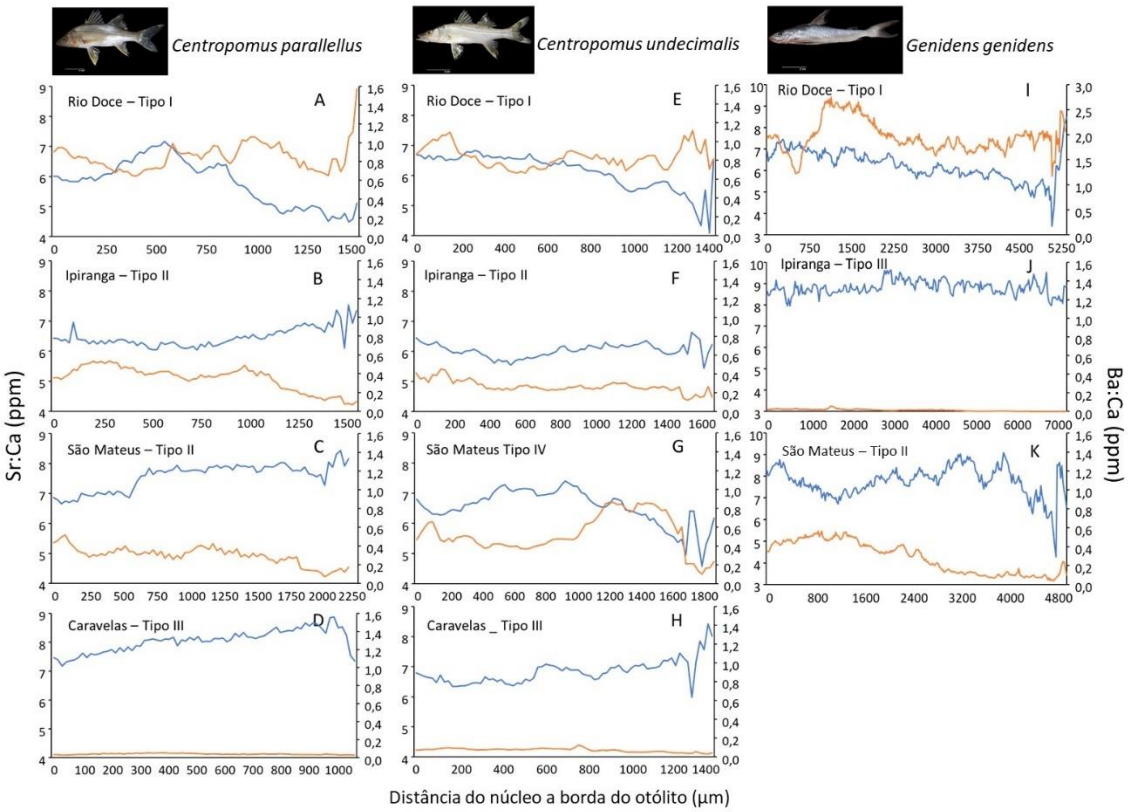
Uso do habitat baseado nos perfis da razão Sr:Ca e Ba:Ca

Através das análises das razões Sr:Ca (correlação positiva com a salinidade; KRAUS & SECOR, 2004) e Ba:Ca (correlação negativa com salinidade; TABOURET et al., 2010), observamos que as três espécies, média por local de coleta, estudadas apresentaram quatro padrões distintos de uso de habitat, ao longo dos diferentes ambientes coletados. As três espécies coletadas (*C. parallelus*, *C.*

undecimalis e *G. genidens*) no Rio Doce foram classificadas dentro do Tipo I (peixes de água doce/estuarino oportunistas). Ou seja, são indivíduos que ocuparam, em grande parte de sua vida, as regiões de água doce, caracterizados pelos elevados valores da razão Ba:Ca e baixos valores da razão Sr:Ca, realizando ainda algumas incursões para região estuarina, identificados através do aumento das razão Sr:Ca em detrimento de uma diminuição da razão Ba:Ca (Figura 581 A, E e I). Exemplares de *C. parallelus* coletados nos rios Ipiranga e São Mateus, *C. undecimalis*, coletados no rio Ipiranga, e *G. genidens* coletados no rio São Mateus, foram classificados como Tipo II (peixes exclusivamente estuarinos), onde passaram toda sua vida na região estuarina, caracterizada pelos perfis das razões de Sr:Ca sempre acima dos perfis das razões de Ba:Ca, no entanto, essa amplitude de variação é moderada, ou seja, elevada razão de Sr:Ca e moderada razão de Ba:Ca, mantendo esse padrão constante ao longo da vida (Figura 581 B, C, F e K). Tanto as duas espécies de robalos coletadas no rio Caravelas, como o de bagre-guri coletado no rio Ipiranga, foram classificados como Tipo III (peixes estuarinos/marinhos), uma vez que esses espécimes apresentaram os perfis das razões de Sr:Ca sempre acima dos perfis das razões de Ba:Ca, no entanto, com uma grande amplitude de variação (diferentemente do Tipo II), ou seja, elevada razão de Sr:Ca e baixa razão de Ba:Ca (Figura 581 D, H e J). Por fim, os exemplares do robalo *C. undecimalis* coletados no rio São Mateus foram classificados como Tipo IV (peixes estuarinos/água doce), onde apresentaram no início da vida (núcleo) perfis das razões de Sr:Ca acima dos perfis das razões de Ba:Ca, migrando ao longo da sua história de vida para ambiente de água doce (Figura 581 G).

Esses comportamentos eram esperados com base em registros frequentes de indivíduos em áreas de diferentes salinidades (DAROS et al., 2016; AVIGLIANO, et al., 2017; GARRONE-NETO et al., 2018). Interpretando os dados sob as hipóteses de relação entre as razões Sr:Ca e Ba:Ca e a salinidade da água, a variação das razões elementares nos exemplares coletados devem representar o uso dos ambientes de água doce, estuarino e marinho ao longo da história da vida de *C. parallelus*, *C. undecimalis* e *G. genidens* nos quatro estuários estudados. (FOWLER et al., 2016; AVIGLIANO et al., 2017, FRANCO et al., 2018), apresentando assim. a partir das razões Sr:Ca e Ba:Ca, uma plasticidade ambiental em termos de residência e movimento entre um gradiente de salinidade das três espécies escolhidas. As altas concentrações de Ba:Ca, elemento este associado ao escoamento terrestre (HAMER et al., 2006; ELSDON et al., 2008), nas três espécies coletadas no Rio Doce é reflexo da grande quantidade de sedimento depositado ao longo do rio, ocasionado pela ruptura da barragem a montante.

Figura 581: Perfis médios das razões Sr:Ca (x1000 ppm) e Ba:Ca (x10000 ppm) ao longo da vida do *Centropomus parallelus*, *Centropomus undecimalis* e *Genidens Genidens* coletados nos Rio Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. Linha azul = Sr:Ca e linha alaranjada = Ba:Ca



Assinatura química dos otólitos

Foram, inicialmente, analisados nove elementos químicos nos otólitos do roba-peva (*Centropomus parallelus*), sendo que apenas seis (Ba, Fe, Mg, Mn, Pb e Sr) foram possíveis de serem determinados, pois apresentaram concentrações acima do limite de detecção. Para todas as razões elemento:Ca (x1000 ppm), a PERMANOVA apresentou diferença significativa na assinatura multi-elementar dos otólitos entre os locais amostrados (Pseudo-F = 11,825; P=0,001). Quando realizadas as comparações de pares, entre os locais, apenas o Rio Ipiranga e São Mateus não apresentaram diferenças significativas nas assinaturas químicas multi-elementar (Pair-wise Test t=1,162; P=0,225), (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 1*).

Para o robalo-flecha (*Centropomus undecimalis*), foram analisados, inicialmente, 10 elementos químicos, dos quais foram possíveis determinar nove (Ba, Cd, Fe, Hg, Li, Mg, Mn, Pb e Sr), por apresentarem concentrações acima do limite de detecção. Para todas as razões elemento:Ca (x1000 ppm), diferentemente do encontrado para a espécie congenérica, a PERMANOVA mostrou que as assinaturas químicas multi-elementares dos otólitos do robalo-flecha, entre os locais, não apresentaram

diferenças significativas (Pseudo-F = 1,625; P=0,170) apresentando assim semelhanças em suas composições químicas entre os locais (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 2*).

Por fim, para o bagre-guri (*Genidens genidens*) foi possível determinar todos os 10 elementos químicos inicialmente analisados (Ba, Cd, Fe, Hg, Li, Mg, Mn, Pb, Rb e Sr). Para isso, a análise PERMANOVA apresentou diferenças significativas nas assinaturas químicas multi-elementar dos otólitos, entre os locais (Pseudo-F = 8,129; P=0,001). As comparações de pares, entre os locais, mostraram que apenas o Rio Ipiranga e São Mateus não apresentaram diferenças significativas nas assinaturas químicas multi-elementar (Pair-wise Test t=1,226; P=0,225), assim como encontrado para o robalo-peva (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 3*).

Conectividade entre os locais

Através da Análise Canônica de Coordenadas Principais, foi possível avaliar a conectividade das espécies entre os locais de coleta. O bagre-guri (*G. genidens*) foi a espécie que apresentou a menor conectividade entre os ambientes, com uma porcentagem de reclassificação total de 70,55% (Tabela 138A). O robolo-peva (*C. parallelus*), apresentou uma porcentagem de reclassificação total de aproximadamente 50%, conectividade mediana, porém considerando apenas os locais, rio Caravelas e Rio Doce apresentaram uma baixa com porcentagem de reclassificação de 90% e 64% respectivamente (Tabela 138B). Por fim, o robalo-flecha (*C. undecimalis*) obteve uma baixa porcentagem de reclassificação total, aproximadamente 28%, mostrando que a espécie possui uma alta conectividade entre os rios estudados. Considerando apenas o Rio Doce, 65% dos exemplares foram re-classificados como provenientes do mesmo local, ou seja, com uma baixa conectividade (Tabela 138C).

Bioindicador

Através das análises de dados obtidos no Ano 1, foi possível observar através dos perfis cronológicos dos otólitos, entre sua região do núcleo (região relacionado ao início da vida do peixe, região natal, onde há as primeiras deposições dos elementos químicos no otólito) e da borda (região referente ao final da vida do peixe, últimas deposições dos elementos químicos), as concentrações de alguns elementos químicos indicativos da presença da lama de rejeito da Barragem do Fundão.

Tabela 138: Análise Canônica de Coordenadas Principais por local para assinatura química do *Genidens genides* (A), *Centropomus parallelus* (B) e *C. Undecimalis* (C)

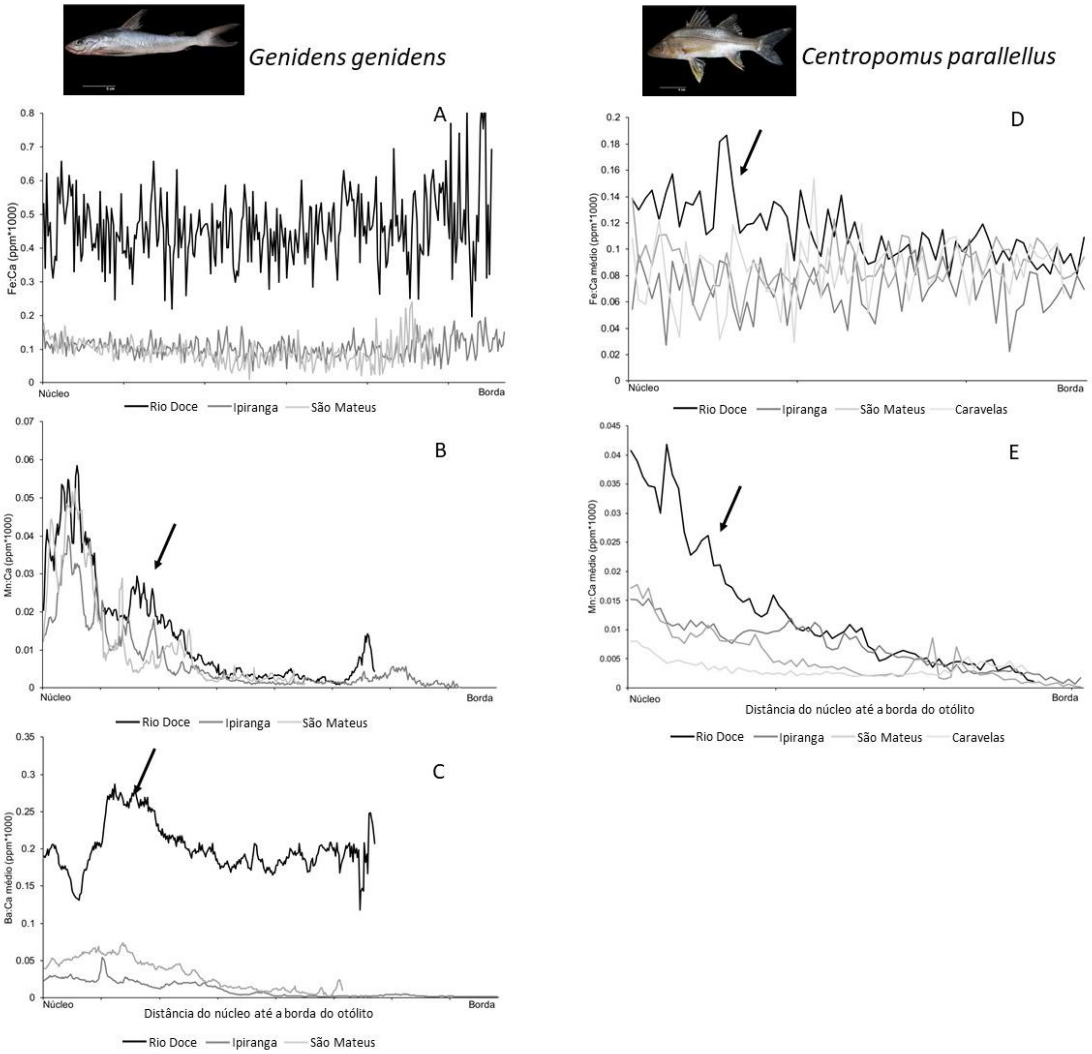
	Classificação					**A**
Grupo Original	IP	RD	SM		Total	%correct
IP	38	4	8		50	76
RD	1	40	9		50	80
SM	19	2	25		46	54,39
Total correct: 103/146 (70,548%)						
Mis-classification error: 29,452%						
	Classificação					**B**
Grupo Original	CR	SM	RD	IP	Total	%correct
CR	45	1	3	1	50	90
SM	27	10	8	5	50	20
RD	5	5	32	8	50	64
IP	20	8	5	11	44	25
Total correct: 98/194 (50,515%)						
Mis-classification error: 49,485%						
	Classificação					**C**
Grupo Original	CR	IP	RD	SM	Total	%correct
CR	1	13	27	5	46	2,174
IP	1	13	21	3	38	34,211
RD	3	4	32	10	49	65,306
SM	0	13	30	4	47	8,511
Total correct: 50/180 (27,778%)						
Mis-classification error: 72,222%						

Através das análises cronológicas das matrizes dos otólitos do bagre-guri (*G. genidens*), entre o núcleo e a borda, foi possível observar que as razões Fe:Ca, Mn:Ca e Ba:Ca mostraram ser bons indicadores desses elementos nos otólitos, uma vez que apresentou aumento de suas concentrações na área diretamente afetada (Rio Doce). O ferro (Fe), um dos elementos mais presentes na lama de rejeito da Barragem de Fundão, apresentou maior concentração média, nos otólitos provenientes do Rio Doce, aproximadamente cinco vezes maior que os otólitos analisados nos rios Ipiranga e São Mateus (Figura 582A). Outro elemento presente na lama do rejeito, é o manganês (Mn), o qual apareceu de forma consistente, através de dois picos de elevadas concentrações, sendo que o primeiro pico ocorreu próximo ao núcleo, sendo esse referente a transferência materna na fase de óvulo, o que é comumente encontrado em diversas espécies de peixes (STURROCK et al., 2015), no entanto, o segundo pico, provavelmente, se faz referente ao evento de rompimento da barragem em 2015. Além de refletir a concentração presente no ambiente, o aumento do manganês pode estar relacionado hipóxia, ou seja, a falta de oxigênio no ambiente aquático (LIMBURG et al., 2015), gerado pelo abrupto acúmulo de sedimento na desembocadura do Rio Doce (Figura 582B). Por fim, o bário (Ba) é comumente utilizado

em estudos com microquímica de otólito como indicador água doce (ELSDON et al., 2008; SOETH et al., 2020), uma vez que é um elemento químico proveniente da lixiviação do leito dos rios. Nos bagres analisados na região do Rio Doce apresentou um aumento acentuado de bário nos perfis dos otólitos analisados, sendo superior a quatro vezes a concentrações encontradas nos rios Ipiranga e São Mateus (Figura 582C), indicando assim, provavelmente, a presença da chegada da lama na foz do Rio Doce. Além dos três elementos citados acima, também foram analisados o cádmio (Cd) e chumpo (Pb), porém ambos os elementos não apresentaram a relação causa e efeito da lama de rejeito no Rio Doce, área diretamente afetada (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 1*).

Para os otólitos do robalo-peva (*Centropomus parallelus*), cronologicamente analisados entre o núcleo e a borda, foi possível observar que as razões Fe:Ca e Mn:Ca, assim como para o bagre-guri, mostraram-se bons indicadores, uma vez que os indivíduos analisados, provenientes do Rio Doce, apresentaram aumento em suas concentrações na área diretamente afetada pelo rompimento da barragem. O ferro encontrado nos otólitos analisados do Rio Doce, apresentaram concentrações médias superiores aos analisados nas regiões do rio Ipiranga, São Mateus e Caravelas (Figura 582D). Quanto as análises de manganês, foi possível, novamente, determinar os dois picos de elevadas concentrações do elemento, sendo o primeiro de origem fisiológica, intrínseca a diversas espécies (STURROCK et al., 2015), no entanto, o segundo pico, provavelmente, referente ao rejeito gerado pelo rompimento da barragem de Mariana (Figura 582E).

Figura 582 Perfis da concentração média das razões Fe:Ca (A), Mn:Ca (B) e Ba:Ca (C) nos otólitos do *Genidens genidens* coletados nos Rios Doce, Ipiranga e São Mateus. Perfis da concentração média das razões Fe:Ca (D) e Mn:Ca (E) nos otólitos do *Centropomus parallelus* coletados nos Rios Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. As setas indicam a presença da lama de rejeito da Barragem de Fundão na foz do Rio Doce



1.3.1.6.4 Telemetria estuarina

Com relação ao uso do habitat por peixes de interesse comercial e ecológico, em setembro de 2020 foi realizada uma campanha para obtenção dos dados de telemetria acústica na foz do Rio Doce. Nesta ocasião, através de mergulho autônomo, foi resgatado um receptor acústico previamente instalado, que ainda se encontrava na região de estudo (*Material Suplementar A7MICS8, Figuras 1 e 2*). As informações obtidas foram transferidas para a base de dados da telemetria estuarina e analisadas para o presente relatório.

Os dados de telemetria passiva são referentes ao período de março de 2019 a setembro de 2020 para o Rio Doce, e julho de 2019 a fevereiro de 2020 para o rio São Mateus. Para o estudo de telemetria

passiva foram marcados 10 indivíduos das espécies *Centropomus parallelus* e *C. undecimalis* (robalo) em cada rio (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 1*). Considerando todos os indivíduos marcados, foram registradas um total de 49275 detecções no Rio Doce e 12448 no rio São Mateus. Os indivíduos foram detectados por um período que variou de 3 a 303 dias no Rio Doce, e de 2 a 209 dias no rio São Mateus. No Rio Doce houve uma dominância de detecções nos receptores internos, porém ocorreram também detecções nos receptores externos, demostrando que alguns indivíduos utilizam o ambiente marinho por algum período, provavelmente para reprodução, uma vez que a espécie precisa de uma salinidade mínima de 27 partes por mil para hidratação dos ovócitos e consequente desova (PETER et al., 1998). Além disso, as detecções na área externa coincidem com pico reprodutivo desta espécie, que vai de maio a junho (IBAMA, 2003; RODRIGUES, 2005). Diferentemente, no rio São Mateus só foram registradas detecções nos receptores internos, indicando que durante o período amostrado os robalos não saíram de dentro do estuário. No rio São Mateus houve um indivíduo marcado (CENPAR25) que não foi detectado nenhuma vez, indicando que pode ter sido capturado antes de ser detectado por algum receptor, visto que há intensa atividade de pesca na área de estudo.

Com o intuito de verificar possíveis diferenças no comportamento ecológico, ou síndromes comportamentais, relacionadas a atividade dos robalos foram comparados os números de detecções entre os períodos (dia e noite) e entre os meses, nos Rios Doce e São Mateus. Não houve diferença entre os períodos diurnos e noturnos (ANOVA, F=0,510, P=0,481), em ambos os rios os robalos apresentam padrão de detecção semelhante ao longo do dia e da noite. Entretanto, o número de detecções em relação aos meses foi significativamente maior no Rio Doce em comparação ao Rio São Mateus (ANOVA, F=8,321, P<0,001 para meses). O maior número de detecções no Rio Doce em relação ao rio São Mateus demonstra que os robalos tendem a passar mais tempo na região estuarina do Rio Doce, indicando uma menor movimentação e ocupação de outros habitats ao longo do rio.

Não foi observada diferença significativa no número detecções entre as horas durante o período do estudo (ANOVA, F=0,136, P=0,999). Para o Rio Doce o intervalo de horas com maior número de detecções foi entre 8 e 10 horas, e as menores detecções foram entre 16 e 18 horas. Para o rio São Mateus o intervalo de horas com maior número de detecções foi entre 6 e 8 horas, e as menores detecções foram observadas entre 22 e 24 horas (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 3*).

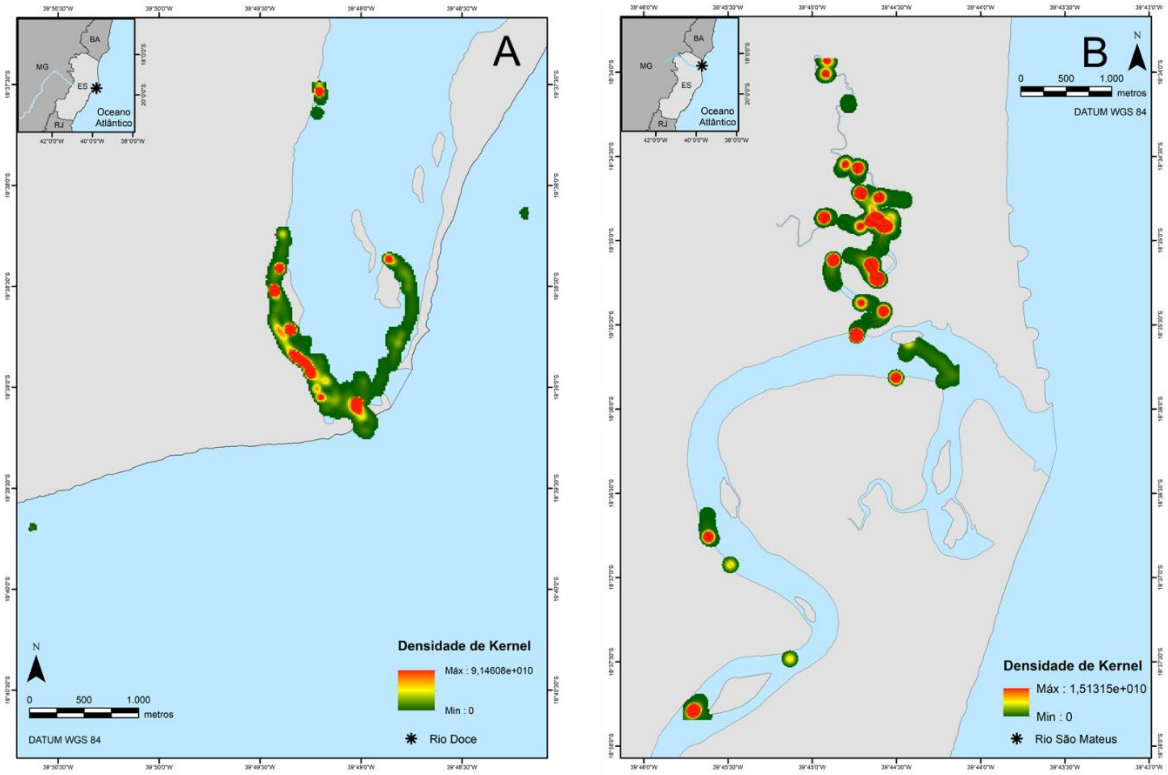
As profundidades analisadas a partir dos dados de telemetria passiva mostraram a mesma tendência já observada pela telemetria ativa durante o Ano 1 do monitoramento. Através do teste de *Mann-Whitney* (para comparação de grupos independentes com distribuição não normal), foi constatado diferença na profundidade média dos indivíduos (P<0,001) detectados no Rio Doce (1,52 ± EP 0,006 m) e São Mateus (1,16 ± EP 0,004 m) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 4*). Diferentemente, não foram constadas diferenças na distância média percorrida pelos indivíduos (P=0,597) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 5*), e na área de vida estimada através da densidade de Kernel KUD 50 (P=0,072) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 6*) e KUD 95 (P=0,090) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 7*) entre os Rios Doce e São Mateus.

A partir do teste de *Mann-Whitney* não foi constatado diferença no valor médio do índice de residência (P=0,568) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 8*) e índice de fidelidade (P=0,178) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 9*), entre os Rios Doce e São Mateus.

Através dos dados dos receptores passivos foi possível determinar padrões de movimentação dos robalos nos ambientes estudados. Desta forma, foi possível reconstruir o caminho percorrido por cada indivíduo através da sequência temporal de detecções. Além disso, foi possível, indicar a direção de deslocamento de cada indivíduo após sair da área de receptores, através do local de última detecção.

No Rio Doce quatro indivíduos foram detectados pela última vez, entre abril e agosto, nos receptores externos RD1 (CENPAR17, CENPAR18, CENPAR19) e RD2 (CENPAR10) (Figura 583A), indicando que estes indivíduos saíram do Rio Doce para a área marinha e não mais retornaram durante o período de estudo. Por outro lado, não foi detectado no Rio Doce nenhum indivíduo migrando para montante da foz.

Figura 583: Mapas da foz do Rio Doce (A) e Rio São Mateus (B) apresentando a densidade estimada de Kernel através da telemetria passiva, as cores correspondem à densidade de detecções em cada local



Diferentemente, no rio São Mateus foi constatado um padrão inverso. Nenhum indivíduo foi detectado nos receptores externos, indicando que os robalos não saíram para área marinha durante o período de estudo. Por outro lado, três indivíduos (CENPAR30, CENPAR38, CENPAR39) foram registrados pela última vez no receptor SM8 (Figura 583), a montante no rio, entre julho e outubro, indicando que estes indivíduos subiram o rio e não mais retornaram para a região da foz.

Os robalos no Rio Doce ocuparam habitats restritos à região estuarina, realizando migrações em direção à área marinha adjacente, e em alguns casos não retornando mais ao rio durante o período de estudo. Por outro lado, no rio São Mateus, os robalos ocuparam habitats mais dispersos ao longo do rio, adentrando os tributários e se deslocando para áreas a montante da foz, e nenhum indivíduo foi detectado na área marinha. Os dados sugerem uma diferença na ocupação de habitats entre os rios, e sentidos diferentes de movimentação.

Com relação ao uso de habitats os dados aqui apresentados corroboram o que já foi evidenciado pela telemetria ativa durante o Ano 1 do monitoramento, ou seja, uma diferença no padrão de deslocamento e utilização de habitats entre a área impactada (Rio Doce) e área comparada (rio São Mateus). Além disso, denota-se também uma diferença na profundidade média dos indivíduos, indicando que os robalos no Rio Doce utilizam habitats mais restritos, como canais e áreas próximas às margens, onde naturalmente há uma maior hidrodinâmica e menor deposição de sedimento. Esse padrão observado no Rio Doce pode provavelmente estar relacionado ao alto grau de sedimentação e deposição de lama no leito do rio (FERNANDES et al., 2016; GOMES et al., 2017), afetando negativamente a utilização de habitats nesta região e o deslocamento dos indivíduos, quando comparado ao rio São Mateus. Young et al. (2016) indicam que fontes alóctones de poluição são especialmente críticas para espécies eurihalinas, contribuindo para perda de habitats, redução da qualidade da água, e diminuição de oportunidades de forrageio.

Além disso, a possível não migração dos robalos rio acima pode acarretar impactos negativos na reprodução e recrutamento das populações desta espécie na região, podendo levar a uma diminuição populacional. Consequentemente, a diminuição das populações de robalos pode ter consequências socioeconômicas negativas nas comunidades pesqueiras locais, uma vez que os robalos são espécies alvo da pesca em toda a área estudada. Neste sentido, é essencial a continuidade do monitoramento de telemetria acústica afim de elucidar o padrão de utilização de habitats, assim como, verificar se os robalos estão se deslocando para áreas a montante da foz do rio, como comumente deveriam.

1.3.1.7 Comunidade de Crustáceos Estuarinos/Marinhos

1.3.1.7.1 Comunidade de crustáceos estuarinos/marinhos - Diagnóstico

Composição faunística das assembleias de crustáceos (Ano 1)

Com relação às assembleias de crustáceos, ao longo de todo período de amostragem do PMBA-Fest/RRDM foram capturados 108.152 indivíduos, aproximadamente 196 kg, pertencentes a 51 táxons e 22 famílias (*A7MICS9, Tabela 1*). O esforço de coletas realizado até o momento tem sido representativo, especialmente para o Rio Doce e Ipiranga, cujas riqueza de espécies observada e estimada apresentam curvas de rarefação mais próximas de atingir a assíntota (*A7MICS9, Figura 1*). No Ano 1 foram identificados 48 táxons, enquanto no período de transição 32 táxons, dos quais sete constituíram novos registros na área de estudo (*A7MICS9, Tabela 2*). Estes resultados são também

apresentados separadamente para áreas internas e externas de cada estuário (*A7MICS9, Tabela 2*), bem como uma lista de espécies (*A7MICS9, Tabela 3*). Um total de 25 táxons foi listado para os pontos de coleta da nova malha amostral com três novos registros (*Ambidexter symmetricus*, *Dromia erythropus* e *Charybdis* sp.) (*A7MICS9, Tabela 4*).

O Material Suplementar A7MCCPF1-S2 apresenta imagens de espécies de crustáceos coletadas nos ambientes estuarinos e marinhos costeiros amostrados ao longo de todo monitoramento, enquanto o Material Suplementar A7MCCPT1-S2 apresenta tabelas com medidas morfométricas das espécies.

De modo geral, o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) foi a espécie mais representativa nas áreas externas de todos os estuários monitorados, mas especialmente no Rio Doce. No Ano 1, a espécie de camarão *Sycionia dorsalis* foi também bastante frequente no Rio Doce, enquanto *Peisos petrunkevitchi* foi a mais abundante nos rios Ipiranga, São Mateus e Piraquê-Açu. Em termos de biomassa, as espécies de siri *Callinectes ornatus* e *Callinectes danae* dividiram a dominância com o camarão sete-barbas; a primeira nos estuários dos rios Caravelas e Ipiranga, e a segunda em São Mateus e Piraquê-Açu. De forma comparativa, ainda que observada a mesma representatividade do camarão sete-barbas, no período de transição a divisão de sua dominância na área externa do rio Piraquê-Açu com o camarão *S. dorsalis* e o siri *C. ornatus* (*A7MICS9, Figuras 2–6*) indica uma importância de ambas espécies na estrutura das comunidades bentônicas da região. As espécies de siris *C. ornatus* e *C. danae* foram dominantes nas áreas internas dos estuários Rio Doce e Caravelas, e Ipiranga e Piraquê-Açu, respectivamente.

Ainda com relação à composição específica dos crustáceos é importante destacar também a ocorrência de recursos pesqueiros de grande interesse comercial na costa brasileira (DIAS, 2011), como os camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Farfantepenaeus paulensis*, o camarão-branco *Litopenaeus schmitti* e o camarão-santana *Pleoticus muelleri*. Dentre as espécies de crustáceos identificadas, o caranguejo *Charybdis hellerii* foi a única espécie exótica coletada na área de estudo (MUSSIELLO-FERNANDES et al., 2011).

Variações espaço-temporais das assembleias de crustáceos (Ano 1)

A análise espaço-temporal dos valores médios densidade e biomassa relativa obtidos no Ano 1 mostraram diferenças significativas entre as áreas e os pontos de amostragem dentro de cada área ao longo das coletas (*A7MICS9, Figura 7 e Tabelas 5*). Como resultado, portanto, o monitoramento PMBA/Fest-RRDM demonstrou a alta variabilidade da fauna de crustáceos entre áreas de coleta nos estuários e estações do ano.

Particularmente quanto à densidade (ind./100m^2) da fauna de crustáceos, foram observadas diferenças significativas entre as áreas internas e externas e pontos amostrais dentro de cada área (*A7MICS9, Tabela 5*). Na área interna do Rio Doce, como já mencionado acima, a densidade foi baixa, o que também foi observado nas demais áreas internas monitoradas, embora um pouco mais elevada nos

estuários do Piraquê-Açu e Caravelas (*A7MICS9, Figura 7A)*. Já na área externa do Rio Doce foi observado um pico na estação chuvosa (nov/2019), enquanto os maiores valores foram obtidos em Piraquê-Açu, São Mateus e Ipiranga na estação seca (*A7MICS9, Figura 7B)*.

No Ano 1 foram observadas diferenças significativas de biomassa (g/100m2) entre as áreas dos estuários, pontos amostrais e meses de coleta (*A7MICS9, Tabela 5*). Os menores valores de biomassa ocorreram nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga. Um pico de biomassa foi observado na área interna do Rio Doce na estação seca (julho/2019), quando chegou a ser pontualmente mais elevada que aquela dos estuários dos rios Ipiranga e Caravelas (*A7MICS9, Figura 7C*). Nas áreas internas, os maiores valores de biomassa foram obtidos em Caravelas, São Mateus e Piraquê-Açu na estação chuvosa. Já nas áreas externas, a biomassa coletada no Rio Doce foi relativamente elevada em comparação aos demais estuários monitorados. Três picos de biomassa foram observados na área externa do Rio Doce, sendo dois picos no período chuvoso (nov/18 e jan/19) e um no período seco (mai/19) (*A7MICS9, Figura 7D*).

No que se refere à riqueza de espécies (número de spp./100m^2), diferenças significativas foram observadas no Ano 1 entre as áreas e meses de coleta (*A7MICS9, Figura 7A-B* e *Tabela 5*). A área interna do Rio Doce apresentou os menores valores de riqueza, permanecendo baixa ao longo do ano, tal como observado no rio Ipiranga (*A7MICS9, Figura 7A*). Na área externa do Rio Doce, a riqueza foi relativamente elevada e alcançou o valor máximo na estação seca (jul/19) (*A7MICS9, Figura 7B*).

As análises de ordenação multidimensional das assembleias confirmaram as diferenças entre áreas internas e externas dos estuários (*A7MICS9, Figuras 9*–10), com as áreas externas mais similares e homogêneas, representando todo contínuo marinho costeiro enquanto os pontos das áreas internas dispostos de forma mais dispersa no ordenamento em decorrência dos baixos valores, especialmente aqueles dos estuários do Rio Doce e Ipiranga.

1.3.1.7.2 Comunidade de Crustáceos Estuarinos/Marinhos - Abordagem de impacto: *beyond-BACI*

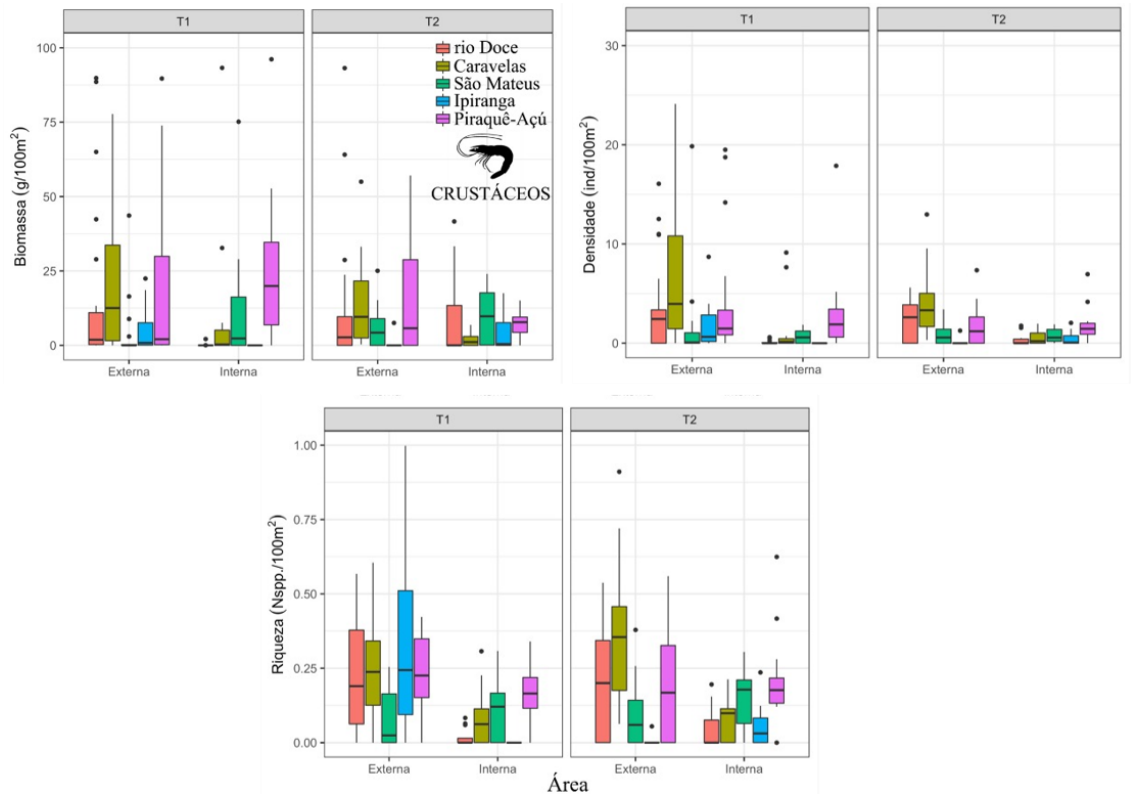
As análises permutacionais multivariadas dos valores de densidade e riqueza das assembleias de crustáceos indicaram diferenças significativas entre as áreas, mas sem relação entre período (T1 x T2) e local (*A7MICS9, Tabela 7*). Isto indica que as diferenças entre as áreas dos estuários são consistentes, mas a fauna do Rio Doce se comportou tal qual aquela dos demais estuários nos dois períodos. Os índices de diversidade e equitatividade não apresentaram diferenças significativas para nenhum dos fatores considerados nas análises de impacto *beyond-BACI* (*A7MICS9, Figura 11-12, Tabela 8*).

Especificamente em relação à densidade (ind./100m^2) dos crustáceos, as análises apontaram diferença significativa entre as áreas dos estuários (*A7MICS9, Tabela 7*), devido aos menores valores obtidos nas áreas internas. Como já mencionado acima, não foi observada diferença nas áreas no Rio Doce entre os períodos T1 e T2 (Figura 584).

Para a biomassa (g/100m^2) foi observada diferença significativa na interação entre áreas e os períodos T1 e T2 (*A7MICS9, Tabela 7*), cuja diferença na área interna do Rio Doce pode ser observada na (Figura 584). Esta diferença se deve especialmente à ocorrência do gênero *Callinectes* (siris), mas principalmente das espécies *C. ornatus*. *C. bocurti* e *C. sapidus* capturadas em T2, sendo o primeiro registro das duas últimas na área de estudo ao longo de todo o período de monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Não foi observada diferença significativa de biomassa na área externa do Rio Doce entre T1 e T2.

O índice de riqueza de espécies relativo (N. spp./100m^2) de crustáceos não apresentou diferença significativa entre períodos T1 e T2 (*A7MICS9, Tabela 7*), embora as diferenças continuaram evidentes entre as áreas, particularmente nas áreas internas de ambos estuários do Rio Doce, Ipiranga e Caravelas, com aumento em T2 (Figura 584). Em termos acumulativos no período considerado (T1 e T2), as áreas externas de todos os estuários apresentaram uma maior riqueza de espécies em relação às áreas internas, exceto em São Mateus com o mesmo número de espécies. Embora tenha sido observado um maior número de espécies em T2 na área interna do Rio Doce, com a adição de registros do gênero *Callinectes*, como já mencionado anteriormente, considerando apenas o período chuvoso da abordagem de análise de impacto, as áreas internas do Rio Doce e Ipiranga permaneceram como a área de menor riqueza de espécies de crustáceos, o que também vem sendo evidente ao longo de todo o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

Figura 584: Boxplots da biomassa, densidade e riqueza de espécies de crustáceos coletados nas áreas internas e externas dos estuários nos períodos de amostragem. Pontos = valores discrepantes (*outliers*). T1 = Ano 1; T2 = Transição



As análises de ordenação multidimensional das assembleias confirmam as diferenças entre as áreas internas e externas dos estuários para os dados do período chuvoso usados na análise comparativa entre T1 e T2 (Figura 585). Além disso, demonstram a variabilidade das assembleias em termos de composição, abundância e biomassa. Se observa que as áreas internas aparecem dispostas no ordenamento de forma mais isolada (Figura 585 e Figura 28), em decorrência dos baixos valores amostrados. As áreas externas formam um agrupamento mais evidente, exceto em termos de abundância na área externa do rio Caravelas em T2 (Figura 585 B). Particularmente em relação ao Rio Doce, as análises apontam uma maior homogeneidade das assembleias em T2, embora compartilhem uma maior similaridade faunística com Piraquê-Açu e São Mateus em ambos os períodos. Quanto à biomassa, os resultados são praticamente os mesmos, mas em T1 (Figura 28A) a variabilidade na área externa do Rio Doce foi maior em relação aos demais estuários. Por outro lado, as análises indicam que as relações entre a estrutura das assembleias e fatores ambientais têm um papel diferenciado para abundância e biomassa e não apresentam um padrão cíclico de variabilidade interanual (*A7MICS9, Tabela 9-12*). Se observa que os níveis de pH e salinidade nos períodos de amostragem foram fatores que influenciaram tanto as diferenças como as variações na estrutura das assembleias entre as áreas internas e externas de cada estuário, com um aumento de abundância e biomassa nas áreas externas. A variação da temperatura apresentou correlação significativa apenas com a variação das assembleias no período T1, com aumento nas áreas internas, mas não em T2. Quanto à turbidez, houve um aumento significativo em relação aos baixos valores de abundância das áreas internas em T1 (Figura 585 A), enquanto em T2 o aumento da turbidez apresentou relação com os maiores valores de biomassa da área externa (Figura 28B). A profundidade apresentou correlação significativa apenas para os valores de abundância em T1 (Figura 585 A) e o oxigênio dissolvido (DO) não apresentou nenhuma correlação com as análises de ordenação das assembleias (*A7MICS9, Tabela 9-12*). Ainda assim, cabe ressaltar que embora as áreas externas monitoradas sofram influência direta dos respectivos estuários, toda área estudo faz parte de um grande contínuo na costa central brasileira e está inserida na mesma ecorregião marinha (LANA & BERNARDINO, 2018), caracterizada como um setor mais homogêneo quanto ao compartilhamento de espécies mas, por outro lado, reconhecidamente dinâmico em relação à variação dos fatores ambientais que podem ditar aspectos ecológicos da fauna de crustáceos na região.

Espécies bentônicas oportunistas adaptadas a viver em fundos lamosos podem ter sido beneficiadas pela deposição do grande volume de lama oriunda do rompimento da barragem, como é o caso do camarão sete-barbas. Esta é uma espécie de crustáceo tipicamente marinha que constitui um dos principais recursos pesqueiros do litoral brasileiro e do Espírito Santo em particular (MARTINS et al., 2013; MUSSIELLO-FERNANDES et al., 2018), cuja abundância apresentou aumento no período de transição (*A7MICS9, Figura 13*). Além da concentração de indivíduos na foz do estuário do Rio Doce, como demonstrado no Ano 1 (RRDM, 2019), isto indica um aumento contínuo da densidade da espécie na área diretamente afetada pelo rompimento da barragem, onde há uma concentração de contaminantes associados à lama de rejeito. Nesse sentido, além do grande potencial de contaminação das populações locais, a transferência por bioacumulação para outros níveis superiores da cadeia

trófica é um outro fator agravante. Por outro lado, os baixos valores de biomassa observados para esta espécie (*A7MICS9, Figura 14*) se devem ao fato das análises comparativas entre T1 e T2 terem incluído apenas o período de recrutamento da espécie, quando há uma maior incidência de indivíduos de menor porte (juvenis).

Figura 585: Diagrama de análise de coordenadas principais (PCoA) sobre a matriz de abundância dos crustáceos (índice de Sorensen: A=T1; B=T2) coletados nas áreas internas (I) e externas (E) dos estuários amostrados: CA=Caravelas (verde), SM=São Mateus (azul), IP=Ipiranga (amarelo), RD=Rio Doce (vermelho), PA=Piraquê-Açu (cinza). Elipses representam intervalo de confiança de 99%

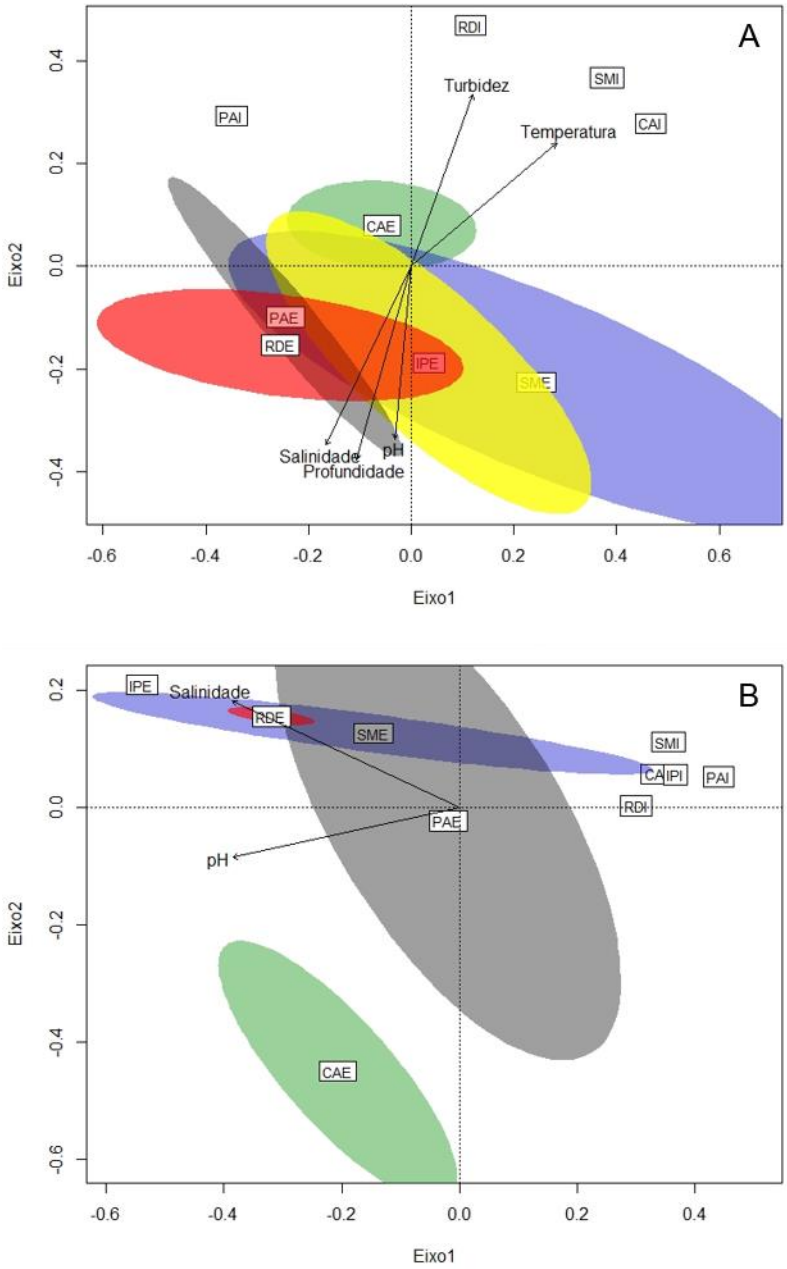
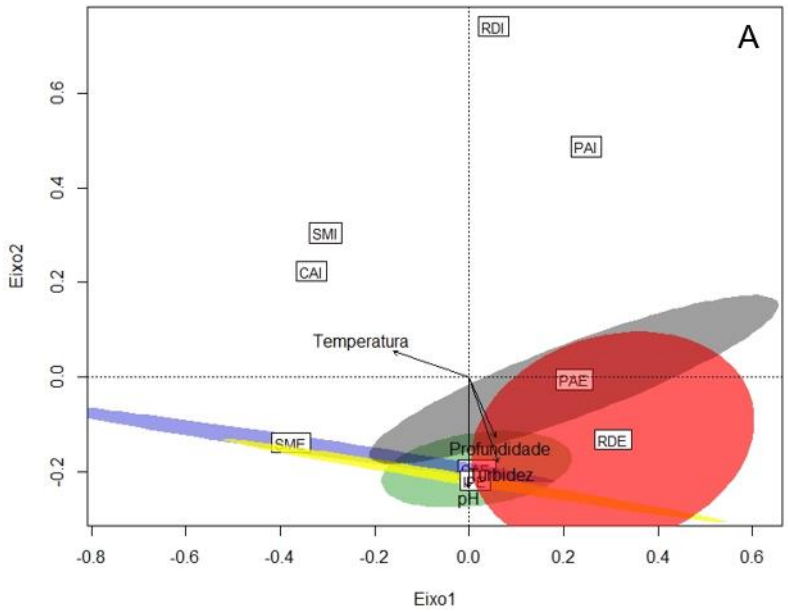
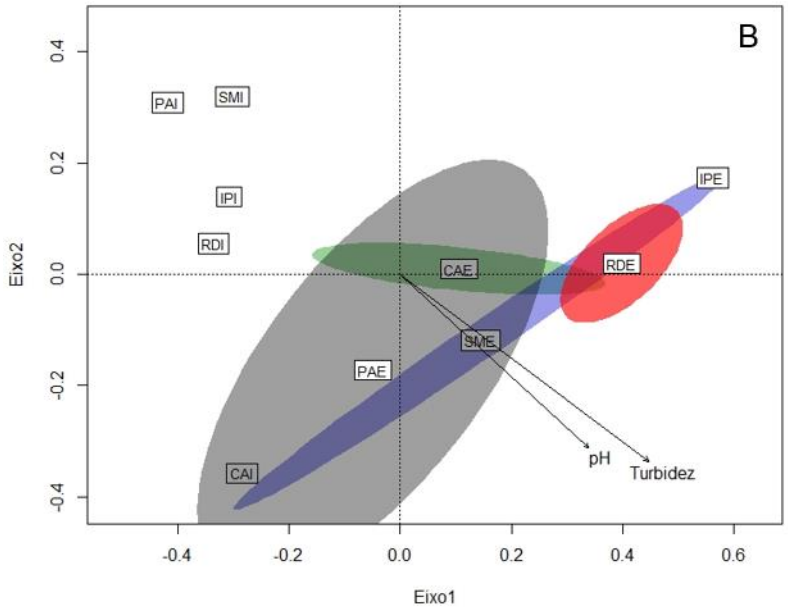


Figura 586: Diagrama de análise de coordenadas principais (PCoA) sobre a matriz de biomassa dos crustáceos (índice de Bray-Curtis: C=T1; D=T2) coletados nas áreas internas (I) e externas (E) dos estuários amostrados: CA=Caravelas (verde), SM=São Mateus (azul), IP=Ipiranga (amarelo), RD=Rio Doce (vermelho), PA=Piraquê-Açu (cinza). Elipses representam intervalo de confiança de 99%





1.3.2 Peixes Recifais

1.3.2.1 Assembleia de Peixes Recifais

Até o presente momento, três campanhas de campo foram realizadas; duas no Ano 1 (T1; janeiro-março/2019 e T2; junho – agosto/2019) e uma no período de Transição (T3; janeiro – março/2020). Devido à pandemia da SARS-Cov2, e a consequente interrupção das atividades de campo em meados

de março de 2020, não foi possível executar a coleta de dados de censos dos peixes recifais em quatro dos seis setores da APA Costa das Algas (Impacto), na totalidade das zonas dos Recife Esquecidos (C1) e em cinco dos seis setores de Vitoria (C5). As demais zonas amostrais: Recifes do Cassurubá (C2), Parcel das Paredes (C3), Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (C4) e Ilhas de Guarapari/APA de Setiba (C6) foram amostrados na totalidade em 2020. Devido às diferenças causadas pela referida interrupção das amostragens entre as campanhas de 2019 (T1 e T2) e 2020 (T3), optou-se por incorporar a variabilidade temporal na variabilidade natural dos dados, de forma que os resultados serão apresentados na maioria dos casos juntando as três campanhas (T1-T3), ponderadas pelo esforço amostral, focando portanto nas variações espaciais para a detecção (ou não) do impacto. Neste caso, se a variabilidade temporal for muito grande ela certamente atuará homogeneizando as diferenças e contribuindo para a aceitação de H_0.

A estrutura do habitat é um fator preponderante na estruturação de assembleias de peixes recifais (HACKRADT et al., 2011). A zona Impacto (I - APA da Costa das Algas e REVIS Santa Cruz) apresentou os menores valores de rugosidade e inclinação do substrato, demonstrando a baixa complexidade estrutural dos recifes do local. Adicionalmente, a zona Impacto teve menores temperaturas médias em comparação com as demais zonas, o que é explicado devido à proximidade da quebra da plataforma continental e a influência de pontos de ressurgência (Teixeira et al., 2013). Igualmente, as zonas localizadas mais ao sul (I e C1) apresentaram as maiores profundidades médias que os no Banco de Abrolhos (*Material suplementar A7MICS12*, *Tabela 1; Figura 1).*

O tipo de substrato variou entre as zonas estudadas, porém foi predominante o substrato consolidado recifal. Contudo, vale ressaltar uma maior heterogeneidade nos recifes costeiros de Cassurubá (C2), Paredes (C3) e Abrolhos (C4) (*Material suplementar A7MICS12*, *Figura 2*). A cobertura de assembleias bentônicas, são indicadores de sanidade em ambientes recifais, assim se tornam métricas de extrema importância na determinação dos padrões espaciais da estrutura de assembleias de peixes recifais (FLOETER et al., 2007; CHONG-SENG et al., 2012). Desta forma, foram coletadas e analisadas o total de 14.040 fotos da cobertura bentônica das zonas amostradas. A cobertura de matriz de algas epilíticas (MAE) foi predominante na maioria das zonas: (I, C3, C4, C5, C6), apenas as zonas C1 e C2 apresentaram um padrão diferente, onde o grupo zoantídeo foi o mais significante (em média 46,5 e 44,3%, respectivamente). Essa predominância de MAE é registrada como um padrão para costa brasileira, podendo estar associada a pesca predatória de peixes herbívoros, além dos padrões físico químicos da água (AUED et al., 2018). As zonas C3, C4 e C5 obtiveram as maiores contribuições de corais massivos e ramificados (*Material suplementar A7MICS12, Figura 2*). Embora tenha sido registrada a presença de sedimento em todas as áreas de estudo, na zona impacto e C6 foram encontrados os maiores percentuais. Nessas mesmas áreas foi observada uma reduzida concentração de organismos filtradores. Em contrapartida, em locais com menores percentuais de sedimento foram obtidas maiores concentrações desse grupo de organismos (C1 - 0,8% sedimento, 11,5% filtradores; C5 -2,9% sedimento, 9,1% filtradores) (*Material suplementar A7MICS12, Figura 3*). A sedimentação é

um dos fatores que mais influência na distribuição dos organismos no recife, onde as altas taxas de sedimentação podem afetar o recrutamento e assentamento das larvas (SOARES, et al., 2017).

As variáveis do habitat (complexidade e heterogeneidade) e de cobertura foram analisadas a partir de uma análise de componentes principais (PCA) no intuito de avaliar a existência de gradientes ambientais entre as amostras obtidas nas distintas zonas. O eixo 1 (PC1; 16,52%) se mostrou estruturado pela cobertura bentônica, onde os dados positivos indicam cobertura predominantemente de macroalgas e pradarias agregando a maioria das amostras da zona impacto e a controle C6 (Guarapari), e no eixo negativo, dominada por zoantídeos (ZOAN), corais e fundos recifais com um rugosidade e inclinação mais elevada, agregando a maioria das amostras do C1 – C5. Por outro lado, o eixo 2 (PC2; 13,72%), estruturado pelas variáveis de complexidade e heterogeneidade, evidenciou maior influência da inclinação, profundidade e habitat consolidado (recifes) para grande parte das amostras, especialmente as C3 e C4, enquanto as amostras da zona Impacto estiveram negativamente relacionadas com as variáveis de estrutura do habitat (*Material suplementar A7MICS12, Figura 3*).
Sabe-se que o estado do Espírito Santo é o limite de distribuição dos recifes de corais (CASTRO & PIRES, 2001) e que o sul do estado apresenta uma composição bentônica significativamente diferente da porção norte, onde a dominância das algas (ao sul) é substituída pela maior presença de corais e esponjas (SANTOS, 2019). É amplamente conhecido que a cobertura do substrato recifal influência nos padrões de riqueza e abundância das assembleias de peixes (FRIEDLANDER & PARRISH, 1998; HOLBROOK et al., 2008; FRANCINI-FILHO & MOURA, 2008). A visível heterogeneidade tanto na estrutura do habitat quanto na cobertura bentônica entre as zonas estudadas deve ser levada em consideração na determinação dos padrões de ocorrência e estrutura de peixes recifais como demonstraremos a seguir, reforçando a necessidade de monitoramento em longo prazo para desacoplar os padrões naturais de ocorrência das espécies daqueles influenciados pelos impactos antrópicos. Portanto, as variáveis ambientais coletadas neste estudo, foram utilizadas como covariáveis dos dados biológicos das assembleias de peixes recifais para remover o efeito da estrutura do habitat sobre a estrutura da comunidade de peixes recifais (ANDERSON et al., 2008).

Durante os dois anos foram feitos 474 censos visuais; 312 em 2019, e 162 em 2020. Nas campanhas do Ano 1 foram registrados 14960 indivíduos de peixes, representados em 36 famílias, 63 gêneros e 89 espécies. Já na campanha do período de Transição foram registrados 7565 indivíduos, sendo 34 famílias, 60 gêneros e 86 espécies. Nos dois anos de amostragem as espécies mais comuns foram xira-branca *Haemulon aurolineatum* (Haemulidae), cirurgião *Acanthurus bahianus* (Acanthuridae) e a donzelinha *Stegastes fuscus* (Pomacentridae). A maior diferença temporal foi vista na abundância do *Heteropriacanthus cruentatus*, que no T1 foi uma das espécies mais abundantes na zona Impacto, porém no T2 e T3 não foi observado. Fora isso, a composição de espécies foi similar entre as três campanhas (T1 – T3) (*Material suplementar A7MICS12,* Tabela 2).

No total durante as três campanhas, 22525 indivíduos foram registrados, representando 41 famílias,73 gêneros e 123 espécies de peixes recifais. Isso corresponde à aproximadamente 30% das espécies de

peixe recifais registradas até hoje na literatura do estado do Espirito Santo e no Banco dos Abrolhos (PINHEIRO et al., 2018) e incluiu 22 espécies endêmicas do Brasil.

Em geral, as assembleias de peixe recifais em Espirito Santo e Abrolhos são parecidos em termos de estrutura e ocorrência de espécies (PINHEIRO et al., 2018), e as diferenças identificadas aqui podem indicar um princípio de desestruturação local nas comunidades principalmente na zona Impacto (UNDERWOOD, 1991; GLASBY 1996; BENEDETTI-SECHI et al. 2001). A estrutura das assembleias em todas as zonas Controle mostraram muita sobreposição (NMDS; *Stress* 0,25; *Material suplementar A7MICS12, Figura 5)* indicando uma estrutura parecida. Apenas a zona Impacto teve uma distribuição maior no espaço multivariado, mostrando que a variação entre as réplicas nessa zona foi maior (*Material suplementar A7MICS12, Figura 5*). O NMDS tem que ser interpretado com cuidado, devido ao alto valor de *stress*.

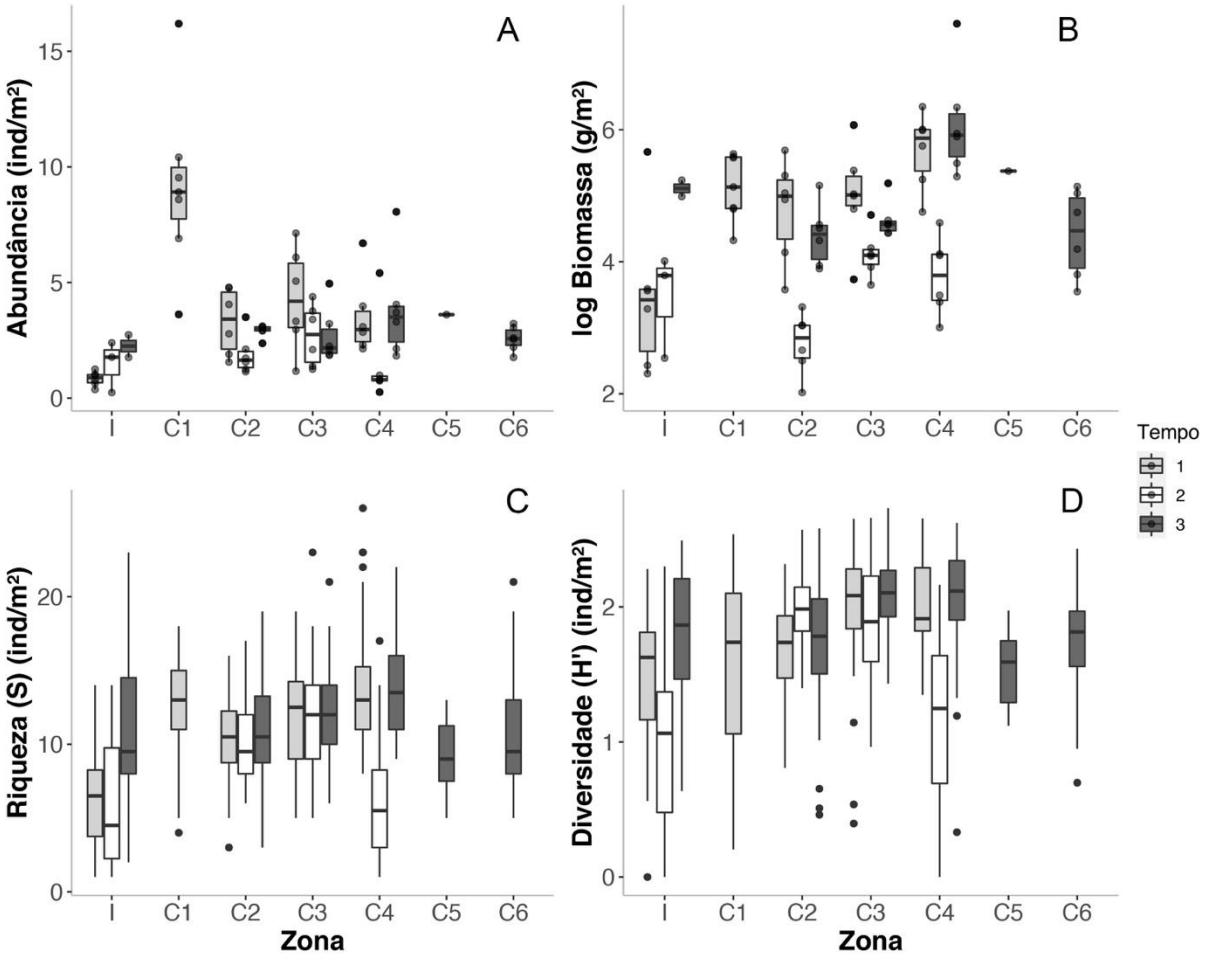
O maior número de espécies foi observado na zona controle – PARNA Abrolhos (C4, n=78) seguido por Guarapari (C6, n=64), APA Costa das Algas (I, n=61), Cassurubá (C2, n=60), Paredes (C3, n= 54), Esquecidos (C1, n=53) e Vitória (C5, n=22). Por outro lado, foi registrado o maior número absoluto de indivíduos no C1 (3802 indivíduos), seguido por C4 (3419 indivíduos), C3 (3059 indivíduos), C2 (2170 ind.) e I (1223 ind.) (*Material suplementar A7MICS12, Tabela 2*). A espécie mais abundante em todas as zonas, exceto no C6, foi *Haemulon aurolineatum* (Haemulidae), enquanto que no C6 *Halichoeres poeyi* (Labridae) foi a espécie mais abundante (*Material suplementar A7MICS12, Tabela 2*).

De uma forma geral, as menores médias para todos os descritores no Ano 1 e no período de Transição, foram observadas na zona Impacto. Isso se aplica para abundância, biomassa e todos os índices de diversidade, exceto equitatividade de Pielou (Figura 587) *Material suplementar A7MICS12*, *Tabela 3*). As assembleias de peixes recifais amostradas na zona Impacto apresentaram diferenças significativas para abundância, biomassa, riqueza e diversidade quando comparadas com as zonas C1, C2, C3 e C4, mas não com C6 (PERMANOVA, Figura 588 *Material suplementar A7MICS12, Tabela 4*).

As curvas do coletor indicaram uma similaridade no número de espécies esperadas na zona Impacto em relação as zonas de controle, exceto para C4 (PARNAMar Abrolhos) que mostrou um número estimado de espécies 50% maior que as demais zonas estudadas (*Material suplementar A7MICS12, Figura 5*). As curvas se estabilizaram mesmo com um número menor de réplicas na zona de Impacto (APA Costa das Algas), Guarapari (C6) e Recife dos Esquecidos (C1).

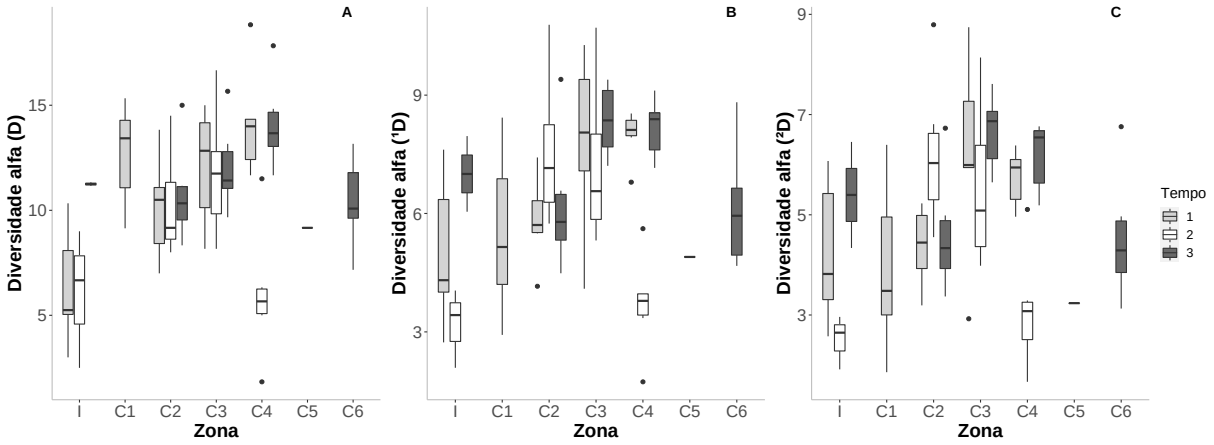
Tanto o índice de diversidade de *Shannon-Wiener* quanto a riqueza de espécies e a composição da ictiofauna apresentaram respostas semelhantes aos descritores anteriores no contraste entre as zonas Impacto e os controles (I *vs* C), e todas foram diferentes significativamente a pequena escala espacial entre as zonas Impacto *vs* Controle (Figura 587; *Material suplementar A7MICS12,Tabela 4*). Observam-se, claramente, menores médias das variáveis citadas na zona Impacto (Figura 587; *Material suplementar A7MICS12, Tabela 4, 5*).

Figura 587: Abundancia (A), biomassa (B), riqueza (C) e diversidade de Shannon (H´)(D) de peixe recifal nas zonas amostradas durante as três campanhas (T1, T2 e T3). As linhas horizontais representam as médias, os retângulos o erro padrão e as barras representam o intervalo de dados. Cada ponto em (A) e (B) representa uma réplica (um UVC), e em (C) e (D) dados *outliers*. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari



Na zona Impacto foi constatada uma perda de diversidade de espécies comuns (1D) e de espécies raras (0D) de peixes recifais em relação às zonas Controle (Contraste I *vs* C significante, sendo essa última mais pronunciada) (Figura 588 e Figura 589). Ao adicionar os dados do período de Transição, se observa um padrão semelhante ao ao do Ano 1 para as curvas de Hill (para todas as zonas combinadas), onde a diversidade gama (Dγ) apresenta um perfil de diversidade muito íngreme, indicando que espécies raras (0Dγ) teriam uma maior importância em relação às espécies comuns (1Dγ) e dominantes (2Dy) (*Material suplementar A7MICS12, Figura 6*). Essa distribuição desproporcional entre espécies raras e comuns pode ser um indicativo de fragilidade das comunidades de peixes recifais, indicando vulnerabilidade à distúrbios, como impactos antrópicos e mudanças climáticas (GASTON, 1994; FLATHER & SIEG, 2007).

Figura 588: Valores de diversidade alfa (Dα) de peixes recifais durante as três campanhas (T1, T2 e T3), onde q representa a ordem de diversidade: a) ^{0}D – Menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras; b) ^{1}D – Valores de diversidade verdadeira; c) ^{2}D – Maior peso para espécies abundantes, calculadas para os seis zonas estudadas. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari



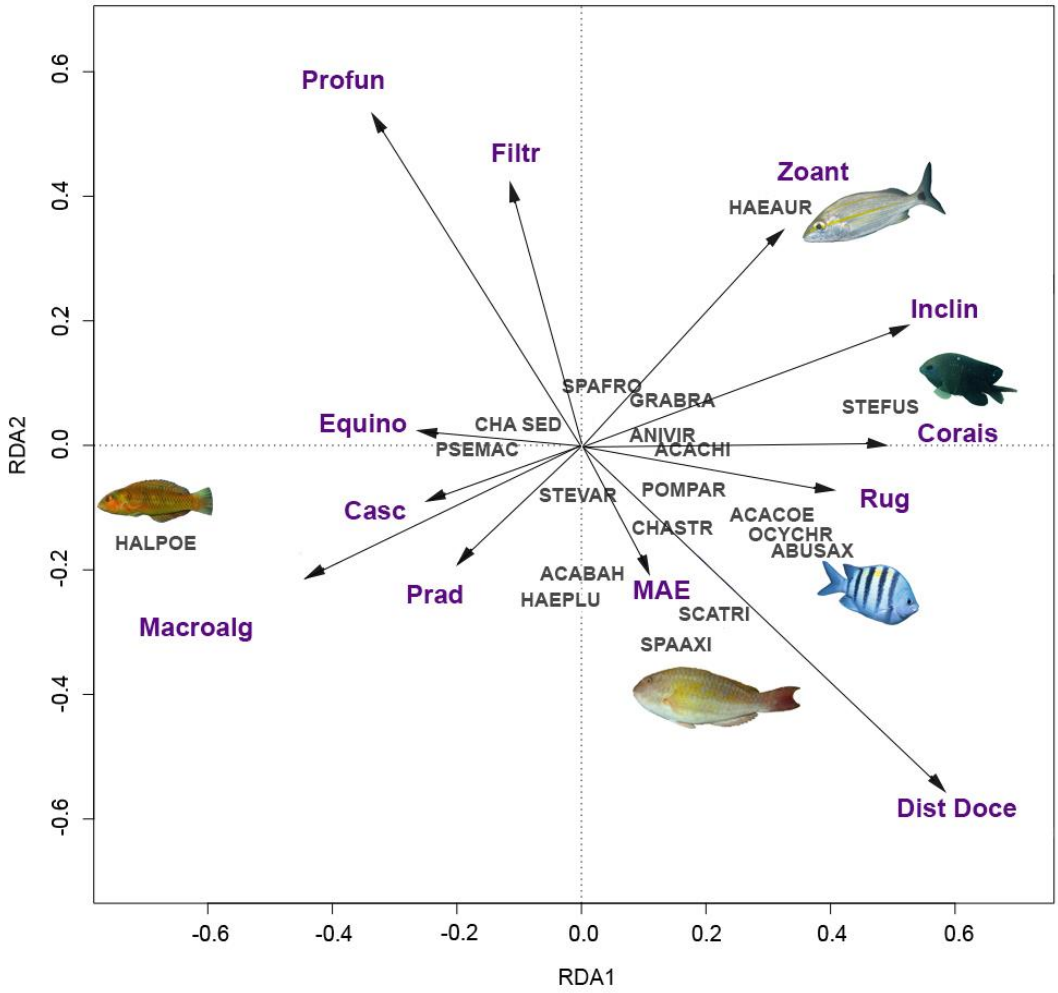
Outros fatores como estrutura do recife e cobertura de bentos também influenciam distribuição de espécies em menores escalas espaciais (COKER, WILSON & PRATCHETT, 2014; VAN LIER et al., 2018). Esses efeitos são normalmente espécie-específicos. Nas zonas amostradas, uma das espécies mais comuns, *Halichoeres poeyi* (Labridae) foi principalmente influenciada pelar cobertura de macroalga, e *Sparisoma axillare* (Labridae: Scarinae) e *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) pela cobertura da matriz epilitica de algas em combinação com distância para o Rio Doce (RDA; R^2 = 0,16; Figura 589). Os primeiros quatro eixos explicaram 85,4% da variação dos dados de abundância e mostrou que a variável "Distancia para Rio Doce" foi uma das variáveis explicativas mais fortes para a composição de assembleia de peixes recifais das zonas amostradas.

Com relação aos grupos tróficos, a abundância de peixes herbívoros-detritívoros, omnívoros, e piscívoros foi menor na zona Impacto quando comparada à todas as zonas Controles (PERMANOVA, p<0,001, *Material suplementar A7MICS12, Figura 7, Tabela 6 -25*), exceto para os peixes onívoros-planctívoros, onde a zona C6 foi estatisticamente similar ao Impacto (PERMANOVA, p <0,001). Por outro lado, a biomassa de peixes herbívoros-detritívoros, piscívoros e onívoros-planctívoros apresentou os menores valores na zona Impacto quando comparada aos Controles (PERMANOVA, p<0,001) (*Material suplementar A7MICS12, Figura 7* e *8*, *Tabela 6 -25*).

É comum na literatura diferenças significativas na abundância, biomassa e comprimento de peixes recifais, em comparação entre locais abertos e fechados para a pesca, Efeito da Área Marinha Protegida (AMP) (HARMELIN-VIVIEN et al. 2008; HACKRADT et al. 2014). Localmente, Bruce et al. (2012) apontam que a biomassa de peixes é menor nos recifes desprotegidos (fora da área do PARNA Abrolhos) em comparação com as áreas protegidas por fiscalização. Os resultados obtidos pelo presente projeto também evidenciam uma biomassa 4,3 vezes maior no C4 (zona protegida) quando comparada à zona Impacto (335,7±73,7 g/m^2 e 76,6±15,2 g/m^2, respectivamente, *Material suplementar*

A7MICS12, Tabela 3). Outras atividades além da pesca, como produção de celulose, carcinicultura, dragagem, navegação e exploração do petróleo, podem também influenciar os ecossistemas costeiros. Os efeitos cumulativos de atividades antropogênicas ainda são pouco compreendidos, inclusive os efeitos sinérgicos desses impactos com a chegada da lama proveniente do rompimento da barragem, o que demonstra a necessidade de um monitoramento contínuo.

Figura 589: Distribuição das espécies de peixe recifal nas seis zonas amostradas visualizados em espaço multi dimensional. Os vetores mostram as variáveis preditoras significativas para o modelo final (p =0,01). O comprimento do vetor indica o peso da variável. Apenas as espécies de peixes que foram influenciadas pelas variáveis preditoras foram incluídas na figura. ABUSAX = *Abudefduf saxatilis*, ACABAH = *Acanthurus bahianus*, ACACHI = *Acanthurus chirurgus*, ACACOE = *Acanthurus coeruleus*, ANIVIR = *Anisotremus virginicus*, CHASTR = *Chaetodon striatus*, GRABRA = *Gramma brasiliensis*, HAEAUR = *Haemulon aurolineatum*, HAEPLU = *Haemulon plumieri*, HALPOE = *Halichoeres poeyi*, OCYCHR = *Ocyurus chrysurus*, POMPAR = *Pomacanthus paru*, PARMAC = *Pseudupeneus maculatus*, SPAAXI = *Sparisoma axillare*, SPAFRO = *Sparisoma frondosum*, STEFUS = *Stegastes fuscus*, STEVAR = *Stegastes variabilis*. Profun = profundidade, Filtr = Organismos filtradores, Zoant = Zoanthus, Equino = Equinodermos, Casc = Cascalho, Prad = Pradaria de grama marinha ou algas no fundo inconsolidado, MAE = Matriz de algas epilithicas, Rug = Rugosidade do fundo, Inclin = Inclinação do fundo, Corais = Corais pétreos



As assembleias de peixes recifais na zona C1 foram similares às de C2, C3 e C4, com menor biomassa para alguns grupos alvos da pesca, mas com algumas espécies apresentando maiores abundâncias no C1 do que nos recifes costeiros do Banco dos Abrolhos (C2 e C3) (*Material suplementar A7MICS12, Tabela 2, 3*). A estrutura das assembleias de peixes recifais de C2 e C3, amostrada nos arcos recifais interno e externo, esteve associada principalmente à distância da costa, uma variável que se confunde com a proteção contra a pesca, uma vez que os recifes do arco externo estão inseridos na área do Parque Nacional. A zona C6 (Guarapari) apresentou uma assembleia diversa, com presença de algumas espécies (e.g. *Clepticus brasiliensis* e *Bodianus rufus*) que não foram observadas nas zonas da porção norte do banco de Abrolhos (C2 – C4). Isso pode ser relacionado a uma influência de águas oceânicas que trazem uma maior abundância de zooplâncton, visto que essas espécies apresentam uma dieta planctívora durante a vida toda ou na fase juvenil (FROESE & PAULY 2019).

Dentre as dez espécies mais abundantes, duas não foram registradas na zona Impacto (*Ocyurus chrysurus e Abudefduf saxatilis*), sendo *Haemulon aurolineatum*, *Halichoeres poey* e *Acanthurus bahianus* as mais abundantes observadas nessa zona (*Material suplementar A7MICS12, Figura 9*).

As oito espécies que foram escolhidas para avaliação dos padrões populacionais mostraram padrões distintos. O sargentinho, *Abudefduf saxatilis*, uma das espécies mais comuns na costa brasileira, foi encontrado em abundância muito inferior na zona Impacto. Também esteve ausente no C5 (entretanto apenas um setor foi amostrado devido à pandemia), mas ocorreu em todas as demais zonas (Figura 590 (A-C). O cirurgião *Acanthurus bahianus*, um das 10 espécies mais comuns na amostragem, foi encontrado em todas as zonas, mas com menor abundância na zona Impacto, seguido pelo C1 e C2 (Figura 590 D-F).

O góbio-neon, *Elacatinus figaro*, obteve maiores abundâncias e biomassa registradas no C1, indicando a presença de indivíduos de maiores tamanhos (classe 3-4 cm) nessa zona em comparação com C2 e C4, onde também foi abundante. Na zona Impacto foram observados somente dois indivíduos (Figura 590 G-I). O grama, *Gramma brasiliensis*, espécie de grande importância para a aquariofilia, seguiu padrão de ocorrência semelhante ao neon, com maiores abundâncias e biomassas em C1 (Figura 590 G-I). Já para o dentão, *Lutjanus jocu*, observou-se uma maior abundância em C2 seguida por C1, enquanto que na zona Impacto são predominantemente juvenis e sub-adultos (Figura 591A -C). O badejo-quadrado, *Mycteroperca bonaci*, foi mais abundante em C4, seguido de C1. Mas C4 foi a única zona em que todas as classes de tamanho foram encontradas, indicando uma boa estrutura populacional. Somente um indivíduo foi registrado na zona Impacto (Figura 591D-F). A guaiúba, *Ocyurus chrysurus*, esteve bem representada em número em todas as zonas, exceto no Impacto e C5 apresentando maior biomassa em C1 (Figura 591G-I). Outra espécie não observada na zona Impacto, C5 e C6 foi o budião-azul, *Scarus trispinosus*, que apresentou médias de abundância e biomassa crescentes desde o C1 ao C4, sendo nesta última zona presente em todas as classes de tamanho; vale ressaltar a predominância de indivíduos juvenis (0-15 cm) nos recifes costeiros de C2 e C3 (Figura 591J-L).

As espécies raras servem como indicadores da estrutura de comunidades por apresentarem requerimentos de recursos específicos e nichos ecológicos restritos (FLATHER & SIEG, 2014). A perda destas espécies pode acarretar em profundas mudanças estruturais nas assembleias de peixes afetando a riqueza e a redundância funcional dos ecossistemas marinhos (COTTINGHAM et al., 2001; MOULLIOT et al., 2013). Por exemplo, uma espécie rara que não foi observado na zona I, foi o *Balistes vetula*. Espécies da família Balistidae são importantes predadores de ouriços, que em cenários sem predadores podem alterar a estrutura bentônica por causa da alta taxa de herbivoria (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 2016).

Figura 590: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies comuns, grupo funcional essencial e raras amostradas nas zonas de estudo. *Abudefduf saxatilis* (A-C) (comum), *Acanthurus bahianus* (comum) (D-F), *Elacatinus fígaro* (espécie limpadora) (G-I) e *Gramma brasiliensis* (raro) (J-L)

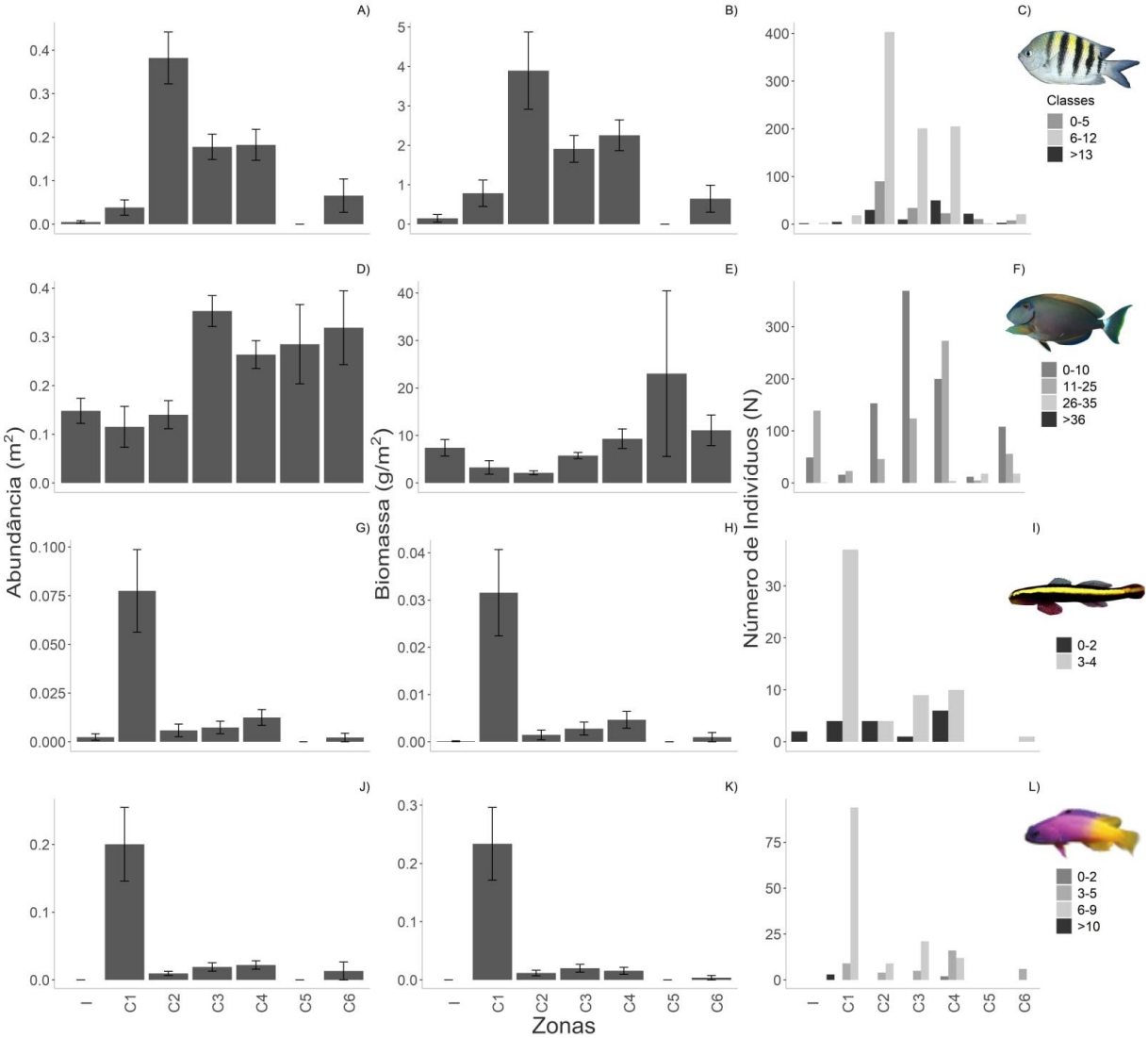
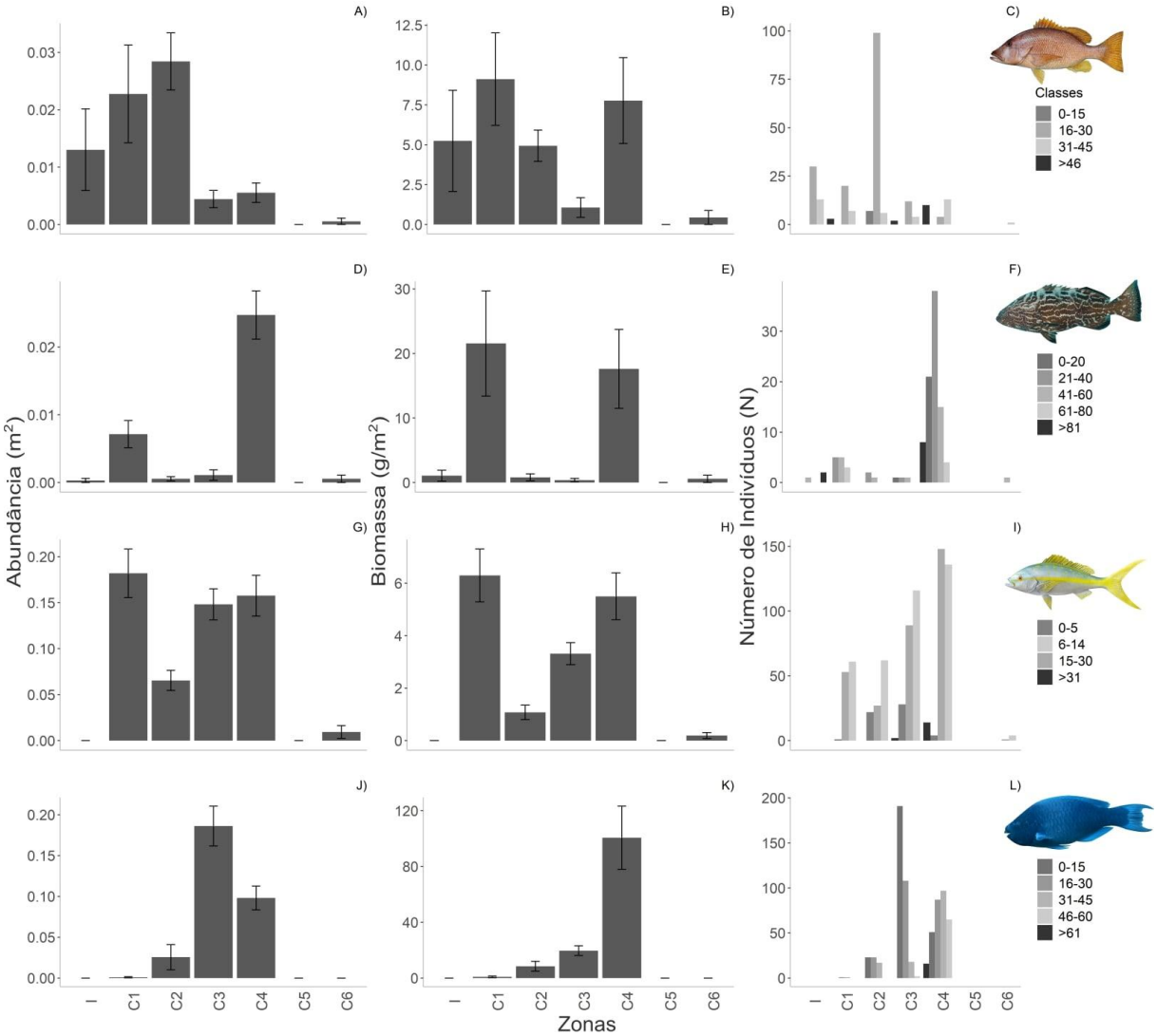


Figura 591: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies sob algum nível de ameaça (IUCN/445) e/ou valor econômico amostradas nas zonas de estudo. Lutjanus jocu (valor econômico) (A-C), Mycteroperca bonaci (espécie ameaçada) (D-F), Ocyurus chrysurus (valor econômico) (G-I) e Scarus trispinosus (espécie ameaçada) (J-L)



A perda de espécies comuns está relacionada a baixa abundância de *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae), Acanthurideos (*A. bahianus*, *A chirurgus* e *A. coeruleus*) e *Sparisoma axillare* (Labridae: Scarini) na zona Impacto. *Abudefduf saxatilis* é uma espécie bastante comum ao longo da costa brasileira, e não é alvo da pesca; por esse motivo sua ausência chama a atenção. Essa espécie pertence ao grupo trófico onívoro-planctívoro, que em outros estudos relacionados impacto da turbidez e sedimentação, foram impactadas negativamente (JOHANSEN & JONES, 2013, MOUSTAKA et al., 2018). Os peixes herbívoros-detritívoros, outro grupo com baixa abundância e biomassa na zona Impacto, inclui espécies muito comuns como os acanthurideos e *Sparisoma axillare*, assim como espécies ameaçadas de extinção pela sobrepesca como o budião-azul, *S. trispinosus,* maior espécie de peixe papagaio no Brasil (IUCN, 2020). Os peixes herbívoros-detritívoros são um elo importante entre microorganismos, detritos, plantas e os níveis mais altos da cadeia trófica (WILSON et al., 2003,

CHOAT, ROBBINS & CLEMENTS, 2004). Eles também desempenham um papel funcional importante nos sistemas de ambientes recifais, no ciclo de sedimento e na dinâmica entre as algas e corais, por isso se faz necessária uma maior atenção para esse grupo. É possível que pesca combinada com o Rompimento de Barragem resultou em efeitos cumulativos, acentuando a redução desse grupo trófico. Altas taxas de sedimento normalmente impedem o forrageamento de peixes herbívoros-detritívoros (BELLWOOD & FULTON, 2008; GOATLEY & BELLWOOD, 2012, GOATLEY et al., 2016). A zona Impacto é sujeita a um nível naturalmente alto de sedimentação por causa da evasão fluvial, especialmente quando comparada às zonas localizadas mais afastadas da costa (e.g. C1 e C4). Tendo em vista que a turbidez e a sedimentação aumentaram consideravelmente depois do rompimento da barragem, como constatado no relatório do Ano 1 (2019), a descida dos rejeitos da lama pode ser também um fator impactante para esse grupo. A distribuição espacial de peixes herbívoros já foi usada como *proxy* para mapear resiliência (*i.e*. capacidade de um sistema de resistir à distúrbios) de sistemas recifais (CHEAL et al., 2013; KNUDBY et al., 2013). É possível que os sistemas recifais da zona Impacto já tenham sofrido com alterações na comunidade bentônica e, portanto, possuem baixa resiliência, ou uma capacidade limitada de lidar com distúrbios por causa da possível perda desse grupo.

1.3.2.2 Recrutamento de Peixes Recifais

Para o recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais, os indicadores empregados na avaliação de impacto incluíram (1) índices ecológicos de pós-larvas de peixes (abundância total, biomassa total e riqueza de espécies), (2) composição de espécies de pós-larvas e (3) índices de diversidade de pós-larvas de peixes. No ano de 2020, as campanhas de amostragens foram interrompidas no mês de março 2020, em consequência da pandemia da COVID-19. Diante disto, no período de Transição, apenas uma campanha de amostragem foi realizada nos ambientes recifais. Para detalhes consultar o anexo Metodologia – Anexo 7.

1.3.2.2.1 Pós-larvas Recifais

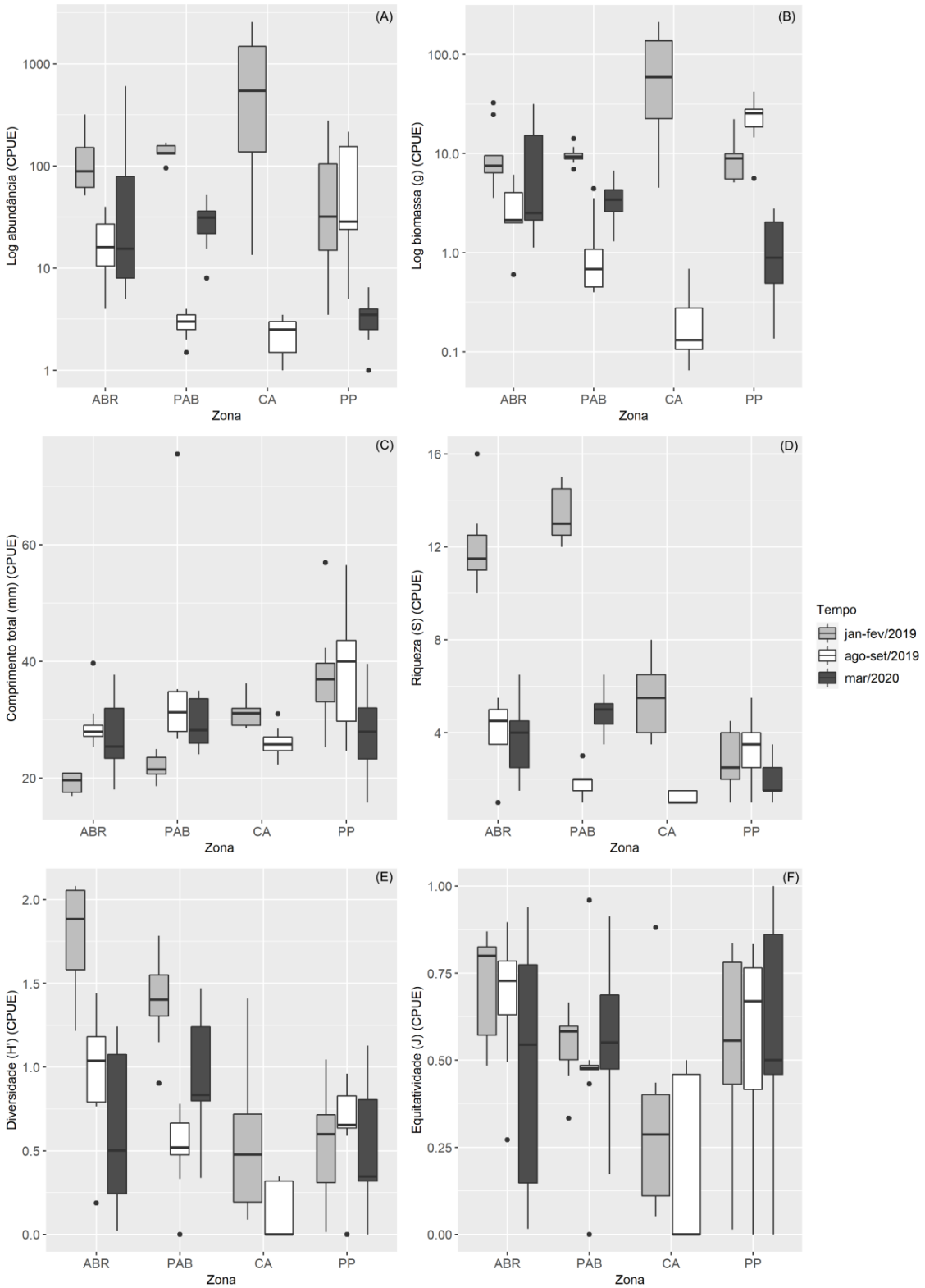
Para o recrutamento da ictiofauna nos ambientes recifais, a variabilidade dos indicadores ecológicos (abundância total, biomassa total e riqueza de espécies), índices de diversidade (Figura 592) e composição de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 9-10*) demonstraram interações significativas entre os fatores zona X tempo (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 11-13*). Foi observado uma grande variabilidade temporal na abundância e biomassa de pós-larvas nas zonas recifais monitoradas (Figura 592), com destaque a Cassurubá, onde a abundância de pós-larva de peixe (indivíduo) coletada por armadilha de luz (AL) variou de 0 a 4.799 ind. AL^{-1}. A abundância média ± EP de pós-larva de peixe coletada por armadilha de luz foi de 84,51 ± 25,77 ind. AL^{-1} em Abrolhos, 54,40±10,99 ind. AL^{-1} no Parcel dos Abrolhos, 456,42 ± 160,35 ind. AL^{-1} em Cassurubá e de 58,44 ± 16,25 ind. AL^{-1} no Parcel das Paredes.

A riqueza de espécies (*taxa*), diversidade (H') e equitatividade (J) de pós-larvas de peixes coletadas por armadilha de luz apresentou diferenças significativas no tempo e na interação Zona x Tempo (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 11 e 12*). Os valores de riqueza, diversidade (H') e equitatividade (J) durante o primeiro ano de monitoramento foram maiores que os observados durante o período de Transição em Abrolhos e Parcel de Abrolhos. Em Cassurubá e no Parcel das Paredes a riqueza e os índices de diversidade foram pouco variáveis ao longo do monitoramento (Figura 592). A riqueza observada e estimada mostrou que há uma tendência de as riquezas absolutas serem maiores em Abrolhos e Parcel de Abrolhos, as quais são áreas legalmente protegidas e encontram-se mais afastadas da costa (Figura 592). A riqueza absoluta de espécies (*taxa*) nas zonas ABR, PAB, CA e PP foi de 56, 49, 26 e 30, respectivamente. No período de Transição, cinco novos registros de espécies (*taxa*) foram feitos nas áreas recifais monitoradas, incluindo *Omobranchus cf. punctatus, Tomicodon australis*, *Haemulon parra*, *Ogcocephalus vespertilio* e *Enneanectes* sp. (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 10*). As curvas de rarefação da riqueza de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes por zona de monitoramento demostraram que o esforço amostral empregado até o momento (± 50 amostras por zona) não foi suficiente para atingir a assíntota das curvas (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 9).*

Seguindo os indicadores ecológicos, a diversidade alfa (0D, 1D e 2D) demostrou variações significativas no tempo e na interação Zona x Tempo (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 13*). Para todas as ordens de diversidade alfa, destacaram-se os elevados valores observados em janeiro de 2019 em Abrolhos e Parcel de Abrolhos (*Material Suplementar A7MICS13, Figura 10*).

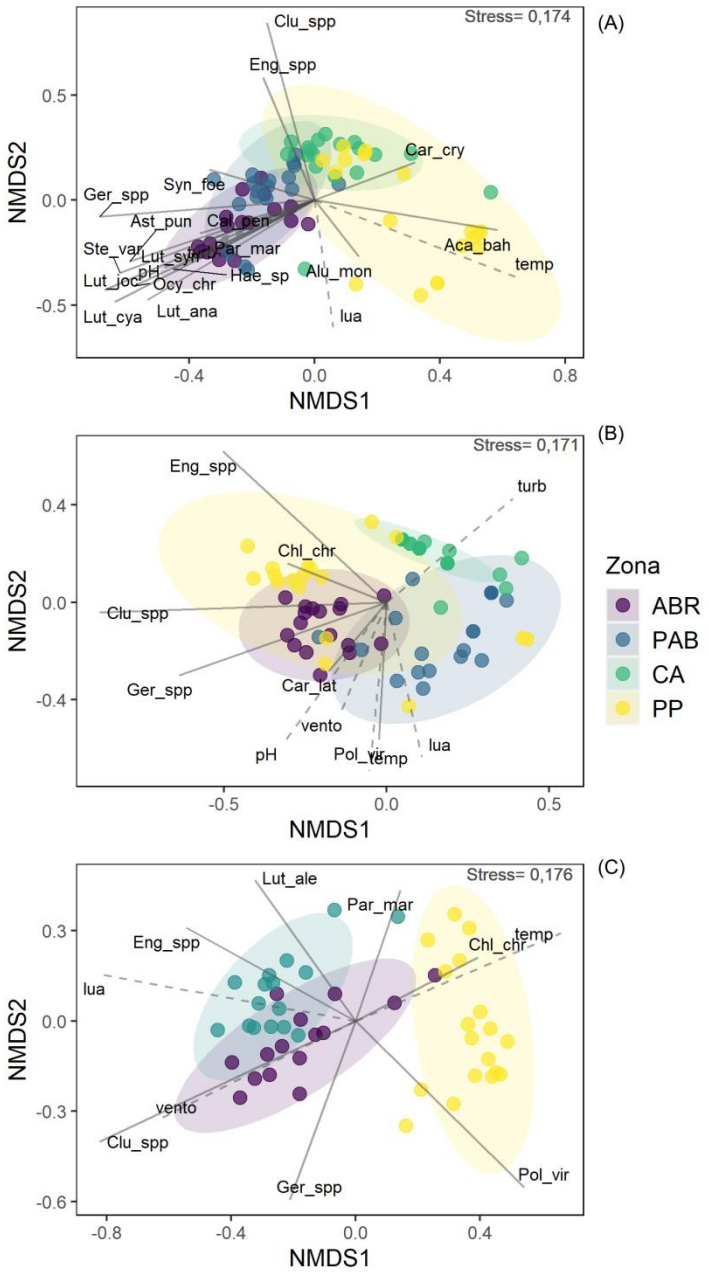
O comprimento total (CT) das pós larvas de peixes coletadas nas zonas recifais demonstrou uma variação significativa em função do tempo e da interação Zona x Tempo (Figura 592; *Material Suplementar A7MICS13, Tabela 11*). Para as pós-larvas de peixes coletadas em janeiro e fevereiro de 2019, foi notável os menores valores de CT em Abrolhos e Parcel dos Abrolhos e os maiores valores em Cassurubá e Parcel das Paredes. Porém, este padrão não foi consistente nas coletas subsequentes (Figura 592). As médias ± EP do comprimento total (mm) das pós-larvas de peixes coletadas em Abrolhos, Parcel dos Abrolhos, Cassurubá e Parcel das Paredes foram de 24,66 ± 1,05, 29,14 ± 2,09, 28,81 ± 0,96 e 34,62 ± 1,74, respectivamente. Entretanto, a variação do CT das pós-larvas de peixes entre as zonas recifais não foi significativa (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 11*).

Figura 592: Abundância (A), Biomassa (B), comprimento total (C), Riqueza (D) Diversidade (E) e Equitatividade (F) de pós-larvas de peixes por zona recifal (ABR= Arquipélago dos Abrolhos, PAB= Parcel dos Abrolhos, CA= Cassurubá e PP= Parcel das Paredes) e período (tempo) de amostragem (janeiro-fevereiro/2019, agosto-setembro/2019 e março 2020). CPUE= Captura por unidade de esforço



No que se refere a composição de espécies, Abrolhos e Parcel dos Abrolhos compartilharam a ocorrência de 40 espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes, mas apenas 14 espécies (*taxa*) foram coletadas em todas as zonas recifais de monitoramento (i.e., *Acanthurus bahianus*, *C. bartholomaei*, *Caranx crysos,* Clupeidae spp., Engraulidae spp., Gerreidae spp., *Malacoctenus triangulatus, L. cyanopterus, S. hispidus, Upeneus parvus, S. variabilis, S. brasiliensis, S. foetens* e *S. spengleri* (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 10*). Neste sentido, as maiores diferenças na composição de espécies (*taxa*) foram observadas entre as zonas próximas (CA e PP) e distantes (ABR e PAB) da costa. Em termos multivariados (composição e abundância de espécies (*taxa*) de pós-larvas de peixes), as zonas recifais apresentaram variações significativas no tempo e na interação Zona x Tempo (*Material Suplementar A7MICS13, Tabela 11*). A assembleia de pós-larvas de peixes apresentou grande similaridade entre Abrolhos e Parcel de Abrolhos em jan-fev/2019, porém relativamente menor em ago-set/2019 e março 2020, como demonstrado pelas elipses na ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS; Figura 593). Os agrupamentos formados por Abrolhos e Parcel de Abrolhos em jan-fev/2019 foram sobrepostos as correlações significativas (envfit, p<0,01) de *Astrapogon puncticulatus, Calamus penna,* spp., Gerreidae spp., *Haemulon* sp., *L. analis*, *L. cyanopterus*, *L. jocu*, *L. synagris*, *O. chrysurus, Parablennius marmoreus, S. variabilis, S. foetens* e aos maiores valores de pH. Neste período, os agrupamentos formados pelas amostras de Cassurubá e Parcel das Paredes apresentaram grande sobreposição e foram relacionadas as maiores abundâncias de *A. bahianus*, *Aluterus monoceros, C. crysus*, Clupeidae spp., Engraulidae spp. e aos maiores valores de temperaturas da água (Figura 593A). Em ago-set/2019, as assembleias das distintas zonas apresentaram menor diversidade e formaram agrupamentos parcialmente distintos (Figura 593B). O agrupamento formado pelas amostras de Abrolhos foi sobreposto as correlações significativas (envfit, p<0,01) das maiores abundâncias de Clupeidae spp., Gerreidae spp. e *C. latus*, e aos maiores valores de pH e velocidade do vento. Esse agrupamento foi bastante distinto do agrupamento formado pelas amostras de Cassurubá, o qual foi sobreposto ao vetor da turbidez (Figura 593B). Ainda neste período (ago-set/2019), a assembleia do Parcel das Paredes foi principalmente sobreposta as correlações significativas (envfit, p<0,01) de Engraulidae spp. e *C. chrysurus*, enquanto o agrupamento formado pelas amostras do Parcel dos Abrolhos foi sobreposta as correlações significativas (envfit, p<0,01) de *P. virginicus*, temperatura da água e porção iluminada da lua (Figura 593B). Por outro lado, no período de Transição, a espécie *P. virginicus* esteve relacionada a assembleia do Parcel das Paredes, a qual também foi sobreposta as correlações significativas (envfit, p<0,01) das abundâncias de *C. chrysurus* e a temperatura da água (Figura 593C). Neste período, os agrupamentos formados pelas amostras de Abrolhos e Parcel dos Abrolhos foram parcialmente sobrepostos e distintos do Parcel das Paredes devido as maiores abundâncias de Clupeidae spp., Engraulidae spp. e *Lutjanus alexandrei* (Figura 593C).

Figura 593: Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição de espécies de pós-larvas de peixes baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis (abundância (Log(x+1)), com as correlações (r2) significativas (envfit, p<0,01) das variáveis ambientais (linha pontilhada) e espécies (linha sólida) com os eixos da ordenação, para janeiro-fevereiro/2019 (A), agosto-setembro/2019 (B) e março 2020 (C). A elipse representa o intervalo de confiança de 95% da distribuição (t) dos dados para cada uma das zonas de coleta (ABR= Arquipélago de Abrolhos, PAB= Parcel dos Abrolhos, CA= Cassurubá e PP= Parcel das Paredes). Códigos ambientais: lua= porção iluminada da lua, temp= temperatura, turb= turbidez, vento= velocidade vento. Códigos espécies: Aca_bah= *Acanthurus bahianus*, Alu_mon= *Aluterus monoceros,* Ast_pun= *Astrapogon puncticulatus,* Cal_pen= *Calamus penna,* Car_cry= Caranx crysus, Car_lat= *Caranx latus,* Chl_chr= *Chloroscombrus chrysurus,* Clu_spp= Clupeidae spp., Eng_spp= Engraulidae spp., Ger_spp= Gerreidae spp., Hae_sp= *Haemulon* sp., Lut_ale= *Lutjanus alexandrei*, Lut_ana= *Lutjanus analis*, Lut_cya= *Lutjanus cyanopterus*, Lut_joc= *Lutjanus jocu*, Lut_syn= *Lutjanus synagris*, Ocy_chr= *Ocyurus chrysurus,* Par_mar= *Parablennius marmoreus,* Pol_vir= *Polydactilus virginicus*, Ste_var= *Stegates variabilis,* Syn_foe= *Synodus foetens*



As análises espaço-temporais dos indicadores de impacto empregados não identificaram, até o momento, alterações no recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais monitorados em resposta ao Rompimento da Barragem do Fundão. Contudo, padrões espaciais claros podem ser percebidos em relação a assembleia de pós-larvas amostrada nos ambientes costeiros *vs* aquelas registradas mais distantes da costa, evidenciando um efeito *cross-shore* importante na estruturação das assembleias. Considerando que os sistemas frontais irão dispersar a lama de rejeito para escalas espaciais ainda maiores (MAGRIS et al 2019), os dados obtidos até momento, auxiliam no entendimento dos padrões ecológicos regionais, o que é fundamental para a continuidade dos monitoramentos e a realização de novas avaliações.

1.3.2.3 Telemetria de Peixes Recifais

Previamente ao início dos estudos de telemetria, ao longo do Ano 1, realizou-se um teste de área de detecção (*Range Test*) que compõe parte fundamental para alocação dos hidrofones fixos para a correta avaliação do tamanho da área de vida da espécie estudada, o badejo quadrado, *Mycteroperca bonaci*. Os resultados obtidos para Abrolhos indicam uma área de detecção de 300m, onde a partir daí há considerável redução da intensidade do sinal para abaixo de 60db, (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 10A*) e redução nas frequências de detecção (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 10B*) no entorno de cada hidrofone, com base nisso, determinou-se a distribuição espacial dos hidrofones fixos (VR2W) (*Metodologia A7MICS8, Figura 2*). Ao total oito receptores VR2W compõem a malha amostral de monitoramento passivo, que registram continuamente os transmissores implantados nos indivíduos de *Mycteroperca bonaci*.

As marcações dos indivíduos foram realizadas em duas campanhas amostrais em abril e junho de 2019, respectivamente. Foram marcados no total 16 indivíduos de *Mycteroperca bonaci* (POEY, 1860) em três recifes da Ilha de Santa Bárbara (PARNA Abrolhos); i. Mato Verde; ii) Portinho Norte e iii) Ilha da Guarita *(Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2).* Os comprimentos totais (CT) dos animais marcados variaram entre 33cm e 88cm aproximadamente e a biomassa estimada variou entre 534 e 12.000g. Para os 16 indivíduos marcados, foram contabilizadas um total de 58.755 detecções para o período de 12 meses de estudo *(Material Suplementar A7MICS8*, *Tabela 2*), envolvendo os registros do monitoramento passivo (58.519 detecções) e ativo (236 detecções). Desse total, 15 foram monitorados por todo período de estudo (Esclarecimento do item 4.2.10 RT-25: Anexo 7 - Marinho na Nota Técnica nº 15/2020/CTBio/DIBIO/GABIN), tendo sido um deles (#MB01) nunca encontrado na malha amostral dos receptores ou nas varreduras de monitoramento ativo. O indivíduo que nunca foi detectado ou morreu após o procedimento de implantação do *tag*, ou se moveu para fora da malha de detecção instalada. Esse evento não é raro em estudos de telemetria e a perda de um ou dois animais não invalida os resultados encontrados.

Ao longo do período de monitoramento (abril/2019 a março/2020), percebe-se uma variação temporal dos registros de detecção com um aumento exponencial da taxa de detecção a partir de julho/2019 que

provavelmente se deve a duplicação do número de indivíduos marcados, de sete indivíduos, em abril/2019, para 16 indivíduos no total em junho/2019, sendo registrado em agosto/2019 a maior média diária com 305 detecções/dia. Esse número se manteve estável até meados de outubro/2019, quando houve um decréscimo para uma média de 150 detecções/dia entre outubro e dezembro/2019, retornando aos patamares anteriores no período de fim de dezembro/2019 a janeiro/2020. Tal variação reflete a variação individual no uso das áreas, e podem refletir padrões reprodutivos e ou alimentares que devem ser melhor investigados. A partir do final de janeiro de 2020 o número absoluto de detecções reduziu bastante provavelmente devido a que alguns dos transmissores deixaram de ser detectados (#MB03, #MB04, #MB05, #MB13 e #MB16, *Material Suplementar A7MICS8*, *Tabela 2*) ou porque os transmissores completaram seu tempo de vida, mantendo-se próximo a 100 detecções/dia (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 11).*

Dos 15 indivíduos monitorados, aqueles que mais obtiveram detecções foram os de #MB14 e #MB13, respectivamente (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2, Figura 12*), sendo o #MB13 o maior espécime marcado apresentando 87,6 cm. Os indivíduos que obtiveram menos detecções foram #MB05 e #MB04 que estão entre os menores indivíduos marcados (33 cm e 39 cm respectivamente), fato provavelmente explicado pela busca de abrigo e proteção junto a tocas nos recifes, o que gera dificuldades na detecção do sinal desses indivíduos pelos receptores nesses locais (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2, Figura 12*).

Na malha de detecção disposta ao longo do arquipélago de Abrolhos, observou-se que a área em que estavam alguns hidrofones eram preferencialmente mais utilizadas por alguns indivíduos. Este era o caso da área do receptor #R7, localizado no ponto (MVW) conhecido como Mato Verde Oeste (*Metodologia A7MICS8, Figura 2*), enquanto três receptores obtiveram menos de 50 registros cada (#R1 - Ilha da Guarita Sudoeste, #R5 - Ilha Santa Bárbara Leste, e #R6 - Mato Verde Leste) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 13).* Todos esses receptores com menor número de registros estão localizados nos extremos da malha de detecção, nas bordas dos recifes, e provavelmente isso contribui para a baixa taxa de detecção (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 4*).

Temporalmente os indivíduos apresentaram distintos comportamentos, no qual, houveram indivíduos que percorriam maiores distâncias sendo detectados por vários receptores enquanto que outros indivíduos eram detectados por poucos hidrofones, o que sugere uma síndrome comportamental (*sensu* SIH et al., 2004; Conrad et al., 2011). Enquanto que a maioria dos indivíduos foi continuamente detectado durante o período de monitoramento, alguns indivíduos como os #MB09 e #MB07 se ausentaram do grid de detecção por um intervalo de tempo maior que 16 dias, retornando após esse período. O maior intervalo em que um peixe esteve ausente do grid foi de aproximadamente 30 dias (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 14*).

A contínua presença da maioria dos indivíduos no local do estudo pode ser observada através do cálculo do índice de residência *(Material Suplementar A7MICS8, Figura 15, Tabela 3).* Percebe-se, com exceção do indivíduo #MB05 detectado esporadicamente, todos os demais estiveram presentes durante aproximadamente 70% do período do monitoramento ao longo da área de estudo, sendo o

indivíduo #MB02, apresentando uma taxa de residência total de 99% *(Material Suplementar A7MICS8, Figura 15, Tabela 3)*.

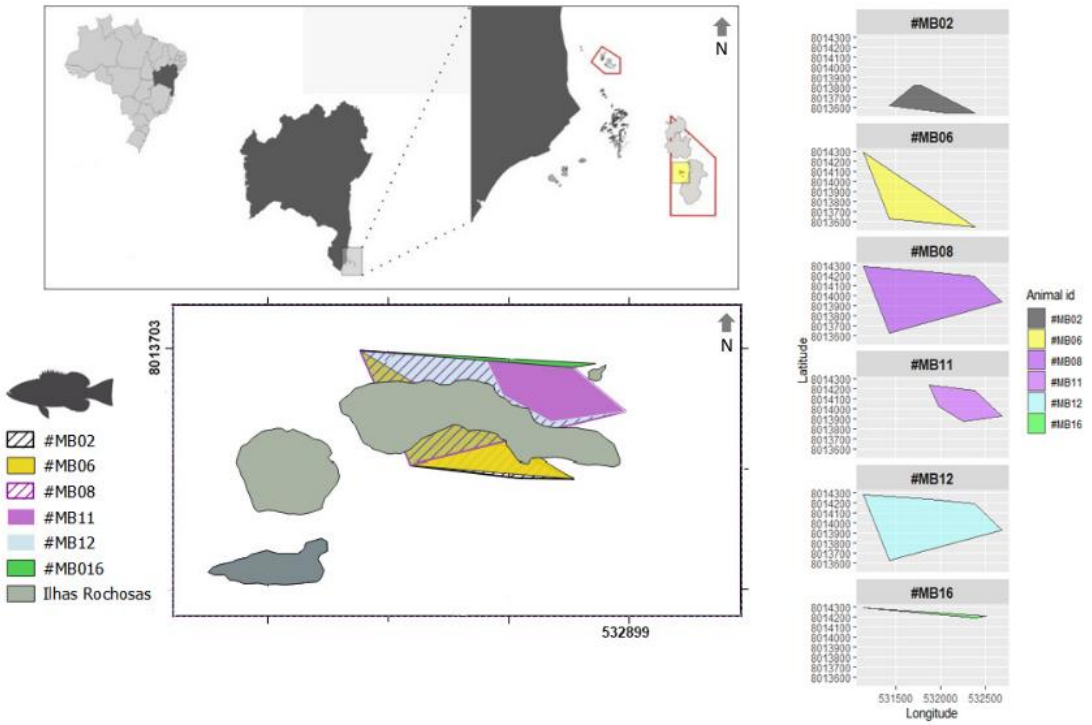
O índice de residência dos indivíduos foi calculado em função do tempo de permanência em cada um dos receptores instalados no arquipélago. A residência da espécie na área de estudos foi considerada alta, com média 70%, porém variou de 0,01 a 99% (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 15, Tabela 3*). Para o entendimento completo deste padrão de movimentação errático para dentro e para fora do grid de detecção, apresentado para alguns indivíduos, um maior tempo de estudo e um maior número de indivíduos precisam ser avaliados para que conclusões mais precisas possam ser indicadas do que pode estar causando esse comportamento.

Já espacialmente, os animais marcados apresentaram padrões de movimentação variados, onde praticamente todos os indivíduos transitaram por mais de um receptor, deslocando-se para diferentes áreas, enquanto que dois foram fieis (n=2) a uma localização (#MB14, #MB15), sendo detectados apenas por um único receptor. Dentre os indivíduos que mais transitaram ao longo do grid de detecção esteve o peixe #MB08 e #MB12 que foram detectados por sete receptores distintos, transitando continuamente por toda face norte da ilha de Santa Bárbara e Mato Verde Leste (*Material Suplementar A7MICS8*, *Figura 16*).

O *home range* linear foi bastante variado entre os indivíduos *(Material Suplementar A7MICS8, Figura 17).* O indivíduo que foi mais ativo durante o período do estudo, percorrendo maior distância, foi o #MB06 (1022,9m) e o que apresentou menor *home range* linear foi o indivíduo #MB05 (92,4m) sendo detectado apenas pelo VR100. Lindholm et al. (2005) trabalhando com a mesma espécie na Florida, encontram taxas de fidelidade ao habitat similares ao presente neste trabalho, entretanto, a distância linear percorrida por um animal superou os 4000m, maior que a detectada neste estudo. Variações na estrutura do habitat podem ser o fator explicativo para estas diferenças.

A área de vida, calculada através da técnica do Mínimo Polígono Convexo (MCP) (Baker, 2001), estimou uma área variando entre 0,001 ha (#MB03) a 60,776 ha (#MB08 e #MB12) com média de 15,66 há (Figura 594), *Material Suplementar A7MICS8, Figura 18, Tabela 3*). A área de vida calculada para este estudo foi aproximadamente metade do que o calculado para a espécie na Flórida; 144 ha (FARMER & AULT, 2011). A área de vida, utilizando o índice de Kernel (KUD), não pode ser calculada como previsto, pois, os dados provenientes do grid de detecção obtiveram um número de pontos georeferenciados muito baixo para cada recepção. Isso se ocorreu devido ao baixo número de receptores instalados em uma área de monitoramento muito ampla. Para poder calcular as áreas de vida com base no Kernel, um maior número de receptores é necessário, criando áreas de sobreposição de detecção entre eles.

Figura 594: Representação da área de vida (MCP) mais representativas dos indivíduos de *Mycteroperca bonaci* na área de estudo



O presente estudo é o primeiro a coletar dados sobre comportamento e área de vida através telemetria acústica de *M. bonaci* para o Atlântico Sul, em uma área de grande relevância ecológica, como o banco dos Abrolhos, trazendo informações basilares sobre o comportamento dessa espécie. Áreas de vida podem diferir entre localidades distintas pois estas métricas estão diretamente relacionadas a configuração da paisagem subaquática e recursos existentes como abrigo (SIEVERS et al., 2016) e disponibilidade de alimento (CRAMER, 2015).

A relação entre área de vida (*home range*) e tamanho dos indivíduos foi preconizada por Kramer e Chapman (2003) como uma relação fundamental entre peixes recifais. Entretanto os dados do tamanho dos indivíduos marcados não demonstraram relação direta (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 19, Tabela 3*). Entretanto, nem todas as espécies de garoupas apresentam essa relação (KAUNDA-ARARA & ROSE, 2004; HACKRADT, 2012).

Uma explicação possível para a ocorrência de áreas de vida díspares observadas para os indivíduos estudados, onde uns apresentam grandes áreas de vida enquanto outros áreas muito pequenas, pode ser um indicativo de alguma alteração, conhecidas como síndromes comportamentais. Síndromes de comportamento são bastante frequentes na literatura (SHI et al., 2004), principalmente em peixes (CONRAD et al., 2011; SIH & GIUDICE, 2012), pois alguns indivíduos são mais tímidos e tendem a se movimentar pouco enquanto outros, mais ousados, tendem a circular e explorar mais as áreas de entorno; mesmo para espécies consideradas de alta fidelidade ao habitat como garoupas e badejos

(AFONSO et al., 2011; HACKRADT, 2012). Níveis de alguns metais pesados como Fe e Hg foram identificados no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos acima dos valores referenciados pela legislação, segundo as análises de ecotoxicologia do anexo 1 (BIANCHINI et al., 2019), e que provavelmente são provenientes da lama do rejeito da Barragem do Fundão, como indicou as análises sedimentológicas através de marcadores isotópicos do anexo 8 (EVANGELISTA et al., 2019). Este grupo evidenciou a exposição dos corais a taxas elevadas de metal pesado, acarretando na alteração da sua estrutura de crescimento (DAMASIO, 2019). Estas alterações na estrutura dos recifes podem afetar diretamente nos padrões de movimentação de peixes recifais alterando seus padrões comportamentais levando a um incremento de síndromes comportamentais (IRLANDI & CRAWFORD, 1997; FRAMER & AULT, 2011).

Adicionalmente, altas concentrações de metais pesados podem afetar o comportamento dos peixes (JACQUIN et al., 2020). Ao estudar os efeitos dos poluentes, pouca consideração é dada à relação entre mudanças comportamentais, desempenho cognitivo e habilidades individuais, o que limita a capacidade de prever os efeitos em cascata de longo prazo das atividades humanas na persistência da população e nas trajetórias evolutivas (JACQUIN et al., 2020). Os comportamentos espaciais, como atividade, exploração e evitação, são características comportamentais importantes que costumam ser afetadas pela poluição.

Altos níveis de metais pesados podem alterar também a relação presa-predador na qual peixes-presa podem se tornar mais letárgicos e serem mais suscetíveis a predação (LITTLE et al.,1990; WEIS & WEIS, 1995; ZHOU & WEIS, 1998, 1999). O efeito de metais no comportamento de peixes em seu habitat dependem também a ação de outros estressores bióticos e abióticos (DINH VAN et al., 2013, 2014; TÜZÜN et al., 2015, 2017) sendo necessário a atenção as abordagens multiestress para melhor prever as consequências cognitivas e de aptidão da poluição na vida selvagem (JACQUIN et al., 2020).

Com base nos resultados apresentados, se faz necessário o aprofundamento dos estudos de telemetria para avaliação dos padrões de movimentação e de conectividade de habitats, através da inclusão de locais controles, no intuito de entender como espécies com alta capacidade de movimentação, como o badejo-quadrado, poderiam servir de carreadores de metais pesados e contaminantes entre ambientes recifais distintos.

1.3.3 Genética

1.3.3.1 Genética de Populações de Peixes Estuarinos/Marinhos e Recifais

Foram obtidas até o momento, 1335 amostras de tecido de oito espécies de peixes estuarinos/marinhos coletados em cinco estuários da Região do Espírito Santo e 1070 amostras de tecido de oito espécies de peixes recifais em quatro grandes áreas distribuída ao longo de um gradiente Norte/Sul da foz do Rio Doce (*Material suplementar A7MPGP-S5, Figura 1*). Estes valores equivalem a respectivamente 75% e 63% das amostras de peixes estuarinos/marinhos e recifais necessários para as análises de

diversidade genética, conforme proposto no TR4 referente ao indicador diversidade genética. A queda na porcentagem de amostras totais de 79% no Ano 1 para 75% no período de transição, se deve a inclusão do ponto amostral rio Piraquê-Açu, aumentando o gradiente latitudinal no sentido sul da foz do Rio Doce, porém afetando a somatória total de amostras por espécie. (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 1*). Ressaltamos que os dados foram reverificados a fim de evitar equívocos conforme apontado pela Nota Técnica n° 15/2020/CTBio/DIBIO/GABIN, item 4.2.10.1 – RT: Anexo 7 – Marinho, emitido pelo CTBio, em que diz:

> "Encaminhamento: Verificar e ajustar equívocos nas legendas de figuras e tabelas. Na tabela 69 "Espécies de peixes estuarinos amostrados por localidade" apresentada na página 248, o somatório está equivocado, tendo em vista que o N total é 1153 e não 1182 conforme descrito na tabela."

1.3.3.1.1 Região controle do DNA mitocondrial - DLOOP

Para a verificação da diversidade genética com o marcador da região controle do DNA mitocondrial – *Dloop* - duas espécies recifais foram utilizadas, *Cephalopholis fulva* com 99 sequências e *Lutjanus analis* com 74 sequências. A diversidade genética obtida com o *Dloop*, apresentam um índice elevado, representado pela diversidade haplotípica h = 99 para *C. fulva* e h = 98 para *L. analis,* e diversidade nucleotídica π= 2,8% para *C. fulva* e π= 1,8% para *L. analis.* (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 2*). Em ambas as espécies foram encontrados dentre as áreas amostradas, altos valores de diversidade haplotípica (h= 0,992 *C. fulva* e h= 1 *L. analis*) e nucleotídica (6,6% - 1,3% *C. fulva* e 2,2% - 1,5% *L. analis*) (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 3*). De acordo com Grant & Bowen (1998), as espécies que possuem altas diversidades haplotípica/nucleotídica, podem ser atribuídas à categoria 4, consideradas grandes e estáveis populações com longa história evolutiva.

O valor negativo para o teste de Fu, assim como o teste de Tajima (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 4*) indica que as espécies apresentam um excesso de polimorfismo de baixa frequência relativo ao esperado, o que sugere que as populações de ambas as espécies avaliadas são estáveis. O FST de Wright (1978) indica fluxo gênico intenso entre os indivíduos das localidades amostradas, indicando um estado de panmixia em ambas as espécies avaliadas no presente estudo (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 5*). Nas redes de haplótipos de *C. fulva* (*Material suplementar A7MPGP-S5- Figura 2*).e de *L. analis* (*Material suplementar A7MPGP-S5- Figura 3*) não foi possível identificar a formação e haplogrupos devido à ausência de divergência genética e haplótipos amplamente distribuídos, corroborando o resultado de panmixia para ambas as espécies na área amostrada.

Esta ausência de estruturação para *C. fulva* pode ser atribuída a altos níveis de fluxo gênico devido a características da espécie, como alta capacidade de produção larval (HEEMSTRA & RANDALL, 1993, PLANES et al., 1998; WARD, 2000), grande capacidade de dispersão e colonização (NELSON, 2006; HEEMSTRA & RANDALL, 1993); mesmo sem dados específicos, pertence a uma família a qual o período larval pelágico pode ser de até 80 dias em algumas espécies (LARA et al., 2009) e, associado

a estes fatores, no litoral Atlântico brasileiro está submetida a influência de correntes oceânicas que favorecem a dispersão larval e a consequente homogeneização populacional (SOUZA et al., 2015). No caso de *L. analis* outros fatores que corroboram para o grande fluxo gênico são as características biológicas da família Lutjanidae: período larval pelágico relativamente longo, de 27 a 37 dias (SHULZITSKI et al., 2009) favorecendo a dispersão de larvas pelágicas, além da migração ativa de adultos, e formação de agregação em períodos específicos de desova (CLARO, 1981; ALLEN, 1985; GRAHAM et al., 2008), em um cenário de barreiras físicas ausentes ou reduzidas (AVISE et al., 1987; RIVERA et al., 2004), favorecem a homogeneização genética de *L. analis* na área compreendida neste estudo.

O DNA mitocondrial (mtDNA) é uma ferramenta válida para detectar efeitos da poluição na diversidade genética (MUSSALI-GALANTE et al., 2014; FERRANTE et al., 2017; QUINA et al., 2019). Em peixes, a região controle (*Dloop*) apresenta por volta de 1100 pares de bases, com um domínio conservado e duas porções ricas em A/T (extremamente variáveis) nas extremidades (MEYER, 1993). Todavia, a região de controle não codificante (*Dloop*) do mtDNA não se mostrou eficaz na resolução do indicador diversidade genética neste estudo. Possivelmente o iniciador (*primer*) utilizado, amplificou a região central conservada (CCD) impossibilitando verificar o grau de variabilidade genética presente nas espécies e inferir sobre a diversidade, desta forma, optou-se por seguir os estudos apenas com o marcadores microssatélites, até que novos iniciadores espécie-específicos codificantes do terço variável da região controladora do DNA mitocondrial fossem produzidos.

1.3.3.1.2 Microssatélites

Conforme proposto no TR4 referente ao indicador diversidade genética, marcadores microssatélites foram utilizados para avaliar a possível perda de diversidade genética em peixes estuarinos/marinhos e recifais ao longo do gradiente Norte/Sul da foz do Rio Doce, região impactada pelo Rompimento da Barragem de Fundão. Os marcadores microssatélites são amplamente utilizados para se estimar parâmetros genéticos fundamentais para conservação, como o tamanho efetivo populacional e constatar se as populações sofreram recente redução no tamanho populacional - "*bottlenecks*" (HERDRICK, 2004), além de evidenciar estrutura de população. Até o presente momento não há estudos que evidenciem os efeitos da poluição sobre a diversidade genética de peixes nas áreas impactadas pelo Rompimento da Barragem de Mariana. A diversidade genética é de extrema importância para a aptidão e capacidade dos seres vivos de se adaptarem mudanças ambientais (BANKS et al., 2013). Desta forma, foram analisadas três espécies de peixes estuarinos/marinhos (*Lycengraulis grossidens*, *Pellona harroweri* e *Trinectes paulistanus*) e três espécies de peixes recifais (*Cephalopholis fulva*, *Lutjanus analis* e *Epinephelus morio*).

Para a realização das análises referentes ao indicador de diversidade genética das espécies estuarinas, foram utilizados seis locus de microssatélites em 83 amostras de *Lycengraulis grossidens*; oito locus

de microssatélites em 102 amostras de *Pellona harroweri*; nove locus de microssatélites em 77 amostras de *Trinectes paulistanus*; (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 6*).

A riqueza alélica calculada pelo programa FSTAT versão 2.9.3.2 (GOUDET, 1995), levando em consideração diferenças no tamanho da amostra, mostrou que a média da riqueza alélica entre os quatro estuários amostrados variou de 1,792 em *Trinectes paulistanus,* seguido de 2,910 em *Lycengraulis grossidens*, e de 3,701 em *Pellona harroweri.* (*Material suplementar A7MPGP-S5- Tabela 6*). Estes valores são considerados extremamente baixos quando comparados a valores de riqueza alélica de outras espécies de linguado obtidas na literatura, que compartilham características morfológicas e hábitos de vida semelhantes (*Platichthys stellatus* - AN et al., 2013, *Lepidorhombus whiffiagonis* e *Lepidorhombus boscii* - CREGO-PRIETO et al., 2013).

Com base na diferença entre a heterozigosidade observada (Ho) e esperada (He), foi verificado desvio significativo do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) em todas as espécies estuarinas, variando de quatro locus (67%) em *Lycengraulis grossidens,* seis locus (67%) em *Trinectes paulistanus*, e oito locus (100%) em *Pellona harroweri*, em todos os quatro estuários amostrados (exceto para Caravelas com *T. paulistanus*) (*Material suplementar A7MPGP-S5- Figura 3*).

Considerando que desvios do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) podem indicar a ocorrência de processos evolutivos na população como por exemplo, migração, mutação, seleção e *bottlenecks* (HILSDORF & HALLERMAN, 2017) é cabível assumir que o desvio do HWE observado em todas as espécies, possa estar relacionado à redução drástica no tamanho efetivo de suas populações (*bottlenecks*), decorrente da mortandade de toneladas de peixes devido a lama de rejeito oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão. (FERNANDES et al., 2016; GFT, 2016).

Para verificar subdivisão das populações entre as regiões amostradas utilizamos a estatística F de *Wright* (WRIGHT, 1943) por meio do coeficiente FST, que mede a razão entre a deriva genética e o fluxo gênico, sendo uma das medidas de estrutura populacional mais utilizada na genética evolutiva (TEMPLETON, 2011). Os valores de FST entre os quatro estuários amostrados não indicaram estruturação entre os organismos das três espécies estudadas, propondo fluxo gênico entre os organismos coletados nos estuários que contemplam o TR4 (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 7*). Ao verificar os dados obtidos no programa STRUCTURE, este corroborou a ausência de estruturação entre os quatro estuários amostrados entre as três espécies de peixes estuarinos/marinhos (*Material suplementar A7MPGP-S5, Figura 5*).

A análise de efeito gargalo realizada com o programa *Bottleneck* não detectou nenhum indício de redução populacional recente em nenhuma das espécies estuarinas. Sendo observado a presença de deficiência de heterozigosidade (He<Heq) para as populações das espécies *L. grossidens* (P = 0,005), *P. harroweri* (P = 0,002) e *T. paulistanus* (P = 0,009) sob o modelo de mutação S.M.M, populacional. Também foi possível observar a presença de deficiência de heterozigosidade sobre o modelo T.P.M para *P. harroweri* (P = 0,004) (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 8*).

A avaliação do indicador diversidade genética para os peixes recifais foi realizada com oito locus de microssatélites em 149 amostras de *Cephalopholis fulva*; sete locus de microssatélites em 89 amostras de *Lutjanus analis* e sete locus de microssatélites em 40 amostras de *Epinephelus morio*. (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 9*).

Para a riqueza alélica, levando em consideração diferenças no tamanho da amostra, a média da riqueza alélica entre as quatro áreas amostradas variou de 2,365 em *C. fulva,* seguido de 2,757 em *E. morio* e de 4,386 em *L. analis,* A espécie *C. fulva* constituiu a maior amplitude de riqueza. (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 10*). Estes valores são considerados extremamente baixos quando comparados a valores de riqueza alélica da própria espécie e ou de congêneres, através de dados de literatura (*Lutjanus analis* - CARSON et al., 2011; *Cephalopholis fulva* e *Epinephelus sp.* - PORTNOY et al., 2013, *Epinephelus sp*. - WANG et al., 2011).

Com base na diferença entre a heterozigosidade observada (Ho) e esperada (He), foi verificado desvio significativo do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) nas três espécies recifais analisadas, com variação de três locus (33%) em *E. morio,* quatro locus (50%) em *C. fulva* e quatro locus (57%) em *L. analis*. Apenas a espécies *E. morio* apresentou valores significativos de desvio HWE para a área 3, porém seu baixo número amostral impossibilitou maiores inferências sobre o resultado. (*Material suplementar A7MPGP-S5, Figura 6*).

O fluxo gênico medido por meio do FST de Wright utilizado para verificar a subdivisão das populações entre as quatro áreas amostradas, foi apontado como presente, porém com valores pouco informativos já que não possuem valores significativos para duas espécies (*C. fulva* e *E. morio)*, impossibilitando de inferir sobre a real presença ou ausência de fluxo entre as quatro áreas que este estudo abrange (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 10*). Enquanto para a espécie *L. analis* é possível dizer que ocorre fluxo de organismos entre as áreas amostradas sugerindo panmixia. A panmixia é apresentada como uma condição presente em grande parte das espécies marinhas (DIAS JUNIOR, 2012). A verificação da possível subdivisão populacional realizada com a análise no programa STRUCTURE demonstra a não estruturação entre as amostras analisadas das três espécies de peixes recifais dentre as quatro áreas amostradas (*Material suplementar A7MPGP-S5, Figura 6*).

Não foi detectado nenhum indício de redução populacional recente em nenhuma das espécies recifais através da análise de efeitos gargalo realizada com o programa *Bottleneck*. Assim como nas espécies estuarinas, foi observado a presença de deficiência de heterozigosidade para as populações das espécies *C. fulva* (P = 0,002) e *L. analis* (P = 0.001), sob ambos modelos de mutação (*Material suplementar A7MPGP-S5, Tabela 8*). *Epinephelus morio* foi a única espécie que não demonstrou resultados significativos para nenhum dos modelos em ambos testes de excesso e deficiência de heterozigosidade. Apesar do teste de *Wilcoxon* ter contado com um número robusto de loci de microssatélite (6 a 10) e de indivíduos, a presença de fluxo gênico intenso, podem mascarar e até eliminar o efeito gargalo em uma população (CRISTESCU et al., 2010). A ocorrência de um efeito gargalo logo após o rompimento da barragem da Mariana poderia ser facilmente mascarado e ou até

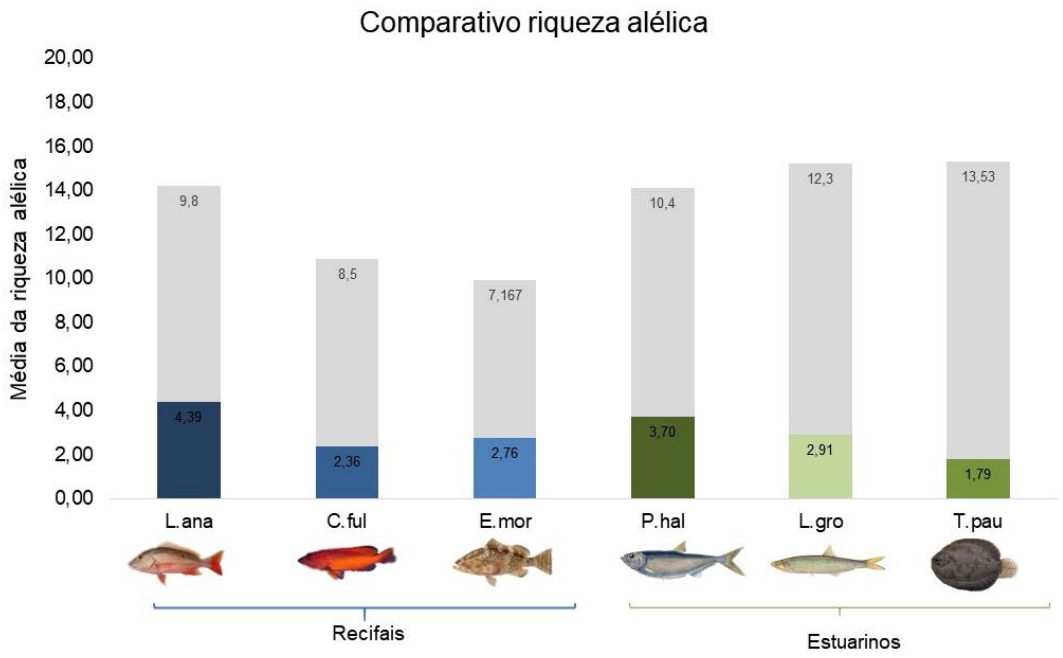
mesmo eliminado caso estivesse ocorrendo fluxo gênico contínuo entre as populações de cada espécie (CRISTESCU et al., 2010).

Em geral, foi observado um maior número de locus (18 locus - 78%) com desvios do HWE nas espécies estuarinas/marinhas, o que pode ser atribuído ao fato de que os quatro estuários amostrados foram impactados direta ou indiretamente e com maior intensidade pela pluma com maior densidade da lama de rejeito, diferentemente da plataforma marinha adjacente (Mapa 3 - Nota Técnica n˚ 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio). Nos peixes recifais o desvio do HWE ocorreu em 10 locus (46%) e em apenas duas das áreas amostradas (áreas 1 e 2), as mais impactadas pela pluma de maior densidade da lama de rejeito conforme o Mapa 3 - Nota Técnica n˚ 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio, sugerindo assim uma relação direta entre área impactada e desvio do HWE. Em relação a área 3, onde os recifes costeiros também sofreram influência tanto da pluma de menor e maior densidade da lama de rejeito (Mapa 3 - Nota Técnica n˚ 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio), as amostras analisadas não apresentaram valores significativos de desvio do HWE. Contudo este resultado pode ser fruto de um viés amostral, uma vez que grande parte do esforço pesqueiro realizado nesta área ocorrem nos montes da cadeia Vitória-Trindade (MARTINS et al., 2007; comunicação pessoal com os pescadores), área não impactada pela lama devido a sua distância da costa e provável local de origem das amostras analisadas para esta área.

Como componente da diversidade genética, a riqueza alélica identifica o número de alelos diferentes segregado em uma população e é um parâmetro informativo sobre mudanças do passado demográfico das populações (LEBERG, 2002). A riqueza alélica em todas as espécies analisadas neste estudo apresentou valores baixos quando comparados a dados de literatura (Figura 595) (*Platichthys stellatuss* - AN et al., 2013; *Lepidorhombus whiffiagonis* e *Lepidorhombus boscii* - CREGO-PRIETO et al., 2013; Engraulidae- YANG et al., 2018; *Pellona castelnaeana* - XIMENES, 2014; *Lutjanus analis* - CARSON et al., 2011; *Cephalopholis fulva* e *Epinephelus sp.* - PORTNOY et al., 2013; *Epinephelus sp*. - WANG et al., 2011). Porém a espécie que apresentou os menores valores de riqueza alélica, em todos os estuários, foi *T. paulistanus,* com média de 1,792. Esta espécie prefere águas com baixa salinidade, sendo encontrados em mangues e estuários (CERVIGÓN et al.,1992; CARVALHO FILHO, 1999), e apresenta uma série de características únicas dentre elas a natação limitada devido à ausência de bexiga natatória, hábito bentônico e maior dependência com o substrato, o que os tornam especialmente vulneráveis a alterações do substrato, como o leito estuarino (TALLQVIST et al., 1999; BREITBURG, 2002; BELL & EGGLESTON, 2005).

Além disso em recente estudo sobre a assembleias de larvas de peixes da área costeira afetadas pelos rejeitos da lama (BONECKER et al., 2019) foi observado em larvas de *Trinectes paulistanus* coletadas na foz do Rio Doce, em janeiro/abril de 2016, logo após o rompimento da barragem, a presença de sedimento avermelhado aderido ao corpo, o que os autores consideraram prejudicial ao seu desenvolvimento. A mortalidade dessas larvas poderia acarretar na perda de variabilidade genética nas larvas, contribuindo assim para a baixa riqueza alélica observada no presente trabalho com realizado com os indivíduos adultos.

Figura 595: Média da riqueza alélica em todas as espécies analisadas neste estudo (barras coloridas) comparada com valores médios de dados de literatura (barras em cinza). Valores médios indicados no topo da respectiva barra. Legenda: L.ana – *Lutjanus analis*, C.ful – *Cephalopholis fulva*, E.mor – *Epinephelus morio*, P.hal - *Pellona harroweri*, L.gro – *Lycengraulis grossidens* e T.pau – *Trinectes paulistanus*.



O estudo da riqueza alélica e do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) são de extrema importância em estudos de caso da magnitude do Rompimento da Barragem de Fundão, pois refletem de forma primaria os efeitos antrópicos causados as populações de peixes estuarinos/marinhos e recifais. Sabe-se que a redução do tamanho efetivo populacional causa uma perda em proporções maiores, sobre a riqueza alélica do que sobre a diversidade genética conforme definida por Nei (1973) (SPENCER et al., 2000). A riqueza alélica é mais sensível aos efeitos de um evento de *bottleneck* se comparada com a heterozigosidade propriamente dita (SPENCER et al., 2000; LEBERG 2002). Ressalta-se que a longa exposição à poluição por metais pesados pode afetar a diversidade genética em populações de peixes, favorecendo genótipos resistentes, aumentando taxas de mutação (VAN STRAALEN et al., 2002), causando gargalo populacional ou alterando fluxo gênico (BOURRET et al., 2008; SANTOS et al., 2013; PARIS et al., 2015; RUMISHA et al., 2016).

1.3.3.2 DNA Barcoding

No decorrer do período de transição foram avaliados molecularmente 214 espécimes de peixes marinhos. Desses, 173 apresentaram homologia entre 99 e 100% com os bancos de sequências de DNA disponíveis on-line (GenBank e/ou BOLD). As análises moleculares confirmaram a identificação morfológica em 86 espécimes (50,9%), o que correspondeu a 45 espécies pertencentes a 24 famílias

(*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*). Foram constatadas incongruências entre a identificação morfológica e a identificação molecular em 41 espécimes (25,4%), representando 22 espécies de 13 famílias (*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*). As espécies *Acanthurus bahianus* (N=2)*, Apogon maculatus* (N=1), *Balistes capriscus* (N=1), *Chaetodon striatus* (N=1), *Diplectrum bivittatum* (N=1), *Eucinostomus harengulus* (N=2), *Fistularia tabacaria* (N=1), *Mugil curema* (N=1), *Mugil liza* (N=1), *Mycteroperca acutirostris* (N=1), *Sphyraena guachancho* (N=1), *Stellifer naso* (N=2) *e Synodus bondi* (N=1) foram detectadas molecularmente com o DNA *Barcoding* pela primeira vez em nosso estudo durante o período de transição (*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*). Além disso, quarenta e dois espécimes (24,8%), que haviam sido identificados morfologicamente somente até o nível de gênero, tiveram sua identificação até nível de espécie determinadas via DNA *Barcoding* (*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*).

Considerando as análises realizadas no Ano 1 e no período de Transição, um total de 6624 amostras de espécimes de peixes foi coletado. Essas amostras compõem um banco de tecidos do LGCA-CEUNES para estudos de DNA *Barcoding* e Genética Populacional. Esse banco de tecidos é composto por 61 famílias e 206 espécies de peixes marinhos.

Das amostras estuarinas (N=6309), 239 foram provenientes do Rio Barra Nova, 1259 do rio Caravelas, 1250 do Rio Doce, 1146 do rio Ipiranga, 45 do rio Itaúnas, 864 do rio Piraquê-açu e 1506 do rio São Mateus (*Material Suplementar A7MICS14, Quadro 1*). Dessas, 1305 (11 espécies) foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECoMar) – UFSB para análises de genética populacional dentro do PMBA/Fest-RRDM.

Quanto as amostras dos espécimes recifais (N=315), 144 foram provenientes da Área 1 (Norte de Abrolhos e Royal Charlotte), 92 da Área 2 (Sul de Abrolhos), 41 da Área 3 (Plataforma estreita entre Linhares e Piúma) e 38 da Área 4 (Marataízes e Norte do Rio de Janeiro) (*Material Suplementar A7MICS14, Quadro 2*). As amostras de espécies recifais foram enviadas ao LGCA/CEUNES pelo LECoMar/UFSB.

Para o DNA *Barcoding*, das 206 espécies analisadas (Ano 1 e Transição), 158 possuem sequências do gene COI depositadas em ambos os bancos de dados GenBank e BOLD, 31 possuem em apenas um dos dois bancos e 17 não possuem sequências depositadas em nenhum dos dois bancos de dados.

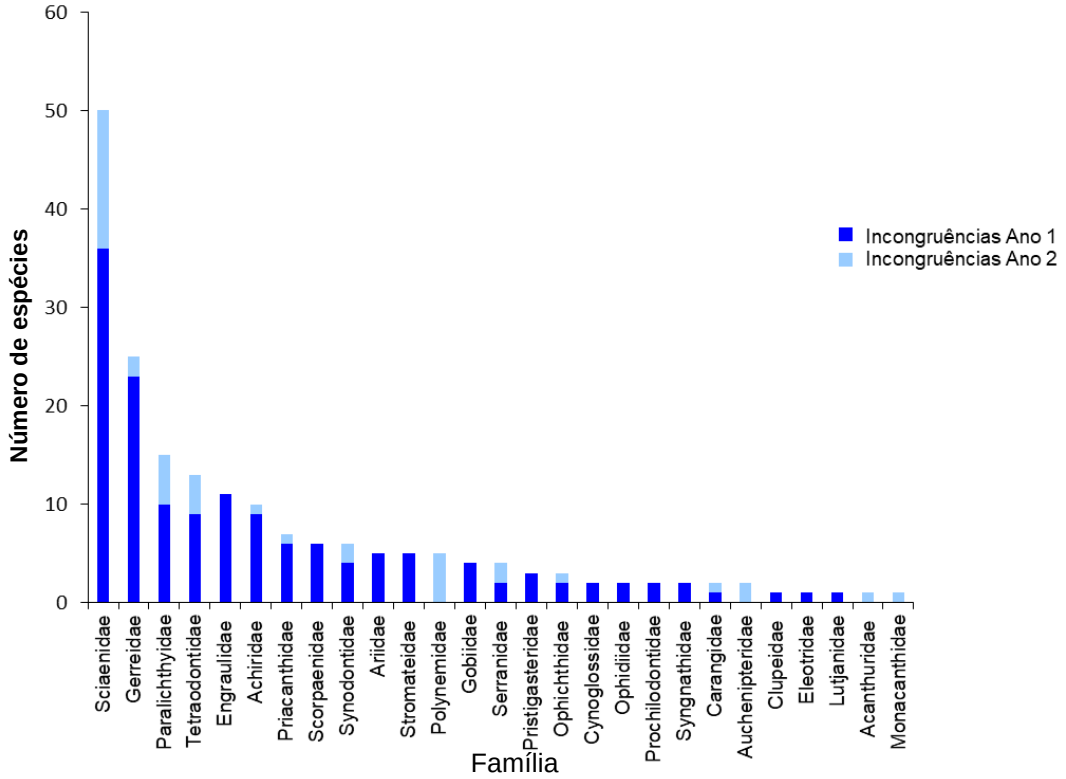
No total, 1644 amostras de músculo e raio de nadadeiras foram submetidas aos procedimentos laboratoriais (extração, quantificação, PCR e sequenciamento) e foram geradas 1063 sequências. Após o alinhamento e edição, foi possível analisar 898 sequências, representando 191 espécies (93,9% das espécies coletadas nos arrastos). Essas sequências foram comparadas com sequências previamente publicadas nos dois bancos de dados.

As comparações das 898 sequências com os bancos de dados GenBank e BOLD indicaram que 59,9% (538 espécimes) foram congruentes, o que correspondeu a 123 espécies pertencentes a 49 famílias; e, 22,4% (210 espécimes) foram incongruentes, representando 79 espécies e 27 famílias. Quarenta e

cinco espécimes que haviam sido identificados morfologicamente até nível de gênero, tiveram sua identificação até nível de espécie via DNA *Barcoding*.

Desses 898 espécimes, 770 apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100% em pelo menos um dos bancos de sequências (*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*). Considerando apenas os espécimes identificados geneticamente com percentual acima de 99%, foi possível confirmar a identificação morfológica de 68,2% (525 espécimes), o que corresponde a 119 espécies, ou seja, a identificação a nível de espécie baseada em caracteres morfológicos foi a mesma da identificação baseada em caracteres moleculares (COI). Além disso, foram verificadas incongruências em 24,5% dos espécimes (189), o que representa 75 espécies (Figura 596). Dos 189 espécimes incongruentes, um era pertencente à Área 2 (Sul de Abrolhos), um da Área 4 (Marataízes e norte do Rio de Janeiro), dois do rio Itaúnas, quatro do rio Barra Nova, 24 do rio Piraquê-Açu, 32 do Rio Caravelas, 37 do Rio Doce, 41 do rio Ipiranga e 47 do rio São Mateus. Com o auxílio da identificação molecular do DNA *Barcoding* foi possível realizar a identificação até o nível de espécie em 42 espécimes identificados morfologicamente somente até o nível de gênero.

Figura 596: Incongruências detectadas via DNA *Barcoding* durante o Ano 1 e o período de Transição para famílias de peixes marinhos. Foi considerado um percentual de homologia de 99 a 100% em pelo menos um dos bancos de sequências (GenBank e BOLD)



As famílias Sciaenidae e Gerreidae foram as que mais apresentaram incongruências entre a identificação morfológica e a molecular. Isso pode ter ocorrido, pois a maioria dos indivíduos além de apresentarem semelhanças morfológicas entre os gêneros encontravam-se em estágio juvenil, o que

dificultou sua identificação devido a algumas estruturas não estarem totalmente desenvolvidas. As chaves de identificação de peixes normalmente são preparadas para exemplares adultos e as descrições das espécies de peixes durante sua fase larval e juvenil são escassas, o que dificulta uma identificação precisa ao analisar apenas os caracteres morfológicos (SANTOS-NININ, 2008).

Além de solucionar problemas na identificação das espécies, a técnica do DNA *Barcoding* identificou prováveis erros de rotulagem durante o processo de manipulação das amostras, como por exemplo, a homologia encontrada entre um indivíduo de *Anchoa spinifera*, conhecido popularmente como manjuba, com indivíduos da espécie *Gymnothorax ocellatus*, conhecido como moreia. Por serem animais que apresentam características morfológicas distintas, erros durante a identificação Número de espécies Família 88 morfológica são pouco prováveis, evidenciando que esse resultado pode ter ocorrido devido a problemas durante os processos de etiquetagem e/ou manuseio das amostras.

Para a realização da árvore de Neighbor-Joining, foi realizado um consenso entre as 768 sequências que apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100% (*Material Suplementar A7MICS14, Tabela 1*) em pelo menos um dos bancos de sequências. Dezessete sequências, provenientes de 10 espécies foram retiradas dessa análise, pois apresentavam um tamanho de fragmento muito curto podendo afetar a qualidade da análise.

A árvore de Neighbor-Joining corroborou a identificação molecular de 714 espécimes, 95% dos espécimes analisados e refutou 20 espécimes, o que corresponde a 2,6% (*Material Suplementar A7MICS14, Figuras 1 a 10*). Dos espécimes corroborados pela árvore de NJ, 70,58% (504 espécimes) foram congruentes com a identificação morfológica, o que corresponde a 116 espécies; e, 24,22% (173 espécimes) foram incongruentes, representando 65 espécies. Além disso, a árvore de NJ confirmou a identificação até o nível de espécies (via DNA *Barcoding*) de 37 espécimes que haviam sido identificados morfologicamente somente até o nível de gênero. Dezessete espécimes (*Peprilus paru* (N=1), *Sardinella brasiliensis* (N=1), *Cathorops spixii* (N=3), *Notarius grandicassis* (N=5) e *Notarius luniscutis* (N=7)) não tiveram suas incongruências solucionadas pela árvore de NJ necessitando ainda de um estudo mais aprofundado para se chegar a uma conclusão.

O uso do DNA *Barcoding* comprovou a identificação de 95% dos espécimes (N= 714), confirmando molecularmente a identidade de 504 espécimes, pertencentes a 116 espécies, e solucionando incertezas taxonômicas em 173 espécimes, o que representou 65 espécies. O DNA *Barcoding* tem sido considerado uma ferramenta eficiente para solucionar incertezas taxonômicas, bem como para identificar molecularmente indivíduos a nível de espécie, podendo contribuir com informações sobre a diversidade dos organismos e com isso auxiliar na conservação da biodiversidade (PATIL et al., 2018). Inúmeros estudos indicam que essa análise é uma abordagem rápida e eficaz para a identificação de peixes a nível de espécie (CAWTHORN et al., 2012; ARDURA et al., 2013; KHOMDRAM,, 2018), bem como para a realização de um levantamento molecular da diversidade de espécies de peixes em recursos hídricos naturais (LAKRA et al., 2015; PATIL et al., 2018; PANPROMMIN et al., 2019).

A descrição e identificação de espécies embasadas apenas em caracteres morfológicas apresentam algumas limitações, como a plasticidade fenotípica e a variabilidade genética que podem camuflar algumas características ocasionando problemas taxonômicos (HERBERT et al., 2003). Além disso, as chaves de identificação normalmente não tratam todos os estágios de vida dos animais (HERBERT et al., 2003). Essas limitações podem ocasionar erros durante a identificação das espécies quando considerado apenas os caracteres morfológicos.

Considerando a diversidade de espécies de peixes dos ecossistemas marinhos e as dificuldades enfrentadas para a identificação morfológica de algumas delas, o DNA *Barcoding* torna-se uma importante ferramenta. A identificação precisa das espécies de peixes marinhos é um passo essencial para se conhecer melhor a diversidade da ictiofauna presente nas regiões avaliadas e, consequentemente, se propor medidas adequadas de conservação para as regiões afetadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão.

1.3.4 Discussão Integrada

Os diversos aspectos ecológicos apresentados neste documento representam um avanço significativo no conhecimento das comunidades de peixes e crustáceos da região norte do Espírito Santo e sul da Bahia, sobretudo na região do baixo Rio Doce (próxima a foz) e sua área marinha adjacente. Até então, o conhecimento sobre a ictiofauna e a carcinofauna desta região estava limitado a poucos relatórios de impacto produzidos após o Rompimento da Barragem de Fundão e, ao levantamento de Vieira (2009) realizado na área dulcícola do baixo Rio Doce.

A partir dos dados coletados durante o período de execução do PMBA/Fest-RRDM foi então possível perceber aspectos importantes da fauna de peixes e crustáceos nas áreas estudadas. O monitoramento de áreas de referência (controle), tanto nos estudos da ictiofauna e carcinofauna estuarina/marinha, quanto da ictiofauna recifal, propiciou a distinção dos padrões de variação natural daqueles que foram causados pela lama de rejeito na área de impacto. De maneira geral, pode-se evidenciar uma grande heterogeneidade na composição específica de cada ambiente amostrado, além de indicações de estruturação espacial e temporal de comunidades e populações associadas aos potenciais efeitos do impacto sobre a ictiofauna e a carcinofauna. Vale ressaltar que foram separados neste documento o ambiente estuarino/marinho do recifal para fins de interpretação dos resultados em virtude da natureza distinta desses dois ambientes, além das diferenças relacionadas à metodologia de amostragem.

Dentre os estuários capixabas estudados no presente projeto, informações temporais da ictiofauna são ainda escassas para a maioria, com exceção dos rios São Mateus e Piraquê-Açu, onde um esforço de coleta padronizado foi realizado anteriormente. Portanto, informações acerca dos principais recursos pesqueiros estuarinos/marinhos e costeiros destes rios, somados Rio Doce, Caravelas e Ipiranga, foram obtidas de forma simultânea e padronizada, são aqui apresentadas, fornecendo subsídios essenciais para o manejo e ordenamento pesqueiro das populações que ocorrem nestes diferentes

ambientes. Assim, o cumprimento do Termo de Referência 4, no que tange a ictiofauna e carcinofauna estuarina/marinha estudada ao longo do PMBA/Fest-RRDM, permitiu descrever e discutir uma gama de informações, visando: i) conhecer os principais recursos presentes em sistemas estuarinos e marinhos costeiros do norte do Espírito Santo (área impactada pela lama de rejeitos); e ii) avaliar as flutuações faunísticas em escalas espaciais e temporais no Rio Doce e demais sistemas estuarinos/marinhos ao largo da costa central brasileira.

As expedições de campo realizadas para amostragem da ictiofauna e carcinofauna mostraram-se eficientes para caracterizar a composição específica de cada ambiente estudado. Ainda assim, a riqueza observada nas curvas de rarefação não atingiu os platôs das riquezas estimadas nas áreas amostradas. Este fato é reforçado por novos registros de espécies nas coletas realizadas durante a segunda fase do estudo (após os 12 meses iniciais). Fica evidente, entretanto, que espécies que venham a ser coletadas com o aumento do esforço amostral são raras.

Em termos de abundância, como componente majoritário da ictiofauna estuarina na área de estudo, destacaram-se a sardinha-dentuça Chirocentrodon bleekerianus e duas espécies de cangoás *Stellifer brasiliensis* e *S. rastrifer*. A dominância destas três espécies de peixes é esperada, pois elas são comuns na composição da fauna acompanhante da pesca de arrastos de fundo do camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) (PINHEIRO & MARTINS, 2009; SEDREZ et al., 2013). A ictiofauna acompanhante desta pescaria é comercializada localmente como “mistura” (MARTINS et al., 2013) e, muitas destas espécies são alvo da pescaria local quando atingem maior tamanho (CHAVES & SILVA, 2019), como é o caso das pescadas (*Cynoscion* spp.), corvina (*Micropogonias furnieri*), sardinhas (família Clupeidae), manjubas (Engraulidae), xaréus (Carangidae), além dos vermelhos e dentões (*Lutjanus* spp.).

Além das espécies dominantes, podemos destacar a ocorrência de espécies de peixes ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018) nas áreas monitoradas, tais como: *Atlantoraja platana* (vulnerável - VU), *Hippocampus erectus* (VU), *Hippocampus reidi* (quase ameaçado - NT) e *Pseudobatos percellens* (NT). O bagre *Paragenidens grandoculis*, já considerado extinto na lagoa Juparanã, foi coletado na área interna do Rio Doce no período chuvoso durante o presente estudo. Esta espécie foi observada na lagoa Nova (MARCENIUK et al., 2019), cuja conexão com o Rio Doce ocorre devido às cheias ocasionadas pelas chuvas intensas. Sendo assim, a ocorrência desta espécie no Rio Doce, provavelmente, ocorreu devido a esta conexão, o que reforça a importância das lagoas e dos tributários para a recolonização do Rio Doce após o rompimento da barragem. Além de *P. grandoculis*, o bagre-branco *Genidens barbus* (em perigo - EN) também foi coletado no Rio Doce. Esta espécie é tradicionalmente um recurso pesqueiro importante no sul do Brasil, onde já apresenta indícios de declínio populacional (ICMBio, 2018), porém no Espírito Santo não se conhecem os parâmetros populacionais e reprodutivos desta espécie. No Rio Doce, vale destacar a captura do dentão *Lutjanus jocu* (NT), importante recurso pesqueiro do estado, além das espécies com dados deficientes (DD), que incluem alguns elasmobrânquios (*Hypanus guttatus e Narcine brasiliensis*).

Quanto à carcinofauna estuarina, os camarões *Xiphopenaeus kroyeri* e *Peisos petrunchevitchi* e os siris *Callinectes ornatus* e *C. danae* foram as espécies que mais contribuíram em abundância. As espécies de crustáceos coletadas são típicas da costa tropical brasileira (MELO, 1996; COSTA et al., 2003; DIAS NETO, 2011), habitando preferencialmente ambientes de fundos lamosos e possuindo ampla plasticidade alimentar, com exceção de *P. petrunkevitchi*, que possui maior afinidade por águas marinhas mais frias entre o litoral do Rio de Janeiro e a Argentina. O conhecimento a respeito dos aspectos bioecológicos dessas espécies na região ainda é bastante escasso. Contudo, os resultados obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM têm sido fundamentais e essenciais no sentido de preencher essas lacunas. Na área estudada, o esforço da pesca de camarão é bastante intenso. O camarão sete-barbas, em particular, constitui um dos principais recursos pesqueiros provenientes de ambientes costeiros rasos ao largo da costa brasileira (SEDREZ et al., 2013). Não obstante o seu valor econômico, seu papel ecológico é também de grande relevância para as relações tróficas que regulam o equilíbrio das comunidades marinhas bentônicas (PIRES, 1992). No entanto, em análises da concentração de metais no camarão sete-barbas e camarão-rosa (*Farfantepenaeus. brasiliensis* e *F paulensis*) conduzidas pelo ICMBio (2016), foram obtidos níveis de arsênio (As), cadmio (Cd) e chumbo (Pb) acima do máximo permitido para consumo, em relação aos limites estabelecidos pela Resolução nº 42/2013 da ANVISA.

Devido à falta de estudos da carcinofauna na região, o monitoramento PMBA/Fest-RRDM proporcionou o primeiro registro para a grande maioria das espécies que ocorrem na região. As espécies mais comuns possuem ampla distribuição na costa tropical e subtropical do Atlântico americano, exceto *F. paulensis*, que possui uma área de ocorrência mais restrita entre o sul da Bahia e o litoral da Argentina (DIAS NETO, 2011). A espécie *F. subtilis*, atualmente classificada na lista vermelha como menos preocupante (LC) (ICMBio, 2018), pode ser considerada rara nas áreas monitoradas e não foi coletada no Rio Doce e Piraquê-Açu. Além do camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) e ambas as espécies citadas anteriormente, outras espécies de camarões constituem recursos pesqueiros importantes na costa brasileira, como: *F. brasiliensis*, *Litopenaeus schimittii* e *Pleoticus muelleri*, além dos siris do gênero *Callinectes* (*e.g*. *C. ornatus*, *C. danae* e *C. sapidus*), que são comercializados ou consumidos como meio de subsistência. De acordo com a avaliação do ICMBio (2018), estas últimas espécies possuem dados insuficientes para avaliação do seus *status* de conservação no Brasil. Dessa forma, as flutuações temporais das espécies descritas e discutidas no presente relatório são cruciais para o avanço no conhecimento ecológico destes recursos e a manutenção dos estoques pesqueiros na região.

No decorrer do Ano 1 e no período de Transição, a partir da metodologia do DNA *Barcoding* foram identificados 95% dos espécimes avaliados (considerando um percentual de homologia entre 99 a 100% em pelo menos um dos bancos de dados), solucionando dúvidas taxonômicas importantes tanto para peixes estuarinos/marinhos como recifais, especialmente entre espécies de peixes das famílias Gerreidae e Sciaenidae. Nessa última família, as diferenças morfológicas são bastante sutis ou ligadas ao seu desenvolvimento ontogenético e dificultam a identificação baseada exclusivamente em aspectos morfológicos, tal como se observa no gênero *Stellifer*. As análises das sequências de COI também permitiram a identificação da espécie *Butis koilomatodon,* uma reconhecida espécie invasora em águas

brasileiras com registro no Espírito Santo (MACIEIRA et al., 2012) e da espécie *Achirus mucuri*, ainda não registrada para o litoral capixaba. Além disso, durante o período de transição, a partir das análises de DNA *Barcoding* foi possível detectar espécies que não haviam sido registradas no Ano 1 demonstrando um aumento da representatividade das espécies nas 11 unidades amostrais avaliadas. A continuidade do projeto seria de suma importância visto que a biodiversidade pode ainda não ter sido totalmente representada nesses dois anos de monitoramento.

Foi observada uma alta variabilidade espacial na composição e abundância de pós-larvas de peixes estuarinos/marinhos, onde as amostras da foz do Rio Doce apresentaram os menores valores médios de abundância, riqueza e diversidade em relação aos demais estuários analisados (controles). Isto indica claramente um impacto sobre a composição e estrutura da assembleia de pós-larvas de peixes estuarinos, cujo efeito incide na manutenção dos estoques. De forma geral, as diferenças observadas no nível das comunidades de peixes coletadas através de arrasto de fundo, ocorreram principalmente nos estuários controle e foram influenciadas pelo período (T1 x T2) e pelas áreas externa e interna, não sendo observadas diferenças entre os estuários controle e o Rio Doce. Nos estuários controle, as diferenças significativas foram observadas entre os períodos, dentro de determinadas áreas, porém o Rio Doce não exibiu diferenças entre os períodos no que diz respeito à densidade, biomassa e riqueza. Por outro lado, na sua área interna os valores de equitatividade e diversidade diminuíram de T1 para T2, indicando dominância e homogeneidade da comunidade. A ictiofauna de regiões estuarinas apresenta flutuações naturais, especialmente condicionada pelo regime de chuvas, que aumentam a produção primária. O incremento trófico resultante deste aumento tem como consequência o aumento da densidade de espécies visitantes de origem marinha nos estuários, sobretudo na forma juvenil (PICHLER et al.,2017). No caso do Rio Doce, a salinidade permaneceu próxima de zero nos dois períodos, mas não impediu a entrada de visitantes de origem marinha. Desta forma, seria esperado que mudanças como as que ocorreram nos estuários controle, também ocorressem no Rio Doce, o que não foi observado. Mesmo não tendo sido observadas mudanças na riqueza, a composição pode estar sendo alterada pela substituição de espécies com o mesmo hábito, o que pode ser consequência de impacto antrópico (MAGURRAN et al., 2015).

Os possíveis efeitos da lama são mais perceptíveis no nível de população. O bagre-guri é uma espécie resistente às variações ambientais, capaz de dominar habitats que estão sob efeito de diversos tipos de impactos antropogênicos, como poluição orgânica e por metais, trânsito de embarcações, etc (QUEIROZ et al. 2006), enquanto os cangoás suportam grandes variações de salinidade e apresentam tendência *r*-estrategista, com pequeno porte e atividade reprodutiva ao longo de todo o ano (ALMEIDA, 2015; CAVASSANI, 2019). A maior biomassa de *G. genidens* na área interna do Rio Doce e a alta frequência de ocorrência (presença em mais de 70% dos arrastos) é provavelmente o reflexo das más condições ambientais do local, que propiciam o desenvolvimento de uma espécie resiliente como *G. genidens*, em detrimento de outras. Há que se considerar também que a porção interna da região do Rio Doce apresenta condições ambientais naturais diferentes dos demais estuários estudados, destacando-se a salinidade que se manteve próxima de zero durante todo o período amostrado. Apesar

disso, eventos de chuvas fortes causam ressuspensão do rejeito, remobilizando elementos químicos como ferro e arsênio do sedimento para a coluna d´água (RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019). Gabriel et al. (2020) apontaram maiores concentrações de arsênio, cromo, manganês, mercúrio e selênio em músculo e fígado de bagres *G. genidens* e *Cathorops spixii* do Rio Doce, bem como no sedimento analisado. É importante salientar que populações ribeirinhas que habitam a região do baixo Rio Doce utilizam os bagres (família Ariidae) na pesca de subsistência (obs. Pess.), consequentemente assimilando estes elementos, o que representa risco a saúde.

Para a comunidade de crustáceos estuarinos, os resultados não indicaram diferença significativa entre as regiões amostradas. Diferenças espaciais foram observadas quanto às áreas (interna e externa), com maiores valores obtidos nas áreas externas e uma predominância de indivíduos nos pontos mais próximos da foz dos estuários, tal como ocorre para a assembleia de peixes estuarinos. Os padrões de densidade e riqueza de espécies observados para a fauna de crustáceos estuarinos tem se mostrado indicadores das diferenças espaciais entre as áreas monitoradas, com valores particularmente mais baixos na área interna do Rio Doce em todo período de amostragem. Isto pode estar relacionado aos efeitos do impacto da pluma de rejeitos como consequência direta do soterramento da macrofauna epibentônica, bem como a partir do deslocamento das populações devido à intensa modificação do habitat. Cabe destacar que outros tipos de agentes estressores na região podem implicar na redução e perda de espécies, como a pesca intensiva (DIAS, 2011) e, as próprias peculiaridades ambientais do Rio Doce também caracterizam a composição faunística local. Por outro lado, o aumento da biomassa de crustáceos na área interna do Rio Doce ressalta a importância deste indicador para a avaliação do impacto do Rompimento da Barragem do Fundão tanto no contexto espacial como temporal.

Particularmente no Rio Doce, se observou uma alternância no *ranking* de abundância das espécies de crustáceos no Ano 1, com um aumento na população do camarão *Sycionia dorsalis*, bem como uma substituição de *C. ornatus* por *C. danae.* Essa maior abundância de *S. dorsalis* é ainda uma incógnita uma vez que não se tem dados pretéritos que possam servir como um registro histórico comparativo, enquanto a redução na população de *C. ornatus* pode envolver uma questão de ordem ecológica, pois *C. danae* foi também dominante no rio Piraquê-Açu e nas áreas internas dos rios Ipiranga e São Mateus. Na abordagem de impacto ("*beyond-BACI*"), permaneceram as mesmas espécies dominantes em T1 e T2 em ambas áreas interna e externa do Rio Doce.

No caso específico do camarão sete-barbas*,* a avaliação pretérita da carcinofauna na região (CTA, 2017) concluiu que a maior abundância desta espécie na área de depósito de lama fina indica que a população local não foi afetada pela presença de rejeitos oriundos do Rompimento da Barragem do Fundão, uma vez que esta concentração de indivíduos pode ser devido às suas próprias características alimentares (BRANCO & MORITZ-JR, 2001). Os resultados obtidos corroboram a ocorrência desta concentração de indivíduos nesta área de depósito de sedimento fino na foz do Rio Doce, onde a concentração de contaminantes associados ao rejeito de mineração também é relativamente elevada. Porém, ainda que não se tenha observado diferença significativa em comparação com as demais regiões amostradas, a maior biomassa da espécie na foz do Rio Doce pode sugerir não apenas na

contaminação de grande parte da população deste camarão, como também na transferência de contaminantes para organismos que ocupam os níveis tróficos superiores das redes tróficas.

É evidente que mesmo diante da escassez de informações pretéritas no que diz respeito à fauna de crustáceos do litoral do Espírito Santo, o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) constitui uma espécie sentinela para a avaliação do impacto do Rompimento da Barragem de Fundão no estuário do Rio Doce e áreas marinhas adjacentes. Portanto, um esforço de coletas de longo prazo é urgente e necessário para que se possa compreender as variações interanuais da composição específica e estrutura das assembleias de crustáceos, bem como dos fatores ambientais que influenciam a fauna bentônica ao longo do gradiente de impacto a partir do estuário do Rio Doce. Nesse sentido, a modificação da malha amostral, com campanhas de coleta realizadas em novos pontos de amostragens, visaram análises integradas entre as variações espaciais e temporais da fauna de peixes e crustáceos (assembleias e populações) e das concentrações dos elementos químicos presentes na área impactada, com foco principal nos elementos característicos da lama do rejeito oriunda do Rompimento da Barragem, o que permitirá compreender com mais detalhes os efeitos do impacto sobre a biota estuarina e marinha costeira.

No relatório do Ano 1, análises das assinaturas de isótopos estáveis ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) de seis espécies de peixes estuarinos coletadas antes (novembro/2015) e depois (junho/2016) da passagem da lama de rejeitos pela foz do Rio Doce constataram mudança no nicho isotópico de todas as espécies estudadas, bem como alterações no funcionamento ecossistêmico da assembleia de peixes por meio da perda de diversidade dos recursos basais do ambiente e diminuição da diversidade trófica (Relatório PMBA/Fest-RRDM Ano 1). O cenário de perda da diversidade de recursos disponíveis para a ictiofauna do Rio Doce descrito nos resultados pela diminuição da amplitude de $\delta^{13}C$ corrobora o observado por Gomes et al. (2017), que verificaram o decréscimo na diversidade da macrofauna bentônica tipicamente consumida pela ictiofauna estuarina (PERRONE & VIEIRA, 1991; CHAVES & VENDEL, 1996; MEDEIROS et al., 2017). No presente relatório, os menores valores de diversidade trófica observados para a comunidade (peixes e invertebrados) estuarina do Rio Doce no período chuvoso em relação ao seco (Figura 577) indicam um processo de redução na diversidade trófica a nível de comunidade após as chuvas no estuário do Rio Doce. Os resultados evidenciam que, como previsto por diversos pesquisadores (veja SILVA et al., 2015; HATJE et al., 2017; RUDORFF et al., 2018; CORDEIRO et al. 2019; MAGRIS et al., 2019), eventos de chuva podem remobilizar o rejeito e, segundo os atuais resultados, causar efeitos deletérios na comunidade aquática do Rio Doce. O presente relatório ainda apresenta resultados similares a nível populacional a partir de análises isotópicas de indivíduos do bagre-guri no Rio Doce, o qual apresentou menores amplitudes de nicho trófico no período chuvoso em comparação com o período seco (Figura 578). Embora a espécie possua uma elevada plasticidade alimentar, estudos acerca de seus hábitos alimentares revelam que presas com elevado valor energético (peixes, camarões, moluscos e braquiúros) compreendem os recursos mais importantes para a espécie (em peso ou importância relativa) (MISHIMA & TANJI, 1982; CHAVES & VENDEL, 1996; RABITTO & ABILHÔA, 1999; LOPES et al., 2009). Porém, os resultados do modelo de mistura isotópico

(Figura 21) e os dados oriundos das análises de conteúdos estomacais revelaram que a dieta do bagre-guri no estuário do Rio Doce diverge dos demais sistemas lagunares e estuarinos brasileiros (Quadro 7), sendo compreendida principalmente por itens de baixo valor energético, destacando-se a elevada prevalência de larvas de Chironomidae. A densidade de larvas de Chironomidae dobrou após a passagem da lama de rejeitos pelo estuário do Rio Doce, acompanhada pelo decréscimo da diversidade geral da macrofauna (GOMES et al., 2017). A menor diversidade trófica do bagre-guri na estação chuvosa pode estar associada a uma dieta pobre em recursos basais a medida que o aumento da turbidez, aporte de sedimentos oriundos de regiões a montante e remobilização do sedimento presente no estuário parece favorecer a prevalência de larvas de Chironomidae em detrimento de outros organismos bentônicos (GOMES et al., 2017). A dieta pobre em valor energético do bagre-guri no estuário do Rio Doce parece ser reflexo da homogeneização dos recursos disponíveis e prevalência de organismos tolerantes a poluição. O bagre-guri encontra-se com elevados níveis de metais no fígado e músculo, confirmando efeitos de contaminação crônica por elementos traço oriundos da lama de rejeitos (*e.g.* GABRIEL et al., 2020). A elevada densidade do bagre-guri no Rio Doce aliada à uma dieta pobre em presas de alto valor energético pode comprometer a condição corporal e nutricional da espécie com possíveis efeitos ao longo da teia trófica. Os resultados deste estudo corroboram a importância do bagre-guri *Genidens genidens* como uma espécie sentinela em ambientes estuarinos (SILVA-JUNIOR et al., 2013), auxiliando na compreensão das alterações tróficas em estuários decorrentes de impactos ambientais (ANDRADES et al., 2020).

A abordagem usada para testar a variação espacial do fator de condição (aqui avaliado pelo Índice de Condição Residual; RCI em inglês) detectou condição corporal distinta entre as regiões investigadas para as 14 espécies de peixes analisadas. Comparações pluri-específicas evidenciaram menor RCI nos Rios Doce e Ipiranga e maior nos rios São Mateus, Caravelas e Piraquê-Açu, mas os potencias efeitos sazonais não foram integrados nesta primeira etapa. Os resultados de condição corporal (RCI) obtidos apresentaram uma tendência inversa à concentração de diversos elementos no sedimento (*e.g*. Fe, Mn, Cr, etc.; dados PMQQS): altos teores na região da foz do Rio Doce, com concentração decrescendo gradativamente para o norte (em direção aos rios Ipiranga, São Mateus e Caravelas, nesta ordem) e bruscamente para o sul (em direção ao rio Piraquê-Açu). O padrão observado no RCI pode, portanto, ser uma resposta negativa da ictiofauna estuarino-costeira ao impacto decorrente do rompimento da barragem. Em médio prazo, a condição corporal reflete uma ampla gama de fatores abióticos e bióticos aos quais um organismo está submetido (LATOUR et al., 2017). No caso dos peixes (BROSSET et al., 2015a), o fator de condição está frequentemente correlacionado às reservas lipídicas e, por consequência, ao *fitness* dos indivíduos. Por outro lado, transferências energéticas entre órgãos, notavelmente ligadas à reprodução, tendem a dificultar uma interpretação causal precisa das variações temporais (*e.g*., JOYEUX et al., 1992; POMBO et al., 2012) ou mesmo espaciais, mas o uso de múltiplas espécies em estudos de longo prazo tem sido bem sucedido para evidenciar fatores exógenos que influenciam a condição em nível de comunidade (BROSSET et al., 2015b; LATOUR et al., 2017). A disponibilização dos dados PMQQS para o ano de amostragem de ictiofauna (2018-2019) no meio do ano 2020 permitiu uma abordagem muito mais eficiente e pertinente das relações entre RCIs e

condições ambientais para doze espécie. As duas análises, Árvore de decisão e Análise Discriminante apontam para uma variação espacial e temporal da condição destas espécies em nível de assembleias sem clara correlação com características básicas da água, parâmetros sedimentares ou teores de elementos tóxicos ou não. Estas evidências apontam para menor estabilidade e uma maior variabilidade do RCI na região norte (Ipiranga externo, são Mateus e Caravelas) que na região sul (Rio Doce e Piraquê-Açu) independentemente da variabilidade sazonal devido à reprodução e/ou crescimento. Estes resultados estão em completa sintonia com os resultados obtidos nas análises de estrutura de comunidades onde a composição das assembleias varia mais na região norte que sul. Como medições equivalentes em humanos, a condição corporal é uma ferramenta adequada e extremamente útil para monitoramentos de médio ou longo prazo já que o desempenho analítico e diagnóstico melhora à medida que a variabilidade individual e sazonal está sendo integrada.

Os nossos resultados apontam para diferenças relevantes entre regiões (estuários e áreas adjacentes na zona costeira), entre áreas (internas e externas a estuários), entre épocas (Ano 1 *versus* Transição; assinaturas elementares em otólitos; Figura 581, Figura 582) em relação à estrutura de comunidades, estrutura trófica das comunidades, padrões de condição corporal, alterações na dieta (Figura 22), alterações nas assinaturas isotópicas (Figura 577), estrutura de comunidade da carcinofauna (Figura 585) e influência negativa da pluma sobre o ictioplâncton (Figura 576). Evidências que permitam relacionar estas observações ao Rompimento da Barragem são fortes e estão crescendo, particularmente para as áreas externas aos estuários (por exemplo: pluma do Rio Doce, Ipiranga externo). Evidências para as áreas internas aos estuários precisam de refinamento relativo à escala do impacto (visto que a existência deste não parece negável) devido à singularidade de cada estuário (por exemplo Figura 5; Figura 585). O Rio Doce interno, em particular, apresenta padrões faunísticos e temporais altamente distintos dos outros estuários estudados que dificultam uma clássica avaliação *beyond-BACI*. Sugerimos que, sem negligenciar as outras regiões, estudo futuros em áreas internas aos estuários foquem no Rio Doce e em particular nas suas espécies mais relevantes ecologicamente (*Genidens genidens*, o bagre-guri, devido à elevada biomassa e à migração sazonal), espécies ameaçadas de extinção [*Genidens barbus (Lacepède, 1803)*, o bagre branco], e espécies endêmicas [*Paragenidens grandoculis* (Steindachner, 1877), criticamente ameaçada].

Com relação à análise de ocupação e uso do habitat dos robalos com auxílio da telemetria acústica, foram observadas diferenças significativas entre os rios estudados em relação a profundidade média de ocorrência dos indivíduos, enquanto que a distância média percorrida e o tamanho de área de vida (KUD50 e KUD95) não variaram. Além disso, a ocupação espacial dos indivíduos exibe um padrão bem distinto entre os rios estudados. No Rio Doce, indivíduos foram detectados em uma pequena porção da foz, quase que exclusivamente nas áreas mais profundas, que constituem os poucos canais onde a navegação ainda é possível, em razão do alto nível de assoreamento e lama que afetam este rio (*e.g.* FERNANDES et al., 2016; GOMES et al., 2017). Além disso, no Rio Doce, diferentemente do rio São Mateus, não foram observados indivíduos seguindo em direção a montante da foz. Em contrapartida no rio São Mateus a ocupação espacial ocorre de forma mais dispersa, com indivíduos utilizando

diversos tributários, como os rios São Domingues e Santana. Ademais, foi registrada a ocorrência de indivíduos em regiões distantes (superiores à 20 km) a montante da foz.

O fato de que a profundidade média dos indivíduos tenha sido significativamente superior no Rio Doce em relação ao São Mateus demonstra que os robalos estão sempre associados aos canais mais profundos no Rio Doce, especialmente nas regiões próximas ao píer municipal e à boca do rio. Áreas mais profundas apresentam um fluxo hidrológico maior, o que não permite acúmulo de sedimentos finos, de forma que essa deposição tende a ocorrer nas áreas rasas onde o fluxo é menor. Este possivelmente é o caso do Rio Doce, onde resquícios da lama provinda do Rompimento da Barragem de Fundão estão acumulados nas áreas rasas, influenciando negativamente a qualidade destes habitats. Assim, o padrão de ocupação de habitat e movimentação dos robalos que foi observado no Rio Doce não corresponde aos padrões normais reportados para a espécie (*e.g.* DAROS et al., 2016; BOUCEK et al., 2019), cujos indivíduos tendem a migrar rio acima por até centenas de quilômetros (DAROS, dados não publicados).

Os padrões observados nesta primeira fase do estudo de telemetria levam a uma nova pergunta: os robalos do Rio Doce estão migrando rio acima? Essa pergunta poderá ser respondida a partir da marcação, rastreamento de indivíduos e expansão da rede de receptores para regiões a montante da foz até as cidades de Linhares e Colatina. A possível não migração dos robalos rio acima pode acarretar em impactos negativos na reprodução e recrutamento das populações desta espécie na região, ocasionando uma diminuição populacional. Essa possível diminuição das populações de robalos pode ter consequências socioeconômicas negativas severas nas comunidades pesqueiras locais, uma vez que os robalos são espécies alvo da pesca em toda a área estudada.

Utilizando análises microquímicas do otólito através das técnicas de LA-ICP-MS, foi demonstrada uma plasticidade ambiental em termos de residência e movimento de salinidade e de habitat para as três espécies escolhidas a partir das razões Sr:Ca. Esse comportamento era esperado com base em registros frequentes de indivíduos em áreas de diferentes salinidades (DAROS et al, 2016; AVIGLIANO et al., 2017; GARRONE-NETO et al., 2018). Interpretando os dados sob as hipóteses de relação positiva entre a razão Sr:Ca e a salinidade da água, a variação da razão Sr:Ca nos exemplares coletados deve representar o uso dos ambientes estuarino e marinho ao longo da história da vida de *C. parallelus*, *C. undecimalis* e *G. genidens* nos quatro estuários estudados (AVIGLIANO et al., 2017; FOWLER et al., 2016; FRANCO et al., 2018). Apenas *Centropomus parallelus* apresentou um decréscimo na razão Sr:Ca no Rio Doce, local do impacto direto da lama de rejeito, próximo à região da borda do otólito (zona do otólito que reflete o momento da captura), indicando assim um maior aporte de água doce ou sedimento continental.

Este indicativo citado acima é reflexo da grande quantidade de sedimento depositado ao longo do Rio Doce, ocasionado pela ruptura da barragem a montante do rio, corroborado pela maior concentração da razão Ba:Ca (elemento este associado ao escoamento terrestre; ver ELSDON et. al., 2008; HAMER et al., 2006) nos otólitos das três espécies coletadas no mesmo rio. O ferro (Fe), principal elemento presente na lama do rejeito, foi mais abundante apenas em *C. parallelus* capturado no Rio Doce,

enquanto manganês (Mn) apresentou as maiores concentrações no Rio Doce para ambas as espécies. Os demais elementos analisados variaram suas concentrações em relação aos locais e espécies, e poderão auxiliar no entendimento da conectividade entre os rios estudados. As analises multivariadas mostram que *C. undecimalis* tem alta conectividade entre os rios, mas *C. undecimalis* e *G. genidens* mostraram baixa conectividade, principalmente os exemplares coletados no Rio Doce. A incorporação dos elementos químicos nos otólitos ocorre de diversas formas e por diferentes fatores bióticos e abióticos (ELSDON et al., 2008), de modo que varia de espécie para espécie (PRICHARD et al., 2018), explicando assim as diferentes concentrações dos elementos químicos nos otólitos das três espécies, principalmente do Rio Doce.

Para todos os indicadores de impactos empregados na avaliação do recrutamento de peixes marinhos e estuarinos foram encontradas diferenças significativas nos padrões temporais entre a zona Impacto e Controles. No período de Transição, foi encontrado maior similaridade na composição e abundância de pós-larvas de peixes entre a zona Impacto e Controle em comparação ao Ano 1. É importante destacar que o esforço amostral previsto para o período de Transição (amostragens trimestrais) não foi executado em decorrência das paralisações ocasionadas pela pandemia, sendo apenas uma campanha de amostragem realizada (Dez/2019). De qualquer forma, o CT das pós-larvas de peixes foi significativamente menor na zona Impacto em comparação às zonas controles ao longo de todo o monitoramento. O comprimento das pós-larvas de peixes pode ser diretamente relacionado com a idade dos indivíduos, mas apresenta grande variação interespecífica (KINGSFORD; SMITH; FLOOD, 2011; SOEPARNO et al., 2012). Adicionalmente, durante o primeiro ano de monitoramento, a composição e a abundância das pós-larvas de peixes foi significativamente diferente entre a zona Impacto e Controles; foi verificado na zona impacto uma menor contribuição (%) para a riqueza e abundância total de espécies (taxa) de peixes que ocupam o ambiente pelágico ao longo de todo o ciclo de vida e que exibem elevada competência de deslocamento neste ambiente. Neste sentido, o menor tamanho das pós-larvas de peixes na zona Impacto, pode indicar que (1) em um certo tamanho, pós-larvas e juvenis de peixes pelágicos podem ser suficientemente desenvolvidos para evitar habitats desfavoráveis (AXLER et al., 2020) ou que (2) determinadas espécies (taxa) são mais susceptíveis às alterações produzidas pelo rejeito de minério. Essa hipótese (2) é parcialmente corroborada pelos resultados do Anexo 3 (subprojeto Ictioplâncton), que registrou na região marinha adjacente à foz do Rio Doce larvas de peixes com deformidades e trato digestório destruído (RT-19H RRDM/NOV19), o que pode reduzir a sobrevivência e alterar a composição da assembleia local. Vale destacar que a espécie que tem demonstrado grande resiliência às alterações ocasionadas pelo rejeito de minério (*i.e.*, o bagre-guri *Genidens genidens*), difere da maioria dos peixes estuarinos e marinhos por não exibir uma fase larval pelágica. Além disso, *G. genidens* produz um dos maiores ovos entre os teleósteos e realiza a incubação oral, carregando ovos e formas iniciais da prole até completarem o desenvolvimento embrionário, o que reduz as influências ambientais e aumentam as chances de sobrevivência dos indivíduos (BARBIERI; SANTOS; ANDREATA, 1992; GOMES et al., 1999).

Como demonstrado nos resultados (seção 1.5.1), a assembleia de pós-larvas de peixes apresentou uma notável desestruturação na zona Impacto no mês de maio de 2019. Nas duas semanas que antecederam as coletas de maio, houve uma contribuição expressiva de ventos intensos do quadrante sul (RT-19D RRDM/2019), o rejeito de minério depositado na região marinha adjacente a foz do Rio Doce foi ressuspenso, acarretando o aumento da turbidez e nos níveis de contaminantes (metais e Arsênio) na coluna da água (RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019). O sedimento em suspensão pode obstruir a passagem de água pelas lamelas branquiais dos peixes. Além disso a abrasão das lamelas pelo sedimento, ocasiona a produção excessiva de muco e o crescimento de camadas de células protetoras nas lamelas, reduzindo a passagem de água pelo aparato e, consequentemente, a troca gasosa e iônica (AU et al., 2004; SUTHERLAND & MEYER, 2007; WONG, PAK, JIANG LIU, 2013; HESS et al., 2015). Como as pós-larvas de peixes requerem altos níveis de oxigênio (NILSSON et al., 2007), qualquer redução na eficiência de oxigenação pode resultar em grandes mortalidades. Adicionalmente, níveis elevados de metais dissolvidos, representam um potencial estressor das assembleias de larvas de peixes (MCKINLEY et al., 2019), como já registrado para a região marinha adjacente a foz do Rio Doce e Costa das Algas (BONECKER et al., 2019). Neste sentido, em adição aos impactos diretos ocasionados pela lama de rejeito nas assembleias de peixes estuarinos e recifais, a manutenção a longo prazo destas assembleias pode ser comprometida pela redução do recrutamento larval. O recrutamento larval é preponderante para a recuperação de populações impactadas (NICKOLS et al., 2019), o qual pode ser impulsionado pelo aporte larval de peixes de outras subpopulações (distantes da região impactada) e/ou por eventos reprodutivos local seguido de retenção ou retorno dos descendentes a origem natal (*i.e.*, auto-recrutamento, BERUMEN et al., 2012; ALMANY et al., 2017). A maioria das espécies de peixes marinhos exibe um ciclo de vida bifásico, composto de adultos demersais e larvas pelágicas potencialmente dispersivas (RICHARDS, 2006; NOLASCO et al., 2018). Na fase inicial de vida os peixes exibem maior sensibilidade às variações ambientais quando comparados aos juvenis e adultos, e desta forma, podem responder mais prontamente aos efeitos dos impactos antrópicos (RAMOS et al., 2012; SANTOS; RAMOS; BONECKER, 2017; NICKOLS et al., 2019). Neste sentido, a redução do aporte larval e a mortalidade seletiva durante as fases iniciais do ciclo de vida (COWEN et al., 2000; MCCORMICK, 2009; JOHNSON et al., 2014), pode ter relação direta com a baixa riqueza alélica e alto desequilíbrio de HWE observado principalmente nas três espécies estuarinas analisadas até o momento (*L. grossidens*, *P. harroweri* e *T. paulistanus*), que foram impactadas diretamente e com maior intensidade pela pluma com maior densidade da lama de rejeito.

A maioria das espécies de peixes de ambientes tropicais e subtropicais tem seus picos reprodutivos sincronizados aos meses mais quentes do ano (OLIVEIRA et al., 2012; FREITAS et al., 2015; JUNTTI & FERNALD, 2016; GRANDE et al., 2019), momento no qual registramos maior abundância e diversidade de espécies de pós-larvas de peixes nas distintas zonas de coleta, incluindo a zona Impacto. Todavia, a presença de pós-larvas de peixes no local não garante que estas tenham sucesso na etapa de vida subsequente (assentamento larval). O sedimento em suspensão reduz a capacidade das espécies de peixes em responder a estímulos químicos de diferentes tipos de substratos, o que

pode reduzir drasticamente o sucesso na fase de assentamento, notadamente em ambientes recifais (WENGER; JOHANSEN; JONES, 2011). A incapacidade de encontrar um habitat adequado pode levar a grandes mudanças na dinâmica populacional e pode explicar mais de 90% da variabilidade populacional em peixes recifais, como visto para a donzelinha *Pomacentrus moluccensis* (DOHERTY; FOWLER, 1994). Desta forma, embora a assembleia de pós-larvas de peixes não tenha sido avaliada na área recifal da APA Costa das Algas, os baixos valores de abundância, riqueza e diversidade de espécies de peixes no local podem estar relacionados a uma redução no recrutamento larval e/ou a uma mortalidade larval seletiva ocasionada pelo sedimento em suspensão e metais dissolvidos (WENGER et al., 2017; RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019).

No que diz respeito a assembleia de peixes recifais adultos foi possível verificar a clara influência da pluma de rejeitos sobre a ictiofauna recifal, onde todas as amostras das zonas controle (seis controles) foram significativamente distintas da zona impacto (APA Costa das Algas) no que se refere à abundância, riqueza e composição de espécies, sendo observado um efeito a pequena escala para todos os indicadores da assembleia de peixes recifais [S (I *vs* C)]. Também encontramos respostas de alguns grupos tróficos que foram encontrados em menor biomassa e abundância na zona Impacto, os quais responderam de forma similar a outros lugares no mundo impactados por condições semelhantes (CHEAL et al., 2013; JOHANSEN & JONES, 2013; MOUSTAKA et al., 2018). Exemplo de espécies afetadas são: o budião-azul, *S. trispinosus*, a cioba, *L. jocu*, a guaiúba, *O. crysurus* e o grama, *G. brasilienesis* que apresentaram baixa abundância e biomassa na zona Impacto, além de uma desestruturação de suas populações. Vale ressaltar que tanto o budião-azul quanto o grama estão classificados como ameaçados e em perigo pelo livro vermelho de espécies ameaçadas do Brasil (IUCN, 2020).

Apesar que tais evidências poderiam estar diretamente relacionadas ao tipo de habitat, fato que sabidamente influencia a estrutura e caracteriza a ictiofauna associada, a estrutura das comunidades de peixes recifais são parecidas no Espírito Santo e no Banco dos Abrolhos (PINHEIRO et al., 2018). Além disso, informações sobre a cobertura e estrutura (complexidade e heterogeneidade) do habitat foram utilizadas durante as análises como forma de controlar a variabilidade ambiental, de modo que as diferenças detectadas entre as áreas controle *vs* impacto podem ser relacionadas à presença do impacto analisado (ver UNDERWOOD, 1992).

Especificamente sobre a composição de espécies, foi possível verificar uma perda de espécies raras (0D) e comuns (1D) na zona Impacto, em relação aos controles estudados, servindo como um relevante indicador de ambientes impactados (CHAO et al., 2014). A província Brasileira é uma província com baixa diversidade de espécies de peixe recifal comparada às demais províncias biogeográficas no mundo (KULBICKI et al., 2013; COWMAN et al., 2017). Isso é normalmente relacionado com a baixa redundância de um ecossistema, significando que a perda de poucas espécies pode resultar na perda de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos (NYSTRÖM &; FOLKE, 2001; BELLWOOD et al., 2004a; ROFF & MUMBY, 2012). A baixa abundância e biomassa de peixes herbívoros-detritívoros na zona I é preocupante por causa do papel importante que esse grupo trófico desempenha para o

funcionamento dos sistemas recifais (SCHEFFER et al., 2001; BELLWOOD et al., 2004b; GOATLEY et al., 2016). O que a perda de espécies raras e comuns significa para o ecossistema ainda é uma discussão para estudos futuros. A dificuldade de avaliar e entender os efeitos por causa de falta de dados pretéritos ao rompimento da barragem também ressalta a importância do monitoramento contínuo e séries temporais de longa duração nos ambientes recifais.

Através dos estudos recentes de Francini-Filho e colaboradores (2019), resultados do Relatório Anual do ano 1, foi constatado que os metais oriundos do rompimento da barragem de Mariana chegaram aos recifes do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, aproximadamente seis meses após a chegada na foz do Rio Doce. Embora, segundo os autores, ainda não foi possível evidenciar impactos ecológicos negativos sobre a comunidade coralínea, estes metais já foram incorporados ao crescimento dos corais (com. pess. Heitor Evangelista) e podem potencialmente afetar seu desenvolvimento, assim como desempenho alimentar e reprodutivo. Dado que a ictiofauna recifal possui estreita relação com o habitat coralíneo, qualquer efeito sobre o mesmo pode desencadear alterações fisiológicas, comportamentais e de estrutura ou composição da assembleia de peixes que vive em direta associação com o ambiente recifal (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005) como é o caso do badejo quadrado, *Mycteroperca bonaci*, importante predador de topo de cadeia da região de Abrolhos (FREITAS et al. 2017). Através do estudo de telemetria conduzido na área do Arquipélago de Abrolhos, detectou-se variações comportamentais (síndrome de comportamento) nas áreas de vida entre os 16 indivíduos marcados, aparentemente sem relação com o tamanho e/ou idade. Embora a grande maioria dos indivíduos tenham apresentado alta fidelidade e tempo de residência ao local de marcação, alguns indivíduos não seguiram esse comportamento esperado para um predador de topo de cadeia da família Epinephelidae (PINA-AMARGÓS & GONZALEZ-SANSÓN, 2009; SADOVY DE MITCHESON et al., 2013; KOECK et al., 2014). Tais variações podem ser reflexo i) alterações na cobertura bentônica produzida pelos eventos de branqueamento em massa de 2018-2019, que levou a grande mortandade de corais de fogo, *Millepora* sp., ii) efeitos da chegada da pluma de sedimentos nos recifes, afetando a capacidade de crescimento e consequentemente sua saúde dos corais, iii) ou mesmo variação comportamental intrapopulacional, ou “personalidade individual”, iv) ou ainda o efeito sinérgico de todos esses fatores atuando sobre o comportamento dessa espécie.

Tendo em vista que o presente estudo é o primeiro a descrever o comportamento de *M. bonaci* no Atlântico Sul, há a necessidade de estender os estudos de telemetria a outras localidades, visando comparar locais impactados e não impactados assim como determinar de forma mais acurada o padrão comportamental da espécie, aumentando o número amostral em cada localidade estudada. Dado que esses animais são predadores de topo de cadeia e, portanto, bioacumuladores de metais pesados (ver TREMAIN & ADAMS, 2012), constituem importantes fontes de carreadores destes metais entre diferentes áreas, assim como constituem uma fonte de contaminação a população que consome esse apreciado pescado.

Buscando avaliar possíveis alterações sobre a estrutura genética nas populações de peixes marinhos foram avaliadas três espécies recifais (*Cephalopholis fulva*, *Lutjanus analis* e *Epinephelus morio*) e três

espécies estuarinas (*Lycengraulis grossidens*, *Pellona harroweri* e *Trinectes paulistanus*) quanto aos efeitos do Rompimento da Barragem de Fundão sobre a diversidade genética populacional. Como componente da diversidade genética, a riqueza alélica identifica o número de alelos diferentes segregado em uma população, além de ser um parâmetro informativo sobre mudanças do passado demográfico das populações (LEBERG, 2002). Para todas as espécies analisadas neste estudo observou-se baixos valores de riqueza alélica quando comparados a dados de literatura (Figura 595), sendo uma espécie estuarina, *T. paulistanus*, a que apresentou os menores valores de riqueza alélica entre as espécies analisadas. Esta espécie, representante da ordem pleuronectiformes (linguados), apresenta uma série de características únicas dentre elas: a natação limitada devido à ausência de bexiga natatória, hábito bentônico e de maior dependência com o substrato, o que a torna especialmente vulnerável a alterações do substrato, como o leito estuarino (TALLQVIST et al., 1999; BREITBURG, 2002; BELL & EGGLESTON, 2005). Segundo Bonecker e colaboradores (2019), larvas de *T. paulistanus* coletadas na foz do Rio Doce, em janeiro/abril de 2016, logo após o Rompimento da Barragem do Fundão, apresentaram sedimento avermelhado aderido ao corpo, o que caracterizaram como prejudicial ao seu desenvolvimento. A mortalidade dessas larvas em grande quantidade poderia acarretar na perda de variabilidade genética, contribuindo assim para a baixa riqueza alélica observada no presente trabalho.

Adicionalmente foi observado um maior número de locus (18 locus - 78%) em desequilíbrio nas espécies estuarinas, o que pode ser atribuído ao fato de que os estuários amostrados foram direta ou indiretamente impactados pela pluma da lama de rejeito, diferentemente da plataforma marinha adjacente. Em peixes recifais o desvio do HWE ocorreu em 10 locus (46%) e em apenas duas das áreas amostradas (áreas 1 e 2), as mais impactadas pela pluma de maior densidade da lama de rejeito conforme o Mapa 3 - Nota Técnica n˚ 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio, sugerindo assim uma relação direta entre área impactada e desvio do HWE. Corroboram este resultado também as alterações encontradas pelo Anexo 1 (Ecotoxicologia) acerca dos danos genéticos encontrados em peixes marinhos, em nível molecular, que constituem um forte indício do efeito dos contaminantes sobre a estrutura genética das populações, e os resultados do Anexo 6 (Megafauna) que identificou padrão similar de perda de diversidade genética em cetáceos na região da foz do Rio Doce comparando dados anteriores e pós o impacto.

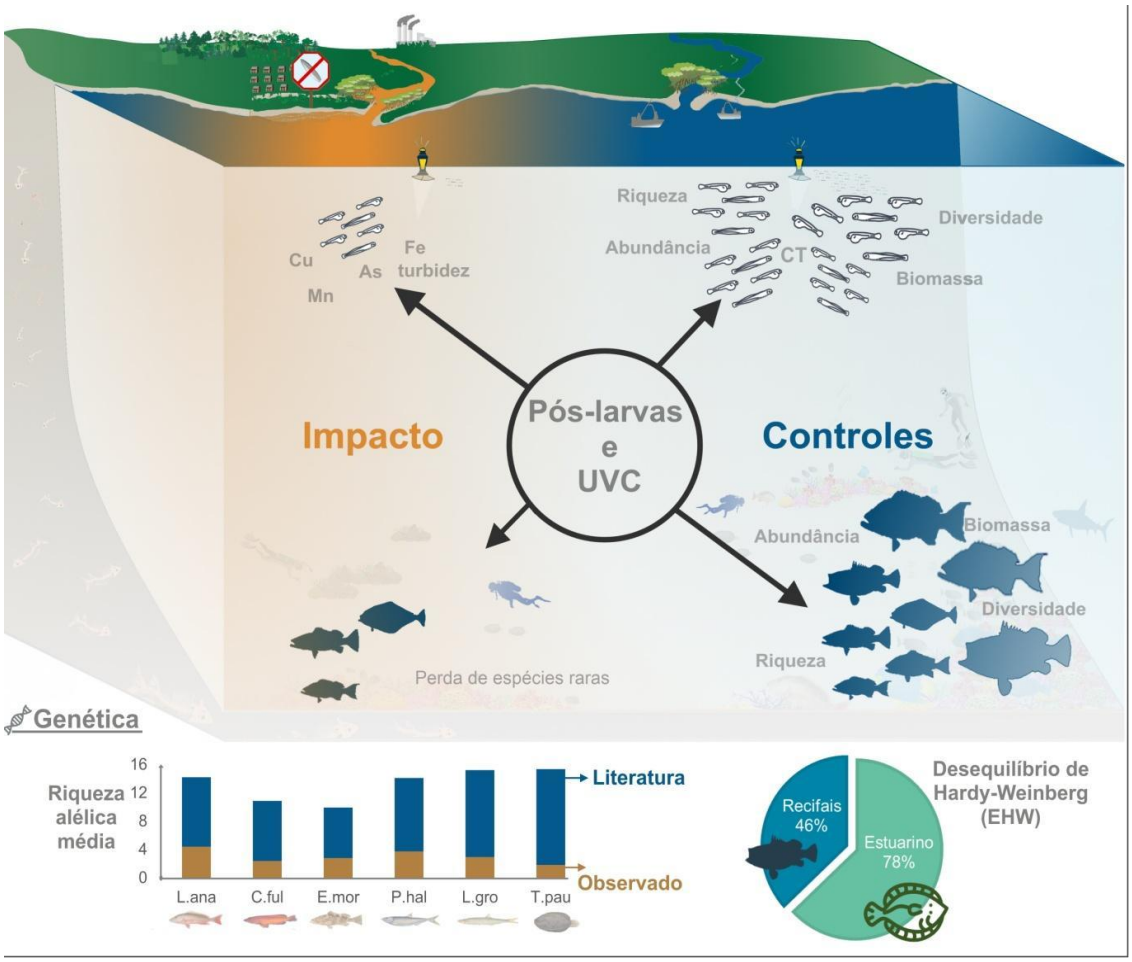
O estudo da riqueza alélica e do HWE são de extrema importância em estudos de caso da magnitude do Rompimento da Barragem de Fundão, pois refletem de forma primária os efeitos antrópicos causados as populações de peixes estuarinos e recifais. Na literatura é possível encontrar exemplos do efeito de atividades de mineração na redução da diversidade genética de populações de trutas (*Salmo trutta*) através da comparação de populações que habitavam rios com intensa atividade mineradora com populações de rios não impactados (PARIS et al., 2015). Relatórios técnicos realizados previamente ao início das atividades do PMBA/Fest-RRDM revelaram a perda imediata de toneladas de peixes devido ao soterramento, obstrução das brânquias ou asfixia devido à elevada turbidez da água (Nota Técnica 24/2015/CEPTA/DIBIO/ICMBIO), ocasionando uma grande redução na biomassa

e tamanho efetivo dos estoques populacionais originais (FERNANDES et al., 2016; GFT, 2016). Essa grande remoção de indivíduos da população pode ter relação direta com os efeitos de baixa riqueza alélica e alto desequilíbrio de HWE encontrado para as seis espécies analisadas até o momento, em especial para as espécies estuarinas, que foram impactadas diretamente e com maior intensidade pela pluma com maior densidade da lama de rejeito.

É importante salientar o longo histórico de poluição que atinge a bacia do Rio Doce há muitos anos (PIRES et al., 2017) e que poderia causar efeitos cumulativos sobre a estrutura genética destas espécies, especialmente as estuarinas. Embora ainda seja necessário balancear o número de amostras entre todas as localidades estudadas para controlar o efeito do esforço amostral sobre os resultados encontrados, entretanto, nota-se claramente a influência da lama do rejeito nos parâmetros estudados, sendo estes fortes indicadores de causa e efeito para as espécies estudadas.

De forma a sistematizar os resultados obtidos pelo subprojeto peixes recifais, apresentamos um infográfico ilustrando os principais efeitos encontrados com base nos indicadores de impacto selecionados (Figura 597). Dado a ausência de dados pretéritos e referências na literatura, com a adoção do desenho amostral *beyond-BACI* (UNDERWOOD, 1991, 1992, 1993, 1994), foi possível detectar nas áreas próximas a foz do Rio Doce e APA Costa das Algas (zona “Impacto”), atingidas diretamente pela lama de rejeito, alterações na assembleia de pós-larvas e de peixes recifais para os indicadores de abundância, biomassa, riqueza, composição e diversidade de espécies quando comparadas a áreas sob menor efeito (denominada zonas Controles). Adicionalmente foi possível constatar a perda de espécies raras associadas às áreas Impacto, assim como uma menor abundância e biomassa de grupos funcionais importantes ecologicamente como herbívoros-detritívoros, piscívoros e omnívoros-planctívoros, o que contribui para a perda de resiliência ecossistêmica. O indicador diversidade genética se mostrou de extrema importância na verificação da capacidade de adaptação dos peixes estuarinos e recifais as mudanças ambientais ocasionadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão, com baixos valores de riqueza alélica e grande número de locus em desvio do equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE), principalmente para as espécies estuarinas estudadas.

Figura 597: Resumo dos resultados obtidos pelo subprojeto Peixes Recifais para os componentes de Recrutamento da Ictiofauna, Assembleia de peixes recifais e genética de populações. L.ana –*Lutjanus analis*, C.ful – *Cephalopholis fulva*, E.mor – *Epinephelus morio*, P.hal - *Pellona harroweri*, L.gro – *Lycengraulis grossidens* e T.pau – *Trinectes paulistanus. Representação dos elementos Fe (Ferro), Mn (Manganês), Cu (Cobre) e As (Arsênio) associados à zona Impacto seguem os resultados obtidos pelo anexo 3 (RT-19D RRDM/2019; RT-19B RRDM/2019)*



1.4 MEGAFAUNA

1.4.1 Cetáceos

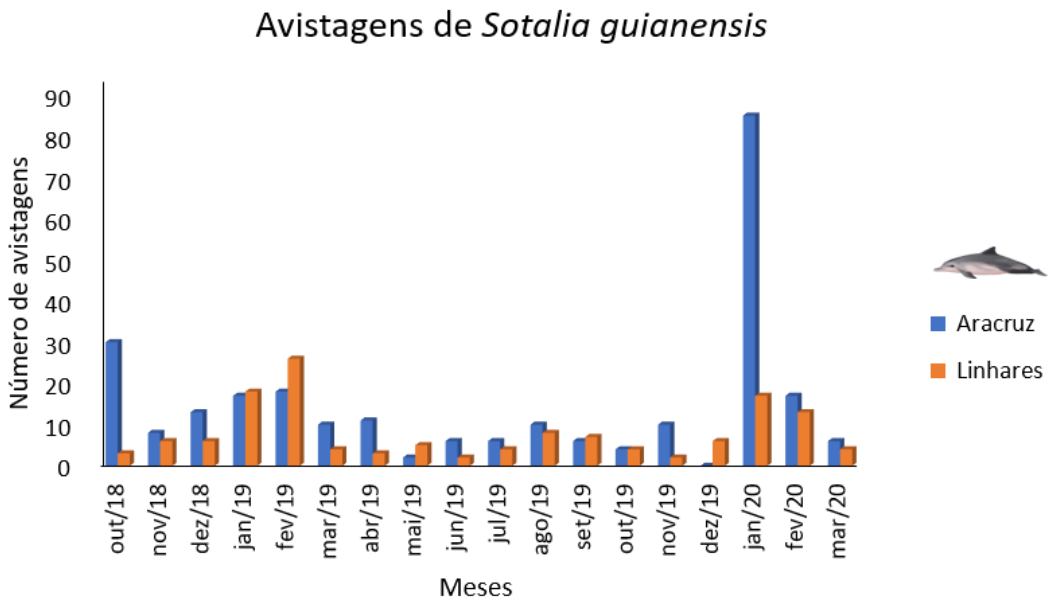
1.4.1.1 Ocorrência de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* na região que abrange a foz do Rio Doce até a foz do rio Piraquê-açu, presença de filhotes na composição dos grupos observados e registro de comportamento de alimentação

O esforço amostral para o monitoramento do Uso do Habitat por cetáceos, realizado de outubro de 2018 a março de 2020, foi de 1540h nos pontos fixos de observação e 465h 43min no monitoramento embarcado.

Monitoramento por ponto fixo

A partir da metodologia de observação por ponto fixo, entre outubro de 2019 e março de 2020, período que representa o Período de Transição, foi possível observar redução no número de avistagens nos pontos fixos de Linhares, área de influência do Rio Doce, a redução foi de 26,98% (N= 46) (Figura 598) em relação ao mesmo período do Ano 1 (N= 63) (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna). Entretanto, nos pontos fixos de Aracruz, área de influência do Rio Piraquê-Açu, foram realizadas 122 avistagens de *S. guianensis,* correspondendo a um aumento de 27,08% (Figura 598) em relação ao mesmo período do Ano 1 (N= 96) (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna). Para este aumento, um destaque pode ser dado ao mês de janeiro de 2020, no qual foram realizadas 49 avistagens da espécie em comportamento de alimentação, em uma única manhã no ponto fixo da Praia da Sauna (ponto B).

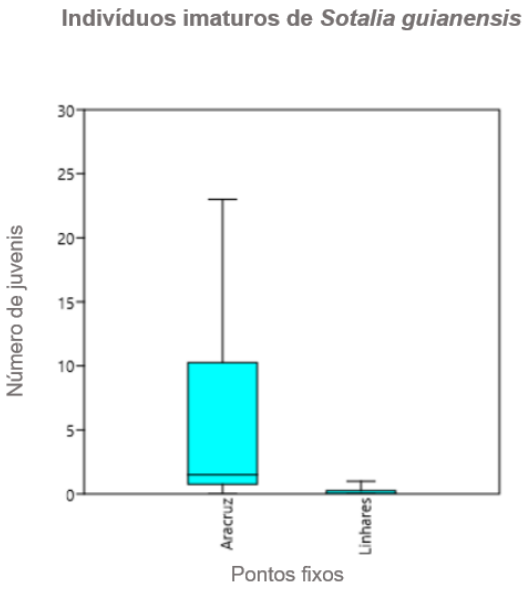
Figura 598: Número de avistagens de *Sotalia guianensis* nos pontos fixos de Aracruz e Linhares de outubro de 2018 a março de 2020



O número de grupos de *Sotalia guianensis* registrado nas duas áreas amostrais foi inferior ao registrado no mesmo período do Ano 1, sendo 39 em Aracruz e 20 grupos em Linhares, comparados à 47 e 25 grupos registrados entre outubro de 2018 a março de 2019, respectivamente (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna) (A6MCS1 - Uso do Hábitat, Figura 1).

O número de indivíduos imaturos de *S. guianensis* avistados nos pontos fixos de Aracruz foi quase três vezes maior no Período de Transição (N= 22) em relação ao mesmo período do Ano 1 (N= 8) (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna). Foi superior também ao número registrado nos pontos fixos de Linhares (N= 1), apresentando diferença estatística (p= 0,0411) no comparativo das duas regiões amostradas no Período de Transição (Figura 599) (A6MCS1 – Uso do Habitat, Figura 2).

Figura 599: Comparativo de medianas e quartis do número de indivíduos imaturos de *Sotalia guianensis* nos pontos fixos de Aracruz e Linhares entre outubro de 2019 e março de 2020, período chuvoso do Ano 2. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05)



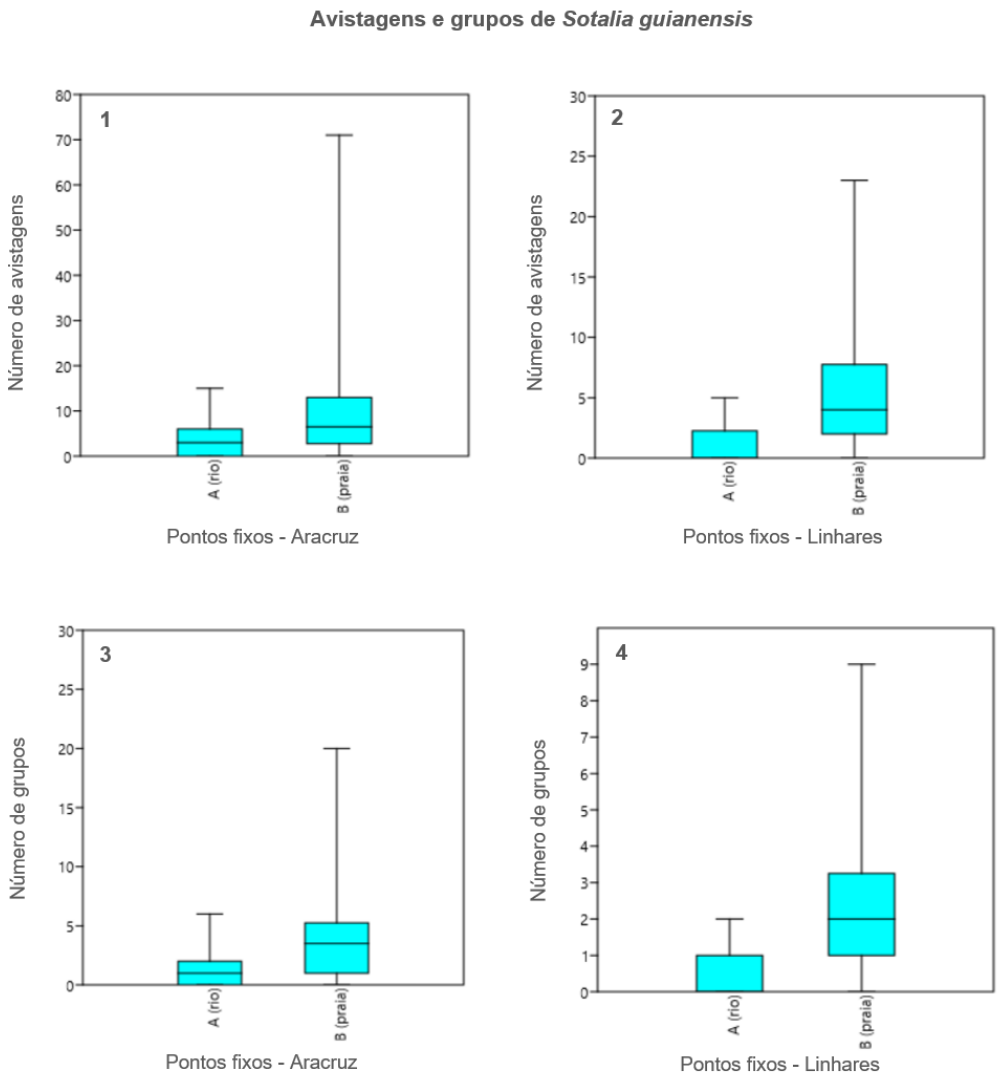
O comportamento com maior número de registros nos pontos fixos foi o de deslocamento, tanto em Aracruz (51,9%) quanto em Linhares (56,5%) (A6MCS1 - Uso do Habitat, Figura 3), mantendo valores similares aos registrados no Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna).

Apesar da diferença em números absolutos, as variáveis analisadas acima (número de grupos, número de avistagens, número de imaturos e comportamento) não foram estatisticamente significativas, comparando-se apenas o período de outubro a março de 2018/2019 e 2019/2020 (A6MCS1 – Uso do Habitat, Tabela 1).

No comparativo das duas áreas amostrais dos pontos fixos nos 18 meses de monitoramento, entre outubro de 2018 e março de 2020, observou-se uma diferença estatisticamente significativa entre a área de rio (Ponto A) e a área de praia (Ponto B) dentro de cada localidade estudada, tanto para o número de avistagens (Aracruz: N=259, *p*= 0,0397; Linhares: N= 137, *p*= 0,0003) quanto para o número de grupos de *Sotalia guianensis* (Aracruz: N= 105, *p*= 0,0211; Linhares: N=56, *p*= 0,0002) (Figura 600),

sendo que os pontos de praia (B) apresentaram o maior número de avistagens. Esse padrão também foi observado por Bergamo (2019) em Regência – ES, nos mesmos pontos amostrados do presente estudo, e Flach e colaboradores (2008) em Sepetiba - RJ, onde os pontos fixos de praia obtiveram maior número de registros quando comparados aos pontos de rio ou baía, respectivamente.

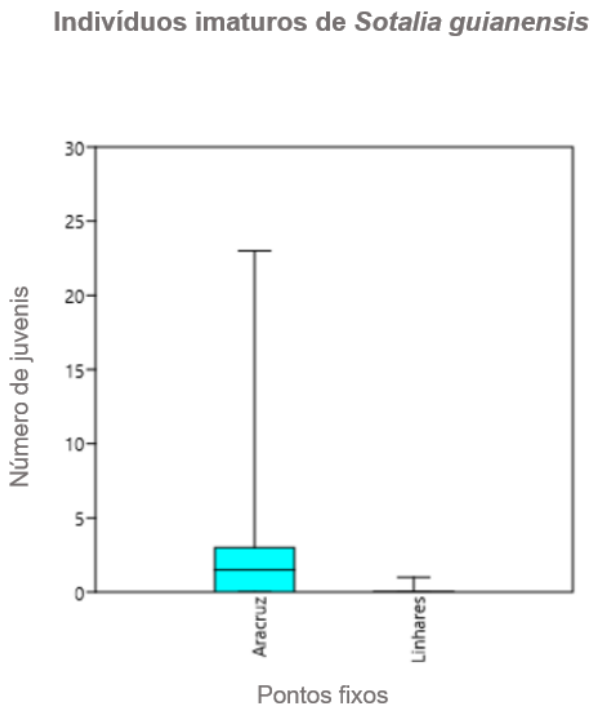
Figura 600: Comparativo de medianas e quartis do número de avistagens e número de grupos de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020 nos pontos amostrados. (1) número de avistagens nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; (2) número de avistagens nos pontos A (rio) e B (praia) em Linhares; (3) número de grupos nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; (4) número de grupos nos pontos A (rio) e B (praia) em Linhares. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05)



Outras espécies de cetáceos foram avistadas a partir do ponto fixo apenas durante o Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna), como *Megaptera novaengliae* e *Pontoporia balinville.* Um indivíduo de *M. novaengliae* foi avistado em agosto de 2019. Em abril de 2019 foram realizadas 12 avistagens de *P. blainvillei*, distribuídas em quatro grupos, além outras três avistagens da espécie no mês de julho de 2019. Esses registros foram realizados somente no ponto da Praia de Regência (Ponto B).

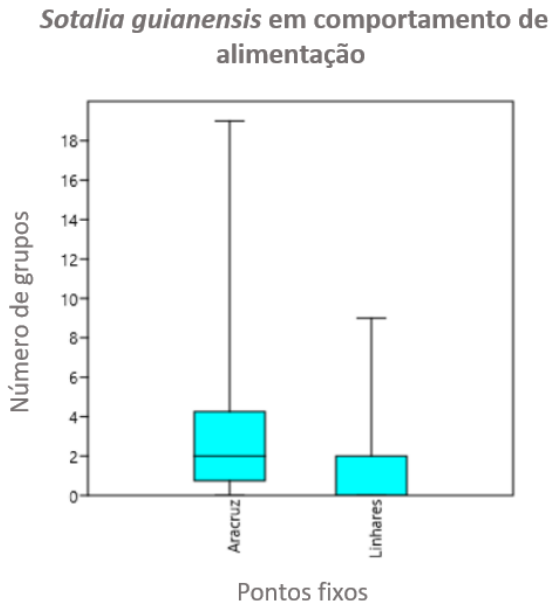
O número de indivíduos imaturos de *S. guianensis* avistados nos pontos fixos de Aracruz (N= 49) se manteve superior ao de Linhares (N= 3), assim como observado no Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna), com diferença significativa entre as duas áreas amostrais (*p*= 0,0004) (A6MCS1 – Uso do Habitat, Figura 2) (Figura 601). Vale destacar o mês de janeiro de 2020, no qual foram registrados 19 imaturos no ponto fixo da Praia da Sauna (Ponto B), em Aracruz, em um mesmo dia. O número reduzido de indivíduos imaturos registrados nos pontos fixos de Linhares foi relatado anteriormente em estudo realizado por Bergamo (2019). Já os registros de indivíduos imaturos realizados em Aracruz, no ponto da foz do Rio Piraquê-Açu (ponto A), foram superiores ao descrito na literatura por Bicalho (2018).

Figura 601: Comparativo de medianas e quartis do número de indivíduos imaturos de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020 entre os pontos fixos de Aracruz e Linhares. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05)



Considerando o Ano 1 e Período de Transição, o número de grupos em comportamento de alimentação nos pontos fixos foi maior em Aracruz (N= 61) do que em Linhares (N= 21), apresentando diferença significativa (*p*= 0,0106) (Figura 602) (A6MCS1 - Uso do Hábitat, Figura 3). Sendo que o ponto fixo da Praia da Sauna (ponto B), em Aracruz, foi o único que apresentou número de indivíduos em comportamento de alimentação (N= 47) superior ao de deslocamento (N= 33). Em Aracruz, 86,8% dos registros de alimentação e 83% dos registros de deslocamento de *S. guianensis* ocorreram pela manhã; em Linhares essa distribuição ao longo do dia foi mais equilibrada, sendo 57,1% dos registros de alimentação e 51,35% de deslocamento observados pela manhã.

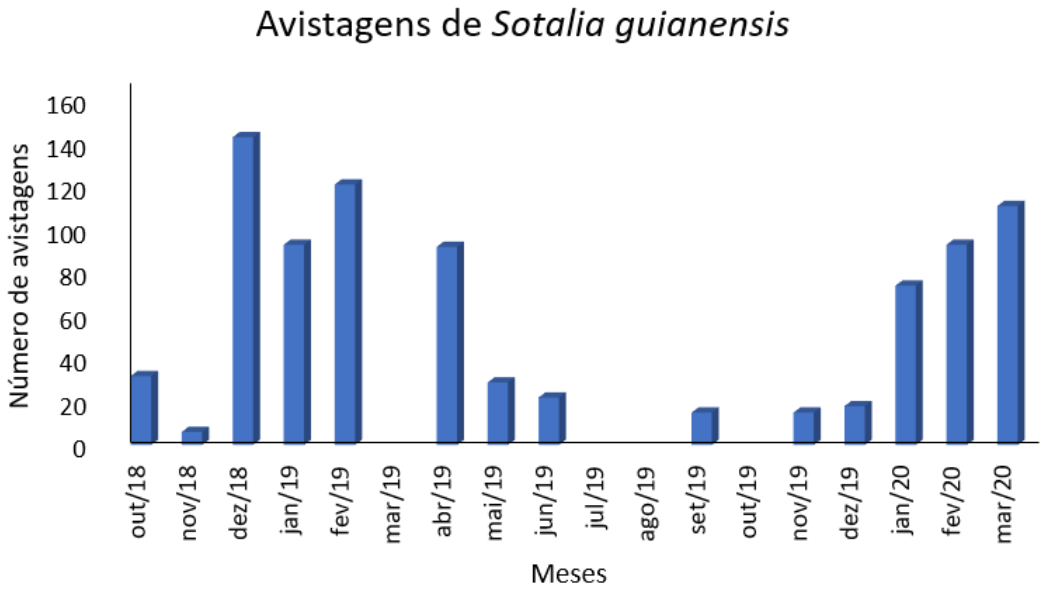
Figura 602: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de alimentação entre os pontos fixos de Aracruz e Linhares e número de grupos, entre outubro de 2018 e março de 2020. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05)



Monitoramento por embarque

A partir do monitoramento embarcado, durante o Período de Transição, entre outubro de 2019 e março de 2020, foram registradas 311 avistagens de S. guianensis, representando 21,26% de redução ao registrado no mesmo período do Ano 1 (N= 395) (Figura 603) (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna).

Figura 603: Número de *Sotalia guianensis* avistados durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a março de 2020. Nos meses de março, julho, agosto e outubro de 2019 não houve embarque devido às condições desfavoráveis do tempo



Foram registrados 112 grupos de *S. guianensis*, o que demonstrou um valor 20,5% inferior ao registrado no Ano 1 (N= 141) (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna) (A6MCS1 - Uso do Hábitat, Figura 1).

O número de indivíduos imaturos registrados foi similar ao encontrado para o mesmo período do Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna), de sete para seis registros (A6MCS1 – Uso do Habitat, Figura 2), considerado baixo em relação ao número total de avistagens.

A maior parte dos grupos foi registrada em comportamento de deslocamento (80%), assim como registrado no Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna) (A6MCS1- Uso do Habitat, Figura 3), seguido pelo comportamento de alimentação (18,6%).

Apesar da diferença em números absolutos nos registros do monitoramento embarcado, as variáveis analisadas no Período de Transição (número de grupos, número de avistagens, número de imaturos e comportamento) não foram estatisticamente significativas, comparando-se apenas o período de outubro a março de 2018/2019 e 2019/2020 (A6MCS1 – Uso do Habitat, Tabela 1).

Considerando Ano 1 e o Período de Transição, durante o monitoramento embarcado foi registrado um total de 1031 avistagens de cetáceos, distribuídas em 297 grupos de *S. guianensis*, 11 grupos de *M. novaeangliae*, dois grupos *P. blainvillei* e um indivíduo de *S. bredanensis*. Não foi possível identificar a espécie em 143 avistagens, devido à distância em que se encontravam da embarcação (Figura 604).

Com relação à espécie mais observada e o uso da área percorrida, foi observado um maior uso da região de influência da foz do Rio Doce pelos grupos de *S. guianensis*, representando 65,65% dos registros (N= 195) (Figura 605). Vale ressaltar que mesmo tendo realizado apenas seis meses de monitoramento no Período de Transição, a maior concentração de *S. guianensis* se mantém na região da foz do Rio Doce, como no Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna). Este padrão de distribuição também foi encontrado por outras metodologias de monitoramento realizadas pela Rede Rio Doce Mar, com o uso de drones e sobrevoos tripulados no litoral do Espírito Santo, que demonstraram que a maior parte das avistagens de pequenos cetáceos se concentraram ao sul da foz do Rio Doce (RRDM, 2019). O maior número de grupos de pequenos cetáceos nas proximidades das fozes dos rios, baías e estuários é um padrão descrito para golfinhos, provavelmente devido as altas concentrações de nutrientes, plânctons e peixes (Ballance, 1992).

Figura 604: Avistagens de cetáceos durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a março de 2020. Cada ponto equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos

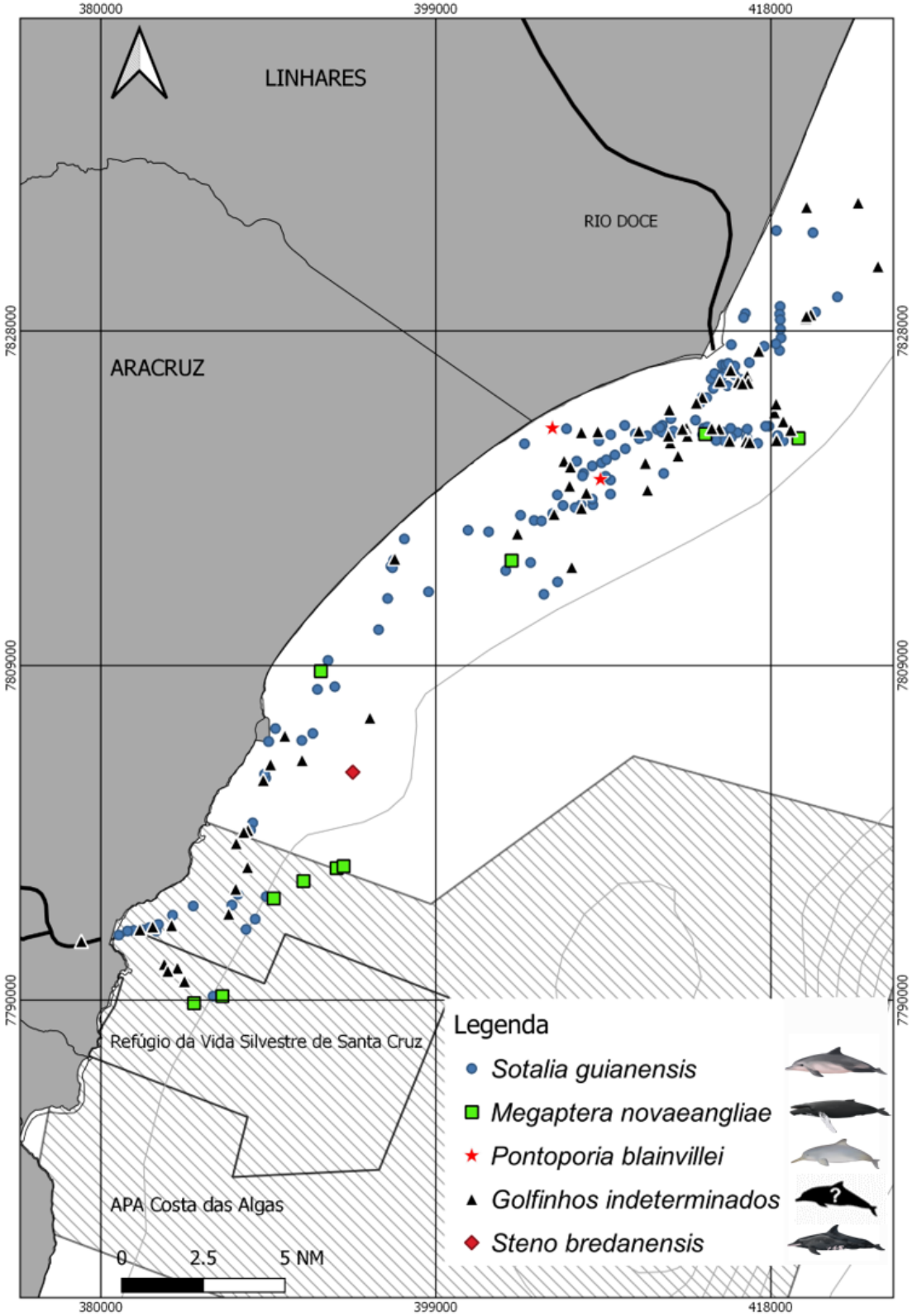
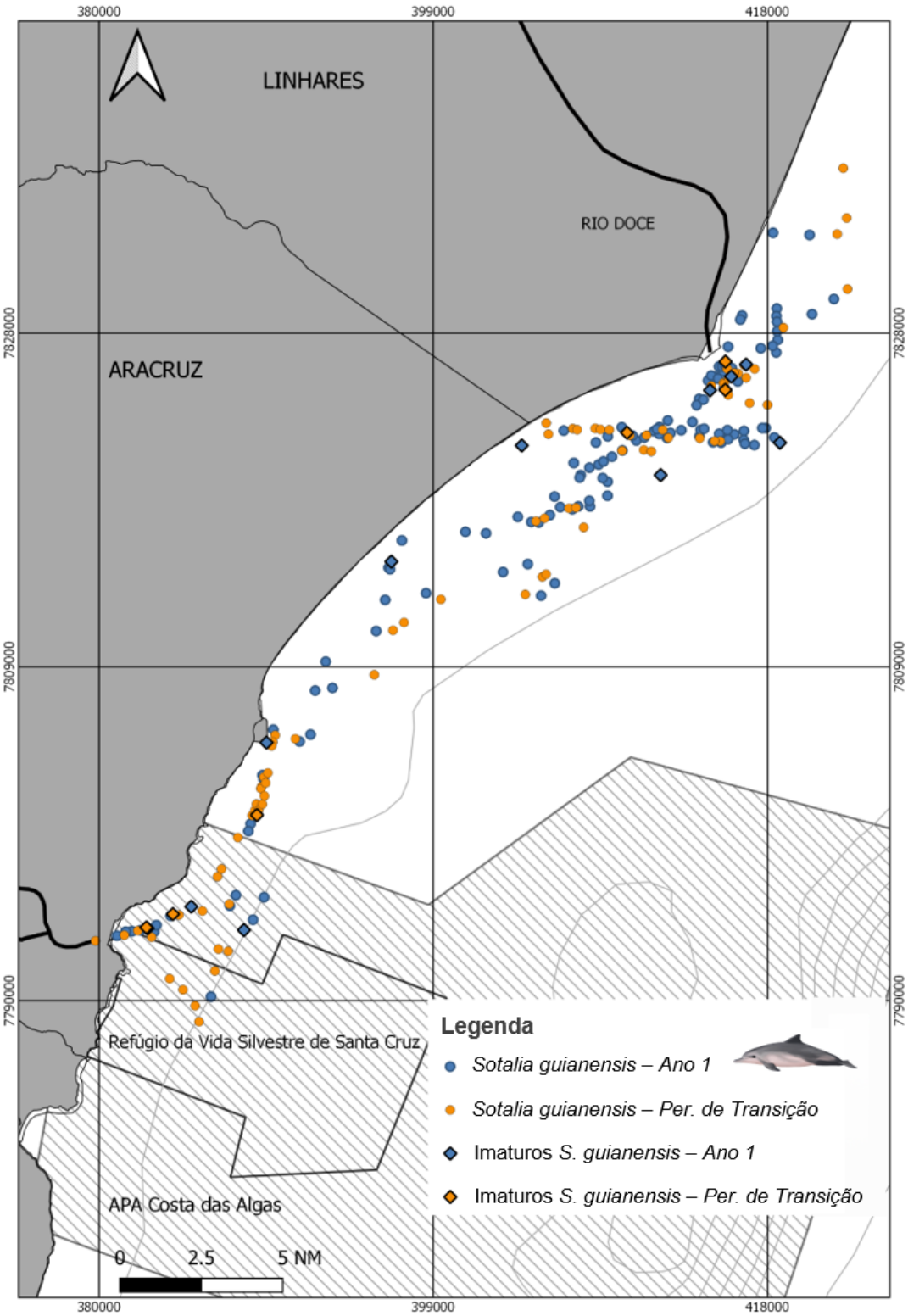


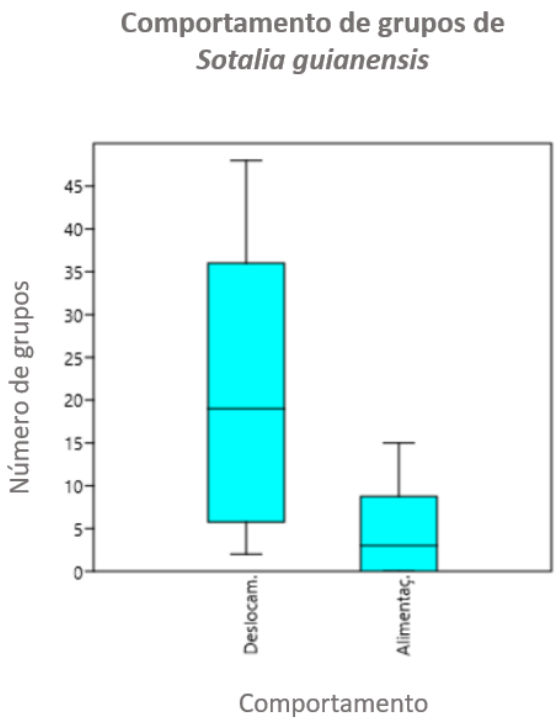
Figura 605: Avistagens de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e março de 2020, durante o monitoramento embarcado na região que abrange a foz dos Rios Piraquê-Açu e Doce. Cada ponto equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos



Foram registrados 17 indivíduos imaturos de *S. guianensis*, com uma maior concentração na região de influência da foz do Rio Doce, representando 58,2% (N= 10) do total de imaturos registrados nos 18 meses de monitoramento (Figura 605). A maior parte das observações de imaturos (58,8%) ocorreu entre 10,1 e 15 metros de profundidade. Não houve diferença significativa no comparativo entre o Ano 1 e o Período de Transição. Apesar de não terem sido registrados em todos os meses amostrados, as avistagens de imaturos de *S. guianensis* não apresentaram influência sazonal, assim como observado por Pinheiro (2014), na região da foz do Rio Doce. Da mesma forma Cepile (2008), em estudo de fotoidentificação, considerou a população de *S. guianensis* da região pequena e avistou imaturos na composição dos grupos ao longo de todo o ano de seu estudo.

Observou-se que o comportamento de grupos em deslocamento (N= 244) de *S. guianensis* foi quatro vezes superior ao comportamento de alimentação (N= 58), apresentando diferença significativa (p= 0,0035) (Figura 606), corroborando com o observado por Pinheiro (2014) em seu estudo na região da foz do Rio Doce. Dos grupos registrados em comportamento de alimentação durante o monitoramento embarcado, 43,54% estavam na área de influência da foz do Rio Doce. A maior frequência de avistagem dos grupos ocorreu no período da manhã, sendo 68,9% dos comportamentos de alimentação e 63,5% dos comportamentos de deslocamento.

Figura 606: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de deslocamento e alimentação, registrados durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 e março de 2020. Teste não paramétrico de Mann-Whitney (p<0,05)



Apesar de não ter sido estatisticamente significativo, e tendo amostrado somente um período seco durante os 18 meses de monitoramento, no Ano 1 o número de registros no período chuvoso (outubro

a março) foi superior ao registrado no período seco (abril a setembro) (A6MCS1 - Uso do Hábitat, Figura 1). Esta tendência pode ser explicada pela disponibilidade sazonal de algumas espécies de peixes importantes na dieta de *S. guianensis* (Pinheiro & Joyeux, 2007; Friezzera *et al.,* 2011).

Os dados totais das variáveis analisadas entre outubro de 2018 e março de 2020 estão agrupados na Tabela 139.

Tabela 139: Dados totais de Sotalia guianensis observados durante os 18 meses de monitoramento por pontos fixos de observação nos municípios de Aracruz e Linhares, e por meio do monitoramento embarcado

Variáveis		PFixo_A Aracruz	PFixo_B Aracruz	PFixo_A Linhares	PFixo_B Linhares	Embarque
N°. avistagens		72 (2,66 ± 1,46)	187 (2,39 ± 1,46)	22 (2,2 ± 1,25)	115 (2,5 ± 1,24)	864 (3,78 ± 3,37)
N°. juvenis		16 (1,14 ±0,36)	33 (1,11 ± 0,34)	2 (1 ± 0)	1 (1 ± 0)	17 (1 ± 0)
Nº adultos		56 (2,07 ± 1,45)	154 (2,02 ± 1,32)	20 (2 ± 1,28)	114 (2,47 ± 1,22)	847 (3,71 ± 3,34)
Nº grupos		27 (1 ± 0)	78 (1 ± 0)	10 (1 ± 0)	46 (1 ± 0)	297 (1,3 ± 0,74)
Comport. / grupos	Alim.	14 (1 ± 0)	47 (1 ± 0)	1 (1 ± 0)	20 (1 ± 0)	58 (1,5 ± 0,77)
	Desloc	20 (1 ± 0)	33 (1 ± 0)	10 (1 ± 0)	27 (1 ± 0)	244 (1,36 ± 074)
	Indet.	0	11 (1 ± 0)	0	1 (1 ± 0)	14 (1 ± 0)

Os resultados encontrados a partir deste estudo evidenciam a grande importância da região de influência da foz do Rio Doce, como principal área de ocupação de *Sotalia guianensis e Pontoporia blainvillei*, espécies ameaçadas de extinção. A área que envolve a foz do Rio Piraquê-Açu também se mostrou importante, como destacado em alguns resultados acima apresentados. *Sotalia guianensis* faz uso dessas regiões para alimentação e reprodução, áreas que foram avaliadas como criticamente impactadas pelo rejeito de minério, de acordo com os relatórios da RRDM (2019). Além disso, o uso do habitat pela espécie não se restringe a área de influência da foz, ou área afetada marinha, tendo sido constatado o uso interno do rio e estuário analisados.

Dados de isótopos estáveis para ecologia trófica de *S. guianensis* (também apresentados no presente relatório) demonstram uma possível separação entre os animais encontrados na região do Rio Doce e do Rio Piraquê-Açu, o que pode representar populações ecologicamente distintas. Tal fato pode justificar o padrão de uso do habitat observado nos monitoramentos de ponto fixo e embarque, nos quais os locais próximos as fozes dos rios apresentaram maiores concentrações de indivíduos e podem representar locais preferenciais por busca de recursos por grupos distintos. Essa hipótese poderá ser confirmada com a continuidade dos estudos.

É importante reforçar a vulnerabilidade das populações de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. A exposição direta ou indireta a longo prazo a contaminantes, presentes no ambiente e na biota local (recursos alimentares dos cetáceos) (RRDM, 2019), pode representar uma

ameaça à saúde e ao sucesso reprodutivo de mamíferos marinhos (Cámara *et al*., 2003; Marsili *et al*., 2008; Beineke *et al*., 2010). Manter este monitoramento é de extrema importância, uma vez que são animais de vida longa e topo de cadeia trófica, que consequentemente, poderão responder aos estímulos do ambiente de forma mais lenta.

1.4.1.2 Taxa anual de encalhes, de distribuição sazonal e espacial, e de óbitos de cetáceos na costa do Espírito Santo

Este relatório apresenta dados referentes aos encalhes de cetáceos no litoral do Espírito Santo, durante dois anos consecutivos de monitoramento, aqui considerados Ano 1 e Ano 2, pelo PMBA/Fest-RRDM, ocorrido entre 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2020. Além dos dados observados nesse monitoramento, dados históricos desde 2012 e pretéritos ao desastre provocado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG foram acessados pelos bancos de dados do Instituto Baleia Jubarte e do Instituto ORCA para favorecer interpretações e análises comparativas entre os distintos cenários no estudo: antes do rompimento da barragem (fase Pretérita); fase imediatamente aguda de impacto (fase Pré-PMBA); e fase crônica com o avançar dos anos (fase Pós-PMBA).Os três cenários compreendem períodos distintos de dias: a fase Pretérita entre 01 de janeiro de 2012 até 22 de novembro de 2015 (dia que os dejetos chegaram no mar), total de 1421 dias; fase aguda do desastre denominada fase Pré-PMBA entre 23 de novembro de 2015 até 30 de setembro de 2018 (1043 dias); e fase Pós-PMBA entre 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2020, com 730 dias. O presente relatório consiste no Segundo relatório de um total de três relatórios anuais esperados, sendo que o terceiro não foi garantido dado a interrupção contratual da Fundação RENOVA.

O total de ocorrência de encalhes de cetáceos nos dois anos consecutivos foi de 168 ocorrências dentre as quais foram detectadas 11 espécies. Os encalhes referents ao Ano 1 do monitoramento totalizaram 78 ocorrências (RRDM, 2019; RT23 – Anexo 6 Megafauna) e Ano 2 outras 90 ocorrências (Material Suplementar A6MCS2, Tabela 1). Além do aumento de 12 encalhes para o segundo ano, houve um aumento em diversidade de especies reportadas, sendo elas: *Balaenoptera bonaerensis*; *Physeter macrocephalus*, *Peponocephala electra*, Kogia sp. e *Tursiops truncatus*. As demais espécies que já haviam sido reportadas no Ano 1 foram *Steno bredanensis*, *Balaenoptera acutorostrata* e *Megaptera novaeangliae* e as duas espécies costeiras mais afetadas, *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Material Suplementar A6MCS2, Tabela 1). Esse aumento em diversidade de espécies registradas era esperado com a continuidade do estudo e é um dos motivos de monitoramentos costeiros para estudo com cetáceos necessitarem de longo prazo, apesar das 11 espécies reportadas, na região já foram documentadas um total de 17 espécies pelos Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA.

Este relatório apresenta dados de dois anos de PMBA baseados em cinco indicadores elaborados para medir se houve impacto nas espécies de cetáceos do litoral do ES, devido ao rompimento da barragem de Fundão em Mariana. Segue a descrição dos indicadores:

a) Taxa anual de encalhes por espécie de cetáceos na costa do Espírito Santo:

b) Taxa de distribuição sazonal de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo.

c) Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo.

d) Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos do Espírito Santo em relação à Foz do Rio Doce.

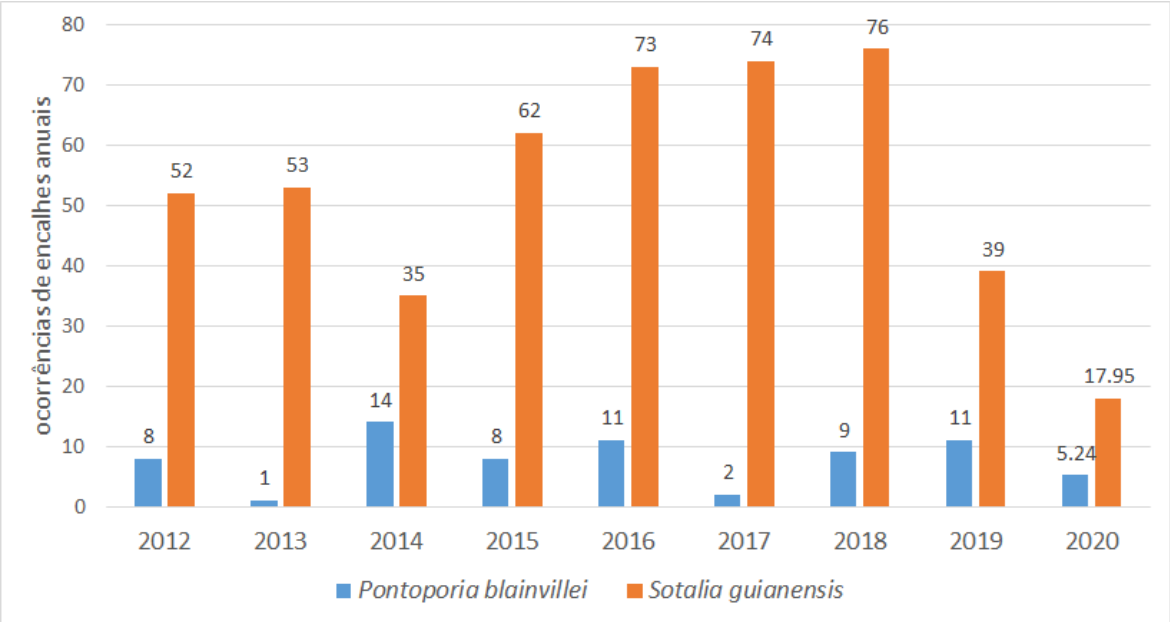
e) Taxa de óbito para cetáceos do Espírito Santo por diagnóstico da causa da morte.

Para as análises dos indicadores citados foram gerados índices para garantir comparações dos resultados entre as fases com distintos períodos temporais ou distinta quilometragem de costa comparada, assim sendo, para análises temporais utilizou-se a razão entre o número de ocorrência de encalhes (eventos) pelo total de dias de cada fase dividido por 365 para facilitar a visualização entre as proporções anuais comparadas. Para as análises de distribuição espacial, os indices também foram ajustados de acordo com a quilometragem de costa dos municípios litorâneos do ES. Até a conclusão do Ano 2 as comparações só puderam ser realizadas com as duas espécies de cetáceos de ocorrência anual e costeira, o boto-cinza e a toninha, que são provavelmente as mais atingidas. Os resultados e respectivas discussões apresentadas seguirão abaixo na ordem dos cinco indicadores apontados anteriormente.

Taxa anual de encalhes por espécie de cetáceos na costa do espírito santo

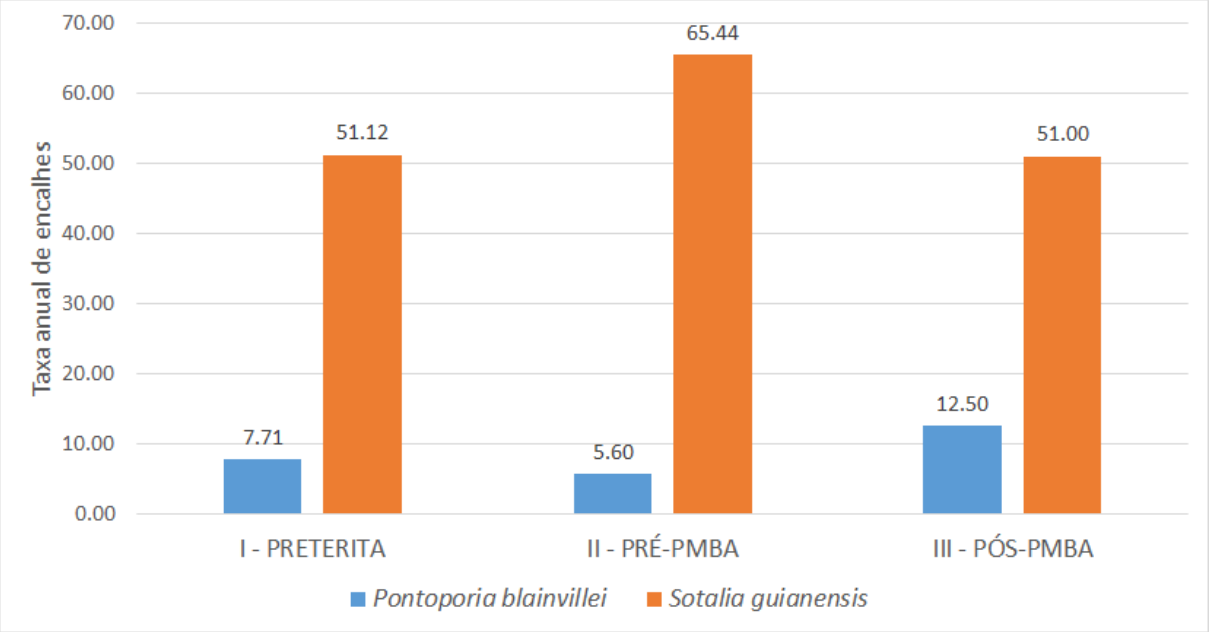
A taxa anual dos encalhes de boto-cinza e toninha no litoral do Espírito Santo na série histórica compreendida entre 2012 até o final deste monitoramento está apresentada na Figura 598 onde observa-se um aumento dos encalhes a partir do ano de 2016, coincidindo com o período crítico do rompimento da barragem. Para o boto-cinza esse aumento se manteve constante até o ano de 2018 e decaiu após 2019. O ano de 2020 é incompleto pois o encerramento do presente relatório se deu em 30 de setembro, totalizando 273 dias para geração do índice. Para a toninha, apesar dos encalhes terem oscilado entre os períodos, em 2016 também ocorreu aumento de ocorrências na fase aguda do desastre se comparada com o período anterior (Figura 607). Apesar disso, uma alta mortalidade de toninhas em 2014 foi atribuída a uma intensa atividade pesqueira com altos índices de emalhamento (Figura 607).

Figura 607: Total de encalhes anuais da série histórica para boto-cinza (*S. guianensis*) e toninha (*P.blainvillei*) na costa do Espírito Santo, incluindo informações do PMBA e fases pretéritas disponibilizadas pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA



As taxas de encalhes anuais para o boto-cinza no comparativo entre fases revelou aumento de 14,32 (21,88%) na razão entre a fase Pré-PMBA com a anterior fase Pretérita, e queda de 14,44 (22,07%) entre a fase Pós-PMBA em razão da predecessora fase Pré-PMBA (Figura 608). Para a toninha foi observado o inverso, diminuição de 2,11 (37,68%) entre a fase Pré-PMBA e fase Pretérita, com aumento de 6,9 (123,21%) da fase Pós-PMBA em relação com a fase Pré-PMBA (Figura 608). A Figura 11 mostra também que os índices de encalhes para boto-cinza na fase Pós-PMBA aparentemente voltaram ao patamar da fase Pretérita. Contudo, o índice permanece alto e preocupante para a toninha no período Pós-PMBA, com aumento na ordem de 4,79 (62,13%) se comparado com o cenário pretérito ao desastre.

Figura 608: Taxa anual de encalhes nos distintos cenários de boto-cinza (*S. guianensis*) e toninhas (*P.blainvillei*) encalhados no ES, nas fases Pretérita ao PMBA, fase Pré-PMBA e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM



Quanto aos aspectos biológicos relacionados com a faixa etária e o sexo do boto-cinza, durante o PMBA/Fest-RRDM foi observado nos dois anos de monitoramento um percentual médio predominante para animais adultos (57%) e machos (58%). Animais imaturos ficaram na faixa de 9% para filhotes e 34% para juvenis. Fêmeas compreenderam em média 30% dos indivíduos, e em cerca de 12% o sexo não foi possível de ser evidenciado pela necropsia (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 2 e 6*).

Na comparação dos cenários envolvendo a série histórica dos botos-cinza os registros de encalhes de machos seguiram elevados em todas as fases apresentando o dobro em relação às fêmeas. Quanto às faixas etárias, as fases Pretéritas e Pós-PMBA apresentaram os índices de encalhes com maiores percentuais de animais adultos, 62% e 57% respectivamente, porém, na fase Pré-PMBA podemos observar uma alteração no padrão para faixa etária, sendo os animais imaturos filhotes (6%) e em especial juvenis (45%) que somados foram maiores que a proporção de encalhe de adultos com 47%. Alterações nesses padrões podem sinalizar que os impactos possam ter sido diferentes em magnitude a depender da faixa etária dos animais, norteando processos investigativos futuros (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 3 e 7*). Esses resultados comparados com estudos anteriores com boto-cinza no litoral do Espírito Santo mostraram dados similares quanto a maior ocorrência de machos, porém contrastante em relação à faixa etária apresentada considerando os adultos como à categoria mais frequente (Lima *et al.*, 2017, Mayorga *et al.*, 2020).

Quanto aos aspectos biológicos relacionados com a faixa etária e o sexo da toninha, foi observada a predominância de animais imaturos (filhotes com 21% e juvenis com 42%) e machos com 38% das ocorrências, contrastando com os indivíduos adultos que figuraram com 38% e fêmeas com 33%, sexo indeterminado ficou na ordem de 29% (*Material Suplementar A6MCS2,Tabelas 4 e 8*).

Na comparação dos cenários envolvendo a série histórica das toninhas, o cenário foi similar quanto à avaliação para faixa etária entre as fases, porém, quanto à razão sexual na fase Pretérita, as fêmeas apresentaram quase o dobro de encalhes (64%) que os machos (36%). Na fase Pré-PMBA esses resultados se inverteram, os exemplares machos foram mais frequentes (78% das ocorrências) e ocorrência de fêmeas em 22% dos registros. Na fase Pós-PMBA as diferenças entre sexo se aproximaram, machos predominaram com 53% (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 5 e 9*). De acordo com Secchi*et al.* (2003), tanto as toninhas machos quanto fêmeas estão vulneráveis à exposição antrópica, mas a proporção desses animais atingidos irá variar para diferentes regiões. Sobre os resultados da faixa etária terem apresentado altos percentuais de encalhes de animais imaturos, corrobora os resultados de alguns autores que afirmam que os primeiros anos de vida de um pequeno cetáceo são os anos mais vulneráveis devido à dependência materna para se alimentar, se proteger e até mesmo para seu desenvolvimento comportamental frente às ameaças.

As taxas de encalhes anuais apontam a possibilidade de ter havido impacto sobre as populações de boto cinza e toninha, sendo a primeira espécie mais acometida na fase aguda (Pré-PMBA) e a segunda espécie na fase crônica (Pós-PMBA). A predominância de animais imaturos na fase considerada aguda do desastre pode ser um indicativo do impacto, pois normalmente carcaças de animais menores são decompostas mais rapidamente durante a deriva ou plenamente consumidas por necrófagos ou seja, com menor chance de detecção em praias.

a)Taxa de distribuição sazonal de encalhes de cetáceos na costa do espírito santo

Para a análise de sazonalidade foram consideradas as datas exatas das estações do ano: primavera (23 de setembro a 21 de dezembro), verão (21 de dezembro a 21 de março), inverno (21 de junho a 23 de setembro) e outono (21 de março a 21 de junho) e levando em consideração os períodos de chuva do ES, iniciando em outubro até março e a estação seca vai de abril a setembro (INCAPER, 2020). A taxa de distribuição sazonal de encalhes foi avaliada para as duas espécies de maior ocorrência, o boto-cinza e a toninha, comparando os dois anos de monitoramento e as duasfases anteriores ao PMBA/Fest-RDDM.

Na análise dos encalhesem relação às estações anuais durante os dois anos de monitoramento observou-se: no Ano 1 que de uma forma geral os encalhes foram mais frequentes no verão, o boto-cinza apresentou nesta estação 25 registros, mais que o dobro do valor das ocorrências de inverno com 11 registros; no Ano 2 os valores foram iguais com 16 ocorrências para verão e inverno para o boto-cinza, para as toninhasa predominância foi maior no verão com a mesma quantidade de encalhes, 8 registros (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 1; 2*).

Analisando os encalhes em relação às estações para as distintas fases de estudo, com quantidade diferente de duração em dias, através da geração do índice obtido pela razão entre número de ocorrências sobre número de dias multiplicado por mil, observamos as seguintes comparações: na fase Pretérita o boto-cinza não apresentou um padrão sazonal definido, o maior índice de encalhes observado foi no inverno (0,042); na fase Pré-PMBA o maior valor foi na primavera (0,056) e na fase

Pós-PMBA o maior índice foi no verão (0,056) (Figura 609). Para as toninhas foi observado algo atípico que pode sinalizar uma possibilidade de impacto com maior incidência para a fase aguda imediatamente após o desastre de Mariana (fase Pré-PMBA), uma vez que, na série histórica analisada (fase Pretérita) a tendência de encalhes para a espécie acontecia no verão e após a chegada dos dejetos houve predominância de encalhes fora da época, na situação de inverno e com grandeza na ordem de 3.5 vezes maior que a fase Pretérita. Na fase Pós-PMBA correspondente ao presente monitoramento o padrão de encalhes voltou a ser no verão, como ocorria anteriormente ao desastre. Os índices relacionados com a predominância de encalhes de toninhas por fases de estudo e estações do ano se encontram apresentadas na Figura 610. Os resultados deste relatório demonstraram que existe uma sazonalidade definida para os encalhes das toninhas do ES, que ocorrem predominantemente no verão, sendo compatível com as demais populações descritas no litoral brasileiro por Desvaux, 2013 e Secchi*et al.* 2013.

Em relação aos períodos de chuva e seca com as fases históricas do estudo, o boto-cinza apresentou tendência de maiores índices de encalhes na estação chuvosa (primavera-verão), exceto na fase Pretérita onde os indicadores foram iguais entre ambos os períodos de chuva e seca (Figura 609). As toninhas apresentaram índices expressivos de encalhes no período chuvoso em relação ao período seco, sendo que à taxa de encalhes na estação chuvosa na fase Pretérita foi seis vezes maior que na estação seca e na fase Pós-PMBA a taxa foi cinco vezes superior, a exceção se deu na fase Pré-PMBA onde os indicadores para período chuvoso e seco se igualaram, dado aos encalhes atípicos citados acima nas condições de inverno e que sinalizaram potencial impacto para esta espécie nesta fase (Figura 610).

Figura 609: Taxa sazonal de encalhes de boto-cinza entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/dias da fase x1000)

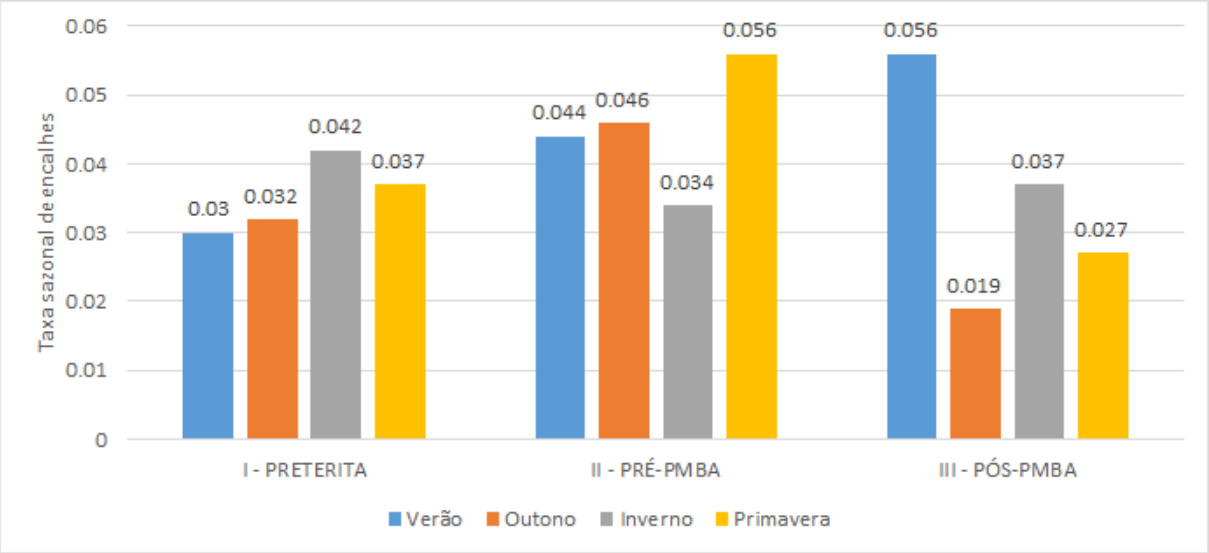
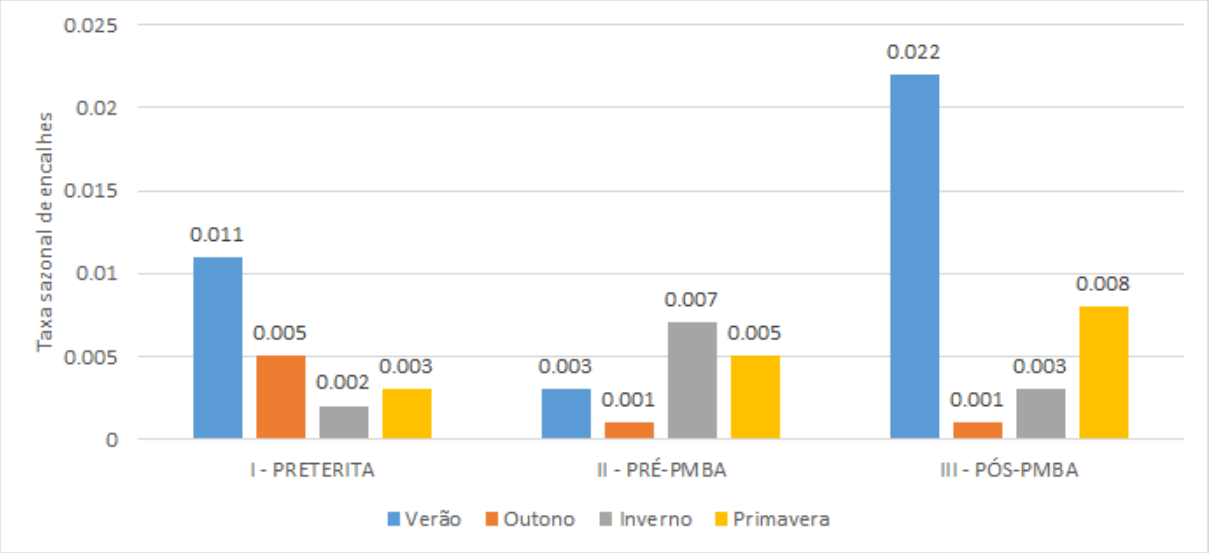


Figura 610: Taxa sazonal de encalhes de toninhas entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/dias da fase x1000)



b)Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos na costa do espírito santo

A taxa de distribuição espacial de encalhe foi outro indicador utilizado para verificar se houve ou não impacto nas espécies de cetáceos em detrimento do desastre de Mariana. O monitoramento do PMBA/Fest-RRDM durante os dois primeiros anos demonstrou que a região norte do ES (acima do Rio Doce) foi a área de maior concentração de encalhes de uma maneira geral e principalmente para as duas espécies costeiras mais atingidas, entre elas o boto-cinza e à toninhaque têm sua distribuição limitada à essa região (Figura 611; Figura 612). O município de São Mateus foi o local que apresentou os maiores índices de encalhes tanto nos dois anos de PMBA-Fest-RRDM quanto na análise das fases históricas, exceto para as toninhas, para esta espécie em especial a predominância de encalhes na fase Pretérita eram mais próxima da foz do Rio Doce ao longo do litoral de Linhares, após o desastre, os encalhes desta espécie predominaram mais afastada da foz no município de São Mateus, esta alteração no padrão de encalhes pode sinalizar uma possibilidade de alteração na distribuição da espécie nos anos subsequentes ao acidente (Figura 612; Figura 613; Figura 614).

As taxas de distribuição espacial de encalhes de cetáceos pelos municípios costeiros do Espírito Santo nos dois anos do presente monitoramento estão apresentadas na Figura 612. Os municípios que mais apresentaram diferenças entre Ano 1 e Ano 2 foram: Aracruz (terceiro colocado em frequência) apresentou um índice de encalhes 0,82/km no Ano 2, mais que o dobro do valor do Ano 1 com 0,27/km; Fundão no Ano 2 apresentou o índice 0,36/km redução pela metade do observado no Ano 1 0,77/km. Especificamente para a espécies boto-cinza em relação à análise espaço-temporal nos dois anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, observou-se: que o boto-cinza no Ano 1 e no Ano 2 os municípios com maiores índices de encalhes não apresentaram aumentos expressivos, com exceção dos municípios da região sul da área de estudo, onde a maioria apresentou aumento no Ano 2, principalmente Aracruz (0,65/km) com o triplo do valor que no Ano 1 (0,16/km) ver (Figura 613).

Em relação às análises das fases históricas para o boto-cinza, a fase Pré-PMBA apresentou aumento expressivo dos índices de encalhes em nove municípios: Vitória, Guarapari, São Mateus, Anchieta, Piúma, Itapemirim e Presidente Kennedy (dobro), Vila Velha (triplo) e em Fundão o índice foi 10 vezes maiorque na fase Pretérita (Figura 613). Para o boto-cinza, comparando a fase Pós-PMBA com a fase Pretérita, observou-se: nos municípios da região norte houve diminuição dos índices de encalhes em Conceição da Barra e Linhares, exceção para São Mateus onde houve aumento; na região sul o aumento de encalhes foi mais expressivo, Serra e Presidente Kennedy apresentaram o dobro de encalhes, em Vila Velha quase o triplo e em Fundão foi seis vezes superior (Figura 613).

A comparação da fase Pós-PMBA com a fase Pré-PMBA foi possível observar que São Mateus apresentou uma pequena diminuição mas ainda permaneceu como o local de maior índice de encalhe, em Serra dobrou o índice e Fundão permaneceu com o índice mais alto, sendo o terceiro local com maior registros de encalhes (Figura 613).

Em relação as toninhas nos dois anos de PMBA/Fest-RRDM observou-se que São Mateus e Linhares foram os municípios com maiores índices de encalhes, porém, no Ano 2 em Linhares ocorreu uma diminuição expressiva no índice de encalhe (0,13/km) para essa espécie em relação ao Ano 1 (0,51/km) e São Mateus dobrou o índice de 0,33 para 0,6/km (Figura 614).

Na comparação das fases históricas para toninhas observou-se uma inversão no padrão de encalhes entre os município de São Mateus e Linhares o que pode sugerir um reflexo de impacto com possível consequência para alteração da distribuição espacial dos indivíduos, na fase Pretérita os encalhes eram mais comuns em Linhares e depois do desastre passou a ser mais evidente em São Mateus, mais distante da foz do Rio Doce, além disso, em São Mateus os índices de encalhes permaneceram crescentes ao longo dos anos, trazendo preocupações quanto ao risco de extinção. A fase Pós-PMBA foi 2.8 vezes superior em encalhes em relação à fase Pré-PMBA e 3.5 vezes superior e, relação à fase histórica, estes e outros índices relacionados com os demais municípios estão apresentados no Material Suplementar (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 8*).

Figura 611: Mapa dos encalhes de cetáceos no litoral do ES no Ano 2 de PMBA/Fest-RRDM

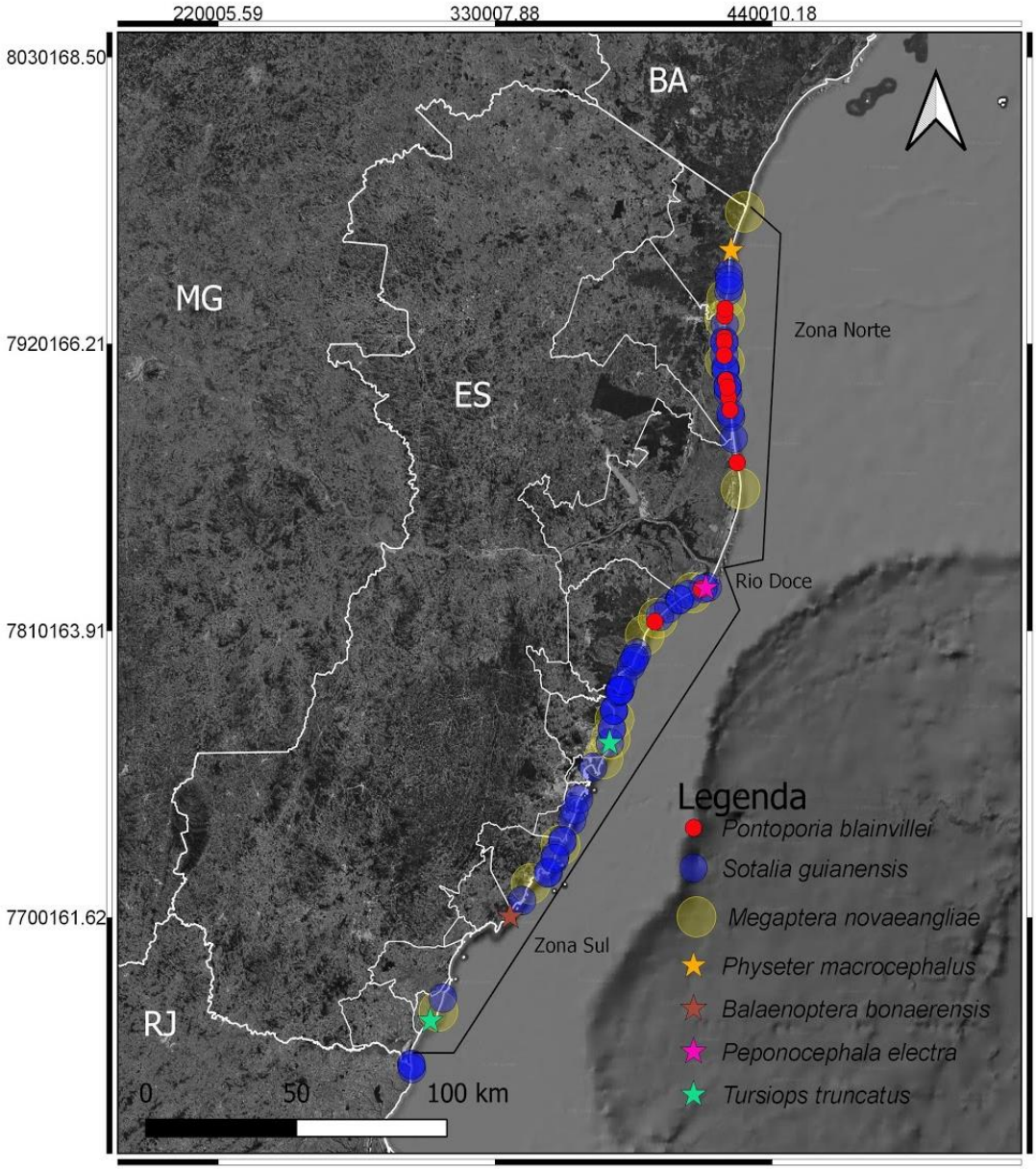
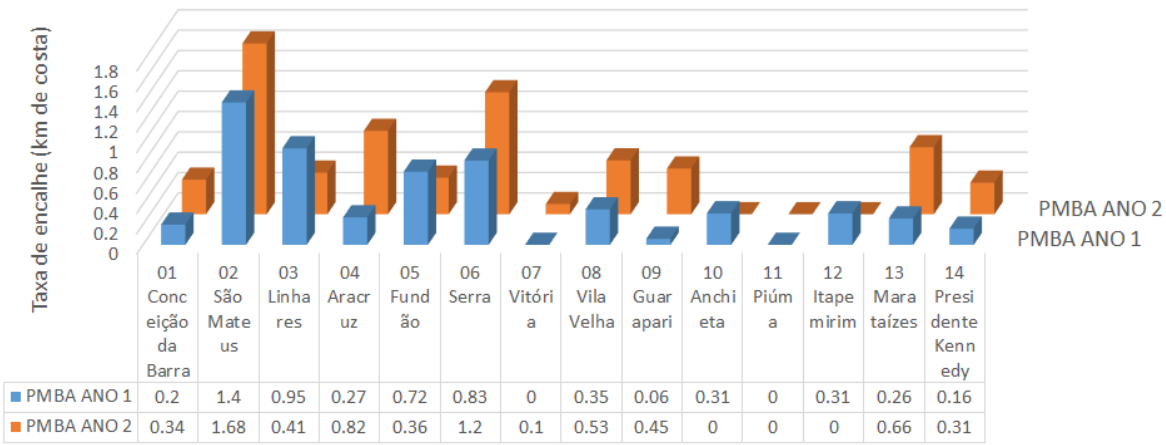
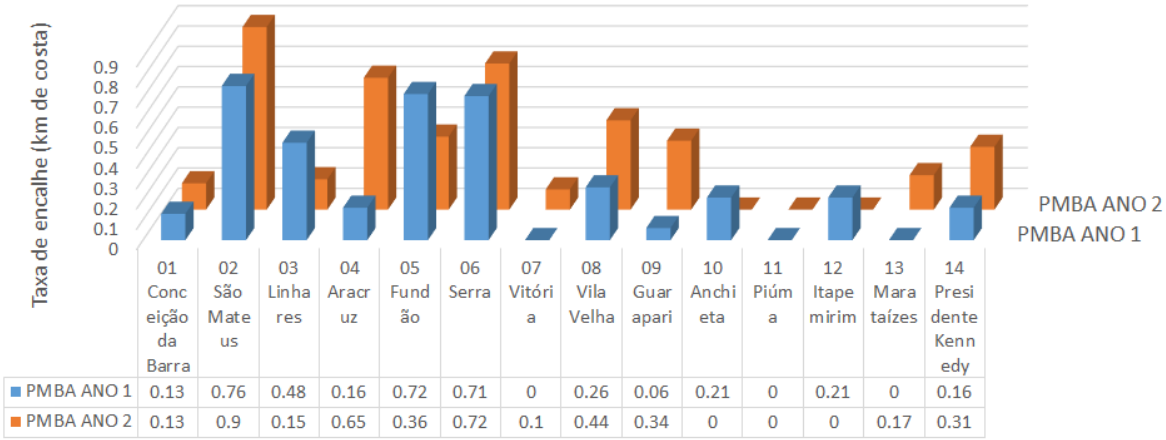


Figura 612: Distribuição espaço-temporal de cetáceos encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM



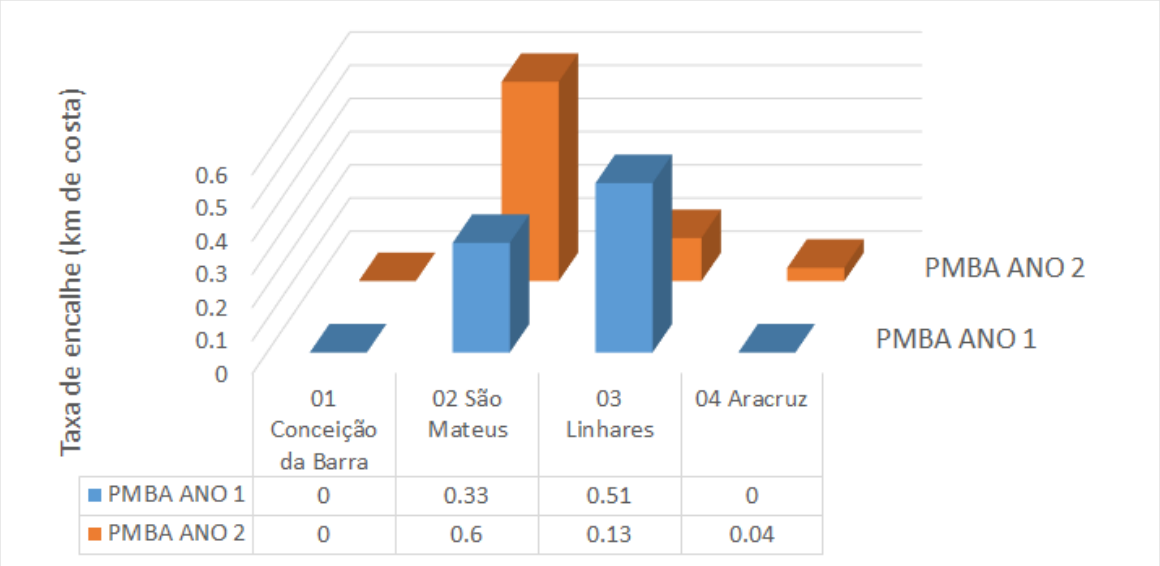
	01 Conceição da Barra	02 São Mateus	03 Linhares	04 Aracruz	05 Fundão	06 Serra	07 Vitória	08 Vila Velha	09 Guarapari	10 Anchieta	11 Piúma	12 Itapemirim	13 Marataízes	14 Presidente Kennedy
PMBA ANO 1	0.2	1.4	0.95	0.27	0.72	0.83	0	0.35	0.06	0.31	0	0.31	0.26	0.16
PMBA ANO 2	0.34	1.68	0.41	0.82	0.36	1.2	0.1	0.53	0.45	0	0	0	0.66	0.31

Figura 613: Distribuição espaço-temporal de botos-cinza encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM



	01 Conceição da Barra	02 São Mateus	03 Linhares	04 Aracruz	05 Fundão	06 Serra	07 Vitória	08 Vila Velha	09 Guarapari	10 Anchieta	11 Piúma	12 Itapemirim	13 Marataízes	14 Presidente Kennedy
PMBA ANO 1	0.13	0.76	0.48	0.16	0.72	0.71	0	0.26	0.06	0.21	0	0.21	0	0.16
PMBA ANO 2	0.13	0.9	0.15	0.65	0.36	0.72	0.1	0.44	0.34	0	0	0	0.17	0.31

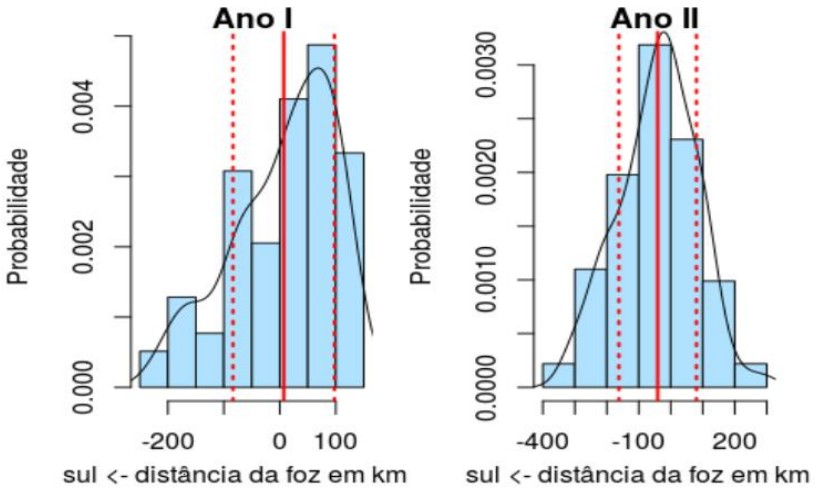
Figura 614: Distribuição espaço-temporal de toninhas encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM



c)Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos do espírito santo em relação à foz do Rio Doce

A distribuição espacial de carcaças de cetáceos na costa Espírito Santo em relação a foz do Rio Doce foi outro indicador utilizado para avaliação de impacto. Essa distribuição se apresentou diferente ao longo dos Anos 1 e 2 do PMBA/Fest RRDM. Observou-se no Ano 1 uma maior chegada de carcaças ao norte da foz do Rio Doce com média e cume da curva de densidade de distribuição apontada à direita (Norte com quilometragens positivas), já no Ano 2 a média e cume da curva de densidade de distribuição foi deslocada ao sul da foz do Rio Doce, conforme ilustra a Figura 615. A localização espacial do encalhe é algo relacionado com a distribuição dos locais de óbitos dos animais e com a dinâmica da deriva das carcaças que precisam ser melhores interpretadas em uma análise conjunta com o Anexo 3, o que não foi possível de ser desenvolvido neste curto espaço de tempo. Este indicador necessita ser reexaminado com base em modelagens da circulação oceânica costeira para melhor interpretação dos resultados referentes à distribuição dos locais óbitos para as espécies de interesse. Este indicador aqui foi tratado apenas entre os dois anos de monitoramento e não envolveu as fases históricas por estarem comprometidas com uma tese de doutorado em desenvolvimento pelo Instituto Baleia Jubarte. Isoladamente na fase Pós-PMBA o indicador não ofereceu condições para conclusões relacionadas com o impacto.

Figura 615: Comparativo da densidade de distribuição das distâncias dos locais de encalhes até a foz do Rio Doce nos Anos I e II do PMBA/Fest RRDM, linhas vermelhas representam média desvio padrão e linha preta densidade de distribuição



d)Taxa de óbito para cetáceos do espírito santo por diagnóstico da causa da morte

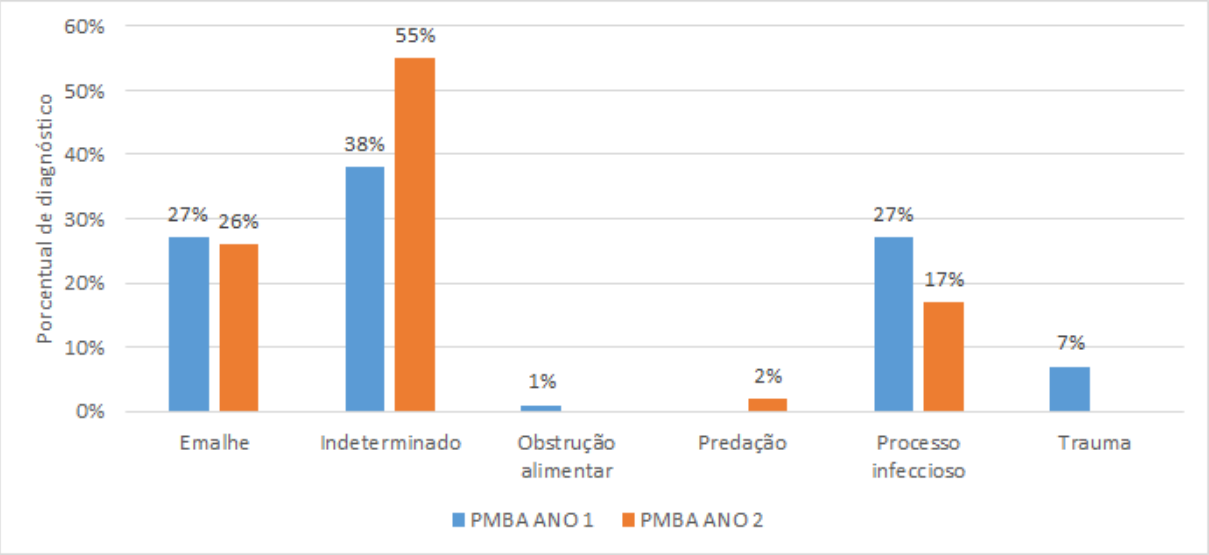
Outro indicador de impacto importante foi à determinação da taxa de óbito para cetáceos encalhados no Espírito Santo por diagnóstico de morte. Os resultados demonstraram que as principais causas envolvendo todas as espécies foram emalhes e processos infecciosos, ambos apresentaram 27% das ocorrências no primeiro ano de PMBA/Fest-RDDM, seguido de óbitos por traumas com 7% e 1% para obstrução alimentar, ver Figura 616. No segundo ano de PMBA/Fest-RDDM as causas de mortes se deram com a seguinte frequência, emalhe acidental com 26%, processos infecciosos com 17% e predação com 2%, também ilustrada na Figura 616. Os percentuais de óbitos com diagnósticos indeterminados se apresentaram elevados devido ao grande número de animais em processo de decomposição avançado, com 57% das ocorrências ouetapas finais de decomposiçãocom 17% e que foram igualmente examinados (*Material Suplementar A6MCS2, Tabela10*).

Analisando a distribuição espaço-temporal de cetáceos com as principais causas de óbitos nos dois anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, especialmente emalhamento e processos infecciosos, observou-se: as ocorrências de óbitos por emalhes em cetáceos, no PMBA-Ano 1 apresentou maior concentração na região norte do ES, principalmente no extremo norte em Conceição da Barra, ao longo dos municípios de São Mateus, Linhares e ainda, com poucas ocorrências isoladas em alguns municípios do litoral sul do ES (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 13)*; já no PMBA-Ano 2, novamente observou-se uma maior concentração de ocorrências de óbitos por emalhes na Região Norte do ES, onde os emalhes se localizam mais ao extremo sul de Conceição da Barra e ao longo do litoral de São Mateus (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 13)*.

Em relação à distribuição espaço-temporal de cetáceos por óbito atribuído aos processos infecciosos, observou-se no PMBA-Ano 1, que na região norte do ES, os locais de maior concentração das ocorrências foram os extremos norte e sul de Linhares, sul de São Mateus e Marataízes (*Material*

Suplementar A6MCS2, Figura 14). No PMBA-Ano 2 essa distribuição mudou um pouco de cenário, com maior ocorrência e concentração de processos infecciosos ao norte de São Mateus juntamente com o limite sul de Linhares e pequenas concentrações ao longo da região sul litorânea; Aracruz, Fundão, Vila Velha e Guarapari (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 14*).

Figura 616: Percentual de óbito por diagnóstico para as espécies de cetáceos encalhados no ES analisadas no PMBA



As espécies com maior mortalidade e mais afetadas em relação ao emalhe acidental durante os dois anos de PMBA/Fest-RRDM foram o boto-cinza respectivamente com 32 e 38% das ocorrências e toninha com 31 e 17% para Ano 1 e Ano 2 (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 10 e 12).*

Em relação a segunda causa de óbito mais frequente que foram as doenças infecciosas, do Ano 1 para Ano 2 os botos-cinza apresentaram os seguintes indicadores, 28% e 15%, já as toninhas 23% seguida de aumento para 33% na conclusão do segundo ano de monitoramento trazendo preocupação para com relação ao status de saúde desta população nesta fase crônica (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 10 e 12*).

Para as toninhas não foram evidenciados diagnósticos relacionados com processos infecciosos nas fases Pretérita e Pré-PMBA, apenas no Pós-PMBA (Tabela 140), (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 11*). Em relação ao boto-cinza os índices de óbitos por emalhe apresentaram um pequeno aumento na fase Pré-PMBA e constituiu a principal causa de morte. A morte de animais envolvidos em artefatos de pesca nem sempre é imediata, os artefatos presos ao corpo dos animais podem acarretar em lesões com infecções secundárias e causar um processo convalescente crônico e morte (IBAMA, 2005 ***apud*** Desvaux, 2013).

As doenças infecciosas em boto-cinza foram a segunda principal causa de mortalidade, sendo que a partir de 2015 na fase Pré-PMBA ocorreu um aumento de 14 vezes em relação com a fase Pretérita, na fase Pós-PMBA esse aumento foi de 20 vezes em relação ao período anterior ao rompimento da

barragem (Tabela 140), (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 9*). Para as toninhas a ocorrência das doenças infecciosas surgiram na fase Pós-PMBA e constitui ao final deste monitoramento na principal causa de óbito desta espécie criticamente ameaçada (Tabela 141).

Tabela 140: Taxa de mortalidade de boto-cinza encalhados no ES entre as fases Pretérita ao PMBA/FEST-RRDM, fase Pré-PMBA/FEST-RRDM e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM, (diagnóstico/período x1000)

Causa morte de Boto-cinza	I - PRETÉRITA	II - PRÉ-PMBA	III - PÓS-PMBA
Emalhe	46.4	48.9	47.9
Indeterminado	40.8	45.1	54.8
Obstrução alimentar	0.7	1.0	1.4
Predação	0.7	0.0	0.0
Processo infeccioso	1.4	20.1	28.8
Trauma	0.0	1.9	2.7

Tabela 141: Taxa de mortalidade de toninhas encalhadas no ES entre as fases Pretérita ao PMBA/FEST-RRDM, fase Pré-PMBA/FEST-RRDM e fase Pós-PMBA/FEST-RRDM, (diagnóstico/período x1000

Causa morte de Toninha	I - PRETÉRITA	II - PRÉ-PMBA	III - PÓS-PMBA
Emalhe	12.7	7.7	8.2
Indeterminado	6.3	5.8	13.7
Processo infeccioso	0.0	0.0	9.6
Trauma	0.0	0.0	2.7

Para testar quais fatores explicam a variação na causa de morte do boto-cinza e da toninha foram ajustados aos dados modelos log-lineares com distribuição multinomial de erros e estimação dos parâmetros usando redes neurais (Venables; Ripley, 2002). Este modelo permite variáveis respostas categóricas, que foram as prováveis causas de morte dos animais, agrupadas em três grupos: (a) emalhamento acidental; (b) processos infecciosos; e (c) indeterminada/outras. Assim, o modelo irá estimar a probabilidade de ocorrência destas causas de morte em relação às variáveis explanatórias. As variáveis explanatórias consideradas foram as seguintes: tendência anual de crescimento ou declínio (ANO); época de chuva ou seca (ÉPOCA); fase do estudo (Pretérita, Pré ou Pós-PMBA) (FASE DE ESTUDO); período em relação ao desastre (Pré ou Pós) (DESASTRE); e código de decomposição da carcaça (COD). Foram construídos diversos modelos com diferentes variáveis explanatórias usando o pacote 'nnet' do programa R (Venables; Ripley, 2002). O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike – AIC (Burnham; Anderson, 2002).

Foram construídos 11 modelos para o boto-cinza e para a toninha. O melhor modelo para o boto-cinza foi o que considerou a fase de estudo e o estado de decomposição da carcaça (COD) (Tabela 142). Este modelo sugere um aumento da mortalidade por processos infecciosos após o desastre, apesar de um grau de incerteza considerável (Figura 617). Mantida a outra variável do modelo constante, a morte

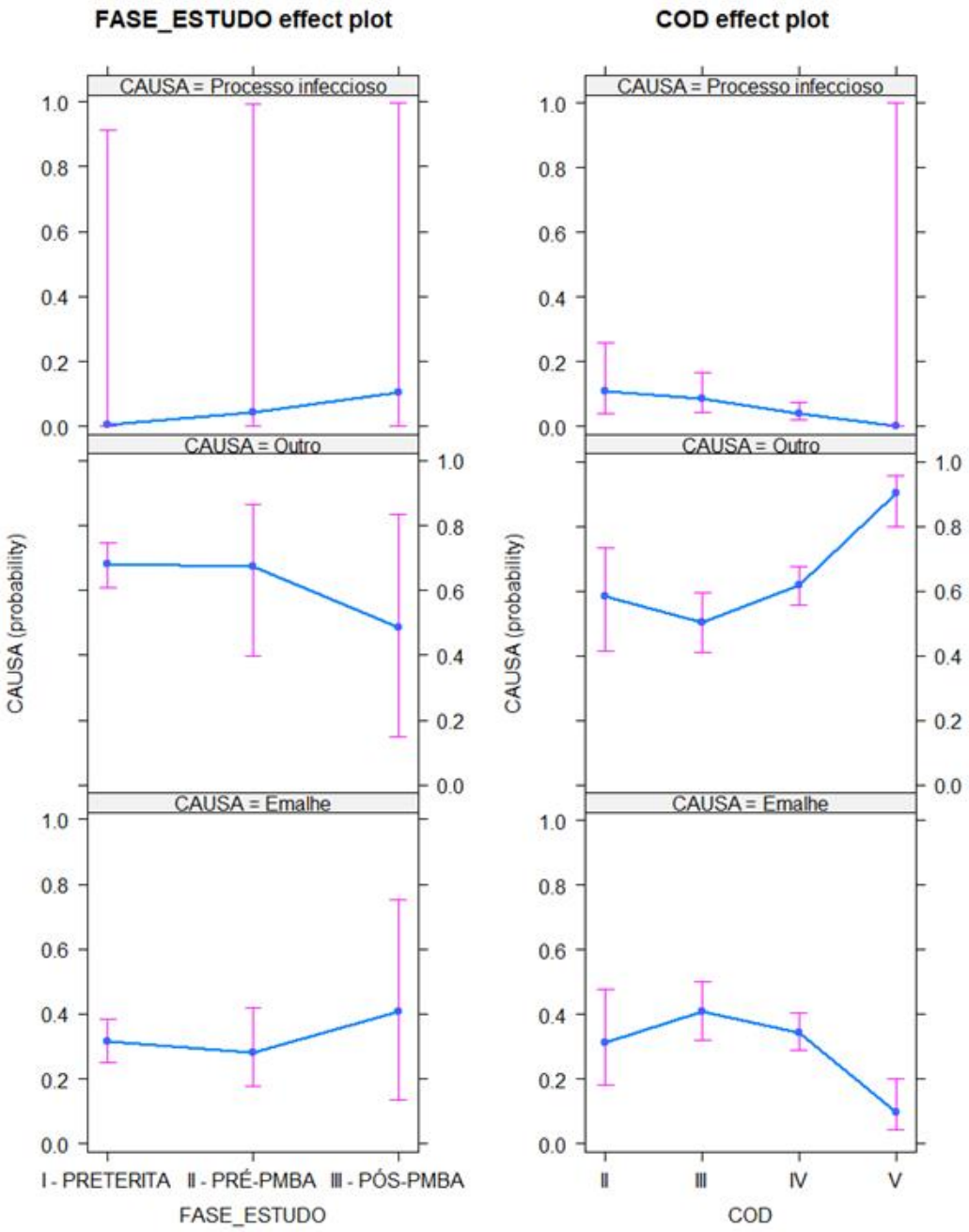
por processo infeccioso foi 2.73 vezes mais provável na fase II ($p < 0.01$) e 3.21 vezes mais provável na fase III ($p < 0.01$) em relação à fase Pretérita. O modelo também sugere uma redução das mortes por emalhamento em artefatos de pesca na fase II, o que pode ser explicado pelas restrições à pesca impostas em uma região da área de estudo após o desastre. Entretanto, houve um aumento das mortes por emalhamento na fase III. Ainda de acordo com este modelo, conforme é conhecido, quanto maior o estado de decomposição do indivíduo, menor é a probabilidade de estabelecer uma provável causa de morte.

A mesma abordagem de construção e seleção de modelos foi utilizada para a toninha, apresentando resultados bastante similares. Entretanto, dado o menor conjunto amostral (menor número de encalhes) para esta espécie, os parâmetros estimados pelo modelo foram pouco confiáveis e os resultados não serão mostrados aqui.

Tabela 142: Conjunto de modelos multinomiais para a provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo. Melhor modelo é dado pelo menor valor de AIC. Delta AIC é a diferença do AIC do modelo em relação ao melhor modelo (com Delta AIC = 0). Notação; N par = número de parâmetros do modelo

Modelo	N par	AIC	Delta AIC
FASE DE ESTUDO + COD	12	803.8	0.00
ANO + COD	10	810.7	6.87
FASE DO DESASTRE + COD	10	811.4	7.61
ANO + EPOCA	6	832.1	28.24
FASE DE ESTUDO + ÉPOCA	8	835.1	31.25
FASE DE ESTUDO	6	836.5	32.66
FASE DO DESASTRE + COD	4	840.6	36.74
ANO	4	845.4	41.54
COD	8	845.8	41.97
ÉPOCA	4	866.9	63.11
NULO	2	870.3	66.44

Figura 617: Previsões do melhor modelo para provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo



1.4.1.3 Índices de diversidade e estruturação genética de cetáceos no litoral do Espírito Santo

No período de outubro de 2019 a setembro de 2020 foram recebidas amostras de 69 indivíduos de sete espécies de cetáceos para as análises genéticas no LGCA (Laboratório de Genética e Conservação Animal) do CEUNES/UFES (*Sotalia guianensis*, N=47; *Pontoporia blainvillei*, N=11; *Peponocephala electra*, N=1; *Physeter macrocephalus*, N=1; *Kogia* sp., N=1; *Megaptera novaeangliae*, N=7; *Balaenoptera bonaerensis*, N=1). Juntando as amostras recebidas no Ano 1 e Período de transição (outubro de 2018 a setembro de 2020) foram recebidas 141 amostras de nove espécies de cetáceos

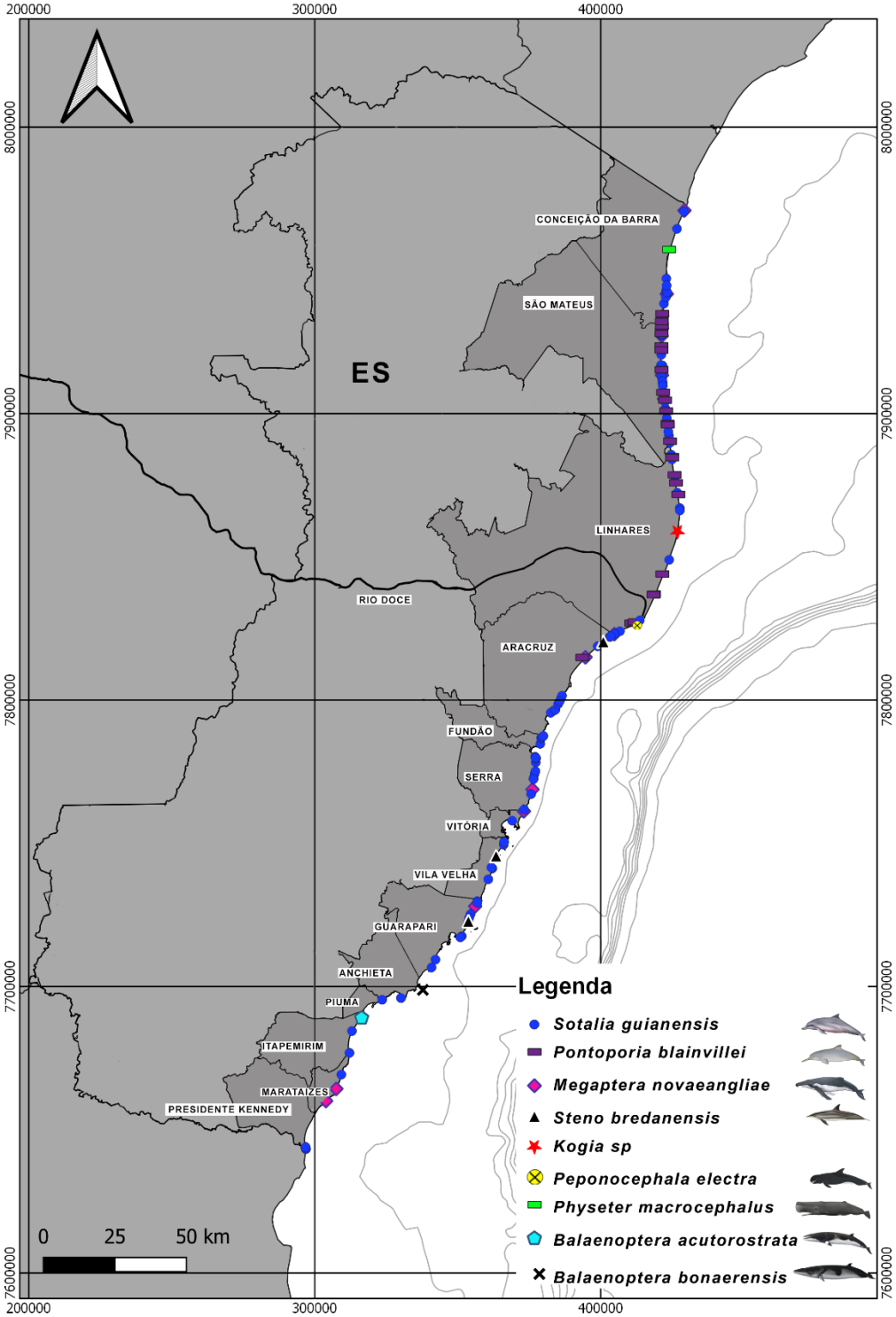
no LGCA amostras (*Sotalia guianensis*, N=95; *Pontoporia blainvillei*, N=24; *Steno bredanensis*, N=2; *Peponocephala electra*, N=1, *Physeter macrocephalus*, N=1; *Kogia sp*., N=1; *Megaptera novaeangliae*, N=15; *Balaenoptera bonaerensis*, N=1; *Balaenoptera acutorostrata*, N=1) (Figura 618; *Material Suplementar A6MCS10, Figura 1, Quadro 1)*.

A identificação molecular por sequências de Cit-b confirmou a identificação morfológica da maioria dos espécimes analisados em ambos os bancos de sequências avaliados (GenBank e DNA Surveillance), um espécime identificado morfologicamente como *Kogia* sp. foi identificado molecularmente como *Kogia sima* e um espécime identificado morfologicamente como *Peponocephala electra* foi identificado como *Feresa attenuata*.

Das 141 amostras foi possível identificar o sexo molecular de 112 indivíduos. Destes, 27 indivíduos não puderam ter o sexo definido morfologicamente (*S. guianensis*, N=16; *M. novaeangliae,* N=3; *B. acutorostrata,* N=1; *F. attenuata*, N=1; *P. blainville*i, N=6), mas via sexagem molecular foi possível identificar oito machos e uma fêmea de *S. guianensis*, uma fêmea de *M. novaeangliae,* um macho de *F. attenuata,* uma fêmea e três machos *de P. blainvillei*. Não foi possível determinar o sexo molecular de 29 indivíduos. Provavelmente o DNA dessas amostras não amplificou, mesmo com mais de três tentativas, devido à qualidade da amostra de tecido dos animais dos encalhes, CODE 3 e CODE 4. O estágio de decomposição (CODE) é determinado no momento do atendimento ao encalhe na praia e varia de 1 a 5, onde 1 corresponde ao animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Geraci & Lounsbury, 2005). A carcaça com códigos de decomposição próximos a 5 disponibiliza tecidos com pouca quantidade de DNA ou DNA de baixa qualidade.

Todas as amostras de pele e/ou músculo dos 141 indivíduos de cetáceos de todas as espécies foram analisadas geneticamente com a região D-loop do DNA mitocondrial no LGCA, com exceção de 10 amostras em que não foi possível amplificar ou gerar sequências de qualidade para as região D-loop e Cit-b do DNA mitocondrial (*Material Suplementar A6MCS10, Quadro 1)*.

Figura 618: Localização geográfica das amostras das nove espécies de cetáceos analisadas geneticamente de outubro de 2018 a setembro de 2020



Os valores de diversidade haplotípica e nucleotídica para a região D-loop foram calculados para todas as espécies (Tabela 143).De outubro de 2018 a setembro de 2020 foram identificados cinco haplótipos para *S. guianensis*, doze haplótipos para *M. novaeangliae* e, para as demais espécies foi possível identificar um haplótipo, inclusive para a espécie *P. blainvillei*, mesmo com 17 indivíduos analisados.

Tabela 143: Índices de diversidade genética por espécie e por fase do PMBA. Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π)

Índices de diversidade genética - ANO 1					
Espécie	N	Pb	Nh	h	π
Sotalia guianensis	48	531	4	0.462+/-0.062	0.168 +/-0.161
*Pontoporia blainvillei**	10	361	1	1	-
Steno bredanensis	2	717	1	1	-
Megaptera novaeangliae	8	685	8	1.00 +/-0.062	0.354 +/-0.206
Balaenoptera acutorostrata	1	736	1	1	-
Total	69				
Índices de diversidade genética - Período de transição					
Espécie	N	Pb	Nh	*h*	*π*
Sotalia guianensis	47	531	4	0.300 +/-0.080	0.104 +/-0.107
*Pontoporia blainvillei**	7	361	1	1	-
Steno bredanensis	2	717	1	1	-
Megaptera novaeangliae	5	685	4	0.900 +/-0.161	0.599+/-0.364
Balaenoptera acutorostrata	1	736	1	1	-
Balaenoptera bonaerensis	1	743	1	1	-
Peponocephala electra	1	702	1	1	-
Physeter macrocephalus	1	746	1	1	-
Kogia sp	1	738	1	1	-
Total	66				
Índices de diversidade genética - ANO 1 + Período de transição					
Espécie	N	Pb	Nh	*h*	*π*
Sotalia guianensis	95	531	5	0.385 +/- 0.051	0.443 +/- 0.399
Pontoporia blainvillei	17	361	1	1	-
Steno bredanensis	2	717	1	1	-
Megaptera novaeangliae	13	685	12	0.987+/- 0.035	0.288 +/- 0.148
Balaenoptera acutorostrata	1	736	1	1	-
Balaenoptera bonaerensis	1	743	1	1	-
Peponocephala electra	1	702	1	1	-
Physeter macrocephalus	1	746	1	1	-
Kogia sp.	1	738	1	1	-
Total	132				

Em relação ao Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23, Anexo 6 Megafauna), houve aumento no número de indivíduos e espécies analisadas geneticamente: *Sotalia guianensis* de 48 para 95 indivíduos;

Pontoporia bainvillei de 10 para 17; *Megaptera novaeangliae* de oito para 13 (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna).

Os cálculos dos índices de diversidade genética e estruturação genética da região D-loop do DNA mitocondrial foram realizados para as espécies *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, as duas espécies que apresentaram número amostral suficiente, incluindo dados pretéritos gerados pelo GECOM (Grupo de Estudos para Conservação de Mamíferos) do LGCA, CEUNES.

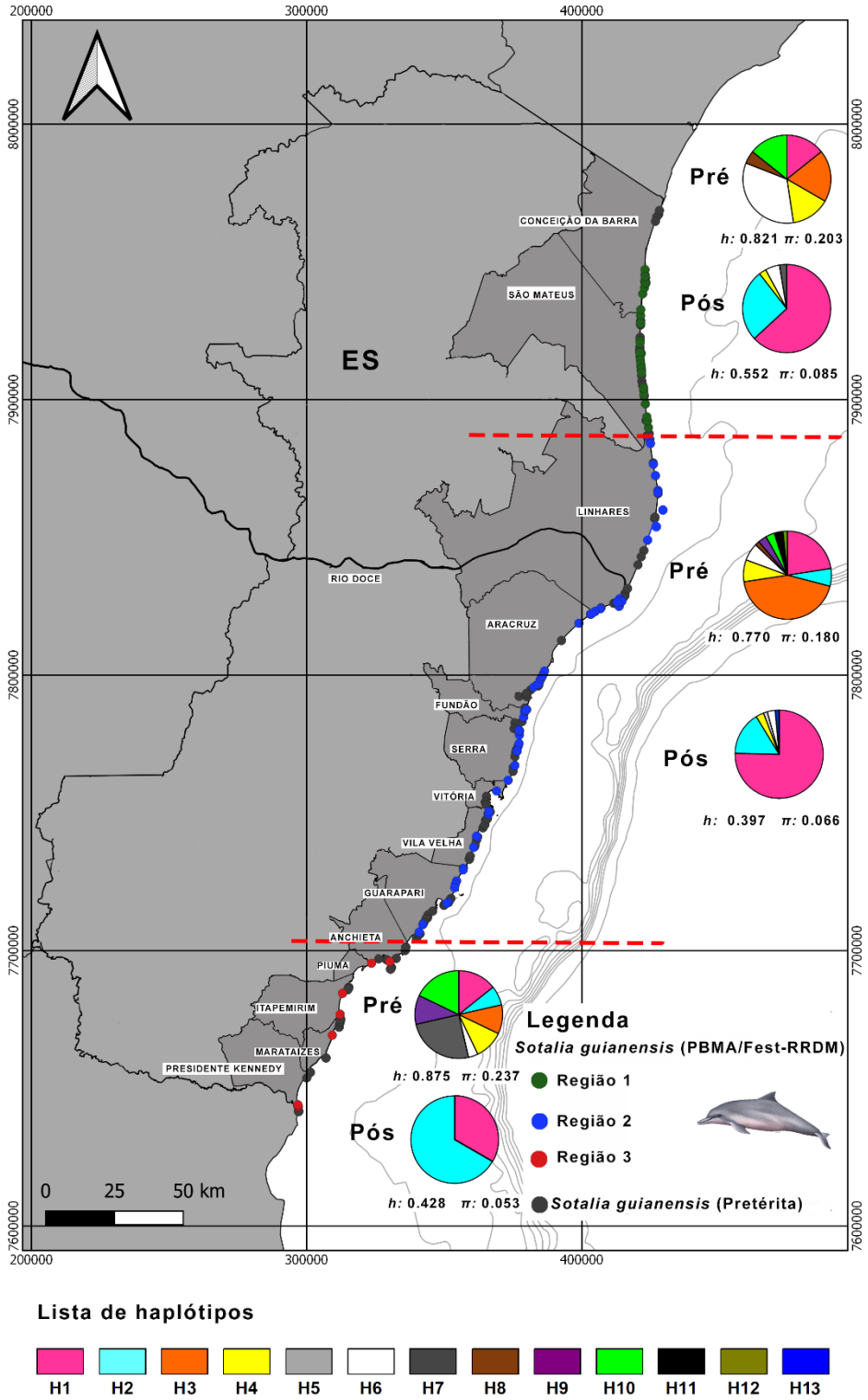
Sotalia guianensis *– diversidade e estruturação genética*

Para a espécie *Sotalia guianensis*, as análises de diversidade e estruturação genética foram realizadas utilizando-se 234 sequências de D-loop com 409 pb: 95 geradas no PMBA; 139 pretéritas (118 Pré-rompimento e 21 Pós-rompimento, mas Pré-PMBA). Em relação ao Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23, Anexo 6 Megafauna), houve um aumento do número amostral para o período Pós-rompimento, de 48 para 95 indivíduos, e para todas as regiões avaliadas (Região 1, de 23 indivíduos para 38; Região 2, de 39 indivíduos para 69; Região 3, de seis indivíduos para nove (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna).

Como no Ano 1, foram observados: valores significativos de estruturação genética entre as três regiões avaliadas (Região 1, Região 2, Região 3), sendo que os maiores valores continuam entre a Região 2 e Região 3 (Figura 2; *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 1 e 2);* valores significativos de estruturação genética nas duas análises temporais realizadas, entre três períodos (2004 a 2009; 2010 a 05 de nov. de 2015; 06 de nov. de 2015 a set. de 2020) e entre dois períodos (Pré-rompimento, até 05 de novembro de 2015; Pós-rompimento, de 06 de novembro de 2015 a setembro de 2020). Para todas as análises foi observado um aumento nos valores dos índices em relação ao Ano 1, reforçando a diferenciação entre os grupos (Figura 2; *Material Suplementar A6MCS01, Tabela 1 e 2)*. Esses resultados, com um maior número amostral de todos os períodos e regiões avaliados, continuam evidenciando que os impactos da chegada do rejeito de minério ao litoral do Espírito Santo, principalmente à região do Rio Doce, não estão provavelmente sendo efetuados em uma população grande e sim em populações menores, o que pode significar efeitos mais acentuados à espécie na região.

Mesmo com o aumento do número amostral para os períodos e regiões avaliadas é possível observar que os menores valores de diversidade haplotípica e nucleotídica se mantêm para o período Pós-rompimento e para a Região 2 (Figura 619; *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 3*). Esses valores ressaltam a maior vulnerabilidade dessa população de *S. guianensis* a impactos ambientais, sendo justamente a população que se encontra na região mais afetada pelo rejeito de minério (RRDM, 2019 – RT23_Anexo 6 Megafauna). Valores de Fs de Fu foram significativos somente para a Região 2 (*Material Suplementar A6MCS10, Tabela 3*). Valores negativos e significativos de Fs de Fu podem indicar possível processo de expansão populacional. Foi possível identificar 13 haplótipos no total (Figura 619; *Material Suplementar A6MCS10, Figuras 2 e 3*).

Figura 619: Localização dos encalhes das amostras de *Sotalia guianensis* utilizadas no teste de estruturação genética, quando se considera a área dividida em três regiões. Gráficos de pizzas representam os haplótipos encontrados por região e por período. h: diversidade nucleotídica



Os resultados continuam demonstrando diminuição do número de haplótipos e da diversidade (nucleotídica e haplotípica) ao longo do tempo (Pré-Rompimento e Pós-Rompimento) em todas as diferentes regiões (Região 1, Região 2, Região 3) (Figura 619; Tabela 144). Houve diminuição de 32,77 % na diversidade haplotípica para a Região 1, de 48,45 % para a região Região 2 e de 51,09% para a Região 3.

Tabela 144: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para Sotalia guianensis em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores entre parênteses são valores de p, para D de Tajima foi considerado P<0,05 e para Fs de Fu P<0,02

	N	Nh	h	π	Tajima's D	Fu's FS
Região 1 (Pré-rompimento)	21	6	0.821+/- 0.053	0.203+/- 0.139	0.471 (0.684)	-0.846 (0.328)
Região 1 (Pós-rompimento)	38	5	0.552+/- 0.067	0.085+/- 0.074	-0.232 (0.430)	-1.363 (0.188)
Região 2 (Pré-rompimento)	69	11	0.770+/- 0.040	0.180 +/- 0.123	-0.048 (0.455)	-3.865 (0.040)
Região 2 (Pós-rompimento)	69	6	0.397+/- 0.068	0.066+/- 0.062	-1.117 (0.133)	-2.722 (0.070)
Região 3 (Pré-rompimento)	28	8	0.875+/- 0.030	0.237 +/- 0.155	2.225 (0.984)	-1.598 (0.188)
Região 3 (Pós-rompimento)	9	2	0.428+/- 0.168	0.053 +/- 0.061	0.333 (0.796)	0.536 (0.398)
Total	234					

Além do marcador mitocondrial D-loop, para a determinação de índices de diversidade do DNA nuclear e testes de estruturação para a espécie *Sotalia guianensis*, foram testados 10 locos microssatélites (*Material Suplementar A6MCS10, Quadro 2*). Foi possível genotipar 52 indivíduos para os dez locos avaliados e identificar alelos para nove locos, o loco Sgui 018 não amplificou adequadamente. Quatro locos apresentaram presença de alelos nulos Sgui 002, Sgui 006, Sgui 016 e Sgui 017 e valores significativos de F_{IS} e por esse motivo foram excluídos das análises de índices de diversidade genética (Tabela 141). O conteúdo de informação polimórfica (PIC) foi de baixo a moderado. O número de alelos e os valores de heterozigosidade observada e esperada foram de baixos a moderados para a maioria dos locos avaliados (Tabela 145).Não foi possível realizar as análises de estruturação genética uma vez que, para alguns locos ainda seriam necessárias outras genotipagens para complementar todos os indivíduos. Devida a pandemia houve um atraso na evolução dos procedimentos laboratoriais e análises dos microssatélites.

Tabela 145: Diversidade genética de Sotalia guianensis para cinco locos microssatélites. (k: número total de alelos; Ho: heterozigosidade observada; He: heterozigosidade esperada; PIC: conteúdo de informação polimórfica; Ra: riqueza alélica; FIS: coeficiente de endogamia; (*) Valores estatisticamente significativos com correção de Bonferroni para FIS

Loci	k	Ho	He	PIC	Ra	FIS
Sgui 003	4	0.400	0.489	0.420	3.186	0.191
Sgui 011	6	0.833	0.878	0.760	6.000	0.057
GATA98	6	1.000	0.615	0.524	3.245	0.646
MK6a	2	0.027	0.027	0.026	1.162	0.000
PPHO142a	5	0.807	0.613	0.545	3.441	-0.326

As análises genéticas de outubro de 2018 a setembro de 2020 demonstram que há clara diminuição da diversidade genética da espécie *Sotalia guianensis* no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pós-rompimento). Os valores dos índices de estruturação (separação entre as populações) foram maiores do que em relação ao Ano 1, com o aumento do número amostral principalmente para o período Pós-rompimento da barragem de Fundão. Os resultados reforçam a ocorrência de mais de uma população dessa espécie no litoral do estado, uma associada ao Rio São Mateus, outra associada ao Rio Doce e uma terceira no Extremo Sul do estado, corroborando os estudos de REBLIN (2016) e MENDES (2019) para as duas primeiras populações.

Observou-se menor diversidade genética mitocondrial para a população associada ao Rio Doce mesmo com o aumento do número amostral durante o período de outubro de 2019 a setembro de 2020. CUNHA (2007) definiu que os botos-cinza do litoral do Espírito Santo pertenciam a uma mesma Unidade de Manejo por meio da utilização de marcadores moleculares do DNA mitocondrial. No entanto, estudos mais recentes usando mais amostras da região indicaram a existência de mais de uma população para a região. REBLIN (2016) a partir de sequências da região D-loop evidenciou estruturação genética entre indivíduos do Norte e Sul do litoral do Espírito Santo, com baixos índices de diversidade genética. MENDES (2019) corroborou essa estruturação de *S. guianensis* no litoral do Espírito Santo com a utilização do mesmo marcador, além de verificar uma estruturação entre essas duas populações e outra da região sul do litoral da Bahia.

A identificação de diferentes populações de *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo, citada acima, pode representar que os impactos aplicados à região do Rio Doce e outros pontos do litoral podem não estar sendo efetuados em uma população grande e sim em populações menores, e que por isso os efeitos podem ser mais acentuados. Resultados de análises de isótopos estáveis de cetáceos, também apresentados nesse relatório, sugerem a provável presença de mais de uma população ecológica no litoral do Espírito Santo.

Pontoporia blainvillei *– diversidade genética e estruturação genética*

No Ano 1 do PMBA a espécie *P. bainvillei* estava sendo analisada no âmbito do Projeto "Conservação da Toninha na Área de Manejo I (*Franciscana Management Area* I – FMA I)" - FUNBIO (edital 2016), que visou atender às obrigações de natureza compensatória do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal. Essas análises resultaram no artigo "Low genetic diversity of the endangered franciscana (*Pontoporia blainvillei)* in its northernmost, isolated population (FMAIa, Espírito Santo, Brazil) (OLIVEIRA et al., 2020 in prep.). No Período de Transição, as análises de diversidade genética e estruturação genética foram realizadas utilizando-se 50 sequências de D-loop com 350 pb. Do período Pré-rompimento foram utilizadas 25 sequências geradas no âmbito do FUNBIO. Já do período Pós-rompimento foram utilizadas oito sequências geradas no âmbito FUNBIO (Pré-PMBA), 13 sequências geradas no âmbito do FUNBIO (durante PMBA) e quatro sequências geradas no âmbito do PMBA) (*Material Suplementar*

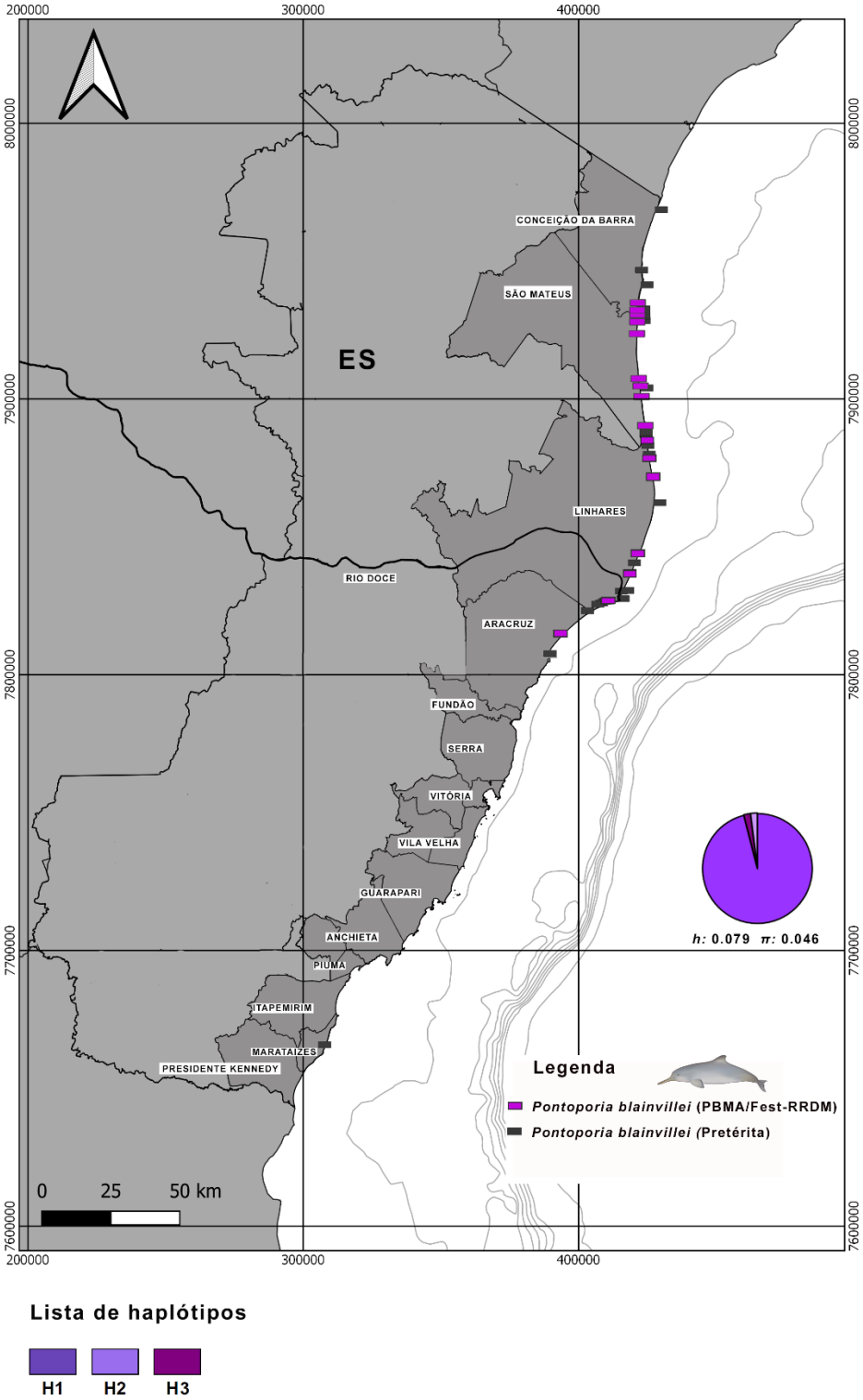
A6MCS10, Quadro 1). Em relação ao Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23, Anexo 6 Megafauna), houve um aumento do número amostral para o período Pós-rompimento, de 10 para 17 indivíduos.

Foi possível identificar a presença de três haplótipos para o litoral do Espírito Santo, sendo que um deles foi encontrado para 96% dos indivíduos; e detectar baixos valores de diversidade haplotípica (h= 0.079 +/- 0.052) e nucleotídica (π = 0.046 +/- 0.056) (Figura 620; *Material Suplementar A6MCS10, Figura 4*). Valores de D de Tajima (D= -2.016; P=0.001; P>0,05) foram significativos, entretanto, valor de Fs de Fu (Fs=-0.766; P=0.220; P>0,02) não foram significativos. Valores baixos de diversidade e baixa estimativa populacional (dados apresentados a partir dos sobrevoos tripulados) ressaltam a vulnerabilidade dessa população a impactos ambientais. O Haplótipo 3 apresentou-se 5 passos mutacionais distante dos outros dois haplótipos e corresponde a um indivíduo (PP_144) encalhado no sul do estado do Espírito Santo, na cidade de Marataízes. Como esse indivíduo foi encontrado em uma área considerada *gap* da distribuição da espécie no litoral capixaba, ele pode ser de outra localidade, mas ter sido descartado por alguma embarcação no ES. Por isso, um maior cuidado deve ser tomado na interpretação e uso desse dado.

Para os testes de estruturação o indivíduo de Marataízes foi excluído das análises. Os testes de estruturação não foram significativos entre as duas regiões avaliadas (Região 1 e Região 2) e entre os períodos Pré-rompimento (até 05 de novembro de 2015) e Pós-rompimento (de 06 de novembro de 2015 a setembro de 2020) (*Material Suplementar A6MCS10, Tabela 4)*. Esses resultados revelam que há somente uma população de *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo.

A presença de praticamente um haplótipo e baixos níveis de diversidade genética para a espécie *Pontoporia blainvillei* são preocupantes uma vez que essa espécie está classificada como “Criticamente em Perigo”, de acordo com a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014) e sofre intensamente com os impactos decorrentes de capturas acidentais durante atividades pesqueiras na região e degradação do hábitat. Esse resultado também foi encontrado em Oliveira et al. (in prep.)

Figura 620: Localização dos encalhes das amostras de *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. Gráficos de pizzas representam os haplóptipos encontrados. h: diversidade haplotípica; π: diversidade nucleotídica



1.4.1.4 Alterações nas concentrações de elementos-traço em cetáceos

Os dados referentes ao primeiro ano de projeto, reportados no Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna), foram analisados com os dados do Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, totalizando 24 meses de monitoramento, para uma visão dos perfis de contaminação com um número amostral mais robusto de cada região da costa do Espíritos Santo. Adicionalmente, buscou-se comparar os perfis de contaminação apresentados no Relatório Anual e os resultados acumulados, de modo a observar se houve mudança nos padrões com a adição dos dados deste últmo ano de monitoramento.

Entre outubro de 2019 a outubro de 2020 foram analisados os tecidos de 23 cetáceos: *Sotalia guianensis* (n=17) e *Pontoporia blainvillei* (n=6). Ao longo dos 24 meses do PMBA/Fest-RRDM foram analisados um total de 72 indivíduos: *S. guianensis* (n=64), *Steno bredanensis* (n=2) e *P. blainvillei* (n=6). Estes números podem variar para menos dependendo da disponibilidade de tecido específico para cada análise. Os cetáceos analisados foram separados em regiões de acordo com o local de encalhe, como segue: (1) São Matheus, (2) Rio Doce, (3) Barra do Riacho, (4) Região Metropolitana e (5) Extremo Sul (Figura 621 e *Material Suplementar A6MCS3, Quadro 1*). A divisão por regiões baseou-se na foz dos principais rios do estado e dados de sobrevoo.

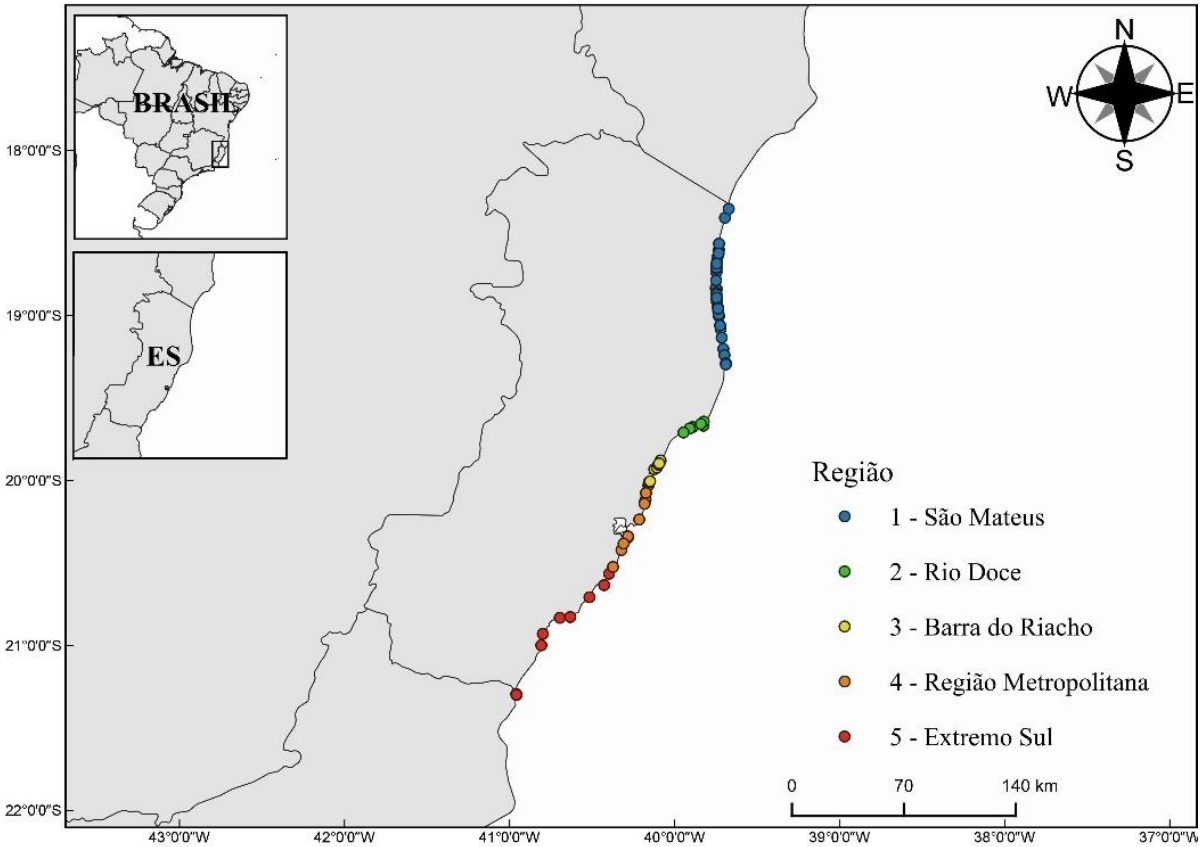
Durante o primeiro ano de PMBA/Fest-RRDM, a espécie *P. blainvillei* estava sendo analisada no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), que visou atender às obrigações de natureza compensatória do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal. Uma vez finalizadas as análises inseridas no projeto acima, a espécie passou a ser analisada no âmbito do presente PMBA/Fest-RRDM.

De uma maneira geral, os dados dos 24 meses do PMBA/Fest-RRDM possibilitaram a realização de análises e comparações não feitas no primeiro Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna). A continuidade do monitoramento e o incremento no número de amostras permitiram a obtenção de informações mais refinadas e intepretações mais robustas, proporcionando uma melhor visualização da distribuição dos contaminantes nos cetáceos da área de estudo, bem como da ecologia trófica pela análise de isótopos estáveis e o incremento nos dados biológicos de idade e reprodução. Adicionalmente, o monitoramento das toninhas, iniciado no Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, permitirá uma maior compreensão sobre os impactos nas duas espécies de cetáceos mais abundantes na costa do Espírito Santo.

Com o advento da pandemia de covid-19, as atividades laboratoriais ficaram comprometidas de 17 de março de 2020 até o presente momento. Atualmente, o laboratório está aguardando as aprovações do protocolo de segurança submetido para a Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) e para a Fest-RRDM/Renova para retornar às atividades. Cabe ressaltar que, apesar da suspensão das atividades laboratoriais, as ONGs trabalharam continuamente coletando amostras de animais encalhados neste período e algumas análises foram realizadas. As amostras recolhidas estão

adequadamente preservadas e aguardando o retorno das atividades para análise. Desta forma, havendo continuidade do projeto, nenhum *gap* seria observado nos dados do monitoramento para estas análises. Cabe ressaltar também que o laboratório demonstrou interesse em voltar às atividades desde início de agosto, quando a Fest-RRDM e a Fundação Renova emitiram comunicados sobre esta possibilidade. Até o momento, não foi recebido um parecer da Fest-RRDM e da Fundação Renova aprovando nossa volta às atividades.

Figura 621: Locais de encalhe de *Sotalia guianensis* coletados no Espírito Santo para análise de contaminantes, isótopos estáveis, idade e reprodução durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.



Mercúrio

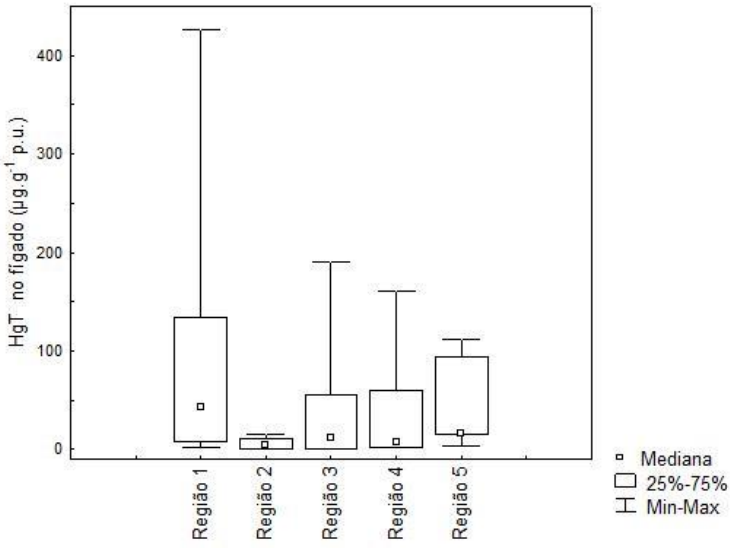
Aos dados obtidos durante o Ano I do PMBA/Fest-RRDM foram adicionados 17 indivíduos de *Sotalia guianensis*, totalizando 64 indivíduos analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Os valores médios (± desvio padrão), a mediana e os valores mínimos e máximos das concentrações de mercúrio total determinadas nos tecidos de *Sotalia guianensis* para cada região encontram-se na Tabela 146. As concentrações de HgT no fígado das diferentes regiões de coleta no período de 24 meses de monitoramento estão representadas na Figura 622 (para gráfico das concentrações renais e musculares de HgT ver *Material Suplementar A6MCS3, Figuras 1 e 2*, respectivamente). As concentrações de mercúrio total nos tecidos de todos os cetáceos analisados no período de

monitoramento de 24 meses, bem como suas variáveis biológicas e identificação encontram-se no Material Suplementar deste relatório (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 5*).

Tabela 146: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em µg.g-1 de peso úmido (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM

Região	N	Tecido	Média ± DP	Mediana	Mín-Máx
1	28	Músculo	2,14 ± 2,48	1,08	0,35-10,98
	20	Rim	16,19 ± 47,22	4,02	0,15-214,91
	28	Fígado	88,81 ± 113,95	42,46	1,36-426,23
2	5	Músculo	0,97 ± 0,34	1,02	0,42-1,31
	4	Rim	1,52 ± 0,96	1,38	0,53-2,80
	4	Fígado	5,82 ± 6,66	4,15	0,29-14,68
3	7	Músculo	0,91 ± 0,52	1,05	0,25-1,65
	5	Rim	1,66 ± 1,00	1,50	0,25-2,79
	7	Fígado	39,67 ± 69,28	11,80	0,64-190,87
4	12	Músculo	0,86 ± 0,69	1,96	0,15-2,39
	10	Rim	1,96 ± 1,77	1,34	0,32-4,98
	10	Fígado	37,29 ± 54,69	7,65	1,24-161,02
5	9	Músculo	1,32 ± 0,35	1,34	0,82-1,81
	8	Rim	2,82 ± 1,27	2,37	1,37-5,22
	9	Fígado	44,33 ± 42,68	16,32	3,54-111,27

Figura 622: Concentrações de HgT (µg.g^{-1}) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.



Para *Sotalia guianensis*, não foram encontradas diferenças significativas entre as regiões de coleta para nenhum tecido analisado (*Kruskall-Wallis*, p>0,05). No geral, as concentrações se mantiveram na faixa observada no relatório anual anterior, exceto para as concentrações hepáticas em botos-cinza da região 3 (mediana de 0,88 $\mu g.g^{-1}$ para 11,80 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente) e as concentrações musculares em botos-cinza da região 4 (mediana de 0,63 para 1,96 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente), ambas aumentaram uma ordem de grandeza. A concentração de HgT máxima encontrada no período de 24 meses de monitoramento para o tecido muscular foi de 10,98 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_N36- Região 1). Já as concentrações hepáticas mais elevadas em cada região foram: 426,23 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_N36- Região 1); 14,68 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_N19-Região 2); 190,87 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_S47-Região 3); 111,27 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_S49- Região 5). A concentração renal mais elevada foi de: 214,91 $\mu g.g^{-1}$ (EAE_N31-Região 1) (Tabela 146).

Foram encontradas diferenças significativas entre os três tecidos analisados (*Friedman ANOVA*, p<0,05; Teste de *Tukey* para N desiguais, p<0,05), com as concentrações mais elevadas no fígado, seguido pelas concentrações no rim e músculo. O padrão de bioacumulação nos tecidos foi similar ao período de monitoramento anterior (12 meses), demonstrando o acúmulo preferencial de HgT no fígado e rim devido a afinidade do mercúrio por proteínas (MASON & JENKINS, 1995; ATSDR, 1999), além da elevada concentração de metalotioneínas (FRODELLO et al., 2000; MONTEIRO-NETO et al., 2003).

Os indivíduos EAE_N36; EAE_PPN4, EAE_N31, EAE_N36, EAE_S8, EAE_N59 e EAE_N60 da região 1; EAE_S47 na região 3; EAE_S23 e EAE_N49 na região 4 e EAE_S49 na região 5 apresentaram concentrações hepáticas de HgT elevadas. Apenas botos-cinza coletados na Região 2 não apresentaram valores elevados, possivelmente devido ao menor número amostral (n=4). Estas concentrações mais elevadas estão acima do limite de tolerância estabelecido na literatura que pode causar danos hepáticos nos mamíferos marinhos (100 a 400 $\mu g \cdot g^{-1}$, p. u -WAGEMANN e MUIR, 1984; KERSHAL & HALL, 2019). Porém, deve-se levar em consideração que a forma química do mercúrio pode influenciar os efeitos nos organismos, uma vez que a formação de seleneto de mercúrio no fígado de cetáceos odontocetos é conhecida na literatura (e.g. CAURANT et al., 1996; LAILSON-BRITO et al., 2012). Além disso, o estado de saúde dos indivíduos também pode influenciar tais concentrações, como doenças (e.g. MANHÃES et al., 2021).

Em relação ao sexo, não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações de machos e fêmeas (*Mann-Whitney*, p >0,05). Entretanto, no período de 12 meses de monitoramento as fêmeas apresentaram concentrações de HgT no músculo significativamente mais elevadas que os machos. Este resultado pode ser devido a uma fêmea adulta (EAE_N36) que apresentou a concentração mais elevada para o tecido muscular dentre todos os indivíduos analisados no período de 12 meses de monitoramento (10,98 $\mu g \cdot g^{-1}$) e devido ao menor número amostral. A ausência de diferenças significativas entre os sexos no período de 24 meses de monitoramento corrobora estudos prévios com cetáceos (e.g: LAILSON-BRITO et al., 2012; GARCÍA-ALVAREZ et al., 2015).

Na Região 1, os indivíduos maduros de boto-cinza apresentaram concentrações hepáticas e renais de HgT significativamente mais elevadas que os imaturos (*Mann-Whitney*, p<0,05). Para o músculo de botos-cinza coletados na região 1 e todos os tecidos de botos-cinza coletados na região 4, tais

diferenças não foram encontradas (*Mann-Whitney*, p> 0,05). As diferenças significativas entre as concentrações de HgT e a maturidade sexual, demonstraram concentrações hepáticas mais elevadas em indivíduos maduros das regiões 1 e 4, como por exemplo nos indivíduos EAE_N31; EAE_N36 e EAE_S23 e as renais dos indivíduos da Região 1, como o EAE_N31. Estes resultados corroboram a literatura (e.g .AGUSA et al., 2008).

Foram encontradas correlações significativamente positivas entre as concentrações de HgT no rim e fígado com a idade (*Spearman*; p<0,05) para botos-cinza coletados na região 1. Na região 4, correlações positivas foram encontradas somente entre as concentrações hepáticas e as idades (*Spearman*; p<0,05). As correlações positivas entre as concentrações de HgT e as idades encontradas no período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM corroboram os resultados reportados na literatura (e.g: KUNITO et al., 2004; MANHÃES et al., 2021), e o que foi encontrado no período de 12 meses de monitoramento. O aumento nas concentrações de mercúrio de acordo com a idade e o comprimento total é esperado em cetáceos (KUNITO et al., 2004; GARCÍA-ALVAREZ et al., 2015) devido a fatores como: baixa taxa de excreção em relação à taxa de incorporação (REINFELDER et al., 1998) e a alta afinidade pelo grupamento SH de proteínas (MASON e JENKINS, 1995). Além disso, indivíduos maiores podem ser capazes de capturar presas maiores, que possivelmente contêm maiores concentrações de Hg (GARCIA-ALVAREZ et al., 2015). (Material Suplementar A6MCS3, Tabela 5).

Em relação aos botos-cinza pretéritos ao PMBA/Fest-RRDM (animais coletados em 2016, identificados pelo código “EAE_PPN”, (Material Suplementar A6MCS3, Tabela 5), as concentrações de HgT não foram diferentes das concentrações musculares, hepáticas e renais de botos-cinza coletados durante os 24 meses de monitoramento, todos pertencentes à região 1 (*Mann-Whitney*, p>0,05). A ausência de diferenças significativas entre as concentrações de deve ser analisada com cautela. Em primeiro lugar, devido ao menor número amostral dos indivíduos coletados anteriormente ao projeto (n=7) com aqueles coletados durante os 24 meses (n=23). Além disso, essa comparação foi possível somente para a região 1.

As concentrações musculares de HgT em botos-cinza em todas as regiões foram similares às reportadas na literatura (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 2*). As concentrações hepáticas médias dos 24 meses do PMBA/Fest-RRDM encontram-se na mesma ordem de grandeza que as médias mais elevadas, encontradas em botos-cinza da costa do Rio de Janeiro (dentre os estudos que reportaram as concentrações em peso úmido; *Material Suplementar A6MCS3, Tabela 2*). A Região 2 apresentou a menor concentração hepática, porém esta é a região com o menor número amostral. Em relação ao rim, somente um estudo publicado reportou este resultado, encontrando-se na mesma ordem de grandeza que as regiões do presente monitoramento, exceto pela Região 1 que apresentou concentrações médias uma ordem de grandeza mais elevada (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 2*). Estes resultados obtidos no período de 24 meses corroboram o obtido no ano anterior, destacando-se entre as concentrações de HgT mais elevadas para botos-cinza da costa do Brasil.

As concentrações de HgT nos espécimes de toninha (*Pontoporia blainvillei*) estão reportadas na Tabela 147. Durante o período de 24 meses PMBA/Fest-RRDM foram analisados seis espécimes de toninhas,

cinco pertencentes à região 1 e um coletado na região 2. O fígado apresentou concentrações de HgT significativamente maiores, seguido de rim e músculo (*Friedman ANOVA*, p< 0,05). As concentrações dos indivíduos coletados nas regiões 1 e 2 foram similares (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 5*). As concentrações de HgT observadas nas toninhas no Período de Transição encontram-se na mesma ordem de grandeza que os estudos prévios realizados na costa do Brasil (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 3*). Em relação a dados para a costa do Espírito Santo pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão (dados de 2004 a 2015), as concentrações nas toninhas foram similares ao PMBA/Fest-RRDM, exceto pelas concentrações hepáticas, que foram cerca de 1,5 vezes mais elevadas no presente monitoramento (MANHÃES et al., manuscrito em preparação; *Material Suplementar A6MCS3, Tabela 3*).

Tabela 147: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de toninha (Pontoporia blainvillei) coletado na Região 1 (São Matheus) e concentrações de HgT (µg.g-1) no fígado, músculo e rim do espécime coletado na Região 2 (Rio Doce) da costa do Espírito Santo, expressos em µg.g^{-1} de peso úmido.

Região	N	Tecido	Média ± DP	Mediana	Mín-Máx
1	5	Músculo	0,82 ± 0,28	0,71	0,65-1,32
	3	Rim	0,81 ± 0,27	0,86	0,52-1,05
	4	Fígado	2,59 ± 2,94	1,24	0,90-7,00
			HgT (µg.g^{-1})		
2	1	Músculo	0,85		
	1	Rim	0,50		
	1	Fígado	2,76		

Para a espécie *Steno bradanenis* (golfinho-de-dentes-rugosos), somente dois espécimes foram analisados com as concentrações mais elevadas no fígado, seguido pelas concentrações do rim e músculo (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 1*). As concentrações hepáticas nos golfinhos-de-dentes-rugosos deste estudo encontram-se na mesma ordem de grandeza ao estudo prévio na costa do Rio de Janeiro (LEMOS et al., 2013) e as concentrações musculares, uma ordem de grandeza maior (BAPTISTA et al., 2016) (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 4*).

Durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM, um maior número amostral de botos-cinza na região 1, em comparação ao primeiro ano, permitiu um melhor entendimento nos padrões de bioacumulação de mercúrio. Porém, exceto pelas regiões 1 e 4, em que foi possível realizar testes estatísticos, o baixo número amostral das demais regiões ainda não permite uma análise mais detalhada. Especialmente em relação às toninhas, poucas análises foram possíveis de serem realizadas. Com isso, adicionalmente às concentrações elevadas e persistente encontradas em algumas regiões, ressalta-se a importância do monitoramento contínuo na costa do Espírito Santo.

Arsênio, cádmio, cobre, ferro, manganês e zinco

No geral, as concentrações de arsênio (Figura 623), cádmio (Figura 624), cobre (Figura 625), ferro

(Figura 626), manganês (Figura 627) e zinco (Figura 628) permaneceram na mesma faixa de concentração quando comparados aos dados do primeiro Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna) para a espécie *Sotalia guianensis*. Entretanto, no presente relatório, com o aumento do número amostral, a região 3 apresentou concentrações medianas maiores de Fe no fígado, músculo e rim, e a região 4 apresentou maiores medianas de Fe no fígado e no rim comparadas com o primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM (Tabela 148).

Durante o Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, alguns animais da espécie *Sotalia guianensis* apresentaram as maiores concentrações reportadas até o momento e são descritos a seguir. Na região de São Matheus (1), o animal EAE_N48 apresentou a maior concentração de Zn no fígado (75,6 $\mu g.g^{-1}$) e o animal EAE_N46, a maior concentração de Mn no músculo (0,48 $\mu g.g^{-1}$). Na região do Rio Doce (2), o animal EAE_S30 apresentou as maiores de Mn no fígado, músculo e rim (5,74; 0,07 e 0,77 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente). Na região da Barra do Riacho (3), o animal EAE_S47 apresentou as maiores concentrações de As e Cd (0,71 e 1,15 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente) e o EAE_S48 de Fe no fígado (366 $\mu g.g^{-1}$); no músculo, as maiores concentrações de Cd (0,02 $\mu g.g^{-1}$) e Fe (108 $\mu g.g^{-1}$) foram observadas no indivíduo EAE_S32, enquanto o EAE_S47 teve a maior concentração de Mn (0,39 $\mu g.g^{-1}$); e no tecido renal, o animal EAE_S27 teve as maiores concentrações de As (0,38 $\mu g.g^{-1}$) e Cd (1,32 $\mu g.g^{-1}$), enquanto que o EAE_S48 e o EAE_S35 tiveram as maiores concentrações de Fe (179 $\mu g.g^{-1}$) e Mn (0,95 $\mu g.g^{-1}$), respectivamente. Na região Metropolitana (4), o indivíduo EAE_S37 apresentou as maiores concentrações de As (0,65 $\mu g.g^{-1}$) no fígado e Fe (163 $\mu g.g^{-1}$) no rim; o EAE_S42, as maiores concentrações de Fe (383 $\mu g.g^{-1}$) e Zn (115 $\mu g.g^{-1}$) no fígado, enquanto EAE_S45 apresentou o maior valor para Mn no rim (2,70 $\mu g.g^{-1}$). Finalmente, para a região Extremo Sul (5), foram observadas as maiores concentrações de Mn no músculo e no rim (0,24 e 0,87 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente) e Cu no rim (4,90 $\mu g.g^{-1}$) do animal EAE_S49, enquanto que o EAE_S43 apresentou a maior concentração de Fe no rim (172 $\mu g.g^{-1}$) (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 8*).

Tabela 148: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de Sotalia guianensis na costa do Espírito Santo analisados durante os 24 meses de PMBA/Fest-RRDM, expressos em µg.g-1 de peso úmido. Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES.

Região	Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
1	Fígado	28	Média ± DP	0,37±0,13	0,47±0,44	14,8±17,1	268±116	4,2±1,2	45±15
			Mediana	0,35	0,23	9,8	269	4,0	44
			Mín. - Máx.	0,11-0,66	<0,01-1,53	3,8-87,0	86-578	2,5-8,0	15-76
	Músculo	28	Média ± DP	0,21±0,04	<0,01	1,0±0,4	94±37	0,2±0,1	20±6
			Mediana	0,19	<0,01	1,0	84	0,2	20
			Mín. - Máx.	<0,11-0,29	<0,01	0,5-2,1	40-203	<0,02-0,5	12-36
	Rim	20	Média	0,24±0,08	0,92±0,72	4,5±1,5	124±75	0,7±0,2	27±8
			Mediana	0,23	0,57	4,1	94	0,7	26
			Mín. - Máx.	<0,11-0,38	0,06-2,17	2,5-8,2	39-303	0,4-1,0	12-48
2	Fígado	4	Média ± DP	0,29±0,12	0,12±0,13	8,9±3,6	149±53	4,6±1,1	45±13
			Mediana	0,33	0,06	8,8	135	4,8	41
			Mín. - Máx.	0,15-0,39	<0,01-0,27	5,2-12,9	102-225	3,1-5,7	35-63
	Músculo	5	Média ± DP	0,23±0,08	<0,01	1,0±0,4	74±22	-	21±5
			Mediana	0,23	<0,01	0,8	64	-	21
			Mín. - Máx.	0,14-0,33	<0,01	0,7-1,7	51-107	<0,02-0,70	16-28
	Rim	4	Média	0,23±0,08	0,38±0,41	3,5±1,1	95±17	0,5±0,3	23±7
			Mediana	0,28	0,21	3,4	94	0,5	22
			Mín. - Máx.	0,14-0,29	0,12-1,00	2,5-4,7	76-117	0,2-0,8	17-33
3	Fígado	7	Média ± DP	0,48±0,25	0,38±0,41	14,8±19,1	230±96	4,0±1,9	74±95
			Mediana	0,5	0,26	7,9	261	3,7	41
			Mín. - Máx.	0,22-0,70	<0,01-1,15	4,9-57,9	63-366	1,7-7,2	22-288
	Músculo	7	Média ± DP	0,20±0,07	-	1,3±0,9	87±14	0,2±0,1	20±13
			Mediana	0,17	-	0,9	84	0,1	18

Região	Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
			Mín. - Máx.	0,16-0,28	<0,01-0,02	0,7-3,4	73-108	0,1-0,4	5,6-46
	Rim	5	Média ± DP	0,27±0,17	0,62±0,43	4,0±1,0	111±55	0,6±0,2	19±9
			Mediana	0,27	0,51	3,6	121	0,6	19
			Mín. - Máx.	0,15-0,38	0,17-1,32	3,2-5,6	27-179	0,4-0,9	9,9-33
4	Fígado	10	Média ± DP	0,34±0,17	0,21±0,20	31,3±70,4	209±118	3,5±1,8	54±30
			Mediana	0,25	0,09	8,1	223	2,7	44
			Mín. - Máx.	0,19-0,65	<0,01-0,57	3,7-231,2	60-383	2,0-7,3	30-115
	Músculo	12	Média ± DP	0,20±0,07	<0,01	1,0±0,3	67±26	0,2±0,03	20±5
			Mediana	0,19	<0,01	0,9	66	0,2	20
			Mín. - Máx.	0,11-0,29	<0,01	0,7-1,6	26-105	<0,02 - 0,2	9,3-27
	Rim	10	Média	0,24±0,06	0,72±0,47	4,9±2,9	109±40	0,9±0,7	28±11
			Mediana	0,23	0,63	4,0	117	0,8	29
			Mín. - Máx.	0,18-0,35	0,20-1,30	2,8-12,4	52-163	0,3-2,70	13-47
5	Fígado	9	Média ± DP	0,24±0,11	0,24±0,15	6,6±2,0	268±88	3,3±0,7	56±46
			Mediana	0,26	0,18	6,4	232	3,4	42
			Mín. - Máx.	0,12-0,42	<0,01-0,43	4,3-9,1	158-404	2,6-4,3	34-179
	Músculo	9	Média ± DP	0,19±0,03	<0,01	1,1±0,4	99±45	0,1±0,05	22±7
			Mediana	0,19	<0,01	1,00	85	0,2	21
			Mín. - Máx.	0,15-0,22	<0,01	0,7±1,8	56-202	<0,02-0,2	13-37
	Rim	14	Média	0,20±0,10	0,52±0,35	3,5±1,0	116±28	0,5±0,1	25±5
			Mediana	0,17	0,36	3,4	108	0,5	25
			Mín. - Máx.	0,10-0,33	0,17-1,02	2,2-4,9	80-172	0,3-0,9	18-32

.

Figura 623: Concentrações de As (µg.g^{-1}, peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

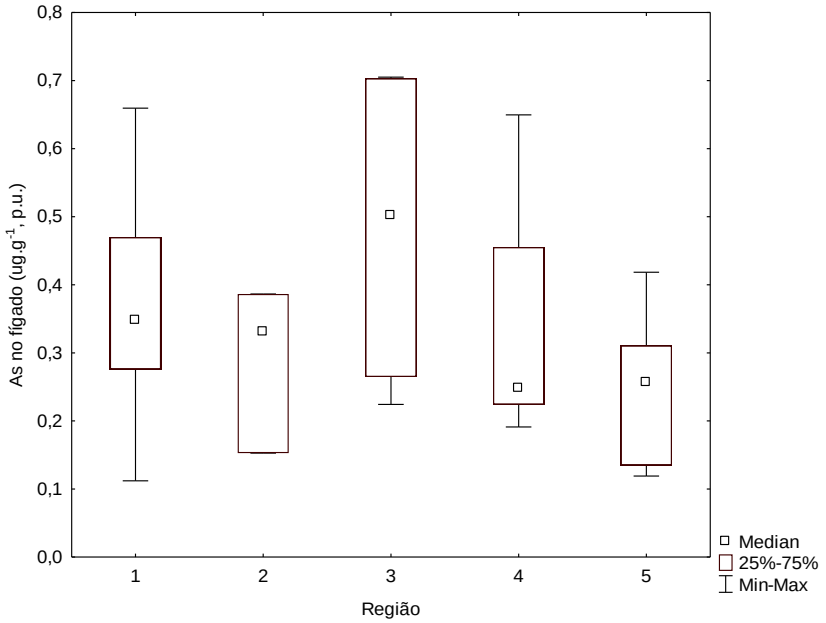


Figura 624: Concentrações de Cd (µg.g^{-1}, peso úmido) no rim de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

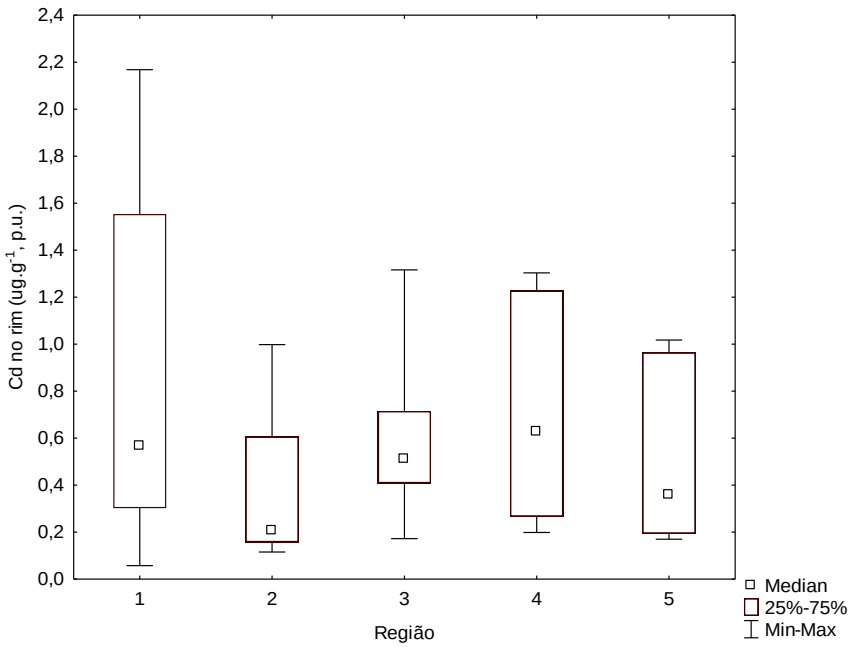


Figura 625: Concentrações de Cu (µg.g^{-1}, peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

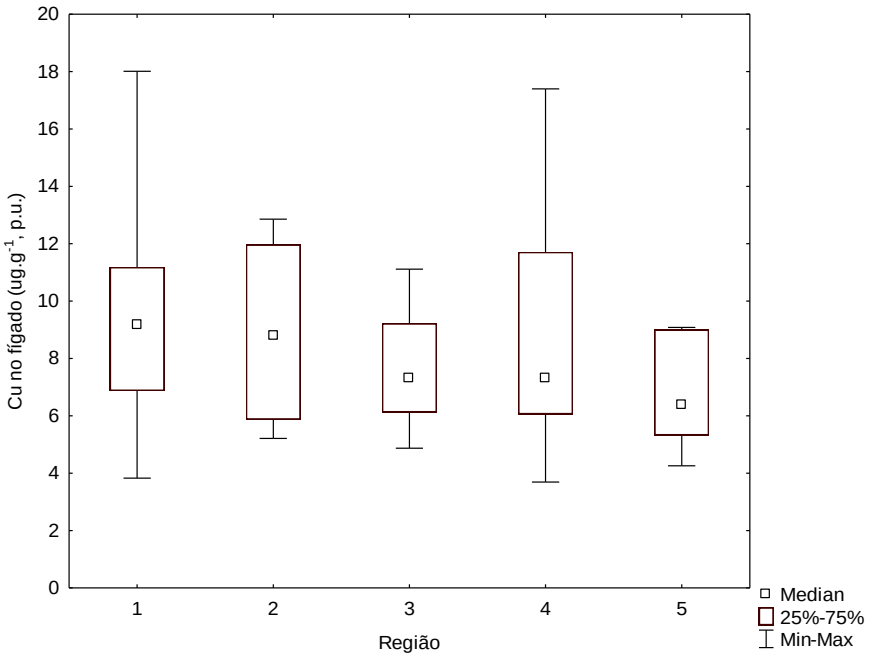
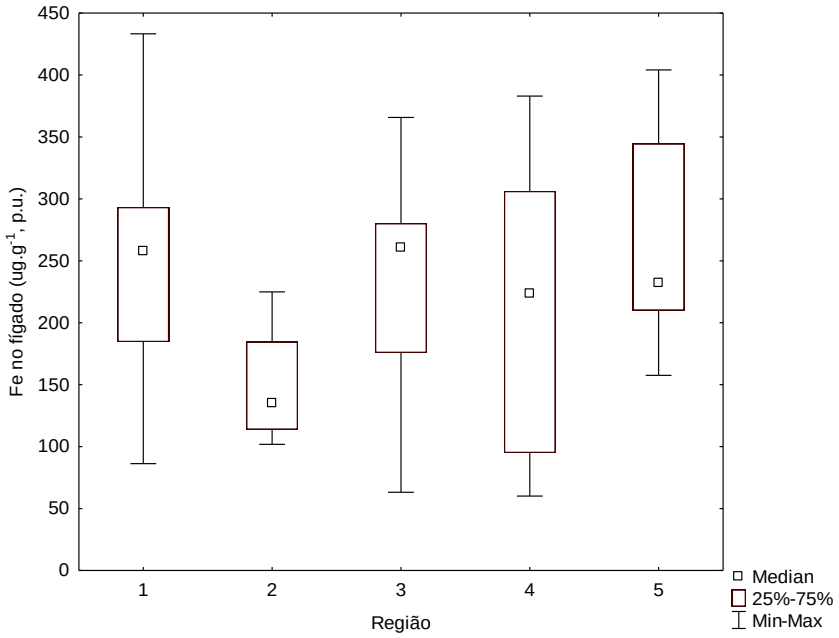


Figura 626: Concentrações de Fe (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.



.

Figura 627: Concentrações de Mn (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

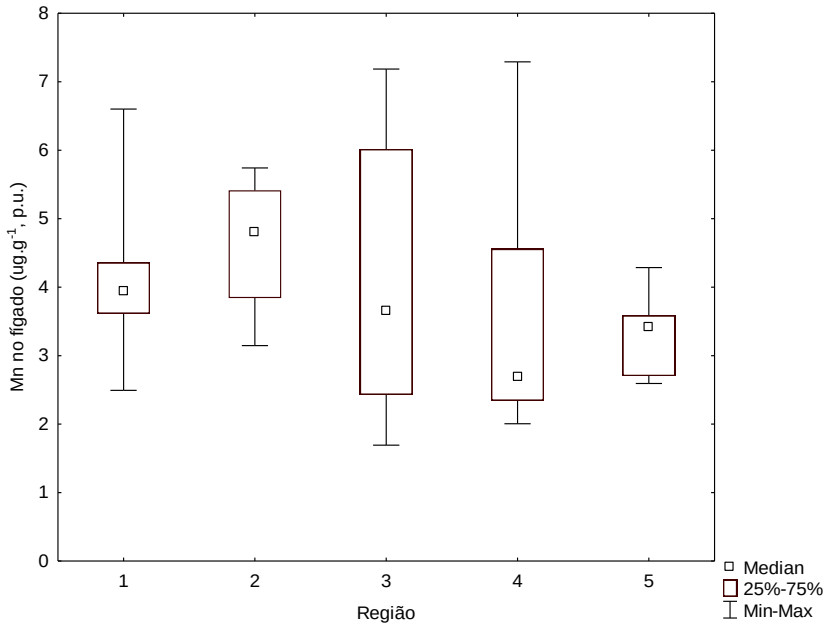
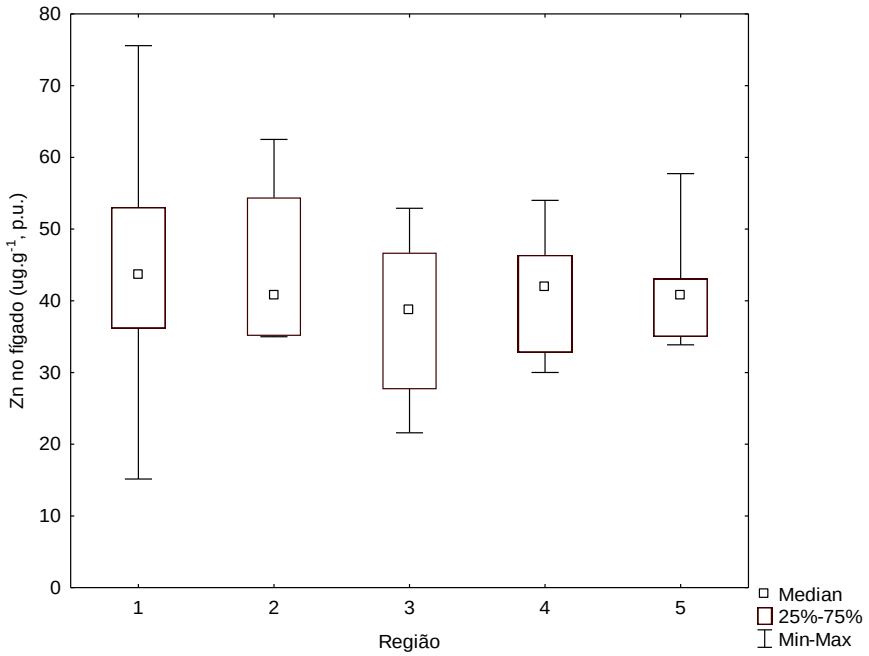


Figura 628: Concentrações de Zn (µg.g-1, peso úmido) no fígado de Sotalia guianensis das diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES) analisados durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.



Assim como reportado nos relatórios anteriores, concentrações elevadas de Fe e Mn foram encontradas, assim como para Cd em alguns casos. É importante levar em consideração que tais

elementos também são destacados nos principais resultados de outros subprojetos, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce e ligação com a lama de rejeitos. Durante estes 24 meses de monitoramento, algumas concentrações medianas de elementos-traço permanecem acima daquelas reportadas para diferentes estados da costa brasileira (MONTEIRO-NETO et al., 2003; SEIXAS et al, 2009a; SEIXAS et al., 2009b; KUNITO et al., 2004; LEMOS et al., 2013), inclusive comparando com áreas mais urbanizadas e industrializadas que são, em teoria, mais impactadas que a costa do Espírito Santo (*Material Suplementar A6MCS3, Tabelas 6 e 7*). A distribuição tecidual dos elementos manteve o padrão observado anteriormente e é corroborada pela literatura, com o fígado apresentando as maiores concentrações, seguido pelo rim e músculo; com exceção do elemento Cd que tem o rim como órgão preferencial para acúmulo.

As concentrações de Mn no fígado variaram significativamente entre as regiões (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0086), com a maior mediana na região 2 (4,8 µg/g) e a menor mediana na região 4 (2,7 µg/g) (Figura 627), durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Para os demais elementos e tecidos, não foram observadas diferenças significativas entre as cinco regiões (*Kruskal-Wallis*; p>0,05). No relatório do primeiro ano de monitoramento, nenhuma diferença entre regiões foi detectada, ressaltando a importância da continuidade e, consequentemente, do aumento do número amostral para obtenção de informações mais detalhadas.

Com relação aos parâmetros biológicos, os dados de 24 meses possibilitaram um conjunto maior de informações e de possibilidades de análises estatísticas. No Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna) estas análises foram possíveis somente para a região 1, devido ao número amostral suficiente somente naquela região.

As análises de correlação das concentrações de elementos-traço com a idade puderam ser feitas para todas as regiões e tecidos. Correlações significativamente (*Spearman*, p<0,05) positivas entre as concentrações de Fe e idade foram observadas no tecido hepático para a região 1 e 4, no rim para a região 4, e no tecido muscular para as regiões 2, 4 e 5. Nos fígados da região 4, foi observada uma correlação positiva da idade com as concentrações de Cd e uma correlação negativa da idade com as concentrações de Mn (*Spearman*, p<0,05). No tecido muscular da região 2 também foi apontada uma correlação positiva (*Spearman*, p<0,05) da idade com as concentrações de Cu.

Comparações entre sexos também foram feitas para as cinco regiões e os três tecidos, e não foi observada diferença significativa nas concentrações dos elementos entre machos e fêmeas (*Mann-Whitney*, p>0,05). No Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna) essa análise foi realizada somente na região 1 e concentrações significativamente maiores de Cu no fígado dos machos foram reportadas, achado que não foi corroborado pelos dados de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

Animais maduros da região 1 apresentaram concentrações de Cd e Fe significativamente maiores no fígado (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0161 e p=0,0209; respectivamente), e de Fe no rim e no músculo (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0480 e p=0,0253; respectivamente) do que animais imaturos. Os animais maduros da região 4 apresentaram maiores concentrações de Fe no músculo (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0130), porém

menores concentrações de Mn no fígado quando comparados com imaturos (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0455). Os dados para a região 1 do Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna) corroboram os achados deste relatório de maiores concentrações de Cd e Fe no fígado e de Fe no rim para indivíduos maduros.

O ano de coleta também foi analisado para os dados da região de São Matheus (1) após os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. A região 1 foi escolhida por ser a com maior número amostral e a única com amostras de três períodos diferentes, sendo: 7 *Sotalia guianensis* coletados no período pós rompimento da barragem e antes do PMBA/Fest-RRDM (2016), 15 *S. guianensis* coletados durante o primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM (2018/2019) e 6 *S. guianensis* coletados durante o Período de Transição do monitoramento (2019/2020). Foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de Cd no fígado e no rim (*Kruskal-Wallis*; p= 0,0223 e p=0,0277, respectivamente) entre os diferentes anos de coleta. No rim, tecido de maior acúmulo deste metal, os anos mais próximos ao rompimento da barragem tiveram as maiores concentrações (2016> 2018/2019> 2019/2020).

As concentrações dos elementos para a espécie *Pontoporia blainvillei*, a toninha, são reportadas na Tabela 149. Assim como observado para o boto-cinza, as concentrações dos elementos foram maiores no fígado das toninhas, com exceção do Cd, que apresentou as maiores concentrações no rim, também como esperado, corroborado pela literatura e discutido anteriormente. O animal EAE_S44 merece destaque pois apresentou concentrações de Cd no rim e no fígado (1,07 e 0,48 µg/g, respectivamente) maiores do que aquelas reportadas para toninhas do norte do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul (LAILSON-BRITO et al., 2002; DORNELES, 2007; LEMOS et al., 2013) sendo maior, inclusive, que as medianas reportadas para os botos-cinza de todas as regiões deste estudo.

Tabela 149: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de Pontoporia blainvillei na costa do Espírito Santo analisados durante os últimos 12 meses de PMBA/Fest-RRDM, expressos em µg.g-1 de peso úmido. Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce.

Região	Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
1	Fígado	4	Média ± DP	<0,30	0,07±0,09	3,6±0,3	267±39	3,4±1,0	22±5
			Mediana	<0,30	0,03	3,5	262	3,2	21
			Mín. - Máx.	<0,30	0,02-0,20	3,3-4,0	230-321	2,7-4,7	18-27
	Músculo	5	Média ± DP	<0,30	0,02±0,01	0,9±0,5	70±38	0,5±0,3	10±3
			Mediana	<0,30	0,02	1,1	62	0,6	11
			Mín. - Máx.	<0,30	<0,01-0,02	0,4-1,4	36-125	0,1-0,9	5,9-15
	Rim	3	Média	<0,30	0,30±0,17	2,4±0,2	90±33	0,9±0,2	14±3
			Mediana	<0,30	0,30	2,6	89	0,7	13
			Mín. - Máx.	<0,30	0,14-0,48	2,2-2,6	58-123	0,7-1,1	12-17
2	Fígado	1	-	<0,26	0,48	4,1	593	5,3	17
	Músculo	1	-	<0,26	<0,01	0,5	124	0,3	9
	Rim	1	-	<0,26	1,07	3,0	90	0,8	11

As concentrações de Fe e Mn encontradas no fígado e a concentração de Cd no rim das toninhas estão acima daquelas reportadas por Lemos et al. (2013) e Lailson-Brito et al. (2002), ambos estudos realizados no norte do estado do Rio de Janeiro; mas na mesma faixa apresentadas por Kunito et al. (2004) (*Material Suplementar A6MCS3, Tabelas 6 e 7*). Um estudo conduzido por Manhães et al. (em prep.) analisou os mesmos elementos em 32 *P. blainvillei* da costa do Espírito Santo coletadas antes do rompimento da barragem de Fundão, de 2004 a 2015. A concentração mediana de As nestas amostras pretéritas é maior do que as do presente estudo, porém, as medianas de Fe e Mn no fígado e de Cd no rim são maiores nos animais reportados neste relatório, pós rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MCS3, Tabelas 6 e 7*). Este achado, embora limitado pelo número amostral de 6 indivíduos pós rompimento da barragem, pode corroborar a contaminação histórica de As na região do Rio Doce, atrelada ao garimpo de ouro. Adicionalmente, corrobora o aumento nas concentrações de Fe, Mn e Cd após o rompimento da barragem e a chegada da lama de rejeitos na costa do Espírito Santo, como já reportado em outros subprojetos deste PMBA/Fest-RRDM. Dessa forma, com aumento do número de *P. blainvillei* coletadas na continuação deste monitoramento será possível confirmar ou não estes achados preliminares das comparações entre amostras pré e pós-rompimento e esclarecer as origens das concentrações de elementos encontradas nestes cetáceos.

Indivíduos da espécie *Steno brendanensis* foram coletados e analisados somente durante o primeiro ano de monitoramento. Foram observadas concentrações de elementos mais elevadas nestes individuos do que para *S. Guianensis* e *P. blainvillei*, o que já era esperado por ser uma espécie de maior porte e ambos espécimes adultos. Entretanto, as concentrações elevadas de Fe (386 $\mu g.g^{-1}$) e Mn (27,9 $\mu g.g^{-1}$) observadas no rim do animal EAE_S19, sugerem fortemente uma contaminação da amostra pós coleta, pois esta estava num nível avançado de decomposição e apresentava resíduos de areia (*Material Suplementar A6MCS3, Tabela 8*).

1.4.1.5 Alterações nas concentrações de compostos organoclorados em cetáceos

A Tabela 150 apresenta as concentrações de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis*, coletados no estado do Espírito Santo, no período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Aos dados apresentados no relatório anual, foram adicionados um total de nove indivíduos. A distribuição destes indivíduos entre as cinco regiões pré-estabelecidas, seguiu os critérios adotados no Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna). As concentrações dos compostos organoclorados determinados no tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza analisados na costa do Espírito Santo durante os 24 meses do PMBA, bem como sua identificação, encontram-se no Material Suplementar deste relatório (*Material Suplementar A6MCS4, Tabelas 5 e 6*).

O perfil de contaminação por região para os 24 meses de monitoramento não variou quando comparado ao primeiro Relatório Anual: o ∑PCB predomina no perfil geral de acumulação, seguido pelo ∑DDT, mirex, HCB e ∑HCH. Não houve variação também quanto às regiões mais contaminadas por ∑PCB e

mirex. No entanto, algumas alterações foram observadas para o ∑DDT e o HCB. O ∑HCH não foi detectado em nenhum indivíduo coletado no Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A6MCS4, Figura 1*).

O predomínio de PCBs no perfil de contaminação caracteriza o perfil industrial da região e de alto adensamento populacional sobre a atividade agrícola (AGUILAR et al., 1999). Principalmente em boos-cinza coletados nas regiões 5 e 4, regiões metropolitanas, foram encontradas altas concentrações de ∑PCB, e no indivíduo macho de golfinho-de-dentes-rugosos, que excedem os valores de 17 µg.g^{-1} lip sugeridos para desencadear efeitos deletérios em mamíferos marinhos (KANNAN et al., 2000; JEPSON et al., 2005). Além disso, essas concentrações encontram-se na mesma ordem de magnitude que o reportado para populações de botos-cinza que residem em áreas que sofrem com a alta pressão antrópica, como na Baía de Guanabara, no estado do Rio de Janeiro (LAILSON-BRITO et al., 2010; AZEVEDO et al., 2017; MANHÃES et al., 2018) e na Baixada Santista, no estado de São Paulo (ALONSO et al., 2010) (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 7*). Ademais, as concentrações encontradas em botos-cinza da região 1 encontram-se na mesma ordem de grandeza das toninhas, *Pontoporia blainvillei*, enquanto os botos-cinza da região 2, uma ordem de grandeza mais elevadas (OLIVEIRA-FERREIRA et al., manuscrito em preparação).

Para o ∑PCB, a região 5 apresentou maior valor mediano (32,1 µg.g^{-1} lip), seguido das regiões 4 (20,0 µg.g^{-1} lip), 2 (15,3 µg.g^{-1} lip), 3 (9,4 µg.g^{-1} lip) e 1 (7,2 µg.g^{-1} lip) (Figura 629). Já para ∑DDT, a região 5 passou a apresentar as maiores concentrações medianas (6,6 µg.g^{-1} lip), seguida das regiões 4 (3,3 µg.g^{-1} lip), 2 (4,2 µg.g^{-1} lip), 1 (3,7 µg.g^{-1} lip) e 3 (2,0 µg.g^{-1} lip) (Figura 630). Para o mirex, região 4 ainda apresentou a maior concentração mediana (1,8 µg.g^{-1} lip), seguida das regiões 1 e 5 (0,8 µg.g^{-1} lip), 2 (0,7 µg.g^{-1} lip) e 3 (0,5 µg.g^{-1} lip) (Figura 631). E para o HCB, as regiões 1, 2, 3 e 4 apresentaram concentrações medianas mais elevadas (0,1 µg.g^{-1} lip) que a região 5 (0,04 µg.g^{-1} lip) (Tabela 150). Apesar das alterações observadas em relação a posição das regiões entre o primeiro Relatório Anual e o presente, não foram observadas alterações na ordem de magnitude das concentrações para nenhum dos compostos analisados e em nenhuma região. Além disso, não foram identificadas diferenças significativas entre as concentrações de compostos organoclorados e as 5 regiões pré-estabelecidas (Teste de *Kruskal-Wallis*, p> 0,05).

Tabela 150: Somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados no estado do Espírito Santo, expressas em µg.g-1 de peso lipídico ao longo de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. DP= desvio padrão; Mín= concentração mínima e Máx= concentração máxima de determinada.

Região	N		ΣPCB	ΣDDT	Mirex	HCB	ΣHCH
Steno bredanensis							
EAE_S4			235,84	235,84	10,1	0,2	< 0,001
EAE_S19			7,11	59,3	0,7	< 0,001	< 0,001
Sotalia guianensis							
1	26	Média ± DP	25,43 ± 51,80	19,13 ± 51,87	1,84 ± 3,36	0,14 ± 0,19	-
		Mediana	7,22	3,7	0,8	0,1	-

Região	N		ΣPCB	ΣDDT	Mirex	HCB	ΣHCH
		Mín - Máx	0,28 - 220,21	0,1 - 236,00	0,1-14,7	<0,001 - 0,70	-
2	5	Média ± DP	17,17 ± 6,64	4,69 ± 2,29	0,93 ± 0,54	0,09 ± 0,09	0,06 ± 0,06
		Mediana	15,29	4,2	0,7	0,09	0,06
		Mín - Máx	11,04 – 26,85	2,30 - 7,30	0,6-1,88	<0,001 - 0,1	0,02 - 0,1
3	5	Média ± DP	14,62 ± 9,22	3,75 ± 2,44	0,86 ± 0,72	0,07 ± 0,05	-
		Mediana	9,4	2	0,5	0,08	-
		Mín - Máx	6,36 - 26,50	1,90 - 6,67	0,2 -1,72	<0,001 - 0,1	-
4	11	Média ± DP	53,07 ± 59,08	14,40 ± 14,28	2,63 ± 2,60	0,12 ± 0,07	-
		Mediana	20,01	6,3	1,8	0,1	-
		Mín - Máx	6,4 - 164,5	2,4 - 37,21	0,3 - 7,9	<0,001 - 0,2	< 0,002 - 0,1
5	8	Média ± DP	52,28 ± 85,83	12,80 ± 19,37	2,62 ± 4,52	0,07 ± 0,04	-
		Mediana	32,14	6,64	0,75	0,04	-
		Mín - Máx	1,24 - 261,29	0,76 - 59,40	0,4 -13,60	<0,001 - 0,04	-

Figura 629: Concentração do somatório de PCB (µg.g^{-1} lip.) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

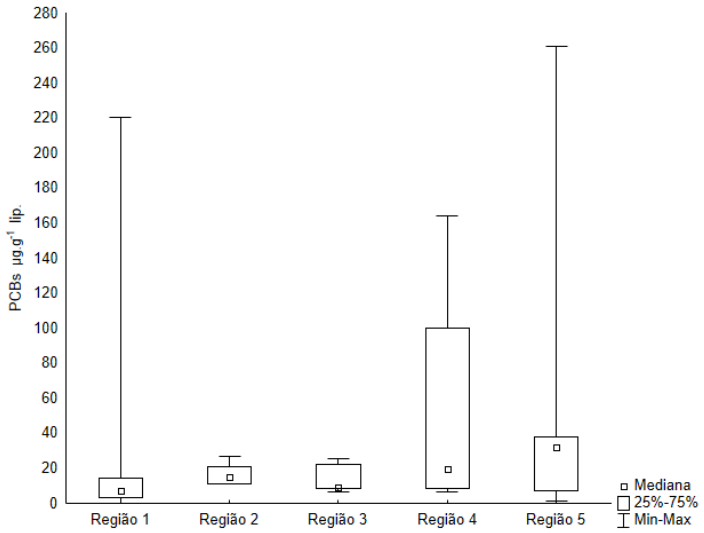


Figura 630: Concentração do somatório de DDT (µg.g^{-1} lip.) no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis coletados* nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

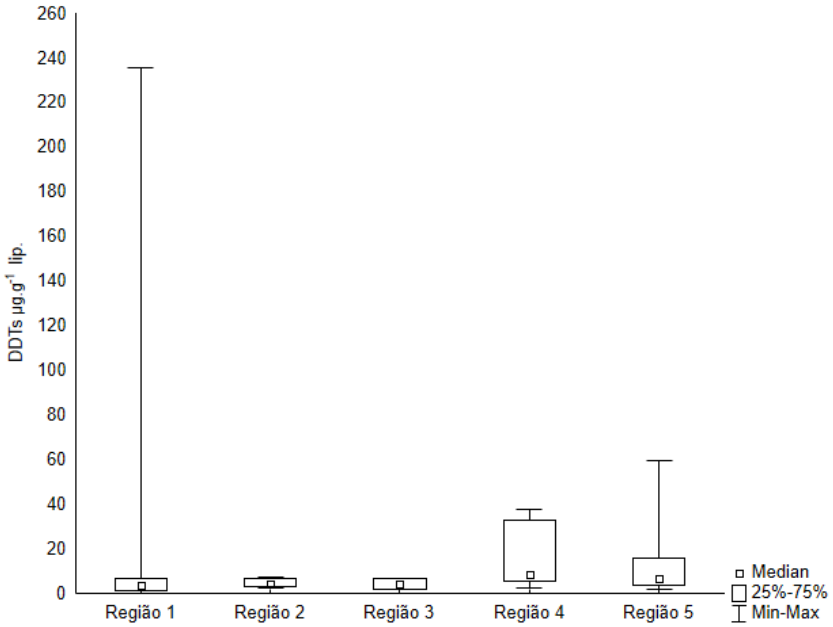
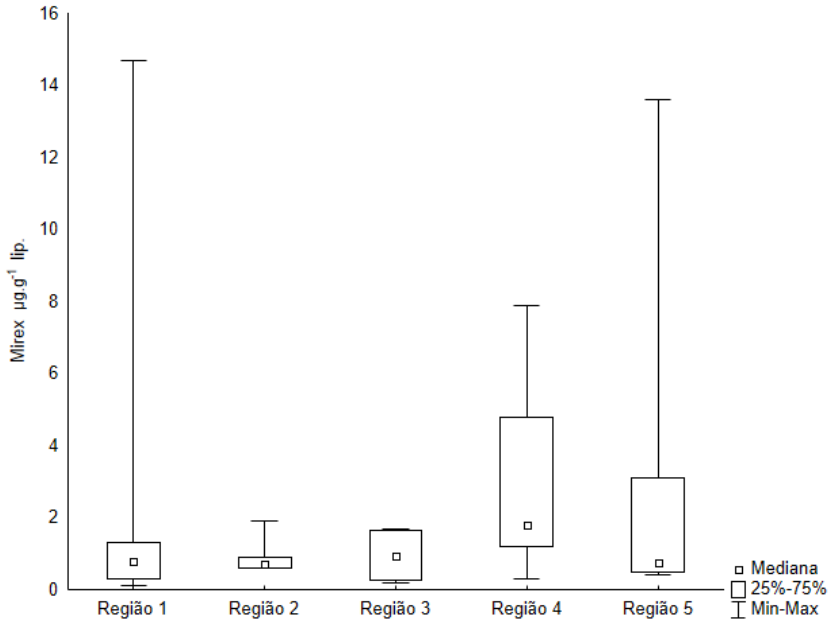


Figura 631: Concentração de Mirex (µg.g-1 lip.) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



Quanto ao grau de cloração dos PCBs, os compostos com 6 átomos de cloro em sua estrutura ainda dominaram o perfil de ∑PCB, seguido pelos compostos hepta-clorados e os penta-clorados (Material Suplementar A6MCS4, Figura 2). Os principais congêneres encontrados nos botos-cinza foram os

PCBs 153, 138 e 180. O perfil de PCBs não sofreu alterações quando comparados os períodos de 12 e 24 meses de monitoramento. Assim, os compostos com alto grau de cloração, como os hexa- e hepta-clorados predominaram no padrão de contaminação. Isso porque estes congêneres foram amplamente utilizados nas misturas comerciais utilizadas no Brasil e, ainda, são resistentes à degradação metabólica pelos cetáceos (LAILSON-BRITO et al., 2012; SANTOS-NETO et al., 2014).

O *p.p'*-DDE foi o metabólito predominante no ∑DDT no 24° mês de monitoramento do PMBA, refletindo a contaminação histórica por DDTs na região (*Material Suplementar A6MCS4, Figura 3*) (AGUILAR et al., 1999) e sugerindo que não há entrada recente deste composto no ambiente, assim como é observado em outros locais da costa brasileira (ALONSO et al., 2010; LAILSON-BRITO et al., 2010; 2012). Este resultado também foi coerente com o observado no 12° mês de monitoramento e foi previamente discutido no Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna).

Apesar de não terem sido observadas alterações no perfil de contaminação entre o Ano I e o Período de Transição, o aumento do número de indivíduos analisados começa a elucidar algumas influências de parâmetros biológicos na bioacumulação de compostos organoclorados por botos-cinza. Foram realizados testes estatísticos na região 1, por conta do maior número amostral, a fim de identificar possíveis relações entre parâmetros biológicos e o padrão de bioacumulação de compostos organoclorados em botos-cinza.

No período de 24 meses de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM foram observadas maiores concentrações de 12 compostos organoclorados em machos do que em fêmeas na região 1(Teste de *Mann-Whitney*; $p < 0,05$) (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 1*). E os imaturos apresentaram concentrações significativamente maiores que os maduros na região 1 para quatro compostos organoclorados analisados (Teste de *Mann-Whitney*; $p > 0,05$) (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 2*).

Correlações significativamente negativas foram observadas entre a idade e as concentrações de compostos organoclorados de machos (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 3*) e fêmeas (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 4*) (*Spearman*, $p>0,05$). As correlações negativas observadas nos machos não é um achado esperado, uma vez que esses compostos tendem a acumular ao longo da vida, e pode estar relacionada à presença de dois indivíduos imaturos (EAE_N5 e EAE_N13) com concentrações extremamente elevadas, as quais destoam do conjunto de dados. Em relação às fêmeas, a correlação obtida é esperada, pois fêmeas sexualmente maduras podem reduzir as concentrações de compostos organoclorados através da transferência destes contaminantes para o feto/filhote durante a gestação e lactação (AGUILAR et al., 1999).

Em relação a dados pretéritos, as concentrações dos compostos organoclorados obtidas nos sete indivíduos de botos-cinza analisados coletados anteriormente ao início do projeto (indivíduos com código EAE_PPN; Apêndice) foram comparados com os indivíduos de botos-cinza coletados na mesma região (Região 1) durante os 24 meses de monitoramento. Não foram encontradas diferenças

significativas entre as concentrações de compostos organoclorados dos botos-cinza coletados anteriormente e durante o projeto (*Mann-Whitney*, p>0,05).

Quanto aos golfinhos-de-dentes rugosos, *Steno bredanesis*, analisados no presente estudo, o perfil de contaminação foi semelhante ao apresentado pelos botos-cinza da área de estudo. O macho maduro (EAE_S4) apresentou as maiores concentrações de ΣPCB, ΣDDT, mirex e HCB que a fêmea madura (EAE_S19). O ΣHCH não foi identificado em concentrações detectáveis em nenhum dos dois indivíduos.

O monitoramento contínuo da área de estudo e aumento do número amostral por região permitirá, não só estabelecer as influências de outras variáveis biológicas no padrão de bioacumulação como sexo, idade e maturidade sexual, e, possivelmente, compreender melhor a separação populacional dos botos-cinza na área de estudo. Compostos organoclorados já foram utilizados previamente para diferenciar populações de botos-cinza nos estados do Rio de Janeiro e Ceará (LAILSON-BRITO et al., 2012; SANTOS-NETO et al., 2014) e a separação de populações é essencial para determinação de medidas de conservação. Além disso, as altas concentrações de compostos organoclorados identificadas na costa do Espírito Santo podem ter consequências para a manutenção das populações e devem ser monitoradas.

1.4.1.6 Alterações nas concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural em cetáceos

A Tabela 151 apresenta as concentrações de compostos organobromados encontrados em tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis*, coletados no estado do Espírito Santo no período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Aos dados apresentados no Relatório Anual (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna) foram adicionados um total de nove indivíduos no Período de Transição. As análises estatísticas apresentadas foram realizadas nos resultados acumulados de 24 meses. Além disso, uma comparação dos perfis encontrados no período de 24 meses e os apresentados nos primeiros 12 meses foi feita a fim de verificar mudanças nos padrões observados.

O maior valor mediano de ΣMeO-BDE, para o período de 24 meses, foi observado na região 4 (5,8 $\mu g.g^{-1}$ lip), seguida da região 3 (4,6 $\mu g.g^{-1}$ lip), região 2 (4,0 $\mu g.g^{-1}$ lip), região 5 (3,1 $\mu g.g^{-1}$ lip) e região 1 (3,0 $\mu g.g^{-1}$ lip) (Figura 632). Esse resultado difere do apresentado para o período de 12 meses, uma vez que, a região 2 apresentou as maiores concentrações para o ΣMeO-BDE (6,0 $\mu g.g^{-1}$ lip), seguida das regiões 4 (5,8 $\mu g.g^{-1}$ lip) e 3 (4,1 $\mu g.g^{-1}$ lip). As regiões 5 e 1 ocuparam a mesma posição nos períodos de 12 e 24 meses. Apesar das variações entre a posição das regiões, todas as concentrações permaneceram na mesma ordem de grandeza (Tabela 151). O maior valor mediano para o ΣPBDE foi observado na região 4 (0,12 $\mu g.g^{-1}$ lip), seguida da região 5 (0,11 $\mu g.g^{-1}$ lip), região 2 (0,08 $\mu g.g^{-1}$ lip), região 3 (0,06 $\mu g.g^{-1}$ lip) e região 1 (0,02 $\mu g.g^{-1}$ lip) (Figura 633). Não houve modificações em relação a posição das regiões para o valor mediano do ΣPBDE entre os períodos de 12 e 24 meses. Também não foram identificadas diferenças significativas nas concentrações dos compostos organobromados entre as regiões (Teste de Kruskal-Wallis; p> 0,05).

Tabela 151: Somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM, expressas em µg.g-1 de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região..

Região	N		**ΣMeO-BDE**	**ΣPBDE**	**PBEB**	**HBBZ**
Steno bredanensis						
EAE_S4			6,05	0,398	< 0,0002	< 0,0004
EAE_S19			0,35	0,002	< 0,0002	< 0,0004
Sotalia guianensis						
1	26	Média ± DP	7,027 ± 15,726	0,079 ± 0,190	0,030 ± 0,038	-
		Mediana	3,025	0,018	0,009	-
		Mín - Máx	0,237 – 79,87	< 0,0001 – 0,919	< 0,0002 – 0,087	-
2	5	Média ± DP	5,070 ± 3,387	0,076 ± 0,020	-	-
		Mediana	4,030	0,075	-	-
		Mín - Máx	1,528-9,21	0,054 – 0,101	< 0,0002 – 0,024	-
3	5	Média ± DP	7,140 ± 5,676	0,072 ± 0,038	0,028 ± 0,019	-
		Mediana	4,550	0,061	0,035	-
		Mín - Máx	2,391 – 16,610	0,027 – 0,118	< 0,0002 – 0,042	-
4	11	Média ± DP	7,39 ± 8,08	0,18 ± 0,25	0,028 ± 0,028	-
		Mediana	5,83	0,12	0,018	-
		Mín - Máx	< 0,0001 – 27,780	< 0,0001 – 0,831	< 0,0002 – 0,079	-
5	8	Média ± DP	3,451 ± 2,25	0,11 ± 0,08	0,02 ± 0,018	-
		Mediana	3,050	0,11	0,016	-
		Mín - Máx	0,490 – 6,52	< 0,0001 – 0,258	< 0,0002 – 0,053	-

Figura 632: Concentração do somatório dos compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

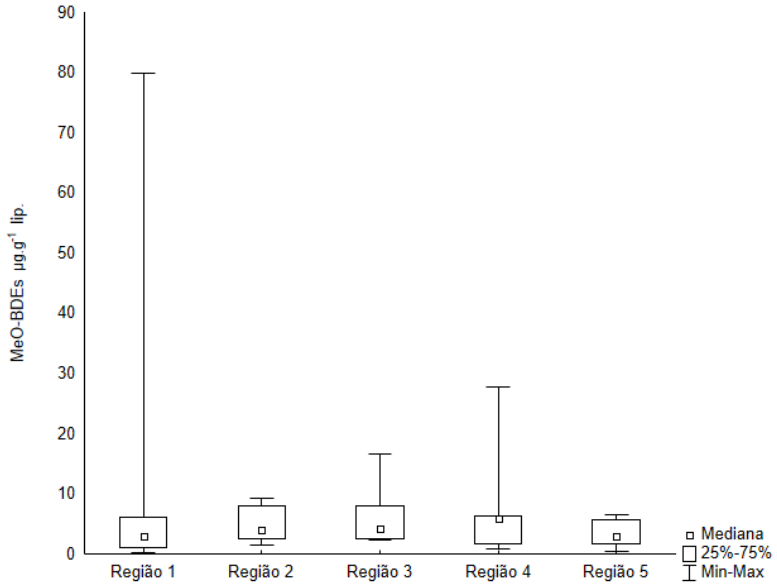
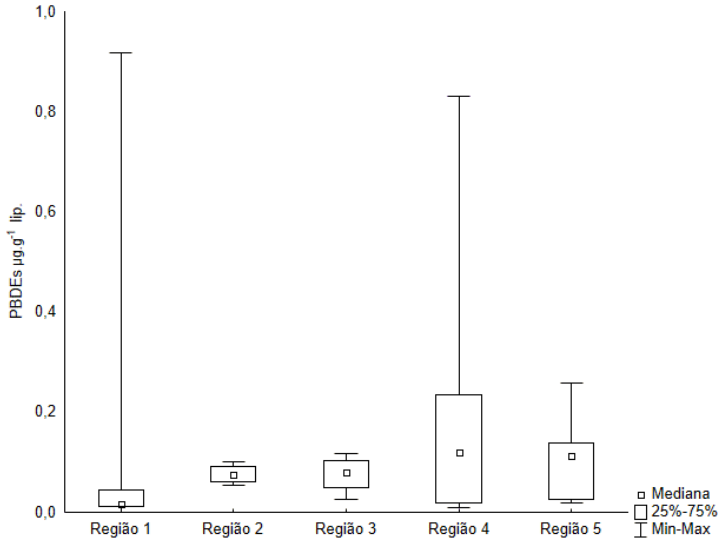


Figura 633: Concentração do somatório dos compostos organobromados antrópicos (PBDEs) no tecido adiposo subcutâneo de Sotalia guianensis coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



O perfil de compostos organobromados em indivíduos de *Sotalia guianensis* foi similar entre as diferentes regiões e entre os períodos de 12 e 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (Material Suplementar A6MCS5, Figura 1). Os compostos metoxilados representaram mais de 90% do perfil, seguidos dos PBDEs e PBEB. O composto emergente HBBZ apresentou concentrações abaixo do limite de quantificação em todas as regiões (<0,0004 $\mu g.g^{-1}$). As concentrações mais elevadas dos compostos de origem antrópica observadas na região 4, região metropolitana do estado, refletem o impacto

antrópico na costa do Espírito Santo, diferente da região 1, que possui cerca de 3 vezes menos habitantes (IBGE, 2019). Os valores medianos das concentrações do ∑PBDE estão na mesma ordem de grandeza que as encontradas em indivíduos coletados em regiões próximas ao Espírito Santo (sul da Bahia e região metropolitana do ES) e nos espécimes da Baía de Guanabara/RJ (VIDAL, 2015). Assim, a bioacumulação destes compostos na costa do estado do Espírito Santo destaca-se por ser similar à de indivíduos de regiões com alto grau de impacto antrópico no litoral do Brasil (*Material Suplementar A6MCS5, Tabela 3*).

Os congêneres de origem natural de maior contribuição nos *Sotalia guianensis* foram o 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68 em todas as regiões (*Material Suplementar A6MCS5, Figura 2*). As elevadas concentrações de compostos metoxilados podem refletir a influência do Banco de Abrolhos na costa do Espírito Santo. Em relação aos períodos de 12 e 24 meses, na região 3, no período de 12 meses houve o predomínio do composto metoxilado 2-MeO-BDE-68, enquanto que no período de 24 meses, o composto 6-MeO-BDE-47 foi predominante.

O congênere PBDE-47 se destacou na maioria das regiões no período de 24 meses, representando aproximadamente 47% até 59% do perfil de contaminação total por PBDEs nas regiões 1 e 2 (*Material Suplementar A6MCS5, Figura 3*). A predominância de congêneres de baixo peso molecular no perfil do ΣPBDE, como o PBDE 47 que conta com quatro átomos de bromo em sua estrutura, pode estar relacionado ao processo de desbrominação que os retardantes de chama podem sofrer no ambiente marinho (STAPLETON et a., 2004). Em relação ao período de 12 e 24 meses, diferenças foram observadas na região 1. Nessa região, no período de 24 meses, houve uma maior contribuição percentual do PBDE-153 e uma redução dos PBDEs 28 e 154.

Os testes em relação aos parâmetros biológicos foram realizados na região 1 devido ao maior número amostral. Não foram observadas diferenças entre as concentrações de compostos organobromados e a maturidade sexual (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$). Diferenças significativas foram identificadas entre machos e fêmeas (Teste de *Mann-Whitney*, $p < 0,05$) para os seguintes compostos organobromados metoxilados: 6-MeO-BDE-47 ($Z=2,24$; $p=0,03$), 2-MeO-BDE-68 ($Z=2,35$; $p=0,02$) e para o somatório de MeO-BDE ($Z=2,14$; $p= 0,03$) . Foi encontrada correlação negativa entre a concentração do composto 6-MeO-BDE 47 e a idade das fêmeas (Correlação de *Spearman*, $p >0,05$). Já para os machos não foram observadas correlações entre as concentrações de compostos organobromados e a idade. As maiores concentrações em machos e a correlação negativa entre as concentrações de metoxilados e a idade em fêmeas são achados reportados previamente e podem estar relacionados à transferência desses compostos das fêmeas para os filhotes através da gestação/ lactação. Com isso, a carga de compostos organohalogenados tende a reduzir nas fêmeas após a primeira cria (KAJIWARA *et al*., 2008; DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012). Este é um achado importante para os compostos metoxilados uma vez que evidências da transferência materna de produtos naturais são escassas. Ao analisar os dados os primeiros 12 meses de monitoramento, não foram observadas diferenças em relação ao sexo, o fato dessa diferença estar presente após 24 meses pode estar relacionado com o aumento do número amostral.

Em relação a dados pretéritos, as concentrações dos compostos organobromados obtidas nos sete indivíduos de botos-cinza analisados coletados anteriormente ao início do PMBA/Fest-RRDM (Indivíduos com código EAE_PPN; *Material Suplementar A6MCS5, Tabelas 1 e 2*) foram comparados com os indivíduos de botos-cinza coletados na mesma região (Região 1) durante os 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Os animais coletados durante a vigência do projeto apresentaram concentrações superiores do composto 6-MeO-BDE 47 (Z=2,25; p=0,02) e do somatório de MeO-BDE (Z=2,22; p=0,03) comparado aos animais coletados no período anterior (2016) (Mann-Whitney, p>0,05). Esse resultado pode estar relacionado às alterações ambientais causadas pela lama de rejeitos da Barragem de Fundão, uma vez que os compostos metoxilados são produzidos por organismos marinhos como esponjas, algas marinhas e cianobactérias (VETTER et al., 2002). Dessa forma, é possível que mudanças na composição destes organismos no Banco de Abrolhos, bem como alterações em suas relações ecológicas (e.g. como competição e sucessão ecológica) (MIRANDA & MARQUES, 2016; COIMBRA et al., 2020; HOLZ et al., 2020) estejam associadas ao aumento observado dessas concentrações. Entretanto, as interpretações devem ser feitas com cautela devido às particularidades do conjunto de dados, sendo o número amostral do período pré-monitoramento menor.

Quanto aos golfinhos-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*, uma fêmea madura e um macho maduro foram analisados ao longo dos 24 meses de monitoramento. O perfil geral de contaminação foi semelhante ao apresentando pelos botos-cinza da área de estudo. O ΣMeO-BDE predominou no perfil, seguido do ΣPBDE. Os contaminantes emergentes PBEB e HBBZ não foram identificados acima do limite de detecção em golfinhos-de-dentes-rugosos. As concentrações de ΣMeO-BDE e ΣPBDE identificadas no macho (EAE_S4) foram maiores que na fêmea (EAE_S19) (Tabela 144).

O monitoramento contínuo da área de estudo e aumento do número amostral possibilitará estabelecer as influências de outras variáveis biológicas e esclarecer as diferenças temporais nas concentrações destes compostos, especialmente os metoxilados.

1.4.1.7 Alterações nas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em cetáceos

Os dados referentes aos primeiros 12 meses de projeto foram analisados em conjunto com os dados do Período de Transição, totalizando análises estatísticas com dados de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM. Nos testes estatísticos aplicados, foram considerados somente os compostos detectados em mais da metade dos indivíduos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) analisados. Não foram realizados testes estatísticos para as demais espécies coletadas, golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*; n=2) e toninhas (*Pontoporia blainvillei*; n=5) devido ao baixo número amostral.

Os resultados dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos analisados no tecido hepático de cetáceos coletados no Espírito Santo (ES) estão apresentados na Tabela 152 e no Material Suplementar (*Material Suplementar A6MCS6, Tabelas 1 a 3*). Aos resultados do período de 12 meses de monitoramento, foram adicionados 17 indivíduos de botos-cinza, totalizando 57 botos-cinza analisados.

Em *Sotalia guianensis,* os maiores valores medianos de $\Sigma HPAs_{TOTAIS}$ e $\Sigma HPAs_{USEPA}$ foram observados na região 2, seguida da região 1, região 4, região 3 e região 5 (Tabela 152 e Figura 634). Da espécie *Pontoporia blainvillei*, foram coletados somente indivíduos da Região 1 e 2, totalizando cinco indivíduos (Tabela 152 e Figura 635). Já para a espécie *Steno bredanensis*, foram analisados dois indivíduos (Tabela 152).

O composto com maior percentual de detecção no tecido hepático de botos-cinza (n=57) foi o fenantreno (70%), seguido do pireno (46%), benzo(g,h,i)perileno (37%), acenaftileno (30%) indeno(1,2,3-c,d)pireno (23%), fluoreno (19%); fluoranteno (16%), benzo(a)pireno (12%), criseno e benzo(b) fluoranteno (7%), benzo(e)pireno e dibenzotiofeno (5%), dibenzo(a,b)antraceno e antraceno (4%), acenafteno (2%). Apesar de o fenantreno ter sido o composto detectado com maior frequência, o pireno apresentou as maiores concentrações. Já os compostos benzo(a)antraceno, benzo(k) fluoranteno e perileno não foram detectados em nenhum indivíduo de botos-cinza analisados.

Houve uma mudança no perfil de HPAs em relação período anterior (12 meses), no qual a região 3 havia apresentado um predomínio de HPAs de origem petrogênica, possivelmente devido ao aumento do número amostral na região (de 3 para 7 indivíduos) (*Material Suplementar A6MCS6, Figura 3*). No presente relatório, considerando dados de 24 meses de monitoramento, o perfil foi similar entre todas as regiões, demonstrando um predomínio de HPAs de origem pirolítica (*Material Suplementar A6MCS6, Figura 3*). Estes resultados são similares a outros estudos (BARROS, 2014; GARCIA-ALVAREZ et al., 2014b). Assim como no período anterior de monitoramento (12 meses), a presença de benzo(a)pireno (que possui 5 anéis aromáticos em sua composição) em indivíduos das duas espécies é um achado relevante. Em botos-cinza, este composto foi detectado em 12% dos indivíduos e em toninhas, foi detectado em 20%. O benzo(a)pireno possui alto potencial carcinogênico em mamíferos (NETTO et al., 2000) e já foi sugerido como a principal causa em promover neoplasias em belugas (*Delphinapterus leucas*) (MARTINEAU et al., 2002).

Foram encontradas diferenças significativas nas concentrações dos HPAs entre as regiões somente para o fenantreno (Teste de *Kruskal-Wallis*; $p< 0,05$), com a região 1 apresentando concentrações significativamente maiores de fenantreno do que a região 5 (Teste a *posteriori* para comparações múltiplas; $p< 0,05$). De fato, a região 5 apresentou valor médio duas ordens de grandeza inferior a região 1. As medianas das cinco regiões foram similares, com exceção da região 1 e 2 que apresentaram valores uma ordem de magnitude mais elevada, assim como no período de monitoramento anterior (12 meses). Alguns indivíduos da região 1 destacaram-se entre as concentrações mais elevadas entre o $\Sigma HPAs_{TOTAIS}$., sendo eles: EAE_N22 (22,51 $\mu g.g^{-1}$ lip); EAE_N33 (5,21 $\mu g.g^{-1}$ lip).

As informações sobre a bioacumulação de HPAs em tecido hepático de cetáceos permanecem escassas, especialmente na costa do Brasil, na qual, há somente um estudo prévio (*Material Suplementar A6MCS6, Tabela 4*). As concentrações médias encontradas no presente período de monitoramento para o $\Sigma HPAs_{USEPA}$ são similares a indivíduos de botos-cinza da Baía de Guanabara, RJ (BARROS, 2014) - uma região com alto impacto antrópico, exceto para a região 5 deste estudo, que

apresentou valores médios uma ordem de grandeza inferiores (*Material Suplementar A6MCS6, Tabela 4*). Entretanto, no presente estudo houve o predomínio de compostos com maior peso molecular (4 a 6 seis anéis), enquanto Barros (2014) observou uma maior proporção de compostos com até 3 anéis. Esse fato pode estar relacionado com a presença de fontes de emissão distintas entre as regiões. As regiões com predomínio de fontes piróliticas possuem no seu perfil uma maior presença de compostos parentais de maior peso molecular (quatro ou mais anéis), enquanto fontes petrogênicas emitem uma maior proporção de homólogos alquilados e compostos parentais com até três anéis (STOGIANNIDIS & LAANE, 2015). De acordo com Pinheiro et al. (2017) há o predomínio de HPAs provenientes de combustão (de biomassa, carvão, e derivados de petróleo) no sedimento da região portuária de Vitória.

A influência dos parâmetros biológicos somente foi testada estatisticamente na Região 1 para botos-cinza. Não foram observadas diferenças entre as concentrações de compostos HPAs e os sexos (machos e fêmeas), assim como a maturidade sexual (maduros e imaturos) (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$) em botos-cinza da região 1. Este achado pode estar associado a diferentes fontes, rotas de exposição e/ou metabolização desses compostos, comparados com outros poluentes orgânicos persistentes (POPs) (MOON et al., 2011). Adicionalmente, o baixo número amostral também pode ter influenciado neste resultado (quando se analisa machos e fêmeas e maduros e imaturos no conjunto de dados), ressaltando a importância de um monitoramento contínuo na região.

Em relação a dados pretéritos ao monitoramento, não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações de HPAs de botos-cinza coletados anteriormente ao PMBA/Fest-RRDM (de novembro de 2015 a agosto de 2016, n=5) e durante os 24 meses de monitoramento na região 1 (n=22) (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$). Este resultado deve ser analisado com cautela devido ao menor número amostral de indivíduos coletados anteriormente ao projeto (n=5) que aqueles coletados durante PMBA/Fest-RRDM (n=22).

Figura 634: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ∑HPAsTOTAIS no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em µg.g-1 de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil, durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

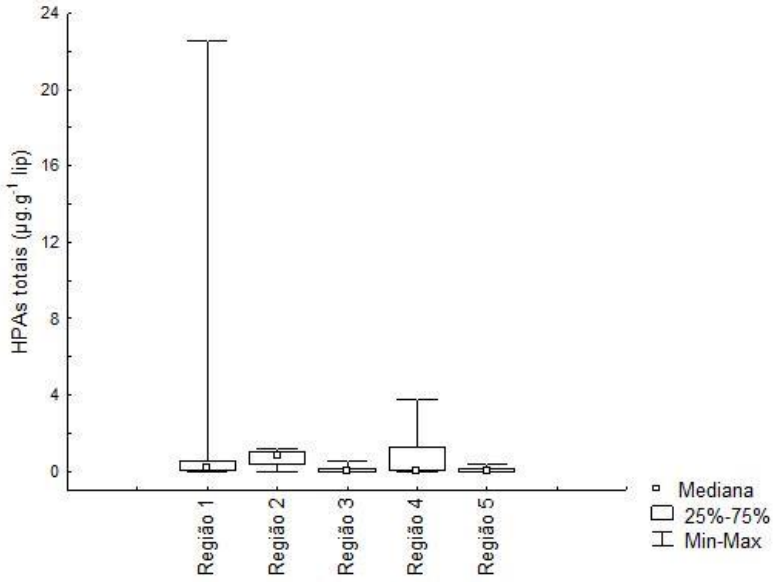
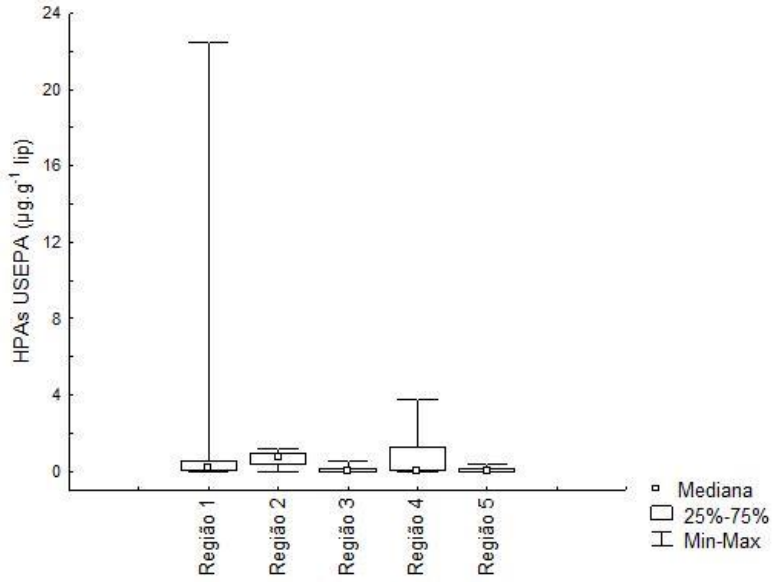


Figura 635: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e $\sum HPAs_{USEPA}$ no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em $\mu g.g^{-1}$ de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil, durante o período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



Para a *Pontoporia blainvillei*, houve um predomínimo de HPAs de origem pirolítica para os indivíduos da região 1 (*Material Suplementar A6MCS6, Figuras 1, 2 e 4*). O valor mediano para o $\Sigma HPAs_{PETROGÊNICOS}$ nos indivíduos coletados na região 1 foi de 0,030 $\mu g.g^{-1}$lip. Já para $\Sigma HPAs_{PIROLÍTICOS}$ o valor mediano nos indivíduos coletados na região 1 foi de 0,097 $\mu g.g^{-1}$lip. Para o único indivíduo

coletado na região 2, os valores de $\Sigma HPAs_{PIROLÍTICOS}$ e $\Sigma HPAs_{PETROGÊNICOS}$ foram abaixo do limite de quantificação (< 0,003 $\mu g.g^{-1}$lip). O composto com maior percentual de detecção foi o acenaftileno (80%), fenantreno e pireno (60%), seguido de benzo(g,h,i)perileno (40%), fluoreno, fluoranteno, benzo(e)pireno; benzo(a)pireno e indeno(1,2,3-c,d)pireno (20%). Apesar de o acenaftileno o ter sido o composto detectado com maior frequência, o pireno apresentou as maiores concentrações. Os valores médio e mediano dos indivíduos coletados na região 1 são cerca de três vezes inferiores botos-cinza no estudo de Barros (2014) (*Material Suplementar A6MCS6, Tabela 4*). As concentrações encontradas em toninhas da região 1 e 2 foram inferiores a dados coletados anteriormente ao monitoramento (SANTOS-NETO et al., manuscrito em preparação). Porém, vale ressaltar que o número amostral no presente monitoramento ainda é baixo, o que pode influenciar este resultado.

No perfil dos $HPAs_{TOTAIS}$ do golfinhos-de-dentes-rugosos macho (EAE_S4) apresentou as maiores concentrações de pireno, entre todos os HPAs analisados, havendo o predomínio dos compostos de origem pirolítica (Tabela 152 , Material Suplementar A6MCS6, Figura 5). O $\Sigma HPAs_{PETROGÊNICOS}$ encontrado foi 0,104 $\mu g.g^{-1}$ lip. e o $\Sigma HPAs_{PIROLÍTICOS}$, foi 1,426 $\mu g.g^{-1}$ lip. A fêmea (EAE_S19) apresentou valores menores que o limite de quantificação para todos os compostos analisados (< 0,0002 $\mu g.g^{-1}$) (Tabela 145). Para o golfinho-de-dentes rugosos, a concentração do $\Sigma HPAs_{USEPA}$ foi cerca de 2 vezes superior aos botos-cinza no estudo de Barros (2014) (*Material Suplementar A6MCS6, Tabela 4*). Porém, vale destacar estas comparações devem ser realizadas com cautela, uma vez que são espécies diferentes e que podem apresentar áreas de vida distintas, dieta e no metabolismo. Não há estudos prévios publicados com os golfinhos-de-dentes-rugosos que permitam tal comparação.

Devido a possibilidade de metabolização desses compostos discutida por alguns autores, as concentrações de HPAs podem representar determinado momento de exposição. Porém, a exposição tende a ser contínua no ambiente. Para uma melhor compreensão dos resultados reportados das concentrações de HPAs, é necessário realizar o monitoramento contínuo em cetáceos no litoral do Espírito Santo.

.

Tabela 152: Somatório das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (∑HPAs TOTAIS; ∑ HPAs USEPA; ∑HPAs PETROGÊNICOS e ∑HPAs PIROLÍTICOS) analisados em tecido hepático de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em µg.g-1 de peso lipídico, ao longo de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM . N representa o número amostral, a idade está expressa em anos (mín-máx); CT corresponde ao comprimento total (mín-máx) e está expresso em metros; %Lip corresponde ao conteúdo lipídico (mín-máx)e está expresso em %; DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima por espécie e por região

Espécie	**Regiões**	**N**	**Idade**	**CT**	**% Lip**		**∑ HPAs TOTAIS**	**∑ HPAs USEPA**	**∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)**	**∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)**
Steno bredanensis		2	16-31	2,4- 2,5	22-31	EAE_S4	1,531	1,523	0,104	1,426
						EAE_S19	<0,0002	<0,0002	<0,0002	< 0,001
Pontoporia blainvillei							∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs USEPA	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
	Região 1	4		1,1-1,3	9,5-24,3	Média ± DP	0,330 ± 0,491	0,298 ± 0,429	0,040 ± 0,039	0,290 ± 0,454
						Mediana	0,113	0,113	0,030	0,097
						Min-Max	<0,0002 – 1,058	0,034– 0,933	<0,0002 – 0,095	0,002 – 0,963
	Região 2	1		1,36	15,8	EAE_S44	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,001
							∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs USEPA	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
Sotalia guianensis	Região 1	27	1 – 31	0,9 – 2,0	9 – 58	Média ± DP	1,284 ± 4,366	1,277 ± 4,360	0,062 ± 0,142	1,747 ± 5,121
						Mediana	0,142	0,142	0,019	0,192
						Min-Max	<0,0002 – 22,514	<0,0002 – 22,483	<0,0002 – 0,686	<0,001 – 21,828
	Região 2	4	1 – 6	1,2 - 1,6	5,1 -16	Média ± DP	0,685 ± 0,496	0,648 ± 0,483	0,026 ± 0,009	0,887 ± 0,248
						Mediana	0,784	0,711	0,030	0,841
						Min-Máx	<0,0002 – 1,171	<0,0002 – 1,171	<0,0002 – 0,032	<0,001 – 1,155
	Região 3	7	1 – 12	1,3 - 1,9	10 – 18	Média ± DP	0,110 ± 0,200	0,110 ± 0,200	0,030 ± 0,016	0,310 ± 0,303
						Mediana	0,026	0,026	0,026	0,310
						Min- Máx	<0,0002 – 0,549	<0,0002 – 0,549	<0,0002 – 0,053	<0,001 – 0,524
	Região 4	11	0 – 24	0,7 - 2,0	10 – 19	Média ± DP	0,658 ± 1,155	0,652 ± 1,140	0,062 ± 0,06	0,953 ± 1,274

Espécie	Regiões	N	Idade	CT	% Lip		∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs USEPA	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
						Mediana	0,035	0,035	0,046	0,335
						Min-Max	<0,0002 – 3,797	<0,0002 – 3,740	<0,0002 – 0,198	<0,001 – 3,599
	Região 5	8	3 – 22	1,5 - 1,9	10- 23	Média ± DP	0,083 ± 0,125	0,083 ± 0,125	0,014 ± 0,007	0,188 ± 0,149
						Mediana	0,013	0,013	0,012	0,181
						Min- Max	<0,0002 – 0,346	<0,0002 – 0,346	<0,0002 – 0,027	<0,001 – 0,340

Fonte: Autoria Própria (2020)

1.4.1.8 Razão isotópica de C e N em amostras de *S. guianensis* e *P. blainvillei*

Durante o Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM foram analisadas 20 amostras de tecido muscular de cetáceos, sendo 14 deles de *Sotalia guianensis* e seis de *P. blainvillei.* Somando os 24 meses de amostragem, foram analisadas 68 amostras de cetáceos: *S. guianensis* (n=60), *Steno bredanensis* (n=2) e *P. blainvillei* (n=6). As informações do local de coleta e dados biológicos, assim como os resultados das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}C$) e de nitrogênio ($\delta^{15}N$) em cada espécime encontram-se no material suplementar (*Material Suplementar A6MCS7, Tabela 1*).

Considerando apenas os indivíduos analisados no Período de Transição, os valores de $\delta^{13}C$ para *S. guianensis* variaram entre -17,6‰ e -16,1‰ (-17,0±0,6‰) e os resultados de $\delta^{15}N$ variaram entre 10,6‰ e 15,5‰ (12,8±1,1‰). Os resultados por região amostral estão detalhados na Tabela 153 e na Figura 636. As razões isotópicas dos filhotes (n=3 no Ano I e n=1 no Período de Transição) foram excluídas da referida descrição, assim como das análises estatísticas, pois os valores de isótopos estáveis nesses animais estão relacionados ao consumo do leite materno e não à dieta de presas.

Tabela 153: Valores médios ± desvio padrão das razões isotópicas de carbono (δ13C; ‰) e de nitrogênio (δ15N; ‰) em Sotalia guianensis de cada região amostral do Espírito Santo. O Período de Transição corresponde aos resultados do Relatório Anual 2020 e Somatório Anos I e Período de Transição inclui os resultados dos indivíduos analisados para os dois relatórios anuais (2019 e 2020) do PMBA/Fest-RRDM.

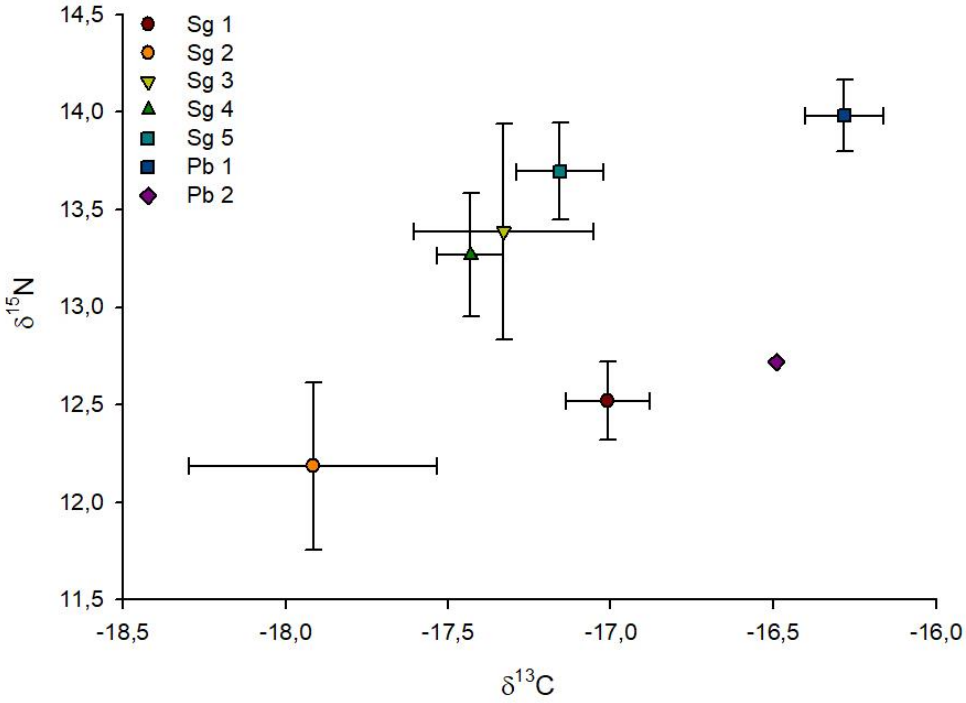
	Período de Transição			**Somatório Anos I e Período de Transição**		
	N	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$	N	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$
Região 1	5	12,2 ±1,0	-16,5±0,6	28	12,5±1,1	-17,0±0,7
Região 2	1	12,9	-16,9	5	12,2±1,0	-17,9±0,8
Região 3	3	12,6±0,3	-17,4 ±0,2	6	13,4±1,3	-17,3±0,7
Região 4	3	13,7±1,5	-17,3±0,3	9	13,3±0,9	-17,4±0,3
Região 5	1	12,8	-17,6	8	13,7±0,7	-17,1±0,4

Considerando todo o período amostral (resultados do primeiro e do segundo relatório anual), foi observada diferença nos resultados de $\delta^{13}C$ e de $\delta^{15}N$ entre as regiões amostrais (teste ANOVA, $p = 0,04$ e $p = 0,016$, respectivamente). Entretanto, não foi possível identificar quais regiões diferem entre si (Teste *a posteriori* HSD para n desigual; $p > 0,05$). Esse resultado difere ao que foi encontrado no primeiro relatório anual, quando foi possível identificar diferenças entre algumas das regiões. Entretanto, é importante destacar que no primeiro ano o n amostral era menor, enquanto o n amostral da região 1 continua bem maior do que as demais regiões.

Quando se analisa graficamente os valores de $\delta^{13}C$ e de $\delta^{15}N$ em conjunto (Figura 636), é possível observar uma clara separação entre os indivíduos coletados nas regiões 1 e 2 entre si e em relação aos indivíduos das regiões 3, 4 e 5. Esse resultado sugere a existência de pelo menos três populações ecológicas de *S. guianensis* ao longo da costa do Espírito Santo. Com o aumento do n amostral, provavelmente será possível umma distinção mais clara no uso da área pela espécie. Na comparação dos valores de $\delta^{13}C$ e de $\delta^{15}N$ entre estágio de maturidade (imaturo e maturo) e entre sexo (macho e

fêmea) de *S. guianensis* por região, não foi encontrada diferença significativa para nenhuma das análises (teste t de *Student*, p>0,05). Diante do exposto, até o momento não é possível evidenciar diferença na ecologia alimentar entre indivíduos juvenis e adultos ou entre machos e fêmeas de *S. guianensis* na costa do Espírito Santo.

Figura 636: Valores médios (± erro padrão) da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}C$, ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}N$, ‰) em *Sotalia guianensis* (Sg) e *Pontoporia blainvillei* (Pb) por região amostral analisados no período de 24 meses do PMBA/Fest-RRDM.

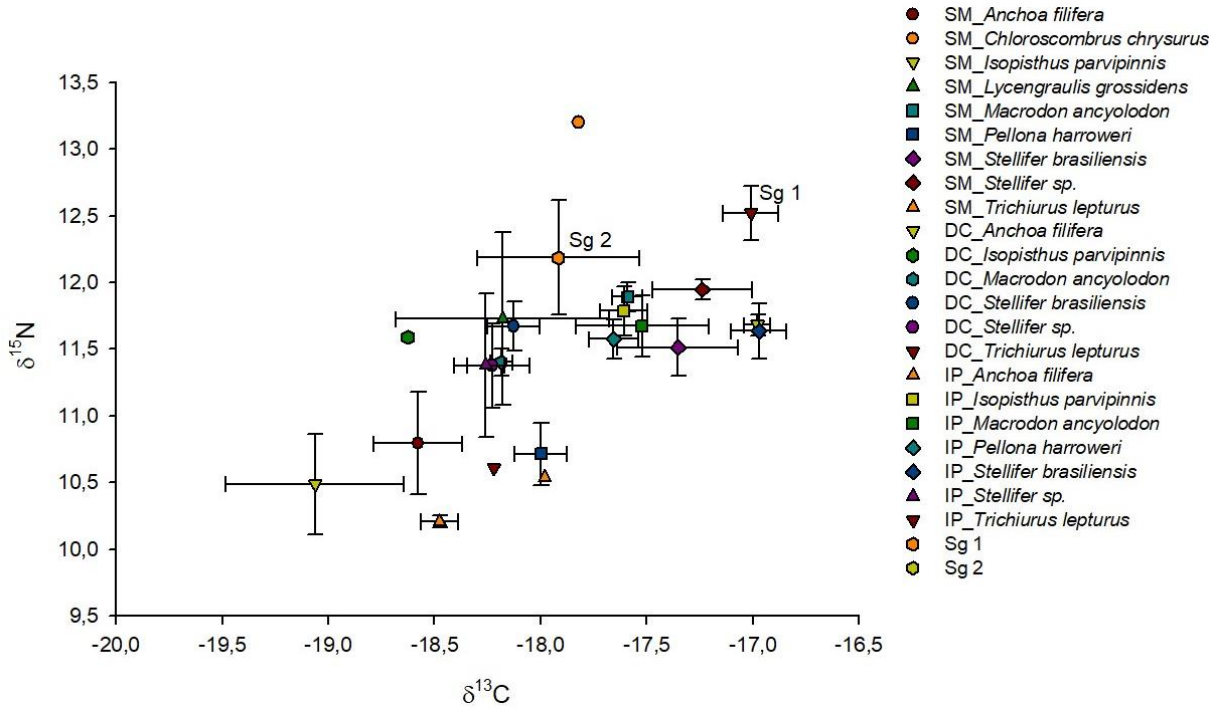


Assim como no relatório do Ano I, os valores encontrados no presente relatório são similares aos reportados para *S. guianensis* em baías costeiras e no litoral das regiões sul e sudeste do Brasil, principalmente para $\delta^{15}N$ (Di BENEDITTO et al., 2011; BISI et al., 2012; HARDT et al., 2013; Di BENEDITTO & MONTEIRO, 2016). Porém, os resultados de $\delta^{13}C$, de maneira geral, tenderam a ser menores do que reportados em outros locais. Os valores de $\delta^{13}C$ estão relacionados à distribuição geográfica e local de forrageio dos espécimes, assim como diferenciam uma teia pelágica ou bentônica (e.g.: MICHENER & KAUFMAN, 2007). Em uma primeira análise, os resultados estariam sugerindo uma dieta predominantemente associada a presas pelágicas. Porém, todas as presas analisadas, independente de terem hábito demersal ou pelágico, apresentaram de maneira geral valores empobrecidos em ^{13}C, semelhante aos resultados em *S. guianensis* (detalhamento no próximo parágrafo). Outra hipótese é a influência de águas oceânicas na assinatura da composição isotópica na base da teia alimentar na costa do Espírito Santo (ex.: ressurgência costeira da Água Central do Atlântico Sul – ACAS; PALOCZY et al. 2016).

Durante o Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, foram analisados 32 espécimes de cinco espécies de peixes teleósteos que compõem as principais presas de *S. guianensis* na região do estado do Espírito Santo (selecionadas previamente a partir da análise do conteúdo estomacal). A razão isotópica de carbono e de nitrogênio determinada para cada presa está descrita no material

suplementar (*Material Suplementar A6MCS7, Tabela 2*). Ao todo (Anos I e Período de Transição), foram analisados 78 espécimes de nove espécies de peixes teleósteos coletados nos rios São Mateus (n=35), Ipiranga (n=26) e Doce (n=17), localizados nas regiões amostrais 1 e 2 (Figura 637).

Figura 637: Valores médios (± erro padrão) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em *Sotalia guianensis* nas regiões 1 (Sg 1) e 2 (Sg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP) no Ano I e no Período de Transição do Programa.



Os resultados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ das presas em cada local de coleta reforçam a hipótese que os espécimes de *S. guianensis* da região 1 e 2 tem área de forrageio distinta (Figura 637), conforme sugerido no relatório do Ano I. Isso porque, as mesmas espécies de presas coletadas no Rio São Mateus e no Rio Doce apresentaram valores distintos de $\delta^{13}C$. Os espécimes de *S. guianensis* da região 1 apresentam valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ associados a presas coletadas na região do Rio São Mateus e Rio Ipiranga, enquanto que os resultados apontam que os indivíduos da região 2 se alimentam na área sob influência do Rio Doce. Em relação às presas consumidas, com o aumento do número de presas analisadas no presente relatório, pode-se ter um entendimento mais claro das espécies mais importantes para a dieta do *S. guianensis* em cada uma das áreas. Considerando que $\delta^{13}C$ costuma apresentar um enriquecimento trófico por volta de 1‰ e $\delta^{15}N$ entre 2,4‰ e 3,8‰ (DENIRO & EPSTEIN, 1978; DAS et al., 2003; HOBSON et al., 2002), *Pellona harroweri* e *Trichiurus lepturus* parecem ser as presas com maior importância na dieta do *S. guianensis* na região 1. Já na região 2, os resultados de isótopos estáveis em *S. guianensis* apresentaram maior variabilidade, provavelmente associado ao consumo de presas com hábito distinto. De fato, os valores de $\delta^{13}C$ e de $\delta^{15}N$ sugerem as espécies *Anchoa filifera* (planctívoro) e *T. lepturus* (predador demerso-pelágico) como sendo as presas preferenciais. Já foi reportado a importância de *P. harroweri* e *T. lepturus* na dieta de *S. guianensis* coletados ao longo da costa do Espírito Santo e na costa sul da Bahia por meio da análise do conteúdo estomacal (RUPIL et al., 2018), porém não foi feita uma análise levando em consideração a área de coleta dos indivíduos.

Os resultados das análises de isótopos estáveis encontrados no presente relatório apontam que o uso de área para forrageio e alimentação do *S. guianensis* esteja associado, pelo menos em parte da distribuição, a desembocadura e/ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio. Com isso, um impacto local pode afetar toda uma população ecológica de *S. guianensis* em particular. Entretanto, vale ressaltar que o n amostral é ainda muito pequeno em algumas regiões (e.g.: n=5 na região 2), sendo necessário a continuação do monitoramento para uma maior compreensão da área de uso e da ecologia alimentar do *S. guianensis* na costa do Espírito Santo.

Em relação à *P. blainvillei* os valores de $\delta^{13}C$ variaram entre -16,6‰ e -15,9‰ (-16,3±0,2‰) e de $\delta^{15}N$ variaram entre 12,7‰ e 14,4‰ (13,8±0,6‰). Quando separado por região de amostragem, assim como observado para *S. guianensis*, os resultados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ foram distintos entre os indivíduos coletados na região 1 (n= 5) e região 2 (n=1; Figura 637). Entretanto, devido ao baixo n amostral, não foi possível realizar tratamento estatístico dos dados. Além disso, os resultados de *P. blainvillei* foram distintos em relação aos indivíduos de *S. guianensis* coletados nas cinco regiões de amostragem, sugerido que essas espécies ocupam nichos ecológicos distintos. Mais uma vez, é importante ressaltar que o n amostral é ainda muito pequeno, sendo necessária a continuação do monitoramento para uma maior compreensão da ecologia trófica das duas espécies de cetáceos analisadas.

1.4.1.9 Estrutura etária e sexual das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei*

Para as estimativas de idade foram analisados dentes de 60 indivíduos coletados após o rompimento da barragem, sendo 57 botos-cinza (*Sotalia guianensis*), 2 golfinhos-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*), e 1 toninha (*Pontoporia blainvillei*) (*Material Suplementar A6MCS8, Tabela 1*).

Em relação ao boto-cinza, a variação de idade observada foi de 0 à 31 anos, com média de 9,78 ± 9,09 e mediana de 5,5 anos (Figura 638). A razão sexual na amostragem de *S. guianensis* com dentes analisados desviou de 1:1, com 2,4 vezes mais machos (machos N = 39, fêmeas N = 16). A idade média dos machos foi 9,56 ± 9,00 anos (mín-máx: 0-30 anos; mediana 5 anos), e a das fêmeas foi 11,00 ± 9,93 anos (mín-máx: 0-31 anos, mediana 8,5 anos).

É possível associar a idade estimada dos animais à sua maturidade sexual. O estudo de RAMOS *et al.* (2000) analisou indivíduos de boto-cinza da costa norte do Rio de Janeiro e estabeleceu que estes se tornam maduros a partir de 6 anos. Com base no estudo de RAMOS *et al.* (2000), é possível constatar que 55% dos animais analisados no presente trabalho provavelmente eram imaturos (43,75% das fêmeas e 58,97% dos machos).

Os valores médios das idades de boto-cinza encontrados na literatura (Azevedo *et al.*, 2015; Carvalho *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2017), baseados em amostras coletadas na costa do Espírito Santo antes do rompimento da barragem, são similares aos obtidos no presente estudo, com o mesmo padrão para idade de óbito (Tabela 154).

Figura 638: Frequência de idade, em anos, de indivíduos de boto-cinza (*S. guianensis*) coletados no Espírito Santo no Anos I e no Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM (N=57). Em vermelho está marcada a idade de maturidade sexual em machos e fêmeas, estimada para a população mais próxima, do norte do Rio de Janeiro (Ramos et al. 2000).

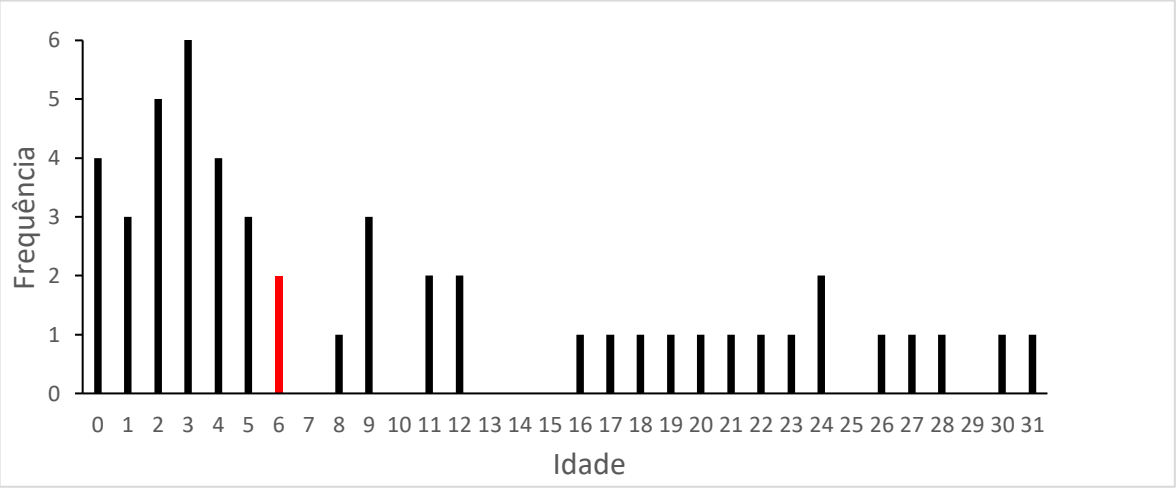


Tabela 154: Estatística descritiva das idades estimadas de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) coletadas no Espírito Santo encontradas na literatura.

Referência	N	Média ± DP	Mediana	Mín - Máx
AZEVEDO *et al.* (2015)	37	10,28 ± 9,4	-	0 - 35
CARVALHO *et al.* (2015)	37	5,01 ± 5,87	-	0 - 20
LIMA *et al.* (2017)	44	8,34 ± 7,6	-	0,5 - 33

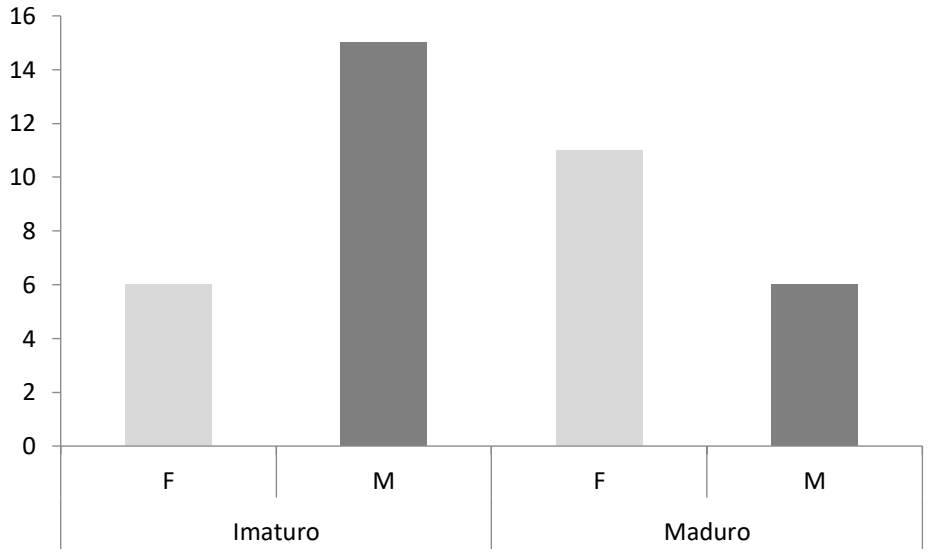
A única amostra de *Pontoporia blainvillei* analisada neste relatório foi uma fêmea com idade determinada em 7 anos. Essa idade está dentro da faixa observada nas amostras coletadas no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), financiado com recursos de um Termo de Ajustamento de Conduta firmado entre a Chevron Brasil e o Ministério Público Federal, e executado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Funbio (edital Funbio 81/2016), no qual foram analisados dentes de 52 toninhas coletadas na costa do Espírito Santo antes (N = 45) e após (N = 7) o derramamento de lama. A idade média pré-derramamento foi 6,45 anos, e a pós-derramamento foi 5,08 anos.

Para as análises de determinação da maturidade sexual foram analisadas gônadas de 51 indivíduos coletados ao longo do Ano I e Período de Transição do projeto, sendo 48 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*), e 2 toninhas (*Pontoporia blainvillei*). Não havia gônadas preservadas de indivíduos com óbito anterior a dezembro de 2018, que possibilitassem a determinação dos padrões de maturidade sexual antes do rompimento da barragem (ocorrida em novembro de 2015).

Dentre as gônadas de *S. guianensis* disponíveis para análise, 10 não puderam ter a maturidade sexual determinada devido à autólise. As demais pertenciam a 17 fêmeas (6 imaturas e 11 maduras) e 21 machos (15 imaturos e 6 maduros). Foi observada uma maior frequência de machos imaturos (71,43% dos machos, 38,46% do total) e de fêmeas maduras (64,71% das fêmeas, 28,21% do total) (Figura

639, *Material Suplementar A6MCS8*, Tabela 2). Os dados de maturidade sexual determinada pela análise de gônadas são concordantes com os resultados de maturidade inferida a partir da idade, indicando maior mortalidade de machos imaturos e de fêmeas maduras. Não é possível comparar com dados anteriores porque os resultados são inéditos para a espécie na região.

Figura 639: Frequência de machos e fêmeas de *S. guianensis* por estágio de maturidade gonadal (N=38).



Em relação a *P. blainvillei*, pelo PMBA foram analisadas gônadas de 2 indivíduos coletados em 2020, porém uma delas estava autolisada e não pôde ter a maturidade sexual determinada. A gônada que teve a maturidade definida era de um macho, que foi classificado como imaturo (*Material Suplementar A6MCS8*, Tabela 2).

Dados obtidos no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), financiado com recursos de um Termo de Ajustamento de Conduta firmado entre a Chevron Brasil e o Ministério Público Federal, e executado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Funbio (edital Funbio 81/2016), a partir da análise de 9 toninhas coletadas na costa do Espírito Santo entre 2016 e 2019, indicam que uma maior mortalidade de indivíduos antes de atingirem a maturidade sexual (todos os 5 machos e 3 de 4 fêmeas analisados).

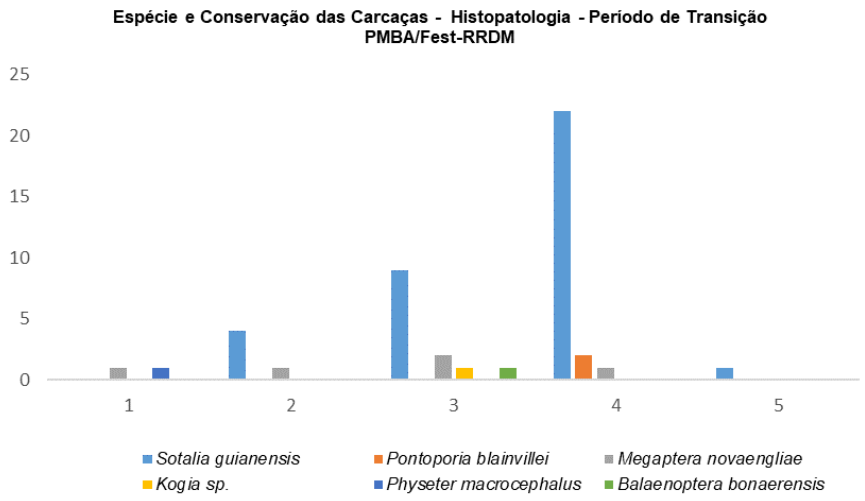
Em resumo, a idade média e a proporção de imaturos entre os indivíduos coletados mortos foram similares ao relatado na literatura para a região, em um período anterior ao rompimento (antes de 2013). Porém, é importante ressaltar que o período amostral ainda é curto, e que a inclusão de mais indivíduos permitiria uma avaliação mais consistente da estrutura etária da parcela removida das populações dessas duas espécies costeiras. Com a continuidade do projeto e com o aumento do tamanho amostral seria possível determinar a estrutura etária, a razão sexual, o status reprodutivo e a taxa de fecundidade dos indivíduos coletados pós-rompimento. Além disso, para alguns desses parâmetros será possível investigar se existem diferenças nos períodos antes e pós-rompimento, que podem ter efeito negativo na persistência da população.

1.4.1.10 Prevalência de histopatologias

Nas análises histopatológicas do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM foram avaliadas 303 amostras, oriundas de 46 indivíduos, das espécies: *Sotalia guianensis* (*36*), *Pontoporia blainvillei* (2), *Megaptera novaengliae* (5), *Kogia* sp. (1), *Physeter macrocephalus* (1) e *Balaenoptera bonaerensis* (1).

O grau de conservação das carcaças variou de cod. 1 a 5, no qual o cod.1 corresponde ao animal vivo e cod.5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada. Do total de amostras, 56,5% foram oriundas de espécimes em cod.4 e 5 que configuram amostras com alto grau de autólise, e somente 15% cod. 1 e 2 que configuram amostras mais frescas, sendo possível analisar com maior acuidade as possíveis patologias nesses tecidos, podendo ser observados na Figura 640.

Figura 640: Grau de conservação das carcaças avaliadas (Cod. de 1 a 5) dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM



Para as amostras do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM e Ano 1 PMBA/Fest-RRDM ainda não foi possível ainda identificar uma prevalência e padrões sobre os achados histopatológicos dos cetáceos encontrados encalhados na área de monitoramento. Também foram encontradas dificuldades para determinar a causa de morte dos indivíduos, justamente pela relação do grau de conservação das carcaças/tempo de recolhimento e tipo de armazenamento dos espécimes, já que as amostras de tecido animal quando congeladas sofrem lesão celular durante o descongelamento. Essas lesões celulares ocorrem devido a formação de cristais de gelo intracelular e no momento do descongelamento esses cristais resultam no rompimento celular, danificando os tecidos e consequente dificultando as análises histológicas.

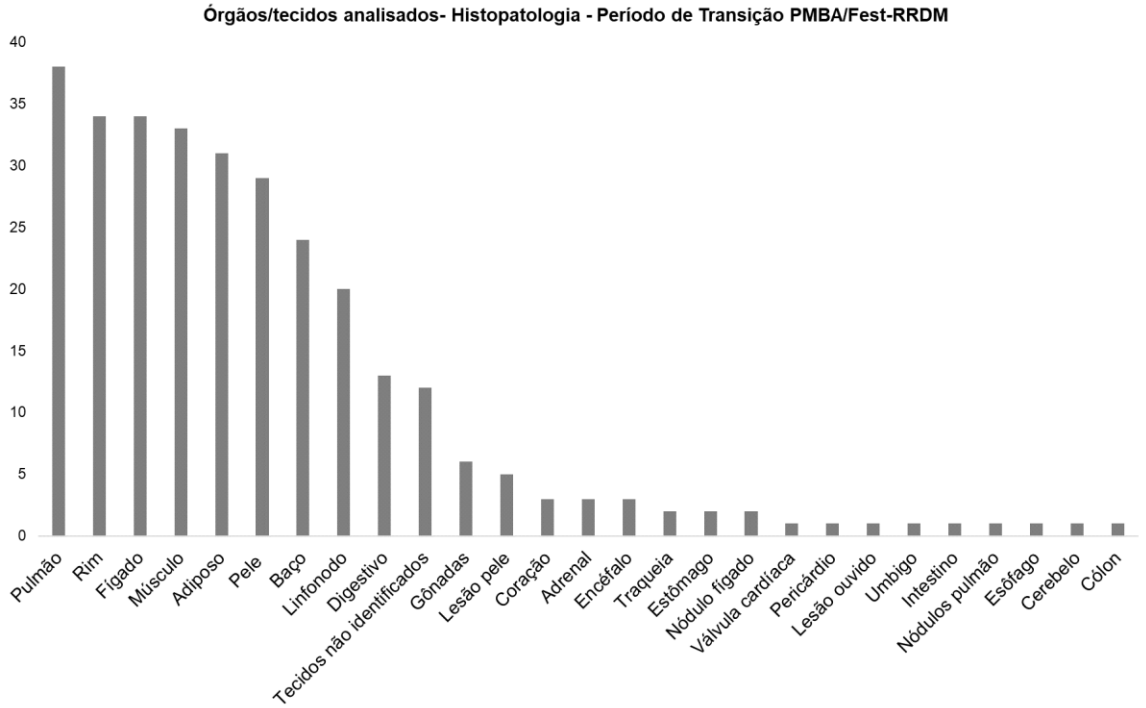
O grau de conservação das carcaças incluiu para o Período de Transição PMBA/Fest-RRDM dois animais vivos (cod. 1), um pequeno aumento nas amostras menos degradadas e pequena diminuição das amostras com alto grau de decomposição, quando comparados com o Relatório Anual 2019 (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna). Ainda assim, os resultados encontrados, aliados com as análises de contaminantes, bacteriológicas e fungicidas puderam identificar diversos espécimes com a

saúde comprometida, indicando principalmente alterações sistêmicas e processos infecciosos, que podem ser associadas à qualidade do ecossistema.

Pulmões, rins, fígado, músculo, adiposo e pele foram os tecidos/órgãos com maior número de amostras analisadas, 12,5%, 11,2%, 11,2%, 10,8%, 10,3% e 9,7%, respectivamente (Figura 641) e juntos esses órgãos representaram mais de 65,7% das amostras totais , seguindo o padrão encontrado nas avaliações do Relatório Anual 2019 (RRDM 2019, RT23 – Anexo 6 Megafauna). O número de espécimes avaliados também se manteve próximo ao analisado no Ano 1 PMBA/Fest-RRDM, contudo, o número de amostras aumentou 60%.

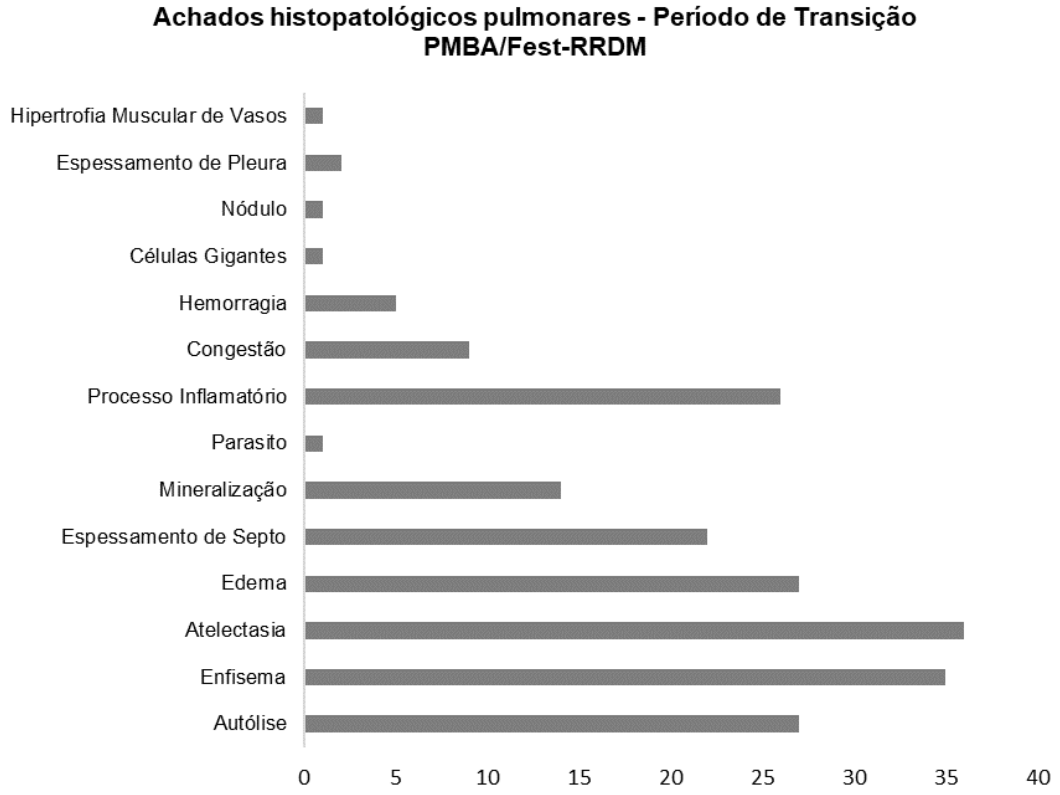
Os tecidos/órgãos mais acometidos por patologias não são somente aqueles mais coletados, embora a estrutura e constituição do tecido/órgão influencie na rapidez da decomposição. Dentre os mais avaliados, músculo e adiposo não apresentaram alterações significativas. Os tecidos/órgãos não identificados foram aqueles que a autólise estava muito avançada, impedindo a identificação macroscópica e microscópica.

Figura 641: Número amostral e órgãos analisados dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM



Nos achados histopatológicos pulmonares (Figura 642) foi possível observar nas 38 amostras de pulmões, 71% autólise, 92,1% enfisema, 94,7% atelectasia, 71% edema, 57,8% espessamento de septo, 36,8% mineralização, 68,4% processo inflamatório, 23,6% congestão, 13,1% hemorragia, 5,2% espessamento de pleura, 2,6% parasito, 2,6% células gigantes, 2,6% nódulos e 2,6% hipertrofia muscular de vasos.

Figura 642: Achados histopatológicos em amostras de pulmão dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM

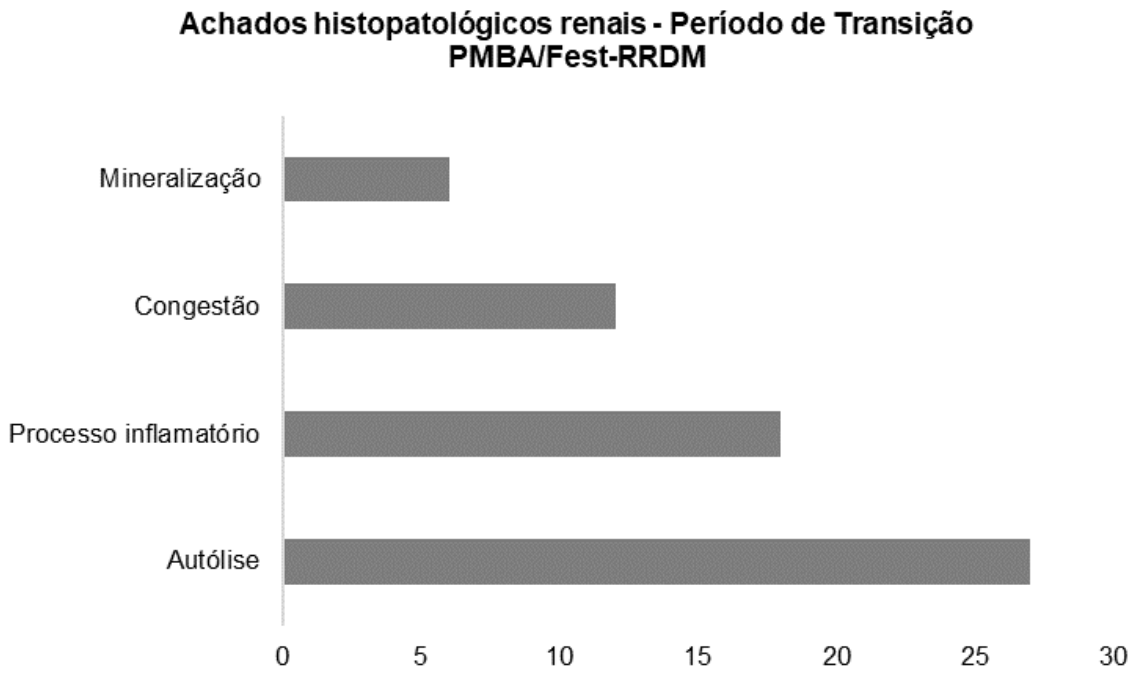


Os achados histopatológicos desta avaliação nos pulmões foram compatíveis com as descrições na literatura (DOMICIANO, 2012). Sendo o sistema respiratório associado às causas morte mais comuns em animais marinhos (SEGUEL et al., 2013), além das bactérias isoladas dos pulmões, que podem diminuir a imunidade e aumentar a chance de infecções sistêmicas e coinfecções virais e coinfecções parasitárias. Também foi encontrada presença de parasito na amostra pulmonar de um *S. guianensis* (EAE_S27), além da mineralização, que pode indicar a presença de mais parasitos nos tecidos. A proliferação das infeções parasitárias advém normalmente de uma debilidade orgânica com diminuição da imunidade, acarretando no aumento destes organismos em conjunto com proliferação bacteriana, podendo levar até mesmo ao óbito. Contudo, a sua presença nem sempre está associada à causa da morte. Mesmo para os indivíduos que tiveram como indicativo de causa de morte o emalhe em redes de pesca, ainda foi possível observar que a saúde estava comprometida, com indício de pneumonia (EAE_S32).

Foi possível observar na fotomicrografia de pulmão de *S. guianensis*, atelectasia, processo inflamatório, espessamento de septo, enfisema e edema *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 1).* Em outra fotomicrografia de pulmão de outro espécime de *S. guianensis*, observou-se autólise, edema e mineralização *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 2)*.

Nas análises renais (34) foi possível observar: 79,4% autólise, 52,9% processo inflamatório, 35,2% congestão e 17,6% mineralização (Figura 643). Na fotomicrografia de rim de *S. guianensis*, observou-se processo inflamatório, e congestão *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 3).*

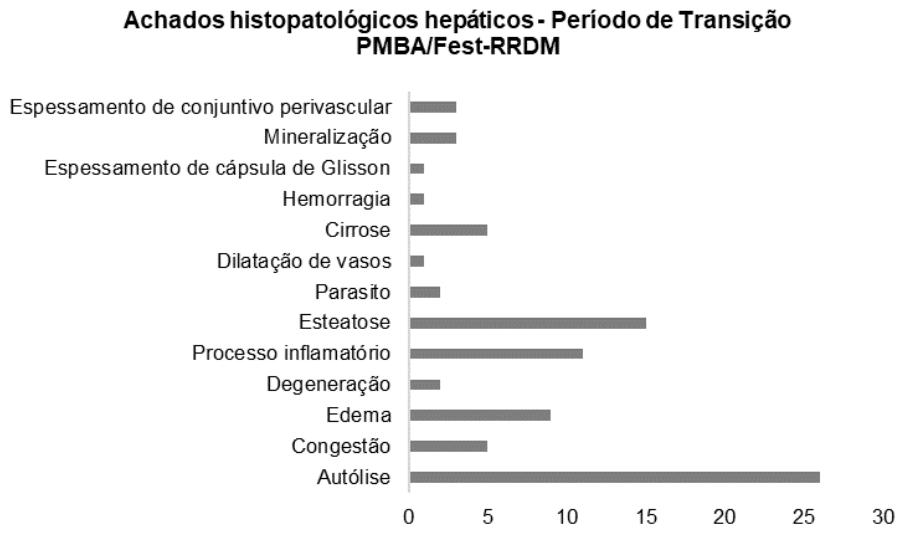
Figura 643: Achados histopatológicos em amostras de rins dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM



Nos rins, as consequências de infecções por microrganismos e parasitas estão diretamente ligadas ao grau de comprometimento do animal, podendo até culminar com o óbito. Além disso, podemos citar que patologias renais e hepáticas podem estar associadas ao acúmulo de contaminantes ambientais.

Nos achados histopatológicos hepáticos (34) foi possível observar 76,4% autólise, 14,7% congestão, 26,4% edema, 5,8% degeneração, 32,3% processo inflamatório, 44,11% esteatose, 5,8% parasito, 2,9% dilatação, 14,7% cirrose, 2,9% hemorragia, 2,9% espessamento de cápsula de Glisson, 8,8% mineralização e 8,8% de espessamento de tecido conjuntivo perivascular (Figura 644).

Figura 644: Achados histopatológicos hepáticos dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM

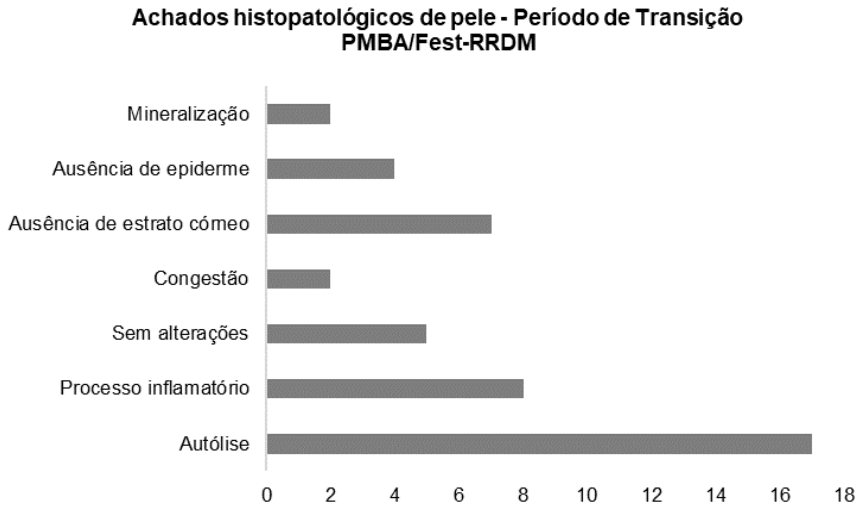


Observou-se na fotomicrografia de fígado de *S. guianensis*, degeneração, edema e congestão *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 4)*. Nas amostras de fígado também foram encontradas presença de parasitos (EAE_S57; EAE_N65) e cinco amostras com congestão hepática, que de acordo com Jaber et al. (2004) pode ser explicada devido à compressão que os vasos torácicos e abdominais sofrem durante o encalhe, o que compromete o fluxo sanguíneo podendo levar a uma congestão hepática aguda ou subaguda e consequentemente hipóxia hepatocelular. Esteatose hepática foi encontrada em 15 amostras desta investigação e se caracteriza normalmente por alteração morfofisiológica comumente vinculada ao jejum, como resultado da inanição associada a uma doença intercorrente ou inapetência, mudanças na alimentação e distúrbios metabólicos primários. É uma lesão considerada frequente nas amostras hepáticas de mamíferos marinhos e pode estar associada ao óbito (JABER et al., 2004).

Os achados histopatológicos hepáticos corroboraram com Sweeney (1986) e Gulland et al. (2001), os quais citaram que desordens metabólicas hepáticas de etiologia desconhecida, caracterizadas por fibrose, degeneração e acúmulo de gordura nos hepatócitos, têm sido comumente relatadas em golfinhos, bem como hepatite aguda e crônica, presumivelmente causadas por toxinas ambientais ou nutricionais. As análises de contaminantes realizadas pelo grupo responsável do PMBA/Fest-RRDM indicaram alguns espécimes com níveis elevados de diferentes componentes em alguns tecidos. A presença excessiva de vários tipos de contaminantes em cetáceos pode ocasionar déficit no sistema imunológico e, em conjunto com outras pressões, fazer com que os animais se tornem suscetíveis a sérias infecções bacterianas e outras doenças (MOELLER, 2003).

Nos achados histopatológicos de amostras de pele (29) foi possível observar 58,6% autólise, 27,5% processo inflamatório, 17,2% sem alteração, 6,8% congestão, 24,1% ausência de estrato córneo, 13,7% ausência de epiderme e 6,8% mineralização (Figura 645).

Figura 645: Achados histopatológicos em amostras de pele dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM



As investigações de pele e lesões na pele não foram tão informativas, exceto pela bactéria *Pseudomonas aeruginosa*, encontrada em uma lesão na pele próxima ao ouvido (EAE_S54), ademais a maioria não ultrapassou a camada basal, sendo que oito amostras apresentaram processos inflamatórios, que podem ser associadas a outras patologias. Possivelmente, essas lesões podem estar relacionadas a saúde do ecossistema local. O número de registros de dermatites vem aumentando nos cetáceos do Brasil, entretanto, nem sempre a etiologia é definida, e elas são classificadas de acordo com as características descritivas (FLACH et al., 2008).

Muitas amostras apresentaram autólise avançada, o que dificultou a identificação de achados patológicos, deixando muitas vezes os tecidos amorfos. Os achados histopatológicos dos tecidos/órgãos menos avaliados constam nos laudos e dados brutos.

Para esta avaliação histopatológica do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM foram identificados seis espécimes (EAE_S30; EAE_N50; EAE_S43; EAE_S64; EAE_S69 e EAE_S73) com indícios de enfermidade sistêmica crônica, além de dois espécimes (EAE_S57 e EAE_S60) com respostas inflamatórias com quadro séptico. Todavia, não foi possível ainda realizar investigações mais integrativas e pontuais.

Algumas amostras pretéritas de histopatologia foram reanalisadas neste Período de Transição PMBA/Fest-RRDM, compreendendo cetáceos que encalharam no Estado do Espírito Santo no Período anterior ao Rompimento da Barragem, entre 2011 e 2013, sendo incluído neste relatório apenas 12 indivíduos até o presente momento. Foram avaliados os achados patológicos das espécies *S. guianensis*, *Stenella longirostris*, *Peponocephala electra* e *Megaptera novaeangliae*. Os espécimes, data de encalhe e local foram listados no Quadro 8.

Quadro 8: Lista de espécimes avaliados histopatogicamente encontrados encalhados no ES entre 2011 e 2015

Espécime	Data de encalhe	Local
PP_1	07/03/2011	Marataízes
PP_2	24/04/2011	São Mateus
PP_3	02/07/2011	Linhares
PP_4	08/07/2011	Presidente Kennedy
PP_5	19/07/2011	Serra
PP_6	13/02/2012	Guarapari
PP_7	09/04/2012	Linhares
PP_8	29/04/2012	Anchieta
PP_9	04/05/2012	Marataízes
PP_10	08/11/2012	Vila Velha
PP_11	23/04/2013	Conceição da Barra
PP_12	05/08/2013	Serra

Destes 12 espécimes, foram avaliados 13 tecidos/órgãos: rim (PP_1; PP_2; PP_4), pulmão (PP_1; PP_2; PP_4), fígado (PP_1; PP_2; PP_4; PP_10), testículo (PP_3; PP_7; PP_10; PP_11), digestivo (PP_6), intestino (PP_2; PP_3; PP_4; PP_5; PP_8; PP_9; PP_10), linfonodo (PP_2), baço (PP_2), uretra (PP_3), músculo (PP_3), medula (PP_1), pâncreas (PP_10) e bexiga (PP_10), que variaram a coleta de acordo com os achados macroscópicos durante as necropsias. Das amostras analisadas, os achados histopatológicos não divergiram dos resultados encontrados no Ano 1 e Período de Transição PMBA/Fest-RRDM.

Nas avaliações das patologias ósseas, foram examinados esqueletos de 9 espécimes das espécies *S. guianensis* e *S. bredanensis* (Quadro 9). Alguns espécimes constam como animais do Ano 1 PMBA/Fest-RRDM, contudo, devido ao tempo do processo de maceração, que leva meses e o posterior envio de amostras para análise, estes indivíduos só foram avaliados no Período de Transição PMBA/Fest-RRDM.

Quadro 9: Lista de patologias ósseas encontradas nas amostras analisadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM

Ossos	Alterações	Número de animais
Escápula	Mineralização da cartilagem hialina	EAE_S16; EAE_S19
	Sulcos em evidência	EAE_S23
Costelas	Fratura antiga com remodelamento ósseo	EAE_S19; EAE_S25
	Neoformação de protuberâncias pelo corpo do osso	EAE_S23
	Mineralização da epífise distal	EAE_S19
	União das epífises proximais	EAE_S19
	Mineralização da cartilagem distal	EAE_S19
Vértebras	Ausência do processo transverso	EAE_S27
	Desgaste de cartilagem ao redor	EAE_S16
	Desgaste da epífise em processo espinhoso	EAE_S25
	Erosão em epífise do processo espinhoso	EAE_S17
	Erosão em base do processo espinhoso	EAE_S19
	Espondilose anquilosante	EAE_S23
	Desvio do eixo espinhoso para lateral	EAE_S23
	Abertura do sulco do nervo espinhal	EAE_S27
	Crescimento ósseo em base no corpo vertebral	EAE_S23
	Neoformação de sulco em epífise do processo transverso	EAE_S23
	Neoformação óssea em corpo proximal	EAE_S23
	Evidenciamento de protuberâncias na epífise	EAE_S23
Vértebras cervicais	Abertura do sulco do nervo espinhal	EAE_S16
	Abertura do arco neural	EAE_S16; EAE_S17; EAE_S22; EAE_S23; EAE_S24; EAE_S25; EAE_S27
	Espondilite anquilosante	EAE_S16; EAE_S19
Discos intervertebrais	Degeneração	EAE_S15; EAE_S22; EAE_S24
Maxila	Angulação com perda de alinhamento anatômico	EAE_S22; EAE_S24
Ulna	Erosão da epífise distal	EAE_S17
Rádio	Erosão da epífise distal	EAE_S25

Foram encontradas diversas alterações ósseas, algumas como indício de serem causadas pela senilidade, como mineralização das cartilagens, desgaste e erosão em costelas, escápula, rádio, ulna, vértebras *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 5)*, além de degeneração dos discos intervertebrais *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 6).* A espondilite anquilosante nas vértebras, também indicativo de senilidade, acometeu 3 espécimes (EAE_S19; EAE_S16 e EAE_S23), juvenil e adultos, respectivamente, representando 33 % das amostras *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 7).* Assim como foram identificadas fraturas antigas com remodelamento nas costelas, indicativo de acidentes ou colisão com embarcações, neoformação ósseas e de protuberâncias em costelas e vértebras, neoformação de sulcos na escápula *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 8)*], dentre outras.

Também destaca-se a abertura do arco neural em vértebras cervicais de 7 espécimes avaliados (EAE_S16; EAE_S17; EAE_S22; EAE_S23; EAE_S24; EAE_S25; EAE_S27) *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 9)*] e a união das epífises proximais das costelas de um *S. bredanensis* EAE_S19, fêmea, juvenil *(Material Suplementar A6MCS9, Figura 10)*], consideradas anomalias ósseas congênitas.

Alterações causadas pelo avanço da idade identificadas neste estudo condizem com o descrito na literatura para cetáceos (FRAGOSO, 2001). A espondilite anquilosante, síndrome que inclui a formação de novos ossos, perda de densidade óssea e muitas vezes resulta na fusão de duas ou mais vértebras ou atlas e occipital (SWEENY et al., 2005), chama atenção por ser normalmente associada a indivíduos mais velhos, contudo, um dos espécimes identificado com fusão nas vértebras era um juvenil (EAE_S19).

As análises de anomalias ósseas congênitas, ou distúrbios ocorridos em cetáceos durante a morfogênese são recorrentes no que se refere à descrição da costela cervical e do não fechamento do arco neural, na vértebra cervical (BARNES, 1994). Destaca-se o alto índice da abertura do arco neural em vértebras cervicais no Período de Transição PMBA/Fest-RRDM. Em outro estudo, o não fechamento do arco neural atingiu nove espécimes de *S. guianensis* da região centro-norte do Rio de Janeiro, sendo observadas aberturas na forma de fendas completas, esboçado ou ausente (LAETA et al., 2010). A porcentagem encontrada no centro-norte do Rio de Janeiro pode estar relacionada com fatores ambientais ou genéticos (BARNES, 1994; MOALEM, 2007), já que a frequência foi maior do que o esperado quando comparados os resultados da literatura (FRAGOSO, 2006; FETTUCCIA et al., 2009).

Essas patologias ósseas em cetáceos e alta porcentagem de anomalias congênitas pode estar relacionada com fatores ambientais ou genéticos da população. Alguns crescimentos ósseos anormais também podem ser decorrentes de respostas inflamatórias causadas por doenças metabólicas. Rodriguez e Mandalunis (2018) afirmaram que a falta ou o excesso de metais pesados no corpo podem alterar a dinâmica óssea. A exposição a longo prazo e a curta exposição a altas concentrações induzem um desequilíbrio no processo de remodelação óssea, alterando a formação e a reabsorção, levando ao desenvolvimento de diferentes patologias ósseas.

Os relatos de doenças e outros processos patológicos em cetáceos no Brasil demonstram a quantidade de fatores impactantes ou estressantes aos quais estão expostos e as lacunas de conhecimento quanto ao estado de saúde desses animais (DOMICIANO, 2012). Alterações ósseas, indícios de processos infecciosos, entre outros achados, que aliados às análises macroscópicas da necropsia, resultados microbiológicos e de contaminantes, auxiliam na emissão de laudos mais conclusivos, permitindo avaliar de forma mais efetiva a saúde dos animais da região. Por isso, é importante que os ambientes e os animais sejam monitorados constantemente e a longo prazo. A investigação da saúde dos animais é imprescindível e pode auxiliar na identificação da qualidade do ecossistema e na determinação de ações de conservação.

1.4.1.11 Prevalência de patógenos bacterianos e fúngicos

Nas análises de microbiologia do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM foram testadas 63 amostras de *swab* de 17 diferentes espécimes (Quadro 10), sendo que 15 amostras estavam contaminadas e 6 não tiveram crescimento. Amostras oriundas das espécies *S. guianensis* (15 espécimes) e *M. novaeangliae* (2 espécimes). Nas amostras de *swab* de orifício respiratório foram encontradas as bactérias *Kluyvera* spp.; *Serratia* spp. e *Pseudomonas* spp. No pulmão *Pseudomonas aeruginosa*; *Pseudomonas stutzeri*; *Pseudomonas* sp.; *Citrobacter* spp.; *Klebsiella* spp.; *Staphylococcus* spp.; *Edwarsiella tarda*; *Hafnia alvei*; *Providencia* spp.; *Kluyvera* spp.; Enterobacteriacea; *Serratia* spp.; *Serratia marcescens*; *Pantoea agglomerans* e o fungo *Candida* spp.

A flora normal de animais sadios é composta por uma grande variedade de microrganismos, sendo a maioria bactérias. No entanto, fungos também podem ser encontrados, porém a quantidade é usualmente baixa quando comparado à flora bacteriana (PELCZAR et al., 1996). Assim como mencionado, a prevalência de bactérias deste estudo do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM foi maior que a fúngica, sendo que somente a espécie *Candida* spp. foi identificada no pulmão de um *S. guianensis*, macho, adulto (EAE_S32). A *Candida albicans* é a principal espécie isolada em delfinídeos, embora outras espécies do gênero Candida já tenham sido descritas. As candidioses podem evoluir de infecções mucocutâneas para as formas viscerais focais e sistêmicas (MARTINS et al., 2002). Este fungo já foi identificado em diversas espécies, *Tursiops truncatus*, *Steno bredanensis*, *Stenella longirostris* e em uma *Orcinus orca* (SWEENEY et al., 1976; NAKEEB et al., 1977). O aparecimento de micoses oportunistas como a candidíase no trato respiratório e/ou localizada em outros orifícios dos cetáceos, podem ocorrer devido ao stress, mudanças do pH da água, comprometimento ambiental ou outras doenças infecciosas (BUCK et al., 2006).

Quadro 10: Lista de patógenos encontrados nas amostras de swab avaliadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES. Período de Transição PMBA/Fest-RRDM

Órgãos afetados	Achados Microbiológicos	Espécimes afetados
Orifício respiratório	*Kluyvera* spp.	EAE_S43
	Serratia spp.	EAE_S57; EAE_S60; EAE_S62
	Pseudomonas spp.	EAE_S64
Pulmão	*Pseudomonas aeruginosa*	EAE_S51
	Pseudomonas stutzeri	EAE_S64
	Pseudomonas sp.	EAE_S30
	Candida spp.	EAE_S32
	Citrobacter spp.	EAE_S62
	Klebsiella spp.	EAE_S32; EAE_S42
	Staphylococcus spp.	EAE_S32
	Edwarsiella tarda	EAE_S35; EAE_S48
	Hafnia alvei	EAE_S35
	Providencia spp.	EAE_S37
	Kluyvera spp.	EAE_S43
	Enterobacteriacea	EAE_S37; EAE_S54; EAE_S67
	Serratia spp.	EAE_S57
	Serratia marcescens	EAE_S62
	Pantoea agglomerans	EAE_S54
Ânus	*Escherichia coli*	EAE_S30; EAE_S43; EAE_S57; EAE_S60
Olho	*Serratia marcescens*	EAE_S69
Lesão ouvido	*Pseudomonas aeruginosa*	EAE_S54
Lesão peitoral	*Pseudomonas* spp.	EAE_S64
Vagina/Vulva	*Kluyvera* spp.	EAE_S43
	Escherichia coli	EAE_S57; EAE_S60
Prepúcio	*Escherichia coli*	EAE_S62
	Pseudomonas spp.	EAE_S64
Pedúnculo caudal	*Pseudomonas* spp.	EAE_S60
Cavidade Oral	*Pseudomonas* spp.	EAE_S64
Liquido Cavidade Abdominal	*Pseudomonas* spp.	EAE_S64

No ânus foi encontrada *Escherichia coli.* No olho, *Serratia marcescens*. Em uma lesão próxima ao ouvido *Pseudomonas aeruginosa*. Em uma lesão peitoral foi encontrada *Pseudomonas* spp. Na vulva/vagina *Kluyvera* spp. e *Escherichia coli*. No prepúcio *Escherichia coli* e *Pseudomonas* spp. Em um pedúnculo caudal *Pseudomonas* spp. Na cavidade oral *Pseudomonas* spp. Em uma amostra de líquido na cavidade abdominal *Pseudomonas* spp. Também foram avaliados swabs de outras regiões, lesões e umbigo, mas sem crescimento de patógenos.

As espécies bacterianas mais encontradas no trato respiratório de cetáceos, são os microrganismos Gram negativos e estão atribuídos ao meio ambiente em que vivem (PARENTE et al., 2004). Então, quando há uma queda da imunidade ou a resistência do animal está prejudicada, pode ocorrer a suscetibilidade a infecção de certas espécies que pertencem a microflora normal ou pelos microrganismos encontrados no meio ambiente (PELCZAR et al., 1996). Dentre os isolados de cetáceos destacam-se as bactérias: *Streptococcus equi*, diversas espécies do gênero *Brucella* (VAN BRESSEM et al., 2001). Encontram-se, ainda, *Erysipelotrix insidiosa* (GERACI et al., 1966) e diversas espécies do gênero *Nocardia* (SWEENEY et al., 1976), entre outras. Neste estudo, foram encontradas bactérias já descritas na literatura para diversos cetáceos, contudo, para a espécie mais avaliada, *S. guianensis*, a relação de bactérias é escassa. Observa-se que foram isoladas bactérias distintas, inclusive, que foram em sua maioria diferentes das encontradas no Ano 1 PMBA/Fest-RRDM, o que alerta para a importância do monitoramento a longo prazo, para compreensão das prevalências e da saúde dos animais.

Os microrganismos pertencentes a família Pseudomonadaceae, são bactérias Gram negativas aeróbicas, gênero *Pseudomonas*, são bactérias oportunistas e quando há uma baixa imunidade, se torna infectante. A maioria das infecções são invasivas e toxigênicas. As infecções por *Pseudomonas* variam de infecções primárias de pele, feridas, queimaduras, otites, conjuntivites a lesões internas sérias, que afetam os pulmões, levando a broncopneumonias, afetam a corrente sanguínea (septicemia) e sistema cardíaco (endocardites) (JAWETZ, MELNICK e ADELBERG, 2014). Para estas análises foram encontradas bactérias desse gênero em orifício respiratório (EAE_S64), pulmão (EAE_S30; EAE_S51; EAE_S64), lesão próximo ao ouvido (EAE_S54), lesão peitoral (EAE_S64), prepúcio (EAE_S64), pedúnculo caudal (EAE_S60), cavidade oral (EAE_S64) e no líquido encontrado na cavidade abdominal (EAE_S64).

Os microrganismos pertencentes a família Enterobacteriaceae, são bactérias Gram negativas, aeróbios e anaeróbios facultativos. São constituídos por mais de 100 espécies, residem no trato gastrointestinal e fora do seu ambiente podem causar uma série de doenças. Possuem muitos mecanismos de resistência, que levam a numerosos genes de virulência e resistência aos antibióticos. Alguns representantes desta família são agentes de doenças. Encontramos uma bactéria dessa família no pulmão de um *S. guianensis* (EAE_S37), com suspeita de morte por processo infeccioso. Dentro deste contexto, destacam-se também os gêneros: *Escherichia, Klebsiella, Enterobacter, Serratia, Citrobacter, Providencia, Edwarsiella.* Estas bactérias podem causar infecções do trato respiratório, infecções urogenitais, peritonites, infecções gastrointestinais, septicemia e meningites, sendo esses gêneros encontrados nesta avaliação (EAE_S30; EAE_S43; EAE_S57; EAE_S60; EAE_S32; EAE_S42; EAE_S37; EAE_S54; EAE_S67; EAE_S62; EAE_S69; EAE_S35; EAE_S48), e podem ter contribuído para a diminuição da imunidade, na debilidade e saúde dos indivíduos e também nas causas de morte.

As doenças bacterianas são as principais causas de morbidade e mortalidade de mamíferos marinhos (DUNN et al., 2001). De acordo com Dunn (1990), as doenças bacterianas estiveram relacionadas como causa direta ou como fator contribuinte nas mortes de mais de 50% dos mamíferos aquáticos

cativos e encalhados, enquanto que as doenças micóticas estiveram implicadas em menos de 5% dos casos. Parsons e Jefferson (2000) detectaram doenças pré-existentes ou infecções bacterianas na morte de 29% dos cetáceos encalhados entre 1993 e 1998, em Hong Kong. Stroud e Jaffe (1979), citado em Dunn et al. (1990) atribuíram a infecção bacteriana como causa de morte em 27% dos mamíferos marinhos encalhados.

Para os cetáceos, quando o sistema imune ou a resistência adquirida estão prejudicados por debilidades ou estresses prolongados, podem predispor o animal à infecção por esses ou outros microrganismos encontrados no ambiente (PELCZAR et al., 1996). Ressaltando que o homem faz parte do topo da cadeia trófica marinha, e, portanto, está sob risco de adquirir elevada contaminação dos organismos consumidos e desenvolver problemas de saúde (ROSS, 2000).

Neste relatório do Período de Transição PMBA/Fest-RRDM, bem como no relatório do Ano 1 PMBA/Fest-RRDM não foram incluídas amostras pretéritas de microbiologia, fungos e bactérias.

1.4.1.12 Interação dos cetáceos com a pesca

De novembro de 2018 a setembro de 2019 foi realizado o primeiro ano do monitoramento de interação com a pesca. Nesta fase o monitoramento da pesca foi realizado em seis comunidades do litoral norte do Espirito Santo (Conceição da Barra, Guriri, Barra Nova, Regência, Barra do Riacho e Santa Cruz) através de entrevistas durante o desembarque pesqueiro. Nesta primeira fase os dados eram mais voltados para a atividade da pesca, tipos de equipamentos e interação com cetáceos. Era também um período para se estabelecer uma relação de confiança com as comunidades antes de se discutir as questões relativas ao desastre de Mariana. No total foram realizadas 1485 entrevistas nas seis comunidades e os resultados foram apresentados no relatório do Ano 1.

Para o Período de Transição estava prevista a realização de uma rodada de entrevistas nas mesmas seis comunidades, porém com o objetivo de analisar a percepção dos pescadores em relação aos possíveis impactos dos resíduos do desastre de Mariana sobre a atividade pesqueira.

Para esta segunda rodada era necessário um novo parecer de um Comitê de Ética que endossasse o projeto. Em novembro de 2019 foi dada entrada através do portal da Plataforma Brasil ao pedido de avaliação pelo Comitê de Ética (CAAE 26912619.0.0000.5063) sendo submetido à Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

O parecer positivo do Comitê de Ética foi obtido em 08 de maio de 2020, neste período as atividades de campo já estavam paralisadas devido à pandemia de COVID-19, isso impediu que as entrevistas fossem realizadas. A seguir uma breve discussão com base em trabalho similar que foi publicado em 2019.

Encontrou-se na literatura um trabalho similar ao que estava proposto, publicado em setembro de 2019. Questionários sobre a pesca foram aplicados em Regência e Povoação antes e após a chegada dos rejeitos na foz do Rio Doce (DADALTO et al., 2019). Esse estudo foi realizado em um menor número

de comunidades do que se pretendia no atual monitoramento, mas teve uma avaliação Pré e Pós-rompimento. Na primeira fase deste estudo, realizada de março de 2014 a maio de 2015, foram entrevistados 35 pescadores das duas comunidades para entender a percepção destes sobre a pesca antes e depois da exploração de petróleo. A segunda fase foi realizada em junho de 2016, sete meses após a chegada dos resíduos do desastre de Mariana. Foram entrevistados os mesmos pescadores com o objetivo de avaliar se a percepção destes em relação à pesca havia mudado em função do acidente ocorrido em novembro de 2015 e como estes avaliavam as perspectivas futuras.

Nas entrevistas conduzidas antes do acidente a maior preocupação dos pescadores de Regência e Povoação era com a pesca predatória realizada por grandes embarcações que vinham pescar em suas áreas. Os pescadores também reclamaram dos navios perfuradores responsáveis pela prospecção de petróleo, que eles consideram um obstáculo ao pleno desenvolvimento de suas atividades. Muitos pescadores relataram falta de perspectiva em relação à pesca devido às mudanças ocorridas na região e a redução na captura de peixes (DADALTO et al., 2019).

Nas entrevistas conduzidas após o acidente os autores mencionam que “além de causar um grande choque nas comunidades pela perda do sentido social e das práticas culturais, incluindo trabalho, alimentação e recreação, o desastre ambiental gerou um sentimento de insegurança, pela incerteza sobre o futuro da pesca. Consequentemente, uma sensação de insegurança financeira também é sentida, uma vez que o a renda do processamento do pescado era auferida não apenas pelos pescadores, mas também pelos familiares” (DADALTO et al., 2019).

Os autores concluem que houve uma grande mudança de sentimentos e atitudes dos pescadores entre as duas entrevistas. Houve uma percepção de indignação e desespero com a sobrepesca praticada por grandes empresas no primeiro estudo, mas não houve sentimento de perda de identidade, desesperança ou insegurança sobre a própria vida pessoal. Esses sentimentos foram percebidos durante o segundo estudo. Para os pescadores e moradores das comunidades de Regência e Povoação entrevistados, o presente é destituído de sentido: o Rio Doce - local de trabalho, lazer e geração de renda - não pode mais ser aproveitado. A contaminação da água tem gerado perdas emocionais e socioculturais que não podem ser mensuradas. O medo e a insegurança tornaram-se fatores cotidianos e não contemplados nas medidas compensatórias. Com isso, os pescadores sentem a incerteza de terem que mudar de ocupação. No entanto, os pescadores acreditam que o rio pode voltar ao normal, mas entendem que vai demorar muito para ocorrer e depende de um grande investimento e envolvimento de todos os setores governamentais, além do investimento feito pela empresa que causou o desastre ambiental (DADALTO et al., 2019).

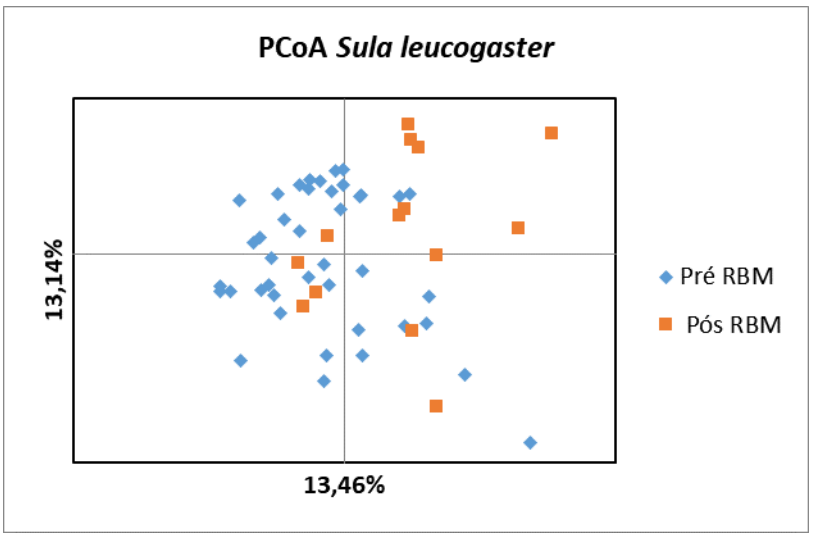
1.4.2 Aves

1.4.2.1 Diversidade genética

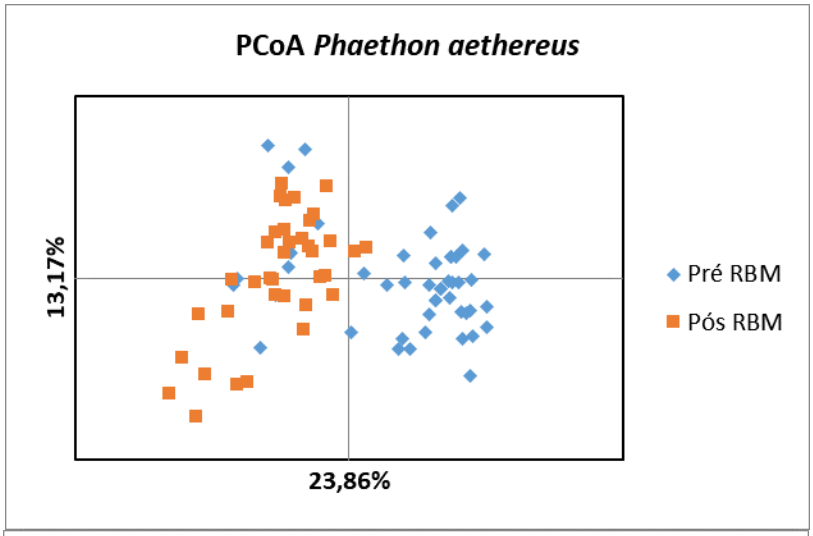
Para *Sula leucogaster* foram acessadas nove regiões diferentes dos respectivos genomas (*loci*) contendo marcadores do tipo SSR para 45 indivíduos. Estas regiões exibiram um total de 29 variantes (alelos) (média de 3,22 alelos por *locus*) para as amostras coletadas antes do rompimento da barragem e 25 alelos (média de 2,77 alelos por *locus*) para as amostras coletadas depois do rompimento da barragem. As heterozigosidades médias observada (H_O) e esperada (H_E) foram de 0,43 e 0,41, respectivamente, para amostras pré rompimento. Para as amostras pós rompimento, estes valores foram de 0,43 para ambos os índices de heterozigosidade (H_O e H_E) (Tabela 139).O coeficiente de endogamia (índice que indica desvios no Equilíbrio de Hardy-Weinberg pela presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente – F_{IS} Global) foi estimado em -0,42 (para amostras pré rompimento) e 0,014 (para amostras pós rompimento). A diversidade gênica, definida como a probabilidade de que dois alelos amostrados aleatoriamente de uma população sejam diferentes, apresentou-se menor nas amostras pós rompimento (0,38) quando comparadas às amostras coletadas antes do rompimento (0,40). A riqueza alélica, uma medida do número de alelos por *locus*, também mostrou-se ligeiramente menor nas amostras pós rompimento (2,38) do que nas amostras pré rompimento (2,40). Embora esta medida seja altamente dependente do tamanho efetivo da população e, portanto, deve ser padronizada por ser muito sensível a tamanhos irregulares de amostras, isto foi corrigido utilizando o método de rarefação (EL MOUSADIK, PETIT, 1996; HURLBERT, 1971), implementado no programa Fstat (GOUDET, 1995). Para amostras pré rompimento, todas as regiões analisadas apresentaram variantes genéticas. Porém, para as amostras pós rompimento, apenas 6 regiões se mostraram variáveis. A análise de PCoA mostra que, embora exista sobreposição da composição dos alelos, existem diferenças sutis entre as amostras coletadas antes e depois do rompimento (Figura 646).

Figura 646: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as populações analisadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). (A) Sula leucogaster (Arquipélago dos Abrolhos); (B) Phaethon aethereus (Arquipélago dos Abrolhos) e (C) Pterodroma arminjoniana (Ilha da Trindade)

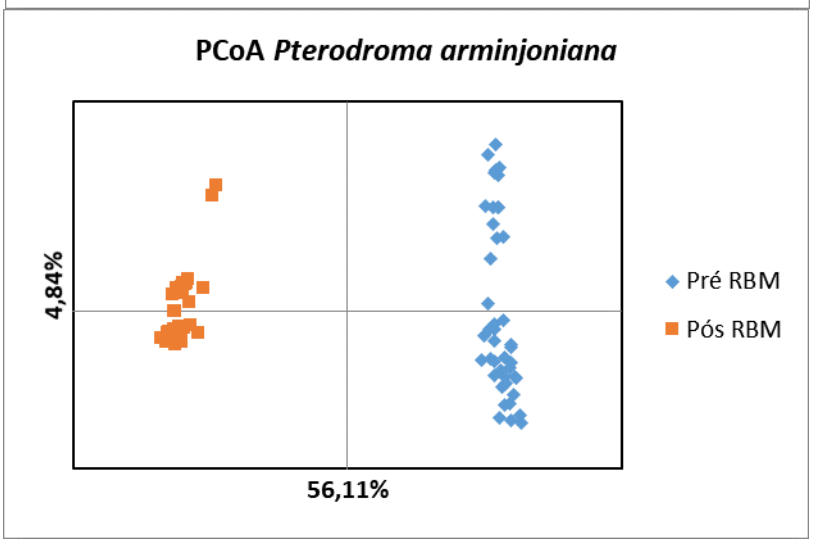
(A)



(B)



(C)



Para *P. aethereus*, 85 indivíduos foram analisados. Nesses indivíduos foram acessados 10 *loci*, os quais apresentaram 31 alelos (média de 3,87 alelos por *locus*) para as amostras coletadas antes do rompimento e 20 alelos (média de 2,85 alelos por *locus*) para amostras coletadas após o rompimento. As heterozigosidades médias observada e esperada para as amostras coletadas antes do rompimento foram 0,22 e 0,30 respectivamente e 0,35 (H_O) e 0,33 (H_E) para as amostras coletadas após o rompimento. O F_{IS} Global estimado apresentou valor de 0,26 (amostras pré rompimento) e 0,03 (amostras pós rompimento). Não foi detectada diferença significativa em relação aos valores citados acima, demonstrando que, até o momento, não há desvios no Equilíbrio de Hardy-Weinberg. A diversidade gênica para amostras coletadas após o rompimento foi menor (0,19) do que para as amostras coletadas antes do rompimento (0,22). Da mesma forma, a riqueza alélica também foi menor para as amostras coletadas após o rompimento (2,26) quando comparadas às amostras coletadas antes do rompimento (3,00) (Tabela 139). Das 10 regiões analisadas, 8 foram variáveis para o conjunto de amostras pré rompimento e 6 foram variáveis para as amostras pós rompimento. A análise de PCoA revelou quase 24% de diferença no eixo 1 para a composição gênica entre amostras coletadas antes e depois do rompimento, indicando que a composição de alelos desta espécie está mudando (Tabela 139 B).

Tabela 155: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para as populações analisadas: heterozigosidades obervada (HO) e esperada (HE), coeficiente de endogamia (FIS), média do número de alelos encontrados, riqueza alélica, diversidade gênica e proporção de loci polimórficos dada em porcentagem (P) e número total de alelos encontrados

	***Sula leucogaster* Pré**	***Sula leucogaster* Pós**	***Phaethon aethereus* Pré**	***Phaethon aethereus* Pós**	***Pterodroma arminjoniana* Pré**	***Pterodroma arminjoniana* Pós**
População	Abrolhos	Abrolhos	Abrolhos	Abrolhos	Trindade	Trindade
Nº amostral	41	14	48	37	45	41
Nº *loci* analisados	9	9	10	10	12	12
H_O	0,43	0,43	0,22	0,35	0,43	0,41
H_E	0,41	0,43	0,30	0,36	0,46	0,46
F_{IS}	-0,42	0,014	0,26	0,03	0,07*	0,10*
Média de alelos	3,22	2,77	3,87	2,85	4,50	4,80
Riqueza alélica	2,40	2,38	3,00	2,26	3,81	3,97
Diversidade gênica	0,40	0,38	0,22	0,19	0,40	0,37
P (%)	100	67	80	60	75	83

* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg (P<0,05). Pré = antes do rompimento da barragem; pós = após o rompimento da barragem.

Para *P. Arminjoniana* da ilha da Trindade, 86 indivíduos foram analisados para 12 *loci*. Nas amostras coletas antes do rompimento, foram encontrados 45 alelos (média de 4,5 alelos por *locus*), sendo

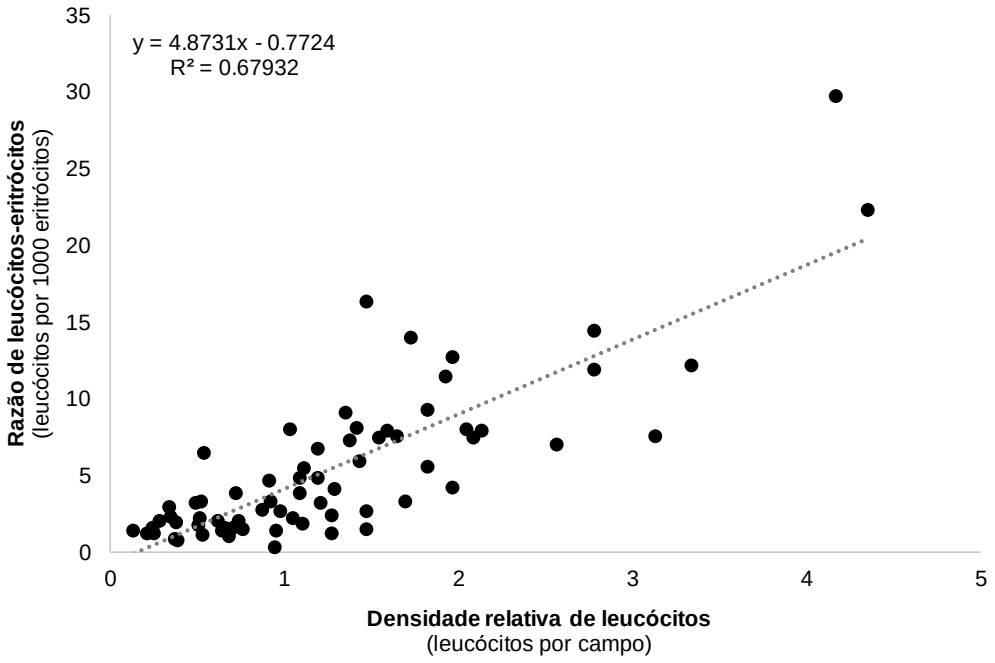
apenas 9 *loci* polimórficos. Já para as amostras coletadas após o rompimento foram encontrados 48 alelos (média de 4,8 alelos por *locus*) com 10 *loci* polimórificos. A heterozigozidade esperada para ambas as amostras foi a mesma (H_E = 0,46) (Tabela 139). Foram encontrados valores positivos e significativos do coeficiente de endogamia (F_{IS}) para ambas as populações amostradas (pré e pós rompimento), indicando uma deficiência no número de heterozigotos observados, em relação ao esperado sob o Equilíbrio de Hardy-Weinberg. Os valores de F_{IS} para essa espécie indicam também que há uma proporção de cruzamentos não aleatórios dentro desta população, ainda que em uma frequência baixa. A diversidade gênica encontrada para as amostras anteriores ao rompimento foi menor (0,37) quando comparada às amostras pós rompimento (0,40). No entanto, a riqueza alélica da população amostrada pós rompimento foi maior (3,97) do que a riqueza alélica na população amostrada antes do rompimento (3,81), refletindo um maior número de alelos encontrados nesta população. A análise de PCoA mostrou dois grupos bem distintos em relação à composição alélica das populações amostradas antes e depois do rompimento, para estes *loci* analisados (Figura 598 C).

1.4.2.2 Saúde

Hemograma e hematoscopia: A contagem diferencial de leucócitos (heterófilos, linfócitos, eosinófilos, monócitos e basófilos) foi realizada para 100 leucócitos. A densidade relativa de leucócitos (DRL), em leucócitos por campo, foi calculada como o inverso da contagem do número de campos microscópicos (sob magnificação de 1000×) examinados para completar a contagem diferencial. A contagem total de eritrócitos e leucócitos foi realizada por contagem manual em câmara de Neubauer utilizando a solução de Natt-Herrick em diluição 1:200. Como em aves pode ser difícil diferenciar linfócitos pequenos de trombócitos, utilizou-se a técnica de contagem de granulócitos com posterior cálculo da contagem total de leucócitos, a partir da proporção de granulócitos obtida pela contagem diferencial de leucócitos (DEIN et al., 1994). A razão de leucócitos e eritrócitos (RLE), em leucócitos por 1000 eritrócitos, foi calculada dividindo a concentração total de leucócitos pela concentração total de eritrócitos. Para estimar a relação entre RLE e DRL, foram utilizados dados de 69 hemogramas completos de aves marinhas atendidas pelo Instituto de Pesquisa e Reabilitação de Animais Marinhos - IPRAM (Figura 647) Com base nestes dados, foi estimado a RLE por meio da seguinte equação:

$$RLE = (4{,}8731 \times DRL) - 0{,}7724$$

Figura 647: Correlação entre a densidade relativa de leucócitos (DRL) e a razão de leucócitos-eritrócitos (RLE), conforme estimado com base em dados de 69 hemogramas completos de aves marinhas atendidas pelo IPRAM



Os resultados hematológicas por estresse, prioriza-se, antes de qualquer outro procedimento, a venopunção sanguínea. Não foram observados heterófilos imaturos, assim como nos achados do ano anterior, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para indivíduos sadios, incluindo eosinófilos e monócitos, cuja das análises realizadas indicam que as aves estavam em condições satisfatórias de saúde, com uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos, como reportado na bibliografia para aves piscívoras e carnívoras (ALMOSNY et al., 1998; JONES, 2015), em aves de ambas as ilhas. Os quadros de heterofilia, confirmados com a contagem absoluta de leucócitos na câmara de Neubauer, podem ser atribuídos a quadros inflamatórios agudos e de estresse (RUIZ et al., 2002; TRAVIS et al., 2006), corroborando os achados do ano anterior, e também devido ao estresse de manipulação para a coleta de sangue. Para evitar alterações presença é escassa.

Em relação aos esfregaços coletados em fevereiro de 2019 no Arquipélago dos Abrolhos, cinco deles estavam muito espessos, e dessa forma, não foi possível identificar os leucócitos. Em esfregaços muito espessos, os eritrócitos, sempre em maior quantidade na lâmina, encobrem completamente os leucócitos, impossibilitando a leitura.

Microbiologia (Antibiograma e Virulência): Foram pesquisadas e caracterizadas bactérias de interesse em saúde pública em aves marinhas amostradas em Trindade e no Arquipélago dos Abrolhos. Nenhuma das amostras do primeiro ano de monitoramento testadas foi positiva para *Salmonella* spp. Três *S. leucogaster* apresentaram *Bordetella* e 13 apresentarem *Enterococcus* spp. em swabs de orofaringe, sendo eles U61934, U57793 e U61942 (*Bordetella* spp.) e U57792, U61931, U61932,

U61933, T45873, U6310, U61934, U61937, U61939, U61941, T45812, U61943, U19697 (*Enterococcus* spp.), respectivamente. Todas as amostras triadas apresentaram colônias de *Escherichia coli*. Para a confirmação, as amostras foram submetidas à ionização por dessorção a *laser* assistida por matriz (MALDI-TOF),

Foram identificadas bactérias de importância em saúde pública nas amostras provenientes de Abrolhos coletadas em 2020 (fevereiro de 2020), como *Pseudomonas aeruginosa* (6,3%), *Enterobacter* sp. (21.0%); e *Klebsiella* sp. (7.0%). Também foram identificadas outras enterobactérias, sendo *E. coli* a espécie mais frequente (37,5%). Apesar do potencial zoonótico da maior parte das bactérias Gram-negativas, muitas das cepas fazem parte da microbiota de aves marinhas, desempenhando um importante papel na manutenção da saúde do organismo, facilitando a absorção de nutrientes, desintoxicação e interações com o sistema imunológico (GROND et al., 2018). Ao contrário das aves domésticas, as aves selvagens alternam múltiplos habitats, além de apresentarem particularidades na fisiologia e histórias de vida, como comportamento migratório e sistemas de acasalamento. As características das espécies resultam numa vasta diversidade na microbiota intestinal e em sua composição e função.

Nenhuma das amostras testadas provenientes da ilha da Trindade foi positiva para o teste de virulência, (*Salmonella, Bordetella* sp*., Staphylococcus, Streptococcus viridans, Corynebacterium* spp., *Candida albicans*, *Candida krusey, Acinetobacter baumannii*, *P. aeruginosa*, *E. coli*, *K. oxytoca*, *K. pneumoniae*, *E. cloacae*, *E. aerogenes* e *Enterococcus)*, ou seja, ausência de crescimentos bacterianos e leveduriformes, semeados em meios específicos (descritos na metodologia detalhada).

Das amostras provenientes das aves de Abrolhos (fevereiro de 2020), cinco indivíduos (quatro *S. leucogaster*: U59830, V40744, V41348, V00168 e um de *P. aethereus*: P13236) foram negativos no teste de virulência e não tiveram sensibilidade ao teste do antibiograma (Antibióticos testados: Imipinem, Marbofloxacina, Amicacina, Ampicilina, Meropenem, Ciprofloxacina, Ceftriaxona, Cefepime, Marbofloxacina, Enrofloxacina, Aztreonam, Gentamicina, Enrofloxacina, Ceftazidima, Piperacilina Tazobactam, Amoxilina clavulanato, Cefalexina, Tobramicina Tetraciclina, Cefoxitina, Levofloxacina, Cefovecina). Outros seis indivíduos (*S. leucogaster*: V40743; e cinco *P. aethereus*: P14330, P13113, P13807, N32652, N32655, P15188) tiveram isolados de *Staphylococcus* coagulase negativa, em placa. Por se tratar de uma bactéria saprófita, sua presença é esperada no trato gastrointestinal dos animais, não sendo sensível aos antibióticos testados.

Bactérias Gram-negativas multirresistentes: Nas amostras de *P. aethereus* do primeiro ano de monitoramento, dois isolados de suabe de cloaca referentes à coleta de novembro de 2018, apresentaram perfil de resistência de interesse – um isolado identificado como *E. coli* (P16291), que cresceu no ágar MacConkey suplementado com ciprofloxacina, e um isolado identificado como *K. aerogenes* (P16400), que cresceu na placa de MacConkey suplementado com colistina. O isolado P16291 apresentou resistência a todas as quinolonas testadas (ácido nalidíxico, ciprofloxacina, enrofloxacina, levofloxacina, marbofloxacina, moxifloxacina, norfloxacina, ofloxacina e perfloxacina);

O isolado do animal P16400 apresentou resultado positivo no NP teste (indicando a degradação da colistina) e no teste de disco combinado com EDTA. Além disso, a concentração inibitória mínima (CIM) da colistina frente a esse isolado foi de 8 µg/mL, confirmando a resistência ao antibiótico testado. Como esses resultados foram indicativos de uma possível produção de *mcr*, esse isolado foi submetido ao sequenciamento de genoma completo. Contudo, a presença do gene *mcr* não foi detectada no genoma dessa amostra. Em contrapartida, foram identificadas mutações pontuais nos genes *pmrA* (L162M), *pmrB* (S79G, V87M, A245E e N275K) e *phoQ* (L272P). Destas, somente a mutação em *phoQ* foi predita como deletéria. Adicionalmente, foram detectados genes de resistência a fluoroquinolonas (*oqxA* e *oqxB*), a fosfomicina (*fosA*) e a macrolídeos, lincosamidas e estreptogramina B (mdfA). A análise pela ferramenta PlasmidFinder não permitiu a detecção de nenhum plasmídeo. A análise de genes de virulência detectou a presença do gene *entB*, relacionado à biossíntese do sideróforo enterobactina. A análise de MLST, por sua vez, identificou a cepa como pertencente ao ST34, do complexo clonal 7.

Das amostras de *S. leucogaster*, apenas uma amostra coletada em abril de 2019 (U61943), de suabe de cloaca, apresentou um perfil de resistência de interesse, após crescer em placas de ágar MacConkey suplementado com colistina, com resultado positivo no teste de disco combinado com EDTA. Nenhuma das amostras coletadas durante o segundo ano de monitoramento e testadas teve resultado positivo para a presença de bactérias multirresistentes. Ao compararmos com o ano anterior, foram detectadas três amostras de indivíduos distintos, provenientes de Abrolhos (fevereiro de 2020), que apresentaram resistência a todas as quinolonas testadas, porém, este isolado ainda não foi submetido ao sequenciamento de genoma completo para determinação da identidade.

Diagnóstico molecular virológico: As amostras de suabe de orofaringe e cloaca foram negativas para os vírus testados (Influenza, Newcastle, Herpesvírus, Adenovírus, Circovírus e Avulavírus) para todas as amostras do período estudado, ficando apenas “em análise” as amostras provenientes de Abrolhos e coletadas em fevereiro de 2020.

Diagnóstico molecular parasitológico: As amostras de sangue total de todas as amostras testadas foram negativas para *Borrelia* sp.

1.4.2.3 Contaminantes

Contaminantes inorgânicos em *T. chlororhynchos*: Os resultados dos elementos-traço analisados no sangue e nas penas de contorno de *T. chlororhynchos*, considerando-se os períodos anterior e posterior ao rompimento da barragem de Fundão, são apresentados na Figura 648. As concentrações por indivíduo amostrado no sangue (Material Suplementar *Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 7*), nas penas de contorno e em crescimento amostradas no período anterior (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 8*) e das penas de contorno do período posterior ao rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 9*) encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1*. Valores mínimos, médios, medianos e máximos em mg/kg de peso seco das amostras de sangue estão disponíveis no material suplementar (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 10*). A comparação das concentrações

no sangue entre períodos não foi possível devido ao baixo número de amostras obtidas após o rompimento da barragem (n = 2).

Valores mínimos, médios, medianos e máximos em mg/kg de peso seco dos elementos analisados nas penas de contorno, considerando-se a comparação entre os períodos, encontram-se na Tabela 156. Percebe-se uma diminuição significativa nos valores médios de todos os elementos essenciais, com exceção do Fe, que apresentou uma diminuição não significativa. Já para os elementos não essenciais, As apresentou um aumento significativo nos valores médios, enquanto Cd e Hg apresentaram uma diminuição significativa, além do decréscimo não significativo nos valores de Pb.

Quando comparado o tipo de penas (contorno × crescimento), nenhum elemento apresentou diferença significativa (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 11*). Sendo assim, para as comparações dos valores anteriores e posteriores ao rompimento da barragem em *S. leucogaster*, *P. aethereus* e *P. arminjoniana* considerou-se apenas o tecido “pena”, não havendo separação por tipo. Neste sentido, adotou-se a lógica de que os valores de referência das penas (anteriores ao rompimento) representam o quanto as aves são capazes de tolerar e detoxificar em condições normais e sem prejuízo das atividades fisiológicas, comportamentais ou reprodutivas.

Quanto às correlações entre os diferentes elementos nas penas (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 12*), apenas [Cr] e [Pb] (p = 0,016; *rho* = 0,847), [Cu] e [Fe] (p = 0,036; *rho* = 0,786), e [Fe] e [Pb] (p = 0,024; *rho* = -0,821) apresentaram correlações significativas no período anterior ao rompimento da barragem. Já para o período posterior, observamos um aumento nas correlações significativas: [As] com [Mn] (p = 0,042; *rho* = 0,683), [Cd] com [Hg] (p = 0,004; *rho* = 0,850), [Cu] com [Hg] (p = 0,007; *rho* = 0,817), [Hg] com [Zn] (p = 0,030; *rho* = 0,717), e [Pb] com [Zn] (p = 0,042; *rho* = 0,683). Após o rompimento da barragem, as correlações de [As] com [Cd] (p = 0,016; *rho* = 0,767), [As] com [Hg] (p = 0,013; *rho* = 0,783), [Cd] com [Mn] (p = 0,002; *rho* = 0,883), e [Mn] com [Pb] (p = 0,010; *rho* = 0,800), que antes eram negativas, passaram a ser significativamente positivas. Já a correlação entre [Hg] e [Zn] que, antes era significativamente positiva, passa a ser negativa após o rompimento da barragem. Correlações entre os diferentes elementos traço no sangue amostrado antes do rompimento da barragem, assim como as correlações entre um mesmo elemento nos diferentes tecidos (sangue x penas) encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 13 e Tabela 14*, respectivamente).

Figura 648: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas de contorno de Thalassarche chlororhynchos nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão

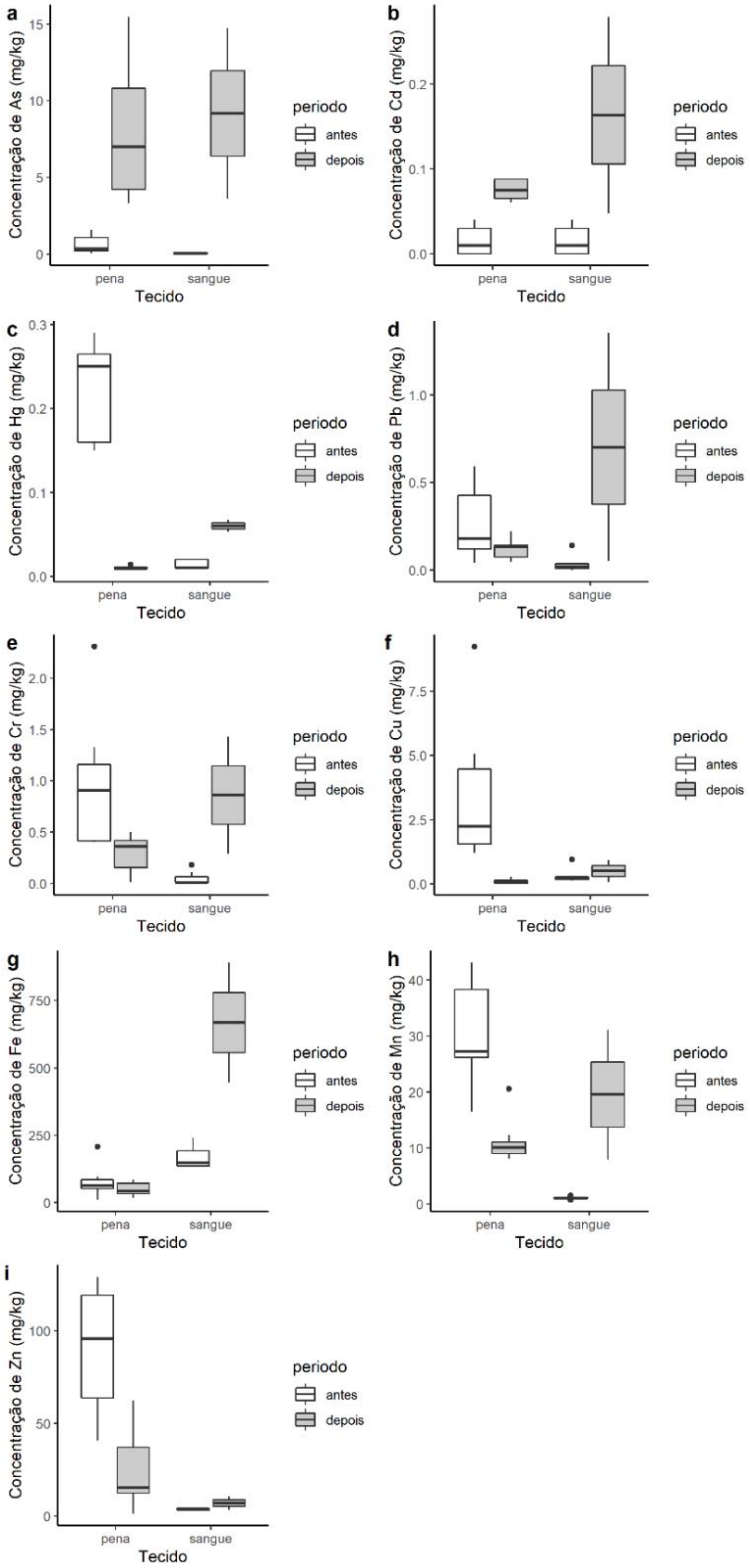


Tabela 156: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos nas penas de contorno e nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos* no período anterior, e nas penas de contorno no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão

Elementos Essenciais										
Elemento	Cr	Cr	Cu	Cu	Fe	Fe	Mn	Mn	Zn	Zn
Período/ N amostrado	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)
p valor	0,011		0,0002		0,299		0,0003		0,001	
Mínimo	0,400	0,011	1,190	0,162	11,440	18,773	16,450	8,123	40,800	1,256
Média	0,967	0,284	3,523	0,095	80,227	49,521	30,806	11,138	90,270	23,279
Mediana	0,910	0,359	2,230	0,060	64,910	43,074	27,250	10,039	95,980	15,332
Máximo	2,310	0,505	9,240	0,290	208,700	86,540	43,080	20,552	129,180	62,415
Elementos Não Essenciais										
Elemento	As	As	Cd	Cd	Hg	Hg	Pb	Pb	-	-
Período/ N amostrado	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	Antes (n=7)	Depois (n=9)	-	-
p valor	0,0002		0,007		0,001		0,252			
Mínimo	0,070	3,298	0,010	0,060	0,150	0,008	0,040	0,046	-	-
Média	0,654	8,057	0,028	0,075	0,220	0,010	0,271	0,124	-	-
Mediana	0,340	6,986	0,030	0,075	0,250	0,009	0,180	0,132	-	-
Máximo	1,600	15,473	0,040	0,088	0,290	0,014	0,590	0,221	-	-

Diferenças significativas de *p* valor evidenciadas em negrito.

Contaminantes inorgânicos em *P. arminjoniana*: As concentrações dos elementos essenciais no sangue de *P. arminjoniana* (Figura 649 , Tabela 157) apresentaram diminuição significativa de [$Cu_{média}$] em aproximadamente 2 vezes e [$Zn_{média}$] em 4 vezes após o rompimento da barragem. Houve ainda uma diminuição não significativa de [$Cr_{média}$] e [$Mn_{média}$]. Apenas [$Fe_{média}$] apresentou aumento não significativo na concentração sistêmica. Já os elementos não essenciais (Figura 649, Tabela 157) tiveram um aumento significativo de 12 vezes para [$As_{média}$] e 10 vezes para [$Cd_{média}$], além de um aumento não significativo de [$Pb_{média}$]. As concentrações médias de Hg em *P. arminjoniana* tiveram uma diminuição significativa de 9 vezes na corrente sistêmica. Concentrações por indivíduo amostrado no sangue nos períodos anterior e posterior ao rompimento da barragem encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 15*.

Ao observar as concentrações dos elementos essenciais nas penas (Figura 649, Tabela 157) percebe-se uma diminuição média significativa para todos os elementos essenciais após o rompimento da barragem. Os valores médios de referência das penas primárias (antes) diminuiram mais de 8 vezes para [Cr] nas penas de contorno (depois do rompimento da barragem); aproximadamente 3 vezes para [Cu]; 9 vezes para [Fe]; 8 vezes para [Mn]; e 19 vezes para [Zn]. Já os elementos não essenciais (Figura 649, Tabela 157), assim como observado no sangue, aumentaram significativamente em 2 vezes [$As_{média}$] após o rompimento, além do aumento não significativo de [$Cd_{média}$]. Em contrapartida, [$Hg_{média}$] e [$Pb_{média}$] apresentaram uma diminuição não significativa após o rompimento da barragem.

Concentrações por indivíduo amostrado nas penas primárias (antes) e de contorno (depois do rompimento da barragem) encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 16*.

Considerando as correlações entre diferentes elementos no sangue (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 17*), no período anterior ao rompimento da barragem observa-se correlação significativa entre [Cr] e [Cu] (p = 0,005; *rho* = -0,983), e [Hg] e [Pb] (p = 0,0002; *rho* = 0,933), além das fortes correlações entre [Cr] e [Zn] (p < 0,001; *rho* = 1), [Hg] e [Mn] (p < 0,001; *rho* = 1), e [Mn] e [Pb] (p < 0,001 ; *rho* = 1), totalizando 5 interações significativas entre os diferentes elementos. Após o rompimento da barragem, correlações significativas foram encontradas entre [As] e [Cd] (p = 0,005; *rho* = 0,806), [As] e [Cr] (p = 0,022; *rho* = 0,709), [As] e [Mn] (p = 0,002; *rho* = 0,855), [As] e [Pb] (p = 0,033; *rho* = 0,673), [As] e [Zn] (p = 0,043; *rho* = 0,648), [Cd] e [Cr] (p = 0,007; *rho* = 0,782), [Cd] e [Cu] (p = 0,029; *rho* = 0,685), [Cd] e [Fe] (p = 0,029; *rho* = 0,685), [Cd] e [Pb] (p = 0,043; *rho* = 0,648), [Cr] e [Cu] (p = 0,025; *rho* = 0,697), [Cr] e [Mn] (p = 0,003; *rho* = 0,830), [Cr] e [Pb] (p = 0,043; *rho* = 0,648), [Cu] e [Mn] (p = 0,022 ; *rho* = 0,709), [Fe] e [Zn] (p = 0,048; *rho* = 0,636), e [Mn] e [Pb] (p = 0,019; *rho* = 0,721), além da forte interação entre [Cd] e [Mn] (p < 0,001; *rho* = 0,988), totalizando 16 interações significativas entre os elementos. As correlações negativas observadas antes do rompimento da barragem entre As e Cd, As e Cr, As e Hg, Cd e Cu, Cr e Cu, Cu e Fe, e Cu e Zn, passam a ser positivas após o rompimento da barragem.

Quanto às interações entre os diferentes elementos nas penas primárias (antes do rompimento da barragem; *Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 18*), apresentaram correlações significativas [As] com [Cd] (p = 0,037; *rho* = 0,900), [As] com [Cr] (p = 0,014; *rho* = 0,857), [As] com [Zn] (p = 0,036; *rho* = 0,700), [Cd] com [Pb] (p = 0,037; *rho* = 0,900), [Cr] com [Mn] (p =0,036 ; *rho* = 0,786), [Fe] com [Zn] (p = 0,005; *rho* = 0,833), e [Pb] com [Zn] (p = 0,045; *rho* = 0,678), totalizando 7 interações. Nas penas de contorno (após o rompimento da barragem; *Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 18*), a única correlação significativa foi entre [Cd] e [Mn] (p = 0,019; *rho* = 0,721), não observada nas penas primárias. Os demais elementos não apresentaram correlações significativas entre si, sendo que Cu e Hg não apresentaram correlações significativas com nenhum outro elemento em ambos os períodos. As correlações entre As e Cr, As e Fe, As e Pb, Cd e Cu, Cr e Fe, Cr e Pb, Cu e Hg, Cu e Zn, Fe e Pb, e Fe e Zn, que antes do rompimento eram positivas, passaram a ser negativas após o rompimento da barragem. Já as correlações entre As e Cu, As e Hg, Cd e Mn, Hg e Mn, e Hg e Pb, que eram negativas antes, passam a ser positivas após o rompimento da barragem.

Quanto à relação entre as concentrações dos elementos no sangue comparadas aos valores nas penas dos mesmos indivíduos de *P. arminjoniana* (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 19*), não foram observadas correlações significativas em ambos os períodos. As correlações no sangue e penas de As, Cr, Cu, e Fe, antes positivas, passaram a ser negativa após o rompimento. Já as relações entre as concentrações do sangue e penas de Hg e de Zn, que eram negativas, passam a ser positivas após o rompimento da barragem. O único elemento que não sofreu alteração na relação das concentrações sistêmica e das penas foi Mn, que se manteve positiva em ambos os períodos. Não foi possível calcular o coeficiente de correlação de Cd devido ao baixo número de concentrações lidas, ou abaixo do limite de quantificação.

Figura 649: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas primárias de Pterodroma arminjoniana antes do rompimento da barragem, e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão.

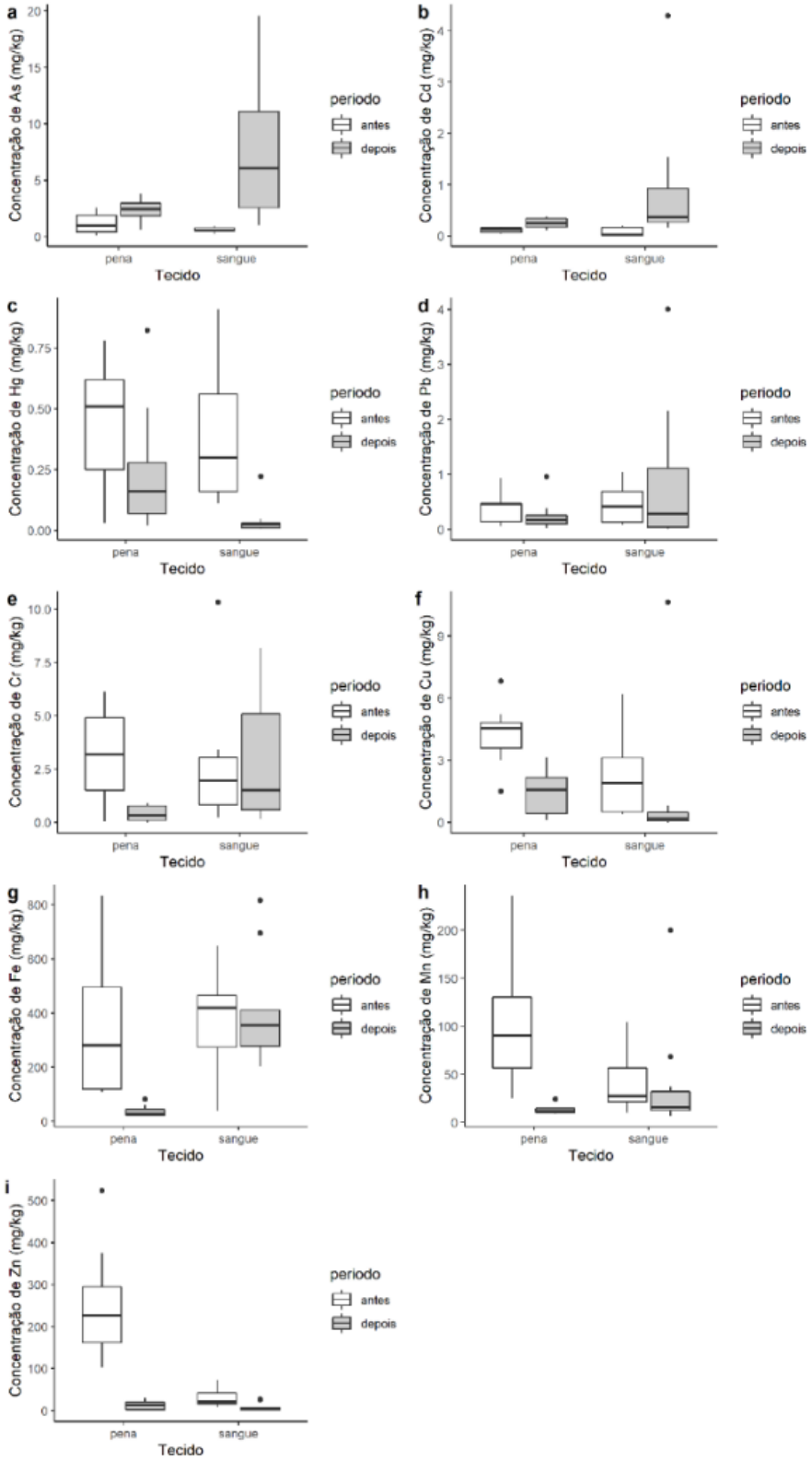


Tabela 157: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Pterodroma arminjoniana nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.

Elementos Essenciais – Sangue										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 6)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 8)	Depois (n = 10)
p valor	0,958		0,010		0,661		0,156		0,006	
Mínimo	0,220	0,157	0,390	0,004	38,260	202,063	9,700	6,829	8,480	0,218
Média	3,043	2,857	2,459	1,289	378,929	405,553	43,427	39,693	31,673	7,723
Mediana	1,945	1,507	1,890	0,171	418,330	277,439	27,510	16,080	22,010	3,417
Máximo	10,320	8,188	6,190	10,620	648,930	815,714	104,400	200,000	73,450	27,300
Elementos Não Essenciais – Sangue										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 5)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	0,0003		0,0004		0,0003		0,780		-	
Mínimo	0,220	0,988	0,010	0,170	0,110	0,006	0,090	0,006	-	-
Média	0,584	7,477	0,082	0,901	0,394	0,042	0,478	0,893	-	-
Mediana	0,520	6,081	0,030	0,365	0,300	0,024	0,420	0,286	-	-
Máximo	0,920	19,600	0,190	4,292	0,910	0,222	1,040	4,004	-	-
Elementos Essenciais – Penas										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)
p valor	0,043		0,0007		<0,001		<0,001		<0,001	
Mínimo	0,030	0,011	1,500	0,111	107,900	20,595	24,960	8,737	103,400	0,514
Média	3,160	0,411	4,294	1,436	347,294	36,422	107,202	12,979	248,050	12,877
Mediana	3,190	0,326	4,540	1,576	281,190	27,359	90,110	11,446	226,620	13,643
Máximo	6,110	0,893	6,810	3,130	833,000	82,422	235,800	24,164	523,570	31,078
Elementos Não Essenciais – Penas										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 5)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	0,017		0,250		0,156		0,270		-	
Mínimo	0,100	0,604	0,040	0,113	0,030	0,022	0,060	0,027	-	-
Média	1,111	2,332	0,116	0,250	0,419	0,238	0,408	0,246	-	-
Mediana	0,960	2,449	0,130	0,255	0,510	0,161	0,460	0,172	-	-
Máximo	2,560	3,707	0,180	0,369	0,780	0,823	0,930	0,953	-	-

Diferenças significativas de *p* valor evidenciadas em negrito.

Contaminantes inorgânicos em *S. leucogaster*: As concentrações dos elementos medidas no sangue de *S. leucogaster* nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (Figura 650, Tabela 158) demonstram que houve diminuição nos valores médios dos elementos essenciais após o rompimento. As diferenças foram significativas para [Cr], [Cu], [Mn] e [Zn]. Os valores médios de [Fe], mesmo menores no período pós rompimento, não foram estatisticamente significativos. Já para os elementos não essenciais, houve uma diminuição não significativa nas concentrações sistêmicas médias de Cd e de Hg, além de uma diminuição significativa em 13 vezes nas concentrações de Pb. Diferentemente dos demais, As apresentou aumento não significativo na concentração média pós rompimento, além do aumento dos valores máximos registrados para [As] e [Cd]. Houve ainda uma diminuição dos valores máximos de [Hg] e [Pb] no período pós quando comparados aos do período pré rompimento. As concentrações por indivíduo amostrado no sangue nos períodos anterior e posterior ao rompimento da barragem encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 20*.

Quanto às análises dos elementos nas penas (Figura 650, Tabela 158), assim como no sangue, houve uma diminuição significativa nas concentrações dos elementos essenciais após o rompimento da barragem. Os valores médios de [Zn] diminuíram aproximadamente 3 vezes; de [Fe] e de [Mn] 7 vezes; e os de [Cr] cerca de 8 vezes. A diminuição mais abrupta foi de [Cu], em aproximadamente 66 vezes. Já nas concentrações de elementos não essenciais, houve uma diminuição significativa para [As], [Hg] e [Pb], além de um aumento não significativo de [Cd]. Concentrações por indivíduo amostrado nas penas em crescimento (antes) e de contorno (depois do rompimento da barragem) encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 21*.

Correlações dos diferentes elementos no sangue (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 22*) no período anterior ao rompimento da barragem foram significativamente positivas para [As] e [Cu] (p = 0,003; *rho* = 0,929), [As] e [Fe] (p = 0,036; *rho* = 0,786), [As] e [Hg] (p = 0,025; *rho* = 0,929), [Cd] e [Zn] (p = 0,021; *rho* = 0,829), [Cr] e [Hg] (p = 0,024; *rho* = 0,821), [Cr] e [Pb] (p = 0,0007; *rho* = 0,893), [Cu] e [Fe] (p = 0,023; *rho* = 0,821), [Cu] e [Hg] (p = 0,007; *rho* = 0,893), e [Fe] e [Hg] (p = 0,024; *rho* = 0,821). Após o rompimento da barragem, correlações significativas foram encontradas entre [Cd] e [Cr] (p = 0,0002; *rho* = 0,915), [Cd] e [Cu] (p = 0,048; *rho* = 0,636), [Cd] e [Mn] (p < 0,001; *rho* = 0,891), [Cd] e [Zn] (p = 0,019; *rho* = -0,721), [Cr] e [Cu] (p = 0,019; *rho* = 0,721), [Cr] e [Mn] (p < 0,001; *rho* = 0,891), e [Fe] e [Hg] (p = 0,013; *rho* = -0,746). As correlações positivas As e Cd, As e Cu, As e Fe, As e Hg, Cd e Hg, Cd e Zn, Cr e Hg, Cr e Zn, Cu e Hg, Cu e Zn, Fe e Hg, Fe e Zn, Hg e Zn, e Mn e Zn, tornaram-se negativas após o rompimento da barragem. Já as correlações entre Cr e Mn, Cu e Mn, Fe e Mn, e Mn e Pb, que antes eram negativas, passaram a ser positivas após o rompimento da barragem.

Quanto às correlações entre as concentrações dos diferentes elementos nas penas (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 23*), [As] e [Cr] (p = 0,047; *rho* = 0,714), [Cd] e [Cr] (p < 0,001 ; *rho* = 1), [Cd] e [Mn] (p < 0,001; *rho* = 1), [Cd] e [Pb] (p < 0,001; *rho* = 1), [Cr] e [Mn] (p = 0,015; *rho* = 0,810), e [Cu] e [Fe] (p = 0,015; *rho* = 0,810) apresentaram correlações significativas antes do rompimento da barragem. Já no período posterior ao rompimento, foram observadas correlações significativas entre [As] e [Zn] (p = 0,002; *rho* = -0,843), [Cd] e [Hg] (p = 0,006; *rho* = 0,794), [Cd] e [Mn] (p < 0,001; *rho* =

1), [Cr] e [Pb] (p = 0,009; *rho* = -0,770), e [Hg] e [Mn] (p = 0,006; *rho* = 0,794). Assim como observado no sangue, a regulagem entre os alguns elementos nas penas sofreu alterações após o rompimento da barragem. As correlações positivas As e Pb, As e Zn, Cd e Pb, Cd e Zn, Cr e Hg, Cu e Fe, Hg e Pb, Hg e Zn, e Mn e Pb, tornaram-se negativas após o rompimento da barragem. Já as correlações entre Cu e Hg, e Fe e Hg, antes negativas, passam a ser positivas após o rompimento da barragem. Com exceção da correlação entre Cr e Mn, todas as correlações do Cr sofreram alterações após o rompimento da barragem, sendo que as correlações positivas entre Cr e Cu, Cr e Fe, Cr e Hg, e Cr e Pb passaram a ser negativas, e a correlação entre Cr e Zn, antes negativa, passa a ser positiva após o rompimento da barragem.

Quanto à relação entre as concentrações dos elementos nos diferentes tecidos para o mesmo indivíduo (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 24*), considerando-se o período anterior ao rompimento da barragem, *S. leucogaster* apresentou correlação significativa para os elementos As (p = 0,007; *rho* = 0,893), Cr (p = 0,007; *rho* = 0,893), Cu (p = 0,007; *rho* = 0,893), Hg (p = 0,036; *rho* = 0,786), além da forte correlação de Mn no sangue e nas penas (p = 0; *rho* = 1). Já para o período pós rompimento, apenas Pb apresentou correlação significativa entre as concentrações do sangue com as das penas (p = 0,039; *rho* = -0,657). As correlações positivas de Cu, Mn e Pb passaram a ser negativas após o rompimento da barragem.

Contaminantes inorgânicos em* P. aethereus*: Com relação às concentrações dos elementos essenciais medidas no sangue de P. aethereus para os períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (Figura 651, Tabela 159), foi possível observar uma diminuição significativa na [$Cu_{média}$] em 2 vezes em comparação às concentrações médias de referência, além da diminuição não significativa de Cr e Zn (4 de 1,2 vezes respectivamente). Apenas Fe e Mn tiveram um aumento não significativo nas concentrações após o rompimento da barragem. Já os elementos não essenciais (Figura 651, Tabela 159) apresentaram um aumento significativo para [$As_{média}$] de mais de 9 vezes; e de aproximadamente 6 vezes para [$Cd_{média}$], além do aumento não significativo de 2,8 vezes nas concentrações de Pb. O único elemento que teve uma diminuição significativa foi [$Hg_{média}$], de 2,7 vezes. As concentrações por indivíduo amostrado no sangue nos períodos anterior e posterior ao rompimento da barragem encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 25.*

Já as concentrações dos elementos essenciais nas penas em crescimento, referentes ao período pré rompimento, e nas penas de contorno, referentes ao período pós rompimento (Figura 651, Tabela 159), nota-se uma diminuição significativa para todos os elementos, especialmente o decréscimo de aproximadamente 25 vezes na [$Cu_{média}$]. Os valores médios de [Cr] diminuíram em mais de 5 vezes; os de [Fe] em aproximadamente 4 vezes; os de [Mn] em aproximadamente 3 vezes; e os de [Zn] em 7 vezes. Já para os elementos não essenciais (Figura 651, Tabela 159) houve uma diminuição significativa em todos os valores após o rompimento da barragem, com exceção da [$As_{média}$], que teve um aumento de aproximadamente 10 vezes. O Cd teve uma diminuição das concentrações médias de 1,4 vezes; o Hg em 19 vezes; e o Pb em aproximadamente 4 vezes. Valores por indivíduo amostrado

nas penas nos períodos anterior e posterior ao rompimento da barragem encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1, Tabela 26*.

Figura 650: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas em crescimento de Sula leucogaster antes e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão.

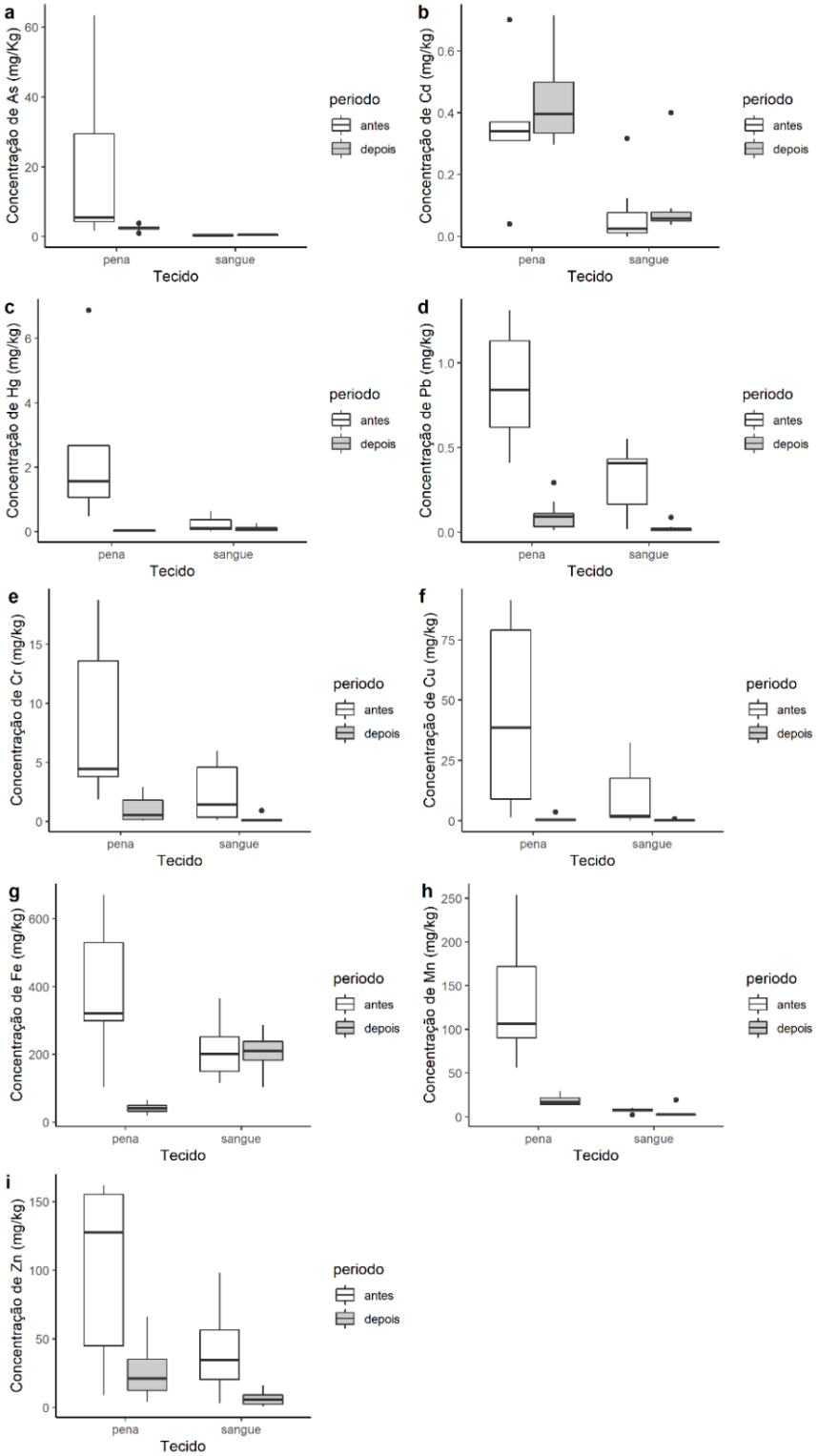


Tabela 158: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Sula leucogaster nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão

Elementos Essenciais – Sangue										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 6)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)
p valor	0,002		0,001		0,887		0,003		0,003	
Mínimo	0,110	0,062	1,140	0,024	114,520	102,538	2,120	1,435	3,090	0,838
Média	2,480	0,172	12,052	0,125	211,601	206,338	7,206	4,125	41,307	6,219
Mediana	1,440	0,913	6,270	0,056	200,450	209,401	7,430	2,443	34,410	5,670
Máximo	5,970	0,897	32,380	0,807	364,380	286,231	10,130	19,354	98,130	16,081
Elementos Não Essenciais – Sangue										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 6)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	0,315		0,107		0,315		0,004		-	
Mínimo	0,005	0,277	0,020	0,040	0,010	0,031	0,002	0,006	-	-
Média	0,394	0,490	0,102	0,095	0,230	0,088	0,310	0,023	-	-
Mediana	0,310	0,451	0,030	0,058	0,100	0,066	0,410	0,014	-	-
Máximo	0,800	0,852	0,320	0,400	0,630	0,251	0,550	0,088	-	-
Elementos Essenciais – Penas										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 6)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)
p valor	0,002		0,0002		0,0001		0,0001		0,025	
Mínimo	1,850	0,052	1,330	0,006	101,890	19,212	56,000	13,846	9,000	4,115
Média	8,280	0,972	43,929	0,661	392,891	40,228	134,341	18,939	99,899	25,445
Mediana	4,440	0,535	38,630	0,365	320,500	41,386	106,000	16,792	127,560	21,118
Máximo	18,750	2,884	91,590	3,652	670,870	65,066	254,000	29,618	161,750	66,044
Elementos Não Essenciais – Penas										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 5)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	Antes (n = 7)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	0,014		0,514		0,0001		0,0001		-	
Mínimo	1,630	0,969	0,040	0,296	0,470	0,019	0,410	0,013	-	-
Média	19,709	2,451	0,352	0,436	2,337	0,031	0,866	0,099	-	-
Mediana	5,430	2,471	0,340	0,396	1,570	0,029	0,840	0,091	-	-
Máximo	63,330	3,762	0,700	0,714	6,870	0,046	1,310	0,292	-	-

Diferenças significativas de *p* valor evidenciadas em negrito.

Figura 651: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais (a) arsênio (As), (b) cádmio (Cd), (c) mercúrio (Hg) e (d) chumbo (Pb), e dos elementos essenciais (e) cromo (Cr), (f) cobre (Cu), (g) ferro (Fe), (h) manganês (Mn), e (i) zinco (Zn) no sangue e nas penas em crescimento de *Phaethon aethereus* antes do rompimento da barragem, e no sangue e nas penas de contorno depois do rompimento da barragem de Fundão.

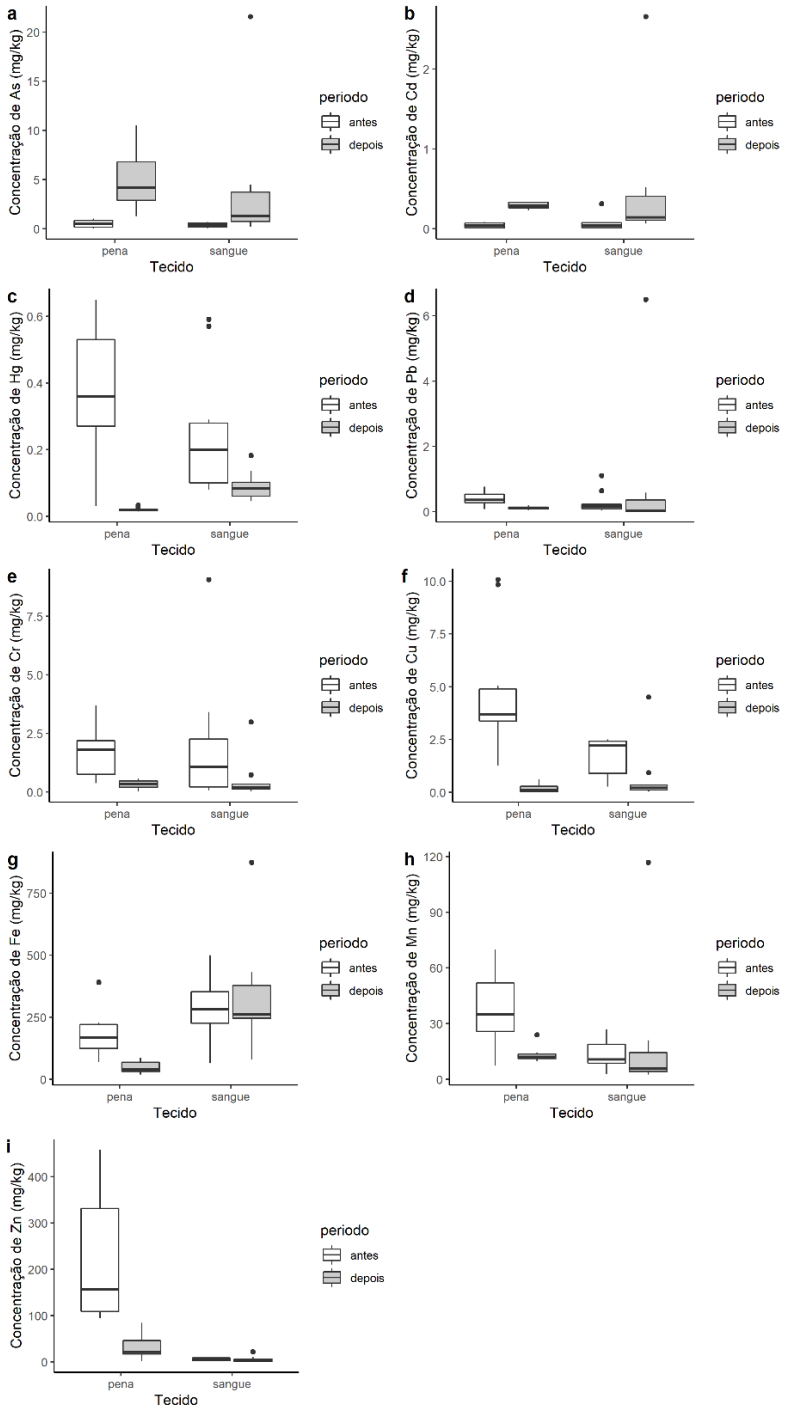


Tabela 159: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e dos elementos não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), medidos no sangue e nas penas de Phaethon aethereus nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.

Elementos Essenciais – Sangue										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 8)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)
p valor	0,182		0,012		1		0,218		0,156	
Mínimo	0,060	0,023	0,260	0,032	64,800	78,544	2,610	2,543	1,440	0,378
Média	2,069	0,504	1,723	0,684	276,796	334,284	13,446	18,862	6,114	5,262
Mediana	1,070	0,192	2,210	0,206	282,490	261,511	10,690	5,913	6,670	2,6513
Máximo	9,060	2,987	2,500	4,505	499,640	873,500	26,710	116,880	9,740	22,064
Elementos Não Essenciais – Sangue										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 5)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	0,0003		0,022		0,014		0,089		-	
Mínimo	0,060	0,232	0,000	0,063	0,080	0,045	0,030	0,004	-	-
Média	0,376	3,711	0,080	0,449	0,249	0,091	0,276	0,763	-	-
Mediana	0,385	1,288	0,040	0,143	0,200	0,084	0,160	0,192	-	-
Máximo	0,660	21,580	0,310	2,657	0,590	0,182	1,100	6,495	-	-
Elementos Essenciais – Penas										
Elemento	**Cr**	**Cr**	**Cu**	**Cu**	**Fe**	**Fe**	**Mn**	**Mn**	**Zn**	**Zn**
Período/ N amostrado	Antes (n = 8)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)
p valor	0,0008		<0,001		<0,001		0,002		<0,001	
Mínimo	0,370	0,012	1,260	0,035	68,350	19,013	7,350	9,597	93,650	1,679
Média	1,695	0,315	4,763	0,192	182,017	47,527	37,425	13,180	217,899	30,795
Mediana	1,815	0,344	3,695	0,098	168,010	40,637	34,965	11,965	156,185	21,925
Máximo	3,680	0,563	10,070	0,627	390,500	86,519	69,970	23,899	457,500	84,241
Elementos Não Essenciais – Penas										
Elemento	**As**	**As**	**Cd**	**Cd**	**Hg**	**Hg**	**Pb**	**Pb**	**-**	**-**
Período/ N amostrado	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	Antes (n = 5)	Depois (n = 10)	Antes (n = 9)	Depois (n = 10)	Antes (n = 10)	Depois (n = 10)	-	-
p valor	<0,001		0,003		<0,001		0,001		-	
Mínimo	0,010	1,271	0,010	0,229	0,187	0,014	0,080	0,057	-	-
Média	0,504	5,036	0,042	0,029	0,380	0,020	0,400	0,115	-	-
Mediana	0,515	4,176	0,040	0,288	0,360	0,019	0,355	0,110	-	-
Máximo	1,020	10,511	0,080	0,338	0,650	0,033	0,760	0,207	-	-

Diferenças significativas de *p* valor evidenciadas em negrito.

Na avaliação da interação entre os diferentes elementos no sangue (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 27*) antes do rompimento da barragem, foram encontradas correlações significativas entre [As]

e Hg (*p* = 0,038; *rho* = 0,659), [Cd] e [Pb] (*p* = 0,015; *rho* = -0,899), [Cr] e [Cu] (*p* = 0,003; *rho* = 0,929), e [Mn] e [Pb] (*p* = 0,021; *rho* = -0,711), além da forte correlação entre [Cd] e [Cu] (*p* < 0,001; *rho* = 1), totalizando 5 interações. Após o rompimento da barragem, observa-se um aumento nas interações entre os elementos, sendo as mais significativas entre [As] e [Cd] (*p* = 0,013; *rho* = 0,745), [As] e [Cu] (*p* = 0,013; *rho* = 0,745), [As] e [Fe] (*p* = 0,005; *rho* = 0,806), [As] e [Mn] (*p* = 0,004; *rho* = 0,818), [As] e [Pb] (*p* < 0,001; *rho* = 0,915), [Cd] e [Cu] (*p* < 0,001; *rho* = 0,964), [Cd] e [Fe] (*p* = 0,011; *rho* = 0,758), [Cd] e [Mn] (*p* < 0,001; *rho* = 0,964), [Cd] e [Pb] (*p* = 0,011; *rho* = 0,756), [Cr] e [Cu] (*p* = 0,008; *rho* = 0,782), [Cu] e [Fe] (*p* = 0,029; *rho* = 0,685), [Cu] e [Mn] (*p* = 0,0001; *rho* = 0,927), [Cu] e [Pb] (*p* = 0,011; *rho* = 0,758), [Fe] e [Mn] (*p* = 0,003; *rho* = 0,830), [Fe] e [Pb] (*p* = 0,004; *rho* = 0,818), [Fe] e [Zn] (*p* = 0,038; *rho* = 0,661), e [Mn] e [Pb] (*p* = 0,004; *rho* = 0,819), totalizando 17 interações significativas. Observa-se, ainda, que as interações entre As e Hg, Cd e Hg, Cr e Hg, Cu e Hg, Fe e Hg, Hg e Mn, e Hg e Pb, que antes eram positivas, passam a ser negativas após o rompimento da barragem. Já as interações entre As e Pb, As e Zn, Cd e Pb, Cr e Pb, Cu e Pb, Mn e Pb, e Pb e Zn, que antes eram negativas, passam a ser positivas após o rompimento da barragem. Destaca-se que, com exceção das correlações Fe e Pb, e Hg e Zn, todas as interações do Hg e do Pb com os demais elementos sofreram alteração após o rompimento da barragem.

Quanto às interações entre os diferentes elementos nas penas em crescimento (antes do rompimento da barragem; *Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 28*), observa-se que a única forte correlação significativa foi entre [Hg] e [Mn] (*p* < 0,001; *rho* = 1). Após o rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 28*), observa-se um total de 10 interações significativas nas penas de contorno, sendo entre [As] e [Fe] (*p* = 0,011; *rho* = 0,758), [Cd] e [Hg] (*p* = 0,0003; *rho* = 0,903), [Cd] e [Mn] (*p* = 0,002; *rho* = 0,842), [Cd] e [Zn] (*p* = 0,043; *rho* = 0,648), [Cu] e [Fe] (*p* = 0,029; *rho* = 0,685), [Hg] e [Mn] (*p* = 0,048; *rho* = 0,636), [Hg] e [Zn] (*p* = 0,048; *rho* = 0,636), [Mn] e [Pb] (*p* = 0,038; *rho* = 0,661), [Mn] e [Zn] (*p* = 0,048; *rho* = 0,636), e [Pb] e [Zn] (*p* = 0,048; *rho* = 0,636). As interações entre As e Cr, Cr e Fe, Cr e Hg, Cr e Mn, Cr e Pb, e Cr e Zn, antes positivas, passam a ser negativas após o rompimento da barragem. Já as interações entre As e Cd, As e Cu, As e Fe, As e Mn, Cd e Pb, Cu e Hg, Cu e Mn, e Cu e Pb, antes negativas, passam a ser positivas após o rompimento da barragem.

Quando analisadas as interações entre as concentrações no sangue e nas penas do mesmo indivíduo, não foram encontradas correlações significativas em ambos os períodos (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 29*). Observa-se que as interações das concentrações de Cu, Fe, Mn e Pb no sangue em relação às penas, antes positivas, passaram a ser negativas após o rompimento, enquanto a interação de Hg, antes negativa, passou a ser positiva após o rompimento da barragem. Não foi possível calcular o coeficiente de correlação de Cd devido ao baixo número de concentrações lidas, ou abaixo do limite de quantificação (LOQ).

Contaminantes orgânicos: As concentrações dos PCB no sangue e nas penas de *T. chlororhynchos* e *P. arminjoniana* (Tabela 159), e de *S. leucogaster* e *P. aethereus* (Tabela 160) no período pós rompimento da barragem de Fundão foram extremamente baixas, conforme observado nos valores mínimos, médios e máximos. Assim como os PCB, os valores de HPA no sangue e nas penas de *T.*

chlororhynchos (Tabela 161), *P. arminjoniana* (Tabela 162), e das aves de Abrolhos *S. leucogaster* (Tabela 163) e *P. aethereus* (Tabela 164) também foram baixos, sendo, em geral, mais elevados nas penas do que no sangue.

Tabela 160: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Thalassarche chlororhynchos e Pterodroma arminjoniana após o rompimento da barragem de Fundão

Thalassarche chlororhynchos								
Composto/ Valores Medidos	**Sangue (n = 2)**				**Penas de Contorno (n = 9)**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
PCB-28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB-52	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,143	0,000	0,686
PCB-101	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB-138	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,951	1,014	2,335
PCB-153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,396	2,810	3,680
PCB-180	0,216	0,243	0,243	0,269	0,000	1,545	1,803	3,558
∑(PCBs)	0,216	0,243	0,243	0,269	0,576	0,357	4,088	6,562
Pterodroma arminjoniana								
Composto/ Valores Medidos	**Sangue (n = 10)**				**Penas de Contorno (n = 10)**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
PCB-28	0,000	0,236	0,115	1,390	0,000	3,440	0,000	34,400
PCB-52	0,000	0,283	0,055	1,740	0,000	12,158	1,796	75,900
PCB-101	0,000	2,423	0,265	20,060	0,000	8,149	8,250	18,749
PCB-138	0,000	2,886	0,000	14,660	0,000	1,968	0,555	7,929
PCB-153	0,000	0,167	0,030	0,860	0,000	0,010	0,000	0,100
PCB-180	0,000	0,151	0,000	0,270	0,000	0,230	0,000	2,300
∑(PCBs)	0,100	6,130	0,950	37,400	0,100	25,965	15,720	110,300

Tabela 161: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Sula leucogaster e Phaethon aethereus após o rompimento da barragem de Fundão

Sula leucogaster								
Composto/ Valores Medidos	**Sangue (n = 10)**				**Penas de Contorno (n = 10)**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
PCB-28	0,000	1,102	0,835	2,670	0,000	5,140	0,000	17,600
PCB-52	0,000	0,365	0,255	1,020	0,000	1,660	0,700	5,200
PCB-101	0,000	1,758	0,185	7,210	0,000	13,810	0,000	92,600
PCB-138	0,000	0,526	0,105	2,940	0,000	0,990	0,000	6,300
PCB-153	0,000	0,560	0,435	2,420	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB-180	0,000	0,336	0,000	2,950	0,000	1,010	0,000	10,100
∑(PCBs)	1,100	4,650	2,500	14,400	0,000	22,580	10,450	102,600
Phaethon aethereus								
Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
PCB-28	0,000	0,315	0,315	0,720	0,000	5,540	2,100	11,150
PCB-52	0,000	0,171	0,105	0,670	0,000	1,370	0,350	5,000
PCB-101	0,000	0,727	0,250	2,600	0,000	14,830	2,650	87,200
PCB-138	0,000	0,026	0,000	0,220	0,000	1,600	0,000	12,000
PCB-153	0,000	0,429	0,095	2,440	0,000	2,840	0,000	28,400
PCB-180	0,000	0,194	0,000	1,940	0,000	4,690	0,000	44,200
∑(PCBs)	0,000	1,880	1,500	5,300	0,700	30,880	15,750	131,900

Tabela 162: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido; n = 2) e nas penas de contorno (ng/g peso seco; n = 9) de *Thalassarche chlororhynchos* após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Naftaleno	2,568	3,855	3,855	5,143	0,787	2,045	1,628	3,649
2-metilnaftaleno	1,502	2,549	5,549	3,596	0,667	1,800	1,200	4,022
1-metilnaftaleno	1,513	2,419	2,419	3,324	0,000	2,114	2,189	3,786
Acenaftleno	1,078	1,195	1,195	1,311	0,000	0,985	1,064	1,861
2-acenafteno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Fluoreno	0,000	1,151	1,151	2,303	0,000	2,573	2,236	5,360
Fenantreno	5,311	6,552	6,552	7,792	0,000	6,272	5,632	13,896
Antraceno	1,153	3,663	3,663	6,173	0,622	2,333	1,675	8,681
Fluoranteno	3,238	3,627	3,627	4,016	1,717	6,821	7,602	15,373
Pireno	0,245	3,757	3,757	7,268	0,000	4,813	4,256	13,428
Benzo(a)antraceno	0,665	0,667	0,667	0,671	0,677	0,792	0,761	1,031
Criseno	0,912	0,925	0,925	0,938	1,088	2,434	1,992	4,595
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo[k]fluoranteno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo[a]pireno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo(ghi)perileno	2,173	2,268	2,268	2,363	0,773	3,406	2,719	7,407

Tabela 163: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) *de Pterodroma arminjoniana* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Naftaleno	0,000	0,352	0,220	0,523	0,000	9,406	8,750	21,105
2-metilnaftaleno	0,100	0,347	0,200	0,950	2,400	8,120	7,944	14,500
1-metilnaftaleno	0,000	0,331	0,185	0,243	4,259	12,486	10,745	28,100
Acenaftleno	0,000	0,194	0,120	0,218	0,000	0,019	0,000	0,188
2-acenafteno	0,000	0,006	0,000	0,060	0,000	0,019	0,000	0,188
Fluoreno	0,000	0,228	0,175	0,560	5,500	13,228	10,881	30,600
Fenantreno	0,000	0,574	0,325	1,710	7,447	38,228	29,117	92,300
Antraceno	0,070	0,223	0,185	0,650	2,000	8,497	7,528	16,300
Fluoranteno	0,000	0,121	0,070	0,600	3,491	29,004	17,110	74,400
Pireno	0,000	0,140	0,055	0,580	1,812	40,168	17,595	121,700
Benzo(a)antraceno	0,000	0,030	0,000	0,300	0,000	8,679	1,550	41,000
Criseno	0,000	0,189	0,065	1,150	3,329	15,325	11,050	52,400
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,283	0,000	2,430	0,000	22,531	11,408	96,300
Benzo[k]fluoranteno	0,000	0,416	0,000	3,070	8,011	24,651	15,864	94,700
Benzo[a]pireno	0,000	0,224	0,000	2,210	0,000	13,479	0,000	60,000
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	0,853	0,415	3,530	0,000	18,754	15,967	20,000
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,383	0,265	1,330	8,952	20,528	17,500	50,200
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,466	0,080	2,640	0,000	12,018	0,000	60,000

Tabela 164*:* Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
Naftaleno	0,000	0,601	0,670	0,870	0,000	9,590	9,300	20,300
2-metilnaftaleno	0,240	0,601	0,615	0,910	4,000	10,700	8,750	25,800
1-metilnaftaleno	0,000	0,707	0,800	1,050	0,000	12,480	11,500	29,300
Acenaftleno	0,000	0,345	0,470	0,840	0,000	3,670	0,000	12,400
2-acenafteno	0,000	0,028	0,000	0,280	0,000	0,030	0,000	0,200
Fluoreno	0,350	0,427	0,395	0,670	0,000	10,740	10,450	28,200
Fenantreno	0,000	0,985	1,140	1,510	32,800	57,150	51,250	89,700
Antraceno	0,120	0,556	0,520	1,060	6,300	16,740	9,900	51,300
Fluoranteno	0,000	0,254	0,150	1,080	18,700	41,870	40,700	58,000
Pireno	0,000	0,612	0,285	3,710	31,200	73,050	68,900	104,900
Benzo(a)antraceno	0,000	0,035	0,000	0,310	3,300	14,350	14,000	23,300
Criseno	0,000	0,218	0,260	0,410	11,200	19,600	17,900	33,400
Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,221	0,000	0,740	0,000	17,040	20,850	29,100
Benzo[k]fluoranteno	0,000	1,114	1,270	2,170	0,000	27,490	27,700	69,500
Benzo[a]pireno	0,000	0,009	0,000	0,070	0,000	6,450	5,850	15,900
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	1,129	1,290	2,120	0,000	24,550	26,000	46,600
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,571	0,405	1,460	0,000	4,940	0,000	23,000
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,521	0,605	1,510	0,000	18,890	19,950	38,000

Tabela 165: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Naftaleno	0,000	0,274	0,290	0,530	3,800	12,320	13,300	25,100
2-metilnaftaleno	0,110	0,339	0,320	0,650	3,300	10,020	7,200	19,700
1-metilnaftaleno	0,000	0,340	0,385	0,700	4,100	11,670	12,050	18,500
Acenaftleno	0,000	0,163	0,070	0,510	2,300	5,510	5,600	9,100
2-acenafteno	0,000	0,014	0,000	0,140	0,000	0,190	0,000	1,600
Fluoreno	0,000	0,261	0,220	1,030	0,000	11,920	11,100	26,200
Fenantreno	0,200	0,561	0,540	1,320	26,000	53,060	51,750	91,300
Antraceno	0,000	0,233	0,230	0,550	3,000	9,610	7,900	30,200
Fluoranteno	0,000	0,208	0,140	0,740	15,800	36,990	37,400	75,200
Pireno	0,000	0,522	0,430	1,790	1,200	61,350	63,600	130,800
Benzo(a)antraceno	0,000	0,062	0,000	0,530	10,500	34,380	19,200	165,200
Criseno	0,000	0,202	0,135	0,810	9,400	28,310	16,950	145,000
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,301	0,140	1,500	0,000	51,620	14,650	369,800
Benzo[k]fluoranteno	0,000	0,583	0,635	1,710	0,000	54,730	26,300	270,100
Benzo[a]pireno	0,000	0,149	0,000	1,250	4,500	53,030	12,800	418,000
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	0,416	0,420	1,280	7,000	33,760	14,000	160,600
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,122	0,000	0,580	0,000	3,850	0,000	14,400
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,296	0,315	0,970	10,600	30,020	15,500	145,300

Quanto às concentrações dos compostos policlorados no sangue e nas penas de contorno de *T. chlororhynchos* (Tabela 166), *P. arminjoniana* (Tabela 167), *S. leucogaster* (Tabela 168), e *P. aethereus* (Tabela 169) no período pós rompimento da barragem de Fundão, assim como para os demais compostos orgânicos, percebe-se baixos valores nos diferentes elementos analisandos, em geral maiores nas penas do que no sangue para todas as espécies. Não foram detectados PBDE, em ambos os tecidos, para nenhuma das espécies analisadas.

Tabela 166: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido; n = 2) e nas penas de contorno (ng/g peso seco; n = 9) de Thalassarche chlororhynchos após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue (n = 2)				Penas de Contorno (n = 9)			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	4,447	5,265	5,265	6,083	1,236	3,842	4,106	7,022
a-HCH	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
g-HCH	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,591	0,722	0,722	0,852	0,187	2,031	1,452	5,131
Heptacloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,466	0,466	0,931	0,000	1,665	0,000	8,710
d-HCH	0,709	1,961	1,961	3,213	0,000	0,605	0,000	2,418
Diclofluanida	1,162	1,242	1,242	1,323	0,000	2,501	0,000	8,431
Aldrim	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,709	0,000	3,516
b-Heptacloro Epóxido	0,825	0,876	0,876	0,926	0,000	4,567	4,252	9,069
a-Endossulfam	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,547	0,000	8,201
o,p-DDE	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Dieldrim	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,164	0,000	1,479
p,p-DDD	1,813	2,667	2,667	2,720	0,000	0,693	0,000	3,798
b-Endossulfam	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,228	0,000	8,403
p,p-DDT	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
o,p-DDT	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,432	0,000	12,891
Endrim aldeído	1,379	2,130	2,130	2,882	0,000	1,293	0,000	3,429
Endossulfam Sulfato	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,894	0,000	5,930
Metoxicloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim cetona	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 167: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de Pterodroma arminjoniana (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	0,000	0,277	0,125	0,365	1,313	5,528	4,913	14,310
a-HCH	0,000	0,230	0,140	0,930	0,000	6,008	2,591	34,170
g-HCH	0,000	0,192	0,000	1,090	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,000	0,171	0,095	0,780	4,541	14,857	10,384	53,690
Heptacloro	0,000	0,144	0,000	1,370	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,060	0,000	0,600	0,000	0,000	0,000	0,000
d-HCH	0,000	0,077	0,000	0,760	0,000	2,396	0,000	17,680
Diclofluanida	0,000	1,681	0,510	8,750	0,000	0,000	0,000	0,000
Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
Aldrim	0,000	0,181	0,055	1,010	0,000	0,027	0,000	0,272
b-Heptacloro Epóxido	0,000	0,876	0,300	4,930	0,000	24,498	18,674	60,930
a-Endossulfam	0,000	1,638	0,000	11,250	0,000	0,000	0,000	0,000
o,p-DDE	0,000	0,057	0,025	0,250	0,000	0,000	0,000	0,000
Dieldrim	0,000	1,690	0,060	10,630	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	1,361	0,030	7,130	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim	0,000	0,348	0,000	1,410	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDD	0,000	0,010	0,000	0,090	0,000	0,000	0,000	0,000
b-Endossulfam	0,000	0,434	0,000	4,240	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDT	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
o,p-DDT	0,000	4,964	0,930	39,810	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim aldeído	0,000	0,212	0,010	1,200	0,120	4,491	3,409	10,170
Endossulfam Sulfato	0,000	0,001	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000
Metoxicloro	0,000	0,075	0,000	0,750	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim cetona	0,000	1,066	0,000	3,570	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 168: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
Trifluralina	0,1500	1,536	1,750	2,850	0,000	3,745	3,735	7,170
a-HCH	0,130	0,773	0,650	1,500	6,390	23,077	11,315	118,280
g-HCH	0,000	0,084	0,000	0,810	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,000	0,569	0,380	1,600	1,770	6,976	5,915	16,550
Heptacloro	0,000	0,028	0,000	0,280	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	6,228	0,000	62,280
d-HCH	0,000	0,121	0,000	0,620	0,000	4,763	2,455	27,720
Diclofluanida	0,000	1,234	0,805	3,310	0,000	21,765	27,610	54,260
Aldrim	0,000	0,507	0,000	2,130	0,000	0,920	0,000	4,550
b-Heptacloro Epóxido	0,000	2,314	2,610	3,390	0,000	23,687	24,320	50,070
a-Endossulfam	0,000	0,222	0,000	2,222	0,000	0,451	0,000	2,360
o,p-DDE	0,000	0,467	0,000	3,410	0,000	0,000	0,000	0,000
Dieldrim	0,000	0,404	0,115	1,780	0,000	0,658	0,000	6,580
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	0,288	0,000	1,230	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim	0,000	0,407	0,000	3,180	0,000	0,914	0,000	8,530
p,p-DDD	0,000	0,006	0,000	0,006	0,000	4,655	0,645	30,200
b-Endossulfam	0,000	0,282	0,000	1,110	0,000	1,126	0,000	7,140
p,p-DDT	0,000	0,016	0,000	0,160	0,000	0,230	0,000	0,230
o,p-DDT	0,000	3,398	0,720	10,440	0,000	18,549	0,000	161,460
Composto/ Valores Medidos	**Sangue**				**Penas de Contorno**			
	Mínimo	**Média**	**Mediana**	**Máximo**	**Mínimo**	**Média**	**Mediana**	**Máximo**
Endrim aldeído	0,000	0,540	0,250	1,760	0,000	4,641	1,820	18,750
Endossulfam Sulfato	0,000	0,175	0,000	1,250	0,000	1,395	0,000	6,570
Metoxicloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,830	0,000	10,080
Endrim cetona	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	5,614	6,480	12,490

Tabela 169: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* (n = 10) após o rompimento da barragem de Fundão

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	0,010	0,961	0,795	2,320	2,880	9,808	10,255	16,390
a-HCH	0,000	0,104	0,085	0,270	0,000	10,915	10,550	18,260
g-HCH	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,160	2,435	0,455	12,430	0,440	7,070	5,310	18,320
Heptacloro	0,000	0,103	0,000	1,030	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,326	0,000	3,140	0,000	20,747	0,000	84,640
d-HCH	0,000	0,497	0,000	3,980	0,000	2,885	1,020	8,650
Diclofluanida	0,000	0,277	0,095	0,950	0,000	19,538	9,385	58,710
Aldrim	0,000	0,299	0,115	1,420	0,000	1,490	0,000	8,200
b-Heptacloro Epóxido	0,000	0,546	0,445	1,620	0,000	24,819	18,520	72,210
a-Endossulfam	0,000	0,027	0,000	0,270	0,000	3,249	0,000	19,140
o,p-DDE	0,000	0,072	0,000	0,450	0,000	0,000	0,000	0,000
Dieldrim	0,000	0,011	0,000	0,110	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	0,006	0,000	0,060	0,000	1,716	0,000	13,120
Endrim	0,000	0,133	0,000	0,670	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDD	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,269	0,000	8,860
b-Endossulfam	0,000	0,065	0,000	0,350	0,000	2,578	0,000	19,610
p,p-DDT	0,000	0,075	0,000	0,490	0,000	0,000	0,000	0,000
o,p-DDT	0,000	3,333	0,030	11,600	0,000	5,341	0,000	53,410
Endrim aldeído	0,000	0,764	0,355	4,250	0,000	1,992	0,000	12,600
Endossulfam Sulfato	0,000	0,073	0,000	0,640	0,000	1,878	0,000	13,840
Metoxicloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,932	0,000	19,570
Endrim cetona	0,000	1,062	0,000	9,360	0,000	3,843	2,175	12,550

As concentrações por indivíduo de PCB (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 30*), de HPA (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 31*) e de compostos policlorados (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 32*) medidas no sangue e nas penas de contorno de *T. chlororhynchos* estão disponíveis no *Material Suplementar A6MAS1*. As de PCB no sangue e penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 33*), de HPA no sangue (*A6MAS1, Tabela 34*), de HPA nas penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 35*), de compostos policlorados no sangue (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 36*) e de compostos policlorados nas penas em crescimento (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 37*) medidas para *P. arminjoniana* estão disponíveis no *Material Suplementar A6MAS1*. Valores de PCB no sangue e penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 38*), de HPA no sangue (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 39*), de HPA nas penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 40*), de compostos policlorados no sangue

(*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 41*) e de compostos policlorados nas penas em crescimento (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 42*) medidas para *S. leucogaster* encontram-se no *Material Suplementar A6MAS1*. Por fim, as concentrações de PCB no sangue e penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 43*), de HPA no sangue (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 44*), de HPA nas penas de contorno (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 45*), de compostos policlorados no sangue (*Material Suplementar A6MAS1*, *Tabela 46*) e de compostos policlorados nas penas em crescimento (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 47*) medidas para *P. aethereus* encontram-se no material suplementar (*Material Suplementar A6MAS1*).

1.4.2.4 Ecologia Trófica

A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio associada a modelos de mistura Bayesianos demonstrou que *P. arminjoniana* alimenta-se preferencialmente de lulas, mas também de insetos aquáticos ou outras presas com valores isotópicos similares, peixes e águas-vivas (Tabela 170). Os resultados das análises apenas do período pré-incubatório (PI), destacado por ser o período em que a espécie ocupa a região entre a ilha da Trindade e a costa brasileira (LEAL et al., 2017) sugerem que a dieta desta espécie manteve-se similar entre os períodos pré e pós-rompimento *(t* = 0,224, *p* = 0,826 para δ^{13}C; *t* = 0,99, *p* = 0,338 para δ^{15}N; Figura 652). Além disso, a sobreposição de nicho isotópico entre os períodos durante o PI, com base em elipses ajustadas para pequenas amostras (SEAc), foi de 97% (Figura 653; $SEAc_{(pré)}$ = 1,37 e $SEAc_{(pós)}$ = 2,64). Por outro lado, observou-se o aumento do nicho isotópico durante o período pós rompimento, representado pelo aumento do tamanho da elipse pela ampliação dos valores de δ^{15}N e a diminuição da sobreposição de nicho (50%;Figura 653) com base na elipse observada no pré-rompimento. Além disso, é possível observar valores mais baixos de δ^{13}C durante o período pós rompimento (Figura 654).

Os resultados do estudo da dieta de *P. aethereus* e *S. leucogaster* durante os períodos pré e pós-rompimento revelam que ambas as espécies se alimentam, principalmente, de peixes pelágicos, mas também de peixes associados aos recifes de coral, e lulas, que apresentou maior contribuição na dieta de *S. leucogaster* do que em *P. aethereus* nos modelos de mistura (Figura 655, Figura 657, Tabela 170). Quando comparados os nichos isotópicos de *P. aethereus* nos períodos pré e pós rompimento, foi detectada sobreposição de 93% do nicho, porém com redução de 54% da amplitude de nicho no período pós-rompimento (Figura 656; $SEA_{(antes)}$ = 11,46 e $SEA_{(depois)}$ = 5,34). Ainda, valores de δ^{15}N apresentaram alteração significativa entre os períodos (*t* = -2,98; *p* = 0,003), ao contrário de δ^{13}C (*t* = 1,04; *p* = 0, 299), o que demonstra que não houve mudança nos itens predados, mas uma possível retração da diversidade de presas/fontes alimentares consumidas ou maior consumo de presas com valores menores de δ^{15}N, como lulas por exemplo.

Por sua vez, *S. leucogaster* apresentou alteração significativa nos valores de δ^{13}C (*t* = 3,77; *p* = 0,0003), mas não para δ^{15}N (*t* = -1,87; *p* = 0,06), apesar de ser possível verificar graficamente o aumento da amplitude (25%) de nicho no eixo δ^{15}N da elipse do período pós rompimento (Figura 658). A

sobreposição do nicho isotópico pré e pós-rompimento para esta espécie foi de 50% ($SEA_{(pré)}$ = 19,23 e $SEA_{(pós)}$ = 12,38; Figura 658). O achatamento da elipse derivada da diminuição dos valores de $\delta^{13}C$ no período pós rompimento pode estar relacionado à diminuição da contribuição de peixes recifais na dieta durante o período pós rompimento.

Por fim, *T. chlororhynchos* apresentou dieta com maior contribuição de lulas e peixes pelágicos, porém com maior contribuição de lulas no período pré rompimento, e de peixes pelágicos no período pós rompimento (Figura 659, Tabela 170). A análise comparativa dos nichos ajustada para pequenas amostras demonstrou que quase não há sobreposição de nicho (18%) entre os períodos avaliados ($SEAc_{(antes)}$ = 19,3 e $SEAc_{(depois)}$ = 5,54; Figura 660), além de uma retração de 71%. Cabe ressaltar que as amostras de *T. chlororhynchos* do período pré-rompimento foram obtidas no verão, em animais utilizando as costas sul e sudeste, e durante o período reprodutivo da espécie, enquanto as amostras do pós-rompimento foram obtidas no inverno, na costa do Espírito Santo, durante o período não reprodutivo da espécie. Neste contexto, é possível que preferências individuais quanto às presas e áreas de forrageio tenham contribuído para esta diferença.

Tabela 170: Contribuição dos itens alimentares determinada através dos Modelos de Mistura Bayesianos (CI – 95%) na dieta de *Pterodroma arminjoniana*, *Phaethon aethereus*, *Sula leucogaster* e *Thalassarche chlororhynchos*

Espécie	**Lula**		**Peixes**		**Água Viva**		**Inseto**		**Peixes Recifais**		**Peixes Pelágicos**		**Peixes Demersais**	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
P. arminjoniana	68–88	45–65	0–7	0–10	0–5	0–7	7–25	32–42	-	-	-	-	-	-
P. aethereus	0–12	1–17	-	-	-	-	-	-	0–43	10–33	52–96	58–79	-	-
S. leucogaster	13–46	13–53	-	-	-	-	-	-	1–48	2–30	27–64	28–64	-	-
T. chlororhynchos	40–63	1-56	-	-	-	-	-	-	-	-	34–56	26-87	0–6	0-41

Figura 652: Dieta de Pterodroma arminjoniana antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados

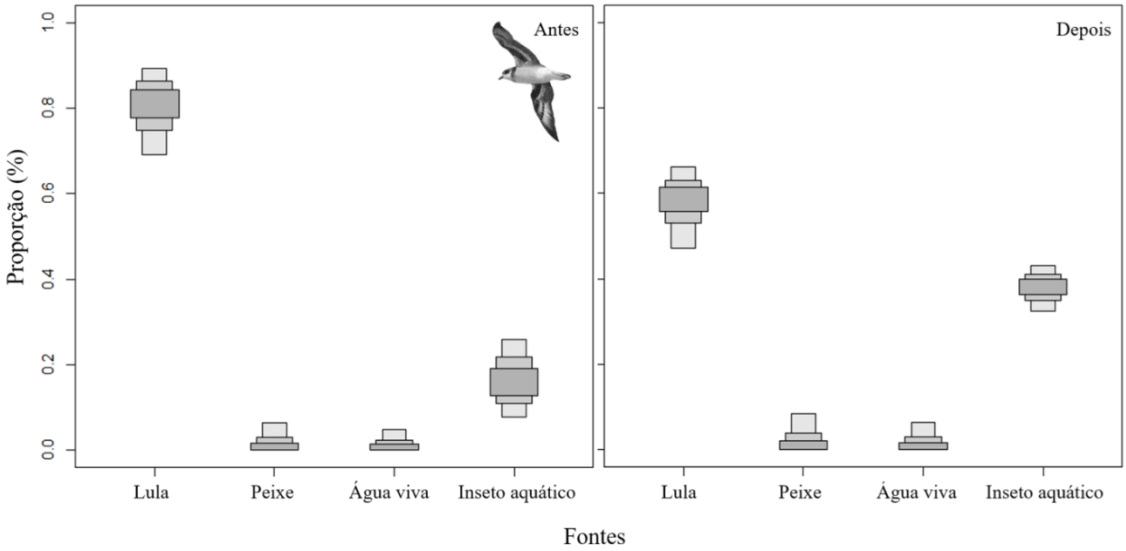


Figura 653: Avaliação do nicho isotópico de *Pterodroma arminjoniana* durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório

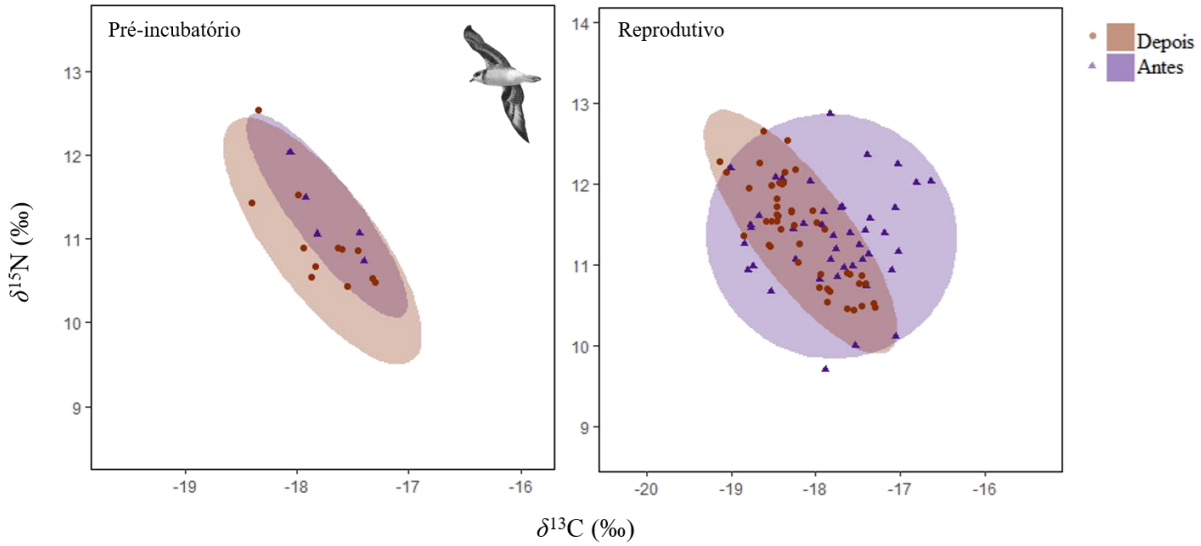


Figura 654: Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em sangue de *Pterodroma arminjoniana* durante os períodos pré e pós-rompimento. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são dados em ‰

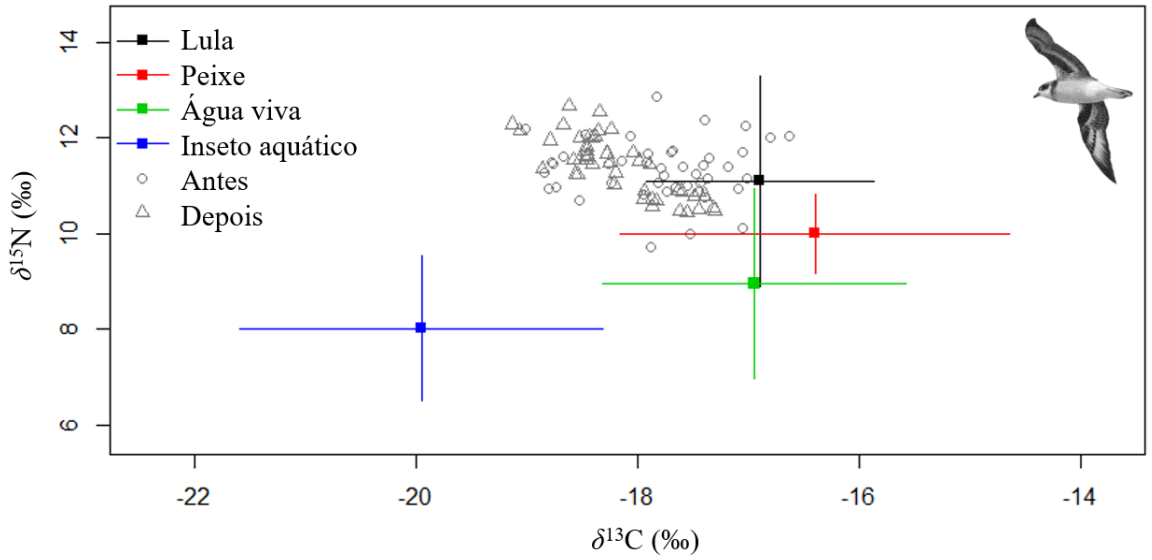


Figura 655: Estimatima da dieta de *Phaethon aethereus* através de modelos de mistura Bayesiano, nos períodos pré-rompimento (Antes) e pós-rompimento (Depois) da barragem de Fundão

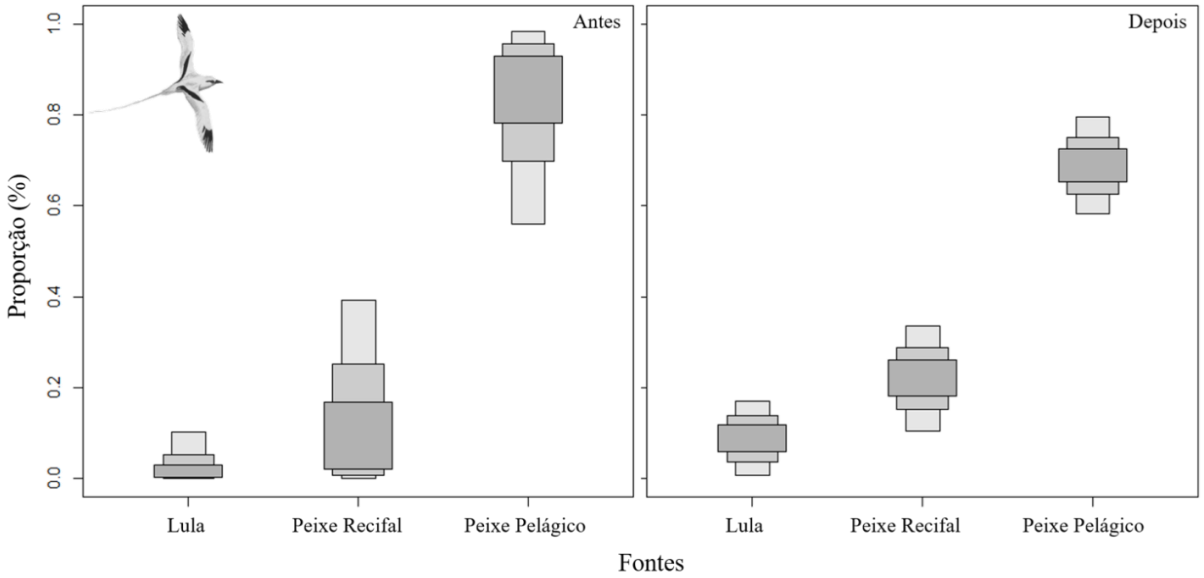


Figura 656: Nicho isotópico de Phaethon aethereus evidenciando a diminuição do nicho no período pós-rompimento da barragem de Fundão

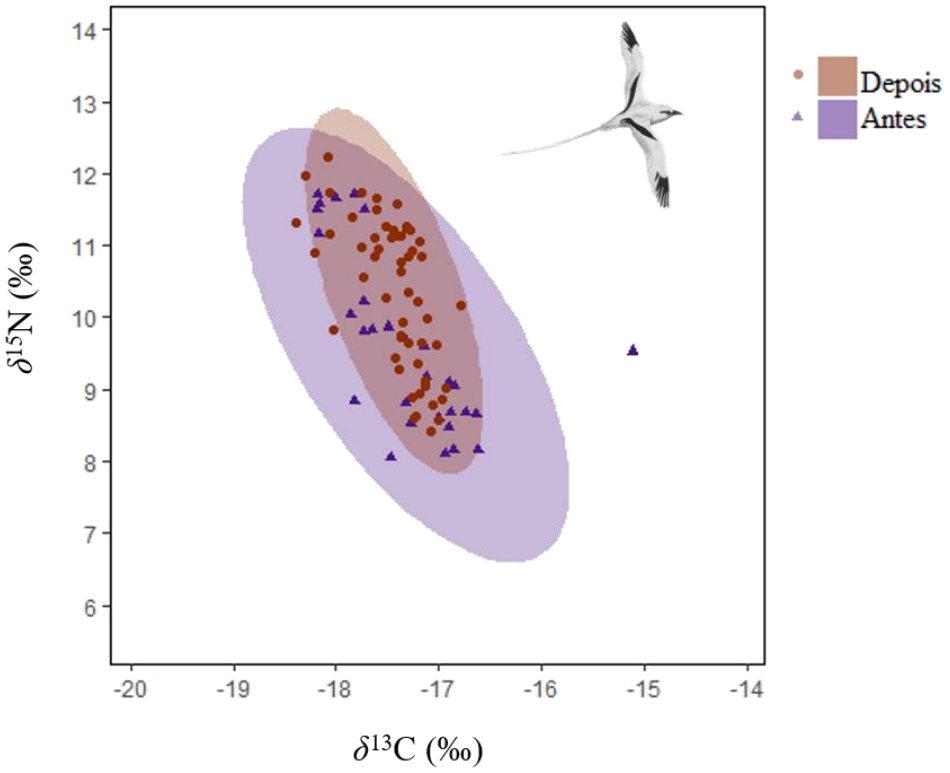


Figura 657: Dieta de *Sula leucogaster* nos períodos pré-rompimento (Antes) e pós-rompimento (Depois) do rompimento da barragem de Fundão

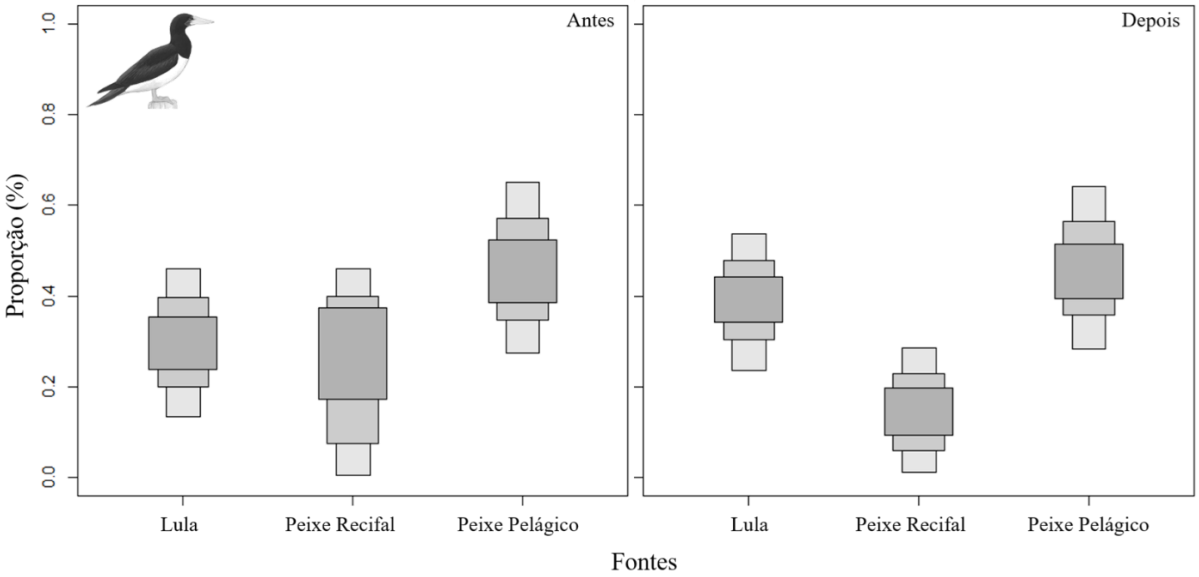


Figura 658: Nicho isotópico de Sula leucogaster evidenciando o achatamento do nicho e a diminuição dos valores de δ13C no período pós-rompimento da barragem de Fundão

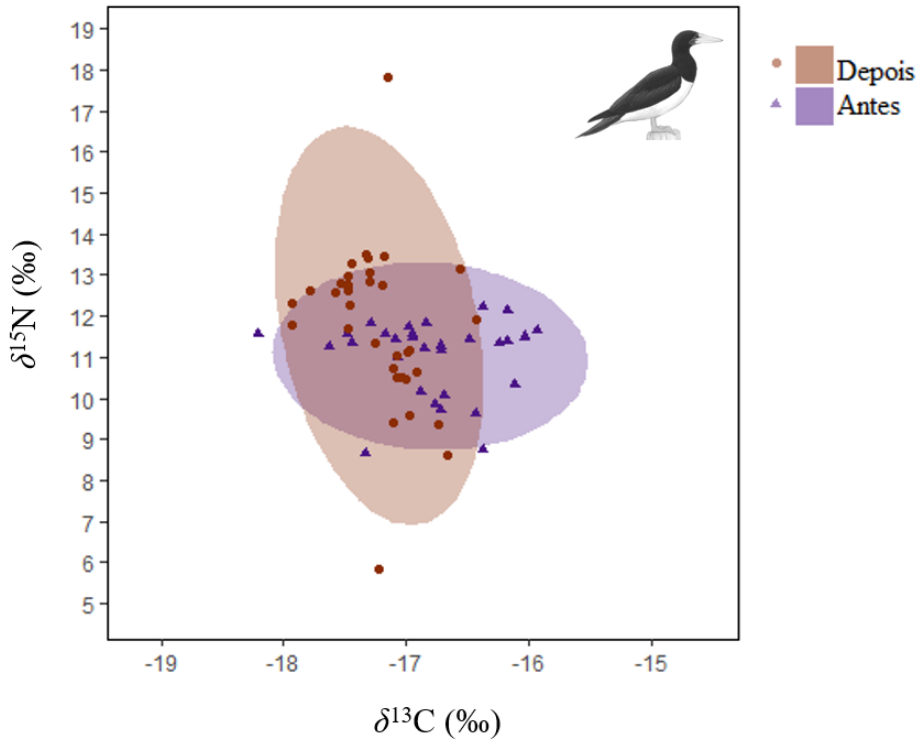


Figura 659: Dieta de Thalassarche chlororhynchos amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão

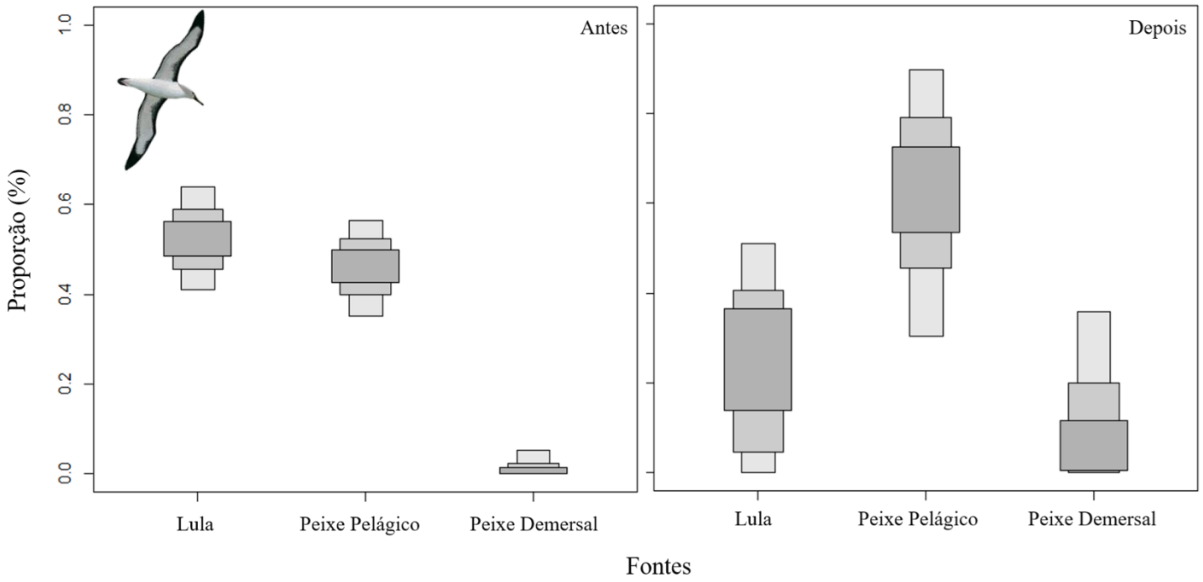
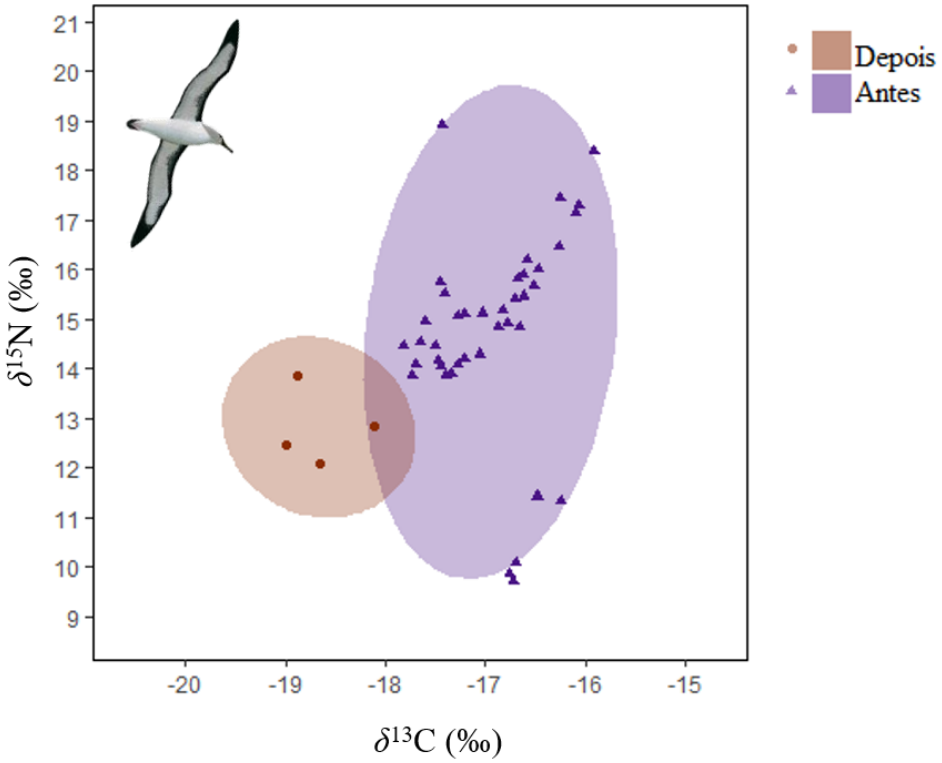


Figura 660: Nicho isotópico de Thalassarche chlororhynchos amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão



1.4.2.5 Rastreamento remoto

***Phaethon aethereus*:** Em 2012, *P. aethereus* utilizou uma área menor de forrageio em relação a 2019 e 2020 (Figura 661, Figura 662)– de 1178 km^2 para 13792 km^2 e 8158,2 km^2, respectivamente (Tabela 171), e também ficou menos tempo no mar – 1 a 2 dias em 2012, até 8 dias em 2019 e 3 a 4 dias em 2020. Em 2012, a direção predominante das áreas de alimentação, em relação à colônia, foi sul/sudeste, com apenas um indivíduo deslocando-se para nordeste da colônia e nenhum indivíduo ultrapassando o talude da plataforma continental, enquanto em 2019 e 2020 alguns indivíduos ultrapassaram o talude e também viajaram até a área adjacente à foz do Rio Doce (sul/sudeste). De modo geral, as estatísticas básicas das viagens mantiveram-se similares quando comparados os períodos pré e pós rompimento da barragem. Os dados de produtividade (clorofila-α) também se mantiveram semelhantes em 2012 (0,57 mg/m^3) e 2020 (0,58 mg/m^3), mas foram mais baixos em 2019 (0,18 mg/m^3). A TSM foi semelhante para os três períodos (2012 – 25,2ºC, 2019 – 28,7ºC e 2020 – 25,7ºC). Os polígonos nos mapas representam as áreas de forrageio, obtidas a partir dos modelos de Markov e estimativa de densidade de Kernel. A área de forrageio apresentou aumento substancial de 2012 (18,58 km^2) a 2019 e 2020 (15816,9 km^2 e 8038,8 km^2, respectivamente) (Tabela 172).

Tabela 171: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas pré e pós-rompimento da barragem

Espécie	Área 95% (km^2)	Distância da foz Rio Doce (km)	Distância total percorrida (km)	Distância máxima percorrida (km)	TSM (ºC)	Clorofila *a* (mg/m^3)	Batimetria (m)	Sinuosidade
P. aethereus 2012	1178	213	186,2	64,8	25,2	0,57	36,4	1,33
P. aethereus 2019	13792	253,6	720,5	195,4	28,7	0,18	1571,7	1,96
P. aethereus 2020	8158,2	195	579,3	179,9	25,7	0,58	802,9	1,80
S. leucogaster 2013	4287,6	217	148,1	40,58	26,1	0,57	27	2,20
S. leucogaster 2019	9104,4	203,19	550,2	74,18	25,3	1,27	55,3	4,5
T. chlororhynchos 2015	5766959	2444,3	14481,5	2415,45	11,1	2,70	1957	2,64
T. chlororhynchos 2019	6600843	1240	23325,8	2606,7	20,1	0,52	1632,5	4,58

Figura 661: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* nos períodos pré (esquerda superior) e pós-rompimento (direita e inferior), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar.

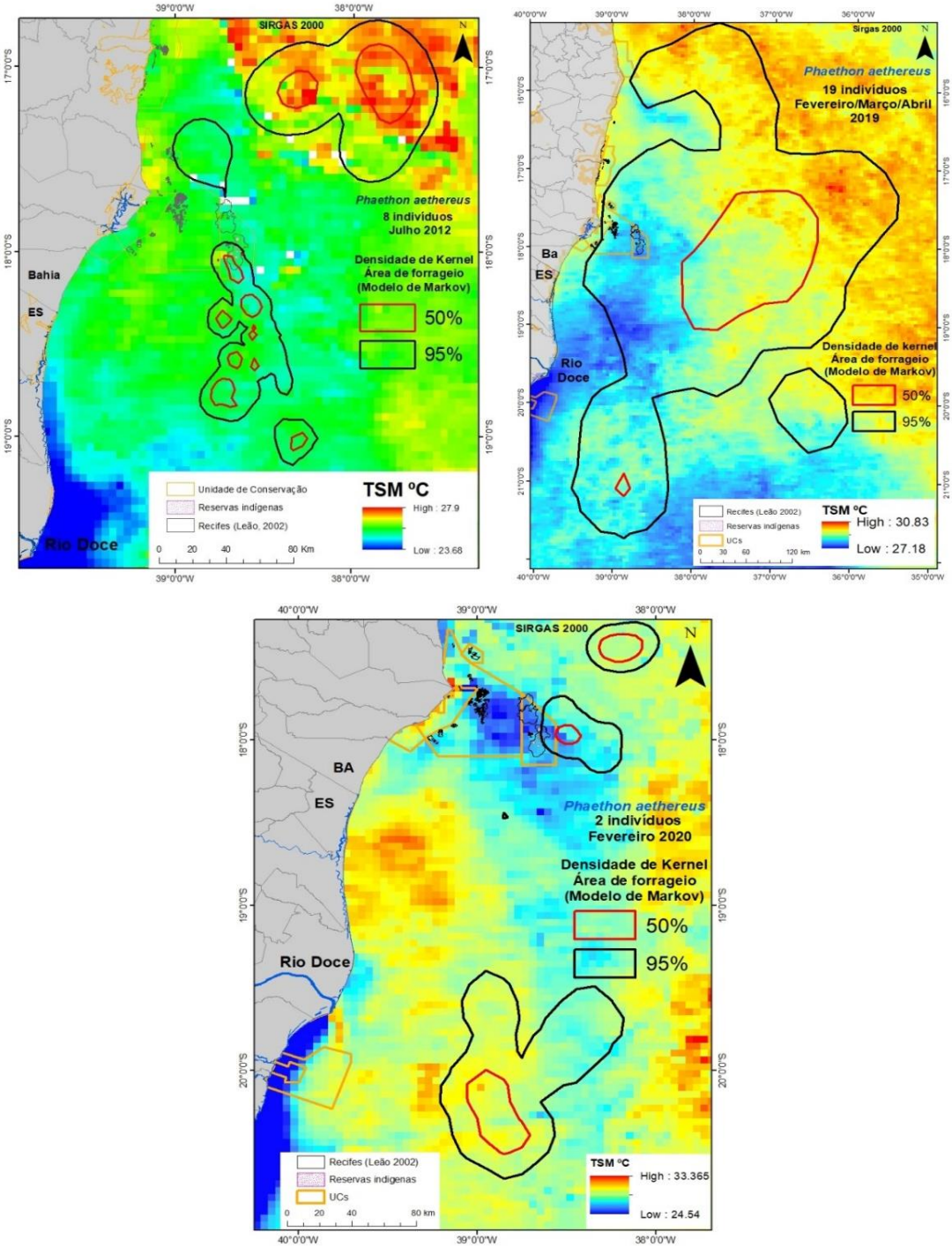
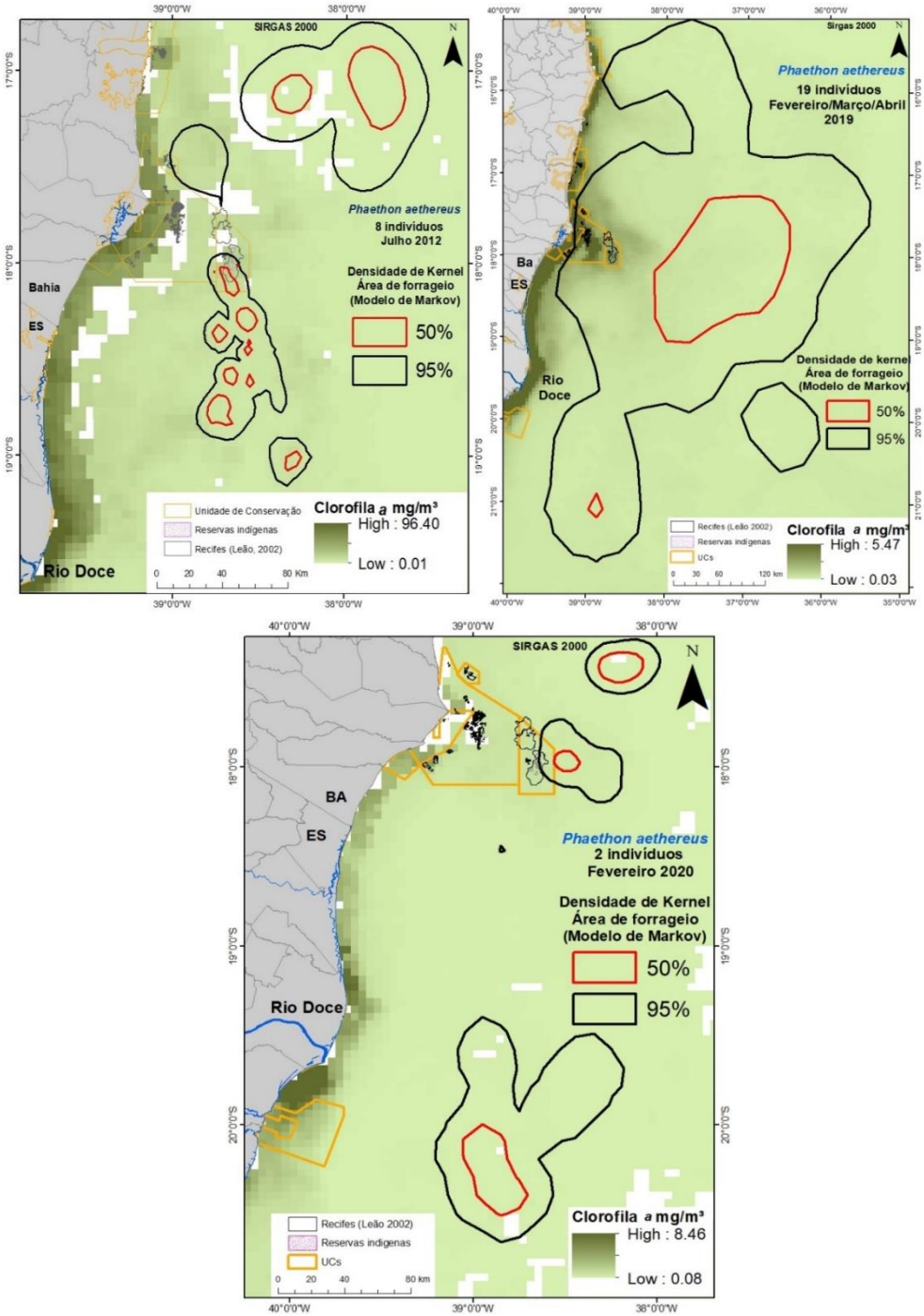
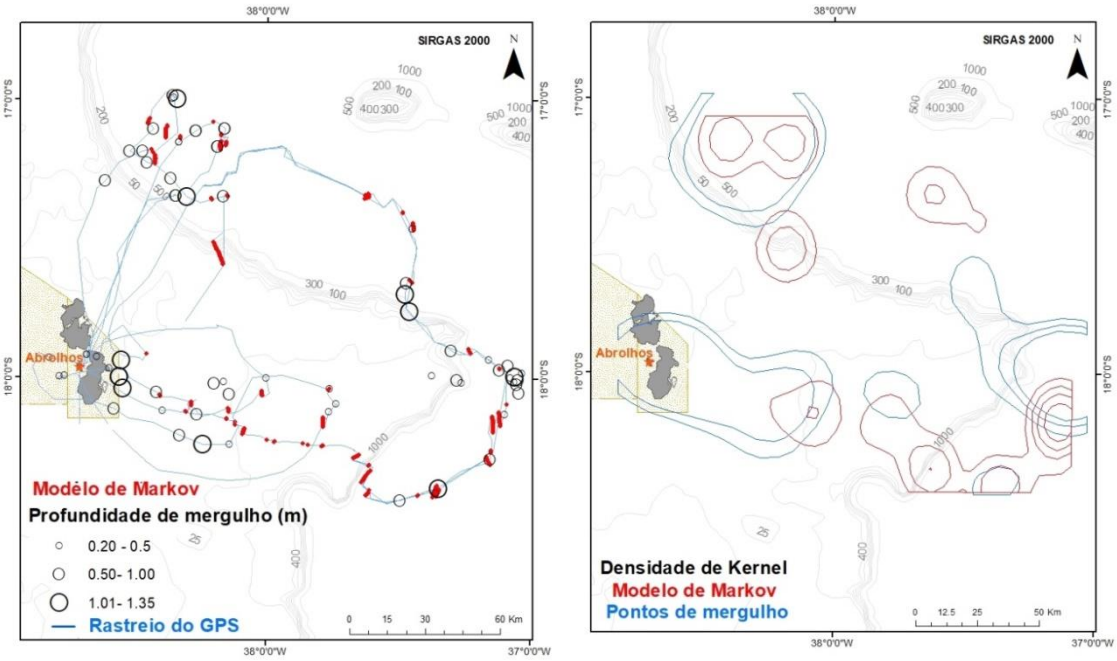


Figura 662: Áreas de forrageio de *P. aethereus* nos períodos pré (esquerda superior) e pós-rompimento (direita e inferior), sobrepostos às imagens com dados de clorofila-α.



A partir dos dados de sensor de pressão e do modelo de Markov, foi possível verificar que as atividades de alimentação, em 2019, ocorreram além da quebra da plataforma continental, a nordeste e sudeste de Abrolhos. Na Figura 663 estão demonstrados os vários pontos de mergulho da espécie.

Figura 663: Áreas de forrageio de *P. aethereus* no arquipélago dos Abrolhos em 2019. À esquerda, mapa demonstrando áreas de alimentação identificadas pelos modelos de Markov (em vermelho) e pelo sensor de pressão (círculos pretos). À direita, áreas de alimentação estimados pelo método de Kernel a partir de dados do modelo de Markov (vermelho) e do sensor de pressão (azul).

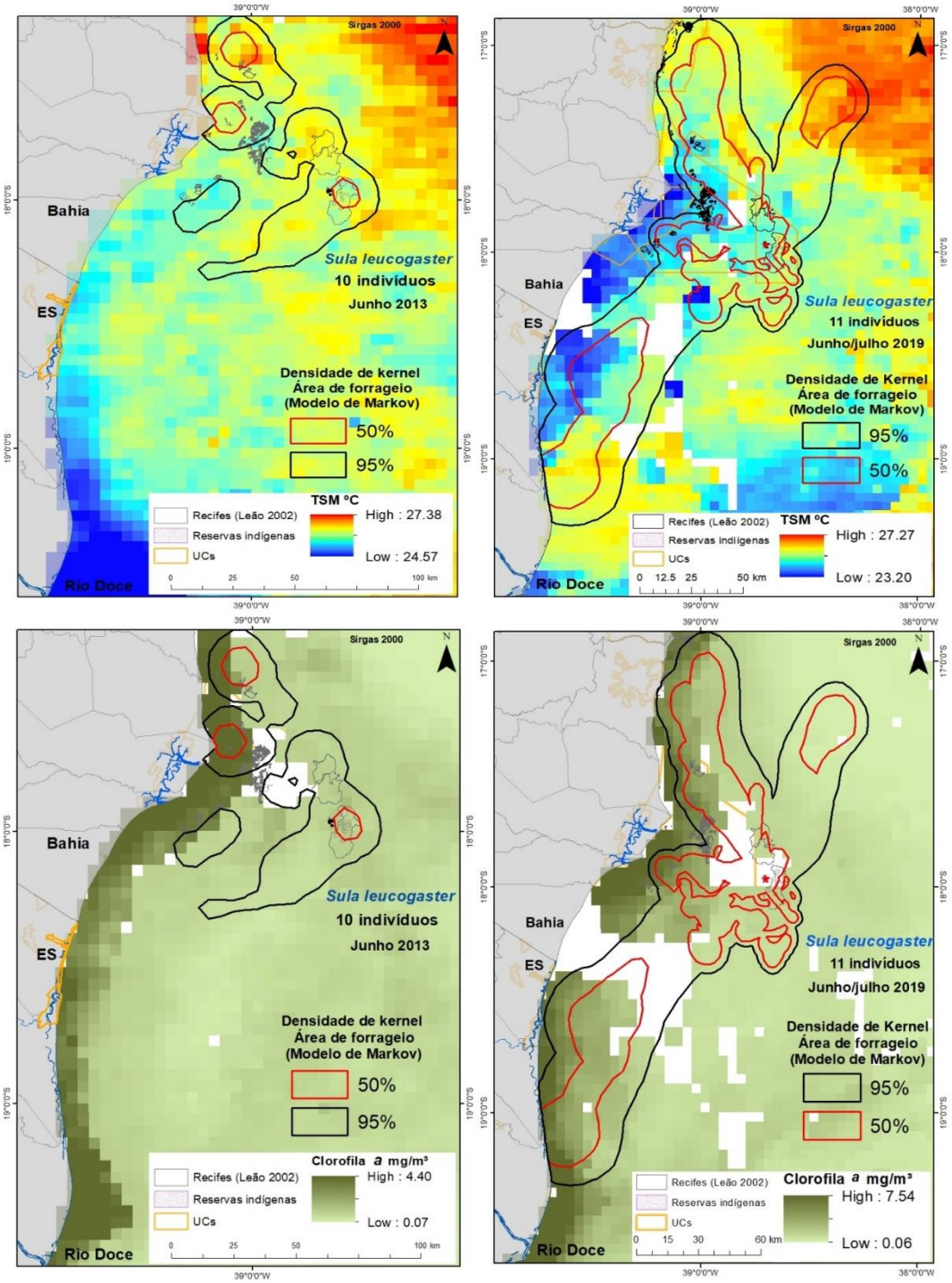


***Sula leucogaster*:** Os indivíduos rasteados em 2013 mantiveram-se preferencialmente sobre a plataforma continental, em águas com 27 m de profundidade e, em 2019, a média de batimetria foi de 55 m. Além de as aves ultrapassarem o talude da plataforma continental em direção norte/nordeste, também utilizaram, na direção sul, as áreas adjacentes à foz do Rio Doce, chegando a 50 km da foz do rio (Figura 664).

Tabela 172: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas considerando amostragens no pré e pós-rompimento da barragem

Espécie	Período reprodutivo (km²)		Período não reprodutivo (km²)	
	Uso espaço	Forrageio	Uso espaço	Forrageio
P. aethereus 2012	1178	18,5	-	-
P. aethereus 2019	13792	15816,9	-	-
P. aethereus 2020	8158,2	8038,1	-	-
S. leucogaster 2013	4.287,6	498,7	-	-
S. leucogaster 2019	9104,4	6519,8	-	-
T. chlororhynchos 2015	5401995,3	5200258,3	364964	358358
T. chlororhynchos 2019	6334405,5	6221152,5	266438,3	215028

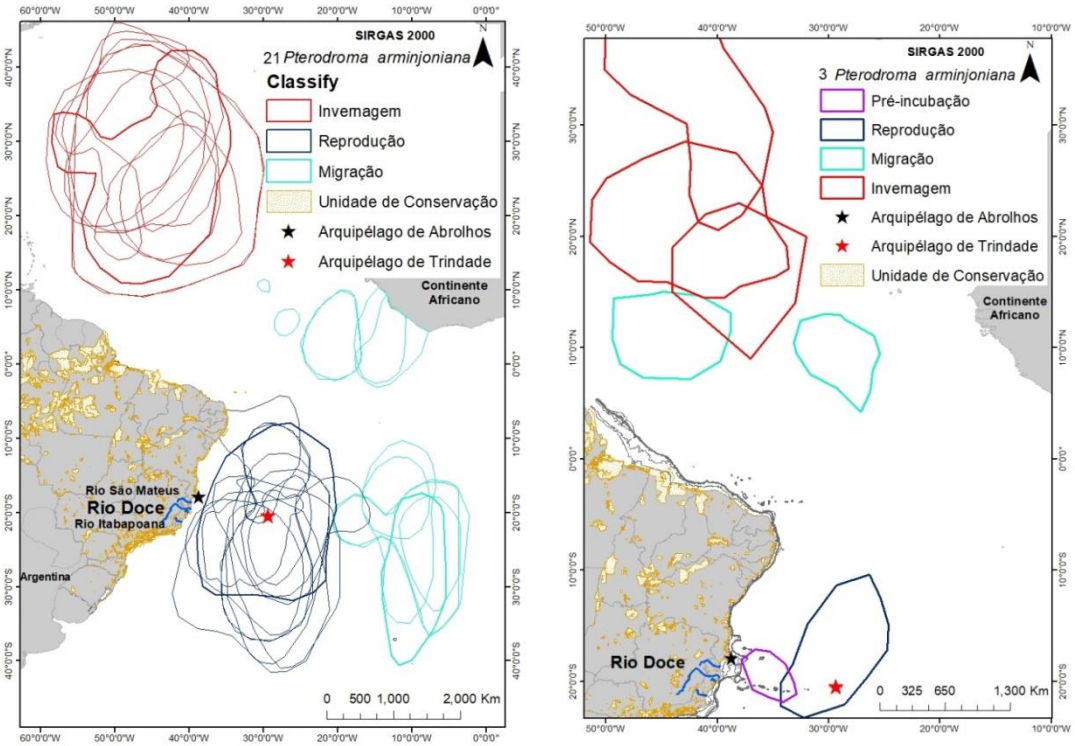
Figura 664: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila-α (abaixo).



***Pterodroma arminjoniana*:** No período reprodutivo, a espécie utiliza amplas áreas do Atlântico Sul no entorno da ilha da Trindade, permanecendo a uma distância média de 1400 km da foz do Rio Doce. O período em que a ave utiliza a área costeira atingida pelos rejeitos é o pré-incubatório (LEAL et al., 2017). As análises dos dados de rastreamento remoto, de modo comparativo entre pré e pós-rompimento, não apresentaram diferenças no uso das áreas, inclusive no período em que a ave se

aproxima das adjacências da foz do Rio Doce (Figura 665). No entanto, os dados do período pós-rompimento da barragem referem-se a somente 3 indivíduos rastreados, uma vez que os aparelhos são colocados em um ano e retirados no ano seguinte, após completarem a migração para o Atlântico Norte. Devido à pandemia de COVID-19 a remoção dos aparelhos para descarga dos dados não foi autorizada.

Figura 665: Rastreamento de *Pterodroma arminjoniana* nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento.

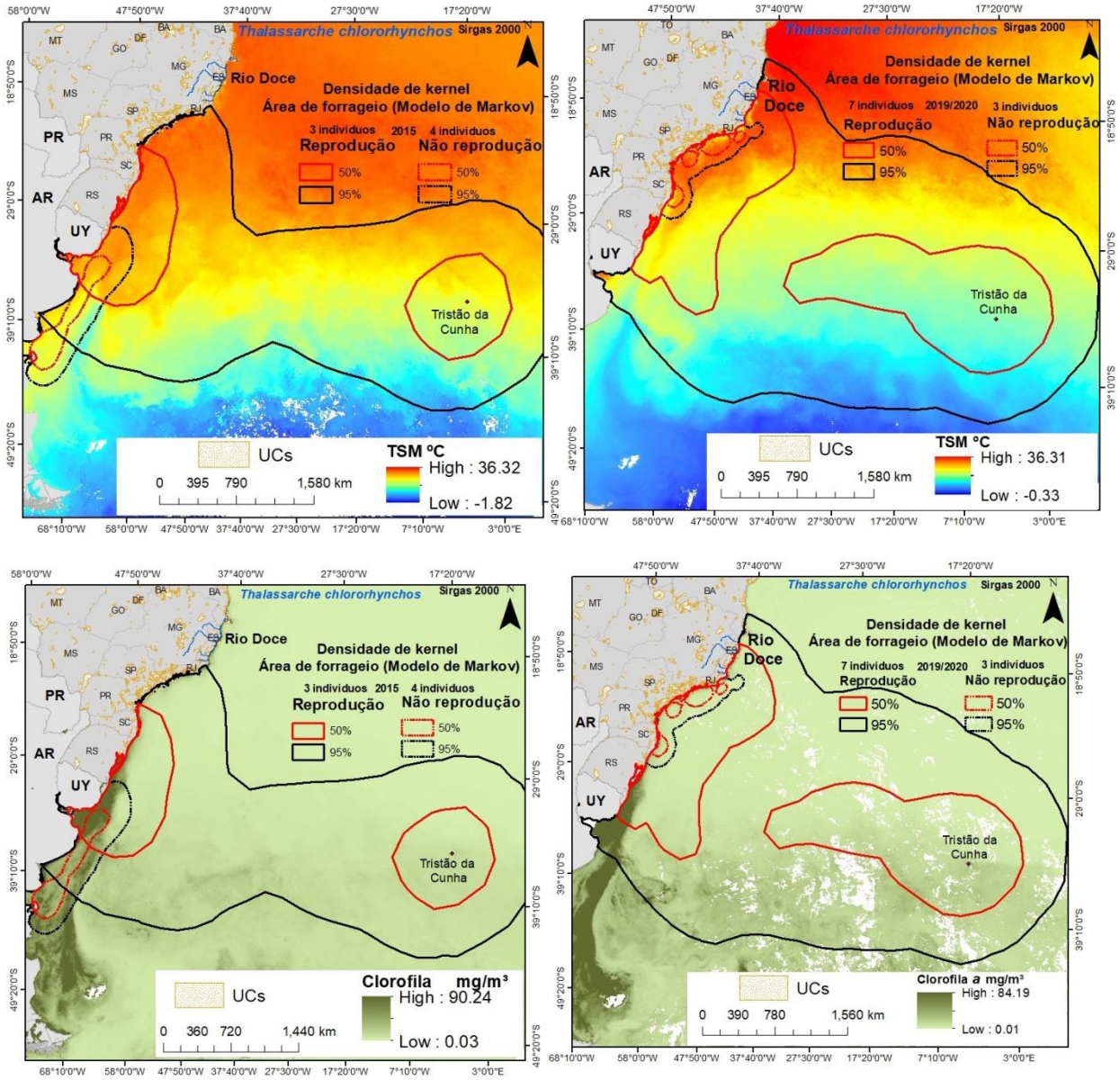


Thalassarche chlororhynchos: Os indivíduos rastreados reproduzem-se no Arquipélago de Tristão da Cunha, o qual se localiza a 3300 km da foz do Rio Doce. Durante o período reprodutivo, as aves utilizaram uma ampla área da costa brasileira para alimentação, cobrindo toda a região sul e boa parte da região sudeste (Figura 666). Os dez indivíduos rastreados pós-rompimento permaneceram na região sudeste e, em seguida, sete deles deslocaram-se para o arquipélago de Tristão da Cunha, enquanto os outros três permaneceram utilizando a costa do estado do Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro, sobre a plataforma continental.

No período pré-rompimento, as aves foram capturadas no mar na costa do Rio Grande do Sul, as que estavam em reprodução se deslocaram para Tristão da Cunha e as no período não reprodutivo deslocaram-se em direção à foz do Rio da Prata. Os albatrozes, no período não reprodutivo, em 2019, forragearam entre a costa do Rio de Janeiro e a do Rio Grande do Sul. No período reprodutivo as aves utilizam uma área para forrageamento de 5.200.258,3 km^2 em 2015 e 6.221.152,5 km^2 em 2019, nos períodos pré e pós-rompimento, respectivamente.

As aves rastreadas em 2019 foram capturadas, em agosto, setembro e outubro, na plataforma continental, próxima à costa sudeste brasileira. A maioria dos indivíduos concentrou-se em Cabo Frio, próxima a ressurgência de Arraial do Cabo (SILVA, 1968). Em média, foram rastreadas por 85 dias, tanto no período reprodutivo como não reprodutivo.

Figura 666: Thalassarche chlororhynchos rastreados nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento da barragem, sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila-α (abaixo).



1.4.2.6 Demografia e reprodução

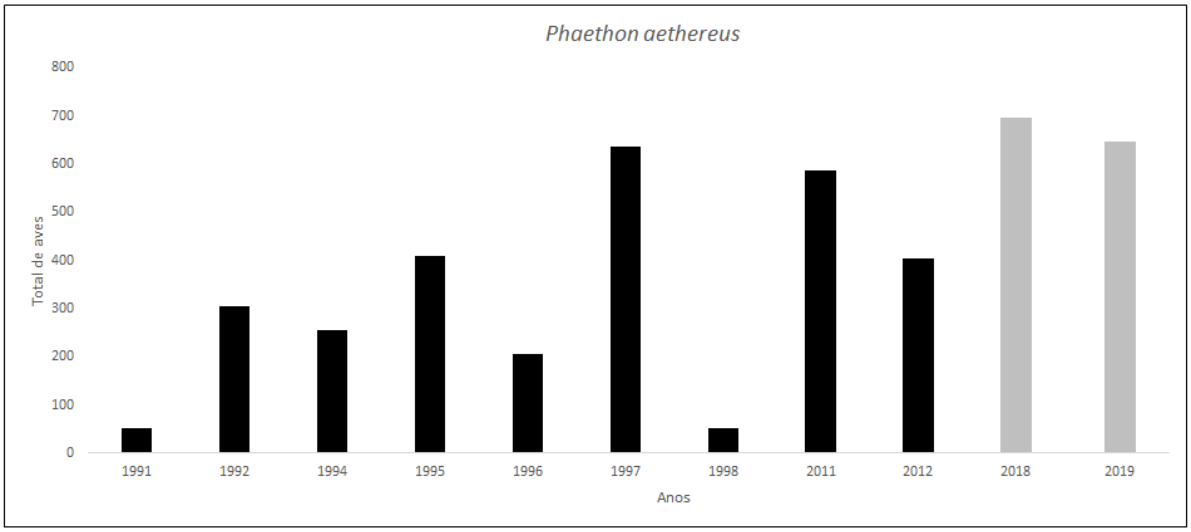
Tamanho populacional - Número de indivíduos adultos em atividade reprodutiva: Em relação à distribuição das espécies no arquipélago de Abrolhos, ALVES et al. (2000) afirmam que *S. leucogaster* reproduz-se principalmente, nas ilhas Sueste e Redonda, mas há, também, em menor número, casais

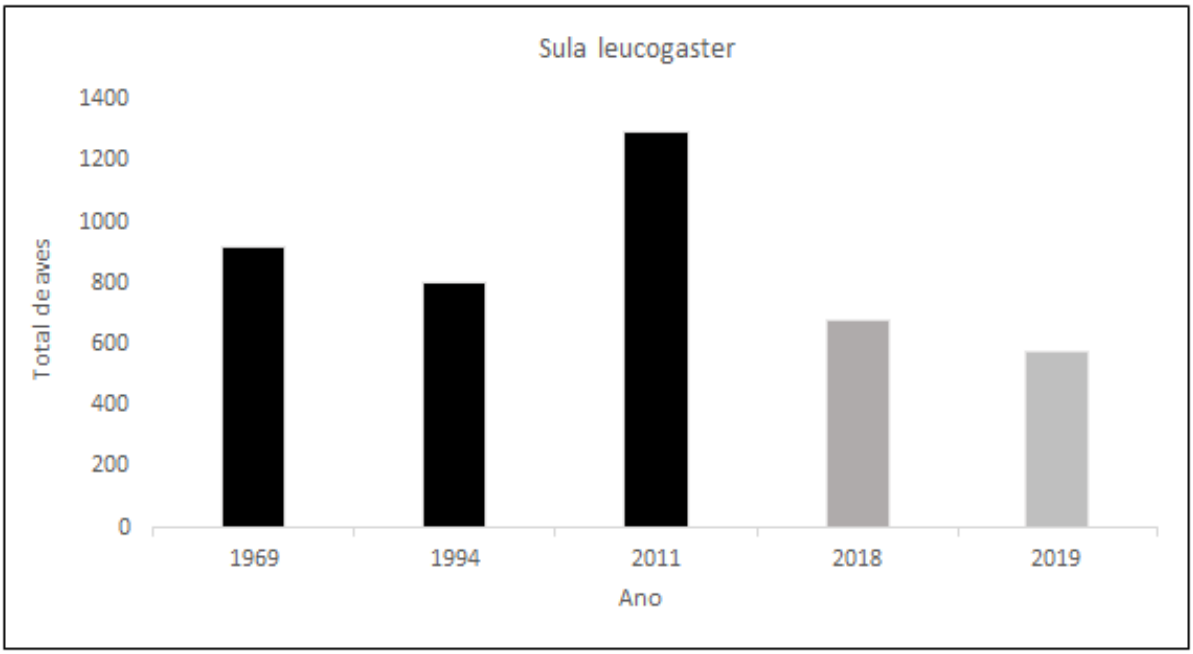
nas ilhas Siriba e Santa Bárbara. Em relação a *P. aethereus*, ALVES et al. (1997) reportam que *P. aethereus* nidifica nas cinco ilhas, com maior concentração de ninhos na Ilha Santa Bárbara, e que *P. lepturus* foi registrado apenas a partir de 1992 nidificando em apenas um ninho (ALVES et al. 2004). Nas expedições realizadas atualmente, *P. lepturus* vem sendo registrada reproduzindo em dois ninhos na ilha Santa Bárbara, enquanto as outras duas espécies (*P. aethereus* e *S. leucogaster*) ocorrem também nas outras ilhas (Siriba, Redonda e Sueste).

Quanto ao tamanho populacional, a partir da bibliografia e de dados de outros pesquisadores que trabalharam no arquipélago, foi possível reunir informações entre 1969 e 2011 para *S. leucogaster* e entre 1991 e 2012 para *P. aethereus* (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.1*). Apesar destes dados pretéritos disponíveis não possibilitarem a geração de tendências seguras sobre a dinâmica populacional nas áreas, por terem sido obtidos de forma pontual e não sistematizada, o tamanho populacional de *S. leucogaster* foi estimado entre 700 e 1200 adultos reprodutores. No entanto, o número de adultos reprodutores de *P. aethereus* variou entre os vários anos, entre 2080 e 700 aves.

Atualmente, com base na contagem de ninhos ativos em Abrolhos obtidos semestralmente em expedições do ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos” a população de adultos reprodutores de *S. leucogaster* vem se mantendo estável entre 500 e 700 aves (*Material Suplementar A6MAS1, Figura 22, item 2.2.1*). Da mesma forma, o tamanho populacional atual de *P. aethereus* vem se mantendo estável em torno de 700 indivíduos (Figura 667). De acordo com dados obtidos semestralmente em expedições do ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos” as contagens estimaram 696 indivíduos em 2018 e 646 em 2019 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.1*).

Figura 667: Total de aves contabilizadas ao longo dos anos provenientes de estudos pontuais no passado (barra escura) e monitoramento atual em conjunto com o ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos” (barra cinza)





Para *S. hirundinacea*, dados pretéritos compilados entre 1988 e 2006 (Figura 668) por MESTRE (2006) e outros colhidos em relatórios da Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental (AVIDEPA) entre 2007 e 2015 em ilhas no Estado do Espírito Santo (Figura 669) mostram que a população de *S. hirundinacea* é altamente variável, com alguns anos atingindo cerca de 400-500 adultos e, em outros, menos de 50. No entanto, dados atuais obtidos na única expedição realizada pela equipe em julho de 2019, duranteo o período reprodutivo, registraram apenas dois ninhos ativos da espécie, contabilizando um ovo e um filhote. Vale ressaltar que as espécies de Sternidae podem mudar os locais de reprodução entre os anos (EFE et al., 2000; BRANCO, 2004; YORIO et al., 1999) e, nacionalmente, essa espécie vem apresentando declínio populacional de mais de 10% nos últimos anos (EFE, 2018).

Figura 668: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006 em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE (2006)

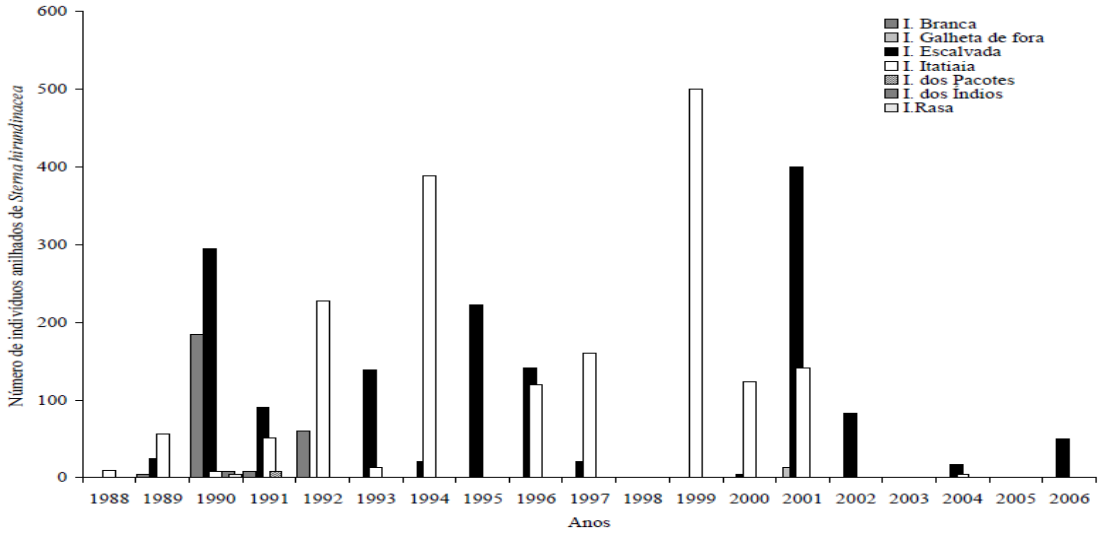
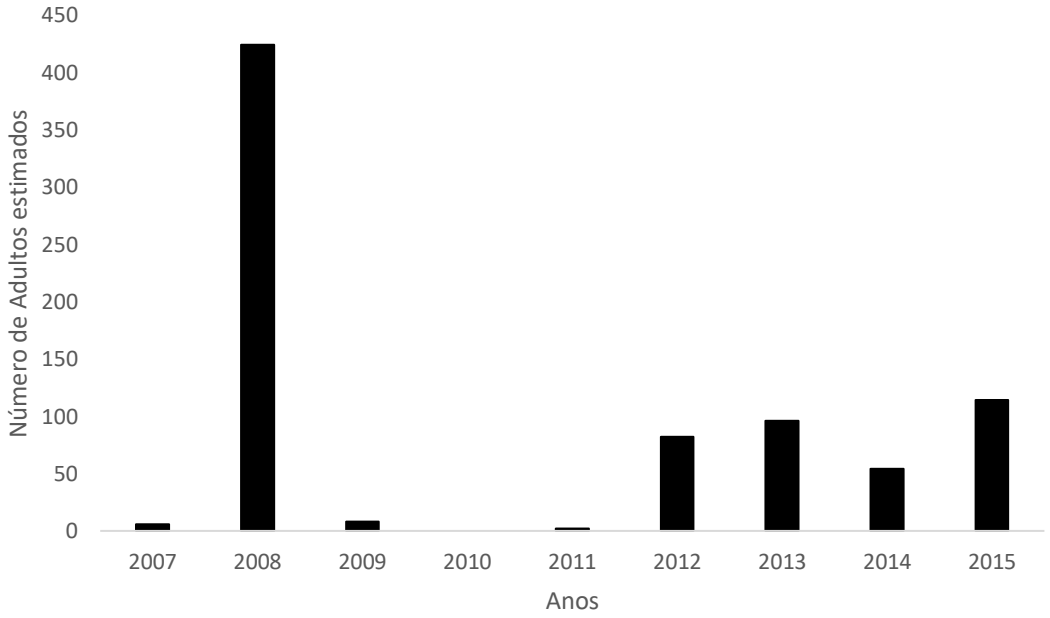


Figura 669: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento de filhotes realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 2007 e 2015 em três ilhas (Escalvada, Itatiaias e Galheta) no estado do Espírito Santo

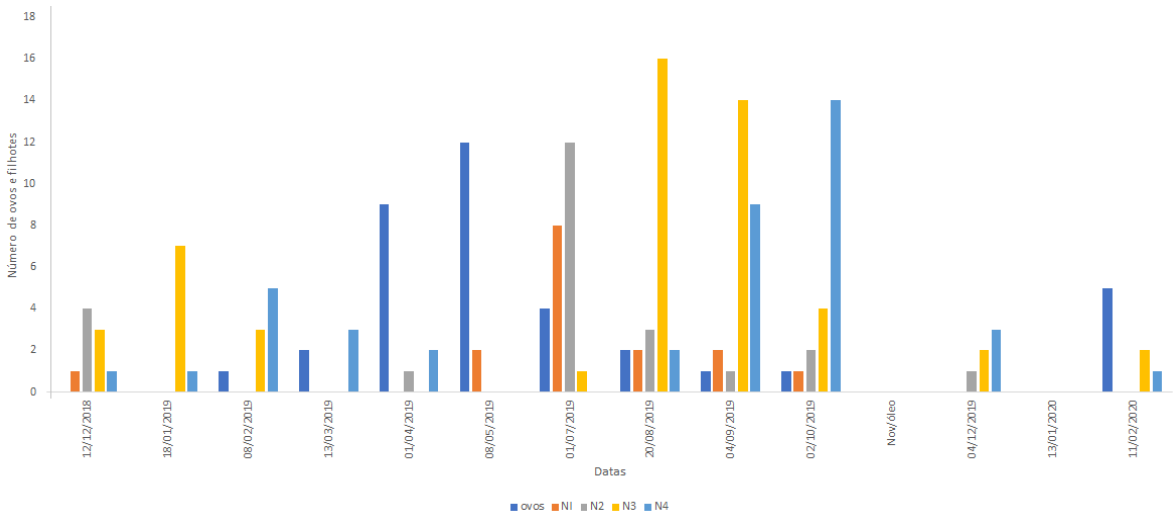


Sucesso reprodutivo: A partir de dezembro de 2018 vem sendo monitorados, quinzenalmente, em parceria com o ICMBio como parte do "Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos", 48 ninhos de *P. aethereus*, um ninho de *P. lepturus* e os ninhos ativos encontrados de *S. leucogaster* na ilha Santa Bárbara, a fim de acompanhar o sucesso reprodutivo das espécies. Durante este monitoramento são coletados dados de conteúdo dos ninhos (ovos e filhotes), os quais permitem compreender a fenologia, sobrevivência, fidelidade ao ninho e ao parceiro

reprodutivo, bem como avaliar o sucesso reprodutivo nas fases de incubação e desenvolvimento dos filhotes.

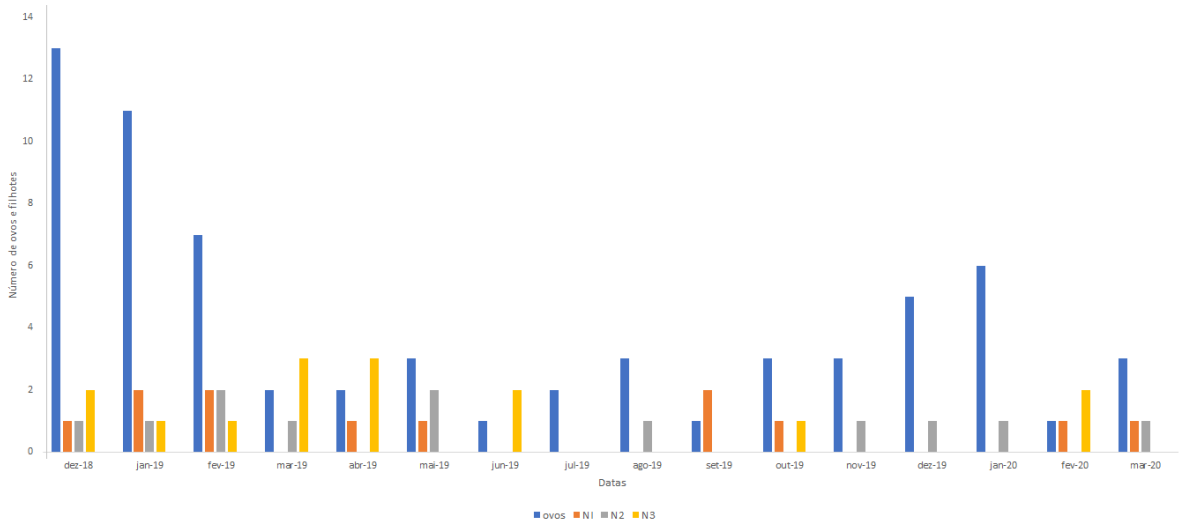
Nesse sentido, o estudo da fenologia reprodutiva de *S. leucogaster* mostrou que a reprodução da espécie na ilha Santa Bárbara vai de abril a julho, com a postura tendo seu pico em maio, com filhotes nascendo entre junho e julho e atingindo a idade de voo (*fledging*) em outubro (Figura 670).

Figura 670: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *S. leucogaster* monitorados entre 2018 e 2020 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 (laranja) - primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 (cinza) é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 (amarelo) e N4 (azul claro) é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar; Ovos (azul escuro)



Para *P. aethereus*, o estudo da fenologia reprodutiva mostrou que a população na ilha Santa Bárbara, a maior do arquipélago, tem seu pico reprodutivo nos meses de dezembro e janeiro, quando ocorre a maior postura (Figura 671). No entanto, percebe-se posturas ao longo de todo o ano, o que pode estar relacionado à novas posturas de casais que não tiveram sucesso ou novos casais iniciando seu ciclo reprodutivo.

Figura 671: Desenvolvimento de ovos e filhotes *de P. aethereus* monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 (laranja) - primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 (cinza) é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 (amarelo) e N4 (azul claro) é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar; Ovos (azul escuro)



Além disso, graças a pesquisas anteriores realizadas por um dos membros da equipe, utilizando o anilhamento e a marcação dos ninhos, foi possível analisar a sobrevivência, fidelidade ao ninho e ao parceiro reprodutivo em 503 ninhos de *P. aethereus* no arquipélago de Abrolhos (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.2*). Portanto, em relação à sobrevivência, esses dados (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.2*) mostram dois adultos que se reproduziram pelo menos durante 30 anos (entre 1967 e 1997), uma ave que se reproduziu há pelo menos 8 anos (12159), 3 aves há pelo menos 7 anos (13064, 12518, 13239) e 2 aves há pelo menos 6 anos (13098, 12236). Além disso, na referida análise verificou-se também que 89 ninhos foram utilizados mais de uma vez, em anos distintos, pelo mesmo casal demonstrando alta fidelidade ao ninho (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.2*). Por outro lado, a fidelidade ao parceiro foi muito baixa com apenas 6 casais mantendo-se juntos em temporadas reprodutivas distintas (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.2*). De fato, sabe-se que aves marinhas são organismos de vida longa, podendo viver entre 12 e 60 anos (Schreiber & Burger 2002).

Taxa de sucesso de eclosão: Na avaliação do sucesso de eclosão na população reprodutiva de *S. leucogaster* a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe entre dezembro de 2018 e fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.*2) verificou-se que foram postos 60 ovos, dos quais 37 eclodiram, resultando em uma taxa de eclosão de 62% (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.*2). Para *P. aethereus*, na avaliação do sucesso de eclosão na população reprodutiva a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe entre dezembro de 2018 e março de 2020 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.*2) verificou-se que foram postos 104 ovos, dos quais somente 23 eclodiram, portanto com taxa de eclosão de 22% (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.*2).

Taxa de sucesso reprodutivo (*fledging*): Na avaliação do sucesso reprodutivo na população reprodutiva de *S. leucogaster* a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe entre dezembro de 2018 e fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.*2.2) verifica-se que nasceram 37 filhotes, dos quais 33 deixaram o ninho, resultando em taxa de sucesso reprodutivo de 89% (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.2*). Para *P. aethereus*, a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe entre dezembro de 2018 e março de 2020 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.2.*2), verificou-se que nasceram 23 filhotes, dos quais 14 deixaram o ninho, o que corresponde a uma taxa de sucesso reprodutivo de 61% (*Material Suplementar A6MAS1, item 2*.2.2).

1.4.2.7 Encalhes de aves nas praias

Entre setembro de 2017 e junho de 2020 foram encontradas 301 aves encalhadas ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo (179 vivas e 123 mortas), incluindo 36 espécies pertencentes a 6 ordens e 15 famílias (Tabela 173). Dentre as espécies registradas, duas encontram-se ameaçadas de extinção em nível global e nacional (Thalassarche chlororhynchos e Procellaria aequinoctialis), e duas espécies ameaçadas em nível nacional apenas (Phaethon aethereus e Thalasseus maximus, Tabela 176). As espécies mais abundantes foram Puffinus puffinus (n = 50), Sula leucogaster (n = 19), Sterna hirundo (n = 31), T. acuflavidus (n = 25), P. aequinoctialis (n = 24), Anous stolidus (n = 19), Calonectris diomedea (n = 13), T. melanophris (n = 10), e Fregata magnificens (n = 10), as quais corresponderam a 72% do total de registros (Tabela 174, Figura 672, Figura 673). Os mapas com a distribuição dos encalhes das principais famílias em cada ano são apresentados no Material Suplementar A6MAS1, item 2.3.

Tabela 173: Lista das espécies de aves aquáticas encontradas encalhadas ao longo do litoral do estado do Espírito Santo entre outubro de 2018 e fevereiro de 2010

			Estado de Conservação		
Ordem	**Família**	**Espécie**	**Global**	**Nacional**	**Origem**
Charadriiformes	Charadriidae	*Calidris alba*	LC	LC	MN
Charadriiformes	Charadriidae	*Charadrius collaris*	LC	LC	R
Charadriiformes	Charadriidae	*Vanelus chilensis*	LC	LC	R
Charadriiformes	Haematopodidae	*Haematopus palliatus*	LC	NT	R
Charadriiformes	Scolopacidae	*Arenaria interpres*	LC	LC	MN
Charadriiformes	Stercorariidae	*Stercorarius maccormicki*	LC	LC	MS
Charadriiformes	Stercorariidae	*Stercorarius parasiticus*	LC	LC	MN
Charadriiformes	Laridae	*Larus dominicanus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Anous stolidus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Onychoprion fuscatus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna hirundo*	LC	LC	MN
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus acuflavidus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus maximus*	LC	EN	R
Charadriiformes	Rynchopidae	*Rynchops niger*	LC	LC	R
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Ardea alba*	LC	LC	R

			Estado de Conservação		
Ordem	**Família**	**Espécie**	**Global**	**Nacional**	**Origem**
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Bubulcus ibis*	LC	LC	R
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Butorides striata*	LC	LC	R
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Cochlearius cochlearius*	LC	LC	R
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Egretta thula*	LC	LC	R
Pelecaniiformes	Ardeidae	*Nycticorax nycticorax*	LC	LC	R
Phaethontiformes	Phaethontidae	*Phaethon aethereus*	LC	EN	R
Procellariiformes	Diomedeidae	*Thalassarche chlororhynchos*	EN	EN	MS
Procellariiformes	Diomedeidae	*Thalassarche melanophris*	LC	NT	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna gravis*	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna grisea*	NT	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Calonectris borealis*	LC	LC	MN
Procellariiformes	Hydrobatidae	*Oceanites oceanicus*	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Pachyptila belcheri*	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Procellaria aequinoctialis*	VU	VU	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Pterodroma mollis*	LC	NA	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Puffinus puffinus*	LC	LC	MN
Sphenisciformes	Spheniscidae	*Spheniscus magellanicus*	LC	NT	MS
Suliformes	Fregatidae	*Fregata magnificens*	LC	LC	R
Suliformes	Phalacrocoracidae	*Nannopterum brasilianus*	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula dactylatra*	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula leucogaster*	LC	LC	R

Tabela 174: Número de aves registradas encalhadas, mortas ou vivas, ao longo do litoral do estado do Espírito Santo pelo PMP-BC/ES no ano de 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho)

Espécie	2017	2018	2019	2020	Total	Morto	Vivo
Puffinus puffinus	3	16	31	0	50	30	20
Sula leucogaster	1	18	25	5	49	17	32
Sterna hirundo	2	12	14	3	31	5	26
Thalasseus acuflavidus	0	9	16	0	25	9	16
Procellaria aequinoctialis	0	9	15	0	24	13	11
Anous stolidus	2	6	4	7	19	3	16
Fregata magnificens	0	4	6	0	10	2	8
Thalassarche melanophris	0	3	7	0	10	6	4
Thalassarche chlororhynchos	0	5	4	0	9	4	5
Calidris alba	0	7	1	0	8	6	2
Ardea alba	0	1	6	0	7	2	5
Larus dominicanus	0	3	4	0	7	4	3
Calonectris diomedea/borealis	0	0	5	1	6	6	0
Haematopus palliatus	0	2	2	0	4	1	3
Nannopterum brasilianus	0	3	1	0	4	1	3
Arenaria interpres	0	2	1	0	3	1	2
Butorides striata	0	1	2	0	3	1	2
Phaethon aethereus	0	1	2	0	3	1	2
Ardenna gravis	0	3	0	0	3	2	1
Stercorarius parasiticus	0	1	2	0	3	1	2
Sula dactylatra	0	1	1	1	3	1	2
Bubulcus ibis	0	1	1	0	2	1	1
Oceanites oceanicus	0	1	1	0	2	0	2
Pterodroma mollis	0	1	1	0	2	1	1
Spheniscus magellanicus	0	2	0	0	2	1	1
Thalasseus maximus	0	2	0	0	2	0	2
Vanellus chilensis	0	2	0	0	2	0	2
Charadrius collaris	0	1	0	0	1	0	1
Cochlearius cochlearius	0	0	1	0	1	1	0
Egretta thula	0	1	0	0	1	0	1
Nycticorax nycticorax	0	1	0	0	1	1	0
Onychoprion fuscatus	0	0	1	0	1	1	0
Pachyptila belcheri	0	1	0	0	1	0	1
Ardenna grisea	0	1	0	0	1	1	0
Rynchops niger	1	0	0	0	1	0	1
Stercorarius maccormicki	0	1	0	0	1	0	1
Total	9	122	154	17	302	123	179

Figura 672: Número de indivíduos por espécie de ave aquáticas encontrada encalhada ao lon ao longo das praias do estado do Espírito Santo em 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho)

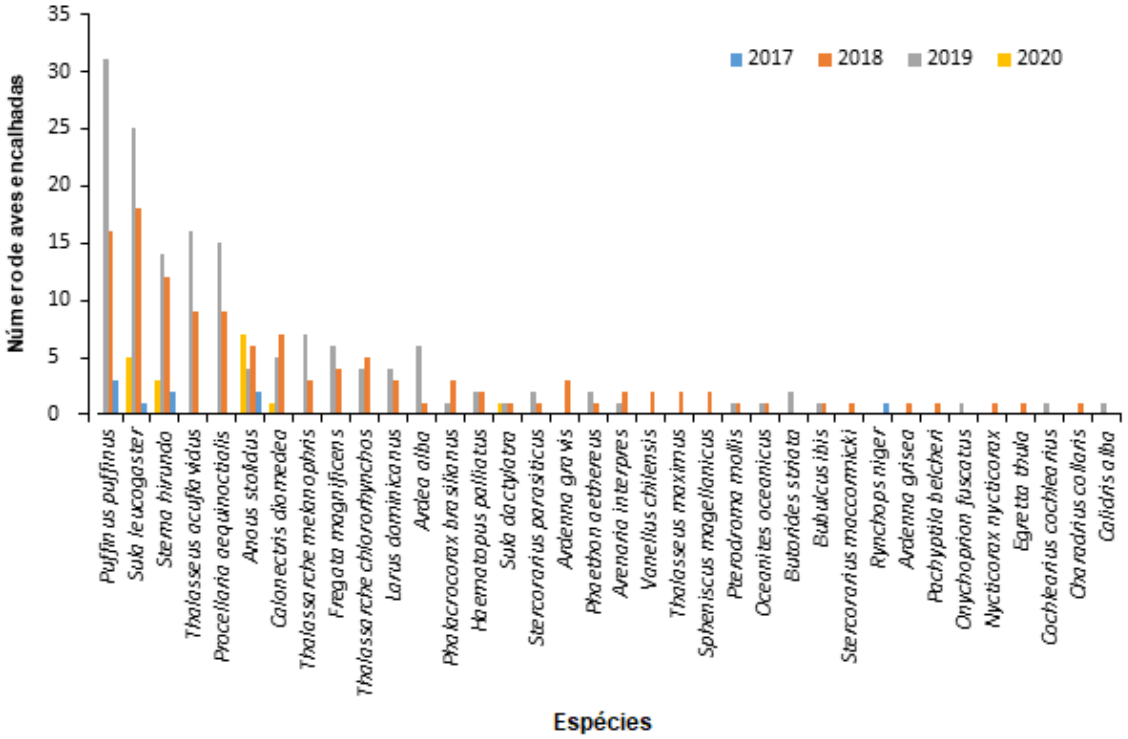
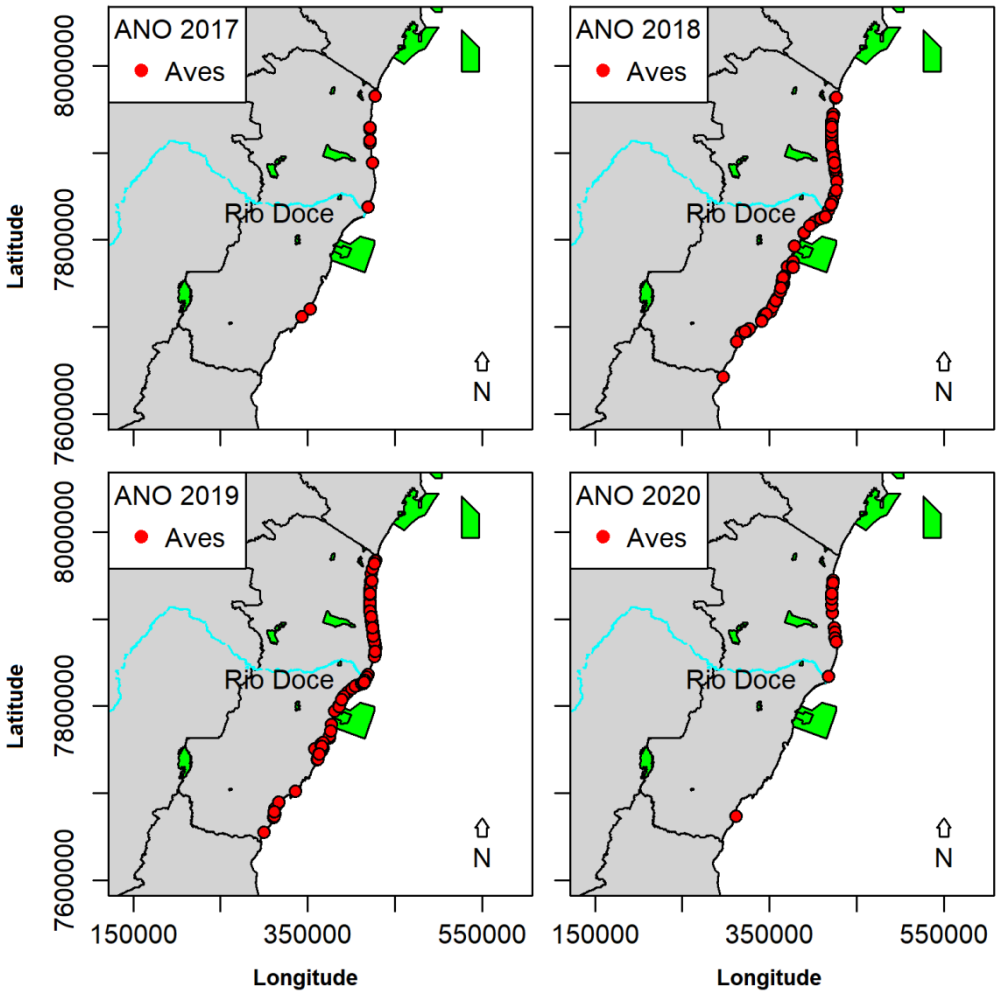


Figura 673: Distribuição dos encalhes de aves marinhas ao longo das praias do estado do Espírito Santo em 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro) e 2020 (janeiro a junho)



1.4.2.8 Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências - Mar

Composição da comunidade de aves marinhas e sua distribuição na foz do Rio Doce e águas adjacentes: No ano 1, foram registradas 27 espécies de aves marinhas pertencentes a 7 famílias. No ano 2, foram registradas 11 espécies, todas previamente espécies registradas no ano 1 (Tabela 175). Do total de 27 espécies registradas nos dois anos de coleta, 9 são consideradas residentes no Brasil, 12 espécies são migrantes do Hemisfério Sul, enquanto 6 são migrantes do Hemisfério Norte (Tabela 175)

Do total de espécies registradas, 5 são classificadas como ameaçadas em nível global, sendo 4 destas também ameaçadas em nível nacional, além de outras 4 espécies ameaçadas em nível nacional apenas (Tabela 175).

Tabela 175: Espécies registradas entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, estado de conservação e origem. Abreviação: LC, Pouco Preocupante; NT, Quase Ameaçada; VU, Vulnerável; EN, Em Perigo; NA, Não Aplicável; CR, Criticamente em Perigo; R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul. As espécies estão listadas em ordem alfabética

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Global[1]	Nacional[2]	Origem[3]
Charadriiformes	Sternidae	*Anous stolidus*	Trinta-réis-escuro	LC	LC	R
Charadriiformes	Stercorariidae	*Stercorarius pomarinus*	Mandrião-pomarino	LC	LC	MN
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna hirundinacea*	Trinta-réis-de-bico-vermelho	LC*	VU	R
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna hirundo*	Trinta-réis-boreal	LC	LC	MN
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus acuflavidus*	Trinta-réis-de-bando	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus maximus*	Trinta-réis-real	LC	EN	R
Phaethontiformes	Phaethontidae	*Phaethon aethereus*	Rabo-de-palha-de-bico-vermelho	LC*	EN	R
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna gravis*	Bobo-grande-de-sobre-branco	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna grisea*	Bobo-escuro	NT*	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Calonectris borealis*	Bobo-grande	LC	LC	MN
Procellariiformes	Procellariidae	*Calonectris edwardsii*	Bobo-de-cabo-verde	NT*	NT	MN
Procellariiformes	Hydrobatidae	*Fregetta grallaria*	Painho-de-barriga-branca	LC*	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	*Fregetta tropica*	Painho-de-barriga-preta	LC*	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	*Oceanites oceanicus*	Alma-de-mestre	LC	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	*Oceanodroma leucorhoa*	Painho-de-cauda-furcada	VU	LC	MN
Procellariiformes	Procellariidae	*Pachyptila desolata*	Faigão-rola	LC*	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Procellaria aequinoctialis*	Pardela-preta	VU*	VU	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Procellaria conspicillata*	Pardela-de-óculos	VU	VU	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Pterodroma incerta*	Grazina-de-barriga-branca	EN*	EN	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Pterodroma mollis*	Grazina-mole	LC	NA	MS
Procellariiformes	Procellariidae	*Puffinus puffinus*	Bobo-pequeno	LC	LC	MN
Procellariiformes	Diomedeidae	*Thalassarche chlororhynchos*	Albatroz-de-nariz-amarelo	EN*	EN	MS
Procellariiformes	Diomedeidae	*Thalassarche melanophris*	Albatroz-de-sobrancelha-negra	LC	NT	MS
Suliformes	Fregatidae	*Fregata magnificens*	Tesourão	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula dactylatra*	Atobá-grande	LC*	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula leucogaster*	Atobá-pardo	LC*	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula sula*	Atobá-de-pé-vermelho	LC*	EN	R

1 IUCN (2020).
2 Portaria MMA 444/2014.
3 Fonte: De acordo com a Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015).
* Indicativo de que as populações destas espécies estão com tendência a diminuir.

A riqueza e frequência de ocorrência das espécies variaram espacialmente (entre as transecções) e temporalmente (entre as estações do ano) na área amostrada (Tabela 176). Quando considerados apenas os dados do ano 1, as transecções com maior diversidade de espécie foram TS1 e TN2 com 17 espécies registradas em cada (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.4*). O outono e o inverno foram as estações com maior riqueza, com 19 espécies registradas, enquanto que na primavera e no verão foram registradas 16 e 14 espécies, respectivamente *(Material Suplementar A6MAS1, item 2.4*). As aves foram registradas com maior frequência nas transeções TN4 e TFOZ (Material Suplementar A6MAS1, item 2.4). As espécies Sula dactylatra, Ardenna gravis e Fregata magnificens tiveram frequência mais elevada. Além disso, S. dactylatra, F. magnificens, Puffinus puffinus, Sula leucogaster e Oceanites oceanicus foram registradas em todas as transecções, e em todas as estações do ano (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.4*).

Quando considerados apenas os dados do ano 2, a transecção com maior riqueza foi a TN3 com oito espécies registradas, seguidas por TFOZ, TN4 e TS2 com sete espécies registradas em cada (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.4*). Dez espécies foram registradas na primavera e oito no verão *(Material Suplementar A6MAS1, item 2.4).* As aves foram registradas com maior frequência nas transeções TN4 e TFOZ *(Material Suplementar A6MAS1, item 2.4).* As espécies *P. puffinus e S. dactylatra* foram registradas em todas as transecções, e as espécies *Anous stolidus, F. magnificens, P. puffinus, Sterna hirundo, S. dactylatra, S. leucogaster e Thalasseus acuflavidus* foram registradas na primavera e no verão *(Material Suplementar A6MAS1, item 2.4).* As espécies *S. dactylatra e S. hirundo* foram as mais frequentemente registradas na área de estudo na primavera de 2019 e verão 2020 *(Material Suplementar A6MAS1, item 2.4).*

Tabela 176: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: FO, Frequência de Ocorrência. As espécies estão listadas em ordem alfabética.

Ordem	Táxon	ANO 1		ANO 2	
		FO	FO (%)		
Charadriiformes	*Anous stolidus*	45	0,041	5	0,021
Charadriiformes	*Stercorarius* sp.	52	0,048	14	0,058
Charadriiformes	*Stercorarius pomarinus*	10	0,009	5	0,021
Charadriiformes	*Sterna* sp.	4	0,004	0	0
Charadriiformes	*Sterna hirundinacea*	4	0,004	0	0
Charadriiformes	*Sterna hirundo*	83	0,076	75	0,311
Charadriiformes	Sternidae	5	0,005	4	0,017
Charadriiformes	*Thalasseus acuflavidus*	47	0,043	3	0,012
Charadriiformes	*Thalasseus maximus*	6	0,006	0	0
Phaethontiformes	*Phaethon aethereus*	6	0,006	0	0
Procellariiformes	*Ardenna gravis*	143	0,131	0	0
Procellariiformes	*Ardenna grisea*	8	0,007	0	0
Procellariiformes	*Calonectris* sp.	2	0,002	1	0,004
Procellariiformes	*Calonectris borealis*	27	0,025	1	0,004
Procellariiformes	*Calonectris edwardsii*	3	0,003	0	0
Procellariiformes	*Fregetta grallaria*	1	0,001	0	0
Procellariiformes	*Fregetta tropica*	1	0,001	0	0
Procellariiformes	Hydrobatidae	1	0,001	0	0
Procellariiformes	*Oceanites oceanicus*	32	0,029	12	0,05
Procellariiformes	*Oceanodroma leucorhoa*	1	0,001	0	0
Procellariiformes	*Pachyptila desolata*	1	0,001	0	0
Procellariiformes	*Procellaria aequinoctialis*	7	0,006	0	0
Procellariiformes	*Procellaria conspicillata*	6	0,006	0	0
Procellariiformes	Procellariidae	10	0,009	0	0
Procellariiformes	*Pterodroma* sp.	1	0,001	0	0
Procellariiformes	*Pterodroma incerta*	2	0,002	0	0
Procellariiformes	*Pterodroma mollis*	3	0,003	0	0
Procellariiformes	*Puffinus* sp.	16	0,015	3	0,012
Procellariiformes	*Puffinus puffinus*	97	0,089	18	0,075
Procellariiformes	*Thalassarche* sp.	8	0,007	0	0
Procellariiformes	*Thalassarche chlororhynchos*	38	0,035	1	0,004
Procellariiformes	*Thalassarche melanophris*	4	0,004	0	0
Suliformes	*Fregata* sp.	7	0,006	0	0
Suliformes	*Fregata magnificens*	126	0,116	20	0,083
Suliformes	*Sula* sp.	5	0,005	0	0
Suliformes	*Sula dactylatra*	177	0,163	55	0,228
Suliformes	*Sula leucogaster*	48	0,044	22	0,091
Suliformes	*Sula sula*	7	0,006	0	0
-	Ave N.I.	43	0,04	2	0,008
	TOTAL	1088	1	241	1

Abundância de aves marinhas na foz do Rio Doce e águas adjacentes: Durante os censos contínuos e instantâneos, 796 indivíduos foram contabilizados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 e a densidade geral de aves marinhas para a área foi de 0,472 aves/km^2 (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 6, item 2.4).* Enquanto entre outubro de 2019 e março de 2020 (Ano 2), 410 indivíduos foram contabilizados nos censos contínuos e instantâneos, e a densidade de aves marinhas foi de 0,981 aves/km2 (*Material Suplementar A6MAS1, Tabela 6, item 2.4*).

No ano 1, as espécies com maior abundância e densidade (D = aves/km2) foram S. dactylatra (n=142, D= 0,084), A. gravis (n =103, D=0,061), P. puffinus (n=96, D= 0,056) e A. stolidus (n= 85, D= 0,050). Para as demais espécies, menos de 55 indivíduos foram contabilizados, com densidade inferior a 0,032 (*Material Suplementar A6MAS1, item 2.4).* No ano 2, as espécies com maior abundância e densidade foram S. hirundo (n=219, D= 0,524), S. dactylatra (n =52, D=0,214 e P. puffinus (n=25. D= 0,060). Para as demais espécies, menos de 19 indivíduos foram contabilizados, com densidade inferior a 0,045 (Figura 689, Figura 690, Tabela 177; *Material Suplementar A6MAS1, item 2.4*).

Tabela 177: Abundância e densidade (aves/km2) dos táxons registrados entre outubro de 2018 e março de 2020 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando apenas aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos. As espécies estão listadas em ordem alfabética

Táxon	ANO 1		ANO 2	
	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade
Anous stolidus	85	0,050	5	0,012
Ave N.I.	12	0,007	1	0,002
Ardenna gravis	103	0,061	0	0,000
Ardenna grisea	7	0,004	0	0,000
Calonectris borealis	16	0,009	0	0,000
Calonectris edwardsii	3	0,002	0	0,000
Calonectris sp.	0	-	4	0,010
Fregata sp.	3	0,002	0	0,000
Fregata magnificens	55	0,033	12	0,029
Fregetta grallaria	1	0,001	0	0,000
Fregetta tropica	1	0,001	0	0,000
Hydrobatidae	1	0,001	0	0,000
Oceanites oceanicus	32	0,019	10	0,024
Pachyptila desolata	1	0,001	0	0,000
Phaethon aethereus	2	0,001	0	0,000
Procellaria aequinoctialis	5	0,003	0	0,000
Procellaria conspicillata	4	0,002	0	0,000
Procellariidae	1	0,001	0	0,000
Pterodroma sp.	1	0,001	0	0,000
Pterodroma incerta	1	0,001	0	0,000
Pterodroma mollis	3	0,002	0	0,000
Puffinus sp.	9	0,005	3	0,007
Puffinus puffinus	96	0,057	25	0,060

Táxon	ANO 1		ANO 2	
	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade
Stercorarius sp.	22	0,013	10	0,024
Stercorarius pomarinus	7	0,004	9	0,022
Sterna sp.	1	0,001	0	0,000
Sterna hirundinacea	1	0,001	0	0,000
Sterna hirundo	37	0,022	219	0,524
Sternidae	4	0,002	26	0,062
Sula sp.	2	0,001	0	0,000
Sula dactylatra	142	0,084	52	0,124
Sula leucogaster	48	0,028	14	0,033
Sula sula	4	0,002	0	0,000
Thalassarche sp.	2	0,001	0	0,000
Thalassarche chlororhynchos	27	0,016	1	0,002
Thalassarche melanophris	3	0,002	0	0,000
Thalasseus acuflavidus	51	0,030	19	0,045
Thalasseus maximus	3	0,002	0	0,000
TOTAL	796	0,472	410	0,9811

Figura 674: Densidade de aves (aves/km²) por estação do ano no período entre outubro de 2018 e março de 2020, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce

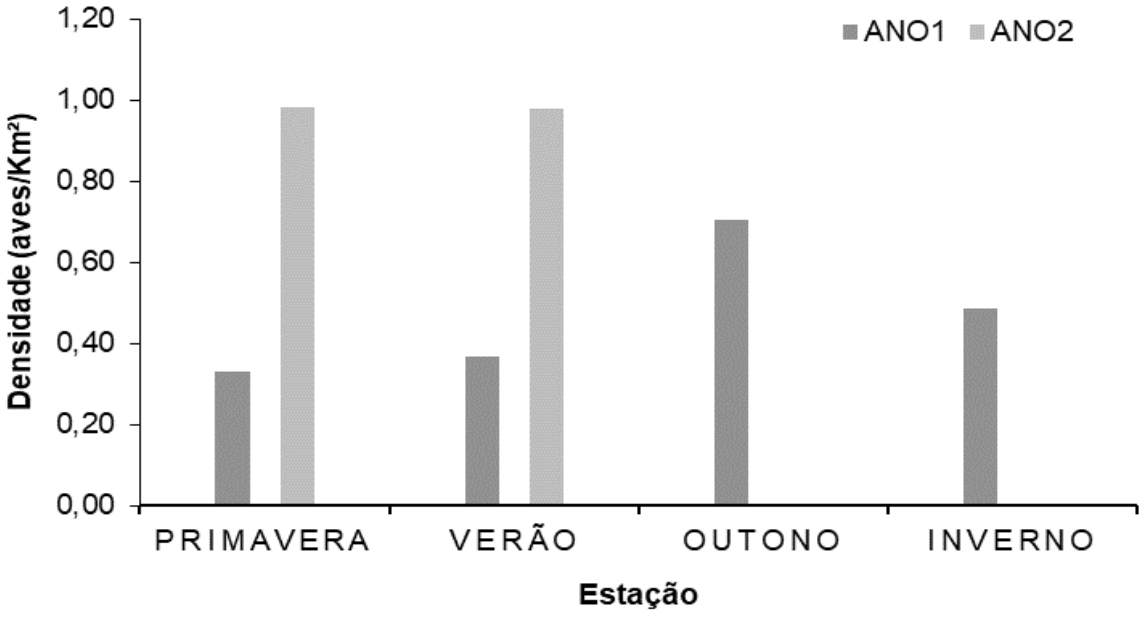
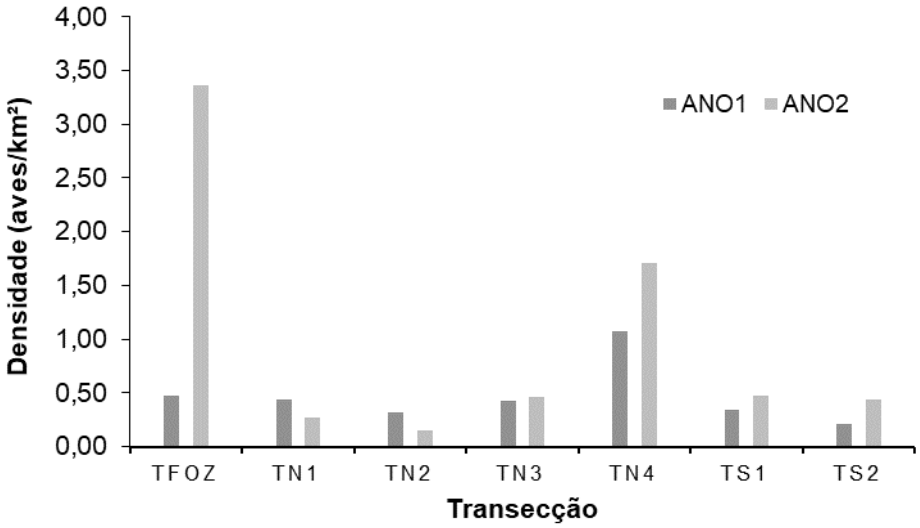


Figura 675: Densidade de aves (aves/km²) por transecção no período entre outubro de 2018 e março de 2020, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce



Durante o ano 1, o índice de diversidade de Shannon variou de 1,98 a 2,43 entre as transecções, com a maior diversidade registrada nas transecções TFOZ e TS1, enquanto que a menor foi registrada na transecção TN1. No ano 2, a diversidade foi menor, variando entre 0,88 e 1,86, com maior diversidade na transecção TN3 e menor na TS1 (Tabela 178).

Tabela 178: Índice de Shannon estimado para as transecções no mar adjacente à Foz do Rio Doce, no período entre outubro de 2018 e março de 2020

Transecção	ANO 1	ANO 2
	H'	H'
TFOZ	2,43	1,01
TN1	1,99	1,84
TN2	2,28	1,68
TN3	2,32	1,86
TN4	2,1	1,27
TS1	2,43	0,88
TS2	2,35	1,66

A seguir apresenta-se uma breve descrição da distribuição espacial das densidades (aves/km^2) das principais famílias de aves marinhas observadas na foz do Rio Doce e águas adjacentes. No ano 1, observa-se que a maior densidade de aves está ao redor do Arquipélago de Abrolhos (Figura 676A). Já no ano 2, observa-se que a maior densidade de aves está próxima à foz do Rio Doce e no início da transecção TN4 (Figura 676B).

No ano 1, observou-se que aves da família Procellariidae estiveram em maior densidade em águas oceânicas, distantes da costa, entre 1.000 e 2.000 m de profundidade, e próximo à foz do Rio Doce e

Arquipélago de Abrolhos (Figura 677A). No ano 2, um padrão semelhante foi observado, porém as maiores densidades foram observadas na transecção TS2 (Figura 677B). No ano 1, aves da família Diomedeidae (albatrozes) foram observadas em altas densidades em diversos pontos ao longo de toda a área amostrada, principalmente próximo ao Arquipélago de Abrolhos e na APA Costa das Algas (Figura 677C). No ano 2, apenas um indivíduo foi registrado em águas oceânicas (Figura 677D).

No ano 1, aves da família Sternidae foram observadas em altas densidades próximas ao Arquipélago de Abrolhos (Figura 678A). No entanto, no ano 2 as maiores densidades foram observadas na foz do Rio Doce (Figura 678B). Aves da família Sulidae foram observadas em altas densidades, próximo ao Arquipélago de Abrolhos nos anos 1 e 2 (Figura 678C, Figura 678D).

Figura 676: Representação da densidade total (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes entre a) outubro de 2018 e setembro de 2019 e b) entre outubro de 2019 e março de 2020. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km^2 de resolução

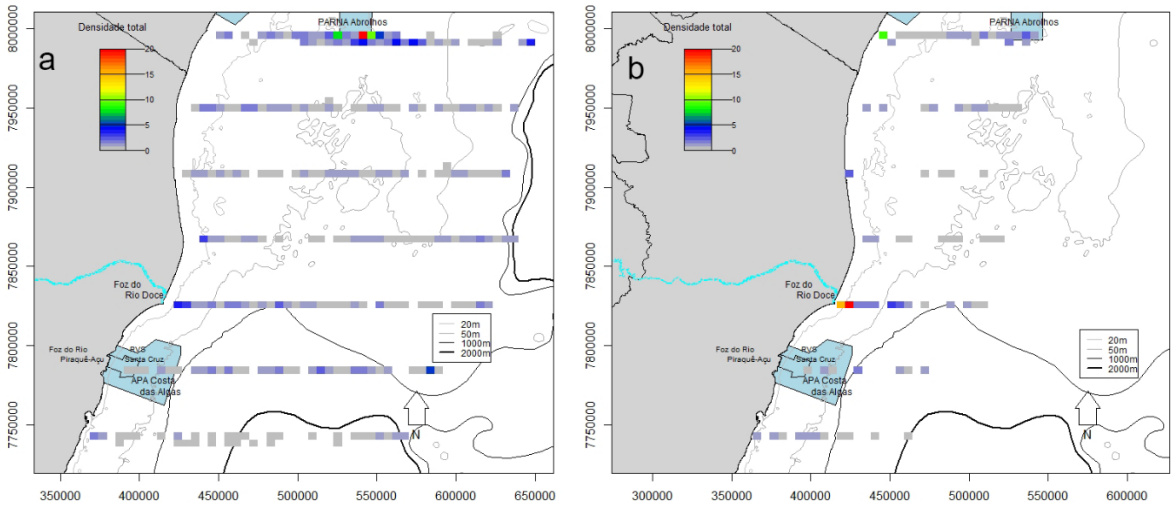


Figura 677: Representação da densidade de aves (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes por famílias em uma em uma malha com 4 x 4 km^2 de resolução. Em a) densidade de Procellariidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, b) densidade de Procellariidae entre outubro de 2019 e março de 2020, c) densidade de Diomedeidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, e d) densidade de Diomedeidae entre outubro de 2019 e março de 2020

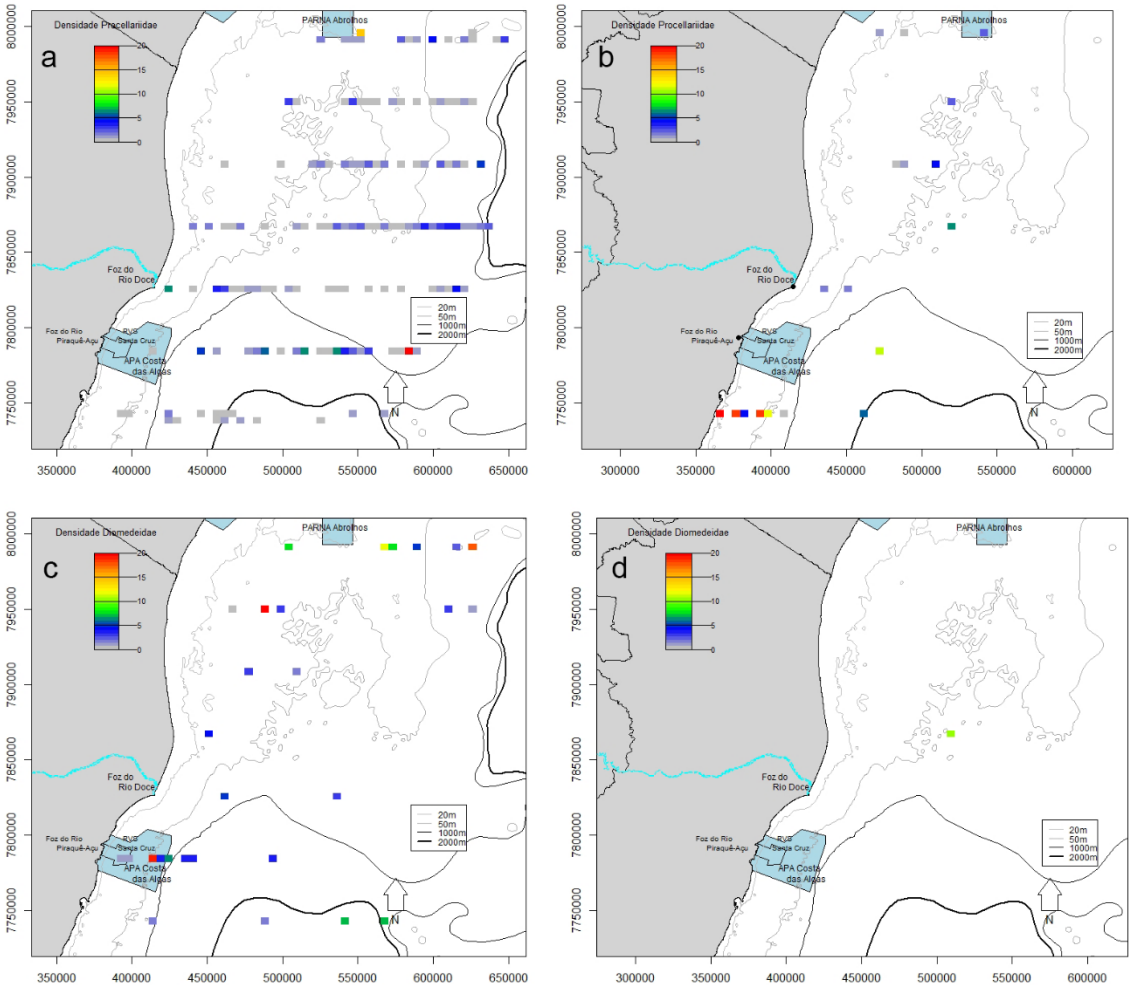
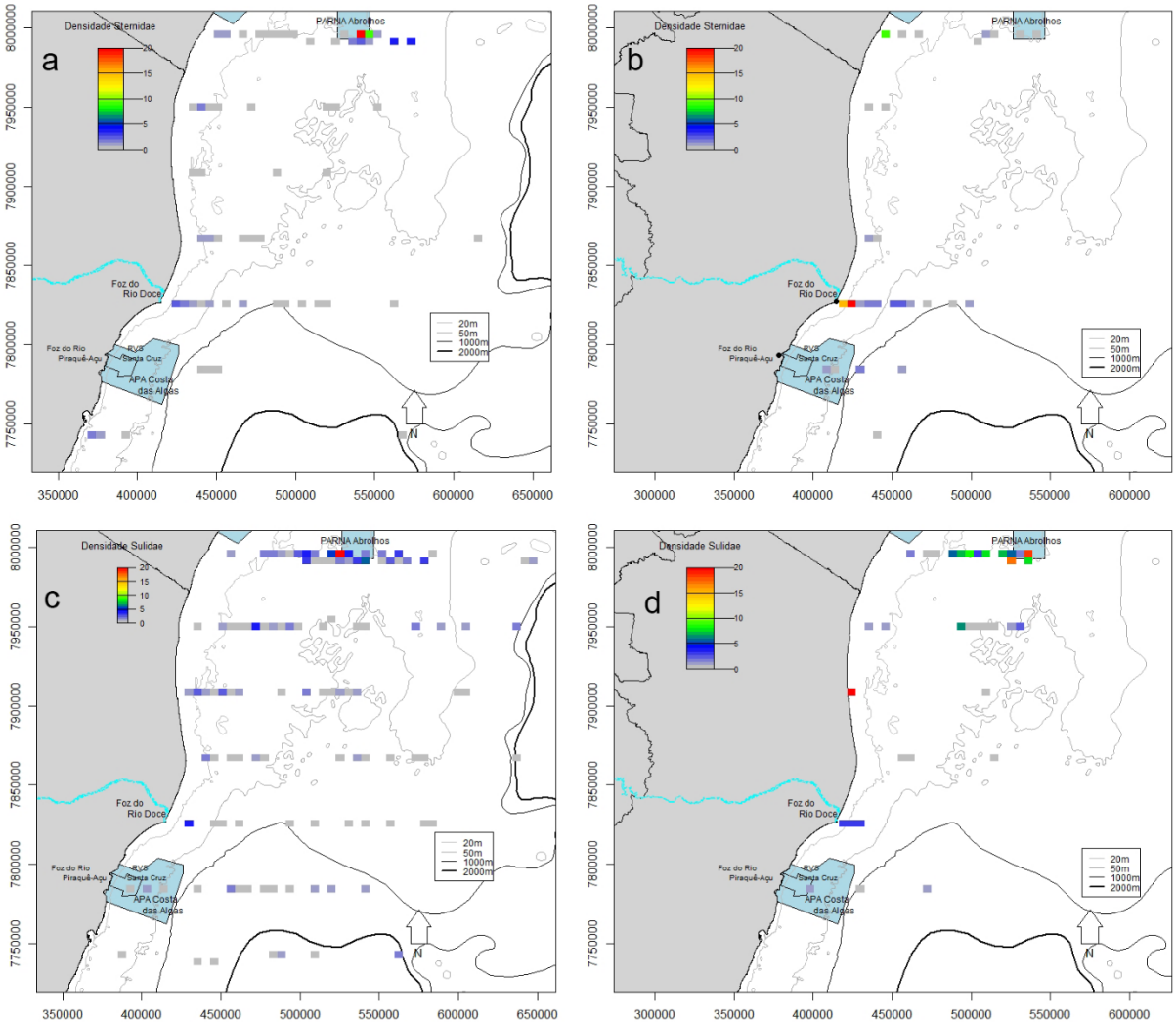


Figura 678: Representação da densidade de aves (aves/km^2) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes por famílias em uma em uma malha com 4 x 4 km2 de resolução. Em A) densidade de Sternidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, B) densidade de Sternidae entre outubro de 2019 e março de 2020, C) densidade de Sulidae entre outubro de 2018 e setembro de 2019, e D) densidade de Sulidae entre outubro de 2019 e março de 2020



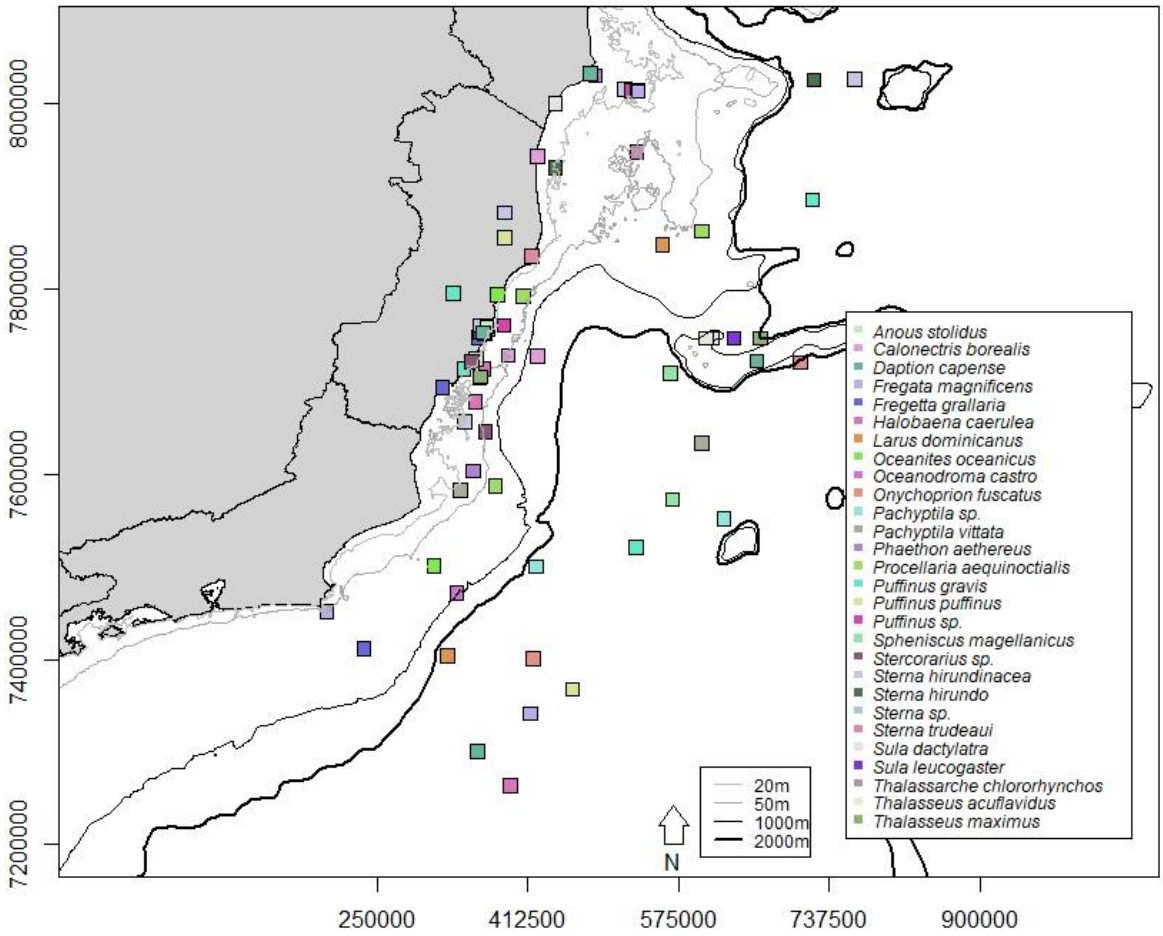
Dados pretéritos: A compilação de dados pretéritos complementada com registros da bibliografia (COELHO et al., 1990; PACHECO; BAUER, 2001; EFE, 2004; RAMÍREZ et al., 2013), listas de aves existentes para o Estado do Espírito Santo (SIMON et al., 2007) e bancos de dados públicos (GBIF, 2019), indica que além das espécies registradas durante as transecções, outras 21 espécies de aves marinhas já foram registradas em estudos pretéritos na área de estudo e águas adjacentes (incluindo porções do Rio de Janeiro e Bahia) (Figura 679, Tabela 179).

Tabela 179: Lista de espécies de aves marinhas registradas na bibliografia e outras fontes para a região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia, porém não registradas entre outubro de 2018 e março de 2020. Abreviação: R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul; VA, vagante

Espécies	Nome-comum	Origem[1]
Daption capense	Pomba-do-cabo	MS
Fregata ariel	Tesourao-pequeno	R
Fregata minor	Tesourão-grande	R
Gygis alba	Grazina	R
Halobaena caerulea	Petrel-azul	VS
Larus dominicanus	Gaivotão	R
Macronectes giganteus	Petrel-grande	VS
Lugensa brevirostris	Lugensa-de-bico-curto	MS
Oceanodroma castro	Painho-de-cauda-furcada	VN
Onychoprion fuscatus	Trinta-réis-das-rocas	R
Pachyptila vittata	Faigão-de-bico-largo	VA (MS)
Pterodroma arminjoniana	Grazina-de-trindade	R
Pterodroma deserta	Grazina-de-desertas	MN
Pterodroma macroptera	Fura-buxo-de-cara-cinza	MS
Puffinus lherminieri	Pardela-de-asa-larga	R
Spheniscus magellanicus	Pinguim-de-magalhães	VS
Stercorarius parasiticus	Mandrião-parasítico	VN
Stercorarius skua	Mandrião-grande	VN
Sterna paradisaea	Trinta-réis-ártico	VN
Sterna trudeaui	Trinta-réis-de-coroa	R
Thalassoica antarctica	Petrel-antártico	MS

[1]Fonte: De acordo com a lista comentada das aves pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015).

Figura 679: Representação de dados pretéritos compilados a partir de estudos prévios, listas de aves do Brasil, bibliografia e bancos de dados públicos na região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia. Alguns registros ocorrem em terra, provavelmente por constar a localidade mais próxima da avistagem



1.4.2.9 Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências – costa

Monitoramento das aves aquáticas costeiras: Ao longo dos 17 meses de amostragem (outubro de 2018 a fevereiro de 2020) foram registradas 39 espécies de aves aquáticas, pertencentes a 14 famílias e 6 ordens, utilizando a foz do Rio Doce e a costa adjacente, sendo 35 e 27 o número de espécies registradas no Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) e Ano 2 (outubro de 2019 e fevereiro de 2020), respectivamente (Tabela 180). Deste total, 25 são residentes e 14 são espécies migratórias neárticas (Tabela 180), as quais se reproduzem no Hemisfério Norte e invernam no Hemisfério Sul (DEL HOYO, 1996, SICK 2001). Nove espécies presentes no Ano 1 não foram registradas no Ano 2 (*Syrigma sibilatrix*, *Tringa melanoleuca*, *Calidris pusilla*, *Stercorarius pomarinus*, *Stercorarius parasiticus*, *Larus dominicanus*, *Sternula superciliaris*, *Sterna dougallii* e *Megaceryle torquata*), enquanto quatro espécies foram registradas apenas no Ano 2 (*Butorides striata*, *Jacana jacana*, *Calidris fuscicollis* e *Sterna paradisea,* Tabela 181)

O número absoluto de aves aquáticas registradas foi de 15327 indivíduos, sendo que 52% destes foram registrados ao longo dos 12 meses de amostragem do Ano 1 e 48% ao longo dos cinco meses de

amostragem do Ano 2 (Tabela 180, Figura 680, Figura 681). As duas espécies mais abundantes, *Sterna hirundo* (n=5517, migrante do Hemisfério Norte) e *Thalasseus acuflavidus* (n=5117, residente), corresponderam a 70% do número total de indivíduos registrados. As 6 espécies mais abundantes (n>500) corresponderam a 90% dos registros (Tabela 181), que além das duas espécies supracitadas, inclui *Phaetusa simplex* (n=983, residente), *Calidris alba* (n=861, migrante neártica), *Charadrius collaris* (n=657, residente) e *Charadrius semipalmatus* (n=555, migrante neártica).

No Ano 2, em comparação com o mesmo recorte temporal do Ano 1 (outubro a fevereiro), foram observadas maiores abundâncias em Barra Seca e nos Pontais Norte e Sul do Rio Doce e menores nas transecções de Pontal do Ipiranga e de Povoação (Figura 680B, Figura 682), mas estas diferenças não foram estatisticamente significativas (Tabela 182). Também houve variações nos valores do Índice de Diversidade de Shannon entre o Ano 1 e o Ano 2 (Tabela 183, Tabela 184), as quais foram significativas apenas no Pontal do Ipiranga (Tabela 185).

Distribuição espacial das aves aquáticas: No Ano 1, a transecção de Povoação teve 46,1% do total de registros de aves aquáticas (Figura 681A). As maiores concentrações ocorreram junto à foz do Rio Doce: 80,3% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 82,3% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Adicionalmente, 35,7% dos registros na transecção de Pontal do Ipiranga estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga (Barra Seca), e 33,8% dos registros do trecho de Piraquê-açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu (Figura 681A).

No Ano 2, a transecção de Povoação teve 46,9% do total de registros de aves aquáticas (Figura 681B). As maiores concentrações das aves ocorreram junto à foz do Rio Doce: 55,7% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 68,3% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Já na transecção de Pontal do Ipiranga, 18,5% dos registros estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga (Barra Seca) e 20,8% dos registros no setor de Piraquê-açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu (Figura 681B).

Variação sazonal na abundância de aves aquáticas: Foi observada uma marcada variação sazonal na abundância de aquáticas ao longo da área de estudo. Os picos de abundância foram registrados nos meses de verão, com valores intermediários durante primavera e outono e baixa abundância no inverno (Figura 682). Tais picos de abundância se devem, principalmente, à alta concentração de *S. hirundo* e *T. acuflavidus*. No Ano 1, foi registrada junto à foz do Rio Riacho uma colônia mista de garças *Ardea alba*, *Egretta thula* e *Egretta caerulea*, a qual esteve ativa desde quando o início do monitoramento, em outubro de 2018, até fevereiro de 2019. Na estação reprodutiva seguinte, em meados de setembro de 2019, foram realizadas buscas no mesmo local, mas o ninhal não havia sido ocupado.

Espécies ameaçadas: Dentre as 39 espécies de aves aquáticas registradas no total do período, quatro estão classificadas como ameaçadas em nível nacional (Portaria MMA 444/2014), sendo duas classificadas como 'Em Perigo' (*Thalasseus maximus* e *Calidris pusilla*) e duas como 'Vunerável'

(*Sterna hirundinacea* e *S. dougallii*), além de duas espécies classificadas como ‘Quase Ameaçada’ (*Haematopus palliatus* e *Arenaria interpres*).

Figura 680: Abundância total de aves aquáticas registrada por setor de costa amostrado no ano 1 (A, outubro de 2018 a setembro de 2019) e no ano 2 (B, novembro de 2019 e fevereiro de 2020, círculos vermelhos), comparada com o mesmo período do ano 1 (círculos azuis)

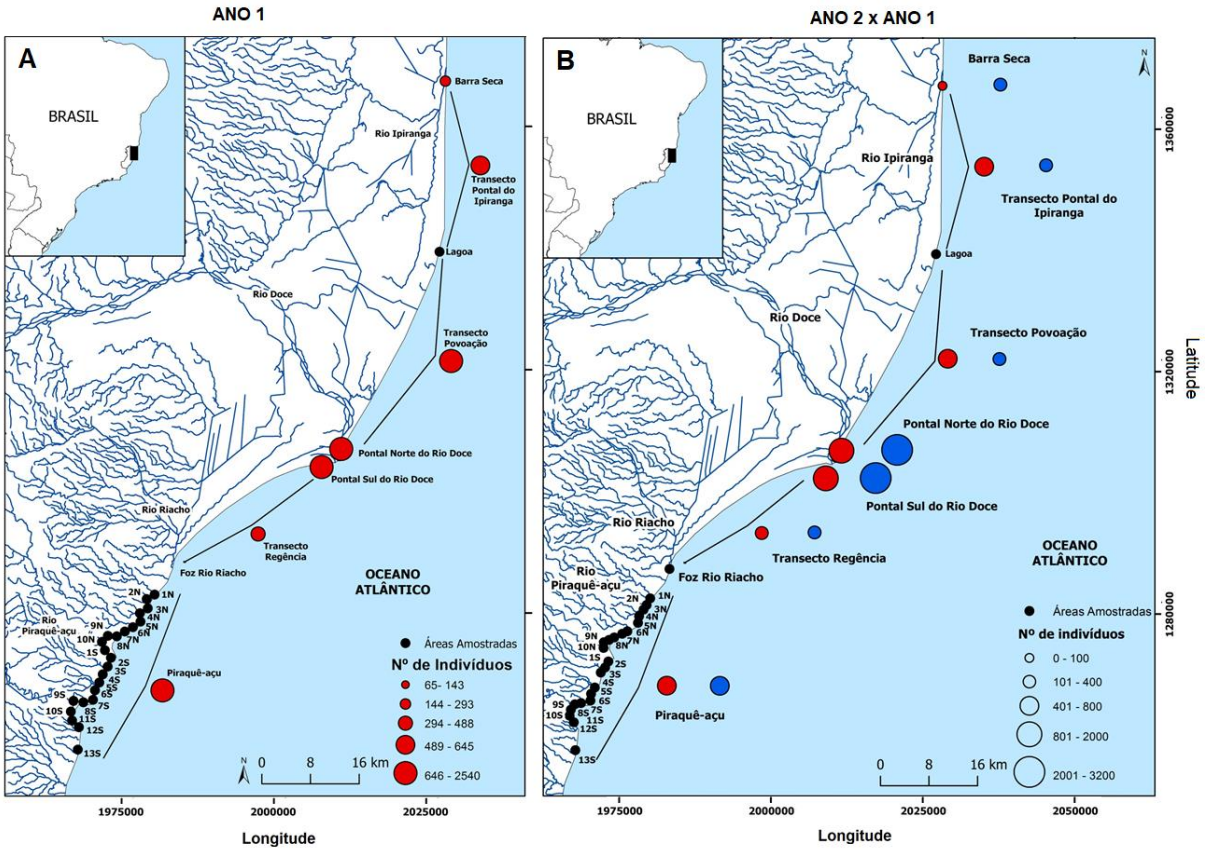


Figura 681: Número total de indivíduos de aves aquáticas registrados ao longo das praias (TRANSECÇÃO) e na foz dos rios (FOZ) de cada setor amostral ao longo do Ano 1 (A, outubro de 2018 a setembro de 2019) e Ano 2 (B, outubro de 2019 a fevereiro de 2020). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência e foz do Rio Piraquê-açu

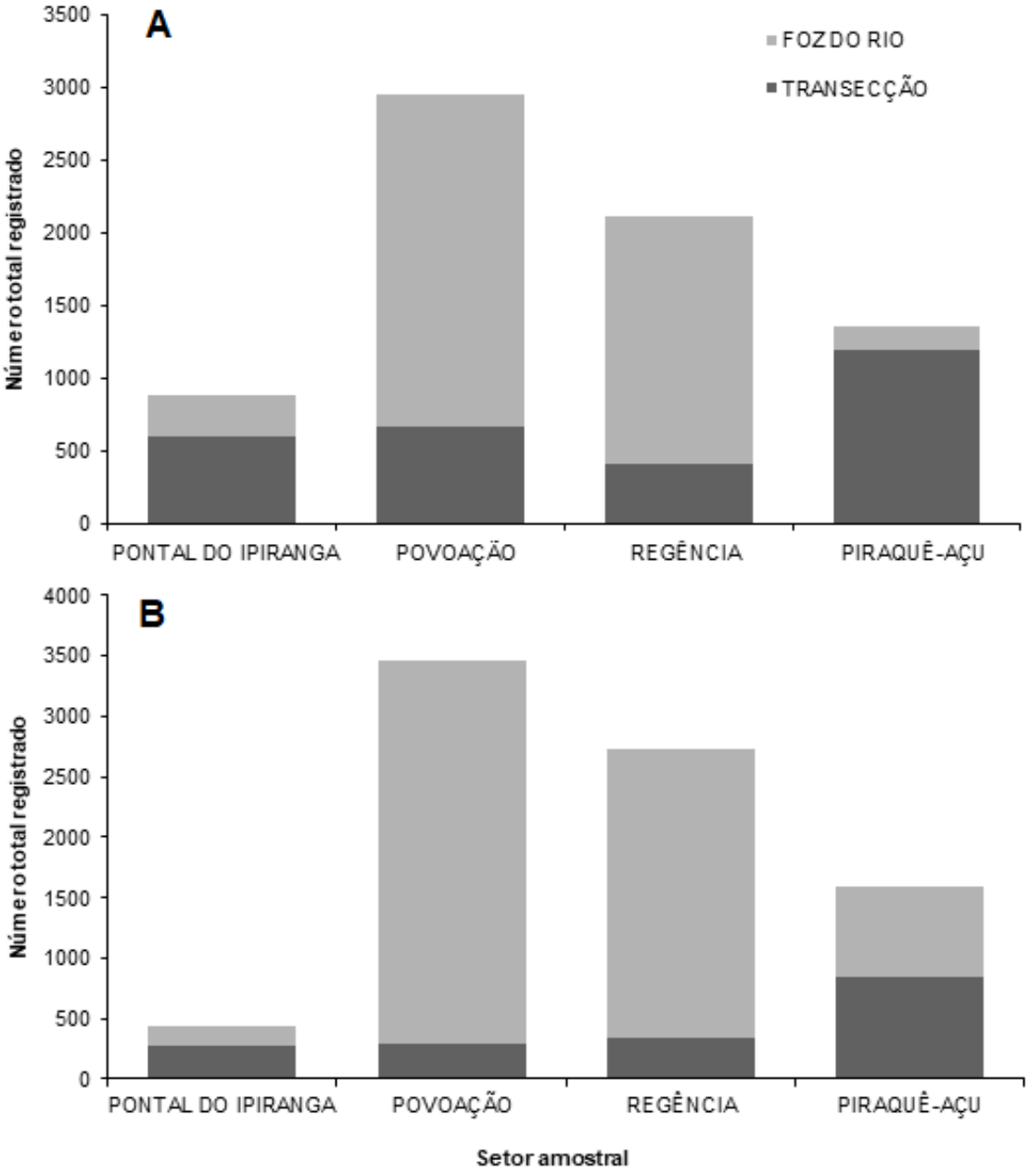


Tabela 180: Lista de espécies de aves aquáticas registradas entre outubro de 2018 e março de 2020 na foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre o estado de conservação global (Glo) e nacional (Nac) e o status de ocorrência (S), As categorias de ameaça são Menos Preocupante (LC), Vulnerável (VU) e Em perigo (EN), além de Não Avaliada (NA) e Quase Ameaçada (NT). O status de ocorrência no Brasil, é classificado como 'Residente' (R, espécie que se reproduz em território nacional) e Visitante do Norte (VN, espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte)

Ordem	Família	Espécie	Estado de conservação		S[3]
			Glo[1]	Nac[2]	
Anseriformes	Anatidae	*Amazonetta brasiliensis*	LC	LC	R
Anseriformes	Anatidae	*Anas bahamensis*	LC	LC	R
Ciconiiformes	Ciconiidae	*Mycteria americana*	LC	LC	R
Suliformes	Fregatidae	*Fregata magnificens*	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	*Sula leucogaster*	LC	LC	R
Suliformes	Phalacrocoracidae	*Nannopterum brasilianus*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Butorides striata*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Ardea cocoi*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Ardea alba*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Nycticorax nycticorax*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Syrigma sibilatrix*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Egretta thula*	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	*Egretta caerulea*	LC	LC	R
Charadriiformes	Charadriidae	*Pluvialis squatarola*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Charadriidae	*Charadrius semipalmatus*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Charadriidae	*Charadrius collaris*	LC	LC	R
Charadriiformes	Haematopodidae	*Haematopus palliatus*	LC	NT	R
Charadriiformes	Scolopacidae	*Actitis macularius*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Tringa melanoleuca*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Tringa flavipes*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Arenaria interpres*	LC	NT	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Calidris alba*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Calidris fuscicollis*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	*Calidris pusilla*	NT	EN	VN
Charadriiformes	Jacanidae	*Jacana jacana*	LC	LC	R
Charadriiformes	Stercorariidae	*Stercorarius pomarinus*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Stercorariidae	*Stercorarius parasiticus*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Laridae	*Chroicocephalus cirrocephalus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	*Larus dominicanus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Sternula superciliaris*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Phaetusa simplex*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna hirundo*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna paradisea*	LC	LC	VN
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna dougallii*	LC	VU	VN
Charadriiformes	Sternidae	*Sterna hirundinacea*	LC	VU	R
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus acuflavidus*	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	*Thalasseus maximus*	LC	EN	R

Ordem	Família	Espécie	Estado de conservação		S[3]
			Glo[1]	Nac[2]	
Charadriiformes	Rynchopidae	*Rynchops niger*	LC	LC	R
Coraciiformes	Alcedinidae	*Megaceryle torquata*	LC	LC	R

[1] IUCN (2020), para estado de conservação global.

[2] Portaria MMA 444/2014, para estado de conservação nacional.

[3] PIACENTINI et al. (2015), para a sequência taxonômica, nomenclatura e *status.*

Tabela 181: Composição quali-quantitativa da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre número absoluto de registros por espécie (N) e frequência de ocorrência relativa (FO) para o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), o Ano 2 (outubro de 2019 a fevereiro de 2020) e Total (ano 1 e 2 combinados). As espécies estão listadas em ordem decrescente de abundância total (N Total).

Espécie	N Ano 1	N Ano 2	FO Ano 1	FO Ano 2	N Total	FO Total
Sterna hirundo	1744	3773	16,6	50	5517	26,5
Thalasseus acuflavidus	3321	1877	79,1	55	5198	72
Phaetusa simplex	539	444	58,3	65	983	58,8
Calidris alba	586	275	52,1	70	861	57,3
Charadrius collaris	340	317	54,1	55	657	54,4
Charadrius semipalmatus	244	311	29,1	60	555	38,2
Pluvialis squatarola	222	121	27	60	343	54,4
Sterna hirundinacea	198	62	6,2	5	260	5,9
Egretta caerulea	158	2	41,6	10	160	32,3
Egretta thula	107	21	64,6	45	128	58,8
Ardea alba	75	11	56,2	30	86	48,5
Sula leucogaster	67	14	16,6	30	81	20,6
Rynchops niger	32	47	14,6	25	79	17,6
Amazonetta brasiliensis	72	4	4,1	5	76	4,4
Thalasseus maximus	62	12	27,1	25	74	27,9
Nannopterum brasilianus	38	29	31,2	35	67	32,3
Fregata magnificens	36	15	27,1	30	51	27,9
Actitis macularius	20	9	29,1	40	29	30,9
Anas bahamensis	25	2	4,1	5	27	4,4
Ardea cocoi	18	5	25,8	25	23	22
Arenaria interpres	3	9	4,1	15	12	7,3

Espécie	N Ano 1	N Ano 2	FO Ano 1	FO Ano 2	N Total	FO Total
Megaceryle torquata	8	0	14,6	0	8	10,3
Haematopus palliatus	5	2	6,2	5	7	5,9
Syrigma sibilatrix	6	0	6,2	0	6	4,4
Stercorarius parasiticus	6	0	6,2	0	6	4,5
Sternula superciliaris	6	0	4,1	0	6	2,9
Tringa flavipes	3	2	4,1	5	5	4,4
Larus dominicanus	5	0	4,1	0	5	2,9
Tringa melanoleuca	3	0	4,1	0	3	2,9
Calidris fuscicollis	0	3	0	5	3	1,5
Stercorarius pomarinus	3	0	2	0	3	1,5
Jacana jacana	0	2	0	5	2	1,5
Mycteria americana	1	0	2	0	1	1,5
Butorides striata	0	1	0	5	1	1,5
Nycticorax nycticorax	1	0	2	0	1	1,5
Calidris pusilla	1	0	2	0	1	1,5
Chroicocephalus cirrocephalus	1	0	2	0	1	1,5
Sterna paradisaea	0	1	0	5	1	1,5
Sterna dougallii	1	0	2	0	1	1,5
Total	7956	7371			15327	

Tabela 182: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney comparando o número de indivíduos de aves aquáticas registrado mensalmente ao longo da primavera e verão do Ano 1 (outubro de 2018 a fevereiro de 2019) e o mesmo período no Ano 2 (outubro de 2019 a fevereiro de 2020)

Locais	Mann-Whitney (U)	p
Barra Seca	7,5	0,296
Pontal do Ipiranga	12	0,917
Povoação	12	0,917
Pontal Norte do Rio Doce	6	0,175
Pontal Sul do Rio Doce	7	0,251
Regência	12	0,917
Piraquê-Açu	12	0,917

Figura 682: Variação mensal no número absoluto de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes a foz do Rio Doce. Período de outubro de 2018 a fevereiro de 2020

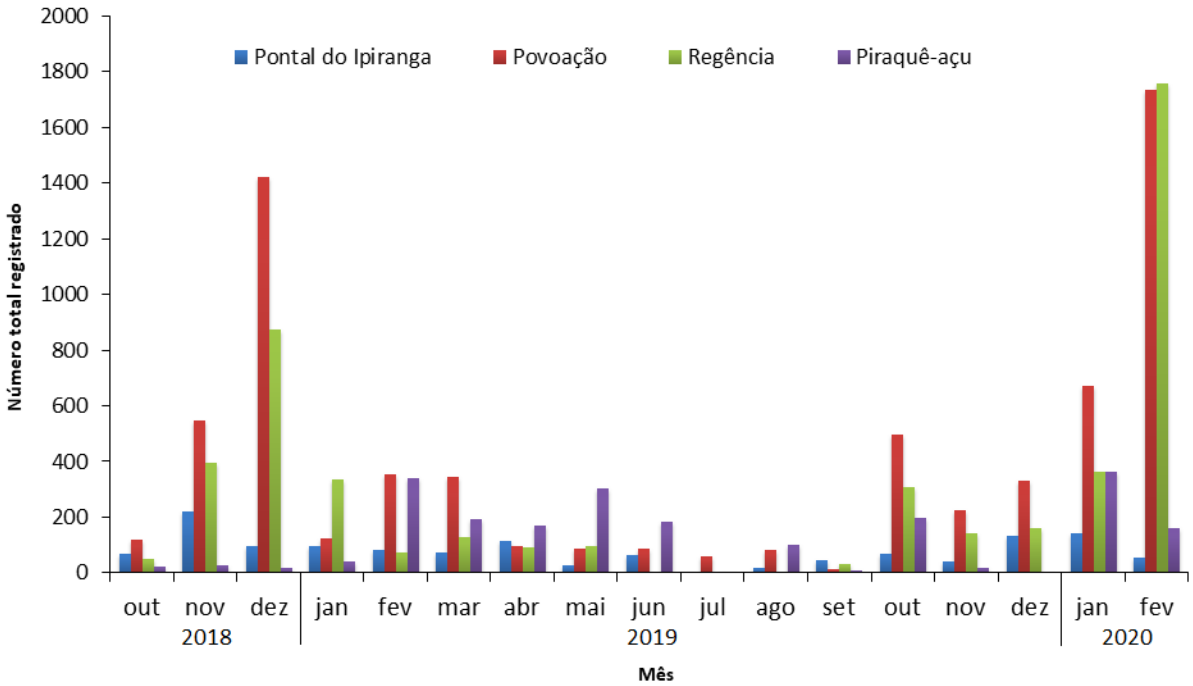


Tabela 183: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem no Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019)

	2018			2019								
	Out	**Nov**	**Dez**	**Jan**	**Fev**	**Mar**	**Abr**	**Mai**	**Jun**	**Jul**	**Ago**	**Set**
Pontal do Ipiranga	1,57	1,61	0,78	1,22	1,04	1,8	1,34	1,42	1,24	1,53	0,95	1,22
Povoação	1,40	1,18	1,04	1,34	1,71	1,86	1,11	0,87	0,98	1,13	0	1,74
Regência	2,02	1,09	1,31	1,14	1,56	0,45	0,68	0,69	0,56	1,09	1,56	1,42
Piraquê-açu	1,54	1,39	1,85	1,67	0,26	0,53	0,38	0,20	0,60	0,43	0,15	1,36

Tabela 184: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem no Ano 2 (out-2019 – fev 2020)

	2019			2020	
	Out	**Nov**	**Dez**	**Jan**	**Fev**
Pontal do Ipiranga	1,93	2,40	2,70	3,28	3,16
Povoação	0,44	1,13	1,66	1,61	0,80
Regência	1,55	2,49	2,51	2,15	0,63
Piraquê-açu	1,08	1,39	0,29	1,64	0,93

Tabela 185: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney em comparação entre os valores mensais do Índice de Biodiversidade de Shannon no intervalo de tempo do Ano 1 (outubro 2018/ fevereiro 2019) e Ano 2 (outubro 2019/ fevereiro 2020) para os setores de costa amostrados

Locais	**Mann-Whitney (U)**	***p***
Pontal do Ipiranga	2	0,028
Povoação	7,5	0,296
Regência	9,5	0,531
Piraquê-açu	10	0,602

1.4.3 Tartarugas

A região ao redor da Foz do Rio Doce e plataforma continental adjacente é uma área importante para desova, reprodução e alimentação de diversas espécies ameaçadas de extinção, incluindo as tartarugas marinhas *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999; MARCOVALDI et al., 1999; THOMÉ et al., 2007; DOS SANTOS et al., 2011; PERES et al., 2011). Trata-se de uma importante área para a manutenção da biodiversidade, que sofreu exposição aos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG em novembro de 2015 e nos anos seguintes (RRDM, 2019, RT23). Dessa forma, as amostragens de *C. caretta* e *D. coriacea* foram realizadas em Povoação, Linhares, ES, que juntamente com a praia de Regência formam a segunda

maior área reprodutiva de *C. caretta* do Brasil, e o único local de desova regular de *D. coriacea* (THOMÉ et al., 2007). Considerando que as tartarugas cabeçudas podem fazer de uma a seis desovas por temporada, com um intervalo de 12 a 16 dias entre as desovas (MILLER et al., 2003), o tempo em que elas permanecem na área de nidificação pode ser de 12 dias até três meses, sendo expostas aos contaminantes nessa área através da alimentação, mas principalmente pela ingestão de água e contato direto com o sedimento contaminados (SOUTHWOOD et al., 2005).

Já as amostragens de *C. mydas* juvenis foram realizadas na região da APA Costa das Algas localizada no município de Aracruz, ES, que é um importante sítio de alimentação e sofreu exposição à pluma principal de rejeitos de mineração e re-exposição ao longo dos anos (RRDM, 2019, RT23). Estudos de rastreamento por satélite indicam que as tartarugas verdes apresentam alta fidelidade às suas áreas de forrageamento, realizando movimentos curtos de 2 a 24 km (LIMPUS, 2008) e fixando residência nessas áreas ao longo de décadas (CHALOUPKA, 2004). O hábito costeiro, juntamente com a alta fidelidade ao local, faz com que elas sejam particularmente suscetíveis aos poluentes por períodos prolongados de sua vida. Nesses locais, as tartarugas-marinhas acumulam facilmente os contaminantes ambientais por meio de uma variedade de mecanismos, como contato direto (com água ou sedimentos) ou ingestão de água e alimentos (ANAN et al., 2001).

Este relatório apresenta os dados relativos ao Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) e ao período de transição (PT: outubro de 2019 a setembro de 2020) de monitoramento da saúde e genética das populações de tartarugas marinhas *Caretta caretta* em nidificação na Foz do Rio Doce, Povoação, Linhares (ES) (impactada), Arembepe (menos impactada, Área-Controle do Ano 1), Camaçari (BA) (menos impactada, Área-Controle do PT); *Dermochelys coriacea* em nidificação na Foz do Rio Doce, Povoação, Linhares (ES) (impactada); e *Chelonia mydas* juvenis em áreas de alimentação na região da Foz do Rio Piraqueaçú, APA Costa das Algas, Aracruz (ES) (impactada) e Coroa Vermelha, Nova Viçosa (BA) (menos impactada - Área-Controle) (*Metodologia, Figura 1*).

Os dados relativos às concentrações de metais pesados e contaminantes orgânicos de *C. mydas, C. caretta e D. coriacea* e o efeito na reprodução relativos ao Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM serão apresentados em um adendo posterior uma vez que as análises dos contaminantes ainda não foram concluídas pelo Anexo 1 e os dados reprodutivos ainda não foram disponibilizados pela Fundação Pró-TAMAR. Este relatório também contém a análise dos dados de contaminantes orgânicos nas amostras de plasma, carapaça, ovos, ovos não eclodidos e natimortos de tartarugas marinhas obtidas no Ano 1 e a relação com dados reprodutivos, que não haviam sido apresentados no primeiro relatório anual. A discussão deste relatório leva em conta a comparação entre os dados do Ano 1 e Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM. Portanto, os dados aqui apresentados referem-se aos períodos Ano 1 e PT, salvo quando expresso no texto em referência a dados pretéritos obtidos pelo Instituto Marcos Daniel (IMD), ao Laboratório de Genética e Evolução da UFES (LGEM-UFES) e os colaboradores da Fundação Pró-TAMAR ou da literatura.

Ainda, os apontamentos feitos pela CTBio na Nota Técnica sobre a análise do relatório do Ano 1 estão contemplados em documento próprio e, alguns deles, no corpo desse relatório, sendo: i) Concentrações

de metais pesados em ovos, ovos não eclodidos e natimortos de *C. caretta* e *D. coriacea*; ii) Dados reprodutivos de *C. caretta*; iii) Informações sobre os poluentes orgânicos persistentes ao nível de partes por bilhão: bifenilas policloradas (PCBs) totais e específicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) totais e específicos, pesticidas organoclorados (OCs) totais e específicos, no sangue de tartarugas verde juvenis e no sangue, ovos, ovos não eclodidos e natimortos de tartarugas cabeçudas; iv) Exame histopatológico (biópsia) das lesões oculares; e v) inclusão de amostras de filhotes de *D. coriacea.*

1.4.3.1 Diversidade genética

Até o momento, o monitoramento das populações de tartarugas marinhas contemplou duas temporadas reprodutivas para *C. caretta* e *D. coriacea* de Outubro de 2018 a Março de 2019 e Outubro de 2019 a Março de 2020. Outras cinco campanhas em área de alimentação foram realizadas para *C. mydas*, sendo: Campanha 1, de 9 a 11 de Novembro de 2018; Campanha 2, de 11 a 14 de Fevereiro de 2019; Campanha 3, de 01 a 04 de Abril de 2019; Campanha 4, de 06 a 11 de Junho de 2019; e Campanha 5, de 16 de janeiro de 2020 a 02 de fevereiro de 2020.

Para o Período de Transição, foram adquiridas 163 amostras, sendo 92 de *C. caretta*, 57 de *C. mydas* e 14 *D. coriacea* nas áreas de monitoramento (*Metodologia, Figura 1*), das quais 100% tiveram seu DNA genômico extraído, 89,5% tiveram a região controle do mtDNA sequenciado e 100% foram genotipadas com marcadores de regiões de microssatélites (*Material Suplementar A6MTS1, Quadro 1*).

DNA mitocondrial – DNAmt (região controle - herança materna)

A partir das sequências da região controle do DNAmt, de origem materna, foi possível detectar mudanças nas frequências dos haplótipos para todas as espécies de tartarugas marinhas monitoradas neste estudo (Figura 683). Apesar disso, não foram observadas diferenças significativas para nenhuma das comparações estatísticas (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1)*, nem para os valores de estrutura genético-populacional (FST par-a-par) quando considerados os períodos Pré, Ano1, PT e as localidades avaliadas (regiões impactadas e regiões controle) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 2*).

Para a população de *C. caretta* em Povoação (Pré+Ano1+PT) foram detectados no total seis haplótipos, sendo dois haplótipos novos (CC4.4 e CCA4.5 - nunca relatados na literatura), os quais sofreram mutações a partir do CC4.2 (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 2; Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*). O CC4.4 foi detectado em um indivíduo PT e o CC4.5 em uma amostra Pré (Figura 683). Para a Área-Controle (Arembepe, BA) foram encontrados quatro haplótipos, sendo um novo e três já descritos na literatura, sendo que dois deles (CCA4.6 e CC24.1) foram encontrados exclusivamente para essa população. Apesar de contar com apenas 19 amostras analisadas, o valor da diversidade

haplotípica para essa população foi maior (H=0.591) do que para todas as outras três subamostras estudadas na Foz do Rio Doce (Pré: 0,398; Ano1: 0,488 e PT: 0,455), inclusive para as três combinadas (Pré + Ano1 + PT: 0,461 - *Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*). Isso pode indicar uma maior vulnerabilidade da população da Foz do Rio Doce. O padrão temporal das amostras coletadas na Foz do Rio Doce mostrou ligeiro aumento na diversidade haplotípica para as amostras coletadas no Ano1 e diminuição para o PT *(Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*).

Para *C. mydas*, foram detectados 7 haplótipos (*H*=0,496; *Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*) para a população da APA Costa das Algas, considerando o Ano1 e PT, sendo um deles novo (indicado como CM?* na (Figura 683). Esse novo haplótipo sofreu mutação a partir do CMA5 (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 2*) e foi detectado em um indivíduo do PT. As populações consideradas Pré (Serra, ES - NARO-MACIEL et al., 2012) e da Área-Controle (Coroa Vermelha, BA) apresentaram valores de diversidade genética mais elevados (0.595 e 0.627, respectivamente) que a população da APA Costa das Algas. Esse fato também pode estar relacionado a uma maior vulnerabilidade da população impactada pelos rejeitos da barragem, mas necessita de monitoramento de longo prazo para confirmação e proteção irrestrita.

Já para *D. coriacea*, criticamente ameaçada e única população de desova regular da espécie no Brasil, foram detectados no total apenas três haplótipos já reconhecidos na literatura (Figura 683). A diversidade genética para espécie foi baixa (H=0,385), mas relativamente constante nos períodos Pré, Ano1 e PT (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*). Ela apresentou índices de diversidade muito baixos quando comparados ao da Guiana Francesa (*h*=0,706 - MOLFETTI et al., 2013) e ao da população de *C. caretta* da mesma localidade afetada (*h*=0,469) o que nos faz acreditar que ela permanece extremamente ameaçada. A incorporação de amostras de filhotes solicitada na Nota Técnica do ICMBIO para as análises genéticas não se mostrou adequada, pois, devido à origem materna do marcador, os filhotes apresentam o mesmo haplótipo de suas mães. Esse procedimento acabou enviesando os resultados e causando uma diminuição artificial dos índices de diversidade (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*).

A detecção de novos haplótipos dentro das linhagens mitocondriais (herança materna) para *C. caretta e C. mydas* pode indicar novas mutações. A persistência desses haplótipos raros pode sugerir uma resiliência nessas populações e deve ser monitorada a longo prazo para avaliar estabilidade e/ou recuperação das populações. Já a perda de haplótipos raros pode causar perda da diversidade genética e pode indicar evento de gargalo populacional e/ou deriva genética, ambos prejudiciais para recuperação da diversidade genética das populações das duas espécies. Apesar de termos detectado a presença de um novo haplótipo para *C. caretta* na Foz do Rio Doce no período Pós (CCA4.4) e um na APA Costa das Algas para *C. mydas* (CM? - Figura 683 e ver discussão acima), detectamos também perda de dois haplótipos raros para *C. caretta* e quatro para *C. mydas* (CCA4.3 e CCA4.5 para *C. caretta* e CMA3, CMA10, CMA23 e CMA24 *para C. mydas* - Figura 683), quando comparamos a amostragem Pré (*C. caretta - Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3* e *C. mydas - Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*, NARO-MACIEL et al., 2012) e Pós-rompimento nas áreas impactadas.

Apesar das perdas de haplótipos, essas populações possuem haplótipos exclusivos no mundo e requerem esforços de conservação internacionais para manter o potencial evolutivo das espécies, especialmente após um distúrbio ambiental extremo como o causado pelo rompimento da barragem de Fundão.

DNA nuclear – DNAn (microssatélites – herança biparental)

Os testes de Probabilidade de Identidade (PI) mostraram que o conjunto de marcadores microssatélites utilizados neste estudo foram altamente sensíveis para a individualização das amostras das três espécies coletadas e não foram detectados genótipos idênticos e/ou clones.

O teste de Equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW), comparando os períodos e áreas estudadas variaram para todas as espécies de tartarugas marinhas monitoradas (Figura 683), sendo que os maiores desvios ocorreram para o PT de todas as espécies, com uma diminuição em *C. caretta (* Figura 683 E), e aumento tanto para *C. mydas* (Figura 683 J) quanto para *D. coriacea* (Figura 683 N). Com esses resultados do monitoramento concluímos que as populações não estão em EHW e que fatores evolutivos como deriva genética e/ou cruzamentos endogâmicos podem estar oscilando entre as gerações das três espécies de tartarugas marinhas.

A partir dos dados de microssatélites (herança biparental), foi possível detectar discreta variação para os índices de diversidade (Na, *Ne*, Ar, PA, He e Ho) entre os períodos avaliados para as populações de *C. caretta, C. mydas* e *D. coriacea* (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3)* monitoradas Figura 683 E, J, N). Em razão das heterozigosidades médias observadas terem sido inferiores às heterozigosidades esperadas em quase todas as populações, ficou caracterizada a deficiência de heterozigotos. O excesso de homozigotos indica a possível existência de um processo endogâmico, decorrente de desvio da panmixia, e/ou deriva genética, em razão da fragmentação da população original (efeito Wahlund). Esse excesso de homozigotos era esperado para tartarugas marinhas, pois a filopatria das fêmeas acaba por aumentar as possibilidades de cruzamentos endogâmicos, mas esses valores não foram tão pronunciados (com exceção de *C. mydas*) provavelmente por causa das elevadas taxas de migração natural dos indivíduos (BOWEN et al., 2005), facilitando o encontro de machos e fêmeas de populações diferente geneticamente e, consequentemente, aumento a diversidade genética das populações (detectável pelos marcadores biparentais, mas não pelo DNA mitocondrial).

Um bom exemplo da discrepância encontrada entre os valores de diversidade genética para os dois tipos de marcadores é o efeito enviesador da inclusão de filhotes nas análises (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3)*. Para *D. coriacea* incluímos amostras de nove filhotes para a amostragem Ano1+PT (N=23 considerando fêmeas + filhotes) e observamos um aumento considerável nos valores das heterozigosidades observadas (Ho=0.795) e esperadas (He=0.843) e também no coeficiente de endogamia (Fis=0,113) quando comparamos com a amostragem de fêmeas apenas (N=14, Ho=0.505, He=0.517 e Fis=0.035). Apesar do aumento relativo da heterozigosidade observada (gerado pelo fluxo

gênico e não observado para DNAmt), a diversidade haplotípica foi bem mais baixa (H=0.245 incluindo filhotes *vs* H=0.384 considerando só fêmeas), pois o haplótipo dos filhotes é o mesmo do das suas mães. O aumento do valor do coeficiente de endogamia encontrado para aamostragem que inclui os filhotes reflete o componente genético materno oriundo dos marcadores biparentais.

Para *C. caretta* foi detectada uma ligeira diminuição na riqueza alélica (Ar), número de alelos (Na) e no número de alelos privados (Pa) entre Ano1 e o PT. (Figura 683 E). Os valores encontrados para as heterozigosidades observadas (Ho) e esperadas (He) foram os mais altos entre as três espécies estudadas (entre 0.808 e 0.869), mas variaram pouco entre períodos e localidades estudadas (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*).

Para *C. mydas* (Figura 683 J) houve diminuição na riqueza alélica (Ar), no número efetivo de alelos (*Ne*) e no número de alelos (Na) entre Ano1 e o PT e entre o Ano1 e Área-Controle, mas essa diminuição pode estar relacionada ao baixo N da amostragem PT (N=29) e da Área-Controle (N=25). O valores de Ho e He variaram um pouco mais que para *C. caretta* (0.663 e 0.809), mas foram mais baixos. Para o período Ano1+PT combinado a heterozigosidade observada (Ho=0.666) foi mais baixa que para a população controle (Ho=0.734), apesar dela ter N três vezes menor (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 2*). Para esse período também foi detectado índice de endogamia relativamente alto (FIS=0.135), o que indica possível vulnerabilidade para essa população que também apresentou índices de diversidade haplotípica mais baixos que a população Pré (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3* e NARO-MACIEL et al., 2012) e a Área-Controle (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*).

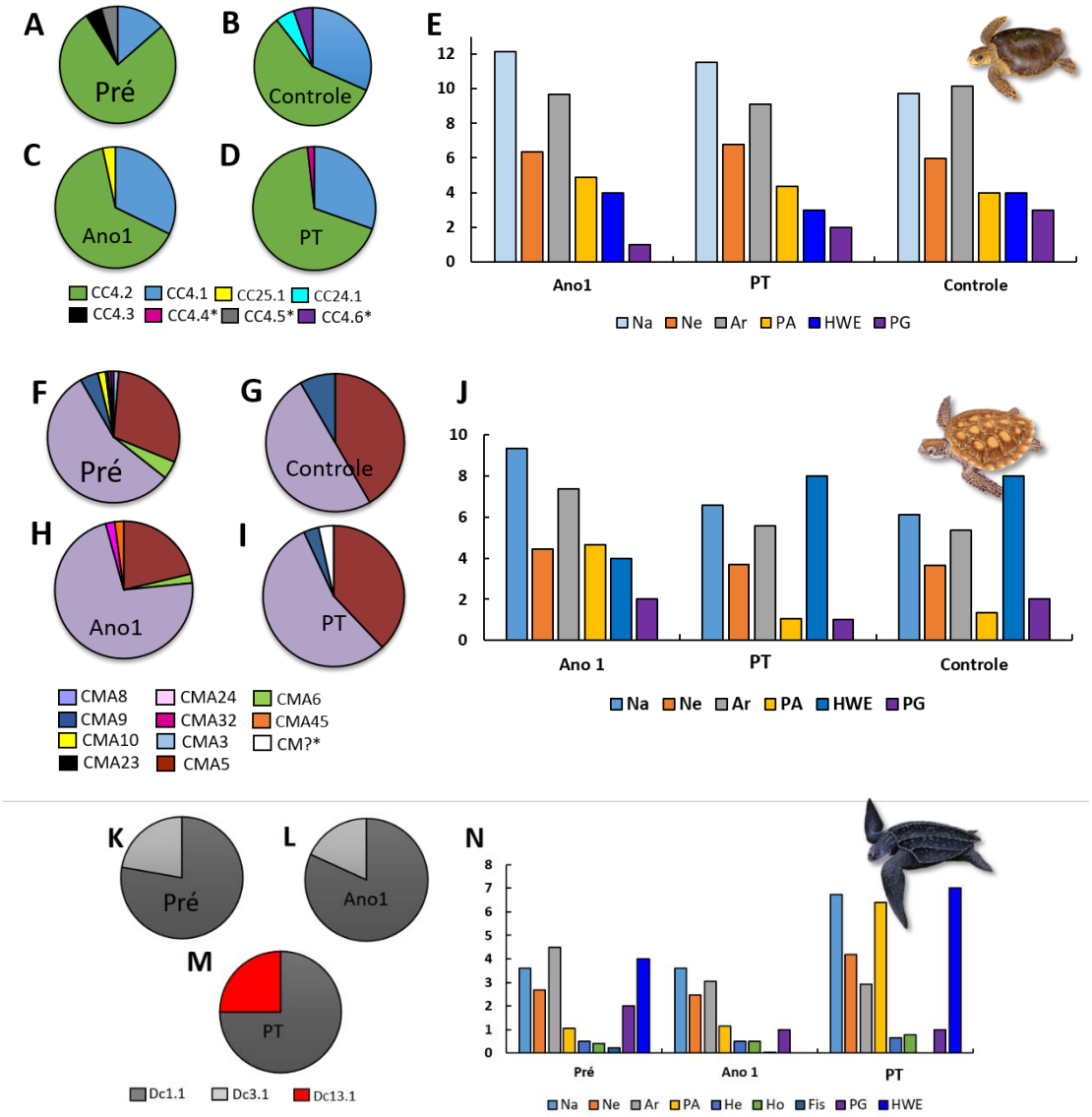
As Ho e He para *D. coriacea* foram as mais variáveis e baixas encontradas entre as três espécies (variando de 0.393 e 0.766). A população da Foz do Rio Doce apresentou valores de Ho e He (0.505 e 0.517, respectivamente) para o Ano1+PT, bem mais baixos que os de outras populações do mundo (Santa Cruz: Ho=0,69 e He=0,70; STEWART & DUTTON, 2011 e Guiana Francesa: Ho=0,63 e He=0,68; MOLFETTI et al., 2013), e aos da população de *C. caretta* da mesma localidade afetada (Ho=0.836 e He=0.824). O aumento dos índices de diversidade entre os três períodos estudados (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*) podem estar enviesados e devem ser consideradas com cautela por causa do baixo N, natural da espécie.

Os índices de endogamia para as três espécies foram, em geral, positivos e baixos. Os valores mais baixos foram encontrados para *C. caretta* (-0.033 < *FIS* > 0.01) e para *C. mydas* eles foram positivos e intermediários (0.042 < *FIS* > 0.135). Comparando com dados da literatura, a população de *C. caretta* da Foz do Rio Doce, apesar de apresentar valor baixo de endogamia, possui valor mais alto do que outras populações do Brasil (*FIS* entre -0.1835 e -0.1107 no Rio de Janeiro, Sergipe e Bahia - MEDEIROS, 2019) e que a mesma localidade em período Pré (*FIS*=-0.2634 - MEDEIROS, 2019). Para *D. coriacea* no período Pré (*FIS*=0,221) e na amostragem Pós que considerou também os filhotes (0,098 < *FIS*> 0.113) os valores de *FIS* foram mais altos (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*), no segundo caso evidenciando o enviesamento dos resultados com a incorporação das amostras consanguíneas e também devido ao N baixo.

Os resultados encontrados a partir dos dados do DNAn convergem com os observados no DNAmt, tendo em vista que fatores evolutivos como deriva genética e/ou desvios na panmixia, poderiam estar ocasionando cruzamentos endogâmicos, devido ao aumento de homozigotos na maioria das populações e provavelmente devido às fragmentação das populações originais (i.e., a ocorrência de subpopulações geneticamente estruturadas no tempo e no espaço).

A variação dos índices de diversidade genética, principalmente quanto ao número de alelos e riqueza alélica (a partir dos dados de microssatélites) afetou diretamente os padrões genéticos (PG) a nível populacional, sendo possível detectar perda de alelos por gargalo populacional (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4*) e deriva, bem como por reprodução consanguínea (valores de *FIS* positivos, Figura 683 E, J, N). Foram observados distintos PGs para *C. caretta* e *C. mydas*, quando as áreas impactadas e controle (não-impactadas) foram comparadas, evidenciando variação alélica distinta das populações e que só foram possíveis de serem detectadas mediante ampliação da amostragem.

Figura 683: Distribuição da diversidade genética das populações de tartarugas marinhas monitoradas no PMBA/RRDM, para Caretta caretta (A-D: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; E: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites); Chelonia mydas (F-I: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; J: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites); e Dermochelys coriacea (K-M: distribuição da frequência de haplótipos mitocondriais; N: distribuição dos índices de diversidade de regiões de microssatélites), comparando os dados pretéritos ao rompimento (Pré), Área-Controle (Controle), Ano 1 e Período de Transição (PT)



Nota: * = novos haplótipos mtDNA; Na = Número médio de alelos; Ne = Número efetivo de alelos; Ar = Riqueza alélica média; PA = Número de alelos privados; He = Heterozigosidade esperada; Ho = Heterozigosidade observada; FIS = Índice de endogamia; PG = padrões genéticos; HWE = Número de loci que desviaram do Equilíbrio de Hardy-Weinberg

Para *C. caretta*, foram detectados três PGs, sendo o PG1 exclusivo de PT, exceto por três indivíduos da Área-Controle (Arembepe, BA), o PG2 foi exclusivo para Área-Controle, e o PG3 predominante do Ano1, exceto por dois indivíduos de PT e dois indivíduos da Área-Controle (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 3A*). Para *C. mydas*, foram detectados dois PGs sendo, o PG1 dominante para Pós-

Ano 2 e Área-Controle (Coroa Vermelha, BA) enquanto o PG2 exclusivo para Ano 1, exceto por um indivíduo da Área-Controle (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 3B*). Já para *D. coriacea*, foram detectados dois PGs, sendo o PG1 predominante para Pré e Ano1, enquanto o PG2 se mostrou exclusivo para PT, exceto por dois indivíduos do Pré (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 3C*). Além disso, foi possível observar um possível fluxo gênico unidirecional entre a área impactada e a área controle, pois 5 indivíduos coletados em Arembepe mostram padrão genético mais característico da população de Povoação (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 3A*). O surgimento de novos padrões genético-populacionais (PG) deve-se provavelmente às mudanças na composição alélica-individual que só pôde ser detectável devido à natureza dos marcadores microssatélites, que possuem altas taxas de mutação, ao monitoramento de mais de uma temporada e a mais de uma localidade. A detecção de possíveis migrantes e de existência de fluxo gênico entre as populações também só foi possível quando comparamos a população impactada com a área-controle.

Os marcadores microssatélites foram sensíveis em detectar diferença genéticas entre as populações e ou períodos estudados (comparações de *FST* par-a-par) para as três espécies de tartarugas marinhas monitoradas (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 2*). Dessa forma, os resultados demonstram que há subpopulações geneticamente estruturadas no tempo e no espaço, assim como já observado em trabalhos de campo que detectaram para *C. caretta* de Povoação uma média de 50% de fêmeas recrutas (novas) e 50% de remigrantes (MIGUEL, 2020).

O tamanho da população (N) obtido através do censo é geralmente contabilizado pelo número de adultos, já o tamanho efetivo da população (*Ne*), avaliado com os marcadores moleculares, é o número de indivíduos de uma população que efetivamente contribui para a geração seguinte (machos e fêmeas). Foram detectadas mudanças significativas no tamanho populacional efetivo (*Ne*) para as três espécies de tartarugas marinhas monitoradas. Para *C. caretta*, foi observado *Ne* mais baixo (*Ne*=69,7) para Ano1 do que para PT (*Ne*=419,9) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela4*). Já para *C. mydas*, foi observado Ne mais alto (*Ne*=724,0) para Ano1 que para o PT (*Ne*=128,1) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4)*. Para *D. coriacea*, o Ne aumentou entre Pré (*Ne*=2,2) e Ano1 (*Ne*=34,2) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4)*. Estimativas de trabalhos de campo na Foz do Rio Doce demonstram que haja entre 15 e 18 fêmeas desovantes de *D. coriacea* por ano (COLMAN et al., 2019) e 200 para *C. Caretta (*Fundação ProTamar, comunicação pessoal*)* sendo um total de 2119 fêmeas diferentes registradas entre 1982 e 2014, com idade reprodutiva de até 25 anos (BARRETO et al., 2019). Para *C. mydas* da APA Costa das Algas nenhuma estimativa foi encontrada. A estimativa do Ne realizada no presente trabalho é totalmente relacionada ao tamanho da amostra, que condiciona o resultado, por isso esses resultados devem ser interpretados com cautela, principalmente nos casos para *D. coriacea* e *C. mydas*, onde foi possível obter um valor mínimo, mas não um valor máximo para as estimativas (como *C. caretta* no PT e *C. mydas* no Ano1, PT e Área-Controle), e para *D. coriacea* por causa do baixo N (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4*).

Baseando-se nos dados mitocondriais, não houve evidências de expansão ou retração populacional quando observados os resultados de Fs de Fu e *D* de Tajima (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela*

2). Por outro lado, baseando-se nos dados de microssatélites, foram detectados gargalos populacionais recentes para *C. caretta* no Ano1, *C. mydas* do Ano1, e *D. coriacea* para os períodos Pré, e Ano1 (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4),* evidenciando possíveis flutuações no tamanho populacional prejudiciais a resiliência das espécies a longo prazo.

1.4.3.2 Saúde

Chelonia mydas juvenis em área de alimentação

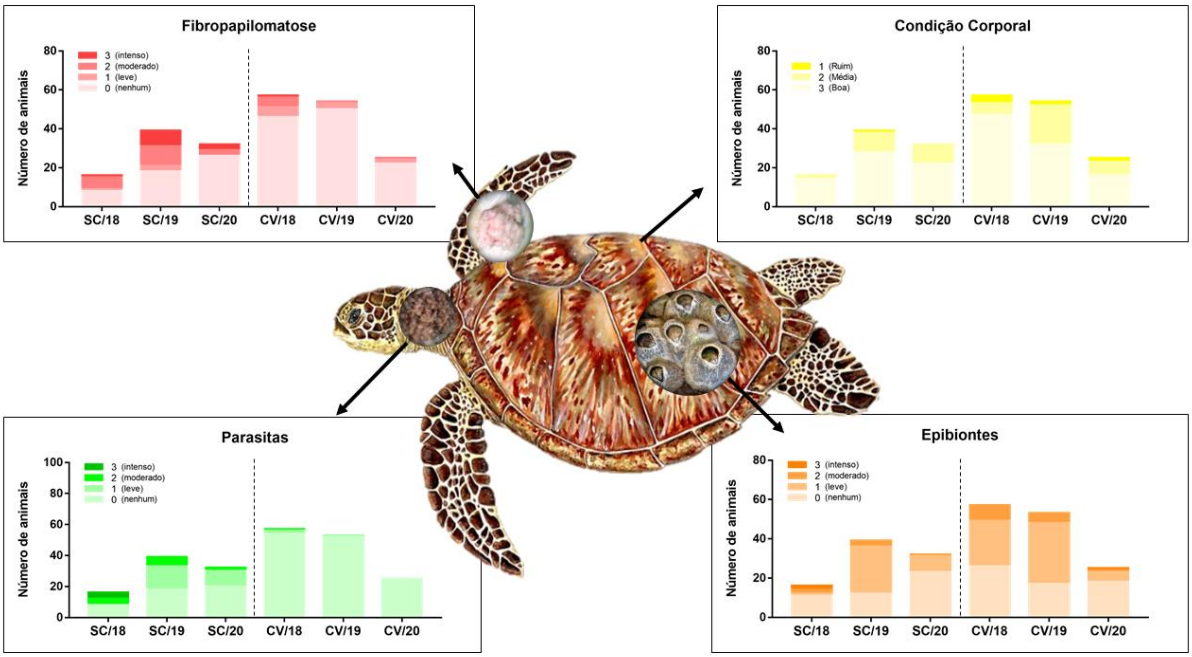
Os trabalhos realizados até o momento completaram 50% do planejado tanto nos trabalhos de campo, quanto das análises laboratoriais. O período de isolamento social imposto pela pandemia de COVID 19 afetou as coletas que seriam realizadas no período seco (julho), por isso não foi possível completar o número amostral de 60 animais em cada local (Quadro 11). Na Ilha de Coroa Vermelha, não foi possível capturar 30 animais para completar o n do período chuvoso (janeiro e fevereiro), pois nos últimos dias de coleta, entrou um vento sul ocasionado por um ciclone extratropical, que impediu o retorno à ilha devido às condições do mar e em seguida entramos no período de isolamento social.

Quadro 11: Quantidade e percentual de amostras de Chelonia mydas juvenis coletadas durante o Período de Transição, na região da APA Costa das Algas, Aracruz, ES e Ilha Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA

Coletas realizadas	**APA Costa das Algas n (% do n previsto)**	**Ilha de Coroa vermelha n (% do n previsto)**
Tartarugas capturadas	32 (53,3)	25 (41,6)
Amostras de sangue	32 (53,3)	25 (41,6)
Resultados de bioquímica	32 (53,3)	25 (41,6)

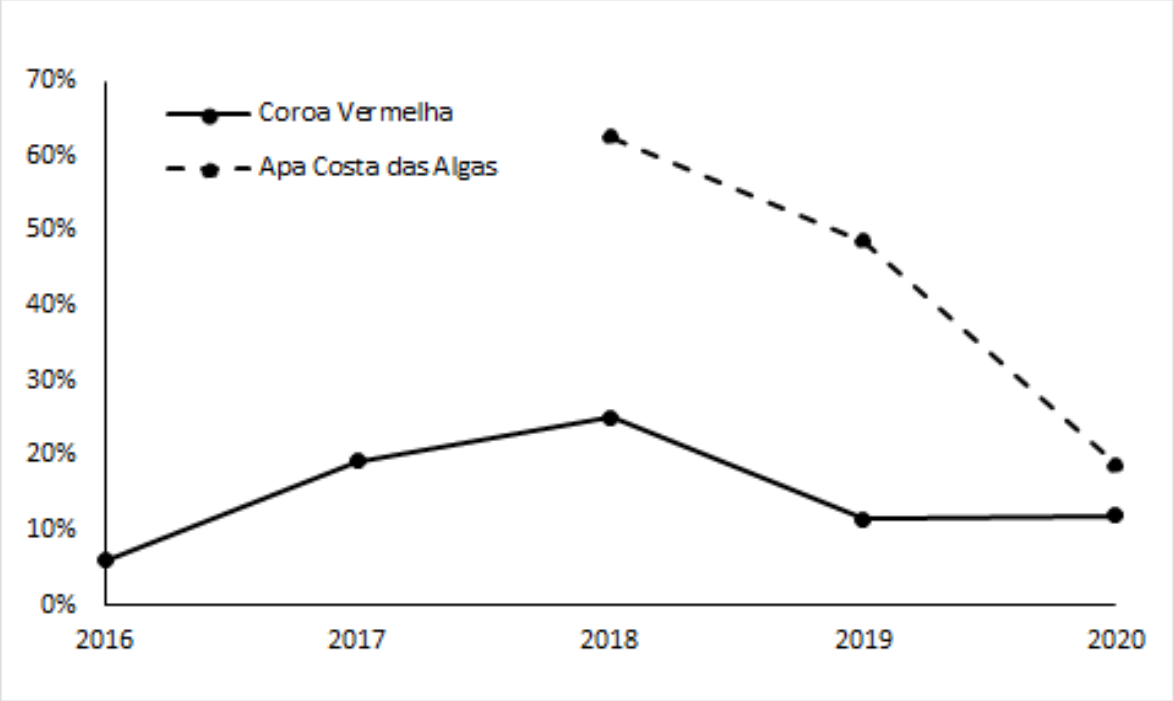
No Ano 1, as tartarugas verdes da APA Costa das Algas foram menores e mais leves do que as de Coroa Vermelha, mas com um índice corporal (IC) ligeiramente maior (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 9*). No PT, esse padrão se inverteu, sendo as tartarugas de Coroa Vermelha menores e mais leves, porém o IC continuou sendo maior na APA Costa das Algas. Não se observou diferenças entre as categorias de condição corporal entre os locais, no Ano 1, nem no PT (*Figura 684* e *Material Suplementar A6MTS1, Tabela 10*). As tartarugas da APA apresentaram menor presença de epibiontes do que as tartarugas de Coroa Vermelha no Ano 1, no entanto essas diferenças não foram encontradas no PT.

Figura 684: Indicadores externos de saúde obtidos no exame físico de Chelonia mydas, na APA Costa das Algas, ES (SC) e na Ilha de Coroa Vermelha, BA (CV) entre 2018 e 2020



A infestação por ectoparasitas se manteve maior nas tartarugas da APA Costa das Algas, em ambos os períodos, assim como a maior prevalência fibropapilomas. Apesar das tartarugas de Coroa Vermelha apresentarem fibropapilomas, nenhuma apresentou escore severo da doença, enquanto na APA Costa das Algas, 16,4% e 9,4% dos animais apresentaram escore severo no Ano 1 e PT, respectivamente. Comparando com dados pretéritos do Instituto Marcos Daniel, a prevalência de fibropapilomatose foi maior na APA do que em Coroa Vermelha nos 4 anos anteriores a 2020, com uma queda em 2020, mas ainda superior do que em Coroa Vermelha (*Figura 685*).

Figura 685: Prevalência (%) de fibropapilomatose em *Chelonia mydas* juvenis na área controle (Coroa Vermelha, BA) e na área afetada pela pluma primária de rejeitos de mineração (Foz do rio Piraqueaçú, APA Costa das Algas, Aracruz, ES) de 2016 a 2020



Quanto aos parâmetros hematológicos, as tartarugas da área afetada pela pluma principal de rejeitos apresentaram menores valores de hemoglobina, que se refletiram nos índices hematimétricos (HCM e CHCM), em ambos os períodos (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 9*). Elas também apresentaram maiores contagens de leucócitos, trombócitos e heterófilos, em ambos os períodos de monitoramento.

Contagem de leucócitos elevadas podem refletir inflamação e respostas imunes ativas, infecção e/ou estresse em répteis (SYKES & KLAPHAKE, 2008). Os heterófilos são principalmente fagocíticos, portanto, estão associados a doenças inflamatórias, especialmente aquelas associadas a doenças infecciosas ou lesão de tecidos (CAMPBELL, 2006). A leucocitose e a heterofilia observadas nas tartarugas que se alimentam na área afetada pela pluma principal de rejeitos podem estar associadas a processos infecciosos crônicos e ativos (SYKES & KLAPHAKE, 2008). Visto que esses animais também apresentaram maior prevalência de fibropapilomatose, que é uma evidência de imunossupressão (WORK et al., 2001), que por sua vez pode estar relacionada ao estresse. De maneira geral, esses dados clínicos sugerem que as tartarugas da APA Costa das Algas possuem um déficit fisiológico no transporte de oxigênio pelas hemácias causado pelos níveis mais baixos de hemoglobina e também maior desafio microbiano ou inflamatório que se reflete em maiores níveis leucocitários heterofílicos (VILLA et al., 2017). A trombocitose pode aparecer em resposta a tumores (como fibropapilomas), inflamação crônica, sangramento ou deficiência de ferro (THEML et al., 2004).

Quanto aos parâmetros bioquímicos, no Ano 1, as tartarugas da APA Costa das Algas apresentaram níveis mais elevados de uréia, fósforo, sódio, ALT e AST, e menores níveis de cálcio, glicose, colesterol

total, triglicerídeos, proteína total, albumina, globulina e CPK (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 9*). Esses parâmetros podem indicar uma inflamação crônica (menos albumina), diminuição da síntese de anticorpos (menos globulina), doença renal (mais ureia, menos cálcio e mais fósforo), doença hepática (maior atividade de ALT e AST, menor atividade de CPK) e déficit nutricional (menos glicose, colesterol, triglicerídeos e proteína) (MADER, 2005; HAMANN et al., 2005; WHITING et al., 2007; FLINT et al., 2010; LABRADA-MARTAGÓN et al., 2010; ANDERSON et al., 2011; KOMOROSKE et al., 2011; ANDERSON et al., 2013; PERRAULT et al., 2017). No entanto, no PT os únicos parâmetros que apresentaram o mesmo padrão foram: ALT, cálcio, CPK e fósforo. Os demais não apresentaram diferenças estatísticas entre os locais. O menor N amostral no PT pode ser um fator importante para evidenciar menos diferenças entre os parâmetros bioquímicos haja vista a variabilidade dos dados. A continuidade do monitoramento poderá dirimir essa dúvida e confirmar se há ou não uma tendência de melhora no status fisiológico das tartarugas-verdes na APA Costa das algas.

Em relação aos metais pesados, as tartarugas da área afetada pela pluma primária de rejeitos tiveram níveis mais elevados de As e Cu, enquanto as de Coroa Vermelha apresentaram maiores níveis de Fe e Hg (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 9*). As análises de metais pesados do Ano 1 demonstraram que os animais de ambos locais apresentaram um perfil semelhante na ordem de distribuição dos metais no sangue (Fe > Zn > Mn > Cu > As > Cr > Pb > Cd > Hg), o que indica que elas estão se alimentando no mesmo nível trófico, porém as tartarugas da área afetada pela pluma primária de rejeitos tiveram níveis mais elevados de arsênio e cobre do que as tartarugas de Coroa Vermelha, que estão relacionados a uma exposição recente. Porém, comparando os níveis de metais encontrados nos animais da APA com outras populações do Brasil também se observa que os níveis de Cu, Zn, Cd e Pb são maiores do que os valores encontrados para as populações de Ubatuba e Fernando Noronha (PRIOSTE et al., 2015; SILVA et al., 2016). As tartarugas de Coroa Vermelha apresentaram níveis mais elevados de ferro e mercúrio, porém esses níveis são menores dos que os encontrados em outras populações do Brasil (PRIOSTE et al., 2015; PRIOSTE, 2016; SILVA et al., 2016). Os níveis mais elevados de Hg no sangue observados em tartarugas de Coroa Vermelha não parecem afetar os parâmetros hematológicos ou bioquímicos dessas tartarugas, pois eles se encontram dentro do estabelecido para a espécie (MARCON et al., 2015; ROSSI et al., 2009; MIGUEL et al., 2020) e não apresentaram correlação com os metais nessa área. Como as análises de metais pesados referentes ao PT ainda estão em processamento não foi possível nesse momento discutir os resultados.

Quanto aos compostos orgânicos, 100% das tartarugas da APA apresentaram níveis detectáveis de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e policlorobifenilos (PCBs), enquanto 92,8% e 100% dos animais de Coroa Vermelha apresentaram HPAs e PCBs, respectivamente (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 11*). Os níveis de HPAs totais em tartarugas marinhas de Coroa Vermelha foram maiores do que nos animais da APA Costa das Algas. No entanto, os níveis de Benzo[k]fluoranteno foram maiores na APA Costa das Algas, este composto pode ser carcinogênico e relacionado a tumores de pele em animais de laboratório. Além disso, os HPAs carcinogênicos podem ter efeito sinérgico com Arsênio, que apresenta níveis elevados na região do Rio Doce. As tartarugas da APA Costa das Algas

também apresentaram maiores níveis de PCBs totais e especificamente PCB-28 e PCB-52, que são compostos capazes de induzir hepatotoxicidade em células *in vitro* (WANG et al., 2018). Paralelamente, os animais da APA apresentaram níveis mais elevados de ALT e AST que são enzimas indicadoras de dano hepatocelular. A continuidade do monitoramento permitirá confirmar esse efeito sobre a saúde das tartarugas. As análises de compostos orgânicos do PT ainda estão em processamento pelo Anexo 1.

Caretta caretta em área de desova

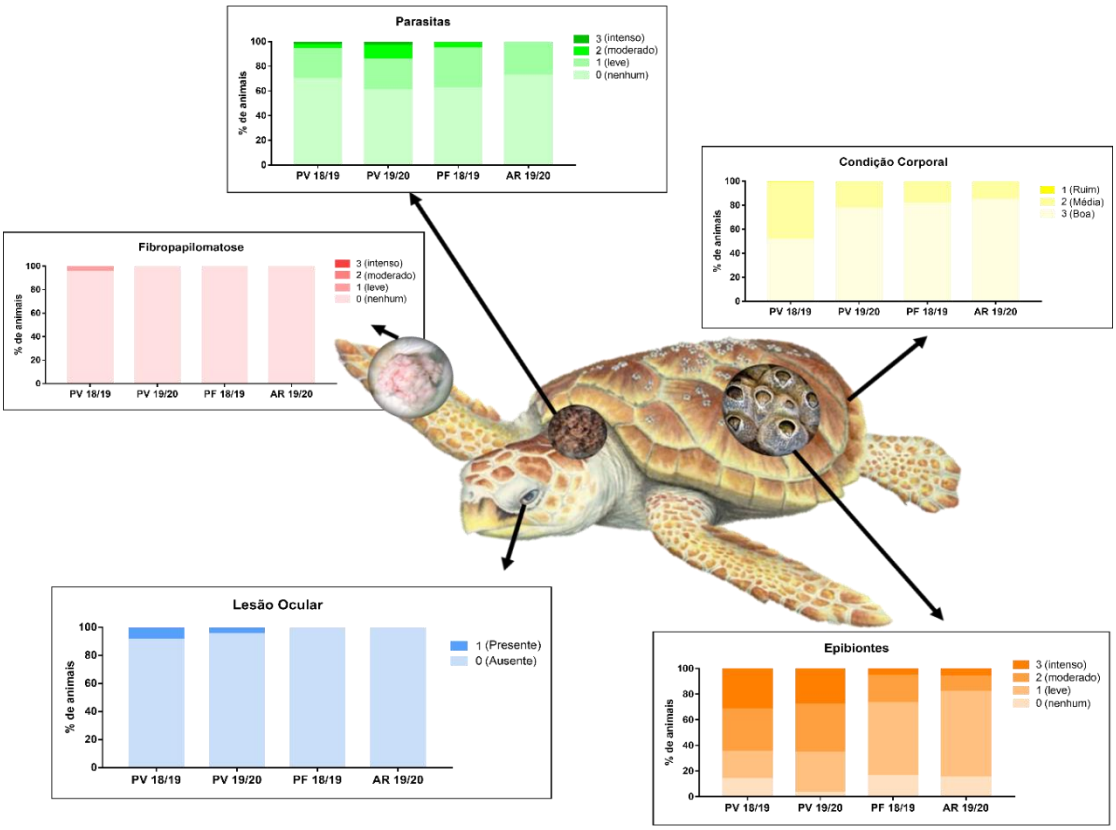
Os trabalhos realizados até o momento pelo IMD completaram 100% do planejado tanto nos trabalhos de campo, quanto das análises laboratoriais (Quadro 12). O período de isolamento social decorrente da pandemia de COVID-19 não afetou os trabalhos de campo nas áreas reprodutivas pois já haviam sido concluídos antes do período de isolamento social. As análises de contaminantes relativas ao PT ainda estão em processamento pelo Anexo 1.

Quadro 12: Quantidade e percentual de amostras coletadas de fêmeas durante o PT, na região da Foz do Rio Doce, Povoação, Linhares, ES e Arembepe, Camaçari, BA

Coletas realizadas	***Caretta caretta* Arembepe n (% do n previsto)**	***Caretta caretta* Foz do Rio Doce n (% do n previsto)**	***Dermochelys coriacea* Foz do Rio Doce n (% do n previsto)**
Tartarugas abordadas	33 (110)	61 (102)	2 (13)
Amostras de sangue	33 (110)	61 (102)	Não previsto
Pool de 3 ovos por ninho pré incubação	28 (93)	61 (102)	2 (13)
Pool de 3 ovos por ninho pós incubação	32 (106)	50 (83)	22 (147)
Pool de 3 natimortos por ninho	26 (86,6)	36 (60)	13 (87)
Resultados de bioquímica	33 (110)	61 (102)	Não previsto

No Ano 1, as tartarugas amostradas na Praia do Forte tiveram condição corporal boa (73,7%) e média (26,3%), enquanto que em Povoação metade dos animais tiveram condição corporal boa (51,5%), e a outra metade, média (46,9%) e ruim (1,6%) (*Figura 686* e *Material Suplementar A6MTS1, Tabela 12*). Com relação aos epibiontes, apesar da porcentagem de animais sem a presença ser semelhante em ambas as áreas, 38% das tartarugas de Povoação apresentaram escore severo e 33% escore moderado, enquanto na Praia do Forte 75% dos animais apresentaram escore leve e moderado. Quanto aos ectoparasitas, na Praia do Forte nenhum animal apresentou escore severo. Em Povoação, 9% das tartarugas apresentavam lama na carapaça.

Figura 686: Indicadores externos de saúde avaliados no exame físico em *Caretta caretta*, em Povoação, ES (PV), Praia do Forte, BA (PF) e Arembepe, BA (AR), no Ano 1 (2018/2019) e no PT (2019/2020)



Na área diretamente afetada pela pluma de rejeitos 3 (4,6%) animais apresentaram fibropapilomatose, doença com poucos relatos em tartarugas cabeçudas (ROSSI et al., 2015; SANTOS et al., 2020). Além disso, 6 (9,1%) animais apresentaram lesões oculares que já haviam sido relatadas pela equipe do Projeto TAMAR na temporada reprodutiva 2017-2018, sem relatos anteriores para populações de tartarugas cabeçudas brasileiras. Este achado de vários animais com lesões oculares semelhantes no mesmo sítio de desova levanta dúvidas sobre a existência de um outro agente causal ou fator predisponente no ambiente que pode estar relacionado com imunossupressão, o que por sua vez pode estar relacionado a exposição a metais pesados entre outros fatores (KOMOROSKE et al., 2011). Não houve relatos desta doença nas *Caretta caretta* na Praia do Forte, BA, maior sítio de desova da espécie. As doenças oftalmológicas já relatadas em tartarugas-marinhas são ceratoconjuntivite, conjuntivite parasitária, blefarite, fibropapiloma, catarata, esclerite heterofílica, úlcera de córnea e ceratite e podem afetar o globo ocular, pálpebras e glândulas lacrimais. A conjuntivite séptica em quelônios representa um risco de septicemia, o que demanda administração de antibióticos tópicos e sistêmicos combinados, associados a vitamina A (MCARTHUR et al., 2013).

Analisando-se os swabs dos animais com lesões oculares, observa-se que macroscopicamente, os animais apresentavam intensa hiperemia de mucosa conjuntiva e edema de pálpebras, associado ou

não a lesões na córnea o que configura um quadro de blefaro-conjutivite ou ceratoconjuntivite. Os exames microbiológicos isolaram bactérias e fungos oportunistas que podem ser tanto causadores quanto secundários às lesões, *Myroides odonatum, Staphylococcus aureus, Bacillus subtilis, Aspergillus terreus, Cryptococcus albidus*. Os microrganismos isolados são bactérias e fungos oportunistas com baixa patogenicidade, mas que podem levar a casos clínicos em animais imunossuprimidos. Como não foi possível determinar um diagnóstico etiológico preciso do quadro apresentado, no PT foram realizadas biópsias para tentar identificar a causa das lesões.

No PT, os animais de Povoação continuaram com a condição corporal pior do que os de Arembepe, com maior carga epibiôntica e maior contagem de parasitas. Além de continuarem apresentando lesões oculares e tumores sugestivos de fibropapilomatose. Em um animal que estava com lesão ocular foi possível coletar material para biópsia, a qual demonstrou que o material não apresentou sinais de infecção, nem alergia, mas uma inflamação crônica moderada (*Material Suplementar A6MTS1)*.

Avaliando os parâmetros bioquímicos e hematológicos do Ano 1 observou-se que os animais da Praia do Forte apresentaram níveis significativamente menores de eritrócitos, hemoglobina, hematócrito, leucócitos, linfócitos, cálcio, sódio, potássio, proteína, globulina, albumina, ácido úrico e fosfatase alcalina, e níveis maiores de eosinófilos, ALT e AST (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 13*). Essas diferenças são relacionadas às condições fisiológicas da temporada de desova, uma vez que pesquisadores que avaliaram animais ao longo da época de nidificação, observaram que os níveis de cálcio, potássio, sódio, fósforo, proteína, albumina, globulina, glicose, hematócrito, eritrócitos e leucócitos diminuem no decorrer da temporada, devido ao jejum, a mobilização das reservas de gordura, ao estresse fisiológico, a anorexia e a utilização de alguns metabólitos como a albumina, globulina e cálcio para produção dos ovos (HAMANN et al., 2002; HONARVAR et al., 2011; PERRAULT et al., 2012; PLOT et al., 2013; PERRAULT et al., 2014). Os níveis de triglicerídeos e colesterol permanecem inalterados (HAMANN et al., 2002; PATEL, 2013; PLOT et al., 2013). No entanto, diversos parâmetros de saúde se correlacionaram com os níveis de metais nas tartarugas de Povoação (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 13*), sugerindo que esses metais estão impactando a fisiologia dos animais nessa área. O arsênio se correlacionou negativamente com leucócitos, heterófilos, linfócitos, eosinófilos, albumina, globulina e proteína, sugerindo um possível efeito cumulativo e negativo na resposta imune (BROWN et al., 1999). Cádmio se correlacionou negativamente com eritrócitos, trombócitos, linfócitos e globulina, podendo ocasionar anemia e problemas crônicos no sistema imune (KOMOROSKE et al., 2011; CAMACHO et al., 2013; PERRAULT et al., 2017). Cromo se correlacionou negativamente com o hematócrito, também podendo ocasionar anemia nos animais (WILBUR et al., 2012). Já o chumbo, se correlacionou negativamente com a Hemoglobina e o CMCH. Juntas essas correlações fornecem um forte argumento de que a exposição a esses metais está afetando a saúde dessas tartarugas marinhas. Correlações diversas entre metais e parâmetros de saúde de tartarugas marinhas também foram observadas em outros estudos no mundo (CAMACHO et al., 2013; CORTÉS-GÓMEZ et al., 2017) indicando efeitos sobre a saúde dos animais.

No PT, as tartarugas amostradas em Povoação apresentaram menores contagens de linfócitos e maiores contagens de heterófilos, monócitos e eosinófilos do que os animais de Arembepe, o contrário do que havia sido observado no Ano 1 (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 14*). A heterofilia e a monocitose observadas nos animais coletados na área afetada pela pluma de rejeitos pode estar associada a processos infecciosos crônicos e ativos (SYKES & KLAPHAKE, 2008). A heterofilia e a monocitose juntamente com a linfopenia e a prevalência de fibropapilomatose e lesões oculares, são uma evidência de imunossupressão (WORK et al., 2001). Esses achados denotam a necessidade de observação a longo prazo para excluir a hipótese de interferência nas condições ambientais resultantes da presença de rejeitos de mineração na saúde das tartarugas marinhas.

As diferenças encontradas nos parâmetros bioquímicos entre as áreas no PT, foram: maiores níveis de AST e menores níveis de albumina, ALT, cálcio, fosfatase alcalina e fósforo nas tartarugas amostradas em Povoação comparadas com as de Arembepe. Tais parâmetros isolados não são indicativos de uma condição clínica específica, podendo estar relacionados ao período reprodutivo, como já discutido anteriormente. Como as análises de metais do PT ainda estão em processamento não foi possível fazer correlações entre os parâmetros de saúde e os contaminantes para verificar se as correlações encontradas no Ano 1 se mantém.

Analisando as concentrações de metais no sangue das tartarugas amostradas no Ano 1, observa-se que a ordem de distribuição dos metais no sangue segue o esperado de que os metais essenciais estão em maior quantidade (Zn > Fe > Cu > As > Mn > Cd > Cr **>** Pb > Hg) pois são regulados homeostaticamente, enquanto que os metais não essenciais não são controlados ativamente e podem mudar de acordo com o nível de exposição (BURY et al., 2003). Tartarugas cabeçudas de Povoação apresentaram maiores níveis de As, Cd, Cr, Fe, Pb e Zn (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 14*). Já as tartarugas da Praia do Forte apresentaram maiores níveis de cobre e manganês. A única diferença encontrada para os níveis de metais na carapaça foi níveis mais elevados de mercúrio nas tartarugas da Praia do Forte (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 14*). No entanto a ordem nos metais encontrada foi a mesma em ambos os lugares (Fe > Zn > Mn> As > Cu > Cr > Pb > Hg > Cd), exceto pela inversão do Cd e Hg na Praia do Forte (Cd > Hg). Sugerindo uma tendência similar de bioacumulação e que esses animais possuem hábitos alimentares semelhantes. Isso corrobora a ideia de que apesar das agregações de tartarugas *Caretta caretta* das duas áreas de desova serem populações geneticamente separadas (REIS et al., 2009), elas se misturaram nas áreas de alimentação e tornam a se separar ao retornar para as áreas de desova. Ainda há dúvidas porém quanto à localização das áreas de alimentação pois estudos de telemetria e marcação indicam que as tartarugas da Praia do Forte usam áreas de alimentação no nordeste do Brasil (MARCOVALDI et al., 2010) e as do Espírito Santo migram tanto para norte quanto para o sul (LEMKE et al., 2003).

Os níveis da carapaça denotam uma exposição a longo prazo relacionada às áreas de alimentação uma vez que não há remobilização de metais a partir da carapaça (MATTEI et al., 2015) e as tartarugas geralmente não se alimentarem na temporada de desova. Sendo assim, é provável que os níveis de metais plasmáticos estão relacionados a diferenças na exposição entre as áreas, já que refletem uma

exposição recente, através do contato direto ou consumo de água e ou pela mobilização desses contaminantes com os lipídeos (WALLACE et al., 2006; PRICE et al., 2019) e por isso não se correlacionam com os níveis da carapaça.

Os ovos recém colocados apresentaram concentrações detectáveis de todos os metais analisados, demonstrando que houve transferência materna (SAKAI, 1995) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 14*). Também foram encontradas correlações positivas entre os níveis de alguns metais no sangue e nos ovos recém colocados (Povoação: As, Cd, Hg e Zn; Praia do Forte: Fe), o que tem implicação direta na transferência materna, já que quanto maior o nível desses metais no sangue, maior também no ovo. As correlações observadas entre os metais no sangue e no ovo recém colocado podem estar relacionadas a presença ativa de proteínas transportadoras no sangue como albumina e vitelogenina (SASAKURA & SUZUKI, 1998). Por outro lado, a falta de correlação de alguns metais pode ser devido a homeostase (SINAEI & BOLOUKI, 2017) e/ou baixa exposição aos contaminantes.

A ordem dos metais nos ovos (Zn > Fe > Mn > Cr > Cu > Pb > As > Cd > Hg), também seguiu o padrão dos metais essenciais em maiores proporções, corroborando outros autores que verificaram que os metais essenciais são transferidos facilmente pois são necessários para o desenvolvimento do embrião, enquanto que os metais não essenciais transferidos em pequenas quantidades (SAKAI et al., 1995). Ovos recém colocados por tartarugas na Praia do Forte apresentaram maiores níveis de cobre e zinco e níveis semelhantes de outros metais, comparando com os ovos recém colocados em Povoação (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 14*). Porém, após a incubação, houve uma mudança importante na composição e nos níveis de metais dos ovos que ficaram no ninho. Os ovos não eclodidos de Povoação apresentaram maiores níveis de Cd, Cr, Fe, Mn, Pb e Zn após o período de incubação (aproximadamente 60 dias), em que eles permaneceram em contato com o sedimento da praia. Isso indica que há uma influência importante no incremento de metais nos ovos durante a incubação e que esse incremento pode ser decorrente da transferência do sedimento para o ovo (SOUZA et al., 2018; SIMÕES et al., 2019). Na Praia do Forte os ovos não eclodidos apresentaram maiores níveis de cobre, como já havia sido reportado para os ovos recém colocados. Já os natimortos de Povoação apresentaram maiores níveis de As, Fe e Mn. Na Praia do Forte o cobre continuou sendo o único metal mais elevado. Essas diferenças entre as áreas podem ser explicadas pelos diferentes graus de exposição aos contaminantes no ninho, uma vez que os ovos recém colocados apresentaram níveis parecidos de metais, exceto pelo cobre e zinco.

Em Povoação foram encontradas correlações negativas entre os metais essenciais (Fe, Mn e Zn) e o tempo de incubação dos ovos (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 15-16*), de modo que quanto maior o nível desses metais, menor o tempo de incubação dos ovos, o que indica que os metais essenciais são pré-requisito para o metabolismo, crescimento e desenvolvimento embrionário (PRASAD & GOWDA, 2005; MARMIROLI et al., 2008; D'ILIO et al., 2011). Já os metais não essenciais (As, Cd, Hg, Pb) apresentaram uma correlação positiva com o tempo de incubação sugerindo que eles podem ser tóxicos para esse período chave do desenvolvimento e podem atrasar e/ou prejudicar o

desenvolvimento do embrião. Na Praia do Forte não foram encontradas correlações entre os metais e o tempo de incubação.

Os metais não essenciais também se correlacionaram negativamente com o sucesso de incubação e de eclosão, em ambas as áreas (Povoação: sucesso de incubação x As, Cd, Hg, Pb, sucesso de eclosão x As, Cd, Hg; Praia do Forte: sucesso de incubação x As, Hg, sucesso de eclosão x As, Hg), sendo que quanto maior seus níveis, menor o sucesso de incubação e menor o sucesso de eclosão.

Os ninhos de Povoação tiveram maior porcentagem de ovos não eclodidos (24%) do que os ninhos da Praia do Forte (17%), enquanto os ninhos da Praia do Forte tiveram uma taxa elevada de natimortos (13%) em comparação com os de Povoação (4%) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 17*). Fatores físicos, como temperatura do ninho, tamanho dos grãos de areia e inundação das marés, juntamente com a saúde materna e genótipo contribuem para o sucesso reduzido da eclosão das tartarugas marinhas e aumento da mortalidade no ninho (ACKERMAN et al., 1997; WALLACE et al., 2004; PERRAULT et al., 2012). No entanto, a possibilidade de efeitos nocivos dos contaminantes na reprodução não pode ser descartada. Os achados sugerem que na Praia do Forte outros fatores estão contribuindo mais para o menor sucesso de incubação e sucesso de emergência do que a poluição. Enquanto em Povoação, as várias correlações encontradas entre metais pesados e dados reprodutivos sugerem que os contaminantes podem ter uma influência maior do que outros fatores.

Quanto aos poluentes orgânicos, as tartarugas cabeçudas da Praia do Forte apresentaram maiores níveis de HPAs totais no sangue e nos ovos não eclodidos e maiores níveis de pesticidas no sangue (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 18-20*). Enquanto os animais de Povoação apresentaram maiores níveis de HPAs, PCBs e pesticidas na carapaça. Os natimortos coletados em Povoação também apresentaram maiores níveis de PCBs totais (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 18-20*).

As únicas correlações encontradas entre os níveis de contaminantes orgânicos e os dados reprodutivos foram correlações negativas entre os níveis de criseno e antraceno e o sucesso de eclosão, na Praia do Forte. O antraceno é uma substância com evidências de toxicidade relacionada a foto indução por luz ultravioleta, porém o criseno é bastante tóxico, podendo comprometer o metabolismo embrionário (WEXLER, 2014).

As análises de metais pesados e compostos orgânicos do PT ainda estão em processamento pelo Anexo 1. Os dados reprodutivos do PT ainda não foram disponibilizados pela Fundação Pró TAMAR.

Níveis de metais pesados na prole de *Dermochelys coriacea*

Os dados referentes aos níveis de metais pesados em ovos, ovos não eclodidos e natimortos de *Dermochelys coriacea* se encontram no *Material Suplementar A6MTS1, Tabela 21*. Devido ao baixo N amostral, não foram realizadas análises estatísticas. Comparando os valores encontrados para os ovos em Povoação com valores relatados para outros lugares do mundo, observa-se que os níveis de arsênio foram menores que os encontrados para as populações do sul da África (DU PREEZ et al., 2018) e do Panamá. Os níveis de cádmio foram maiores do que os relatados para Guiana Francesa

(GUIRLET et al., 2008), sul da África (DU PREEZ et al., 2018) e Panamá (GÚZMAN et al., 2020), já os níveis de mercúrio e chumbo foram menores do que os encontrados nesses lugares.

Com base neste período **de monitoramento (Ano 1 e Período de Transição)**, observou-se que há evidências de influências negativas da condição ambiental relativas à presença de rejeitos de mineração sobre a saúde e genética das tartarugas marinhas na área de influência direta do Rio Doce entre Povoação e a APA Costa das Algas. As três espécies de tartarugas marinhas avaliadas apresentam baixa variabilidade genética, o que as torna mais suscetíveis aos efeitos deletérios de impactos antrópicos como é o caso dos rejeitos de mineração provenientes da ruptura da barragem de Fundão. Desta maneira, evidencia-se a **importância da continuidade e aprofundamento das análises** de forma integrada visando avaliar os parâmetros genéticos relacionados às tartarugas marinhas na região da Foz do Rio Doce e como se relacionam com o fitness populacional e seu potencial reprodutivo. A **continuidade do monitoramento** da saúde e genética durante as **próximas temporadas** serão extremamente importantes para investigar até que ponto os **sinais de impactos detectados** até aqui estão relacionados direta ou indiretamente com os rejeitos do rompimento da barragem de Fundão, e podem auxiliar no desenvolvimento de **estratégias de restauração das áreas atingidas**, para contribuir com a **conservação dos animais nessas áreas** e **melhorar os parâmetros de saúde e diversidade genética** para as espécies de tartarugas marinhas **para as futuras gerações**.

1.4.4 Sobrevoos – Bioacústica

1.4.4.1 Dronemonitoramento e ROV

O objetivo é avaliar e monitorar, por um período de 5 anos a distribuição, abundância e área de vida de tartarugas, aves e mamíferos marinhos, bem como a associação com micro-habitats costeiros, tendências de agregação e deslocamento, em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras, oceânicas e unidades de conservação. Os objetivos específicos são: (I) registrar padrões de uso de habitats e comportamentos da megafauna a partir de censo aéreo com drone em 30 voos mensais, que representem no mínimo 6 réplicas de vídeo-amostra em cada região amostral, sendo 12 voos da Foz do Rio Doce, 12 em Comboios e 6 na foz do Piraquê-Açu; (II) realizar vídeo amostragem com ROV (*Remotely Operated Underwater Vehicle*) para identificar e descrever os micro-habitats nas regiões com registros de comportamento alimentar da megafauna.

O método de dronemonitoramento da megafauna marinha (Figura 687) foi elaborado pelos pesquisadores do Laboratório de Nectologia da Universidade Federal do Espírito Santo (LabNecton/UFES). O desenho amostral do dronemonitoramento (Figura 688) representa a área que abrange o raio de 3 km a partir dos seguintes pontos apresentados na Tabela 186.O mapeamento e descrição dos habitats utilizados pela megafauna estudada foi definido baseado em resultados de outros monitoramentos do Anexo 6 do PMBA, com os quais foram definidas as amostragens utilizando ROV (Figura 689). A metodologia completa encontra-se no *Material Suplementar A6MSb7*.

Os resultados foram interpretados para determinação dos parâmetros: densidade de avistamentos (registros/km²); densidade de indivíduos (indivíduos/km²); percentual de comportamento; e percentual de cada classe etária; das espécies de mamíferos, aves e quelônios por trimestre e local. A representação dos resultados foi mensal e geral, considerando todo período amostrado (dezembro de 2018 até março de 2020), para a densidade de avistamentos e percentual de classe etária. A média da densidade de indivíduos foi analisada e comparada estatisticamente entre os trimestres, considerando o período de janeiro de 2019 até março de 2020). O percentual de comportamento alimentar entre os registros também teve caráter trimestral nas análises.

Figura 687: Equipe em atividade de campo, realizando o dronemonitoramento da megafauna marinha (Foto: Acervo LABNecton/UFES)

Tabela 186: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha

Nome da estação amostral	UTM Y	UTM X	Descrição	Decolagem	Amostra de vídeo
Doce	7826436,443	414092,5491	Área com raio de 3km da foz do Rio Doce	Em frente à Vila de Regência	7,8 km²
Comboios	7823240,301	405046,1961	Área com raio de 3km do da praia da REBIO de Comboios	km 26 da praia de Comboios	7,8 km²
Piraquê	7794646,911	381053,9376	Área com raio de 3km da foz do rio Priraquê-Acu, que alcança a REVIS de Santa Cruz e APA Costa das Algas	Praia de Coqueiral	3,9 km²

Figura 688: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha

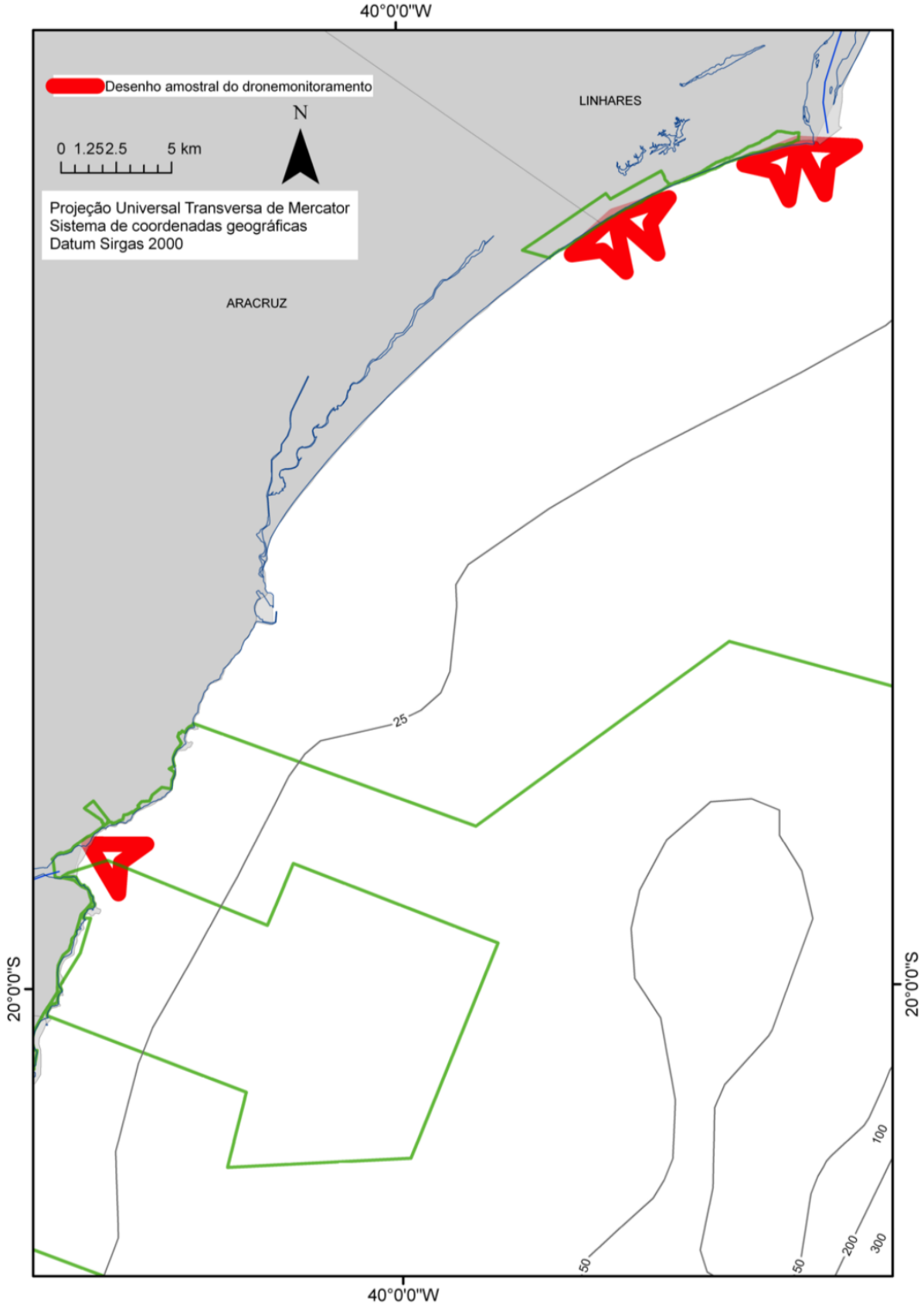
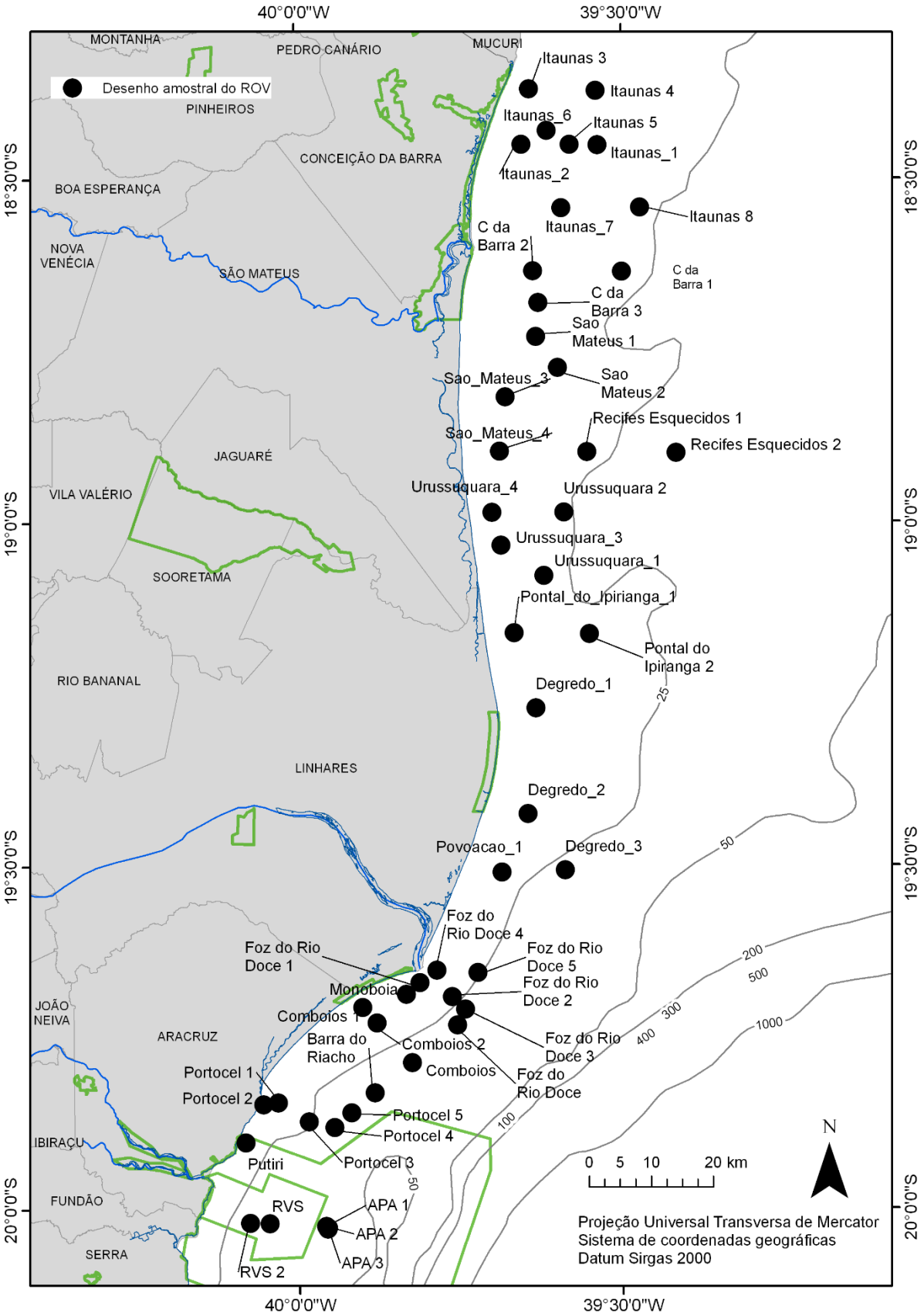


Figura 689: Amostragem realizada para identificação de tipos de fundo com ROV



Nos meses de outubro e novembro de 2018 foram realizados testes para o desenvolvimento do protocolo e do desenho amostral de melhor efetividade e detectabilidade. O mês de outubro-18 foi contemplado apenas em análises qualitativas com o total de indivíduos registrados e o mês de novembro-18 apresentou esforço amostral variável em quantidade de área para as análises quantitativas de densidade. Para consolidar o *baseline* comparativo com os resultados trimestrais para o parâmetro densidade de indivíduos em indivíduos/km², no presente relatório de caráter anual foi considerado o período de janeiro de 2019 até março de 2020. Resultados do mês de dezembro-18 foram utilizados para o cálculo do parâmetro mensal referente à quantidade de registros identificados (registros/km²). A partir de março de 2020 as amostragens foram interrompidas, conforme orientações das autoridades de saúde, devido à pandemia da COVID-19.

A Tabela 187 apresenta links de amostras de vídeo obtidas com o dronemonitoramento que foram editadas e disponibilizadas no portal do YouTube no modo não listado publicamente. Os vídeos obtidos pelo dronemonitoramento estão disponibilizados de forma organizada por classe e local no *Material Suplementar A6MSbS1*. Ao todo foram disponibilizados 1117 vídeos de registros de megafauna obtidos com o drone.

Tabela 187: Seleção de vídeos editados como exemplo das amostras produzidas pelo dronemonitoramento

Link do YouTube	Local	Táxon registrado	Compor-tamento	Número de indivíduos por classe etária			
				Filho-te	Ju-venil	Adul-to	Indeter minado
https://youtu.be/um7YKMLf5jU	Comboios	*Steno bredanensis*	Aliment.	0	1	2	0
https://youtu.be/-cs7wtLBMdg	Comboios	*Pontoporia blainvillei*	Indeterminado	0	0	2	0
https://youtu.be/qIePWG08Mig	Comboios	*Sula leucogaster*	Aliment.	0	0	28	0
https://youtu.be/PvtnRGl8xp8	Rio Doce	*Pontoporia blainvillei*	Interação	0	0	3	0
https://youtu.be/Ib27TbC4w5A	Comboios	*Pontoporia blainvillei*	Aliment.	0	0	2	0
https://youtu.be/AnrTK1sWK2o	Rio Doce	*Sotalia guianensis*	Aliment.	0	0	2	0
https://youtu.be/61Z8s5t7deo	Rio Doce	*Sterna* sp. *Thalasseus* sp.	Interação	0	0	300	0
https://youtu.be/-rfKiLyVBFg	Comboios	*Sotalia guianensis*	Aliment.	0	1	9	0
https://youtu.be/87JhD4Dcf4E	Piraquê-Açu	*Chelonia mydas*	Interação	0	1	0	0
https://youtu.be/fgqBdheQ2Ug	Rio Doce	*Sotalia guianensis*	Aliment.	0	0	0	15
https://youtu.be/xHy-Zp5jaHQ	Comboios	*Sotalia guianensis*	Aliment.	3	3	6	0

Foram coletados dados referentes à localização das espécies de cetáceos dentro de cada transecto, à composição social e ao principal comportamento de cada grupo. Durante os quinze meses de coleta sistematizada foram observados 875 registros (262 grupos) de cetáceos nas três áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu. As espécies *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e *Pontoporia blainvillei* (toninha), foram as com maior número de registros: 655 registros (184 grupos) de boto-cinza e 141 registros (42 grupos) de toninha, respectivamente (Tabela 188). Todos os mamíferos registrados são caracterizados com algum grau de ameaça nas listas vermelhas oficiais (IUCN - International Union for Conservation of Nature, Ministério de Meio Ambiente e Estado do Espírito Santo).

Foram coletados dados referentes à localização das aves dentro de cada transecto. Durante os 16 meses de coleta sistematizada foram observados 3786 registros de aves marinhas e costeiras nas três áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu (Tabela 188).

Foram coletados dados referentes à localização das espécies de quelônios dentro de cada transecto, o comportamento alimentar e a classe etária de cada registro. Durante os nove meses de coleta sistematizada foram registradas 221 registros de tartarugas marinhas nas três áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu. A espécie *Chelonia mydas,* classificada como “em perigo” e conhecida como tartaruga-verde, foi a mais registrada (184 registros). A espécie *Dermochelys coriacea*, criticamente em perigo e conhecida como tartaruga-de-couro, obteve 5 registros no período (Tabela 188).

Além destas, espécies de outras classes não apresentadas na Tabela 2 foram identificadas, como o tubarão-baleia (*Rhincodon typus* - Chondrichthyes), classificado como “em perigo de extinção” que foi registrado em janeiro de 2020 a 1250 metros da costa, próximo a foz do Rio Doce. O animal foi filmado por um percurso de aproximadamente 400 metros nadando a uma velocidade média de 4,8 km/h. Algumas raias foram registradas, dentre elas, uma raia-chita (*Aetobatus narinari*) da categoria “quase ameaçada”, que foi registrada na foz do rio Piraquê-Açu. Na maioria das avistagens de raias, os animais estavam sozinhos ou em dupla, em apenas um caso ocorreram três indivíduos. O comportamento principal observado entre os registros da subclasse Elasmobranchii foi deslocamento, entretanto, em um dos registros, ocorreu uma interação das raias que sugere um possível comportamento de cópula. A maioria desses registros foram feitos em condições de águas claras. Também foram registrados cardumes de peixes com estimativa de até 70 indivíduos. Mais informações e o link para ver o vídeo dos registros encontram-se no *Material Suplementar A6MSbS2*.

Tabela 188: Lista de *taxa* registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha

Classe	Ordem	Familia	Genero e Espécie	Nome popular	Categoria de ameaça			Número de Registros			
					IUCN	MMA	ES	Foz do Rio Doce	Comboios	Foz do Piraquê-açú	Total
Mammalia	Cetartiodactyla	Delphinidae	*Sotalia guianensis*	Boto-cinza	**QA**	**VU**	DD	452	123	80	655
			Steno bredanensis	Golfinho-de-dentes-rugosos	**PP**	**NA**	DD		10		10
			Não identificado	Golfinho	-	-	-	12			12
		Pontoporiidae	*Pontoporia blainvillei*	Toninha	**VU**	**CEP**	**EP**	16	125		141
		Não identificado		Golfinho	-	-	-	38	14		52
	Não identificado			Golfinho				1	4		5
Reptilia	Testudinata	Cheloniidae	*Chelonia mydas*	Tartaruga-verde	**EP**	**VU**	**VU**	10	15	159	184
			Caretta caretta	Tartaruga-cabeçuda	**VU**	**EP**	**VU**		1		1
			Lepidochelys olivacea	Tartaruga-oliva	**VU**	**EP**	**EP**		2		2
			Não identificado	Tartaruga	-	-	-		2		2
		Dermochelydae	*Dermochelys coriacea*	Tartaruga-de-couro	**VU**	**CEP**	**CEP**		5		5
		Não identificado		Tartaruga	-	-	-	9	5	13	27
Ave	Apodiformes	Apodidae	Não identificado	Andorinha	-	-	-	12	3		15
	Charadriiformes	Sternidae	*Phaetusa simplex*	Trinta-réis	**PP**	NA	NA	160	2		162
			Sterna hirundo	Andorinha-do-mar-comum	**PP**	NA	NA		30		30
			Não identificado	Andorinha-do-mar	**-**	-	-	1367	290	182	1839
	Ciconiiformes	Ciconiidae	*Mycteria americana*	Cabeça-seca	**PP**	NA	NA	1			1
	Pelecaniformes	Ardeidae	*Egretta thula*	Garça-branca-pequena	**PP**	NA	NA	1			1
			Não identificado	Garça	-	-	-	13		3	16

Classe	Ordem	Familia	Genero e Espécie	Nome popular	Categoria de ameaça			Número de Registros			
					IUCN	MMA	ES	Foz do Rio Doce	Comboios	Foz do Piraquê-açú	Total
	Procellariiformes	Procellariidae	*Thalassarche sp.*	Albatroz	NA	NA	DD			1	1
			Não identificado	Albatroz				12			12
	Suliformes	Fregatidae	*Fregata magnificens*	Fragata	**PP**	NA	NA	1	1	1	3
		Sulidae	*Sula dactylatra*	Atobá-mascarado	**PP**	NA	NA		1	1	2
			Sula leucogaster	Atobá-marrom	**PP**	NA	NA	20	58	17	95
	Não identificado			Atobá				930	280	399	1609
Chondrichthyes	Orectolobiformes	Rhincodontidae	*Rhincodon typus*	Tubarão-baleia	**EP**	**VU**	**VU**	1			1
	Não identificado			Tubarão				5	5		10
Elasmobranchii	Myliobatiformes	Myliobatidae	*Aetobatus narinari*	Raia-chita	**QA**	NA	NA			1	1

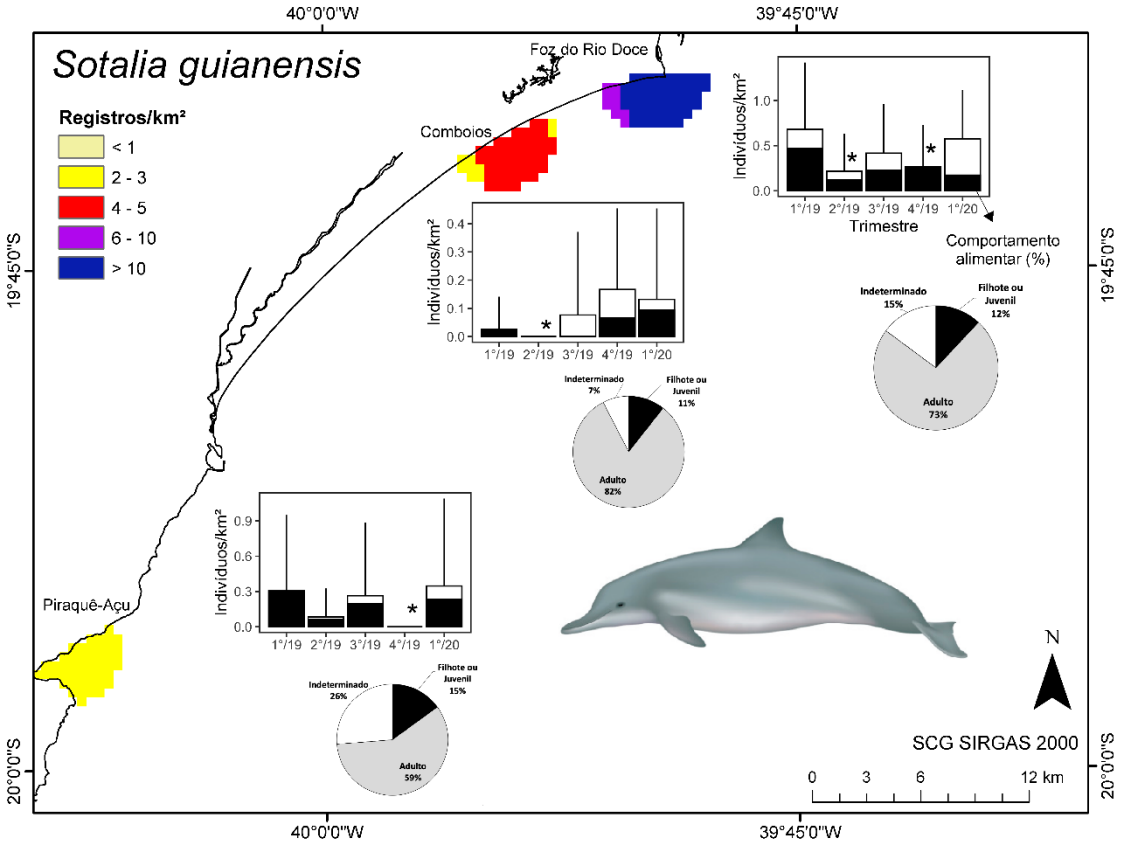
A espécie *Sotalia guianensis* (boto-cinza) foi registrada em todas as áreas do dronemonitoramento, resultando em mais de 10 registros/km² na foz do Rio Doce, considerando todo o período monitorado. A densidade de registros foi menor em Comboios (até 5 reg./km²) e na foz do Rio Piraquê-Açu (até 3 reg./km2). Os dados indicam uma maior importância em relação ao uso do habitat da foz do Rio Doce pelo boto-cinza em relação aos outros locais monitorados. A Figura 690 apresenta os resultados compilados para todos os locais monitorados. No *Material Suplementar A6MSbS3* estão os mapas de calor com os registros por km² em cada mês monitorado, desde dezembro de 2018 até março de 2020.

A densidade média em indivíduos/km² de *S. guianensis* na foz do Rio Doce alcançou 0,68 ± 0,7 no primeiro trimestre de 2019, padrão que se repetiu no primeiro trimestre de 2020 (0,56 ± 0,4). A densidade no 2º e 4º trimestre de 2019 foi significativamente menor, sendo que o 2º trimestre apresentou uma redução significativa na densidade em relação aos primeiros trimestres de 2019 e de 2020, e o 4º trimestre foi significativamente diferente apenas do 1º trimestre de 2020. O comportamento alimentar foi observado em mais de 50% para a maioria dos registros em todos os períodos, com exceção do 1º trimestre de 2020 (30%). A faixa etária de filhotes e juvenis representou 12% dos registros de sotalia na Foz do Rio Doce (Figura 690).

Já em Comboios, a densidade média de indivíduos de sotalia foi a menor em todos os períodos comparando com a foz de ambos os rios. Destaca-se a redução significativa na média calculada para o 2º trimestre de 2019 em relação ao 4º trimestre de 2012 (p=0,01) e ao 1º trimestre de 2020 (p=0,03). O comportamento alimentar não foi tão importante quanto no na Foz do Rio Doce, estando presente no 1º trimestre de 2019 (100%) e não sendo registrado no 2º e no 3º trimestre deste ano. Já no 4º trimestre de 2019 e no 1º trimestre de 2020 o comportamento alimentar voltou a apresentar relativa importância (40% e 71% respectivamente). Filhotes e juvenis representaram 11%, corroborando a proporção encontrada na Foz do Rio Doce.

Na foz do Rio Piraquê-Açu, não ocorreram registros de sotalia no 4º trimestre de 2019, portanto, a diferença da densidade neste período foi significativamente diferente aos outros (p=0,02 em relação ao 1º e 3º trimestre de 2019 e p=0,04 em relação ao 1º trimestre de 2020), com exceção do 2º trimestre de 2019, que também apresentou uma densidade mais baixa (0,26 ± 0,6 indivíduos/km²). A proporção de filhotes e juvenis registrada foi de 15%, um pouco maior do que nos outros locais monitorados (Figura 690).

Figura 690: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo *Sotalia guianensis*. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de registros por km^2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças (p<0.05)

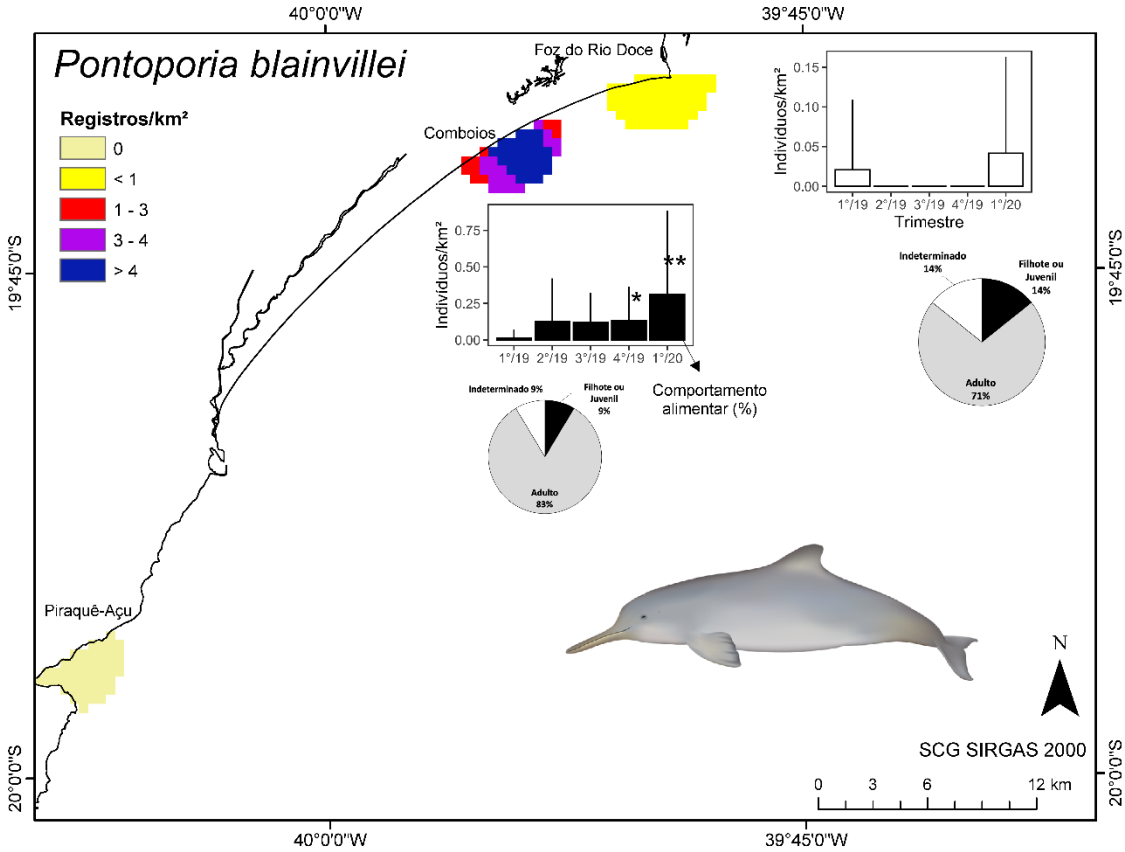


Os grupos de *Pontoporia blainvillei* (toninha) foram registrados somente em Comboios e na Foz do Rio Doce. Na região do Piraquê-açu não houve registro da espécie. A maior concentração de indivíduos foi encontrada na área de Comboios (até mais de 4 registros/km²), onde as toninhas foram avistadas nos 5 trimestres amostrados. Na Foz do Rio Doce a densidade de registros no período monitorado foi menor (< 1 registro/km²), sendo que não foram registrados indivíduos dessa espécie no 2º, 3º e 4º trimestre de 2019. A Figura 691 apresenta os resultados compilados para todos os locais monitorados. No *Material Suplementar A6MSbS3* estão os mapas de calor com os registros por km² em cada mês monitorado, desde dezembro de 2018 até março de 2020.

A área monitorada em Comboios se consolidou como o principal habitat usado pelas toninhas na região, destacando-se o comportamento alimentar, sempre presente nas amostragens. A densidade média alcançou 0,3 ± 0,5 indivíduos/km² no 1º trimestre de 2020, sendo significativamente maior no 4º trimestre de 2019 (p=0,03) e no 1º trimestre de 2020 (p=0,002) em relação ao 1º trimestre de 2019. Os dados indicam um aumento na densidade de indivíduos que utilizam a área.

A alimentação foi o comportamento mais registrado nos grupos observados na área de Comboios (100%). Na Foz do Rio Doce o deslocamento e a interação entre os indivíduos foram os comportamentos observados. Os grupos com filhotes e juvenis estiveram presentes em 9% dos registros em Comboios e na foz do Rio Doce, 14% dos registros encontrados foram de filhotes e/ou juvenis (Figura 691).

Figura 691: esultado atualizado do Dronemonitoramento para espécie de cetáceo Pontoporia blainvillei. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de indivíduos por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças (p<0.05)



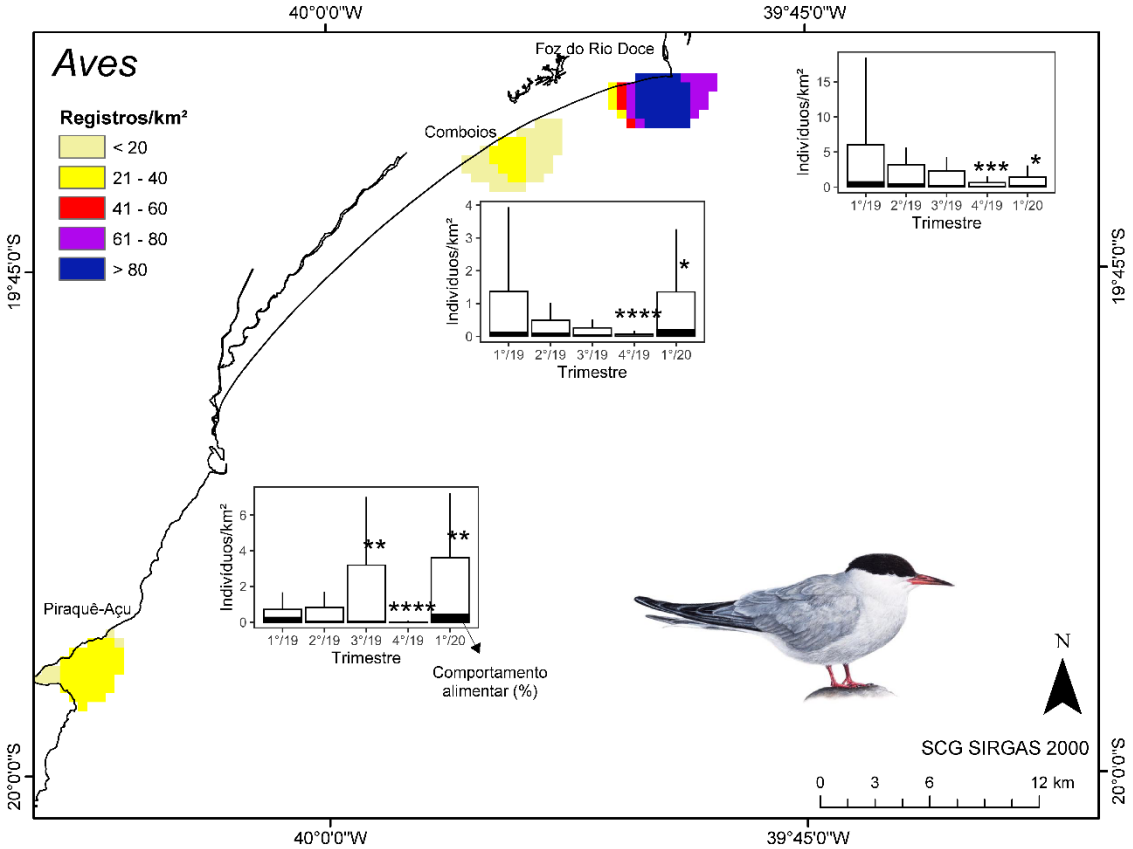
O dronemonitoramento resultou em até 15 registros/km² de aves marinhas na foz do Rio Doce, considerando todo o período monitorado. A densidade de registros foi menor em Comboios (até 5 reg./km²) e na foz do rio Piraquê-Açu com meses sem registros (0 reg./km2). Os dados indicam uma maior importância em relação ao uso do habitat da foz do Rio Doce pelas aves em relação aos outros locais monitorados. A Figura 692 apresenta os resultados compilados para todos os locais monitorados. No *Material Suplementar A6MSbS3 estão* os mapas de calor para a densidade de registro obtida em cada mês monitorado, desde dezembro de 2018 até março de 2020.

O 4º trimestre apresentou significativamente os menores valores registrados em todo o período e em todos os locais de monitoramento para as aves marinhas e costeiras. Variando de 0,6 ± 0,89 no Rio

Doce, 0,06 ± 0,10 em Comboios e 0,01 ± 0,05 na foz do Rio Piraquê-Açu. A foz do Rio Piraquê - Açu destacou-se com um aumento significativo na densidade média de indivíduos no 3º trimestre e o 1º trimestre de 2020, apresentando 3,19 ± 3,81 e 3,61 ± 3,63 respectivamente.

Devido ao método de amostragem, focado no monitoramento de cetáceos, não foi possível observar o comportamento deste grupo, tampouco a identificação em nível específico em alguns registros (Figura 692).

Figura 692: Resultado atualizado do Dronemonitoramento para o grupo das aves. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. A interpolação do total de resgistros por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças (p<0.05)



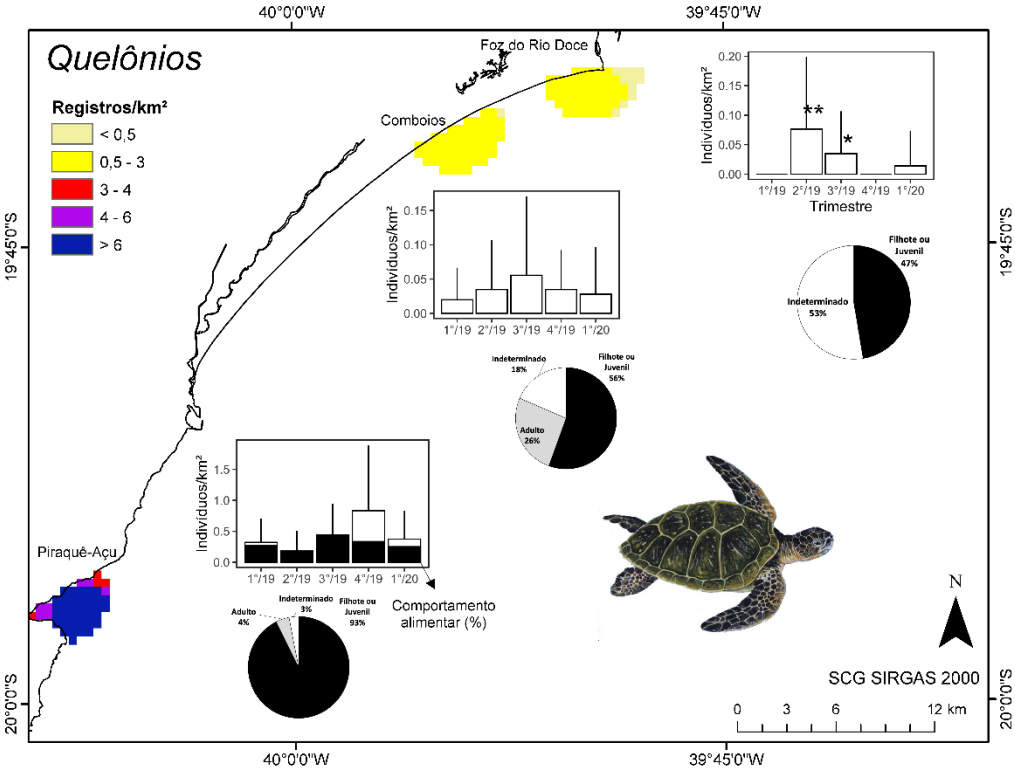
Apesar de também terem ocorrido registros isolados de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*), as tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) foram as mais observadas em todas as áreas de monitoramento. A maior concentração de registros foi encontrada na área da foz do Piraquê-Açu (acima de 6 registros/km²). Nas outras áreas monitoradas a concentração não passou de 3 registros por km² (Figura 693). No *Material Suplementar A6MSbS3* estão os mapas de calor com os registros por km² em cada mês monitorado, desde dezembro de 2018 até março de 2020. Na foz do Rio Doce, não ocorreram registros dessa espécie no primeiro e no quarto trimestre de 2019. Neste local, a densidade do 2º trimestre de 2019 (0,078 ± 0,1 indivíduos/km²) significativamente

maior que todos os outros períodos com exceção do 3º período de 2019 (0,035 ± 0,07 indivíduos/km²). A proporção de filhotes ou juvenis da espécie foi de 47% e os outros 55% tiveram faixa etária indeterminada neste local. Nenhum indicativo de comportamento alimentar foi observado.

Na localidade monitorada em Comboios, ocorreram registros de *C. mydas* em todos os trimestres monitorados. A densidade alcançou 0,05 ± 0,1 indivíduos/km² no 3º trimestre de 2019, sem diferença significativa entres os demais trimestres. A proporção de filhotes ou juvenis da espécie foi de 56% e de adultos 26%, sendo 18% de faixa etária indeterminada. Assim como na foz do Rio Doce, nenhum indicativo de comportamento alimentar foi observado.

A foz do Rio Piraquê-Açu representou o local mais importante para *C. mydas* enquanto local de maior registro pelo método de dronemonitoramento, ressaltando o comportamento alimentar bastante presente. Apesar de não ocorrerem diferenças significativas nas densidades observadas, o 4º trimestre de 2019 apresentou 0,83 ± 1,0 indivíduos/km². A proporção de filhotes ou juvenis foi de 93% e o comportamento alimentar foi acima de 60% na maioria dos trimestres, com exceção do 4º trimestre de 2019 que ficou em 40%. Devido ao método de amostragem, focado no monitoramento de cetáceos, não foi possível observar com precisão o comportamento deste grupo, porém, mergulhos sequenciais, característicos do comportamento alimentar, puderam ser registrados na Foz do Piraquê-Açu.

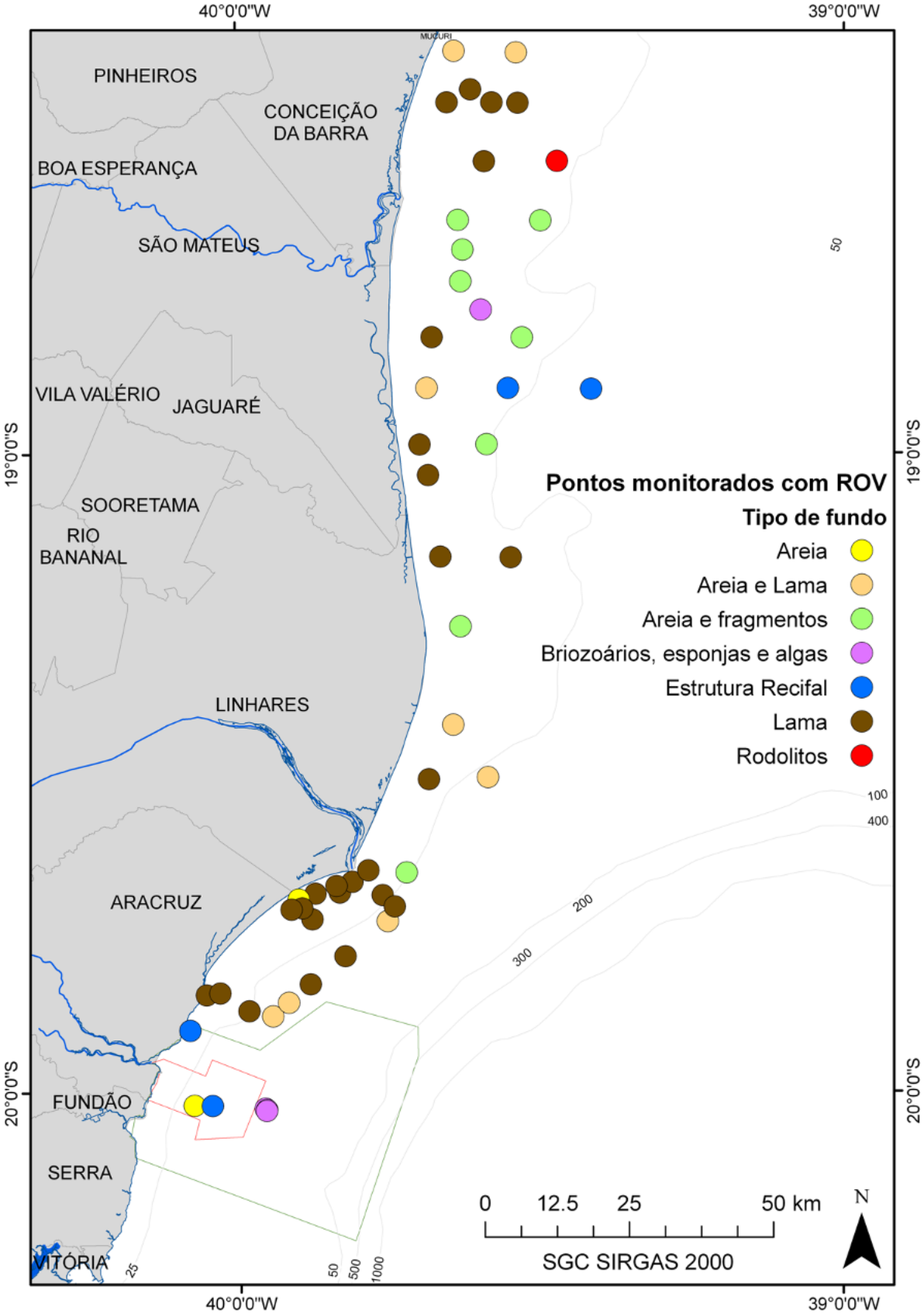
Figura 693: Resultado atualizado do Dronemonitoramento para o grupo dos quelônios. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os registros. O gráfico em pizza representa o percentual de registros de filhote ou juvenil. A interpolação do total de registros por km2 está representada em cores, conforme a legenda do mapa. A quantidade de asteriscos representa o grau de significância das diferenças (p<0.05)



A Figura 694 apresenta a identificação dos tipos de fundo através do ROV. Foi possível identificar sete tipos de fundo que representam distintos habitats marinhos utilizados pela megafauna monitorada. O fundo de areia foi segregado em: “areia”; “areia com fragmentos” (principalmente de conchas de organismos bentônicos e algas); e “areia e lama” (sedimento relativamente mais fino, intercalado por faixas de lama fluida). O fundo denominado “briozoários, esponjas e algas” possui predomínio de invertebrados bentônicos sésseis, intercalados por faixas de areia grossa. O fundo de “Estruturas Recifais” representa recifes expressivos intercalados por sedimento areia e cascalho. O fundo de “Rodolitos” representa grande quantidade de nódulos de algas calcárias sobre o sedimento inconsolidado. O fundo de “Lama” representa sedimento relativamente mais fino que areia, com grande disponibilidade na coluna d'água, podendo ser classificado também como “lama fluida”.

Os vídeos obtidos em cada ponto amostrado com o ROV estão disponibilizados no *Material Suplementar A6MSbS4*, ao todo são 53 vídeos organizados juntamente com um frame capturado para ilustrar o tipo de fundo.

Figura 694: Tipos de fundo identificados com ROV



Os parâmetros coletados a partir do dronemonitoramento: densidade de avistamentos (registros/km²); densidade de indivíduos (indivíduos/km²); percentual de comportamento; e classe etária; das espécies de mamíferos, aves e quelônios por trimestre e local, permitiram encontrar padrões para a avaliação de efeitos relacionados ao rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG.

Os mamíferos marinhos ocorreram mais na região da foz do Rio Doce do que em Comboios e na foz do Piraquê-Açu, considerando todo o período monitorado (dezembro de 2018 a março de 2020). Os meses de janeiro, fevereiro e março apresentaram destaque em relação aos outros períodos do ano. Comparada ao boto-cinza (*Sotalia guianensis*), a toninha (*Pontoporia blainvillei*) possui menor densidade na região monitorada (indivíduos/km²). A densidade de boto-cinza foi significativamente maior na foz do Rio Doce, enquanto a densidade de toninha foi bem mais expressiva em Comboios e ausente na foz do rio Piraquê-Açu.

A toninha, *P. Blainvillei*, é uma espécie endêmica e classificada como criticamente em perigo segundo a lista das espécies ameaçadas de extinção do Ministério do Meio Ambiente. A toninha possui distribuição estritamente costeira ao longo da costa leste da América do Sul, do norte do Golfo San Matias, na região central da Argentina ao Espírito Santo no Brasil (Siciliano, 1994, Crespo et al., 1998). Normalmente em áreas inferiores a 30 m de profundidade (Siciliano et al., 2006) com registros raros até 60 m (Danilewicz et al., 2009).

Do norte do Rio de Janeiro até o norte do Espírito Santo a população de toninha está geograficamente isolada, sendo a menor população em comparação com outras áreas de ocorrência da espécie (Siciliano et al., 2002; Danilewicz et al., 2012) o que corrobora para a importância de mais registros da espécie em vida livre. No estudo com censo visual a partir de embarcação, realizado por Frizerra et al. (2012) na foz do Rio Doce, nenhuma observação de toninha foi registrada, porém houveram registros de encalhes na região. De forma inédita, o dronemonitoramento permitiu a captura de imagens e vídeos do comportamento destes animais em vida livre durante todos os meses monitorados.

Na região de Comboios, a densidade de indivíduos de toninhas apresentou um aumento importante no último trimestre monitorado (janeiro, fevereiro e março de 2020), sendo significativamente maior em relação ao mesmo período do ano de 2019. Infelizmente, as amostragens do dronemonitoramento foram interrompidas em Abril-2020 devido à pandemia da COVID-19, porém, estão programadas para retornarem, de forma adaptada e com um protocolo de segurança, a partir de janeiro de 2021. A sequência de amostragens pode corroborar o padrão de recuperação da densidade de indivíduos que utilizam o habitat impactado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG.

Na Argentina, toninhas fêmeas com filhotes estão mais associadas a pequenas profundidades e no período de primavera e verão (Bordino et al., 1999). Na Baía da Babitonga, as toninhas se concentram em áreas próximas aos manguezais, com fundo heterogêneo, formado por areia e lama (Cremer & Simões-Lopes, 2005).

Na dieta de ambas as espécies estão presentes peixes teleosteos, cefalópodes e crustáceos (Danilewicz et al. 2002; Daura-Jorge et al., 2011). O comportamento alimentar dos cetáceos foi mais

registrado nas áreas de incidência da pluma do Rio Doce. A determinação dos comportamentos registrados com o dronemonitoramento teve base em estudos pretéritos realizados ao longo da costa brasileira (Rossi-Santos & Flores, 2009; Daura-Jorge et al. 2005, Flores & Fontoura, 2006, Azevedo et al. 2007). A ocorrência de boto-cinza geralmente está associada à desembocaduras de rios e estuários na costa (Siciliano et al., 2006). Um estudo feito anteriormente com conteúdo estomacal de indivíduos encalhados na foz do Rio Doce, corrobora que a área é bastante utilizada para alimentação (Rodrigues, 2014). Esta espécie também se alimenta em áreas com baixios costeiros de lama e substratos lodosos na baía de Paraty-RJ (Lodi, 2003). De forma inédita, o comportamento alimentar de toninha foi registrado como predominante na região, confirmando a importância do uso do habitat por esta espécie criticamente em perigo de extinção.

O percentual de filhotes ou Juvenis na composição etária dos indivíduos de boto-cinza foi semelhante entre os locais monitorados. Frizzera et al. (2012) encontrou uma porcentagem de 20% de filhotes de boto-cinza em um estudo de censo visual a partir do barco na foz do Rio Doce. No sul do Brasil a presença de filhotes é maior nos meses mais quentes (Daura-Jorge et al. 2005). O percentual de filhotes ou juvenis de toninha foi semelhante ao encontrado para o boto-cinza, representando de 9% a 14% dos registros.

A família Sternidae, composta por aves conhecidas como trinta-réis, foi identificada como a mais abundante em todas as áreas monitoradas. Ocorreu um pico de janeiro de 2019, devido ao registro de revoadas com mais de 200 indivíduos na Foz do Rio Doce. A diminuição dos registros de aves dessa família durante o inverno no hemisfério sul pode ser considerada normal, já que é comum a migração para o hemisfério norte, quando se inicia o período reprodutivo de várias espécies dessa família, bem como evidenciado por Mestre (2007).

A grande maioria dos registros da espécie *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) são de indivíduos juvenis registrado com comportamento alimentar na foz do rio Piraquê-Açu, os quais são recrutados para o ambiente costeiro do Espírito Santo entre o 2º e 4º ano de vida (Barreto, 2017), normalmente utilizando este ambiente para alimentação (Santos et al., 2015).

Um tubarão-baleia (*Rhincodon typus*) foi registrado em janeiro de 2020 a 1250 m da foz do Rio Doce. A espécie raramente se aproxima da costa, o que caracteriza a importância deste raro registro para agregar valor à biodiversidade da região.

A continuação do monitoramento com o ROV permitirá correlacionar os padrões temporais e espaciais com parâmetros de saúde dos habitats, avaliando um índice de integridade a partir das condições ambientais e da composição dos organismos identificados. A implementação das novas amostragens foi impossibilitada devido a pandemia da COVID-19, porém estão programadas para retomada assim que for possível, junto com a integração dos resultados obtidos das análises ecotoxicológicas realizadas concomitantemente. Os vídeos foram disponibilizados na íntegra e permitem avaliações visuais sobre as condições ambientais de cada ponto monitorado (*Material Suplementar A6MSbS4*).

Por se tratar de uma metodologia inovadora, dados pretéritos de dronemonitoramento não existem. Os dados existentes de Pinheiro et al (2014) permitem apenas sugerir inferências comparativas entre os padrões de classe etária do boto-cinza (*Sotalia guianensis*).

Ao todo foram disponibilizados 1117 vídeos de registros de megafauna obtidos com o drone e 53 vídeos de filmagens do leito marinho obtidas com o ROV. O link para download dos vídeos foi organizado em tabelas e esquemas para facilitar o acesso. O tempo disponível para realização de downloads está condicionado à duração do serviço de armazenamento em nuvem.

Dados de cinco anos de dronemonitoramento mensal e vídeo-monitoramento de habitats, comparados com padrões ecotoxicológicos e/ou resultados dos demais subprojetos da megafauna, permitirão estabelecer nexo causal com possíveis fontes de impactos crônicos na parte da biodiversidade referente à megafauna marinha existente na região atingida pela lama de rejeitos proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG.

1.4.4.2 Sobrevoos tripulados

Ao longo dos 18 meses de coleta do PMBA/Fest-RRDM foram realizadas três campanhas de sobrevoos, duas durante o ano de 2019 (verão e inverno) e uma durante o ano de 2020 (verão) (Tabela 189). O principal objetivo das três campanhas foi avaliar a distribuição e a densidade da megafauna marinha, com ênfase na toninha (*Pontoporia blainvillei*), em áreas potencialmente impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão na foz do Rio Doce e áreas protegidas adjacentes (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz). Os sobrevoos das três campanhas foram realizados na região litorânea entre os municípios de Vitória (20.223°S; 40.208°W) e Itaúnas (18.404°S; 39.504°W) dentro da plataforma continental (*Material Suplementar A6MSbS5, Figura 1*).

Tabela 189: Sumário das campanhas de sobrevoos do verão e inverno 2019 e verão 2020, realizados no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

Estação	Período	N° de linhas	Esforço (km)	Área amostrada (km^2)
Verão	jan-fev 2019	88	1.336	3.319
Inverno	ago-set 2019	153	3.248	9.305
Verão	jan-fev 2020	110	1.708	4.486

Durante as três campanhas de sobrevoos, foram registrados todos os cetáceos, quelônios e elasmobrânquios avistados. Dentre os cetáceos foi possível identificar seis espécies: toninha (*Pontoporia blainvillei*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*), baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*). Alguns grupos de golfinhos não puderam ser identificados ao nível de espécie,

mas sim ao nível de família – Delphinidae. Dentre as tartarugas marinhas avistadas foi possível identificar a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), sendo, as demais, identificadas ao nível de família – Cheloniidae. Dentre os elasmobrânquios (i.e., raias e tubarões) foi possível identificar a raia manta (*Mobula* sp.) e o tubarão-baleia (*Rhincodon typus*), enquanto os demais espécimes foram considerados como pertencentes à Ordem Elasmobranchii. Dentre as aves marinhas, o atobá-marrom (*Sula leucogaster*) foi identificado à nível de espécie enquanto as aves conhecidas popularmente como trinta-réis foram todas consideradas como pertencentes à família Sternidae. O total de 532 grupos de cetáceos, 99 grupos de elasmobrânquios, 274 grupos de tartarugas marinhas e 909 grupos de aves marinhas foi registrado durante as três campanhas de sobrevoos (Tabela 190).

Tabela 190: Número de grupos e número de indivíduos de cada grupo taxonômico registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

	Verão 2019		**Inverno 2019**		**Verão 2020**	
	No. de grupos	**No. de indivíduos**	**No. de grupos**	**No. de indivíduos**	**No. de grupos**	**No. de indivíduos**
ORDEM CETARTIODACTYLA						
Toninha - *Pontoporia blainvillei*	19	45	8	18	19	44
Boto-cinza - *Sotalia guianensis*	59	263	46	202	62	172
Golfinho-nariz-de-garrafa - *Tursiops truncatus*	17	147	5	79	23	57
Golfinho-de-Risso - *Grampus griseus*	0	0	1	6	0	0
Golfinhos não identificados - Delphinidae	42	98	37	180	35	67
Baleia jubarte - *Megaptera novaeangliae*	0	0	158	247	0	0
Baleia-franca-austral - *Eubalaena australis*	0	0	1	1	0	0
ORDEM ELASMOBRANCHII						
Raias	36	243	19	21	18	89
Tubarões	10	10	12	13	4	4
ORDEM TESTUDINATA						
Tartarugas-marinhas – Cheloniidae	131	149	63	139	80	81
ORDEM AVES						
Atobá-marrom - *Sula leucogaster*	30	41	15	22	17	23
Trinta-réis – Sternidae	83	180	316	1.147	448	976

Uma compreensão adequada da distribuição geográfica dos táxons permite a identificação de padrões em diferentes escalas, principalmente espaciais e temporais. A identificação e compreensão desses ressaltam a importância da manutenção de monitoramentos de longo prazo. Alguns desses padrões relativos à distância da costa (Figura 695) e profundidade (Figura 696) ficam evidentes quando comparamos cada um dos grupos de cetáceos e tartarugas marinhas avistados durante as três campanhas de sobrevoos. A taxa de encontro (TE) foi calculada como o quociente do número de grupos avistados pela distância sobrevoada em esforço de observação (i.e., grupos/km). A área de estudo foi dividida em cinco estratos para o cálculo da TE: 1) toda a área de estudo, 2) toda a área ao norte do Rio Doce, 3) toda a área ao sul do Rio Doce, 4) uma área de 30km ao norte do Rio Doce e 5) uma área de 30km ao sul do Rio Doce (*Material Suplementar A6MSbS5, Figura 3*). Os estratos 4 e 5 foram considerados, no presente relatório, como áreas de influência direta do Rio Doce.

A seguir, são discutidos por grupo taxonômico, os resultados de distribuição geográfica e abundância das campanhas de inverno e verão 2019 e verão 2020 do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Figura 695: Distância da costa estimada para cada grupo de cetáceos e tartarugas marinhas registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de *sobrevoos". A mediana para cada grupo taxonômico é representada pela linha dentro dos limites do boxplot*

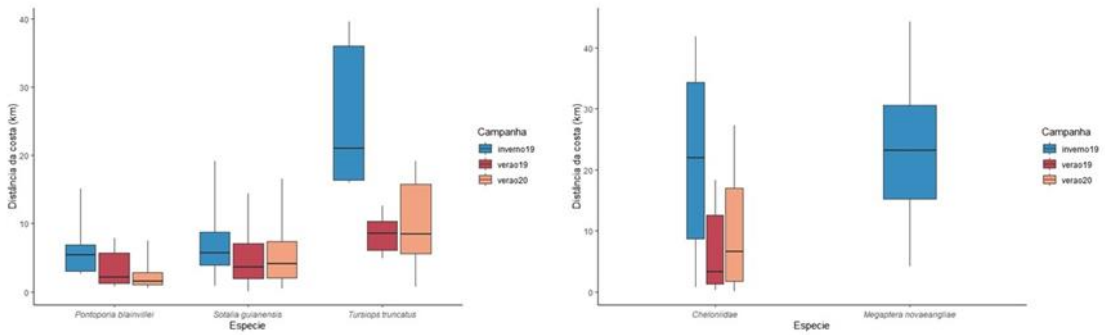
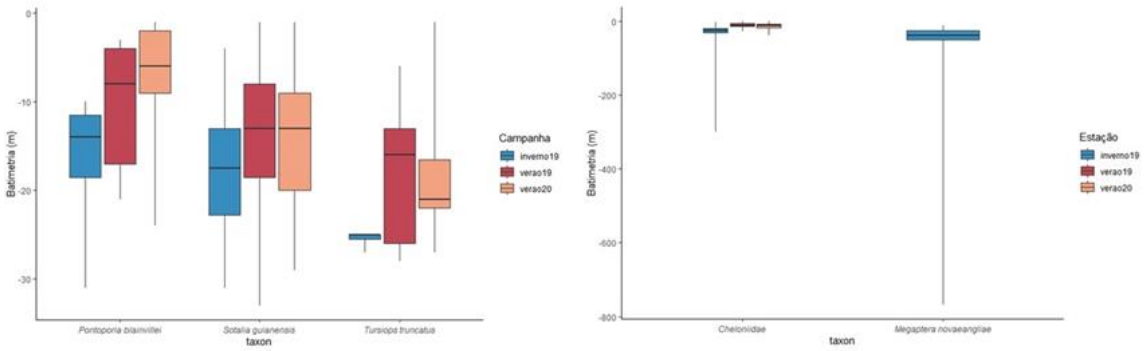


Figura 696: Profundidade estimada para cada grupo de cetáceos e tartarugas marinhas registrado durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos". A mediana para cada grupo taxonômico é representada pela linha dentro dos limites do boxplot



Considerando todo o período amostral, os grupos de toninha foram registrados a uma distância máxima de 15km da costa (média= 3,37; DP= 2,88) (Figura 695). Comparando as estações amostradas, durante o inverno de 2019 os grupos foram avistados a maiores distâncias da costa, atingindo o máximo de 15km (média= 6,1; DP= 4,04) enquanto no verão (2019 e 2020) esse valor não ultrapassou 7,9km (média= 2,8; DP= 2,27) indicando uma maior aproximação da costa. Essa diferença também foi observada em relação a profundidade estimada, durante o inverno de 2019 os grupos foram avistados a uma profundidade média de 16m (DP= 7) enquanto no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 8m (DP= 6,5) (Figura 696). Foi estimada uma densidade para a espécie de 0,32 grupos/km^2, resultando em um tamanho populacional de 777 indivíduos (IC 95% 410-1.474; CV: 0,34) no litoral do Espírito Santo. Em todas as campanhas a TE de Toninha foi maior no estrato de 30km ao sul do Rio Doce (Figura 697 e Figura 698). Em relação a variação sazonal, as TE foram maiores no verão (2019 e 2020) do que no inverno (2019) (Figura 697). Nas duas campanhas de verão (2019 e 2020) foram registrados 19 grupos de toninha, em 2019 o tamanho de grupo variou entre 1 e 4 indivíduos (média= 2,4; DP= 1) e em 2020 variou entre 1 e 6 indivíduos (média= 2,3; DP= 1,5). Na campanha de inverno 2019 foram registrados oito grupos que variaram de 1 a 4 indivíduos (média= 2,3; DP= 1,2). Com base na abundância apresentada (777 indivíduos; CV= 0,34), espera-se que não mais de 388 sejam indivíduos maduros e não mais que 194 sejam fêmeas maduras (Danilewicz, 2003). Além disso, constatou-se que a população de toninhas do Espírito Santo é a menor e a que apresenta a área de vida mais restrita (2.366km^2) entre todas as populações da espécie.

Figura 697: Taxa de encontro (TE) de toninha, *Pontoporia blainvillei*, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

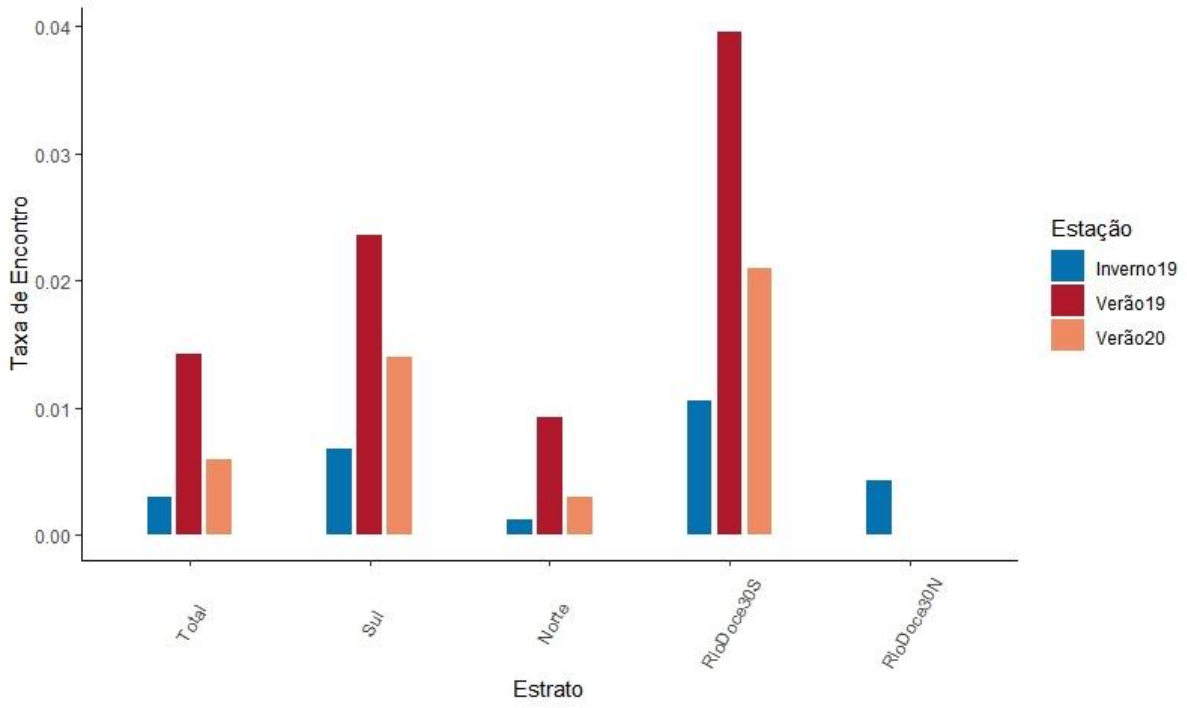
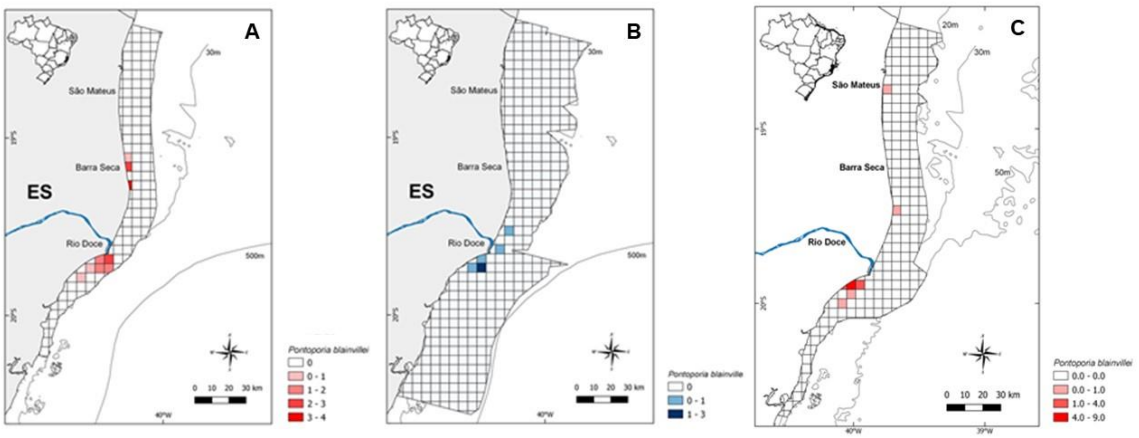


Figura 698: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados de toninha, Pontoporia blainvillei, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



Em relação ao boto-cinza, os grupos foram registrados a uma distância máxima de 19km da costa (média= 5,44; DP= 3,89) (Figura 695). Comparando as estações amostradas, durante o inverno (2019) os grupos foram avistados a uma distância máxima de 19km (média= 6,46; DP= 3,8) da costa, enquanto no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 16,6km (média= 5,05; DP= 3,88). Com relação à profundidade, durante o inverno de 2019 os grupos foram registrados a uma profundidade média de 17,3m (DP= 6,34) e no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 13,9m (DP= 8,32) (Figura 696). A partir do monitoramento aéreo foi estimada, para o verão, uma densidade de 0,21 indivíduos/km^2 ao longo de toda a área de estudo, resultando em um total de 702 indivíduos (IC 95% 393-1.256). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o verão foi de 0,51 indivíduos/km^2 (CV= 0.30) e um total de 473 indivíduos (IC 95% 264-846). A densidade estimada para toda a área de estudo, durante o inverno, foi de 0,10 indivíduos/km^2 (CV= 0,49) e uma abundância total de 339 indivíduos (IC 95% 137-840). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o inverno foi de 0,23 indivíduos/km^2 (CV= 0.49) e um total de 216 indivíduos (IC 95% 87-536). No entanto, trata-se de uma subestimativa uma vez que não foi considerado na estimativa um fator de correção para os animais que não foram detectados (viés de disponibilidade e percepção) (Marsh & Sinclair 1989). Durante as três campanhas, as áreas do entorno do Rio Doce concentraram as maiores densidades de grupos de boto-cinza. Esse padrão também foi observado com relação as TE, as quais foram maiores nos estratos Sul e Rio Doce 30S (Figura 699 e Figura 700). Durante o verão de 2019 os grupos de boto-cinza foram compostos por conjuntos que variaram de 1 a 50 indivíduos (média= 4,5; DP= 7,4) e no inverno de 2019 o tamanho dos grupos variou de 1 a 16 indivíduos (média= 4,4; DP= 4,3). No verão de 2020 os grupos registrados apresentaram tamanho de 1 a 9 indivíduos (média= 2,77; DP= 1,86).

Figura 699: Taxa de encontro (TE) do boto-cinza, Sotalia guianensis, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

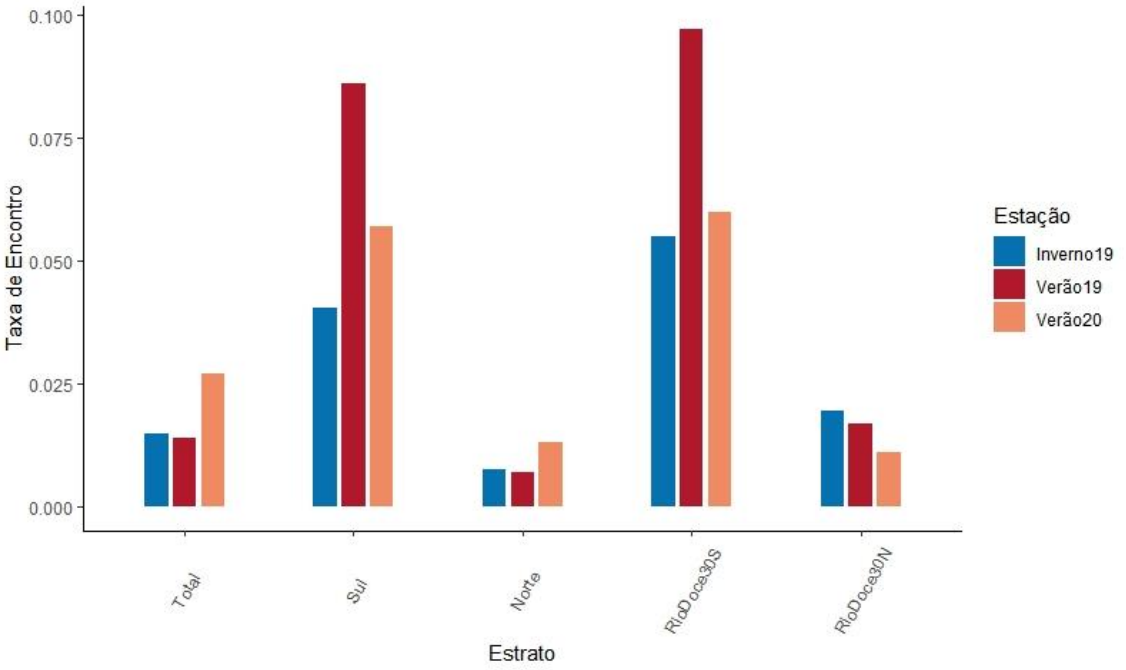
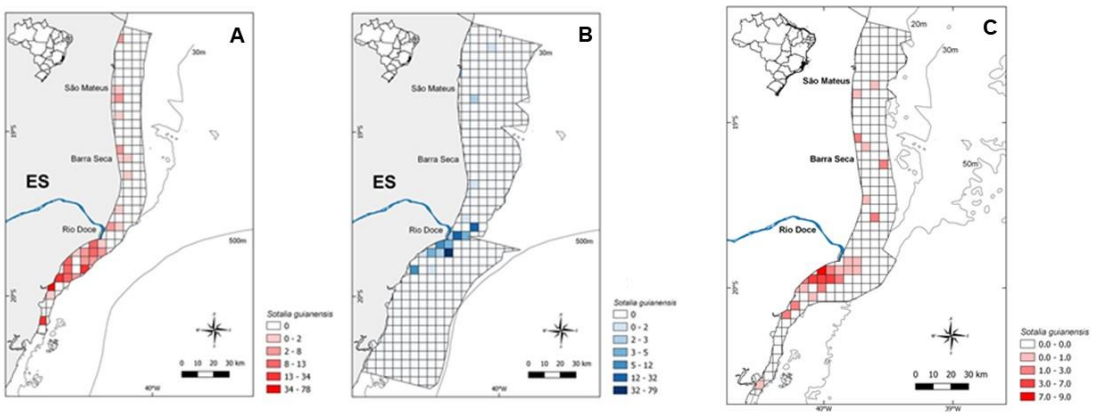


Figura 700: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados do boto-cinza, Sotalia guianensis, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



Analisando todo o período amostral, os grupos do golfinho-nariz-de-garrafa foram registrados a uma distância máxima de 39,6km da costa (média= 11,33; DP= 7,59) (Figura 695). Comparando as estações amostradas, durante o inverno de 2019 os grupos foram avistados a uma distância máxima de 39,6km (média= 25,8; DP= 11,22) da costa enquanto no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 19,1km (média= 9,5; DP= 4,66). Com relação à profundidade, durante o inverno de 2019 os grupos foram avistados a uma profundidade média de 73,6m (DP= 107,56) e no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 17,7m

(DP= 7,04) (Figura 696). Devido ao baixo número de grupos avistados (n= 5) no inverno de 2019, foi computada a densidade e abundância da espécie apenas para o verão. A densidade do golfinho-nariz-de-garrafa ao longo de toda a área de estudo foi de 0,22 indivíduos/km^2 (CV= 0,85), sendo estimada uma abundância total de 727 indivíduos (IC 95% 214-2.464). Durante o verão de 2019 e 2020, a espécie foi registrada ao longo de praticamente toda a área de estudo (Figura 701). Os valores da TE do golfinho-nariz-de-garrafa para toda a área de estudo foram de 0,013 grupos/km (verão 2019), 0,002 grupos/km (inverno 2019) e 0,015 grupos/km (verão 2020) (Figura 889). Durante o verão de 2019 os grupos registrados apresentaram um tamanho total de 1 a 80 indivíduos (média= 8,6; DP= 18,7) e no inverno de 2019 o tamanho dos grupos variou de 2 a 60 indivíduos (média= 15,8; DP= 24,8). Os 23 grupos registrados durante o verão de 2020 foram compostos por conjuntos que variaram de 1 a 8 indivíduos (média= 2,47; DP= 1,67).

Figura 701: Mapa da área de estudo com os registros do golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus, realizados durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”

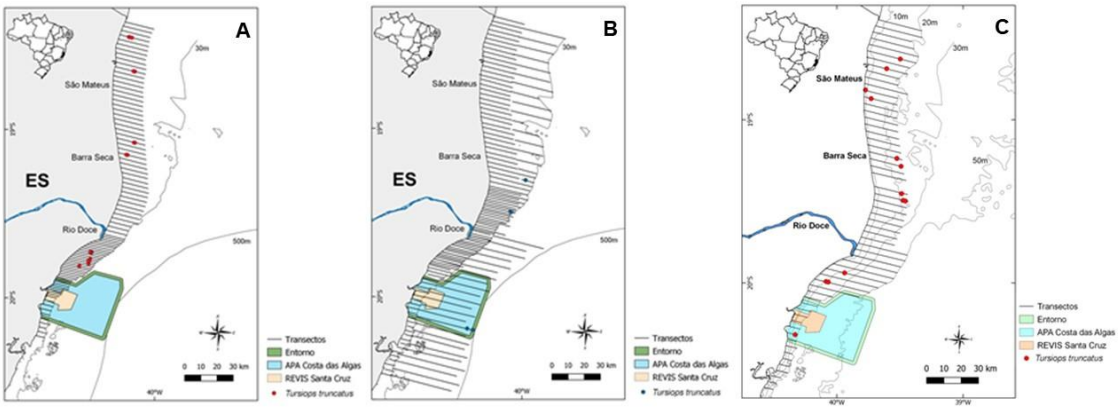
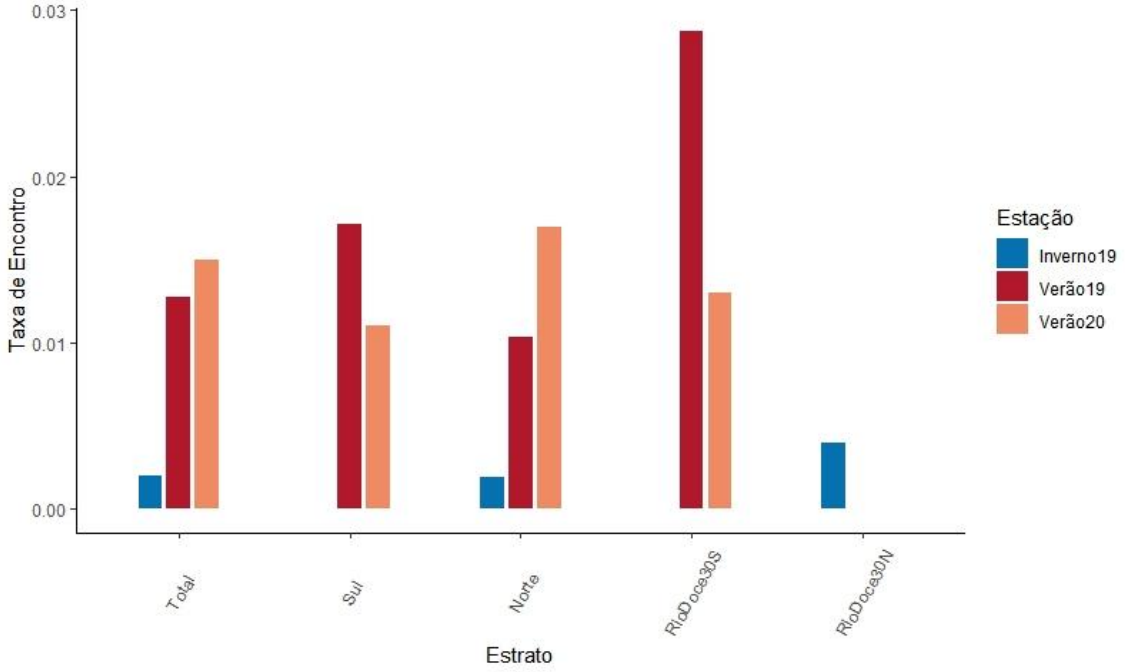


Figura 702: Taxa de encontro (TE) do golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



O Banco de Abrolhos (16°40'-19°30'S/38°00'-39°30'W) é a maior área reprodutiva da baleia jubarte no Atlântico Sul, sendo utilizada majoritariamente entre julho e outubro (Engel, 1996; Martins et al., 2001). Devido à esta sazonalidade de uso, os dados aqui apresentados são referentes apenas a estação de inverno de 2019. Os grupos de baleia jubarte foram registrados a uma distância máxima de 44,3km da costa (média= 23,48; DP= 9,61) e a uma profundidade média de 67,7m (DP= 118,66) (Figura 695 e Figura 696). A densidade estimada para a espécie foi de 0,08 indivíduos/km^2 (CV= 0,22), sendo estimada a ocorrência total de 655 indivíduos (IC 95% 426-1.010) ao longo de toda a área amostrada (i.e., entre a costa e a isóbata de 500m). Vale ressaltar que essa estimativa não está corrigida para o viés de disponibilidade (perda de indivíduos que estariam mergulhando durante a passagem do avião). A TE total da baleia jubarte em toda área de estudo foi de 0,049 grupos/km. Considerando apenas as linhas costeiras, da costa até a isóbata de 30m, as TE foram de 0,030 grupos/km ao norte e 0,008 grupos/km ao sul (Figura 703). Apesar de um menor esforço total, a área entre as isóbatas de 30m e 500m concentrou o maior valor de TE (0,125 grupos/km). As baleias jubarte representaram 62% de todos os grupos de cetáceos registrados durante a campanha de inverno dos sobrevoos. Dos 158 grupos avistados, 34 (21,5%) deles continham filhotes reforçando a importância da área para reprodução e cria desta espécie. Esses grupos foram compostos por conjuntos que variaram de 1 a 5 indivíduos (média= 1,6; DP= 0,7). Apesar dos maiores valores de TE estarem concentrados em águas mais profundas, os registros de baleias jubarte relativamente próximas à costa (Figura 704) combinados com a alta frequência de filhotes nos grupos, evidenciam a importância desses habitats para o desenvolvimento da espécie.

Figura 703: Taxa de encontro (TE) da baleia jubarte, Megaptera novaeangliae, em cada um dos estratos durante os sobrevoos da campanha de inverno 2019, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

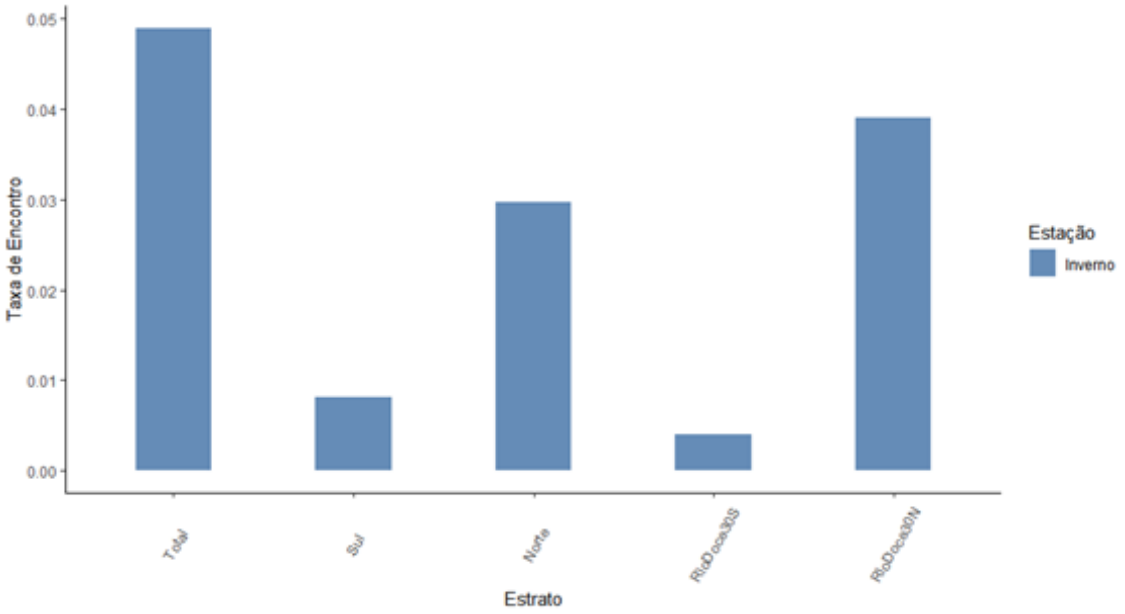
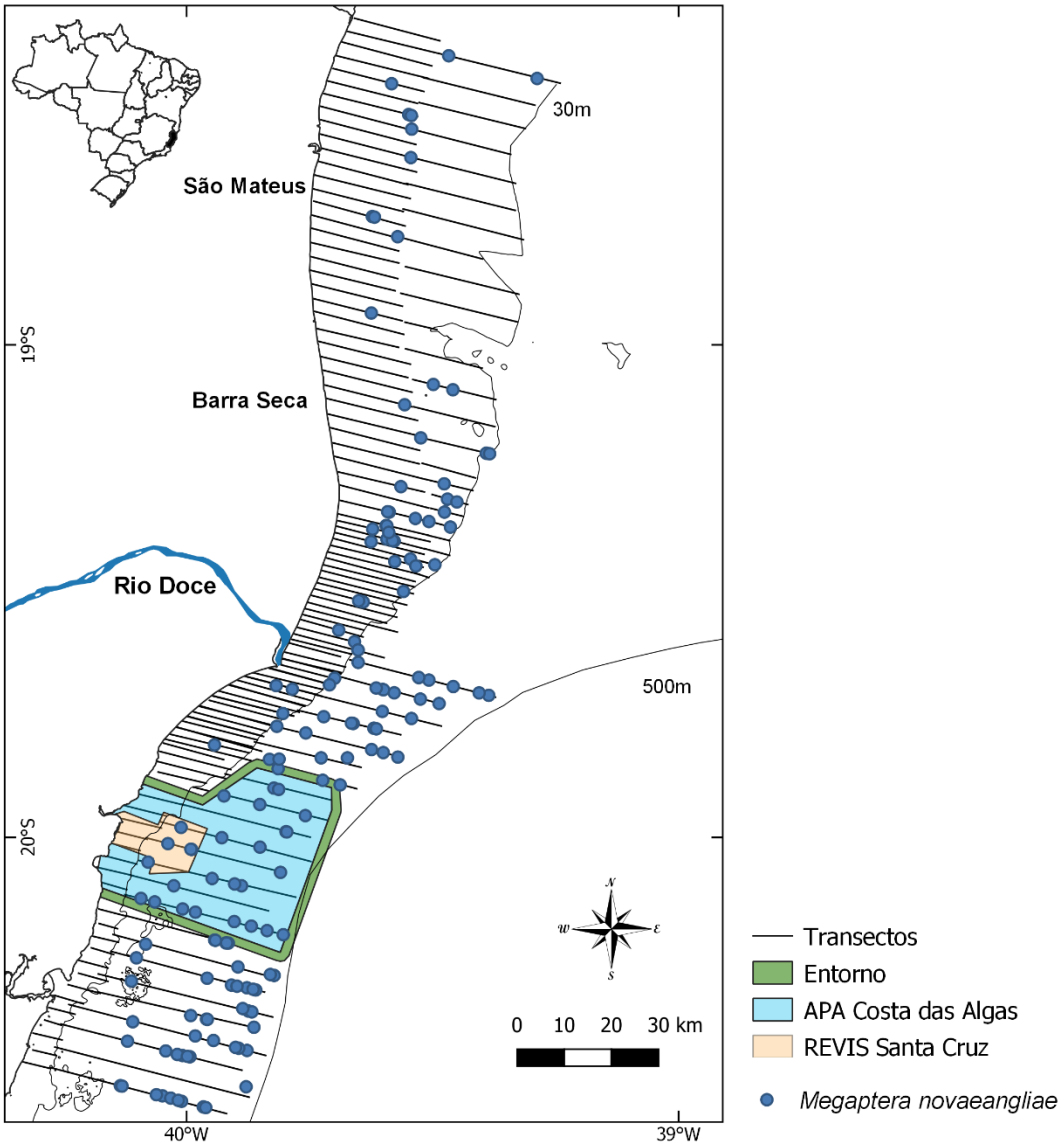


Figura 704: Mapa da área de estudo com os registros da baleia jubarte, Megaptera novaeangliae, realizados durante os sobrevoos da campanha do inverno de 2019, no âmbito do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”



Ao longo das três campanhas, os grupos de tartarugas marinhas foram registrados a uma distância máxima de 41,8km da costa (média= 10,87; DP= 10,73). Comparando as estações amostradas, durante o verão de 2019 os grupos foram avistados a uma distância média de 6,5km (DP= 5,92), no inverno de 2019 esse valor foi de 21,3km (DP= 13,02) e no verão de 2020 foi de 9,9km (DP= 9,29) (Figura 695). Com relação à profundidade, durante o inverno de 2019 os grupos foram avistados em média a 38m (DP= 54,04) e no verão (2019 e 2020) esse valor foi de 12m (DP= 7,04) (Figura 696). Durante as três campanhas, as tartarugas marinhas foram registradas ao longo de toda a área de estudo (Figura 705). A maior TE foi de 0,139 grupos/km durante a campanha do verão de 2019 no estrato ao sul do Rio Doce. A exemplo de outras espécies (e.g. *Pontoporia blainvillei*) as TE de Cheloniidae do verão de 2020 foram menores em todos os estratos quando comparadas as taxas do verão de 2019 (Figura 706)

o que pode indicar, entre outros, uma diminuição na concentração de tartarugas marinhas nos locais amostrados bem como influência de fatores ambientais atuando sob as densidades.

Figura 705: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes à família Cheloniidae, realizados durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

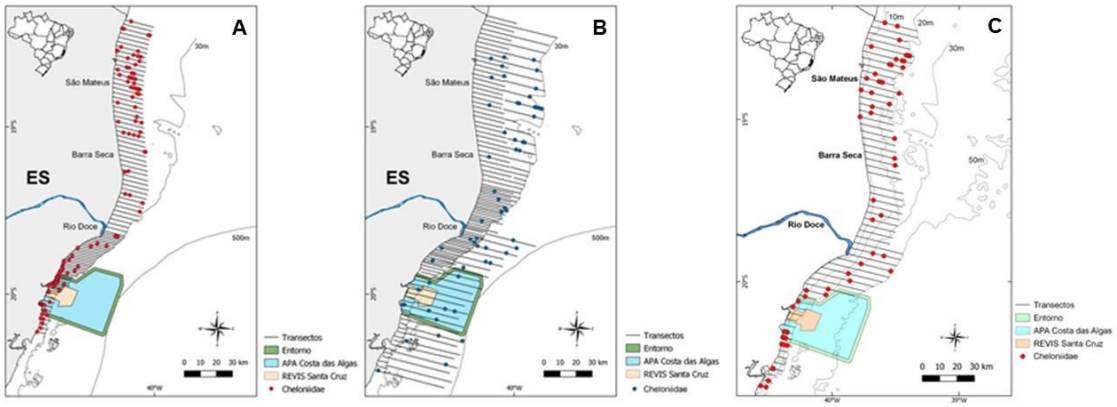
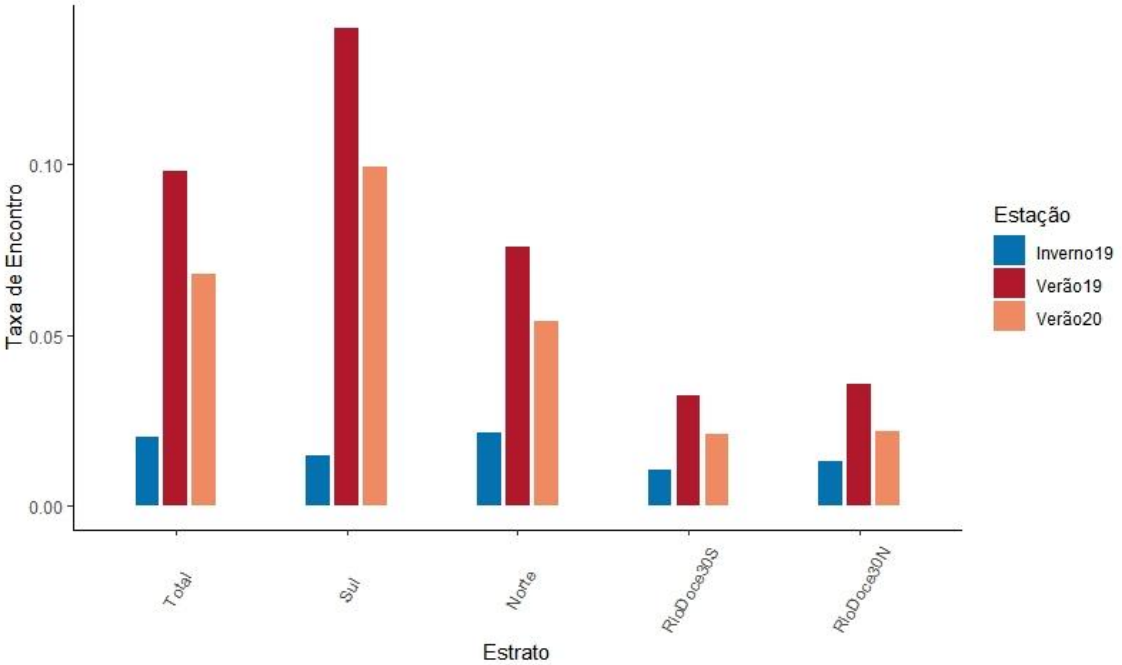


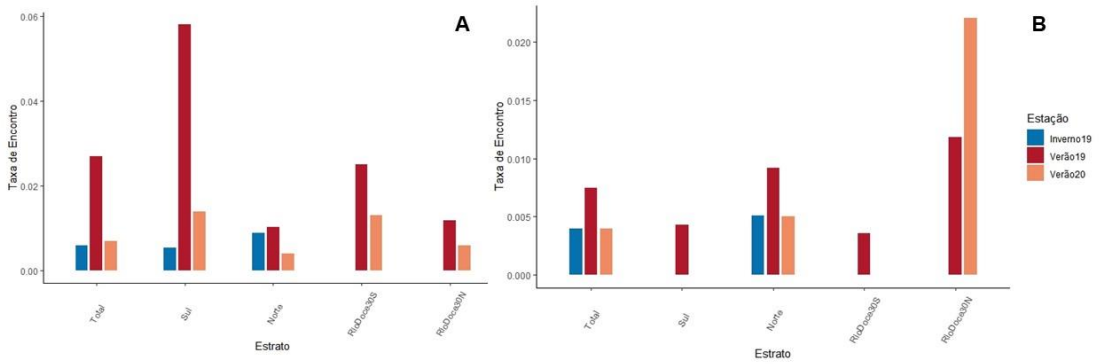
Figura 706: Taxa de encontro (TE) de tartarugas marinhas pertencentes à família Cheloniidae, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



Durante as três campanhas, foram registrados um total de 73 grupos de raias para toda a área de estudo (Tabela 190). A maior TE foi registrada durante o verão de 2019 com 0,027 grupos/km. Durante o verão de 2019 e 2020 as TE foram maiores nos estratos sul e Rio Doce 30S (Figura 707). Com

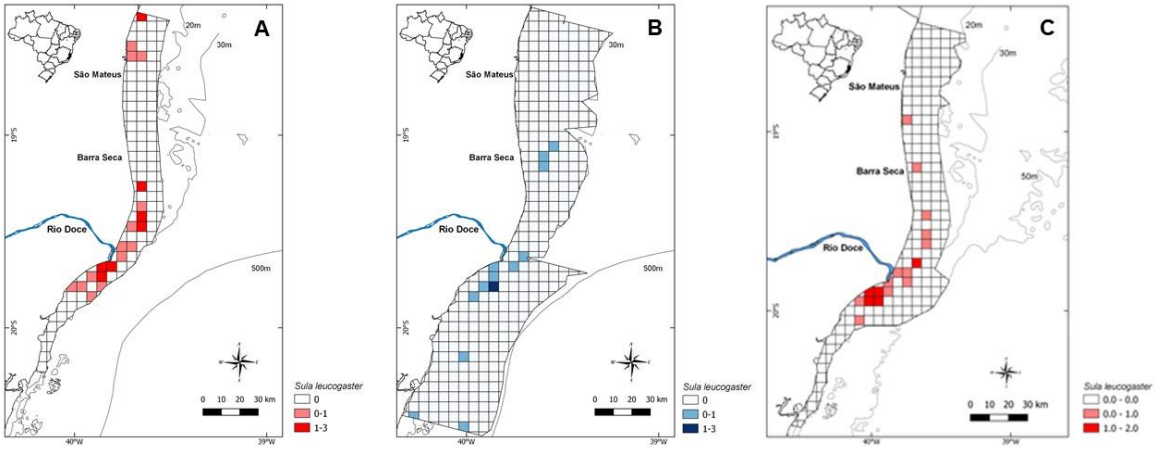
relação aos tubarões, durante as três campanhas foram registrados um total de 26 grupos (Tabela 190). As TE foram semelhantes durante as três campanhas, com 0,007 grupos/km durante o verão de 2019 e 0,004 grupos/km durante o inverno de 2019 e verão de 2020 (Figura 707).

Figura 707: Taxa de encontro (TE) de raias (A) e tubarões (B), em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



A TE total do atobá-marrom durante o verão de 2019 foi de 0,022 grupos/km, no inverno de 2019 foi de 0,005 grupos/km e no verão de 2020 foi de 0,011 grupos/km. Durante as três campanhas a região no entorno da foz do Rio Doce apresentou maior densidade de grupos (Figura 708).

Figura 708: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados do atobá-marrom, Sula leucogaster, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



As aves marinhas registradas como pertencentes à família Sternidae apresentaram uma TE total de 0,062 grupos/km durante o verão de 2019, 0,101 grupos/km durante o inverno de 2019 e 0,099 grupos/km no verão de 2020. Durante as três campanhas, a TE foi maior ao sul do Rio Doce (Figura 709). A região da foz do Rio Doce apresentou uma maior concentração de grupos durante as três campanhas de sobrevoos (Figura 710).

Figura 709: Taxa de encontro (TE) das aves marinhas pertencentes à família Sternidae, em cada um dos estratos, durante os sobrevoos das campanhas do verão e inverno 2019 e verão 2020, no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"

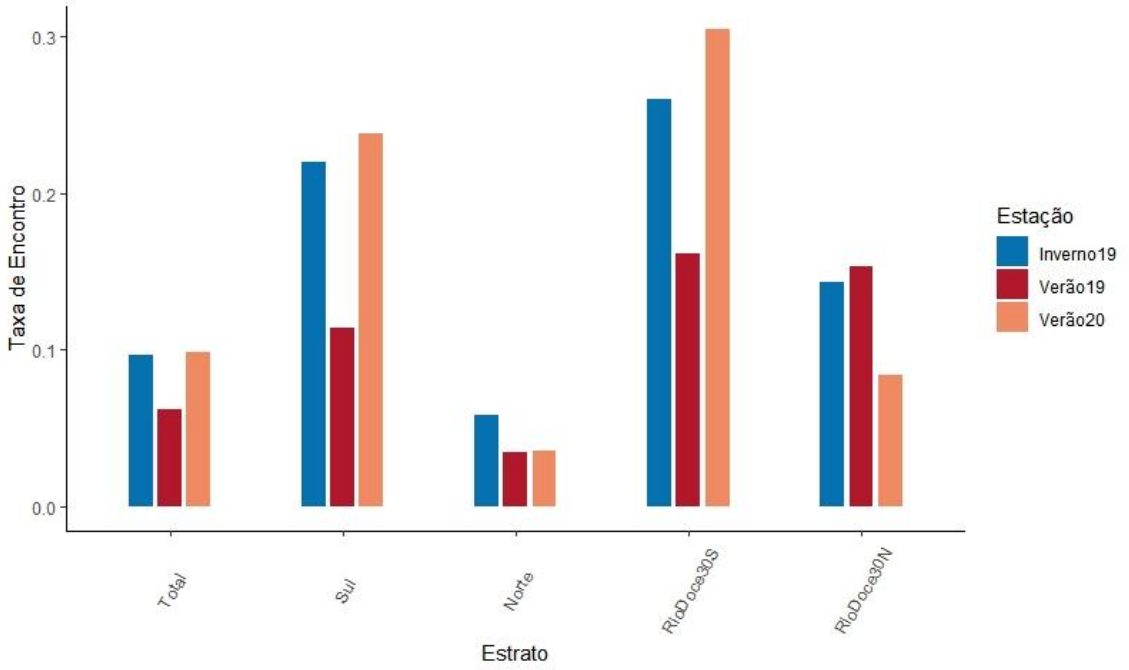
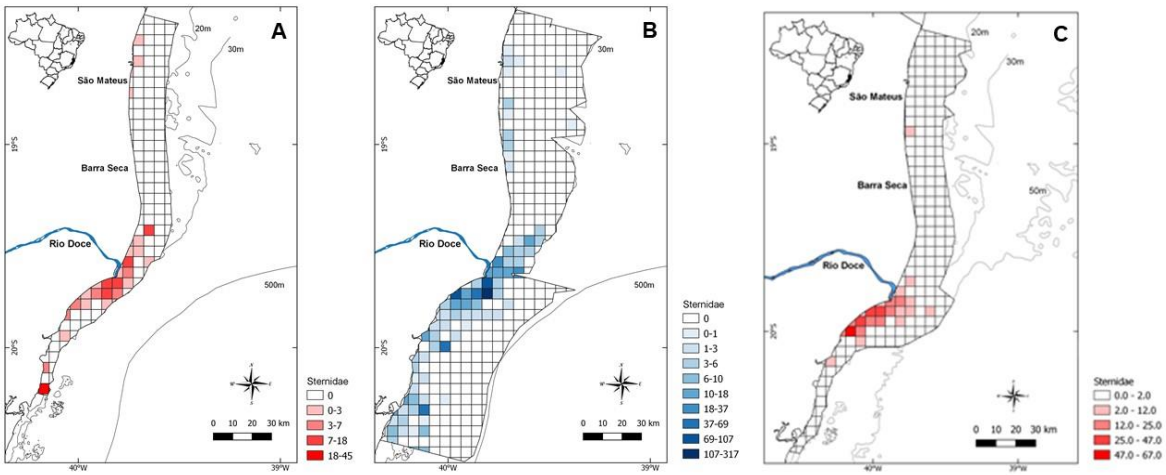


Figura 710: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados das aves marinhas pertencentes à família Sternidae, durante os sobrevoos da campanha de verão 2019 (A), inverno 2019 (B) e verão 2020 (C), no âmbito do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos"



De acordo com a modelagem de dispersão da pluma com poluentes, a região ao sul da foz do Rio Doce recebeu o maior aporte de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão (Marta-Almeida et al., 2016; Magris et al., 2019), coincidindo com a área de maior densidade de cetáceos e tartarugas ao longo das três campanhas de sobrevoos. Essa sobreposição indica que essas

populações sofreram impacto agudo pelo contato direto com o material oriundo da barragem logo após a sua chegada no ambiente marinho.

Análises realizadas com espécimes de toninha e boto-cinza encalhados ao longo do litoral do Espírito Santo, apontaram altas concentrações de metais pesados como Fe, Mn, Cd, Cu e Zn (RA 2019, RT 23). Esses metais podem se acumular nos músculos, fígado e rim (Gerpe et al., 2002; Moura et al., 2012), causando danos como diminuição do sucesso reprodutivo, alterações do sistema nervoso e imunodeficiência (Krishna et al., 2003). Os efeitos crônicos, resultantes do contato contínuo dessas espécies com agentes químicos oriundos do rompimento da barragem, sobre a viabilidade populacional de cetáceos e tartarugas é um fator preocupante e, assim, o monitoramento da abundância e distribuição dessas populações ameaçadas a longo prazo é chave para avaliar esses impactos.

1.4.4.3 Bioacústica

Resultados gerais

Registro visual

Durante o monitoramento visual, realizado no período de transição, ocorreram 23 avistagens de cetáceos (Material Suplementar A6MSbS5, Figura 1), das quais 12 foram classificadas como Sotalia guianensis (Figura 711A; Material Suplementar A6MSbS6, Figura 2); 2 pertencentes à espécie Tursiops truncatus (Figura 711B; Material Suplementar A6MSbS6, Figura 3) e 9 sem a possibilidade de identificação – ni – (Material Suplementar A6MSbS6, Figura 4). As detecções visuais foram menores, se comparadas às realizadas no Ano 1, onde ocorreram 64 avistagens (Material Suplementar A6MSbS6, Figura 5), sendo 42 de Sotalia guianensis (Material Suplementar A6MBS1, Figura 6); 8 de Tursiops truncatus (Material Suplementar A6MSbS6, Figura 7) e 14 avistagens cuja espécie não foi possível de identificar (Material Suplementar A6MSbS6, Figura 8). Os grupos observados nos campos realizados no período de transição apresentaram tamanho entre 1 e 9 indivíduos, sendo identificada a presença de filhote em apenas um encontro, enquanto no Ano 1, o tamanho do grupo variou entre 1 e 24 indivíduos, com presença de filhotes em parte destes. Em ambos os períodos amostrados, condições de avistagem se estabeleceram em estado do mar entre 0 e 4 na escala Beaufort, com altura das ondas, predominantemente, entre 0 e 1m nos dois períodos: em 91,30% dos encontros na transição e em 56,25% no Ano 1.

Figura 711: Foto das espécies (A) Sotalia guianensis e (B) Tursiops truncatus, respectivamente, registradas durante a etapa de campo do período de transição do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica

A)

B)

Foram observados cinco estados comportamentais, totalizando 27 eventos (em uma única avistagem pode ter sido registrado mais de um estado comportamental). O comportamento de natação ocorreu em maior número (N = 7; 25,93%). Os estados comportamentais e suas respectivas quantificações por espécie estão disponíveis no *Material Suplementar A6MSbS6, Tabela 1*.

Registro acústico

Foram registradas aproximadamente 329h de dados acústicos no Ano 1 (*Material Suplementar A6MBS1, Tabela 2*) e cerca de 144h no período de transição (*Material Suplementar A6MSbS6, Tabela 3*). A partir da inspeção os arquivos de áudio no programa *Raven 1.6* foi possível a identificação estrutural e a quantificação de cada tipo de som detectado (Tabela 191).

Tabela 191: Quantificação dos tipos de sons de cetáceos registrados, identificados estruturalmente após inspeção aural e visual no programa Raven

Tipo de som		Número de registros (Ano 1)	Número de registros (Transição)
Pulsados	Cliques	3582	5516
	Cadeias de cliques	229	500
	Chamados	6	0
	Explosivos	187	185
Tonais	Assobios	1231	1172

Foram analisados cliques de quatro espécies de golfinhos, os quais apresentaram a seguinte média de variação de frequência: boto-cinza de 22,25 a 201,22 kHz; golfinho-nariz-de-garrafa entre 22,89 e 179,07 kHz; toninha entre 104,47 e 156,95 kHz; e golfinho-de-dentes-rugosos 16,65 a 176,85 kHz (*Material Suplementar A6MSbS6, Tabela 4*). A estatística descritiva dos cliques encontrados durante o Ano 1 e o período de transição estão descritos de forma discriminada no *Material Suplementar A6MSbS6,* nas *tabelas 5 e 6*, respectivamente.

Os valores de frequência dos assobios de boto-cinza apresentaram variação entre 0,87 e 40,10 kHz; enquanto o golfinho-nariz-de-garrafa emitiu sons tonais entre 2,43 e 20,85 kHz; e golfinho-de-dentes-rugosos de 1,18 a 16,77 kHz (*Material Suplementar A6MSbS6, Tabela 7*). Os parâmetros acústicos dos assobios de cada espécie para cada período de coleta de dados podem ser vistos no *Material Suplementar A6MSbS6 (Tabelas 8 e 9)*

Foi possível detectar sons pulsados explosivos de boto-cinza e de golfinho-de-dentes-rugosos, contudo, a maior parte (N = 253) não pode ser relacionada a nenhuma espécie. Os sons pulsados explosivos de *S. guianensis* apresentaram frequência entre 3,36 e 249,04 kHz e uma duração média de 0,14 s; já *S. bredanensis* emitiu sons pulsados explosivos na faixa de 0,83 e 249,32 kHz e média de 0,25 s de duração; e aqueles sem identificação de espécie apresentaram frequência entre 0 e 250 kHz e duração média de 0,43 s (*Material Suplementar A6MSbS6, Tabela 10*). Assim como para os demais tipos de sons, os parâmetros acústicos dos sons pulsados explosivos estão separados de acordo com o período de coleta (Ano 1 e transição), podendo ser encontrado no *Material Suplementar A6MSbS6 (Tabelas 11 e 12)*.

Classificação e identificação acústica de espécies.

O modelo de classificação por assobios teve acurácia total de 90,26% (OOB = 6,95%) (Figura 712A) e o modelo construídos pelos cliques teve acurácia total de 89.42% (OOB = 12.94%) (Figura 712B). As acurácias balanceadas e demais estatísticas de cada modelo estão apresentadas na Tabela 192. As curvas ROC representando a robustez de cada modelo apresentaram área abaixo da curva (AUC) (Figura 713A, Figura 713B) maiores do que 0.9 e, juntamente com os resultados anteriores, permitiram considerar os modelos suficientemente robustos para a identificação das espécies.

Através das análises de decréscimo de acurácia, índice Gini e de profundidade, o modelo de assobios indicou que os parâmetros duração, frequência final e frequência máxima foram ranqueados como os mais importantes para a classificação das três espécies que compuseram a classificação (Figura 714A, Figura 714B). Para o modelo de cliques as mesmas análises indicaram que os parâmetros frequência pico e largura de banda de 3dB foram considerados como os mais determinantes na classificação (Figura 715A, Figura 715B). As previsões cruzadas dessas variáveis ranqueadas como importantes estão apresentadas nas Figura 716 e Figura 717.

Tabela 192: Modelos construídos, matrizes de confusão e resultados da análise de classificação para designação de espécies de registros exclusivamente acústicos. As espécies estão identificadas como Sb - Steno bredanensis, Sg - Sotalia guianensis, Tt - Tursiops truncatus

Assobios (p < 0,001)

	Sb	Sg	TT	Acurácia balanceada (%)	Sb = 89,01	Sg = 86,15	Tt = 72,37
Sb	76,0	16,0	8,0	Acurácia total (%)	90,26		
Sg	3,25	93,50	3,25	95% CI	84,44 - 94,45		
Tt	0,0	16,70	83,30	OOB erro (%)	6,95		

Cliques (p < 0,001)

	Sb	Sg	TT	Acurácia balanceada (%)	Sb = 100,0	Sg = 86,85	Tt = 89,37
Sb	100,0	0,0	0,0	Acurácia total (%)	89,42		
Sg	0,0	87,09	12,90	95% CI	81,86 - 94,60		
Tt	0,0	17,50	82,50	OOB erro (%)	12,94		

Figura 712: Erros associados e OOB para cada uma das 1000 árvores geradas pela classificação de assobios e cliques de Sb - *Steno bredanensis*, Sg - *Sotalia guianensis* e Tt - *Tursiops truncatus*

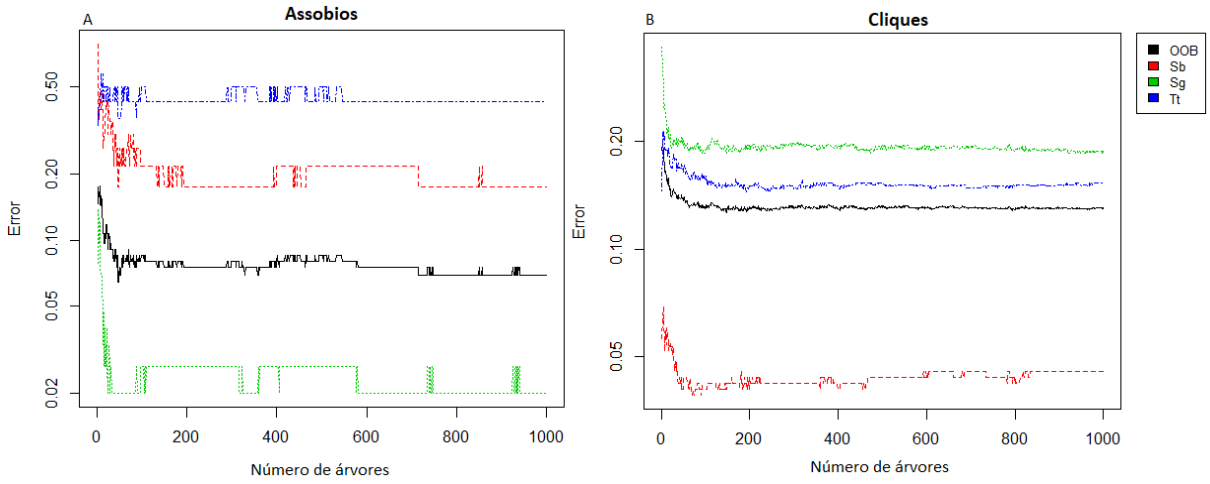


Figura 713: Curvas ROC e respectivas AUC indicando os ajustes da classificação de assobios e cliques de Sb - Steno bredanensis, Sg - Sotalia guianensis e Tt - Tursiops truncatus

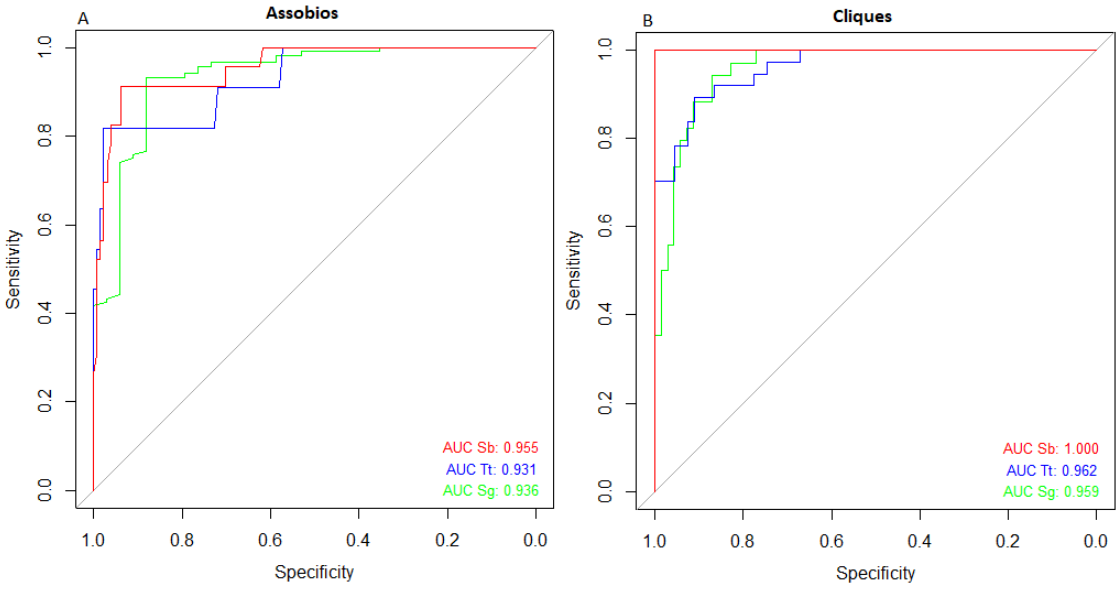


Figura 714: Acurácia, índice de Gini e profundidade geradas pela análise da importância das variáveis de assobios na classificação das espécies. Números dentro dos retângulos na análise de profundidade indicam a média para o parâmetro. Fmin=frequência mínima fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final

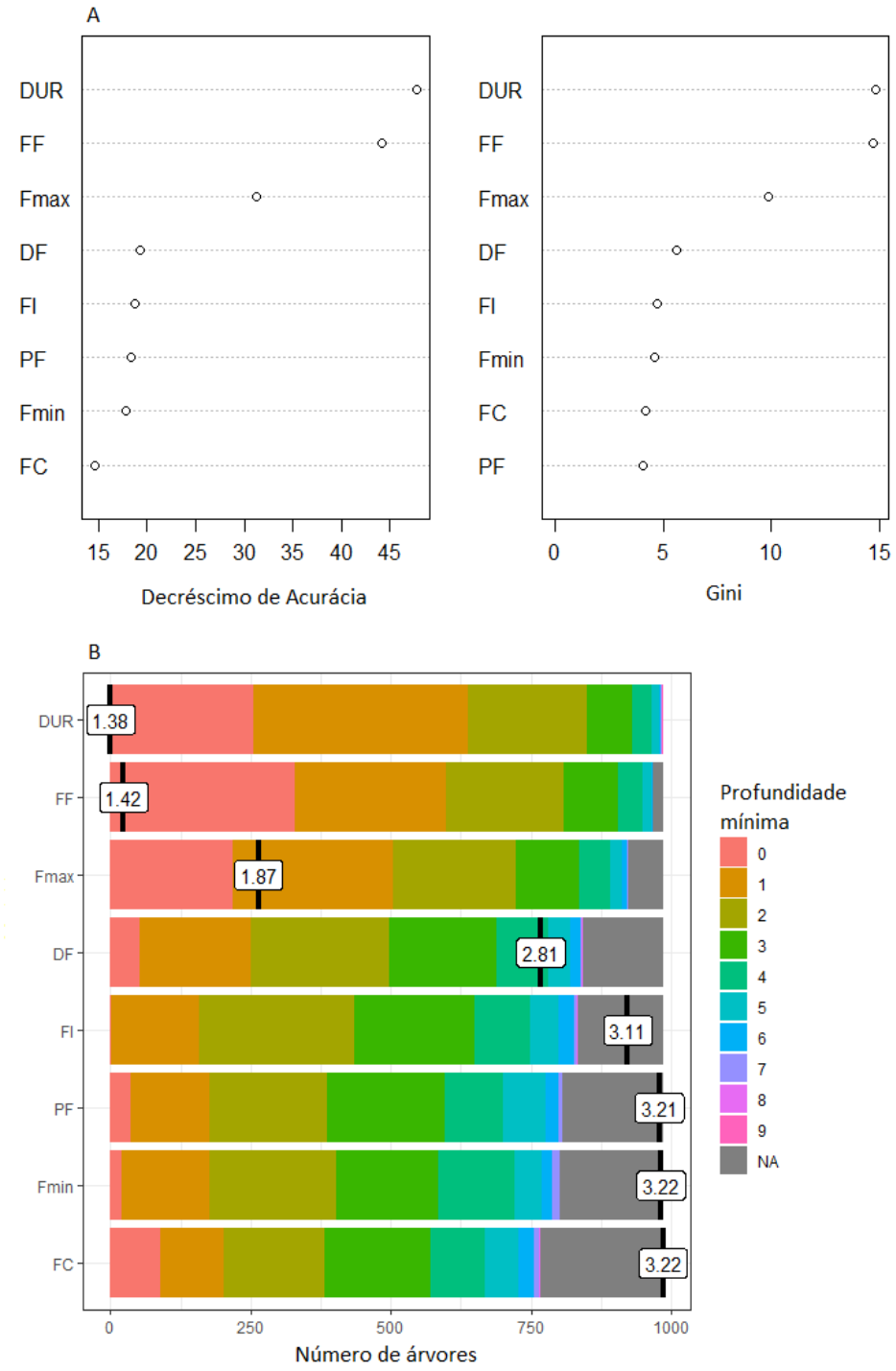


Figura 715: Acurácia, índice de Gini e profundidade geradas pela análise da importância das variáveis de cliques na classificação das espécies. Números dentro dos retângulos na análise de profundidade indicam a média para o parâmetro. Pf = frequência pico, B3 = = largura de banda 3 dB, B10 = largura de banda 10 dB

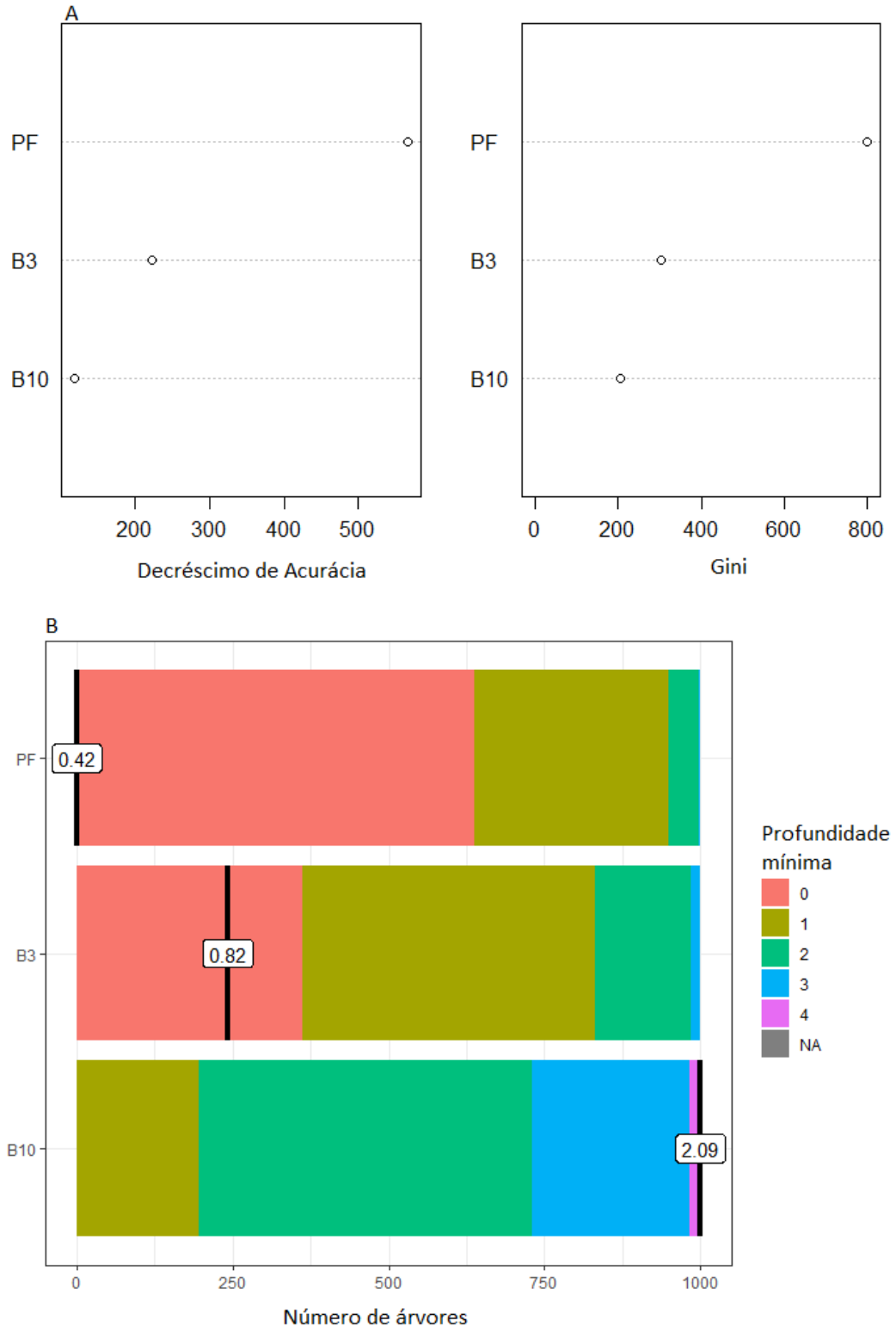


Figura 716: Previsões cruzadas entre os parâmetros mais importantes para a classificação de assobios. A escala de cores vai do azul (menor probabilidade de predição) ao vermelho (maior probabilidade de predição). Fmax=frequência máxima, dur=duração, ff=frequência final

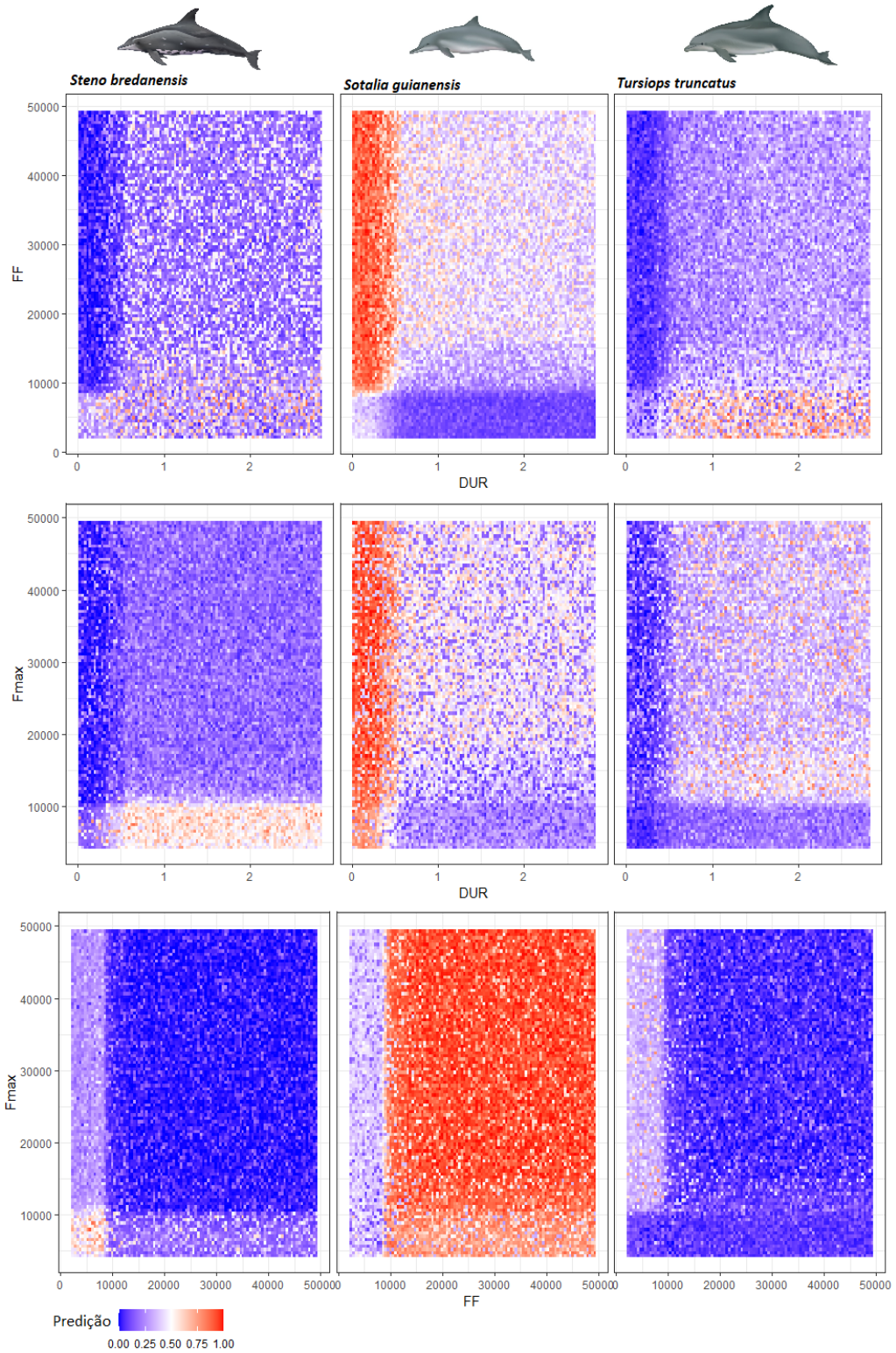
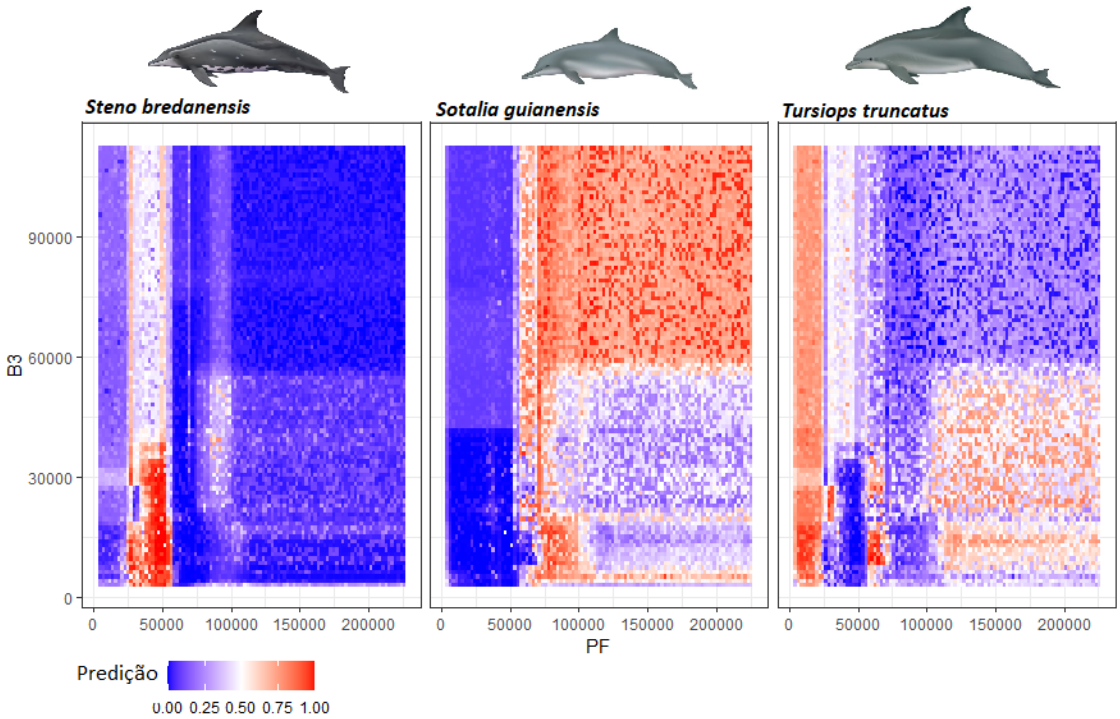


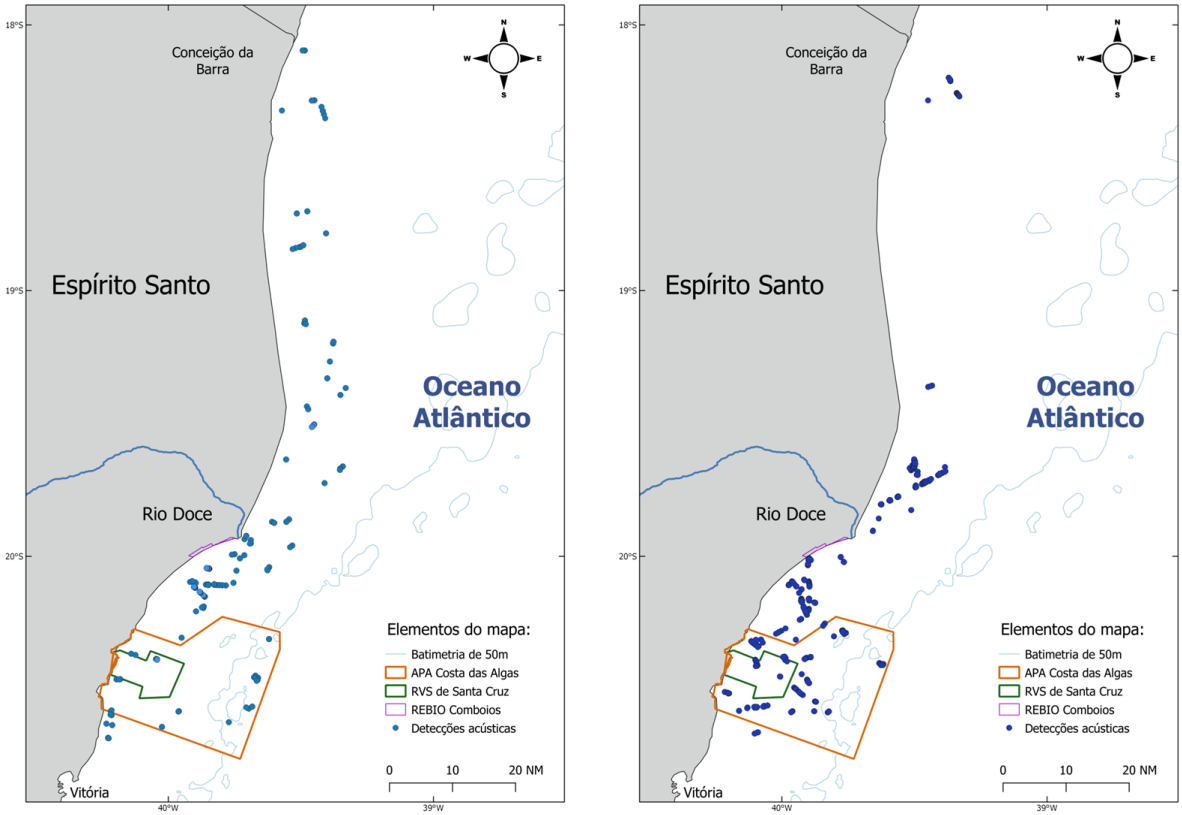
Figura 717: Previsões cruzadas entre os parâmetros mais importantes para a classificação de cliques. A escala de cores vai do azul (menor probabilidade de predição) ao vermelho (maior probabilidade de predição). B3 = largura de banda 3 dB, PF = frequência pico



Ocorrência e distribuição acústica das espécies.

A ocorrência e distribuição dos eventos acústicos localizados estão representadas nas Figura 718, sendo os eventos por espécies disponibilizados no Material Suplementar A6MSbS6, Figuras 9 a 17. O número de cadeias de cliques e assobios localizados podem ser vistos na Tabela 193.

Figura 718: Mapa dos eventos acústicos de cetáceos localizados durante o Ano 1 (esquerda) e Ano de transição (direita) do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica



CPUE

Os valores obtidos em relação aos cálculos das Capturas por Unidade de Esforço (CPUE), baseados nas cadeias de cliques e assobios de cetáceos localizados, referentes ao Ano 1 e ao período de transição estão apresentados nas Tabela 193.

Tabela 193: Cálculo das Capturas por Unidade de Esforço estimado com base no número de cadeias de cliques e assobios de cetáceos localizados em relação à distância percorrida durante o Ano 1 e o período de transição

Espécie	Ano	Distância Percorrida	N° de cadeias de cliques	N° de Assobios	CPUE Cliques	CPUE Assobios	CPUE Total
Sotalia guianensis	Ano I	741,205 MN	80	934	0,108	1,260	1,368
Tursiops truncatus			45	23	0,061	0,031	0,092
Pontoporia blainvillei			70	0	0,094	0	0,094
Steno bredanensis			0	18	0	0,024	0,024
Não identificada			34	0	0,046	0	0,046
Sotalia guianensis	Transição	661,035 MN	183	1148	0,277	1,737	2,014
Tursiops truncatus			114	23	0,172	0,035	0,207
Pontoporia blainvillei			42	0	0,064	0	0,064
Steno bredanensis			63	0	0,095	0	0,095
Não identificada			98	0	0,148	0	0,148

CPUE= Captura por unidade de esforço; Mn= milhas náuticas

Variáveis ambientais, distribuição e ocorrência acústica das espécies

A distribuição das espécies de cetáceos, peixes e camarões em relação a variável ambiental turbidez, para o Ano I e período de transição, podem ser vistas nas Figura 719 a Figura 726, a seguir.

Figura 719: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, cada painel está representada uma espécie

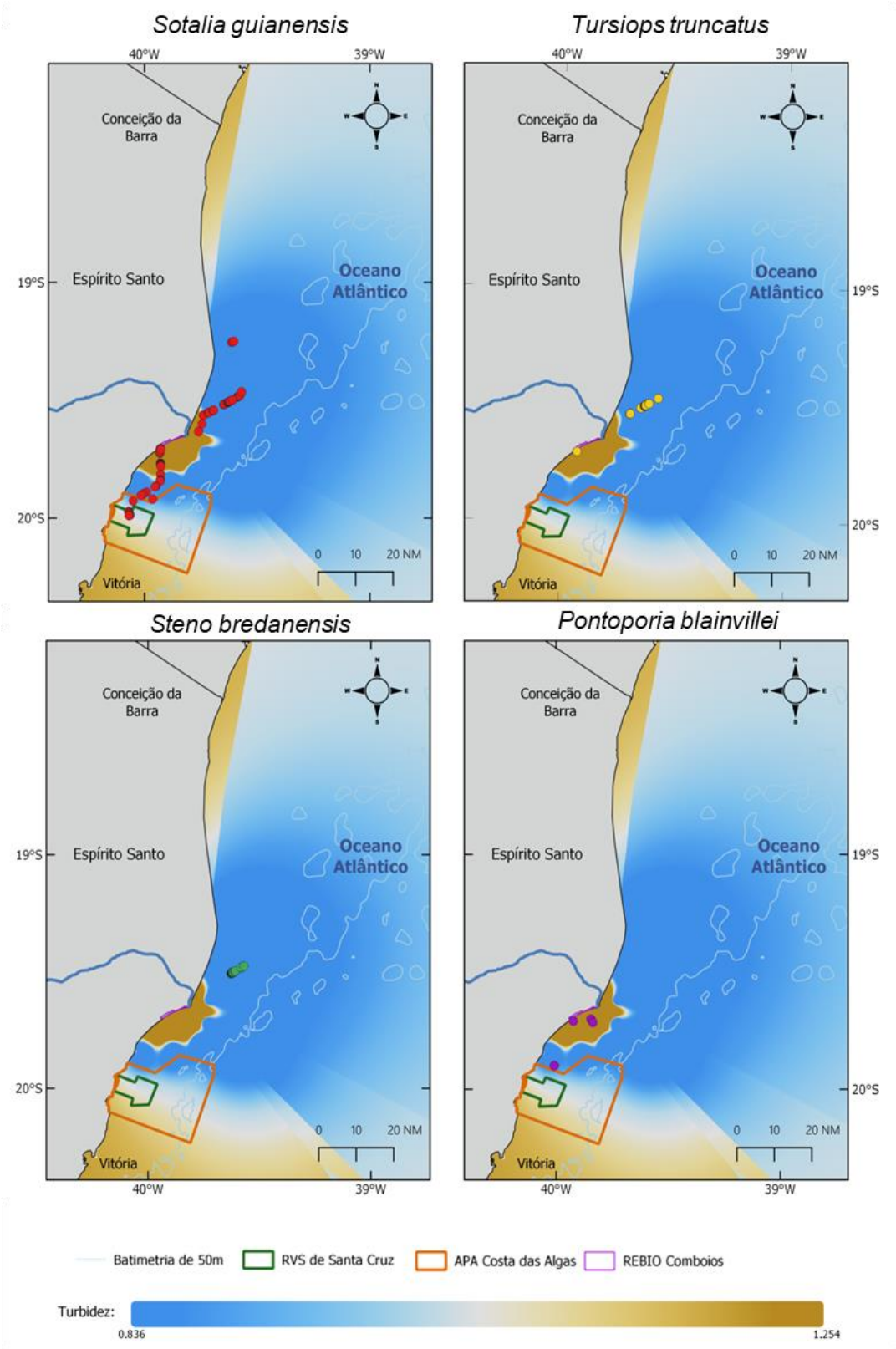


Figura 720: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em fevereiro de 2020 cada painel está representada uma espécie

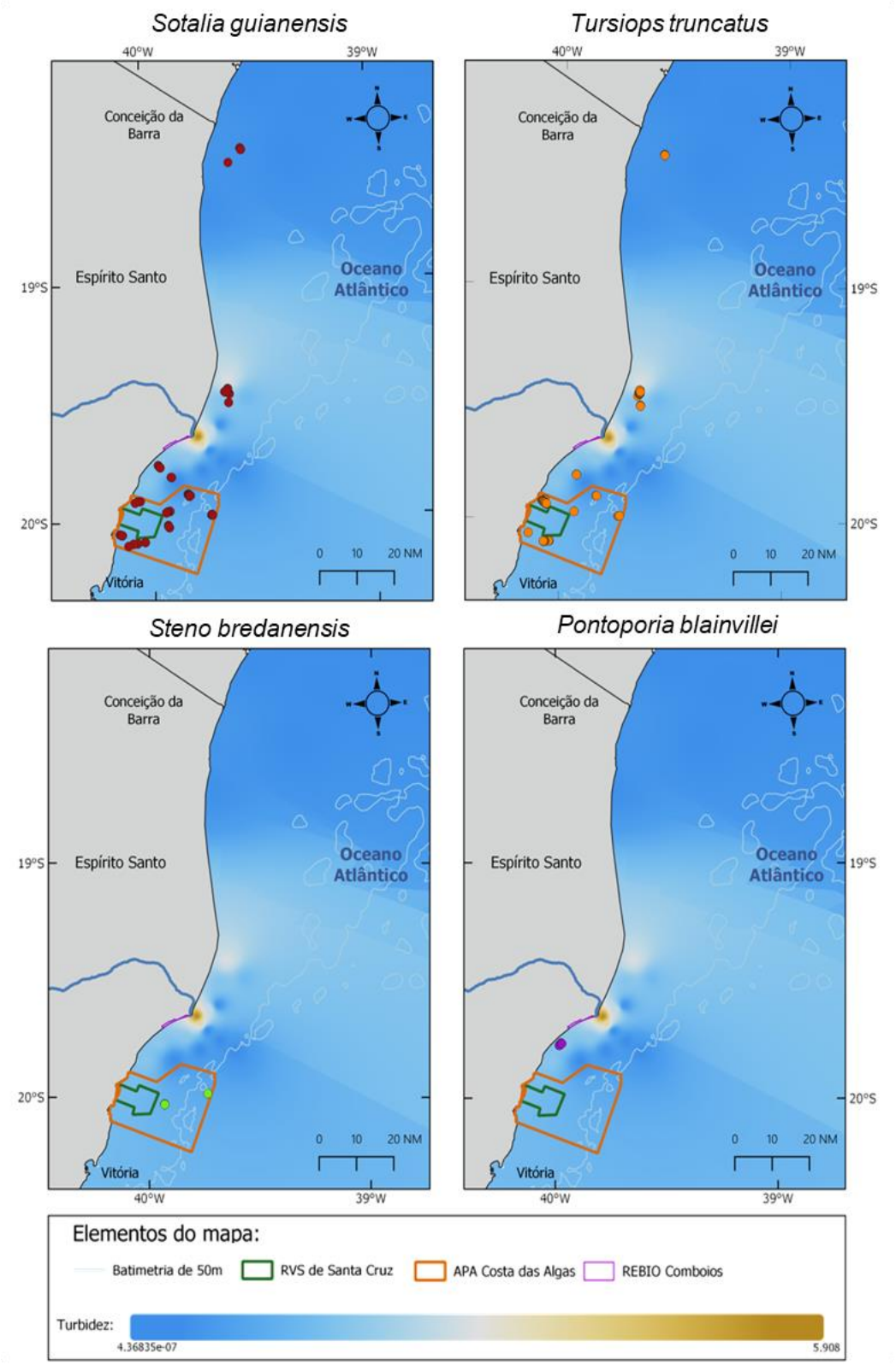


Figura 721: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em março de 2020, cada painel está representada uma espécie

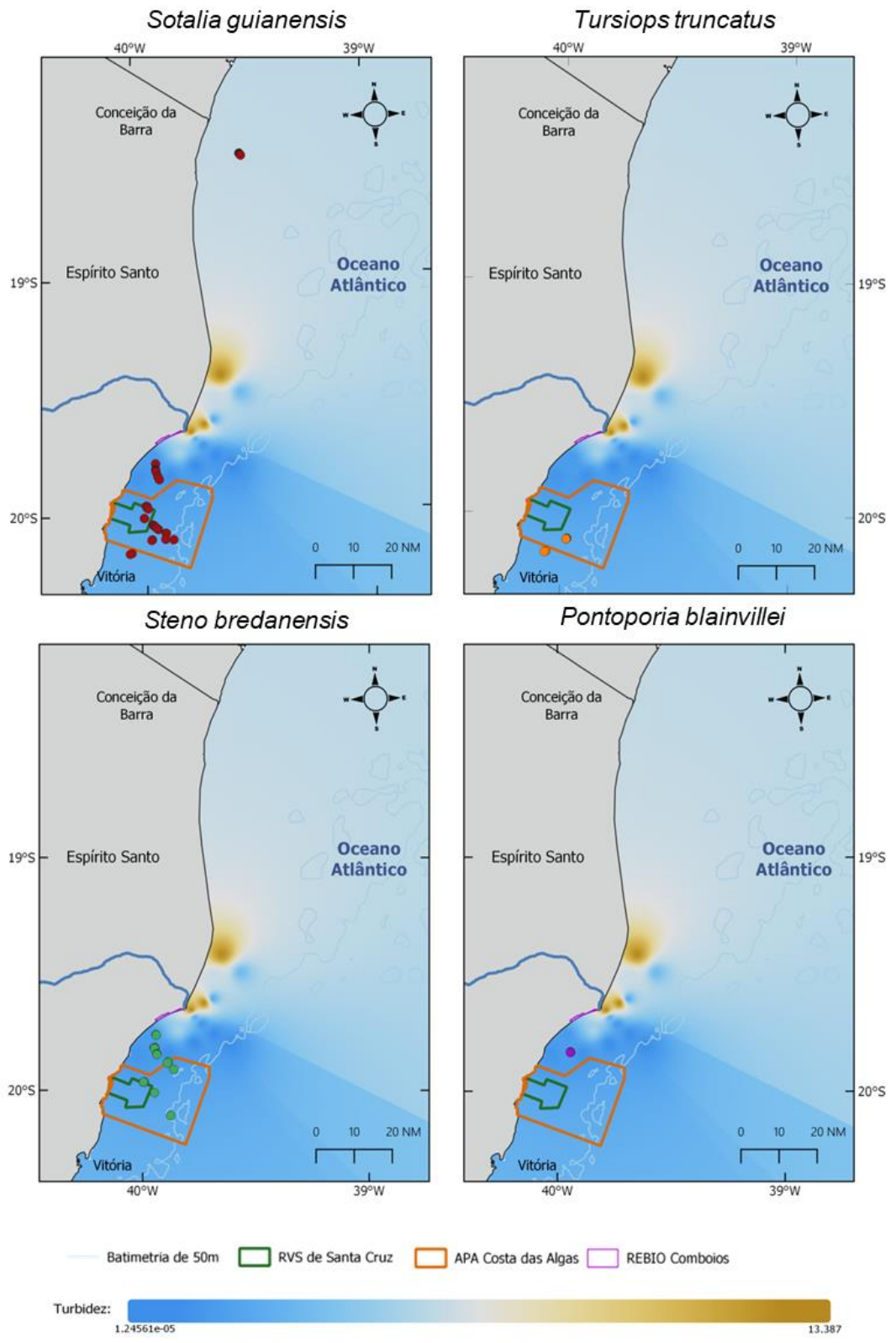


Figura 722: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em abril de 2019, cada painel está representada uma espécie

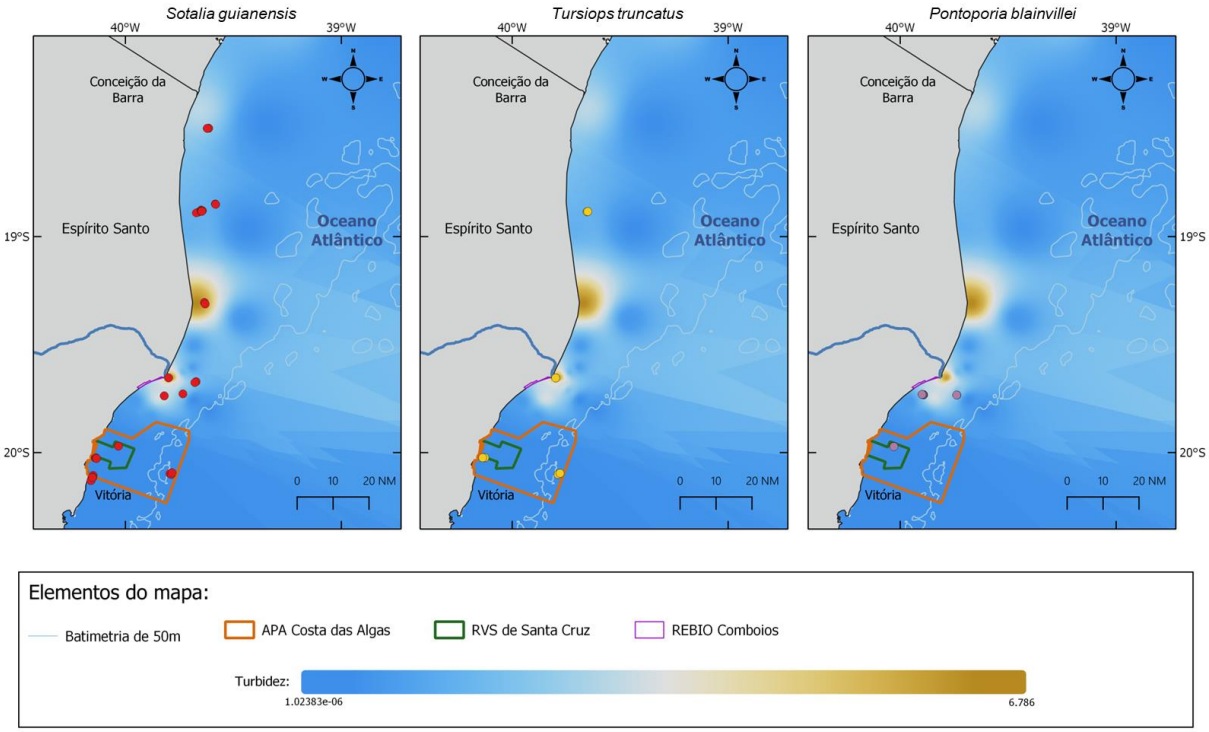


Figura 723: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à variável ambiental turbidez em maio de 2019, cada painel está representada uma espécie

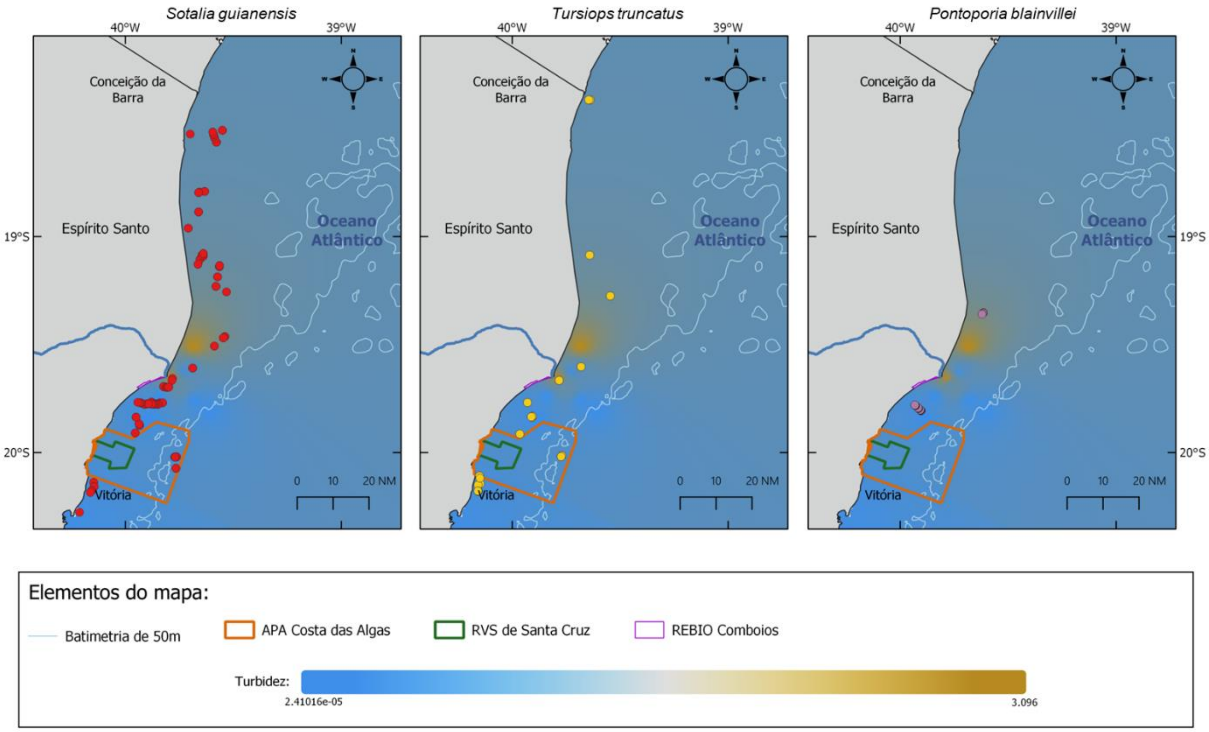


Figura 724: Distribuição de peixes e camarões em relação à variável ambiental turbidez em abril e maio de 2019, cada painel está representada uma espécie

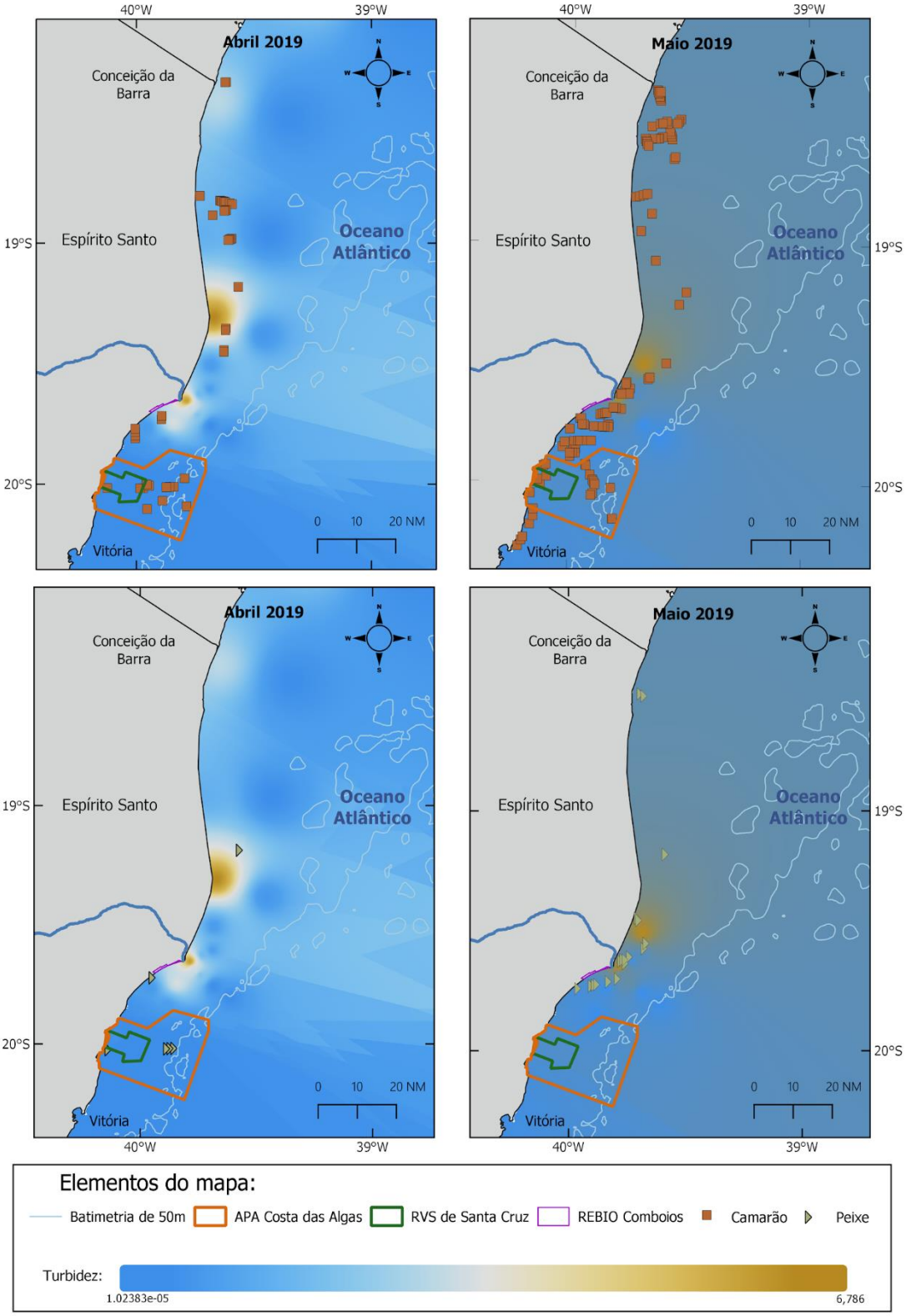


Figura 725: Figura 20: Distribuição de camarões em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020

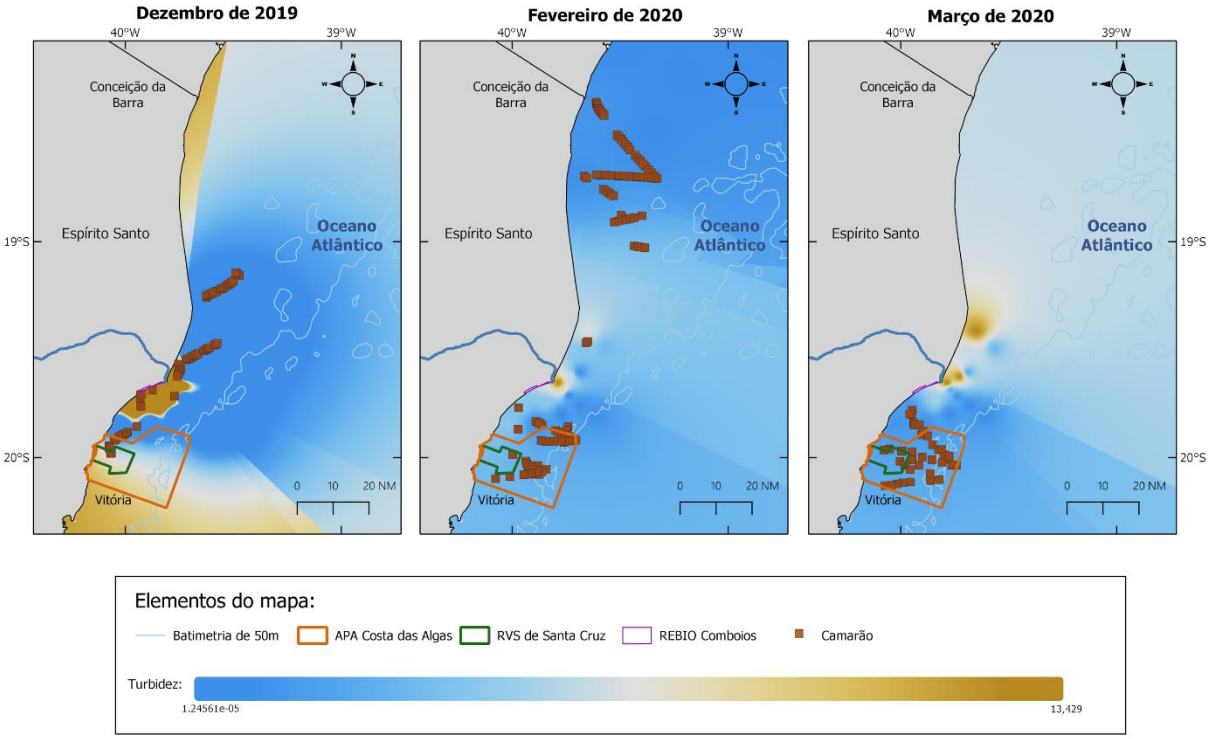
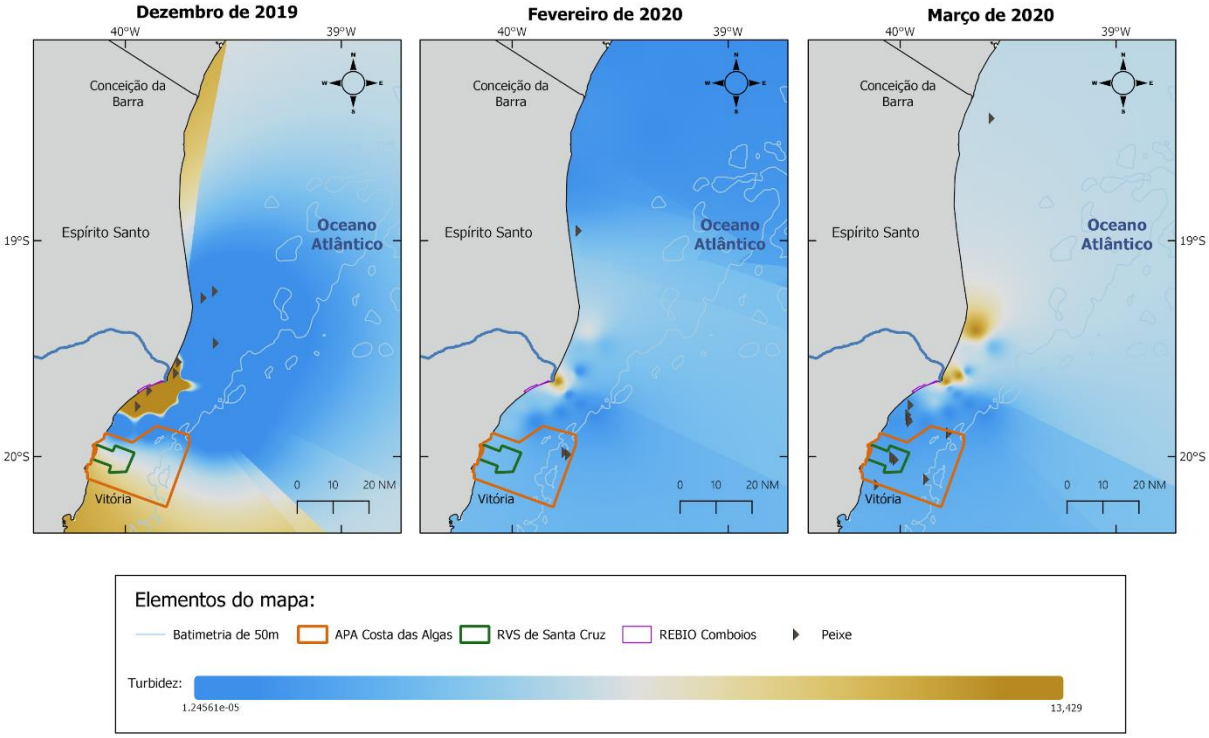


Figura 726: Distribuição de peixes em relação à variável ambiental turbidez em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020



A distribuição das espécies de cetáceos, peixes e camarões em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente, para o Ano I e período de transição, podem ser vistas nas Figura 727 a Figura 731.

Figura 727: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em abril e maio de 2019

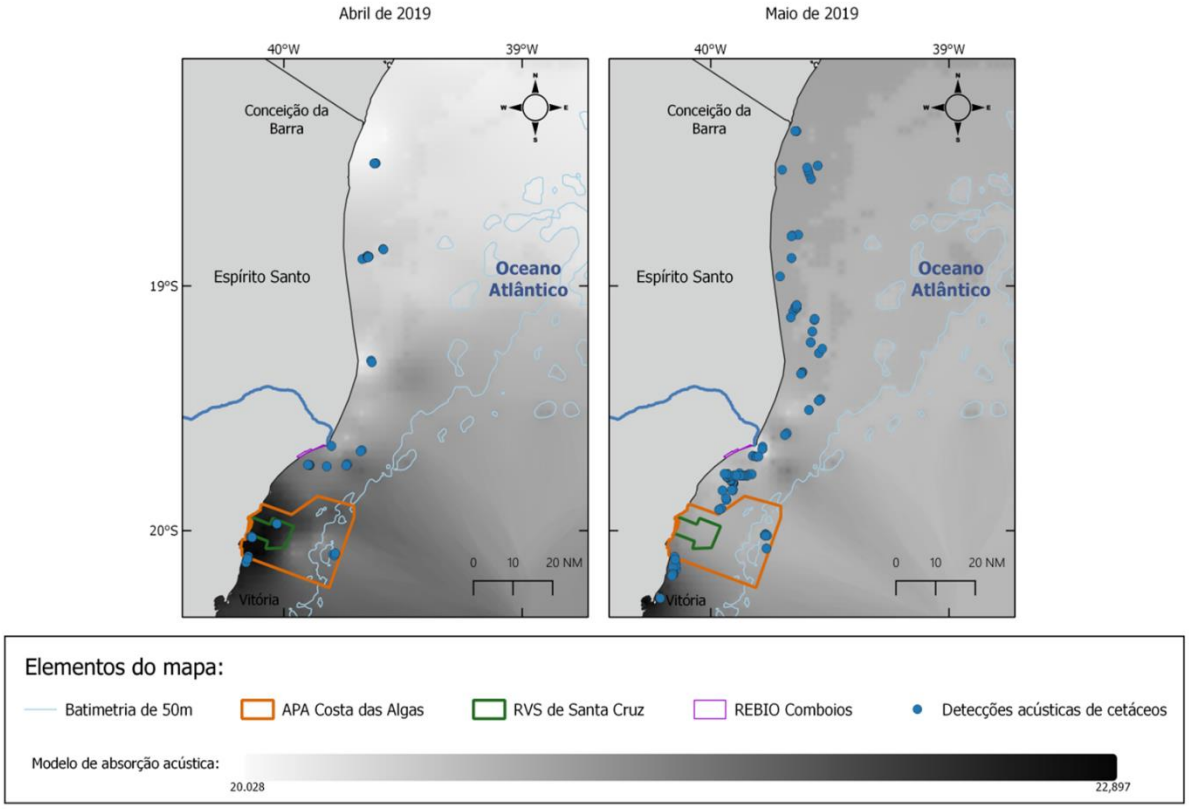


Figura 728: Distribuição de peixes e camarões em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em abril e maio de 2019

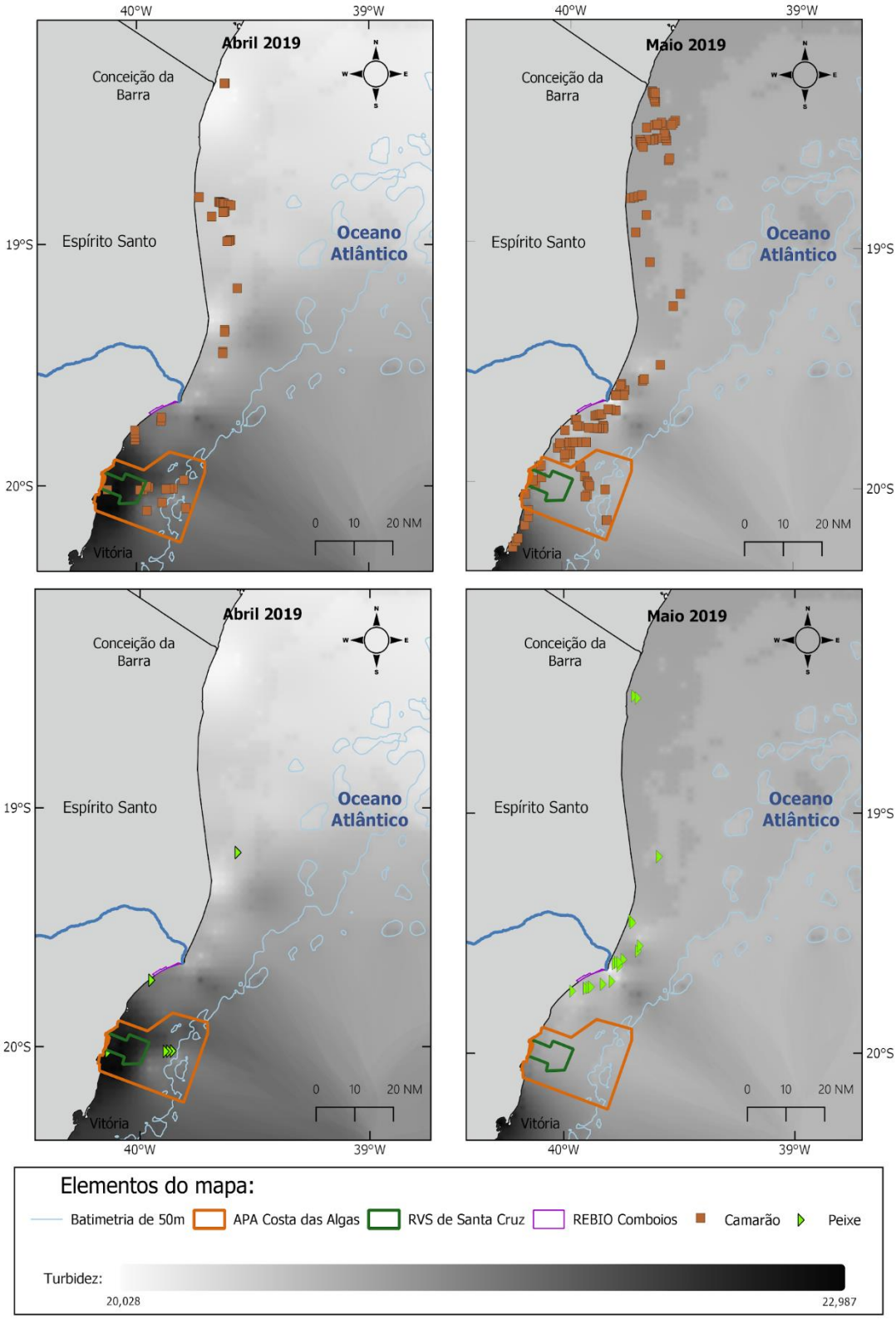


Figura 729: Distribuição das espécies de cetáceos em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020

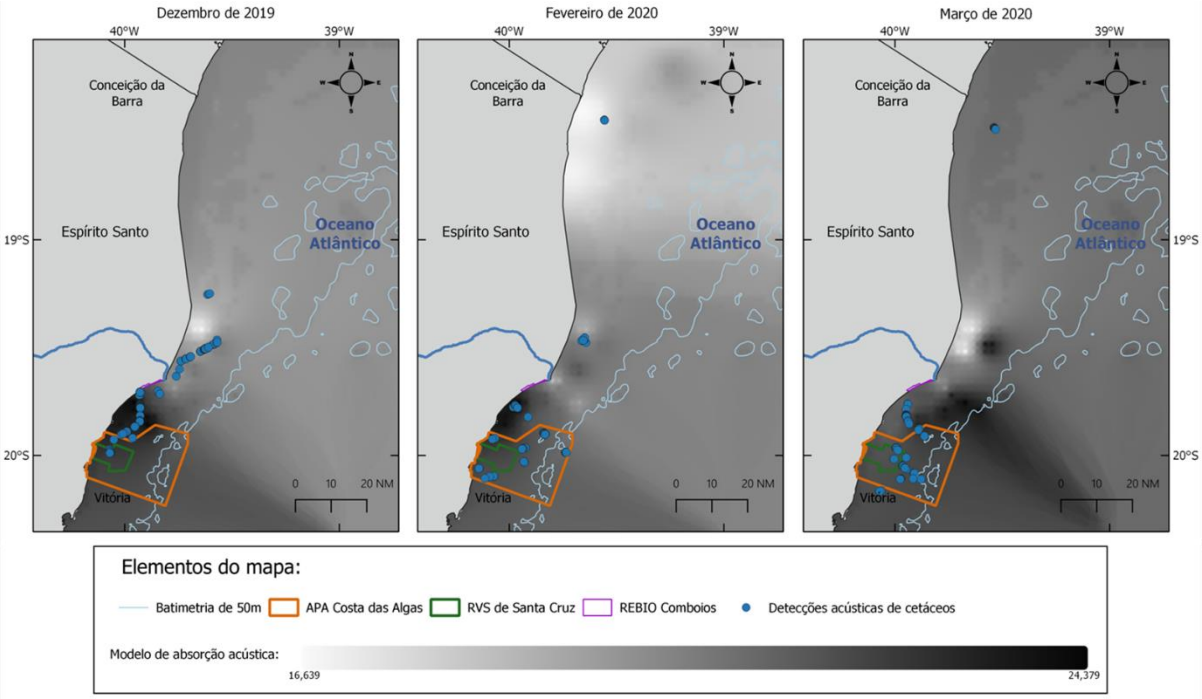


Figura 730: Distribuição de peixes em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020

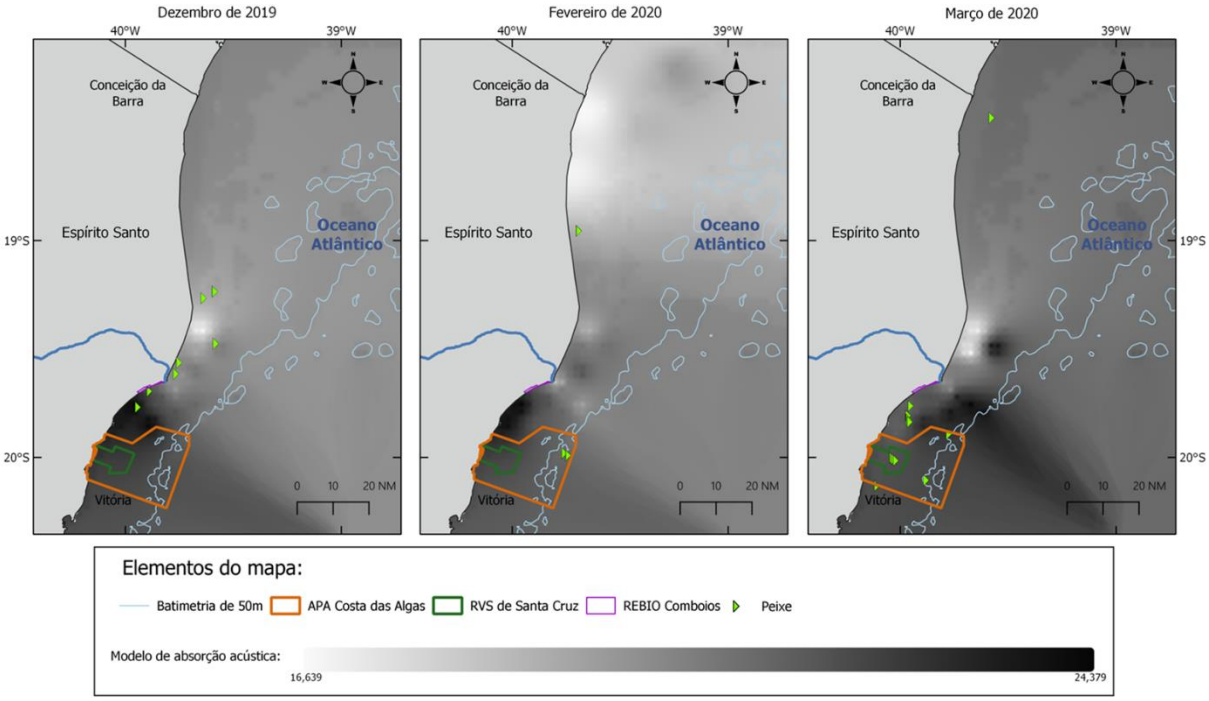
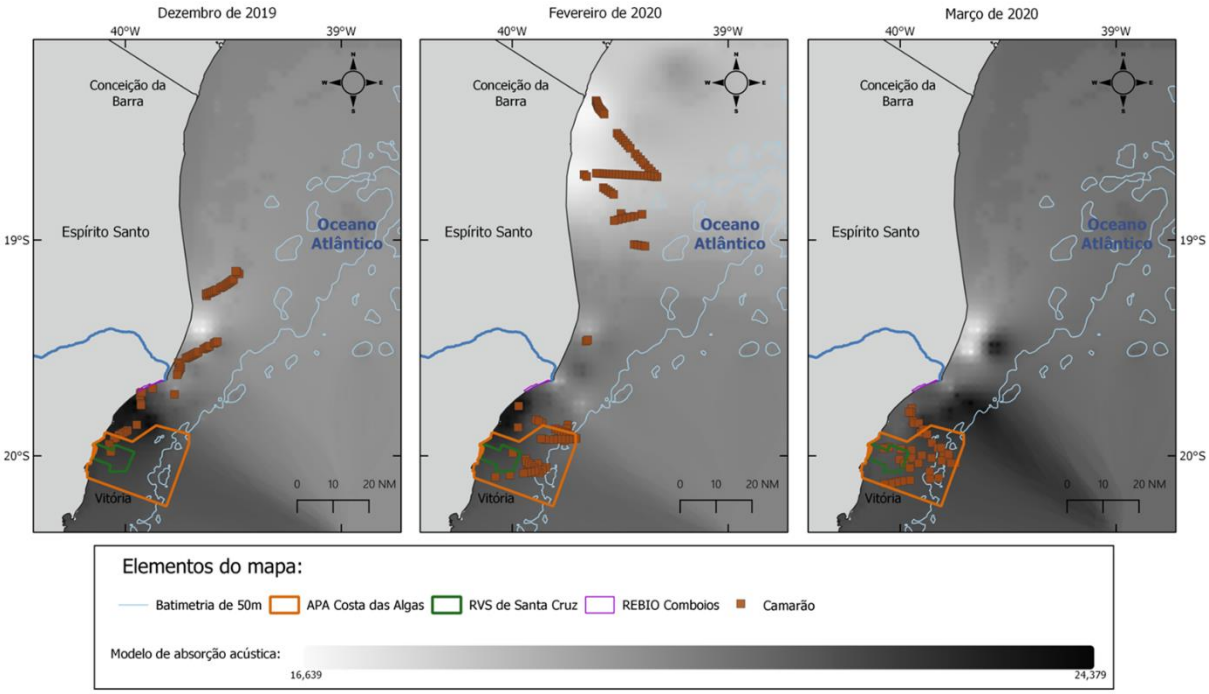


Figura 731: Distribuição de camarões em relação à capacidade de absorção acústica do ambiente em dezembro de 2019, fevereiro e março de 2020



A distribuição das espécies de cetáceos, peixes e camarões em relação a outras variáveis ambientais avaliadas podem ser vistas no *Material Suplementar A6MSbS6, Figuras 19 a 42.*

Modelagens

De forma geral, a representação visual dos modelos apresenta os plots de avaliação dos resíduos e as curvas dos efeitos suavizados para cada variável testada.

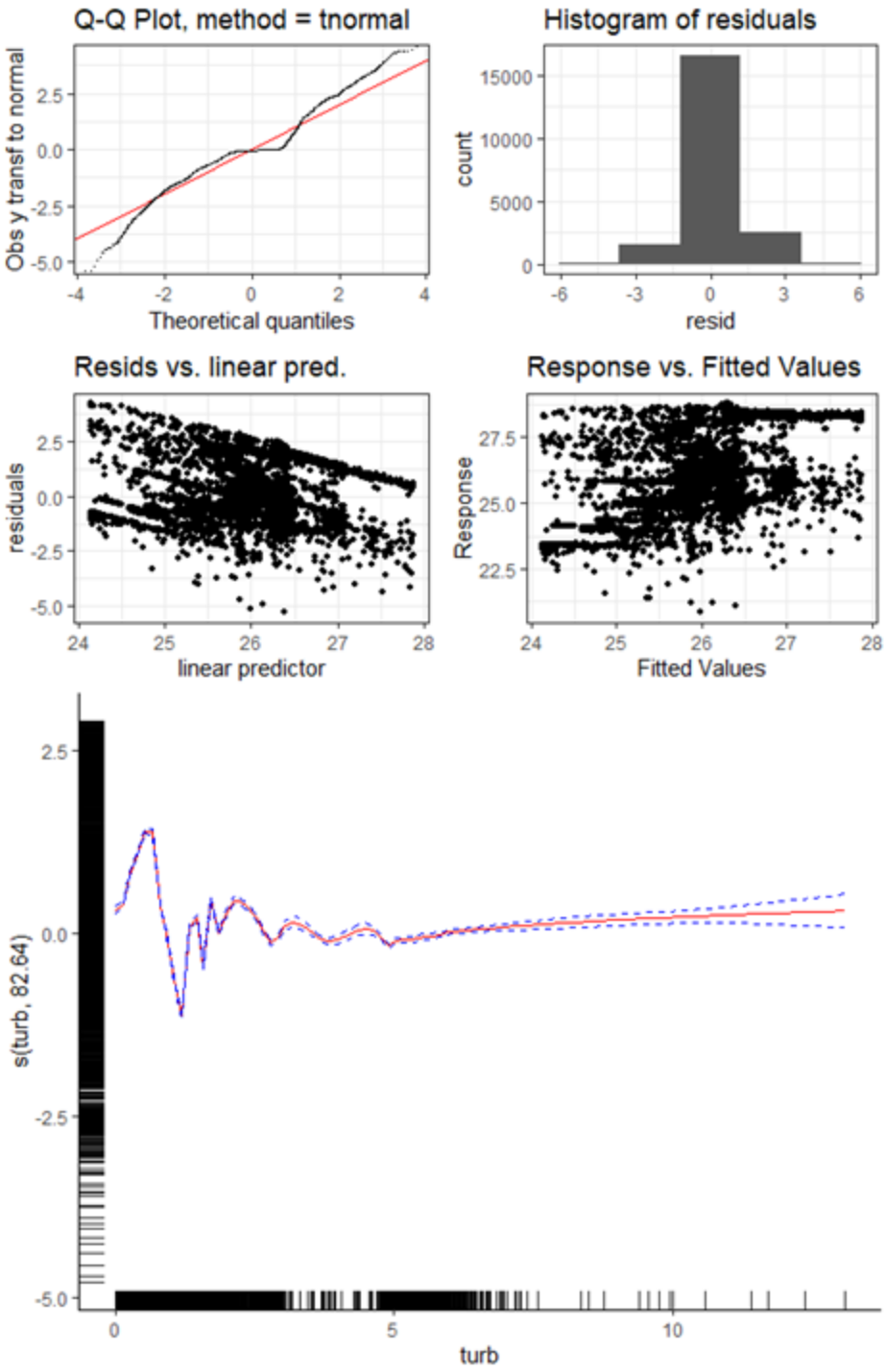
GAM para associação de temperatura e turbidez.

O modelo que testou a relação entre a temperatura e turbidez apresentou resultados significativos (Tabela 194) com bom ajuste dos resíduos (Figura 732), confirmando a literatura citada e a hipótese de que a turbidez irá influenciar indiretamente nas taxas de absorção físico-químicas.

Tabela 194: Resultados do GAM para associação de temperatura e turbidez. df = graus de liberdade. R2 representa o valor ajustado

	Temperatura				
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	25.89	0.01	3925.2	**<0.001**	20576.36
s(turb)	82.64		99.35	**<0.001**	94.99
R2	0.314				

Figura 732: Representações do GAM entre temperatura e turbidez. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança



GAM entre parâmetros acústicos e variáveis ambientais.

A análise correlação prévia à construção dos modelos de cliques e assobios indicou que as variáveis explicativas não são correlacionadas (Figura 733, Figura 734 e Figura 735) e, portanto, foram elencadas para a modelagem. Para esses modelos, além dos plots de avaliação dos resíduos e curvas dos efeitos

suavizados, quando a turbidez e o alfa de absorção foram ambos significativos, uma representação topográfica da interação dessas variáveis foi adicionada. Além disso, foram apresentados gráficos de tendência geral para a visualização do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos que foram significativos nos modelos.

Figura 733: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre cliques de boto cinza, golfinho nariz de garrafa e golfinho de dentes rugosos e variáveis ambientais. Pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção

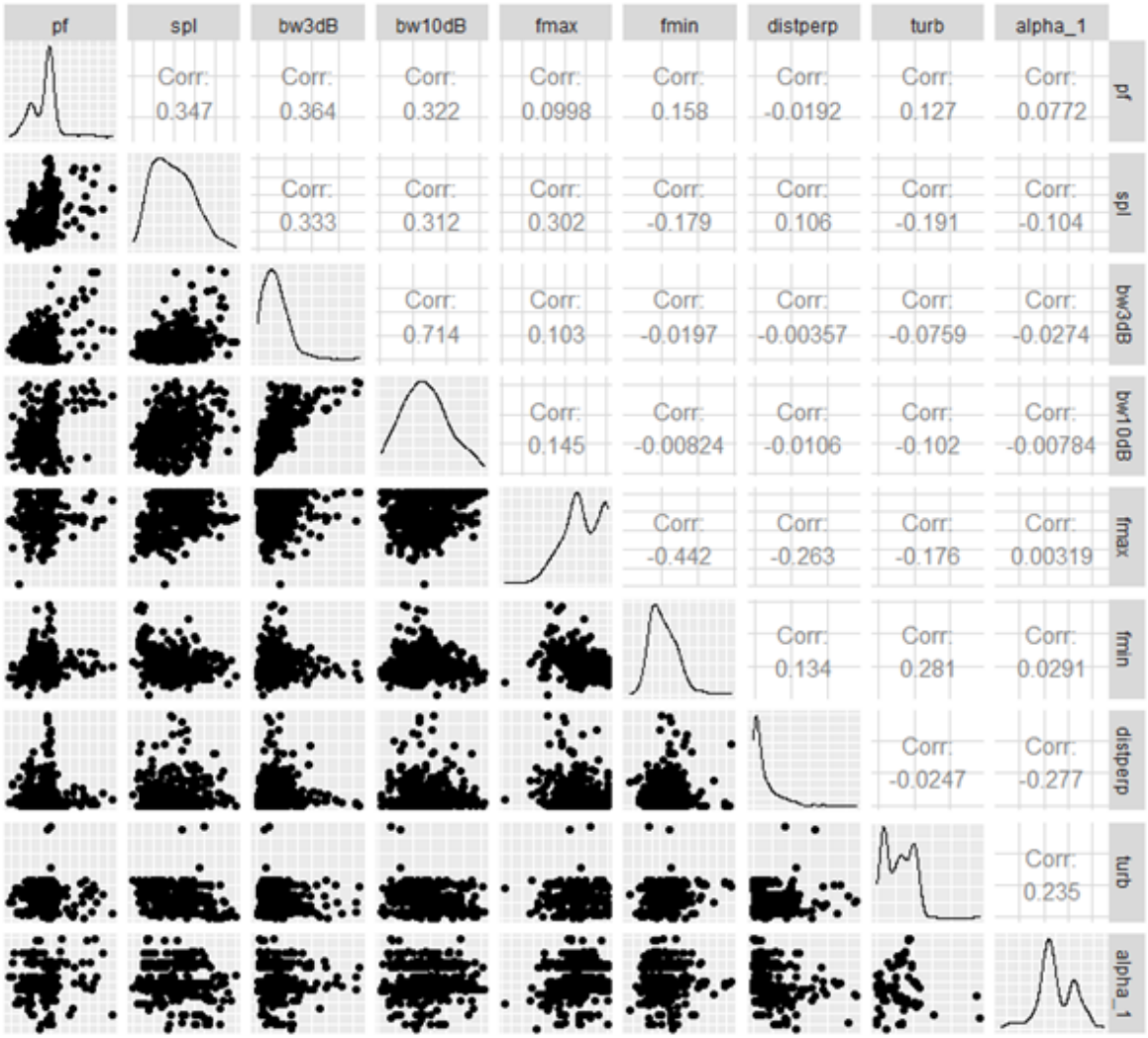


Figura 734: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre cliques de toninha e variáveis ambientais. Pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha131_1=índice alfa de absorção

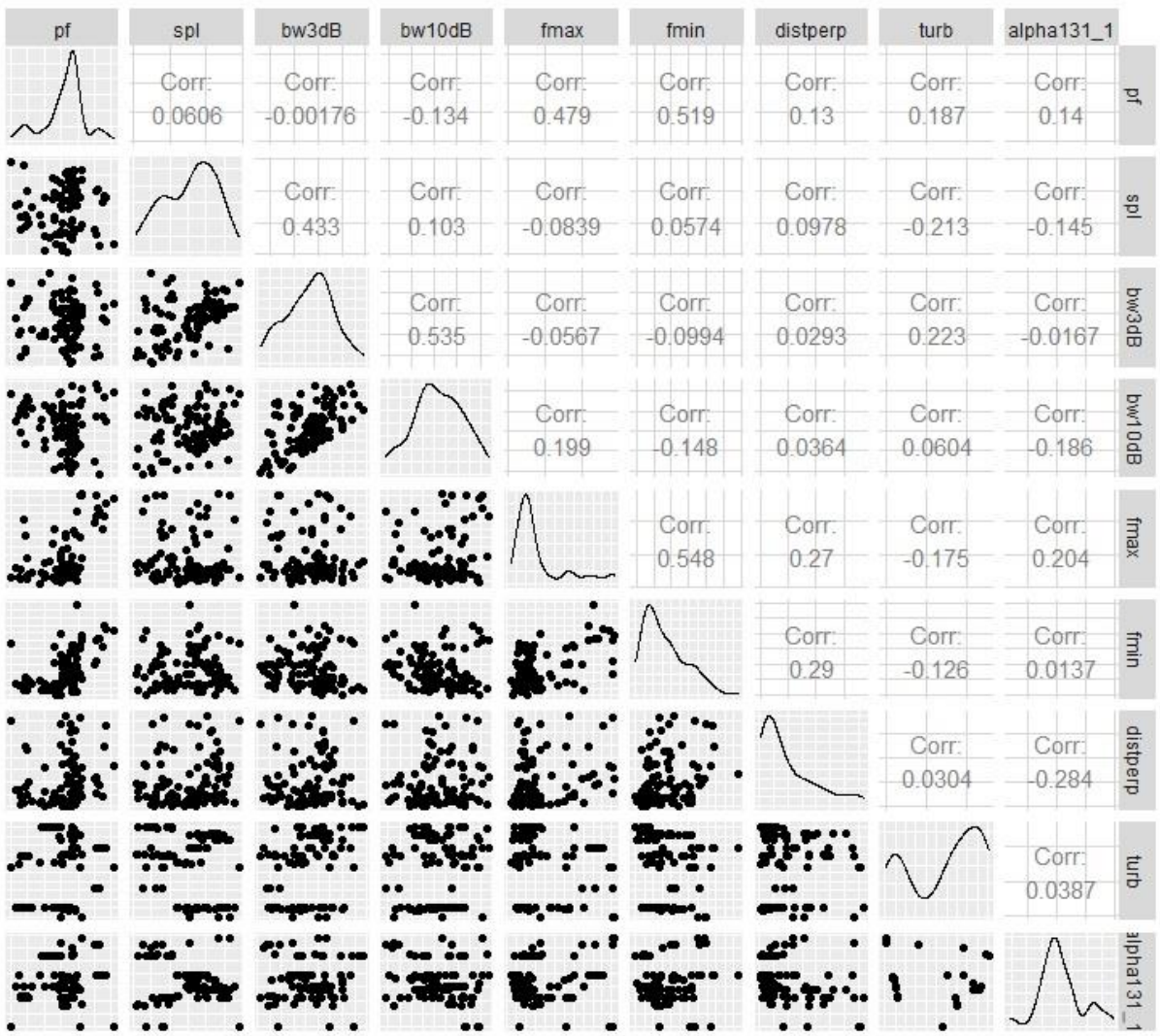
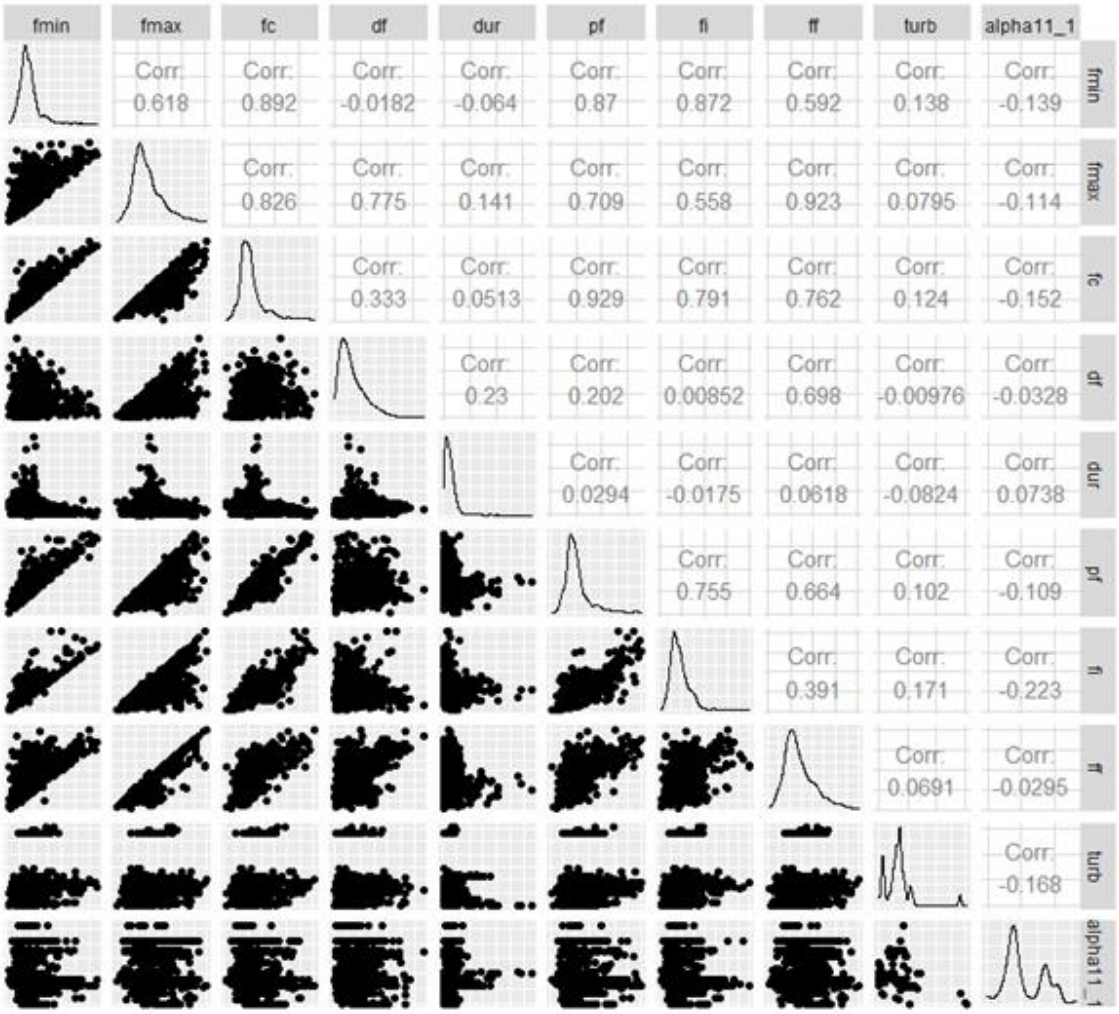


Figura 735: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre assobios de boto cinza, golfinho nariz de garrafa e golfinho de dentes rugosos e variáveis ambientais. Fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez, alpha11_1= índice alfa de absorção



Os resultados dos modelos de associação dos cliques de boto cinza, golfinho nariz de garrafa e golfinho de dentes rugosos estão pontuados abaixo e a Figura 736 apresenta os efeitos da turbidez nos parâmetros acústicos.

- Frequência pico (pf) foi relacionada significativamente com a espécie Figura 737.
- Nível de pressão sonora (spl) foi relacionado significativamente com a espécie e turbidez (Figura 738). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição do nível de pressão sonora (Figura 736A)
- Largura de banda 3 dB (bw3dB) foi relacionada significativamente com a espécie (Figura 739).
- Largura de banda 10 dB (bw10dB) foi relacionada significativamente com a espécie e turbidez (Figura 740). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição da largura de banda 10 dB (Figura 736B).

- Frequência máxima (fmax) foi relacionada significativamente com a espécie, turbidez e alfa de absorção (Figura 741). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição da frequência máxima (Figura 736C)
- Frequência mínima (fmin) foi relacionada significativamente com a espécie, distância perpendicular e turbidez (Figura 742). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento frequência mínima (Figura 736D).

A Tabela 195 apresenta os resultados detalhados para os modelos de cliques de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos.

Tabela 195: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de cliques e variáveis ambientais para boto-cinza (Sg = Sotalia guianensis), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = Tursiops truncatus) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = Steno bredanensis). df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção. R2 representa o valor ajustado

	pf					**spl**			
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p
(Intercept)	44805.43	1454.53	30.8	**<0.001**	395.62	91.42	1.18	77.68	**<0.001**
spSg	28622.39	1643.22	17.4	**<0.001**	2.96	11.52	1.35	8.53	**<0.001**
spTt	13580.05	1737.72	7.81	**<0.001**	1	6.66	1.4	4.76	**<0.001**
s(distperp)	1.97		0.74	0.629	395.62	2.25		1.45	0.306
s(turb)	2.41		0.74	0.467	2.44	7.61		9.29	**<0.001**
s(alpha_1)	1		0.1	0.751	395.62	2		2.92	0.055
R^2		0.491					0.305		

	bw3dB					**bw10dB**			
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p
(Intercept)	13820.66	1974.38	7	**<0.001**	391.11	57334.68	4702.1	12.19	**<0.001**
spSg	7045.49	2249.41	3.13	**0.002**	5.71	15052.87	5402.63	2.79	**0.006**
spTt	2438.89	2356.26	1.04	0.301	4.72	7791.89	5595.85	1.39	0.165
s(distperp)	1.35		0.11	0.792	391.11	1.11		0.05	0.904
s(turb)	4.7		1.68	0.121	1.61	7.98		2.47	**0.008**
s(alpha_1)	3.84		1.46	0.194	391.11	3.78		1.38	0.246
R^2		0.063					0.077		

	fmax					**fmin**			
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p
(Intercept)	182635.07	5561.76	32.8	**<0.001**	373.35	18453.82	931.4	19.81	**<0.001**
spSg	17922.09	6433.95	2.79	**0.006**	18.16	3554.43	1083.96	3.28	**0.001**
spTt	-5077.07	6698.95	-0.76	0.449	13.07	4313.2	1113.13	3.87	**<0.001**
s(distperp)	1.46		1.99	0.09	373.35	4.2		3	**0.011**
s(turb)	15.28		3.81	**<0.001**	1.77	33.3		7.57	**<0.001**
s(alpha_1)	10.92		5.74	**<0.001**	373.35	1		0.68	0.413
R^2		0.43					0.498		

Figura 736: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de cliques de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = *Steno bredanensis*). spl=nível de pressão sonora, bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, turb=turbidez

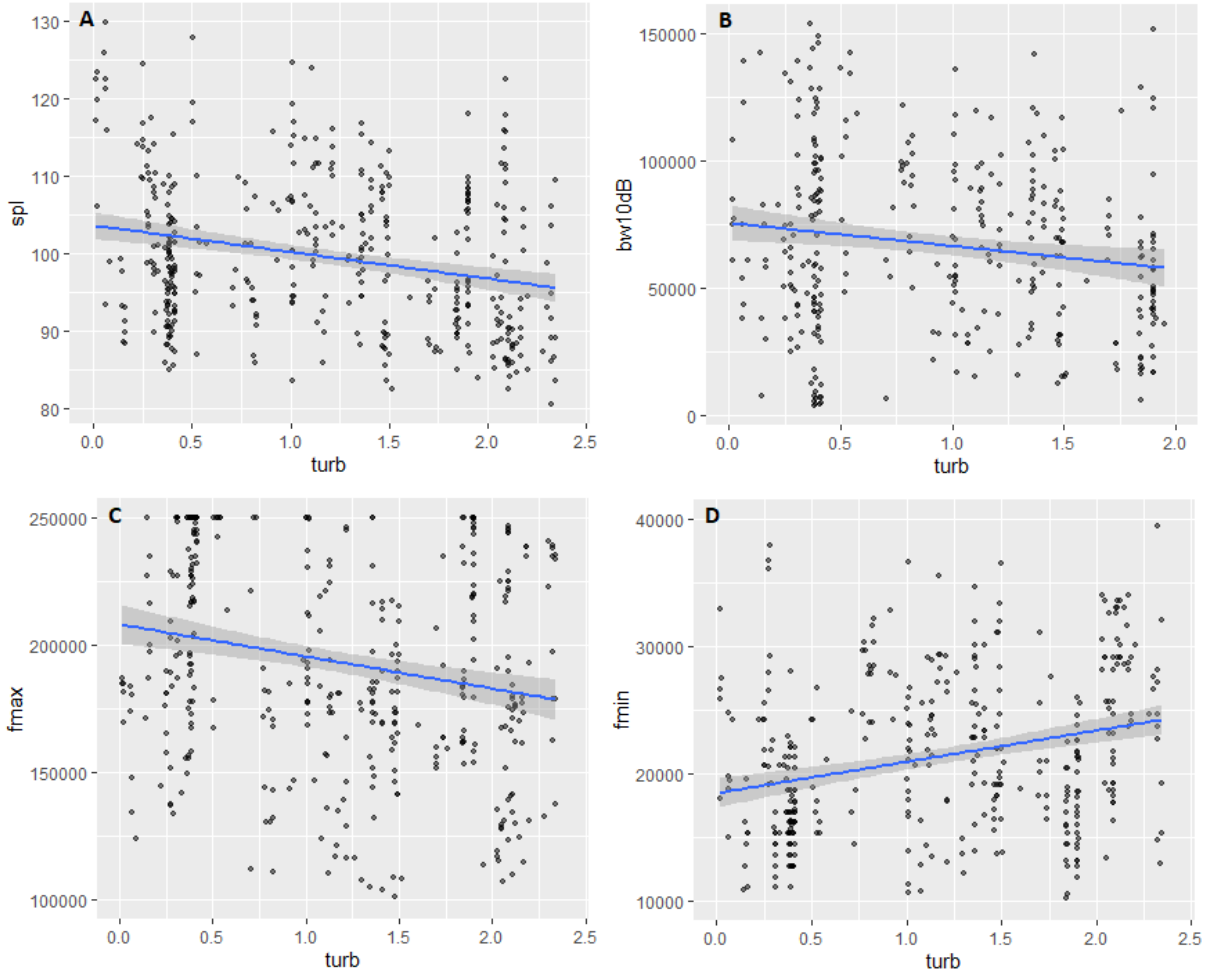


Figura 737: Representações do GAM para frequência pico dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo

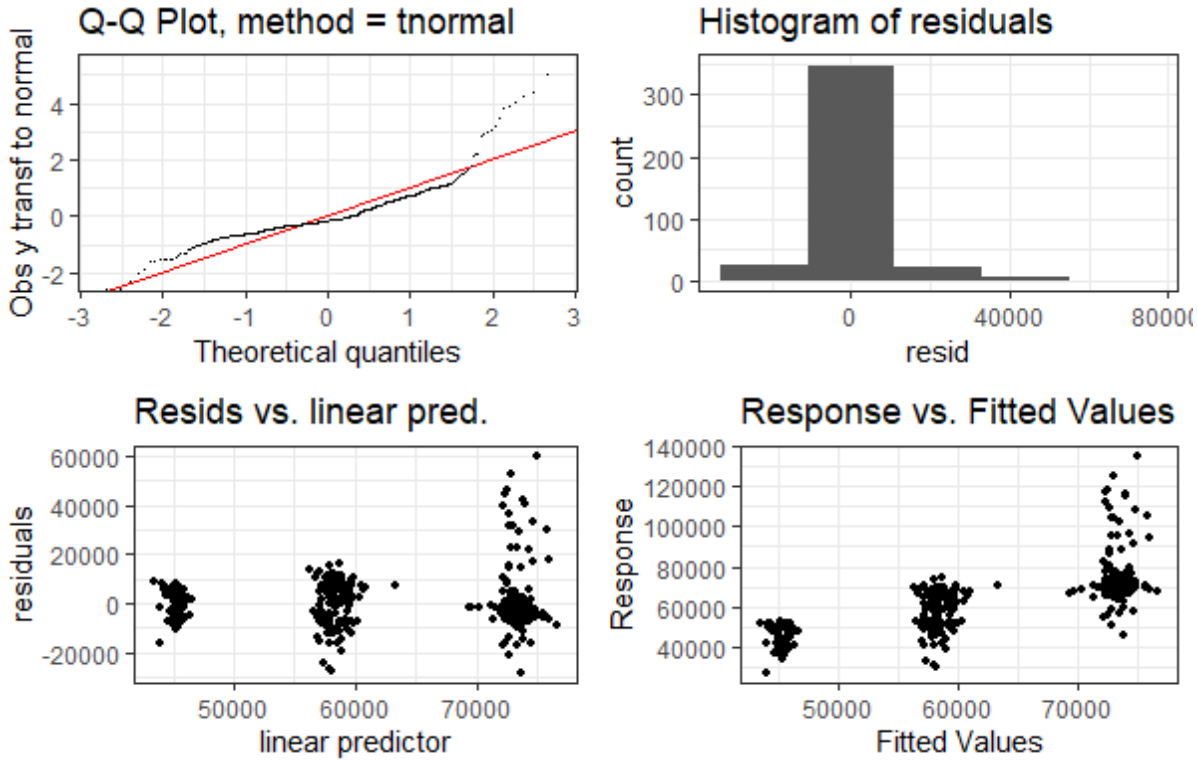


Figura 738: Representações do GAM para o nível de pressão sonora dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

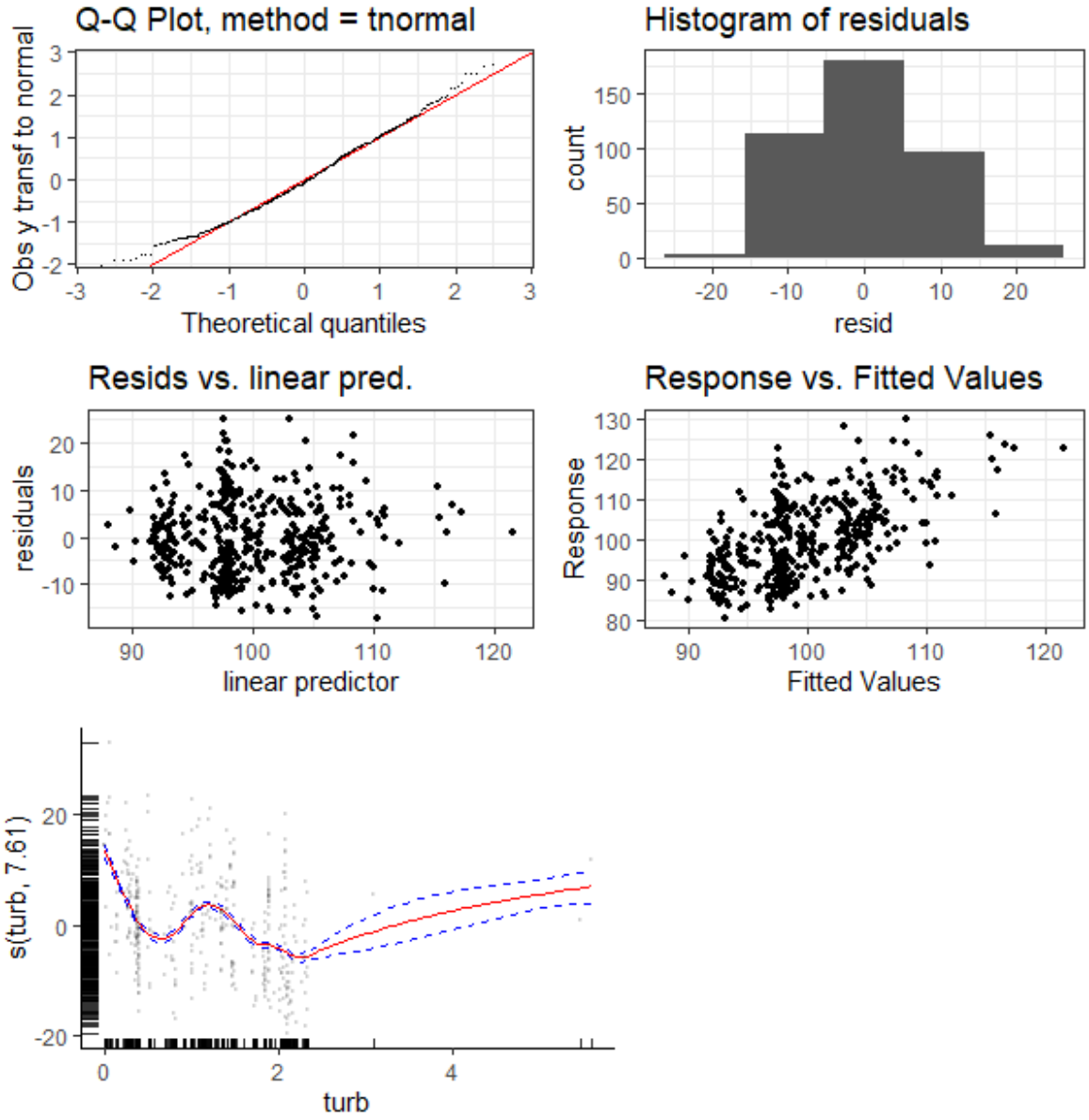


Figura 739: Representações do GAM para largura de banda 3 dB dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo

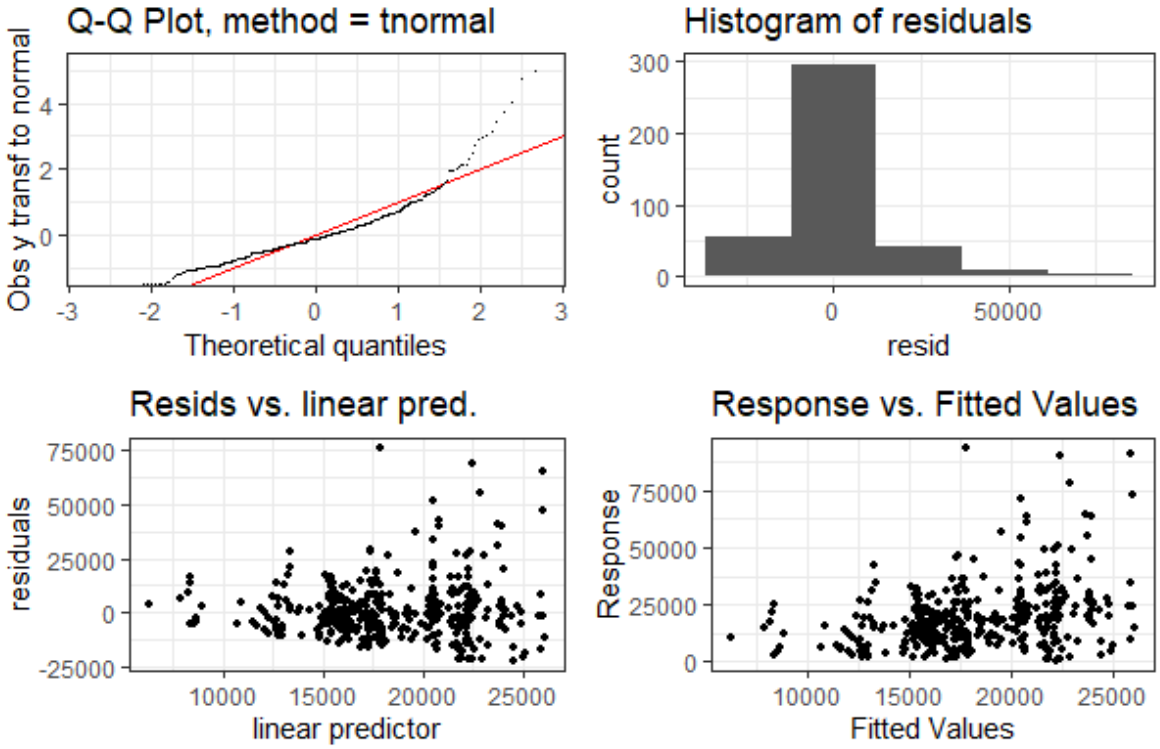


Figura 740: Representações do GAM para largura de banda 10dB dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

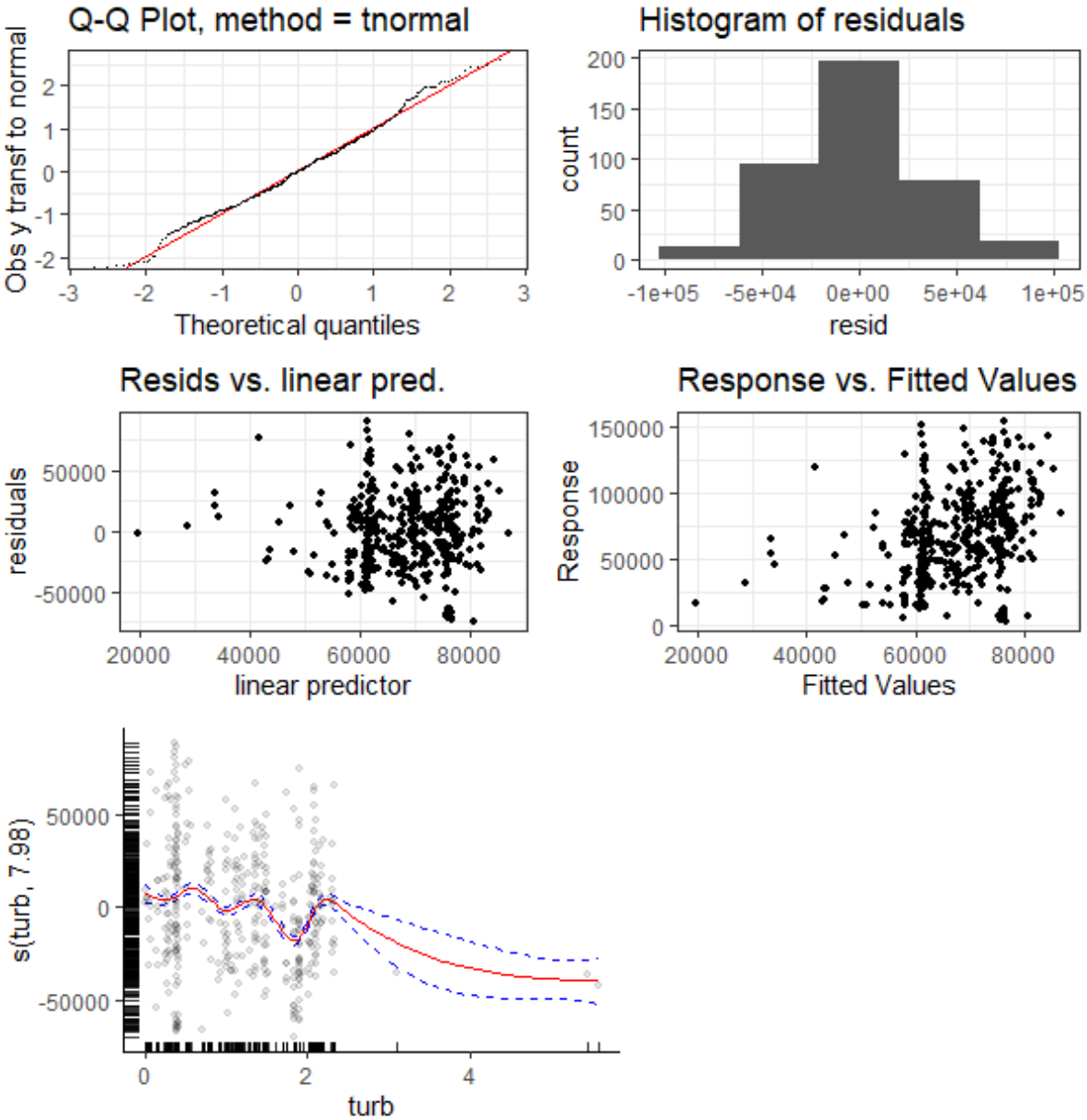


Figura 741: Representações do GAM para frequência máxima dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre a turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

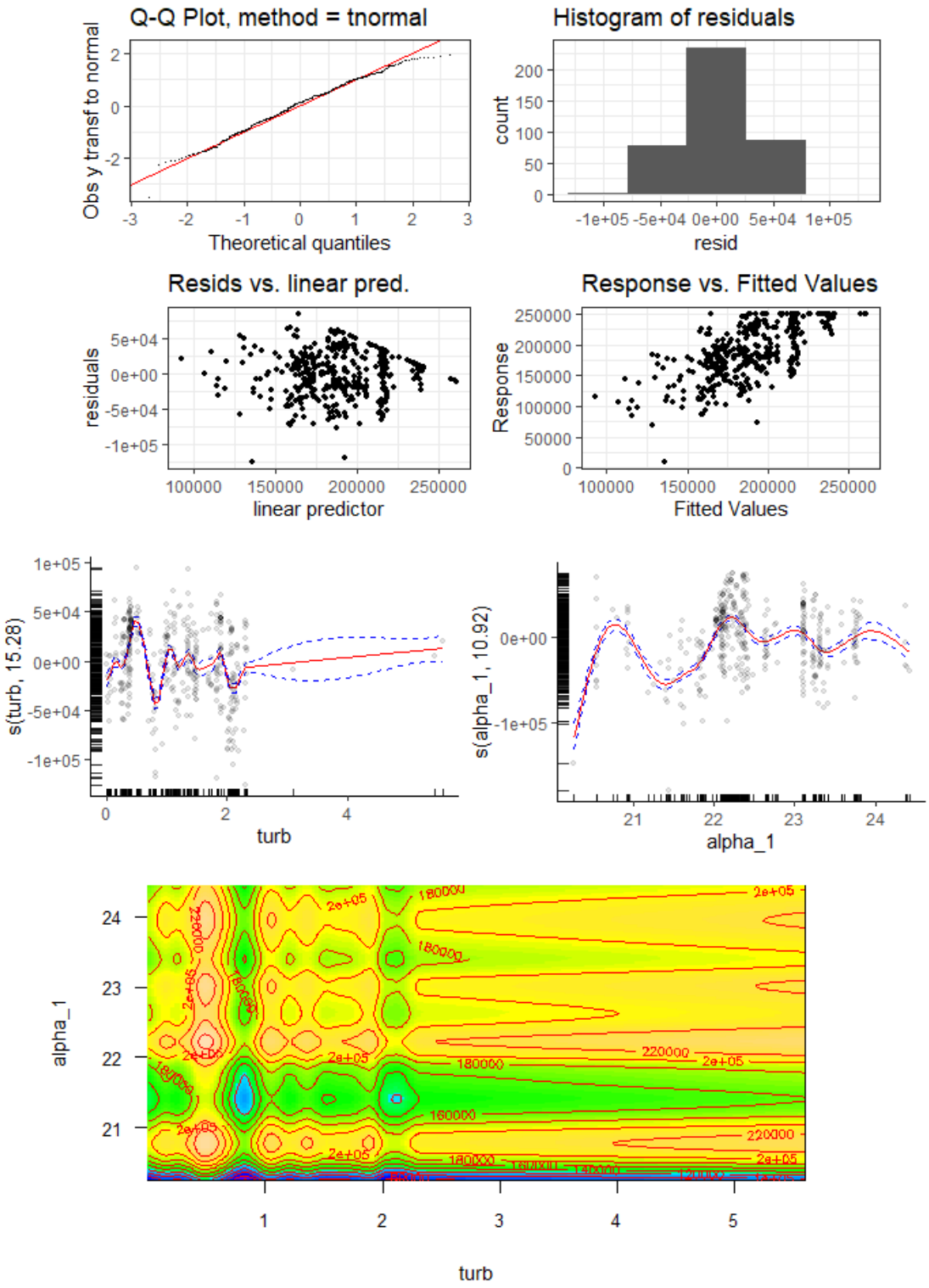
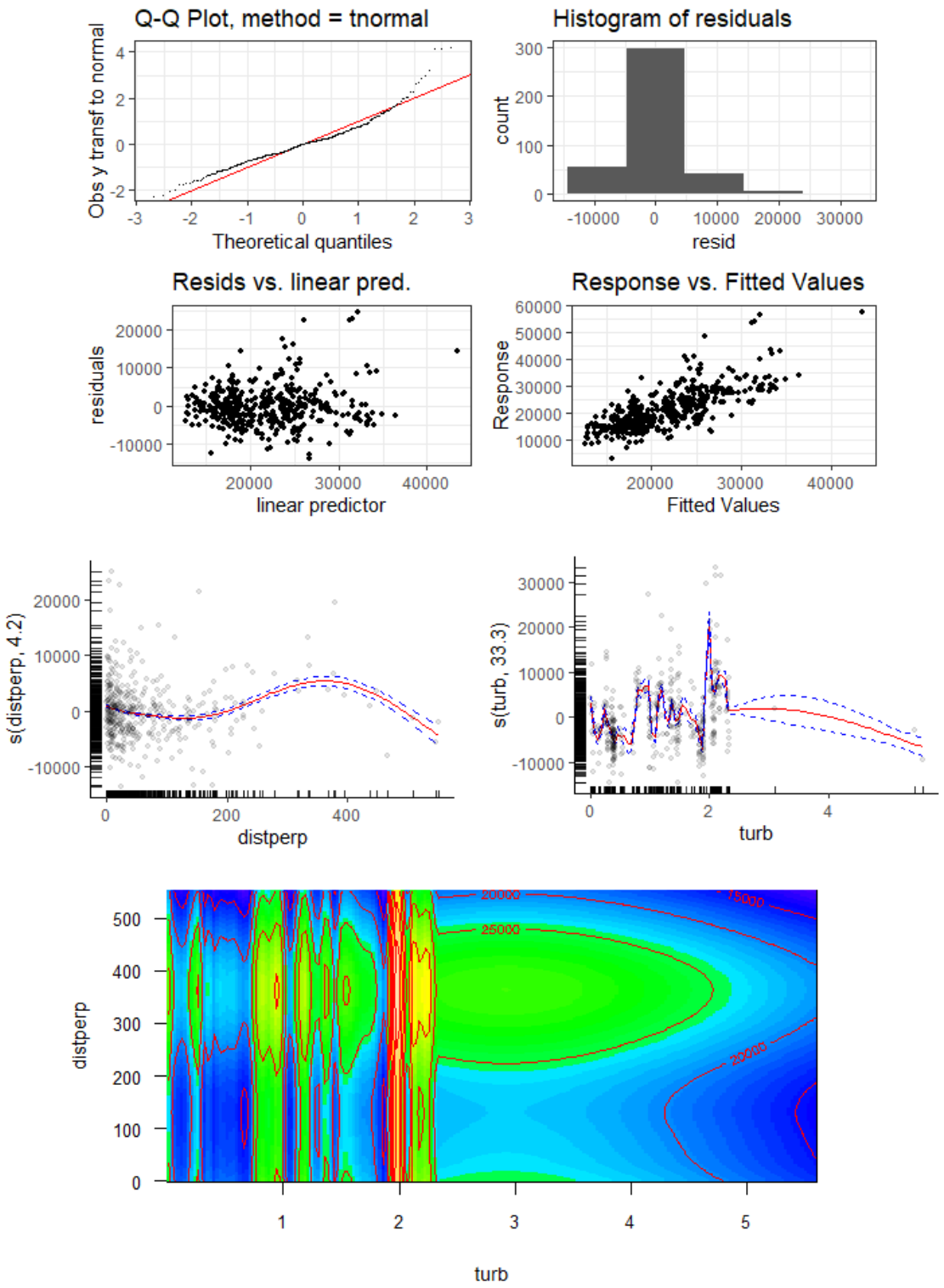


Figura 742: Representações do GAM para frequência mínima dos cliques. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da distância perpendicular e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre a distância perpendicular e turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)



Os resultados dos modelos de associação de cliques de toninha estão pontuados abaixo e a Figura 743 apresenta os efeitos da turbidez nos parâmetros acústicos.

- Frequência pico (pf) foi relacionada significativamente com a turbidez e o alfa de absorção (Figura 744). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência pico (Figura 743A)
- O nível de pressão sonora (spl) foi relacionado significativamente com a distância perpendicular, a turbidez e o alfa de absorção (Figura 745). A distância perpendicular se comportou como uma variável linear. O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição do nível de pressão sonora (Figura 743B)
- Largura de banda 3 dB (bw3dB) teve somente o intercepto significativo (Figura 746).
- Largura de banda 10 dB (bw10dB) foi relacionada significativamente com o alfa de absorção (Figura 747).
- Frequência máxima (fmax) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção (Figura 748). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição da frequência máxima (Figura 743C)
- Frequência mínima (fmin) foi relacionada significativamente com a turbidez (Figura 749). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência mínima (Figura 743D)

A Tabela 196 apresenta os resultados detalhados para os modelos de toninha.

Tabela 196: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de cliques de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e variáveis ambientais. df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, bw3dB=largura de banda 3dB, , bw10dB=largura de banda 10dB, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima distperp=distância perpendicular, turb=turbidez, alpha_1=índice alfa de absorção. R^2 representa o valor ajustado

			pf					**spl**		
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	132406.11	902.36	146.73	**<0.001**	89.21	85.6	0.37	233.12	**<0.001**	88.18
s(distperp)	1.48		0.66	0.595	6.77	1		8.06	**0.006**	7.79
s(turb)	5.86		5.65	**<0.001**	5.27	6.8		5.34	**<0.001**	5.92
s(alpha131_1)	4.45		2.54	**0.029**	1.8	5.02		3	**0.018**	1
R^2			0.431					0.723		
			bw3dB					**bw10dB**		
Predictors	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	13267.69	416.61	31.85	**<0.001**	90.11	41762.37	898.93	46.46	**<0.001**	89.12
s(distperp)	1.01		1.4	0.243	2.2	1		0.11	0.739	1
s(turb)	1.84		0.93	0.41	9.23	1		0.33	0.568	11.46
s(alpha131_1)	8.03		1.73	0.104	1.03	9.87		3.52	**<0.001**	1
			fmax					**fmin**		
Predictors	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	157374.65	833.79	188.75	**<0.001**	86.23	106535.82	754.99	141.11	**<0.001**	87.15
s(distperp)	1.05		2.83	0.099	7.46	1		0.15	0.704	12.4
s(turb)	6.56		8.43	**<0.001**	8.19	10.85		9.27	**<0.001**	2.01
s(alpha131_1)	7.16		4.53	**<0.001**	1.1	2		2.76	0.068	1
R^2			0.645					0.582		

Figura 743: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de cliques de Toninha. pf=frequência pico, spl=nível de pressão sonora, fmax=frequência máxima, fmin=frequência mínima, turb=turbidez

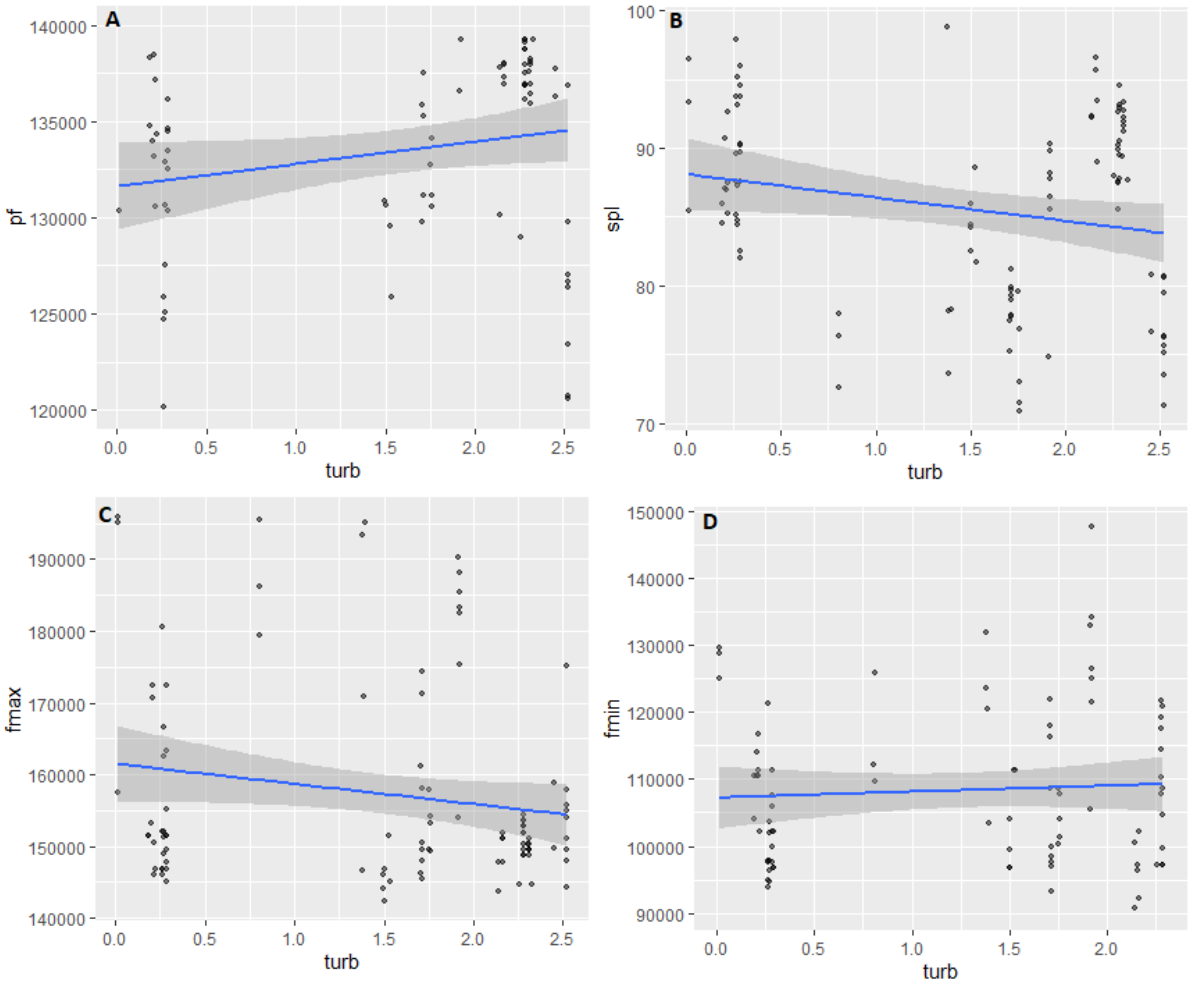


Figura 744: Representações do GAM para a frequência pico de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e o alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

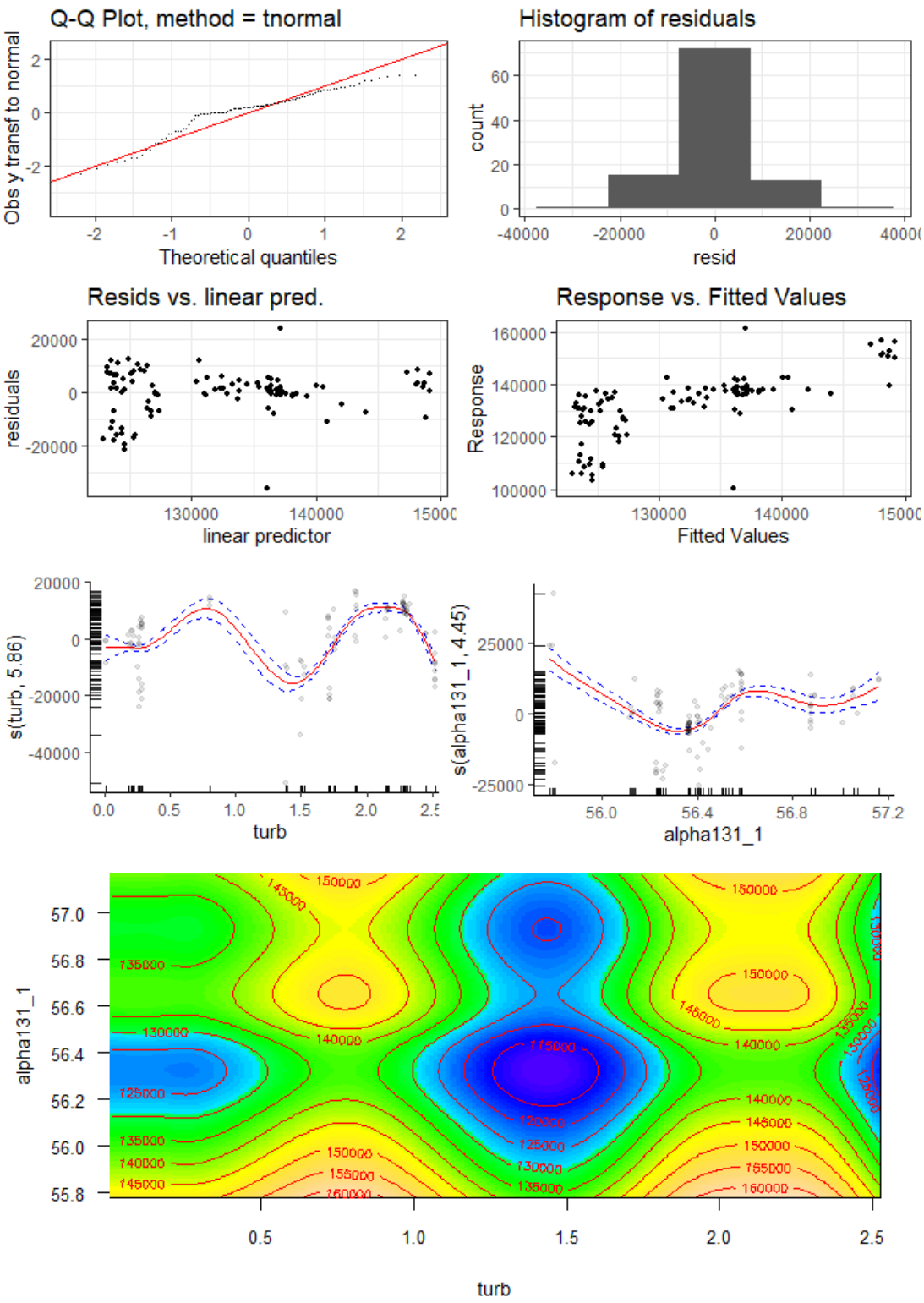


Figura 745: Representações do GAM para o nível de pressão sonora de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da distância perpendicular, turbidez e o alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

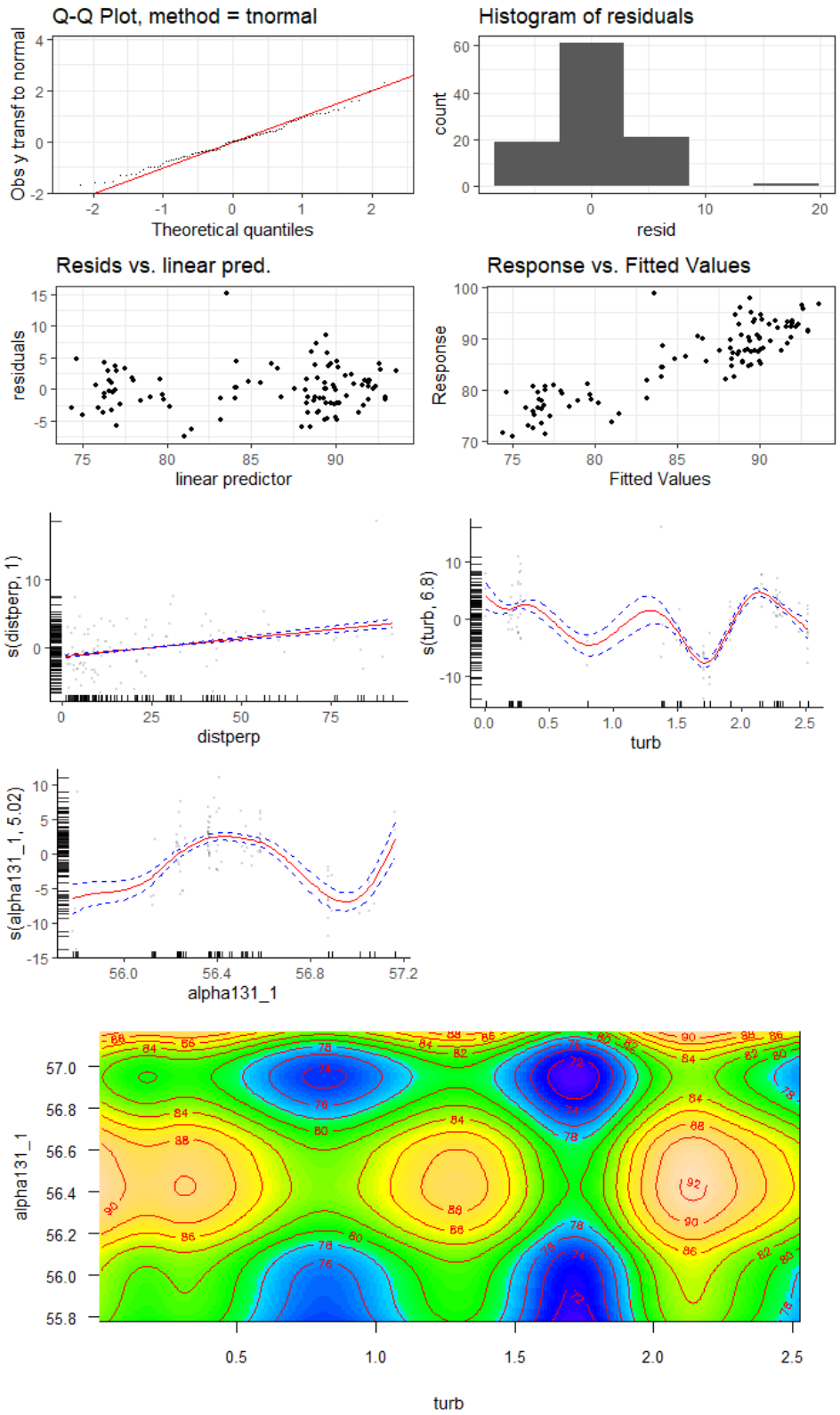


Figura 746: Representações do GAM para largura de banda 3 dB de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste do modelo

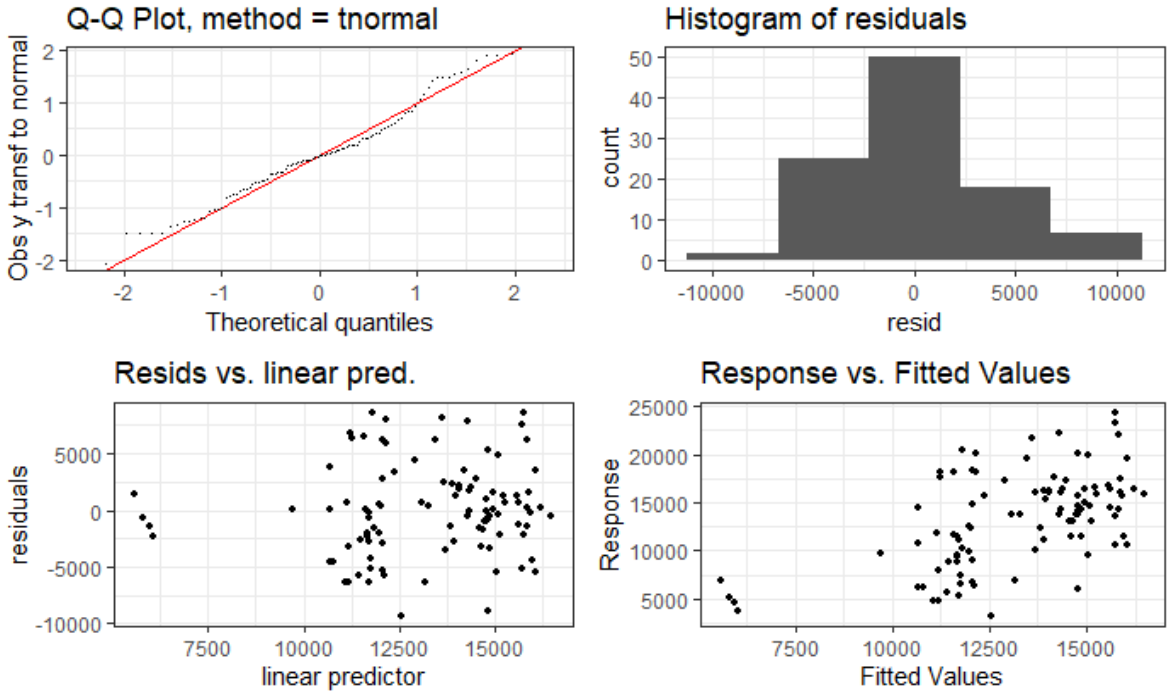


Figura 747: Representações do GAM para largura de banda 10 dB de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

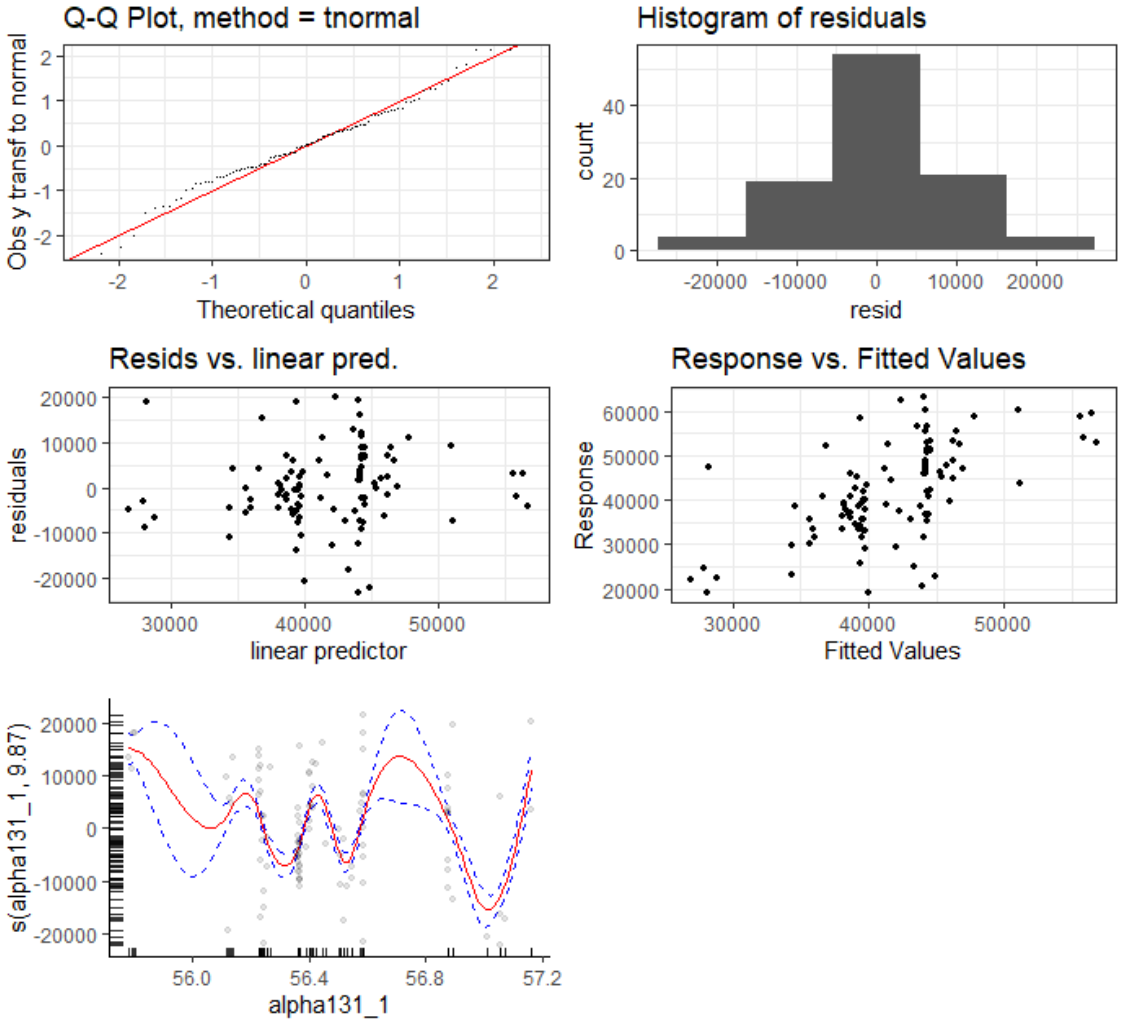


Figura 748: Representações do GAM para a frequência máxima de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

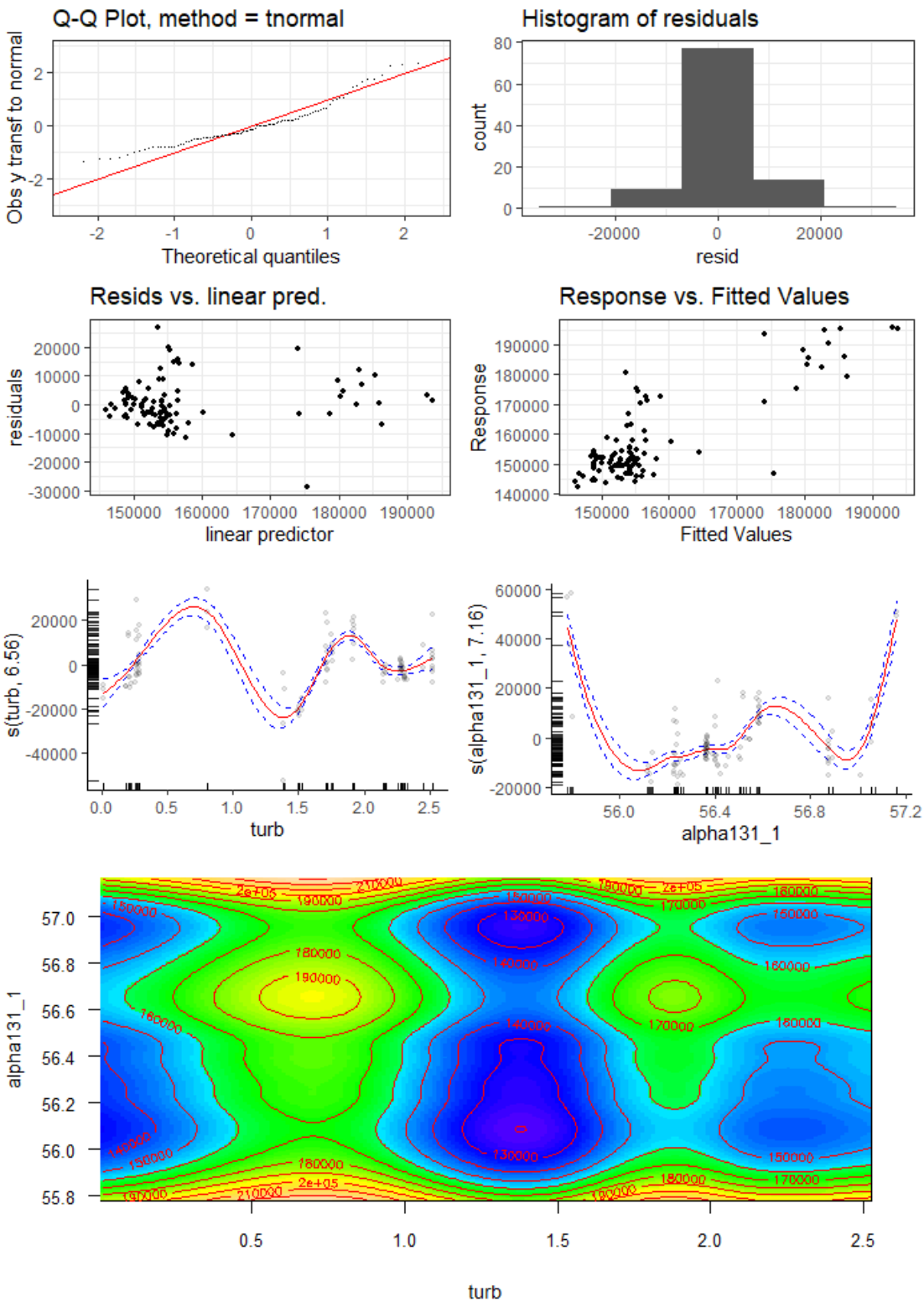
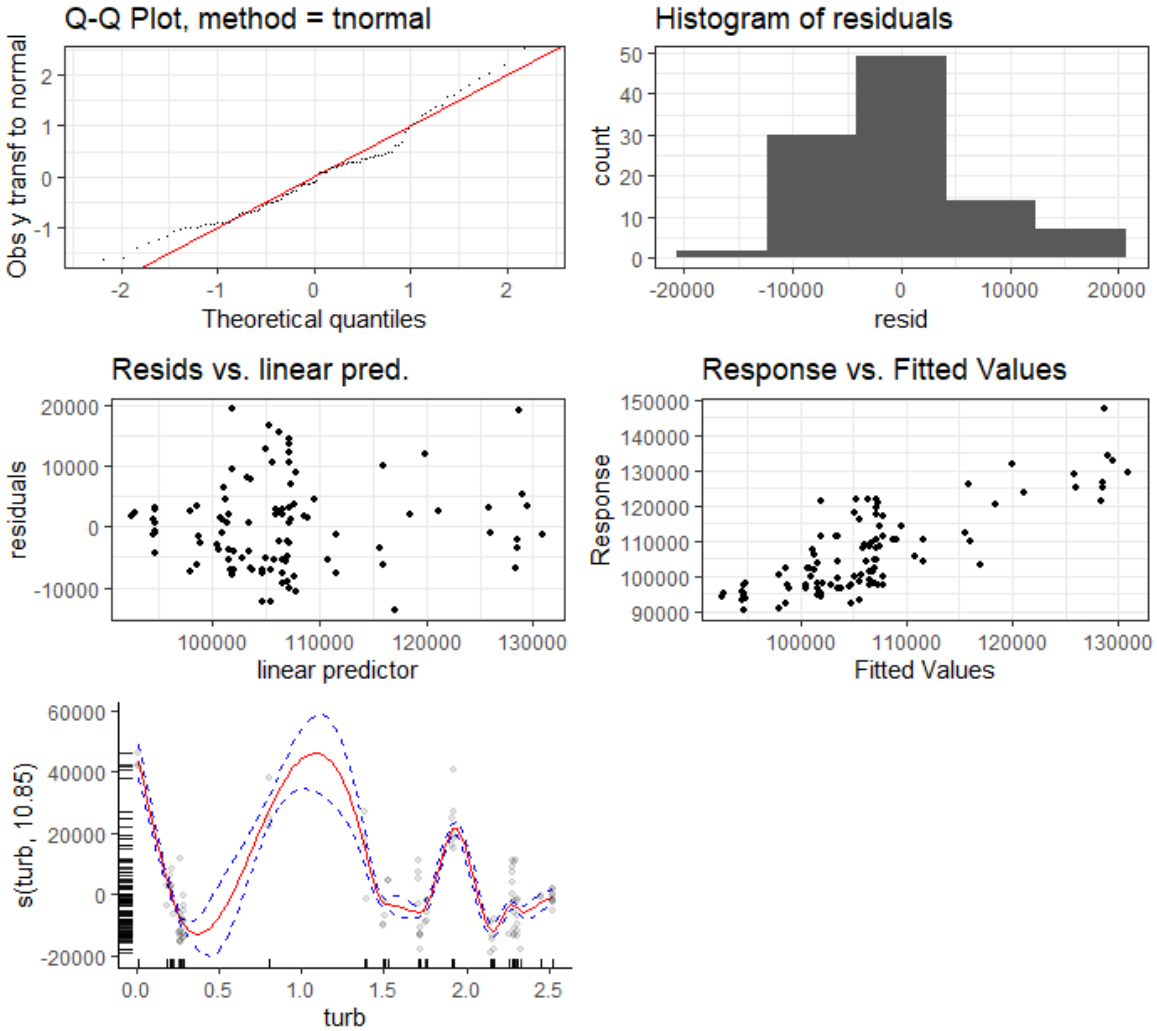


Figura 749: Representações do GAM para a frequência mínima de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança



Os resultados dos modelos de associação de assobios de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos estão pontuados abaixo e a Figura 750 apresenta os efeitos da turbidez nos parâmetros acústicos.

- Frequência mínima (fmin) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção (Figura 751). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência mínima (Figura 750A).
- Frequência máxima (fmax) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção (Figura 752). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição da frequência máxima (Figura 750B).
- Frequência central (fc) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção (Figura 753). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência central (Figura 750C).

- Delta de frequência (df) foi relacionada significativamente com a espécie, turbidez e alfa de absorção (Figura 754). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou à diminuição do delta de frequência (Figura 750D).
- Duração (dur) foi relacionada significativamente com a espécie, turbidez e alfa de absorção (Figura 755). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da duração (Figura 750E).
- Frequência pico (pf) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção Figura 756). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência pico (Figura 750F).
- Frequência inicial (fi) foi relacionada significativamente com a turbidez e alfa de absorção (Figura 757). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência inicial (Figura 750G).
- Frequência final (ff) foi relacionada significativamente com a espécie, turbidez e alfa de absorção (Figura 758). O efeito observado da turbidez foi que seu aumento levou ao aumento da frequência final (Figura 750H).

A Tabela 197 apresenta os resultados detalhados para os modelos de assobios.

Tabela 197: Resultados do GAM entre parâmetros acústicos de assobios e variáveis ambientais para boto-cinza (Sg = *Sotalia guianensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = *Tursiops truncatus*) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = *Steno bredanensis*). df = graus de liberdade. As variáveis estão indicadas por: fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez, alpha11_1= índice alfa de absorção. R^2 representa o valor ajustado

	fmin					**fmax**				
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	4961.17	1828.28	2.71	**0.007**	1954.57	12518.82	2157.82	5.8	**<0.001**	1956.82
spSg	3264.55	1844.86	1.77	0.077	15.77	2431.75	2177.74	1.12	0.264	34.16
spTt	2326.92	1905.49	1.22	0.222	37.06	2700.09	2240.73	1.21	0.228	15.91
s(turb)	13.37		3.95	**<0.001**	1954.57	29.43		11.55	**<0.001**	1956.82
s(alpha11_1)	32.06		4.72	**<0.001**	1954.57	13.75		3.93	**<0.001**	1956.82
R^2			0.153					0.254		

	fc					**df**				
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	7886.9	2055.94	3.84	**<0.001**	1943.94	4484.85	1455.14	3.08	**0.002**	1970.19
spSg	2885.22	2075.54	1.39	0.165	38.11	2259.25	1467.32	1.54	0.124	27.41
spTt	3092.75	2111.68	1.46	0.143	26.21	3863.41	1558.65	2.48	**0.013**	7.7
s(turb)	33.49		7.38	**<0.001**	1943.94	23.25		13.06	**<0.001**	1970.19
s(alpha11_1)	22.56		3.77	**<0.001**	1943.94	6.56		5.35	**<0.001**	1970.19
R^2			0.231					0.222		

	dur					**pf**				
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	1.44	0.07	20.72	**<0.001**	1945.32	8029.28	1842.52	4.36	**<0.001**	1950.91
spSg	-1.2	0.07	-17.17	**<0.001**	46.76	2310.01	1860	1.24	0.214	39.39
spTt	-0.44	0.07	-6.28	**<0.001**	13.34	2038.67	1894.59	1.08	0.282	16.91
s(turb)	43.2		9.77	**<0.001**	1945.32	34.47		7.72	**<0.001**	1950.91
s(alpha11_1)	11.49		7.69	**<0.001**	1945.32	14.62		2.83	**<0.001**	1950.91
R^2			0.548					0.178		

	fi					ff				
Preditores	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df	Estimativa	Erro padrão	Z	p	df
(Intercept)	9686.87	1978.02	4.9	**<0.001**	1955.5	5307.64	2443.85	2.17	**0.03**	1950.49
spSg	-484.89	1995.78	-0.24	0.808	12.74	8722.9	2467	3.54	**<0.001**	36.26
spTt	662.68	2070.73	0.32	0.749	38.89	6271.04	2517.16	2.49	**0.013**	20.89
s(turb)	10.7		2.78	**0.001**	1955.5	31.53		11.69	**<0.001**	1950.49
s(alpha11_1)	33.8		9.46	**<0.001**	1955.5	17.98		6.56	**<0.001**	1950.49
R^2			0.233					0.291		

Figura 750: Tendências gerais do efeito da turbidez nos parâmetros acústicos significativos de assobios de boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos. fmin=frequência mínima, fmax=frequência máxima, fc=frequência central, df=frequência delta, dur=duração, pf=frequência pico, fi=frequência inicial, ff=frequência final, turb=turbidez

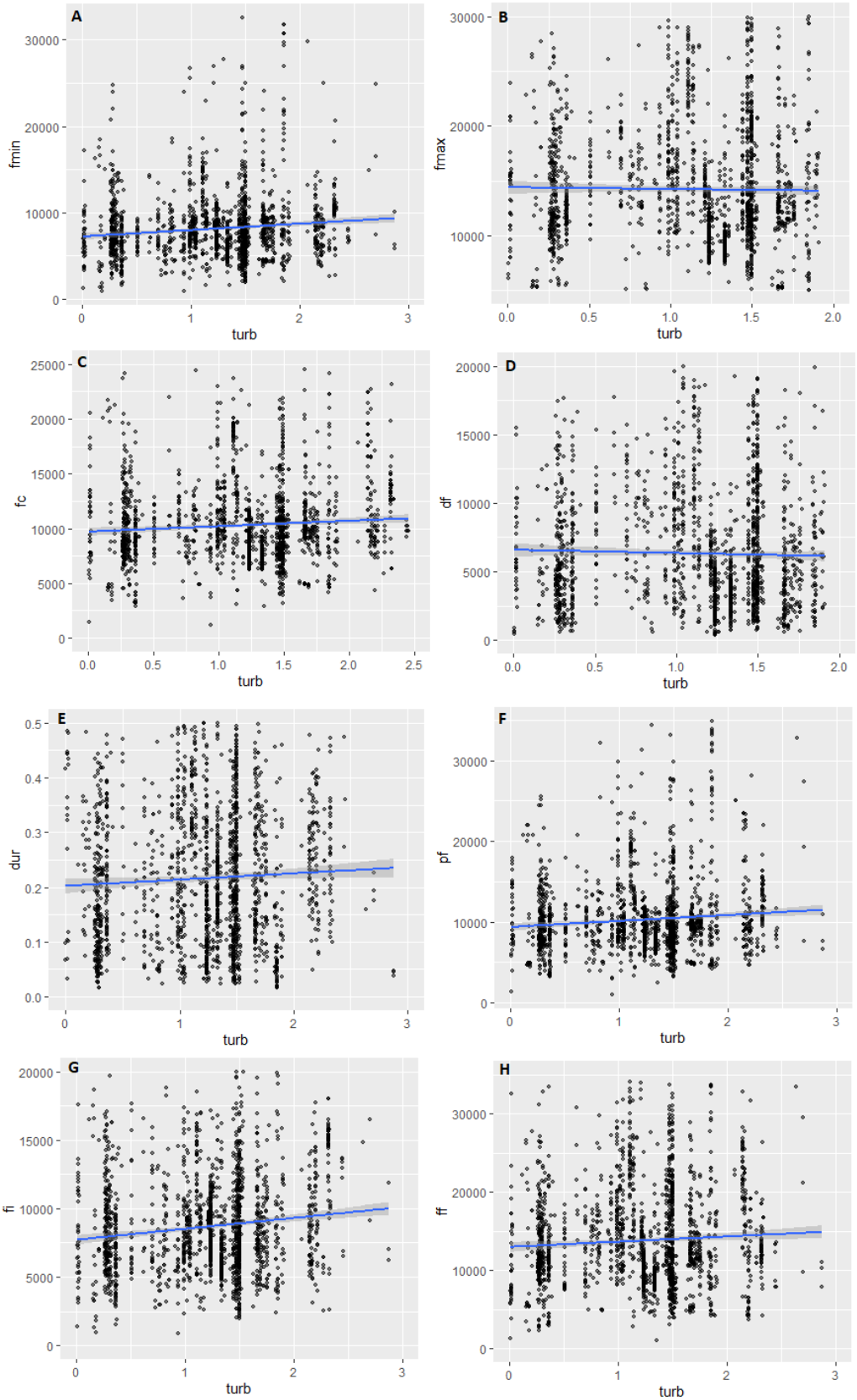


Figura 751: Representações do GAM para a frequência mínima de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

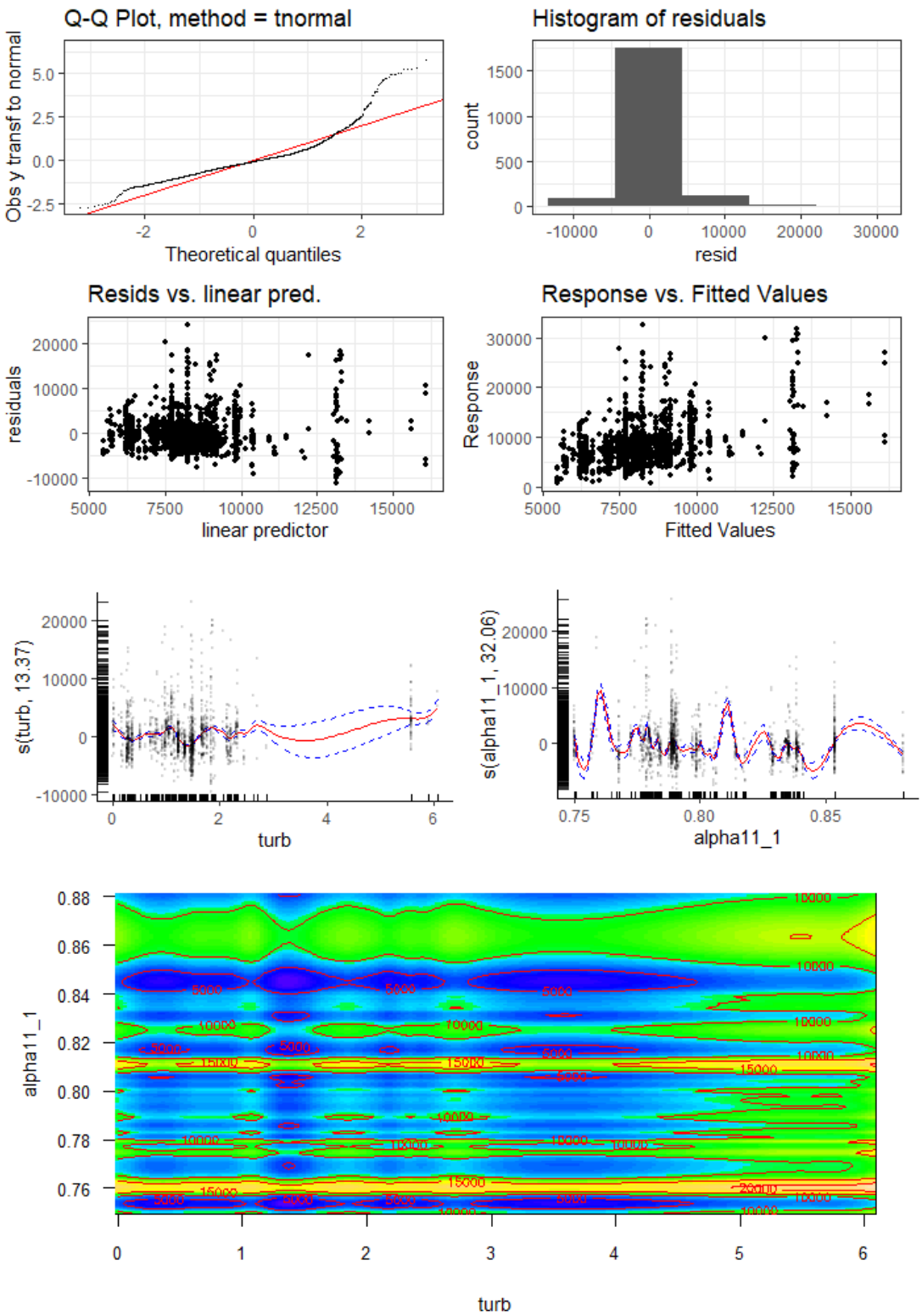


Figura 752: Representações do GAM para a frequência máxima de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

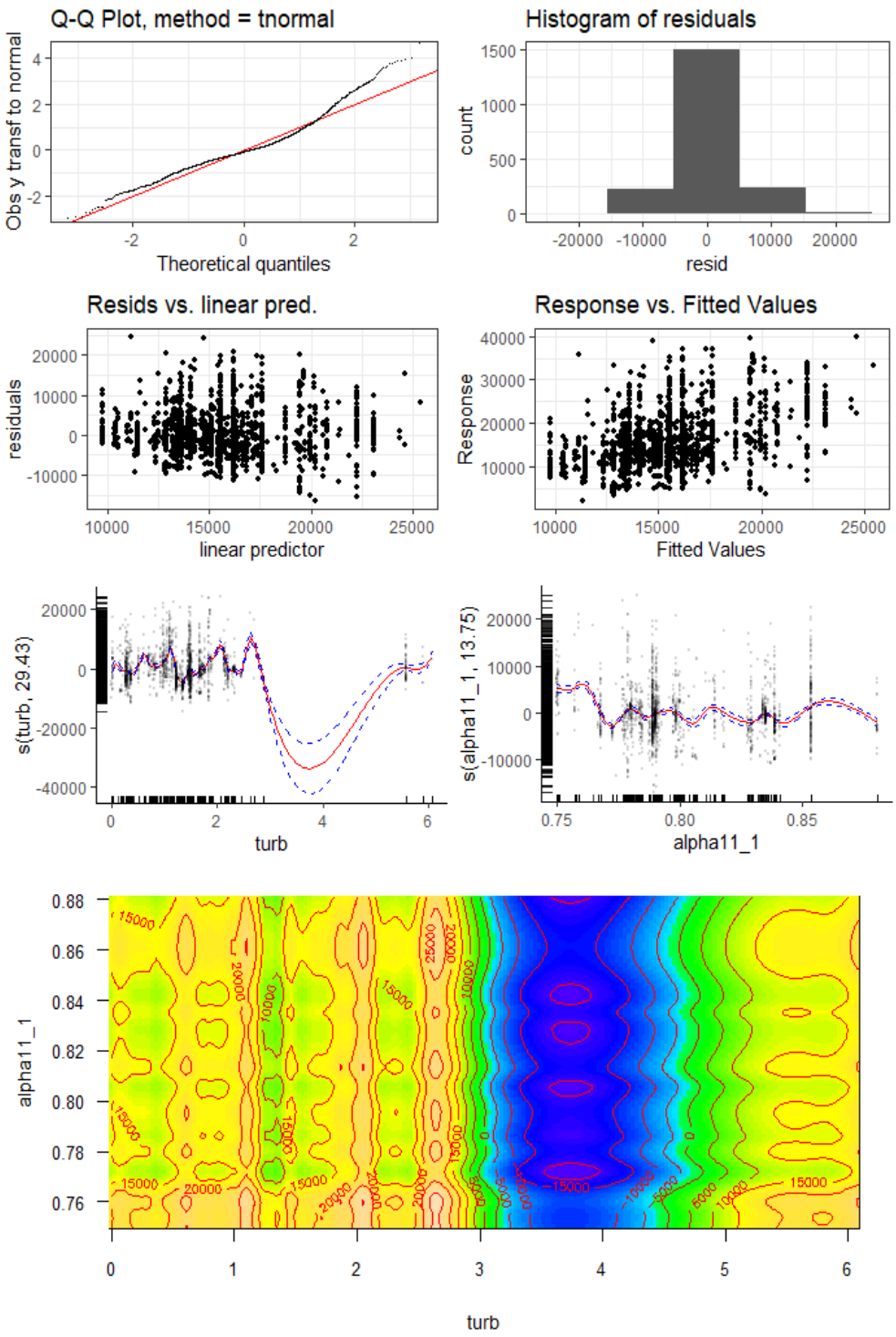


Figura 753: Representações do GAM para a frequência central de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

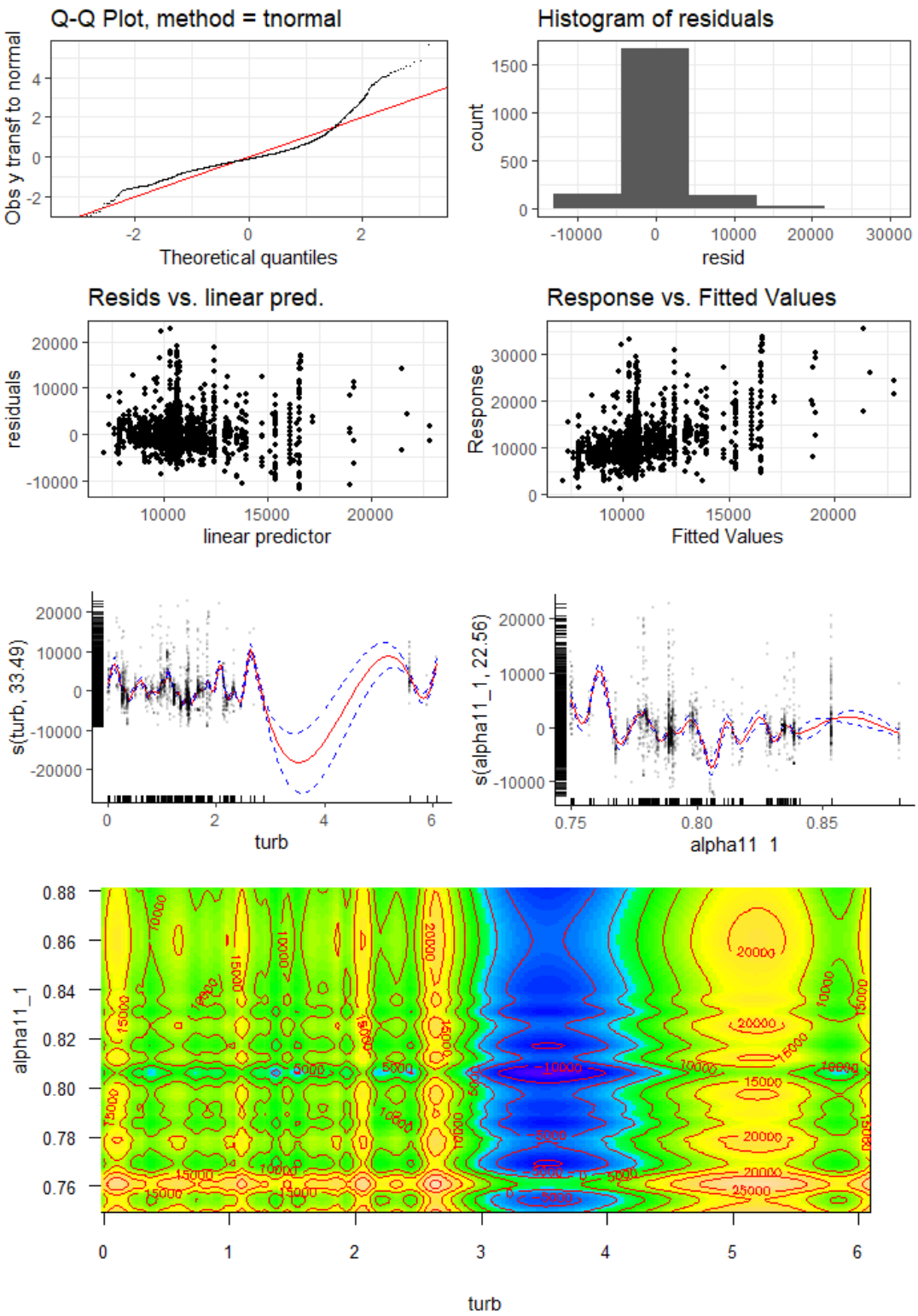


Figura 754: Representações do GAM para a frequência delta de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

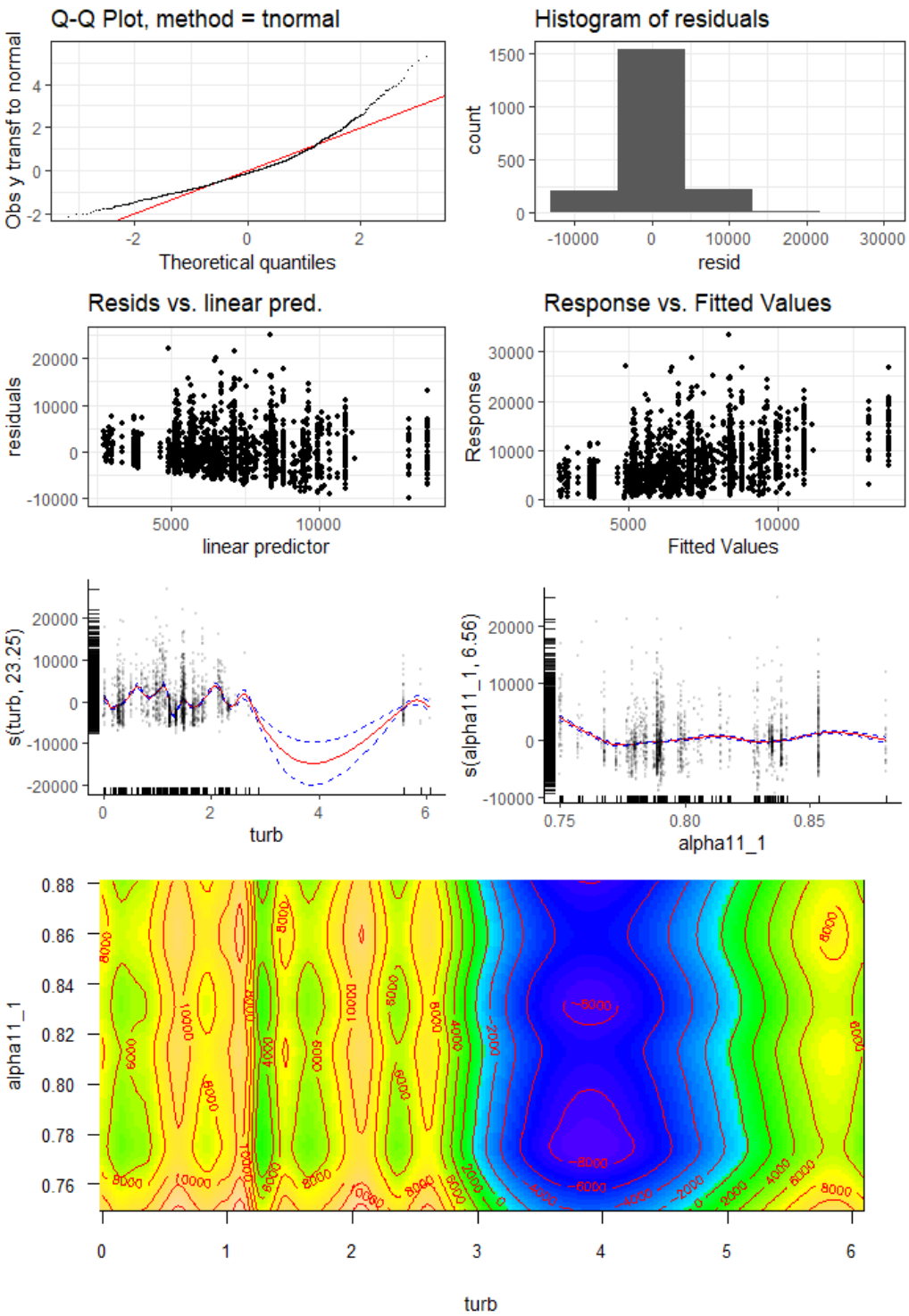


Figura 755: Representações do GAM para a duração de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

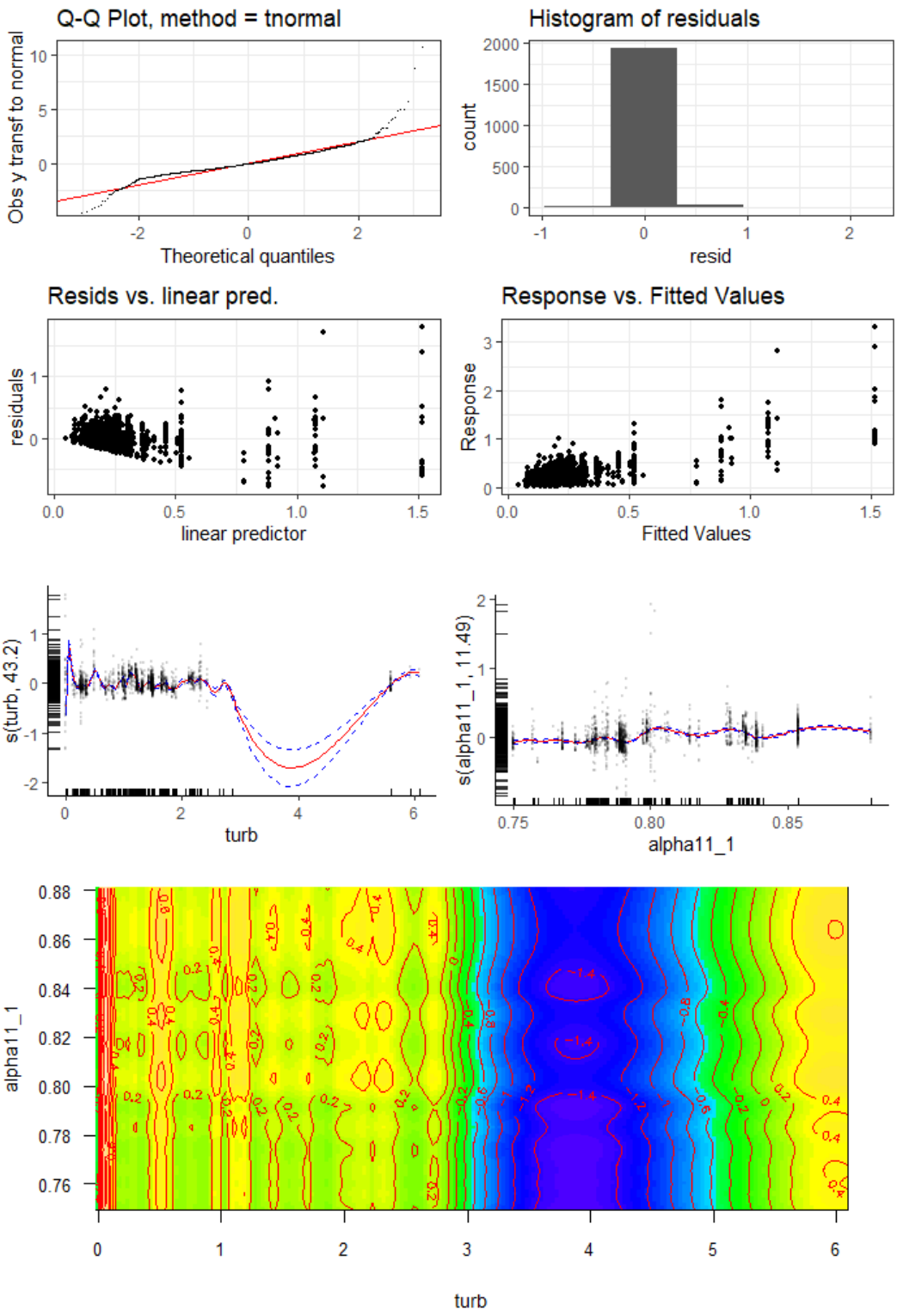


Figura 756: Representações do GAM para a frequência pico de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

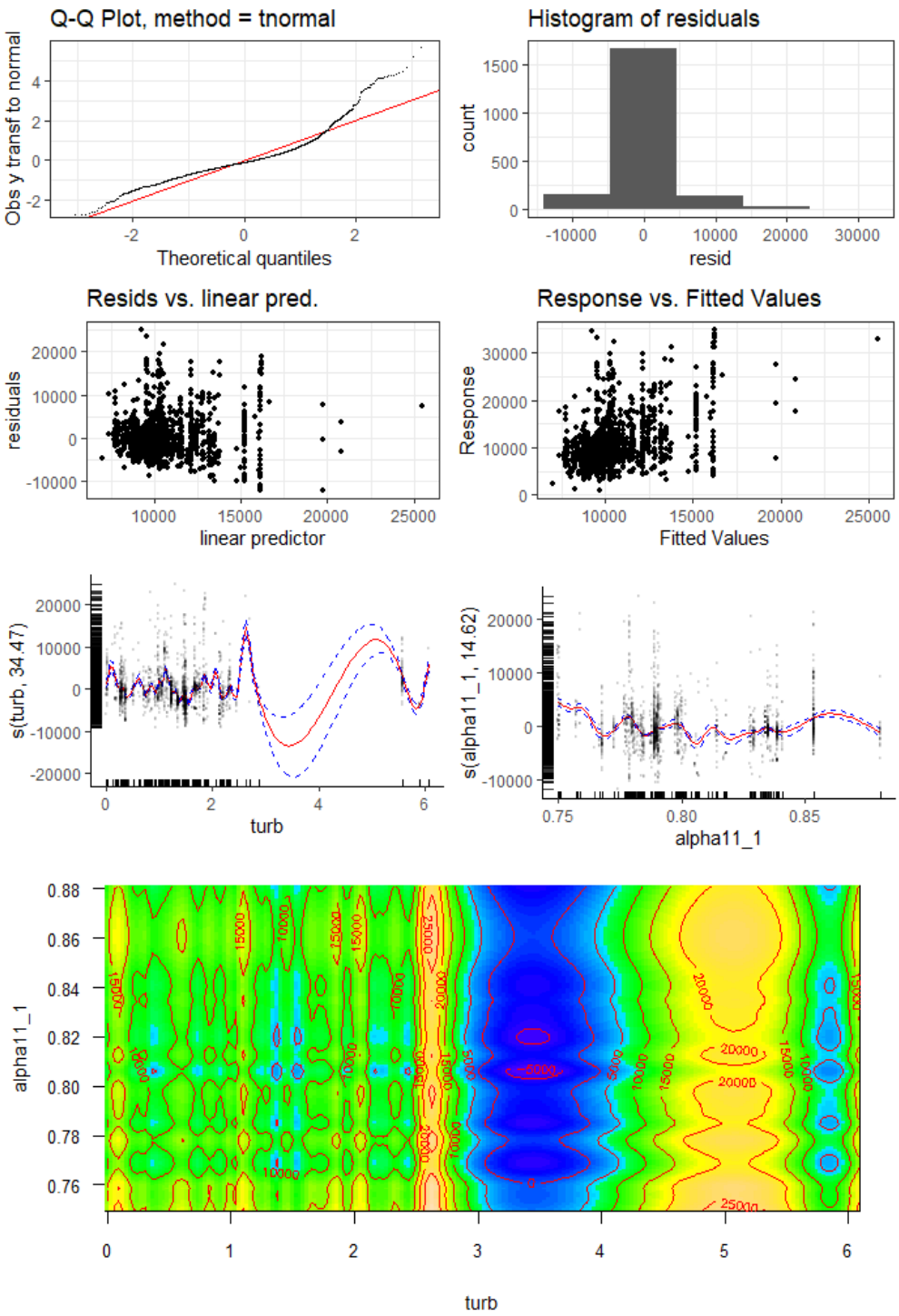


Figura 757: Representações do GAM para a frequência inicial de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

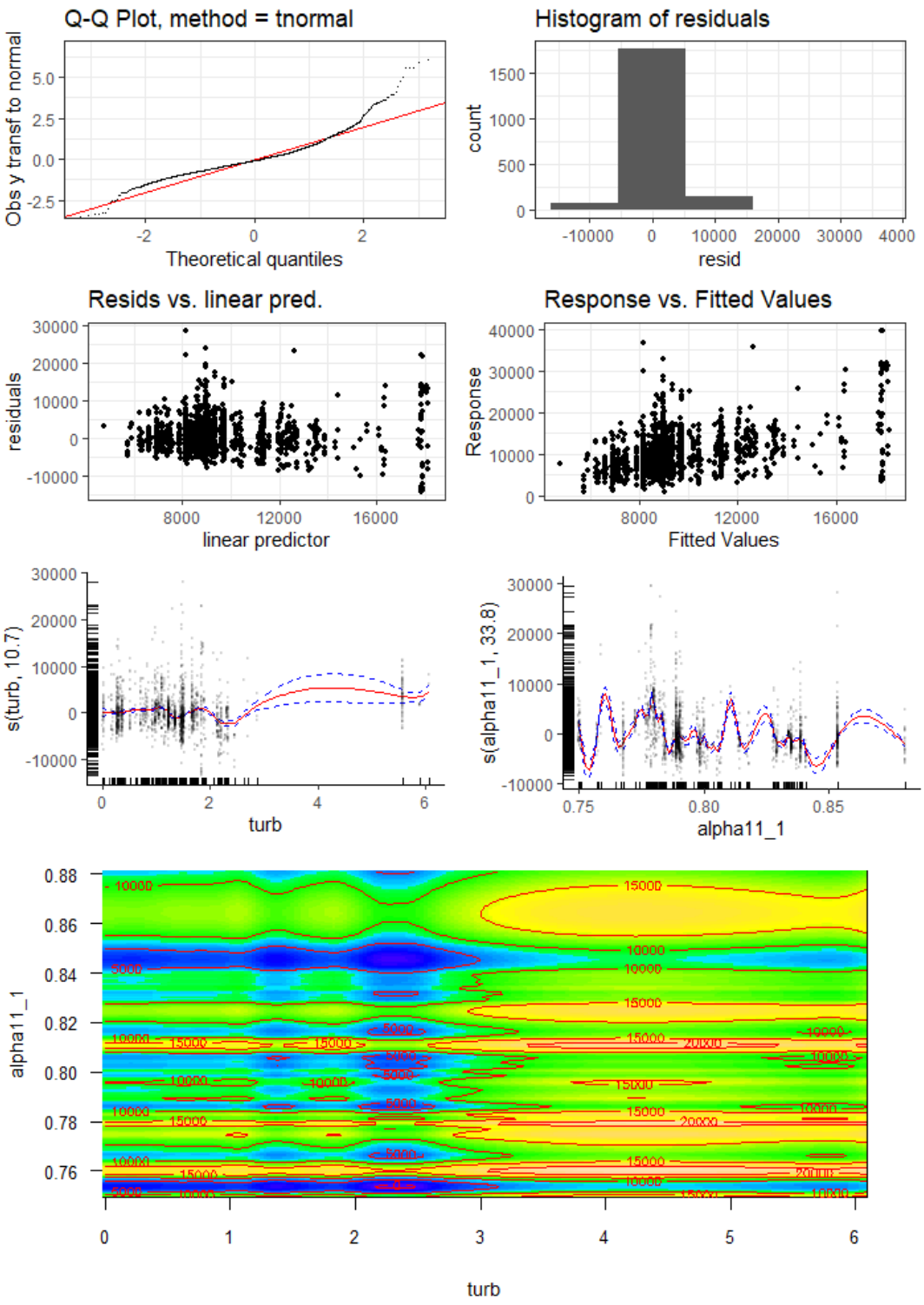
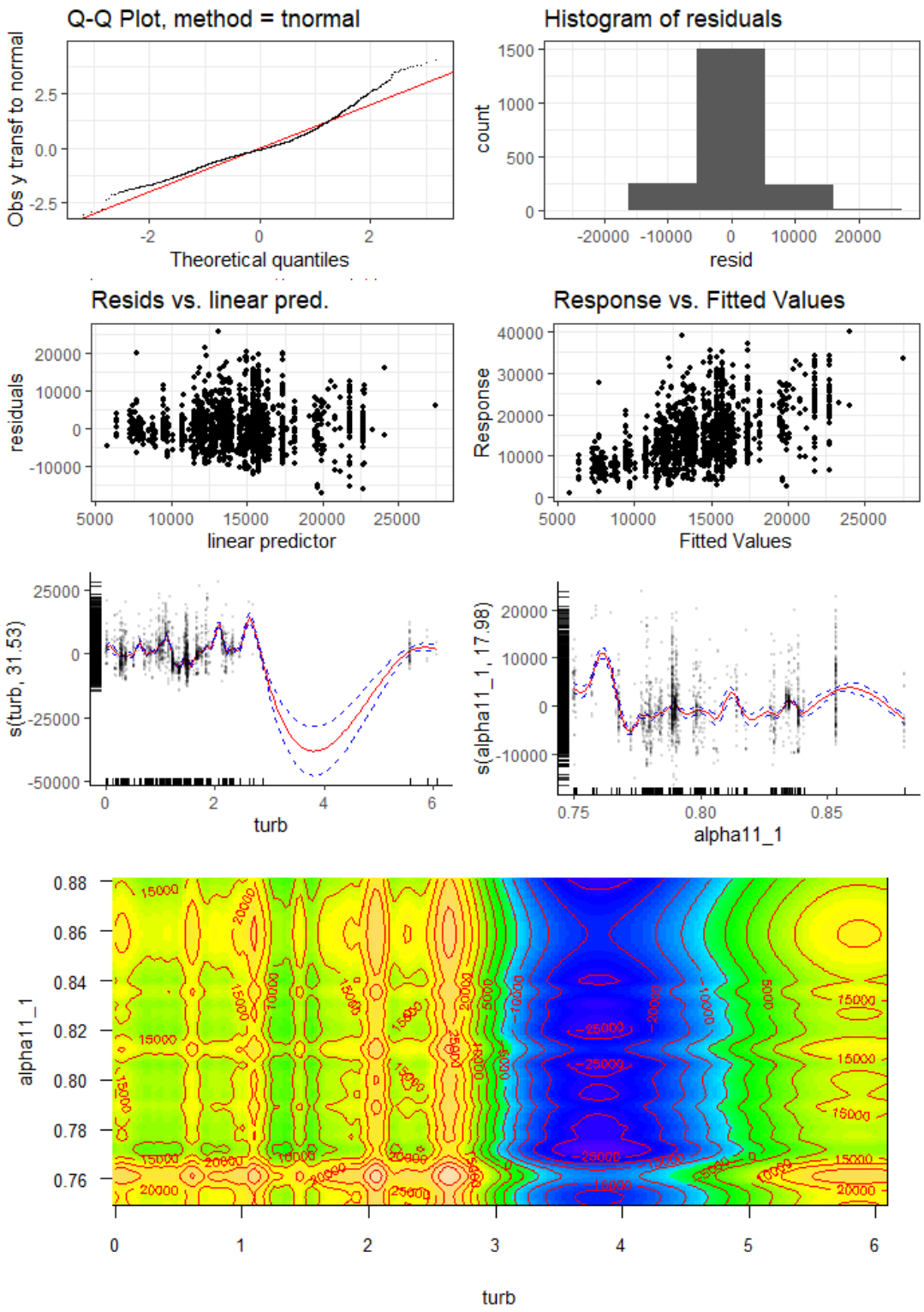


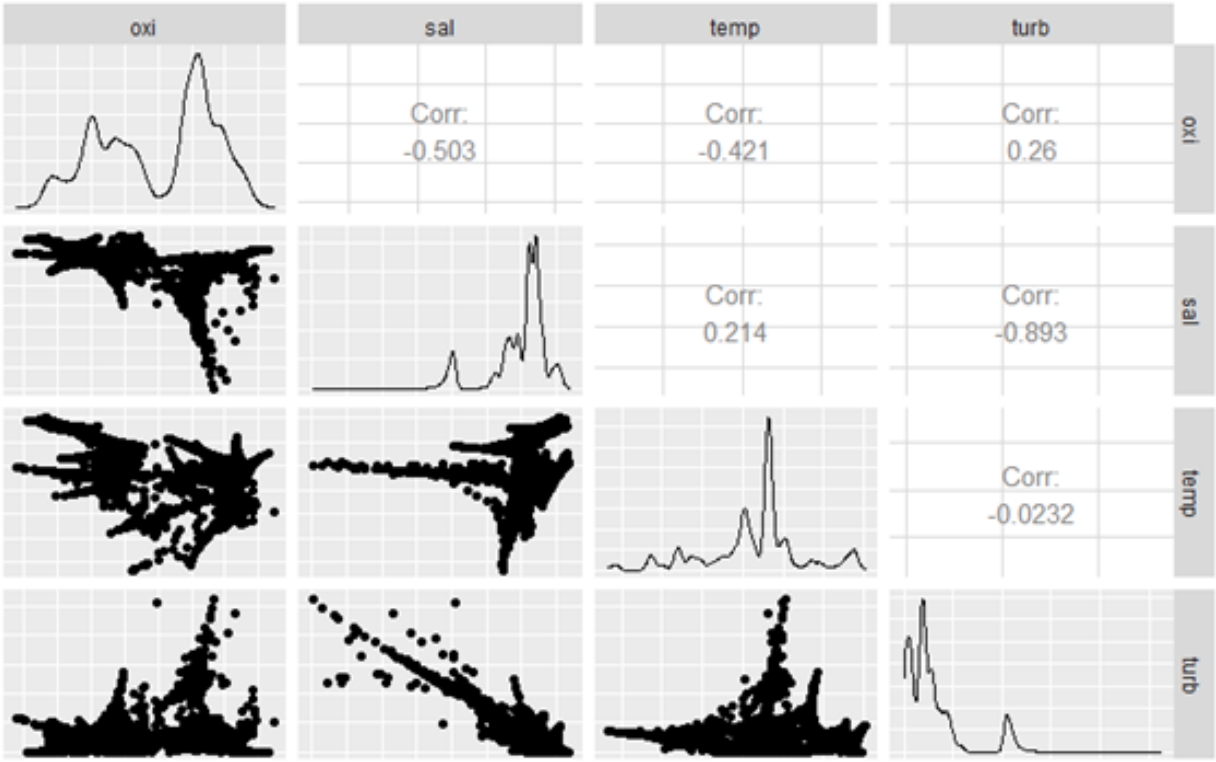
Figura 758: Representações do GAM para a frequência final de assobios. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado da turbidez e do alfa de absorção. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança. Abaixo está a representação topográfica mostrando a interação entre turbidez e o alfa de absorção. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)



1.4.4.3.1 GAM binomial para cetáceos, camarões, peixes e variáveis ambientais.

A análise correlação prévia à construção dos modelos indicou que as variáveis turbidez e salinidade são correlacionadas (correlação=-0.893) (Figura 759), portanto, mutuamente exclusivas no GAM, sendo consideradas em modelos diferentes. Para a visualização, além dos plots de avaliação dos resíduos e curvas dos efeitos suavizados, as variáveis explicativas presença e ausência acústica de camarões e peixes, oxigênio e temperatura foram topograficamente representados em interação com a turbidez e com a salinidade, já que essas variáveis são mutuamente exclusivas. As representações gráficas dos modelos binomiais foram adequadas para a interpretação binária através do argumento *trans=plogis* no R, dessa forma a escala gráfica compreende entre os valores 0 (zero) e 1 (um).

Figura 759: Distribuição e índices de correlações das variáveis utilizadas no GAM entre presença e ausência acústica de cetáceos, camarões, peixes e variáveis ambientais. Oxi=oxigênio, sal=salinidade, temp=temperatura, turb=turbidez



Os resultados para os modelos de turbidez mostraram que:

- A presença e ausência de todas as espécies em conjunto foram significativamente relacionadas à presença e ausência de camarões e peixes, oxigênio, temperatura e turbidez (Figura 760 e Figura 761).
- A presença e ausência de toninha foram significativamente relacionadas à presença e ausência de peixes, oxigênio, temperatura e turbidez (Figura 762 e Figura 763).
- A presença e ausência de boto cinza foram significativamente relacionadas à presença e ausência de camarões e peixes, oxigênio, temperatura e turbidez (Figura 764 e Figura 765).
- A presença e ausência de golfinho de dentes rugosos foram significativamente relacionadas à presença e ausência de peixes, oxigênio, temperatura e turbidez (Figura 766 e Figura 767).
- A presença e ausência de golfinho nariz de garrafa foram significativamente relacionadas à presença e ausência de peixes, oxigênio, temperatura e turbidez (Figura 768 e Figura 769).

Os resultados para os modelos de salinidade mostraram significância para os mesmos parâmetros dos modelos de turbidez (Figura 770 a Figura 779). A Tabela 198 apresenta os resultados detalhados para o GAM ecológico.

Tabela 198: Resultados do GAM ecológico entre presença e ausência das espécies de cetáceos em conjunto e separadamente para toninha (Pb = Pontoporia blainvillei), boto-cinza (Sg = Sotalia guianensis), golfinho-nariz-de-garrafa (Tt = Tursiops truncatus) e golfinho-de-dentes-rugosos (Sb = Steno bredanensis) em relação à presença e ausência acústica de camarões e peixes, oxigênio, temperatura, turbidez e salinidade. R2 representa o valor ajustado

Modelos de turbidez					**Modelos de salinidade**				
Todas as espécies					**Todas as espécies**				
Preditores	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*	*Preditores*	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*
(Intercept)	-8.17	0.46	-17.84	**<0.001**	(Intercept)	-12.95	1.51	-8.58	**<0.001**
camarao	8.16	0.43	19.06	**<0.001**	camarao	13.18	1.52	8.69	**<0.001**
peixe	0.59	0.06	9.21	**<0.001**	peixe	0.5	0.06	7.82	**<0.001**
s(oxi)	6.94		726.48	**<0.001**	s(oxi)	6.92		812.52	**<0.001**
s(temp)	6.76		864.4	**<0.001**	s(temp)	8.58		769.9	**<0.001**
s(turb)	5.98		519.25	**<0.001**	s(sal)	5.85		155.42	**<0.001**
R^2		0.737			R^2		0.721		
Pb					**Pb**				
Preditores	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*	*Preditores*	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*
(Intercept)	-406.88	632989.83	0	0.999	(Intercept)	-141.69	632989.83	0	1
camarao	41.54	632989.83	0	1	camarao	41.47	632989.87	0	1
peixe	1.08	0.21	5.22	**<0.001**	peixe	1.49	0.23	6.61	**<0.001**
s(oxi)	5.91		313.26	**<0.001**	s(oxi)	6.35		247.65	**<0.001**
s(temp)	6.58		147.99	**<0.001**	s(temp)	6.76		295.26	**<0.001**
s(turb)	3.97		392.61	**<0.001**	s(sal)	3.98		169.46	**<0.001**
R^2		0.894			R^2		0.877		
Sg					**Sg**				
Preditores	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*	*Preditores*	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*
(Intercept)	-7.66	0.27	-28.85	**<0.001**	(Intercept)	-14.21	1.54	-9.2	**<0.001**
camarao	7.2	0.29	24.76	**<0.001**	camarao	13.43	1.57	8.53	**<0.001**
peixe	0.63	0.07	9.08	**<0.001**	peixe	0.49	0.07	7.09	**<0.001**
s(oxi)	6.91		610.57	**<0.001**	s(oxi)	6.91		717.66	**<0.001**
s(temp)	6.58		818.72	**<0.001**	s(temp)	6.18		762.37	**<0.001**

Modelos de turbidez					Modelos de salinidade				
Todas as espécies					**Todas as espécies**				
s(turb)	4.96		206.07	**<0.001**	s(sal)	5.83		271.17	**<0.001**
R^2		0.65			R^2		0.657		
Sb					**Sb**				
Preditores	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*	*Preditores*	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*
(Intercept)	-587.27	632989.83	0	0.999	(Intercept)	-1485.25	632989.83	0	0.998
camarao	101.84	632989.84	0	1	camarao	263.67	632989.86	0	1
peixe	2.77	0.43	6.37	**<0.001**	peixe	2.56	0.43	5.95	**<0.001**
s(oxi)	6.02		152.54	**<0.001**	s(oxi)	6.88		124.2	**<0.001**
s(temp)	4.86		74.96	**<0.001**	s(temp)	4.49		57.72	**<0.001**
s(turb)	3.01		60.84	**<0.001**	s(sal)	2.98		100.64	**<0.001**
R^2		0.746			R^2		0.748		
Tt					**Tt**				
Preditores	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*	*Preditores*	*Log-Odds*	*Erro padrão*	*Z*	*p*
(Intercept)	-50.7	632989.83	0	1	(Intercept)	-107.58	632989.83	0	1
camarao	46.69	632989.83	0	1	camarao	35.01	632989.83	0	1
peixe	-0.77	0.1	-7.71	**<0.001**	peixe	-0.68	0.1	-6.58	**<0.001**
s(oxi)	6.88		311.82	**<0.001**	s(oxi)	6.86		293.76	**<0.001**
s(temp)	6.91		792.19	**<0.001**	s(temp)	6.93		862.01	**<0.001**
s(turb)	4.71		121.64	**<0.001**	s(sal)	4.62		149.44	**<0.001**
R^2		0.681			R^2		0.693		

Figura 760: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de todas as espécies de cetáceos de forma geral. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

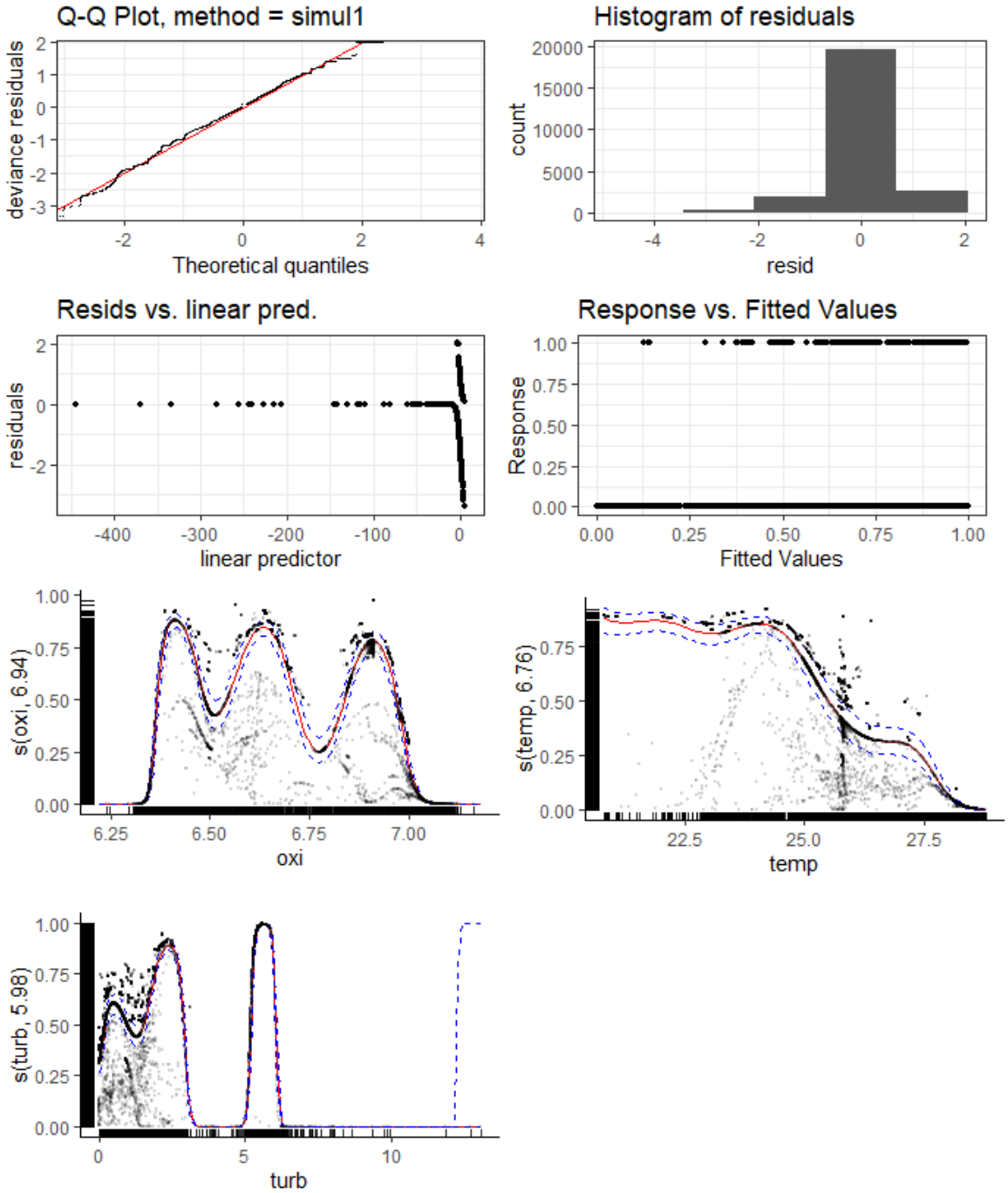


Figura 761: Representação topográfica para todas as espécies de cetáceos de forma geral, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

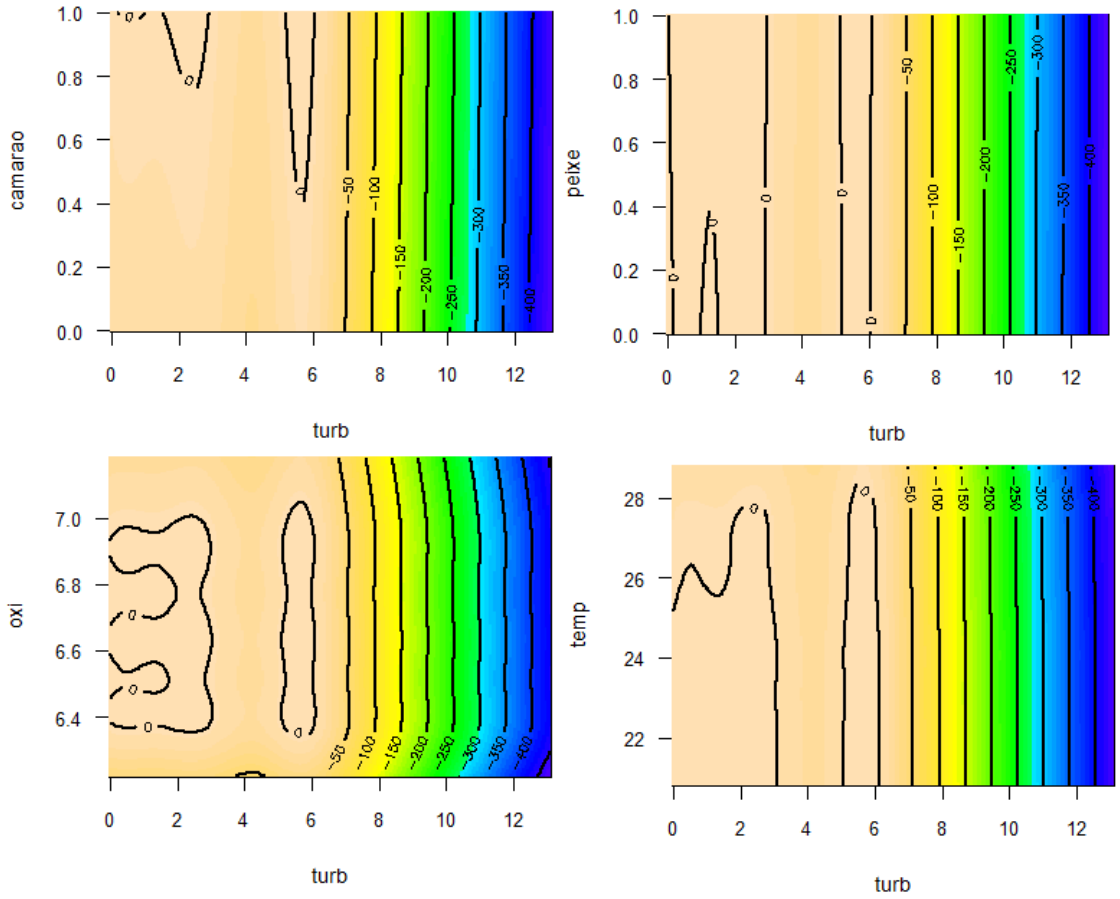


Figura 762: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de toninha. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

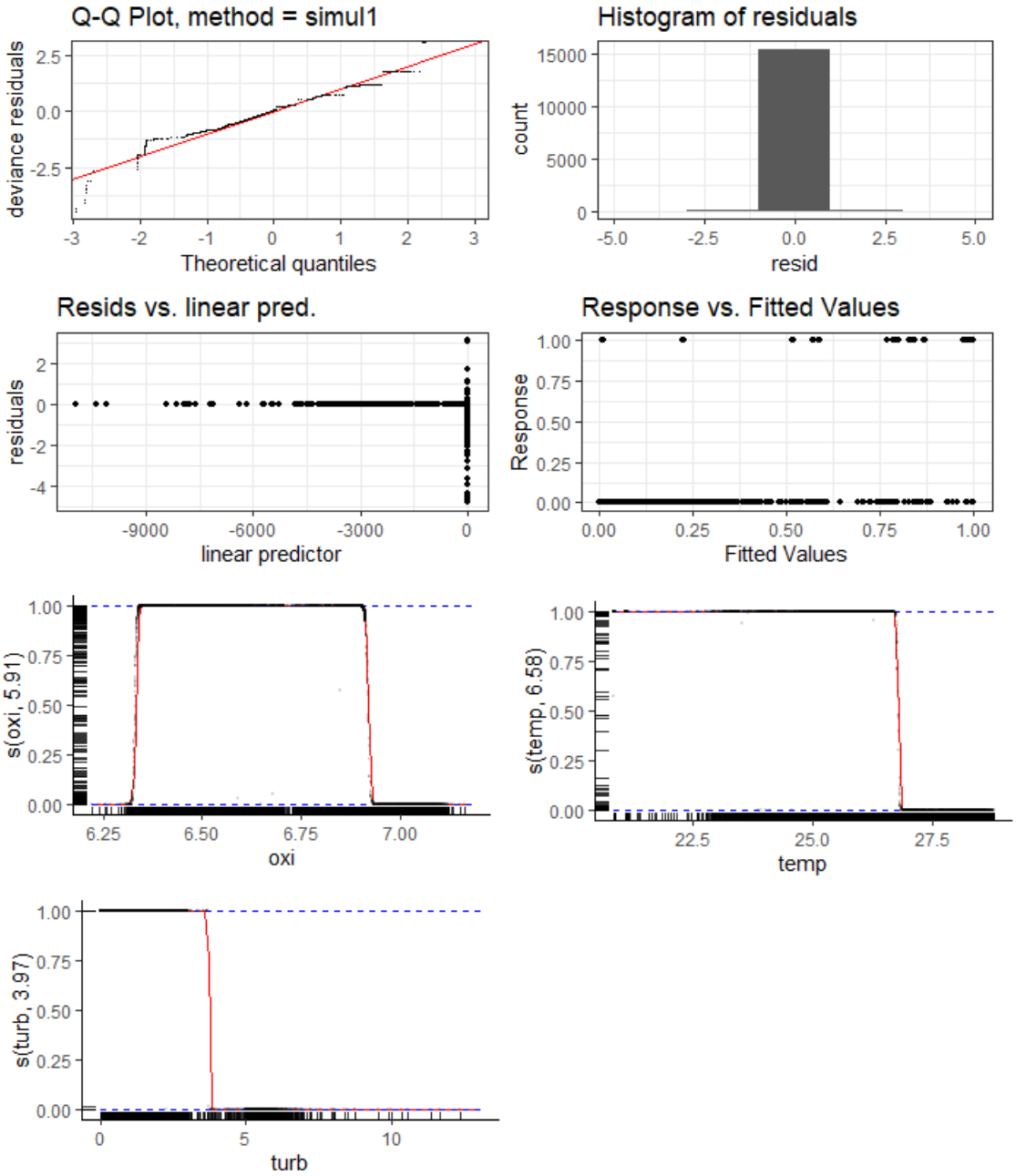


Figura 763: Representação topográfica para toninha, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

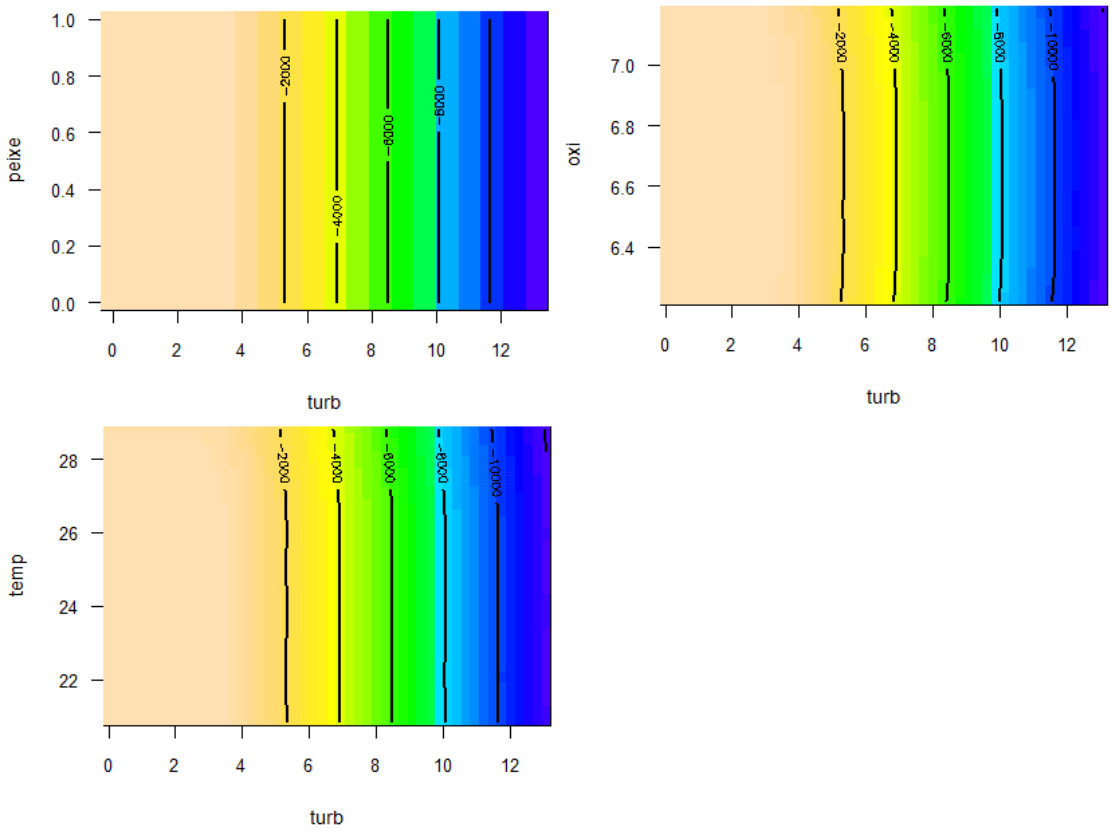


Figura 764: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de boto-cinza. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

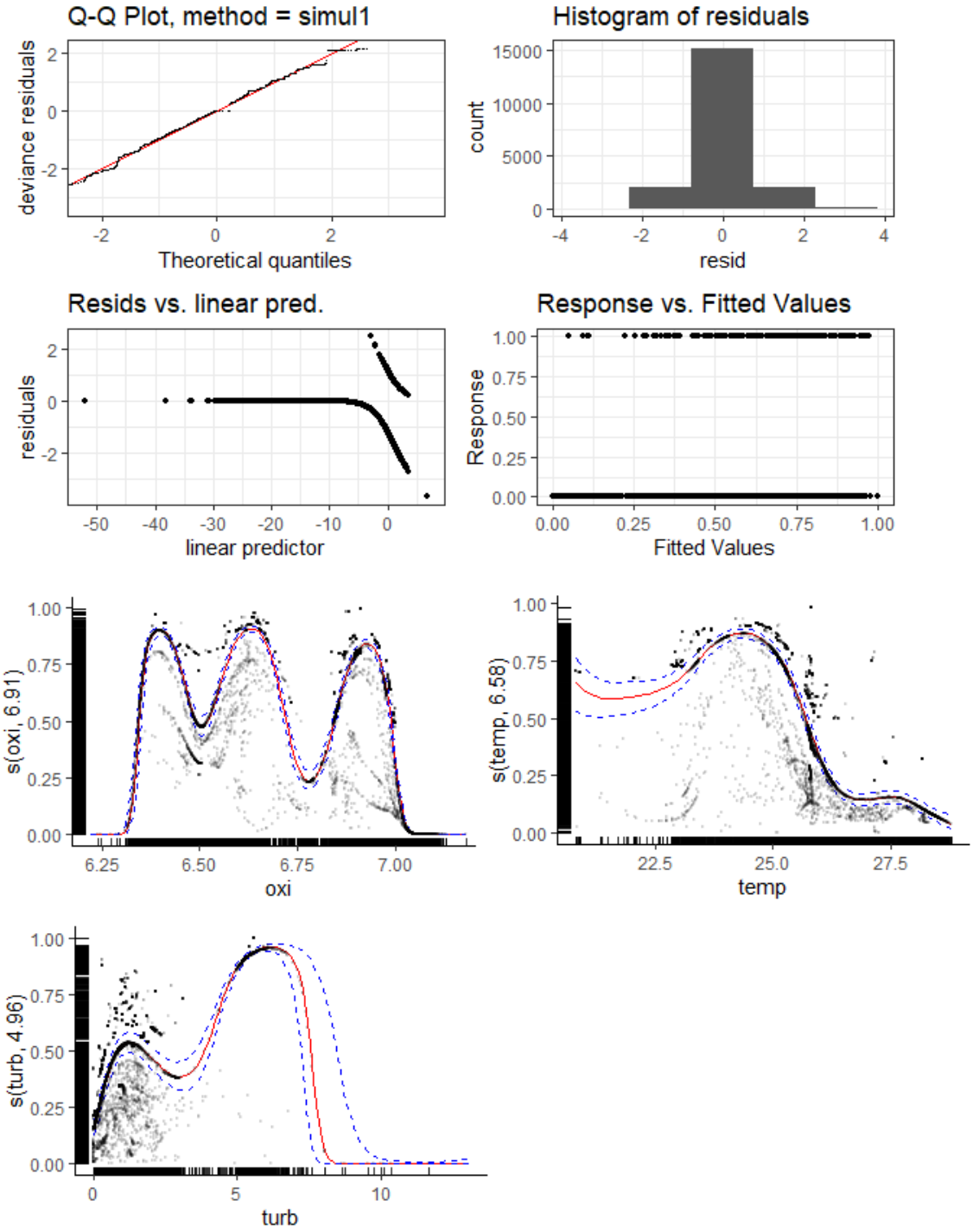


Figura 765: Representação topográfica para boto-cinza, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

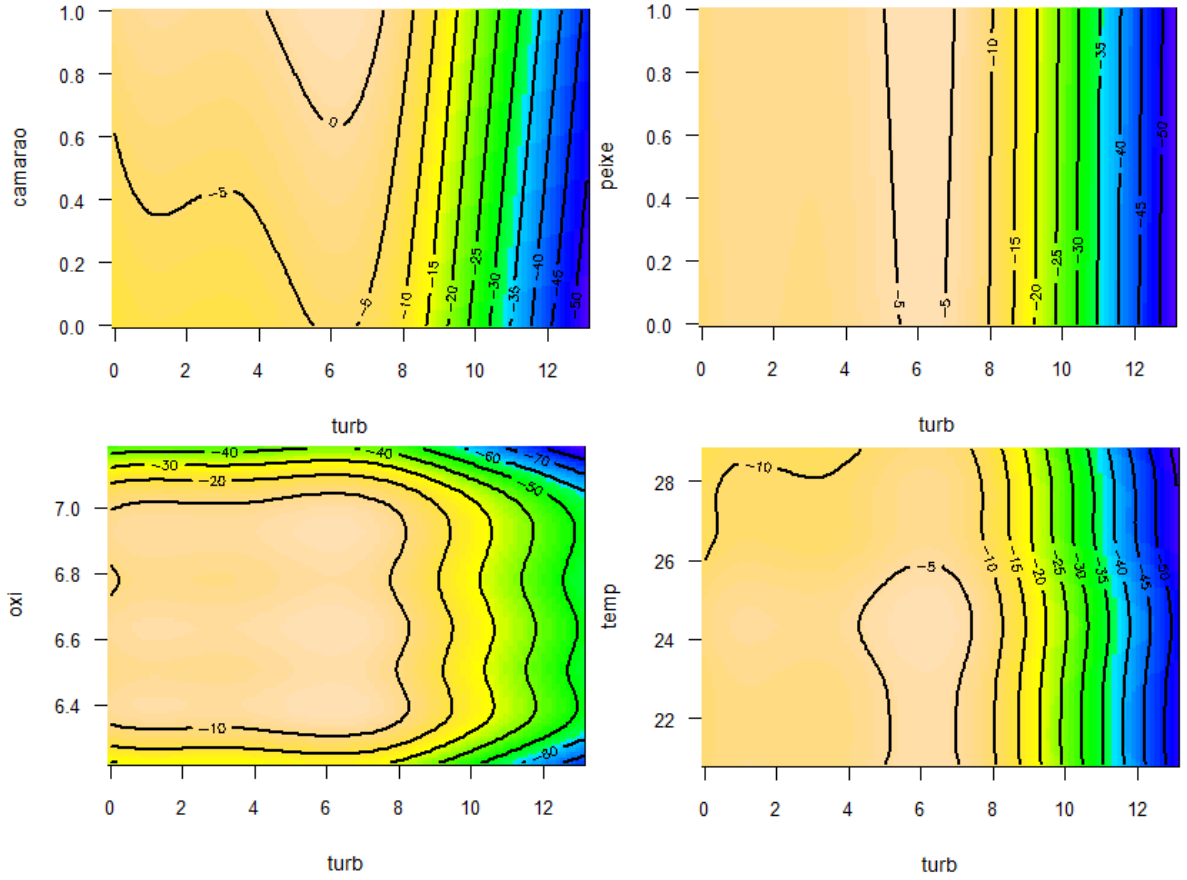


Figura 766: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de golfinho-de-dentes-rugosos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

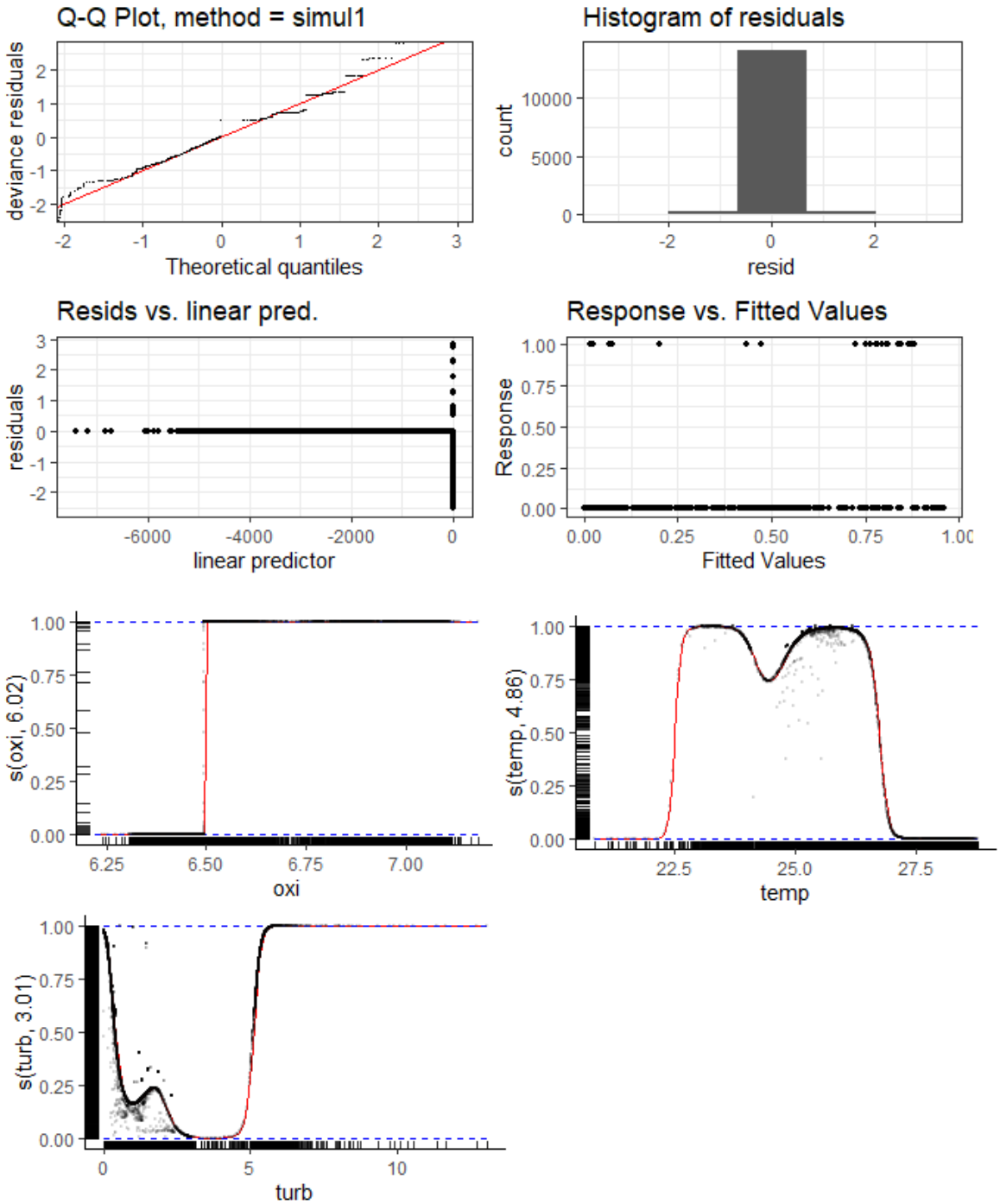


Figura 767: Representação topográfica para golfinho-de-dentes-rugosos, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

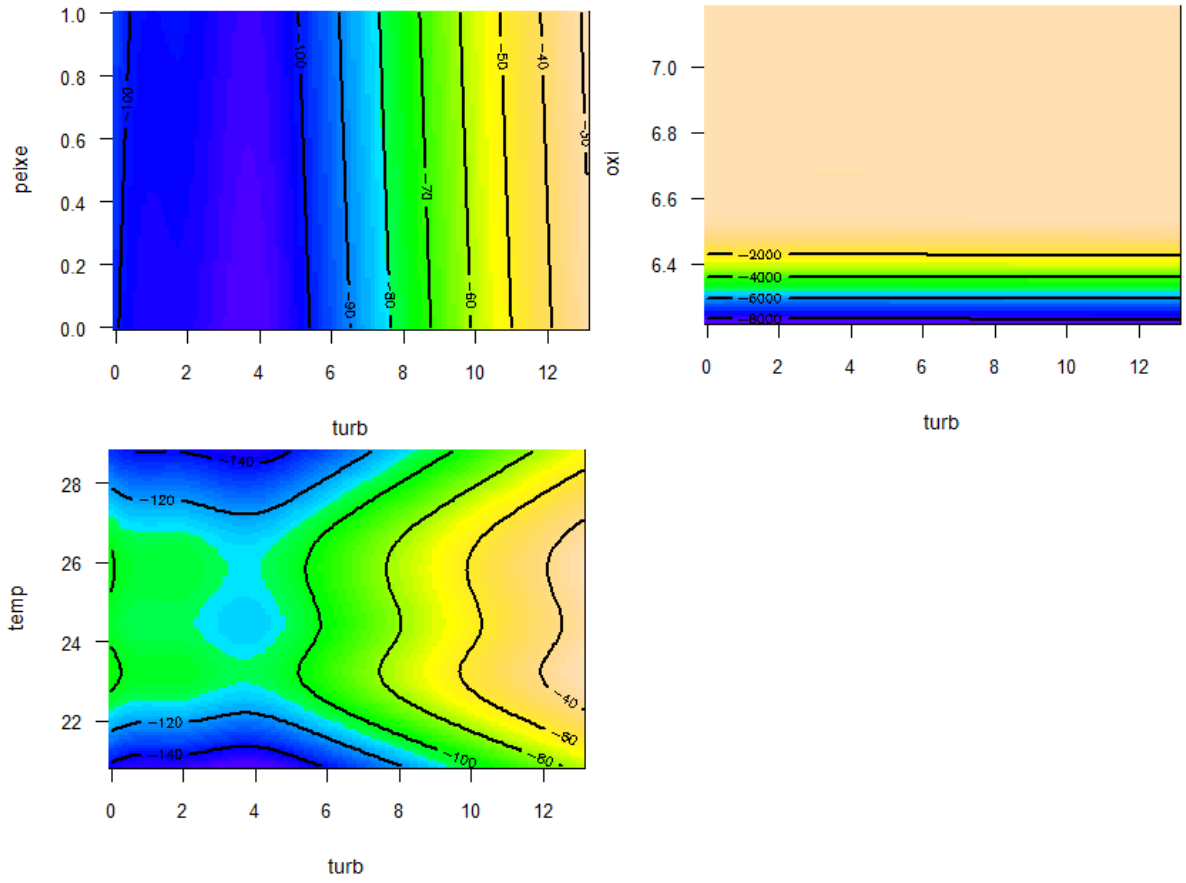


Figura 768: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência acústica de golfinho-nariz-de-garrafa. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e turbidez. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

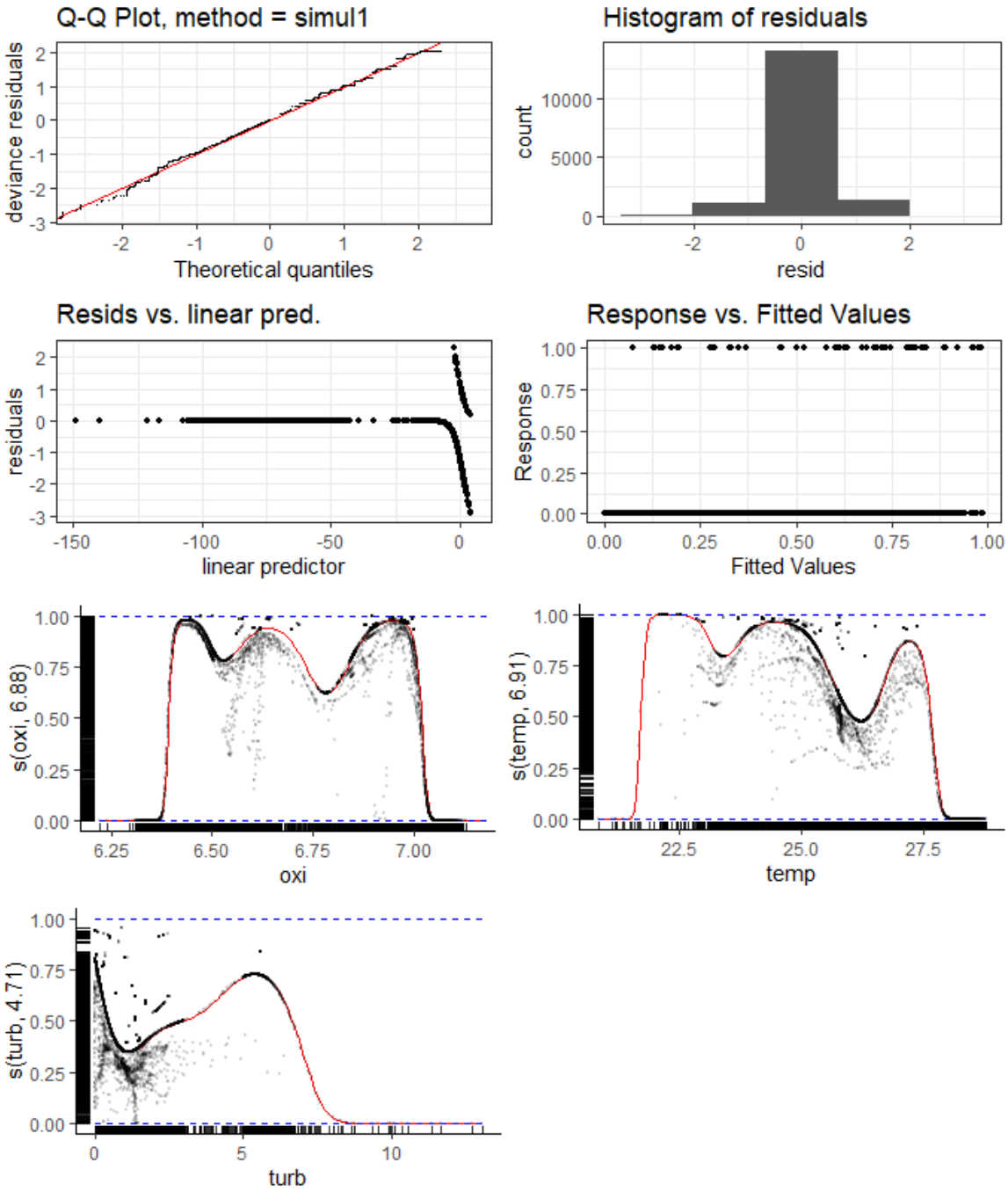


Figura 769: Representação topográfica para golfinho-nariz-de-garrafa, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à turbidez. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

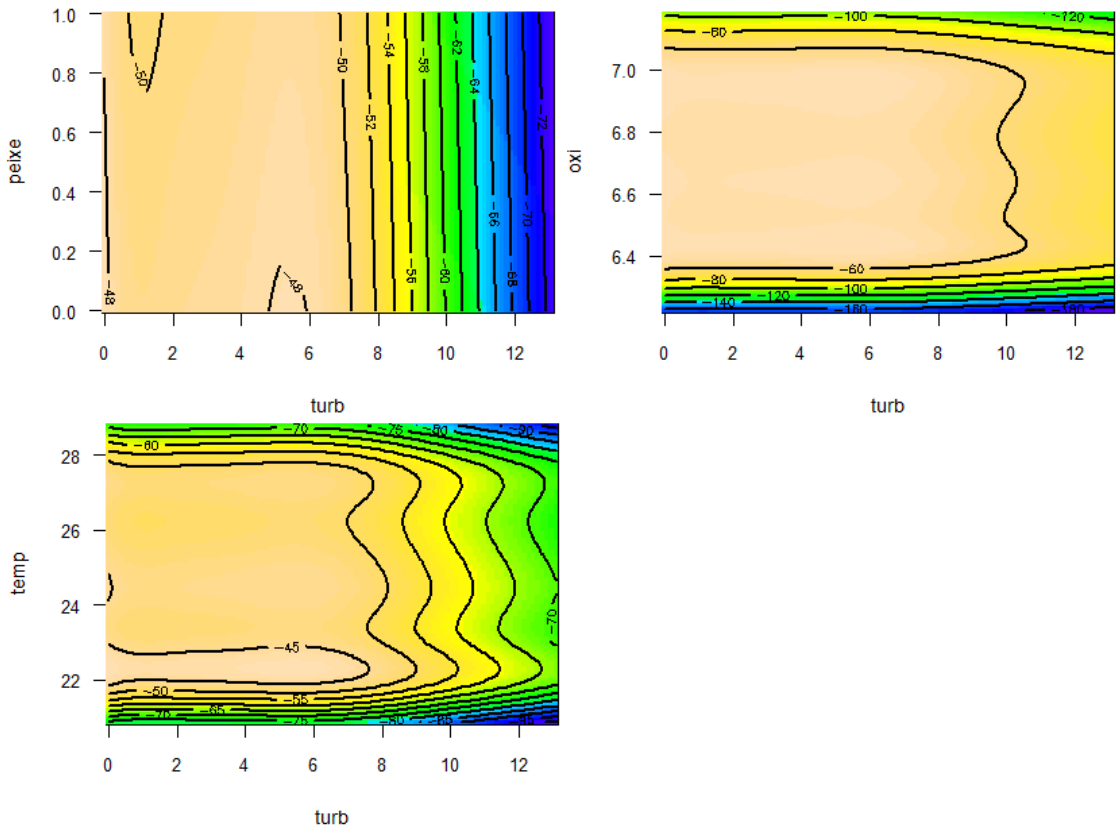


Figura 770: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de todas as espécies de cetáceos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

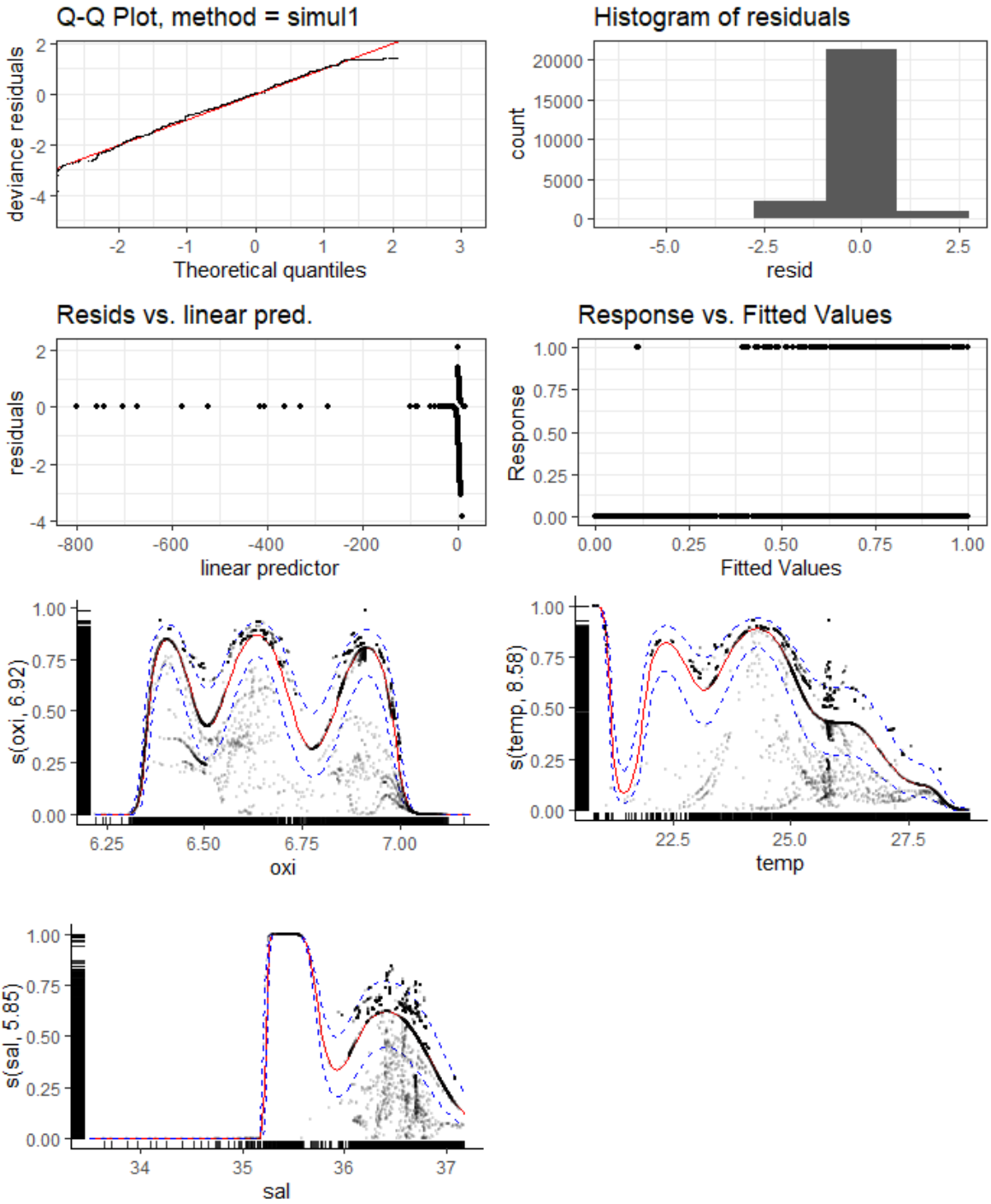


Figura 771: Representação topográfica para todas as espécies de cetáceos, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

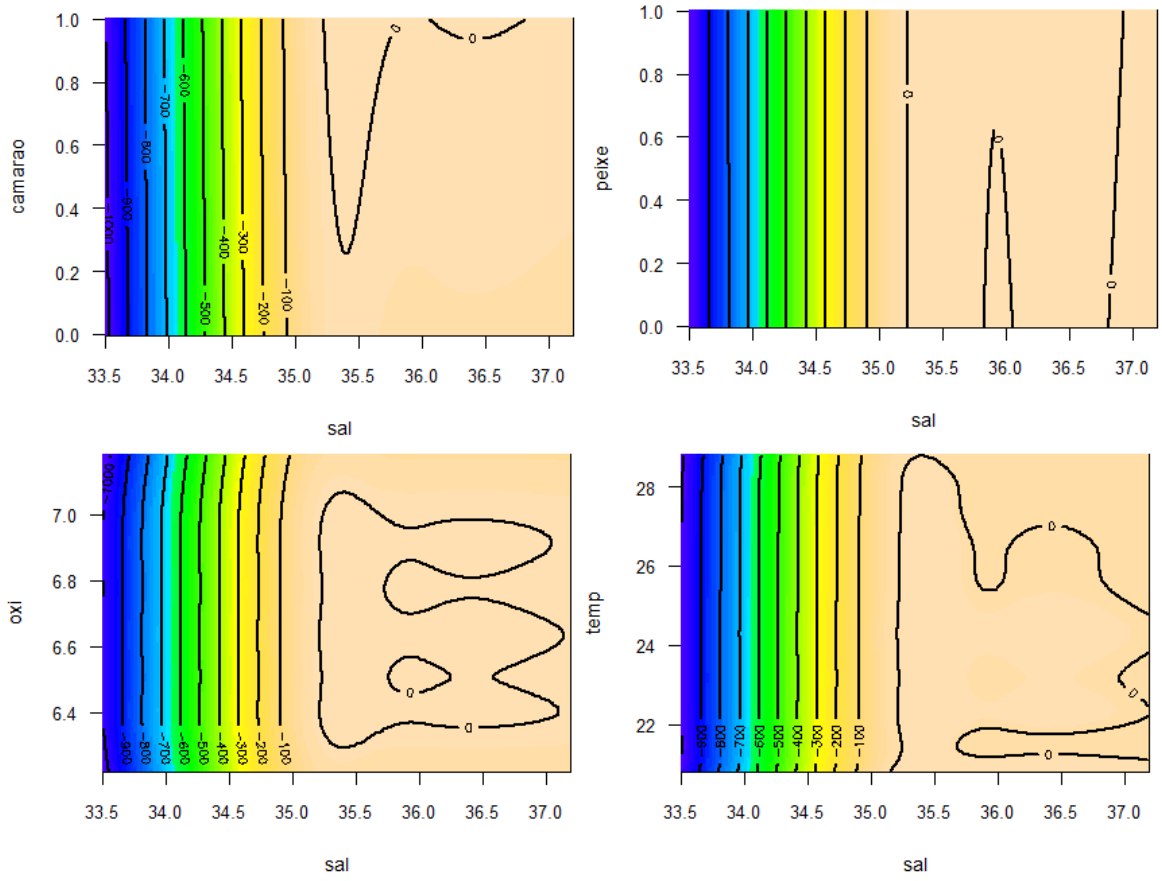


Figura 772: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de toninhas. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

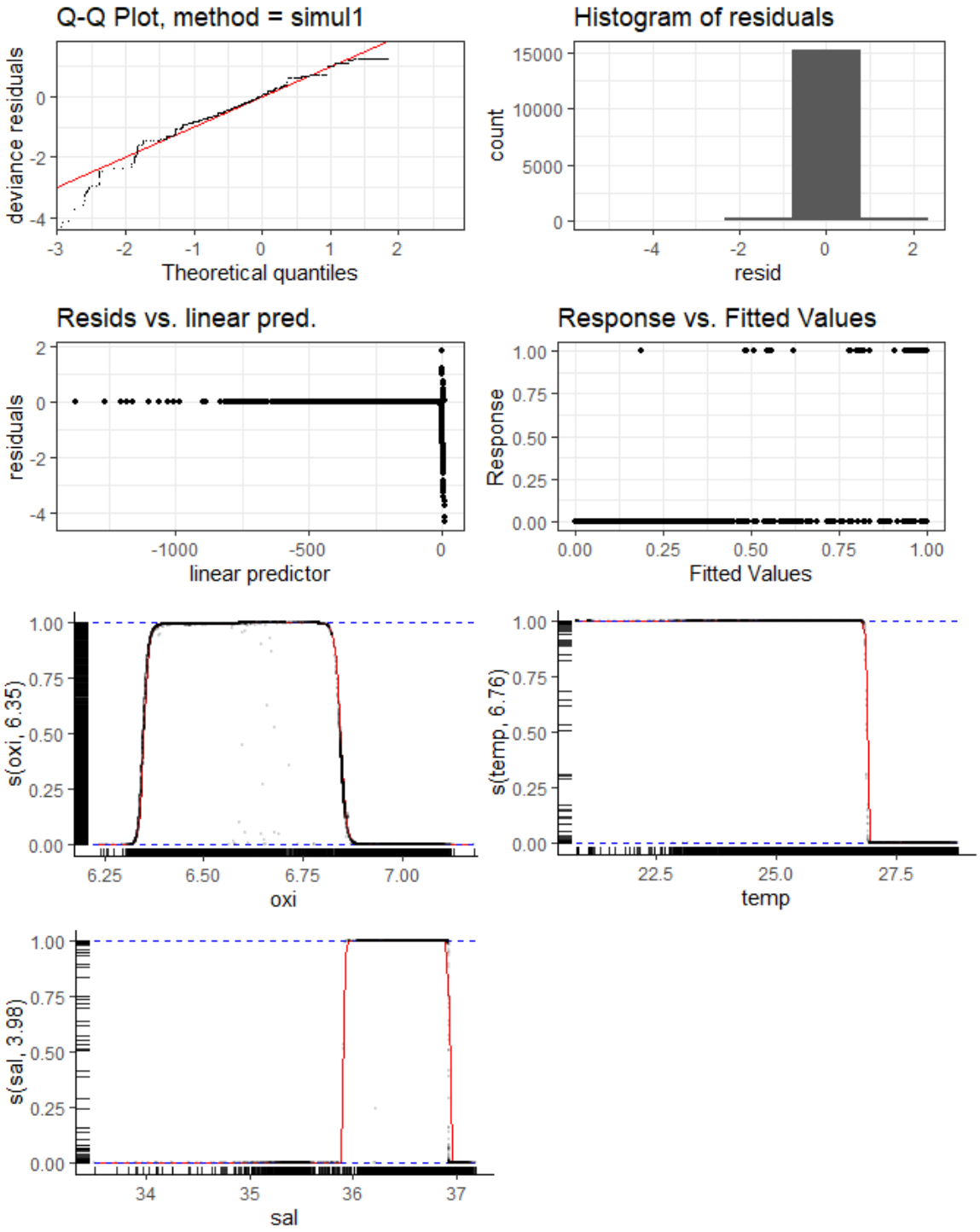


Figura 773: Representação topográfica para toninhas, mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

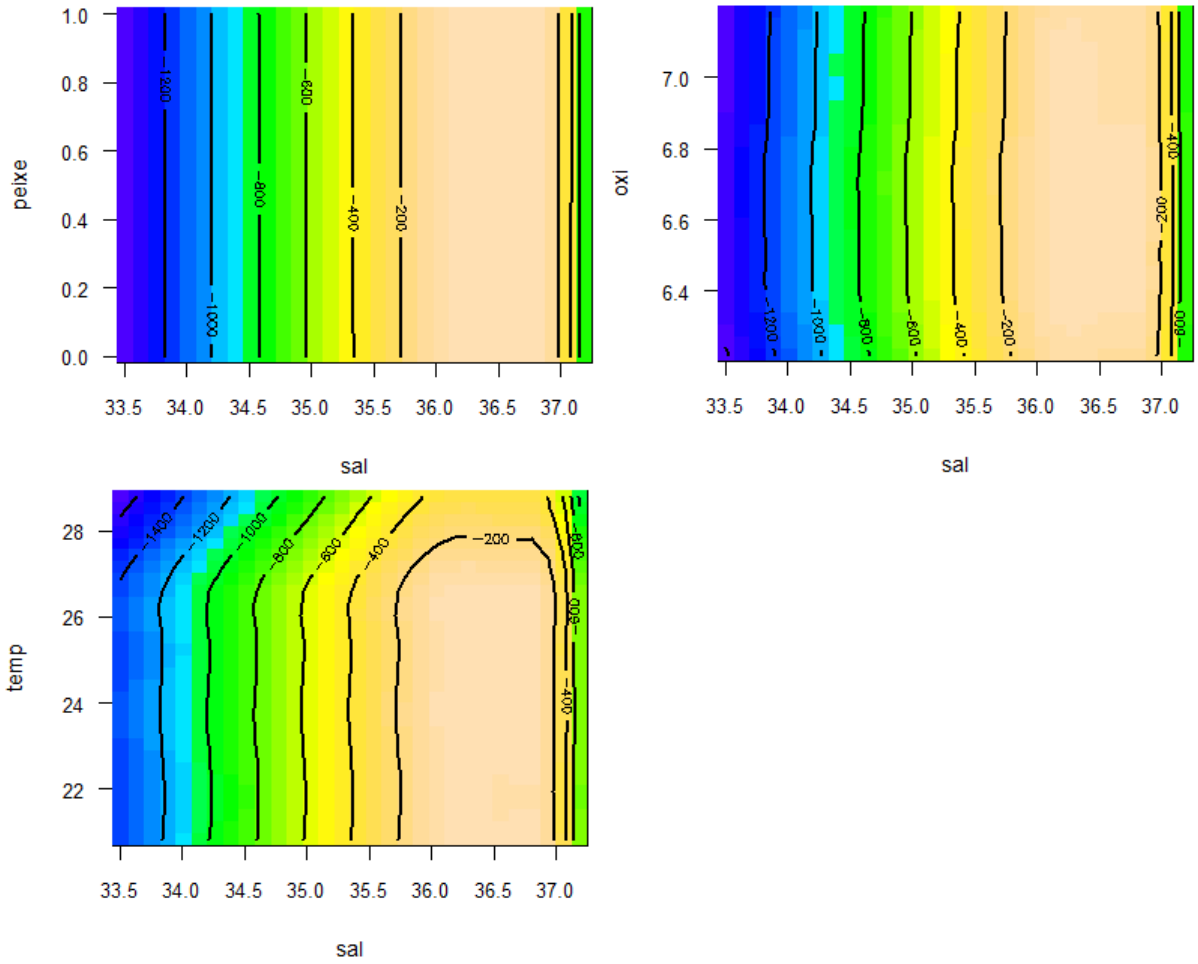


Figura 774: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de boto-cinza. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

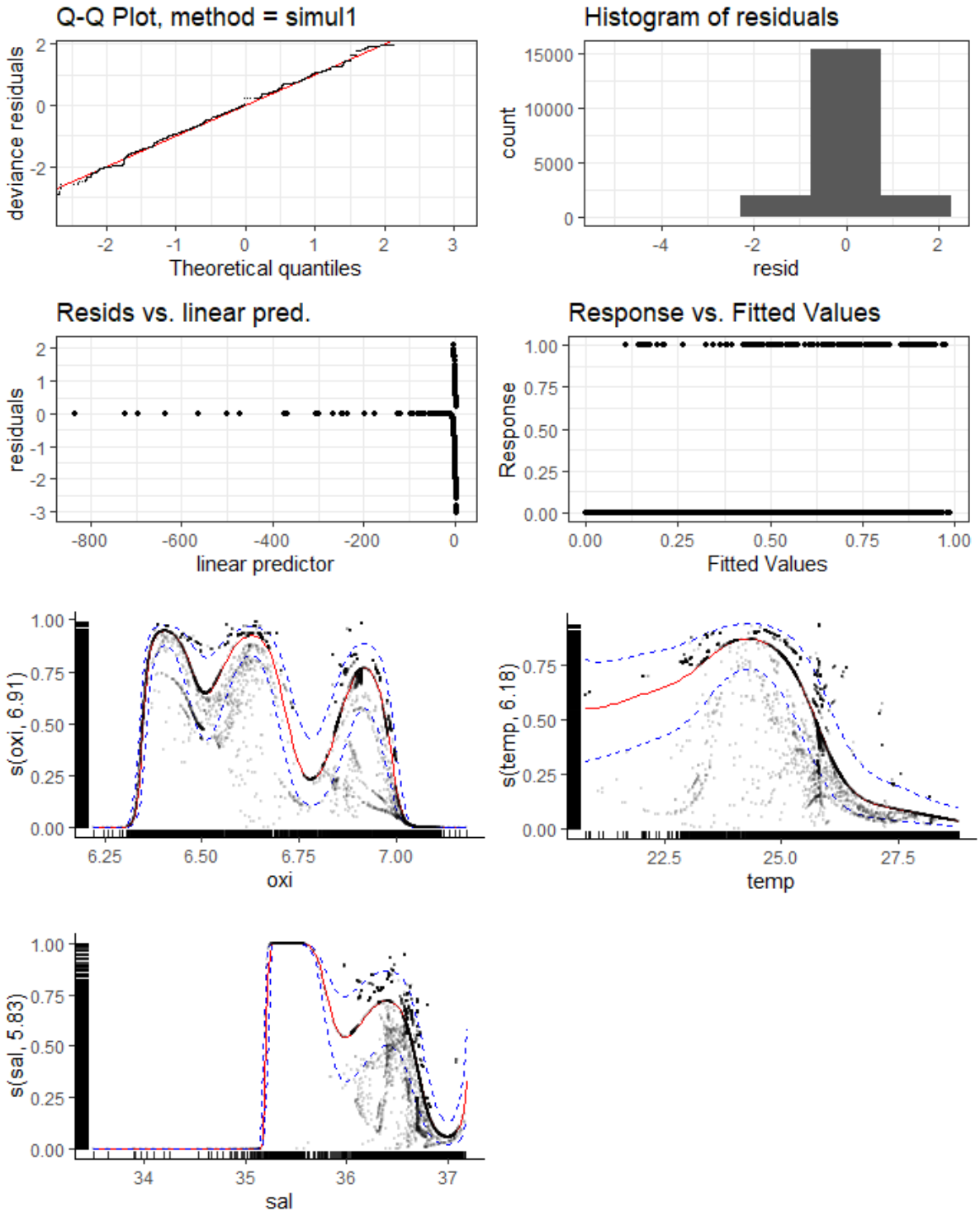


Figura 775: Representação topográfica para boto-cinza mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de camarões, peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

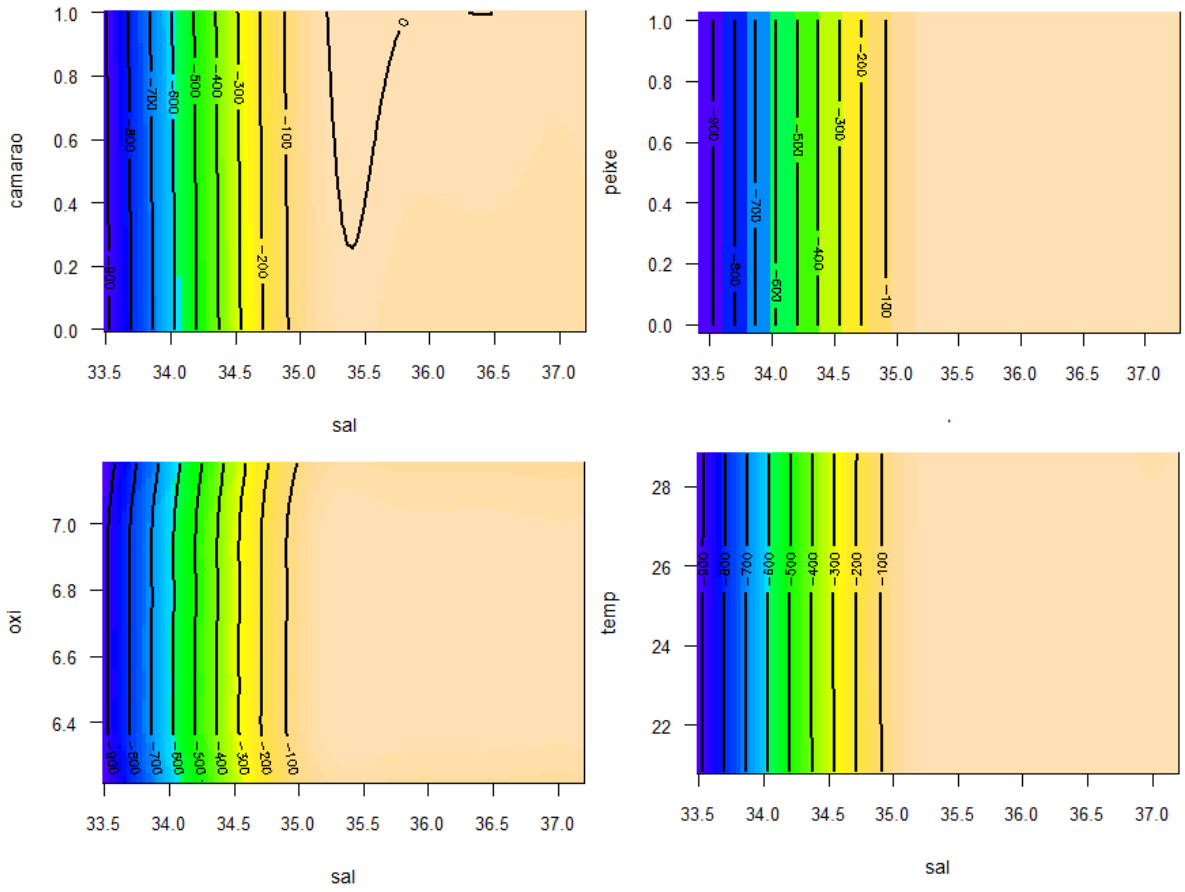


Figura 776: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de golfinho-de-dentes-rugosos. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

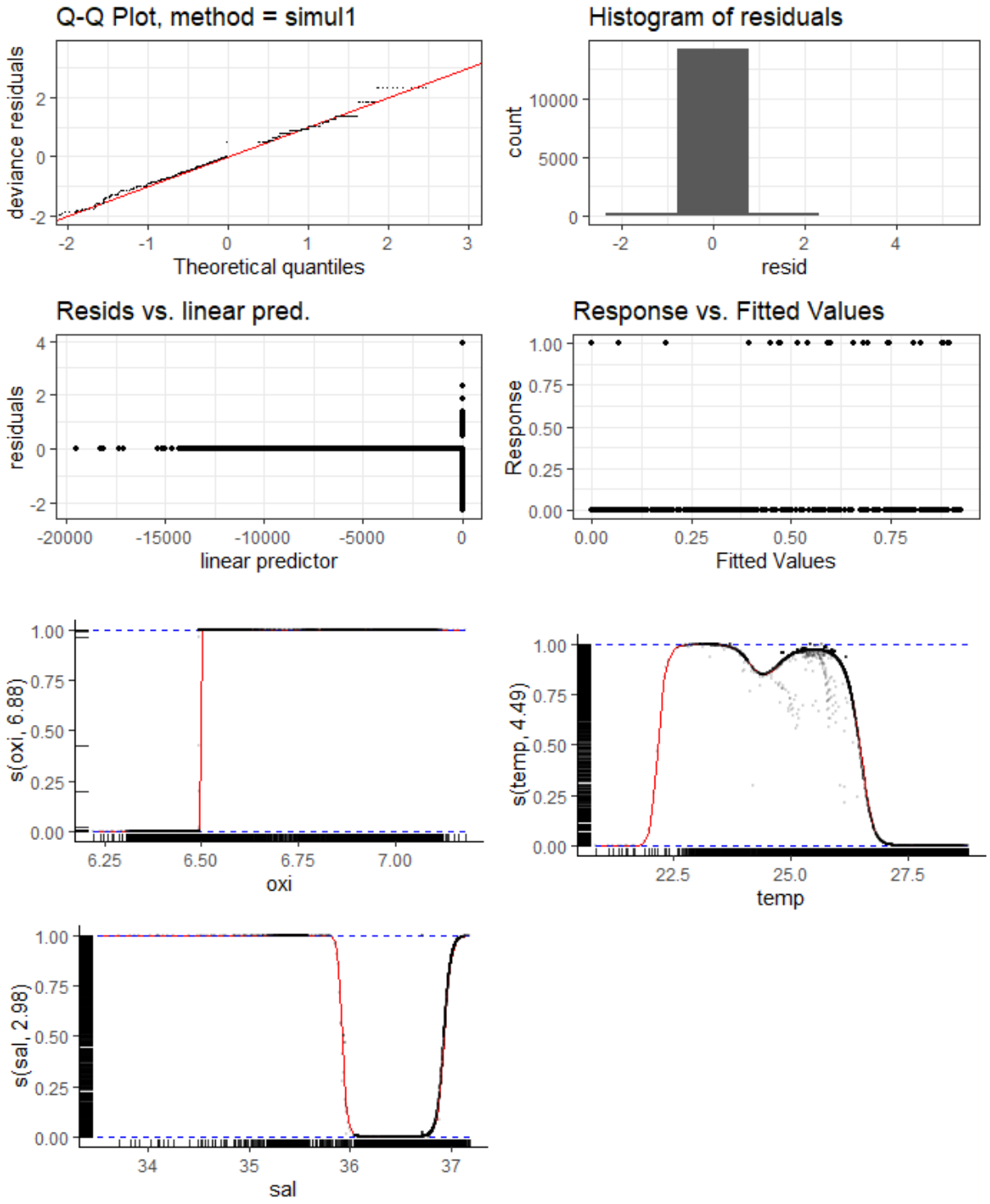


Figura 777: Representação topográfica para golfinhos-de-dentes-rugosos mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)

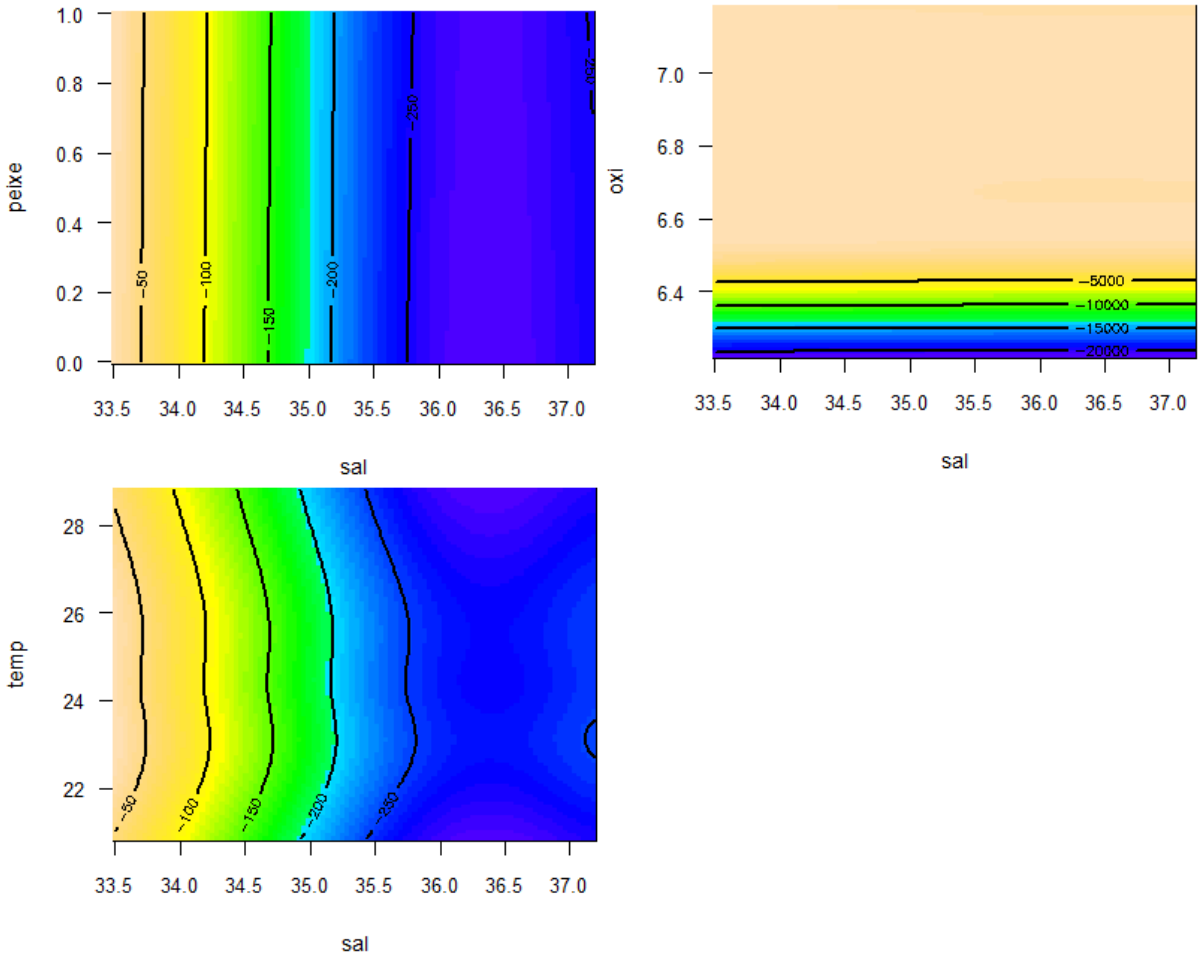


Figura 778: Representações do GAM ecológico para a presença e ausência de golfinho-nariz-de-garrafa. Plots de avaliação dos resíduos mostrando bom ajuste e curva do efeito suavizado do oxigênio, temperatura e salinidade. A linha pontilhada azul mostra 95% do intervalo de confiança

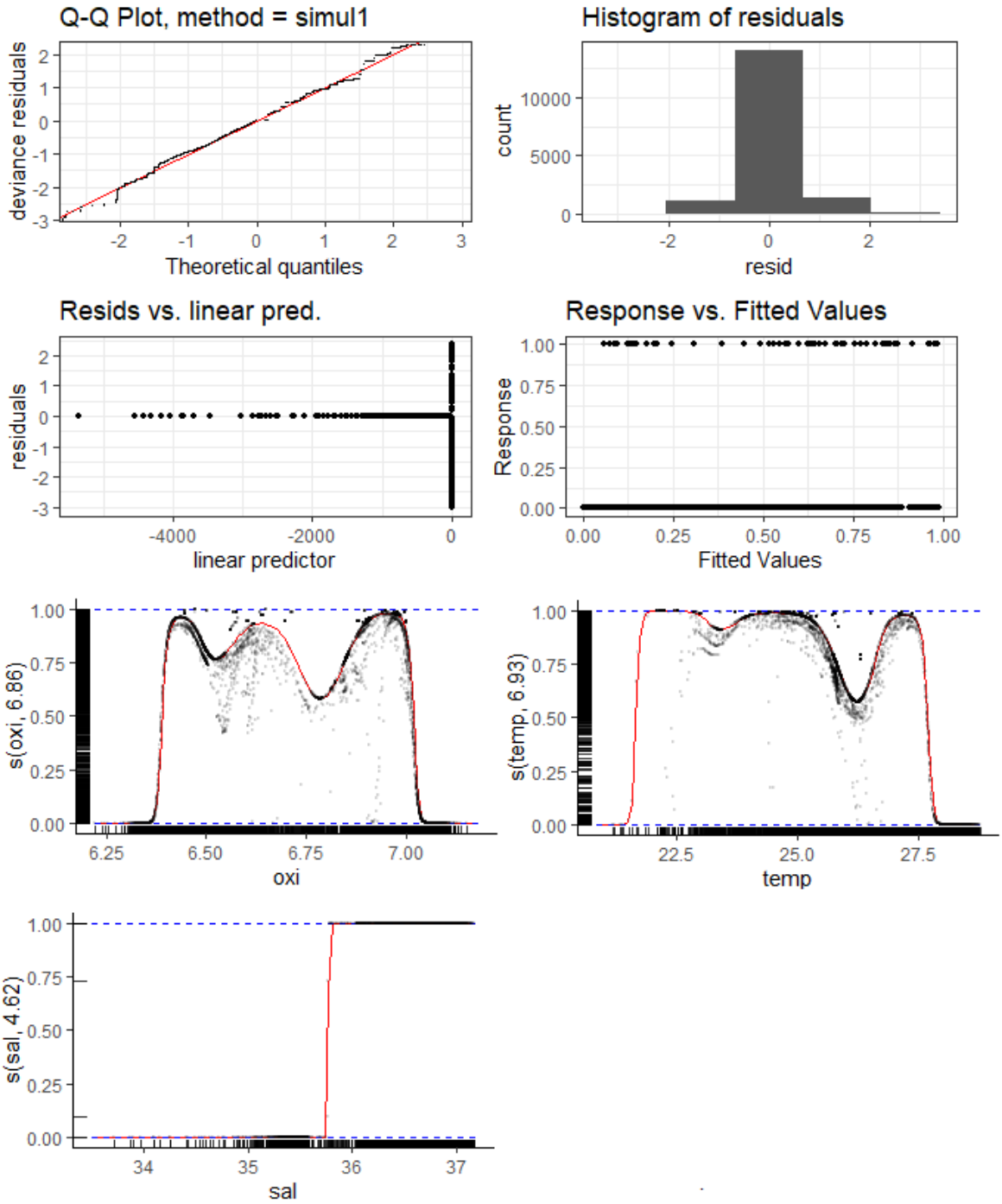
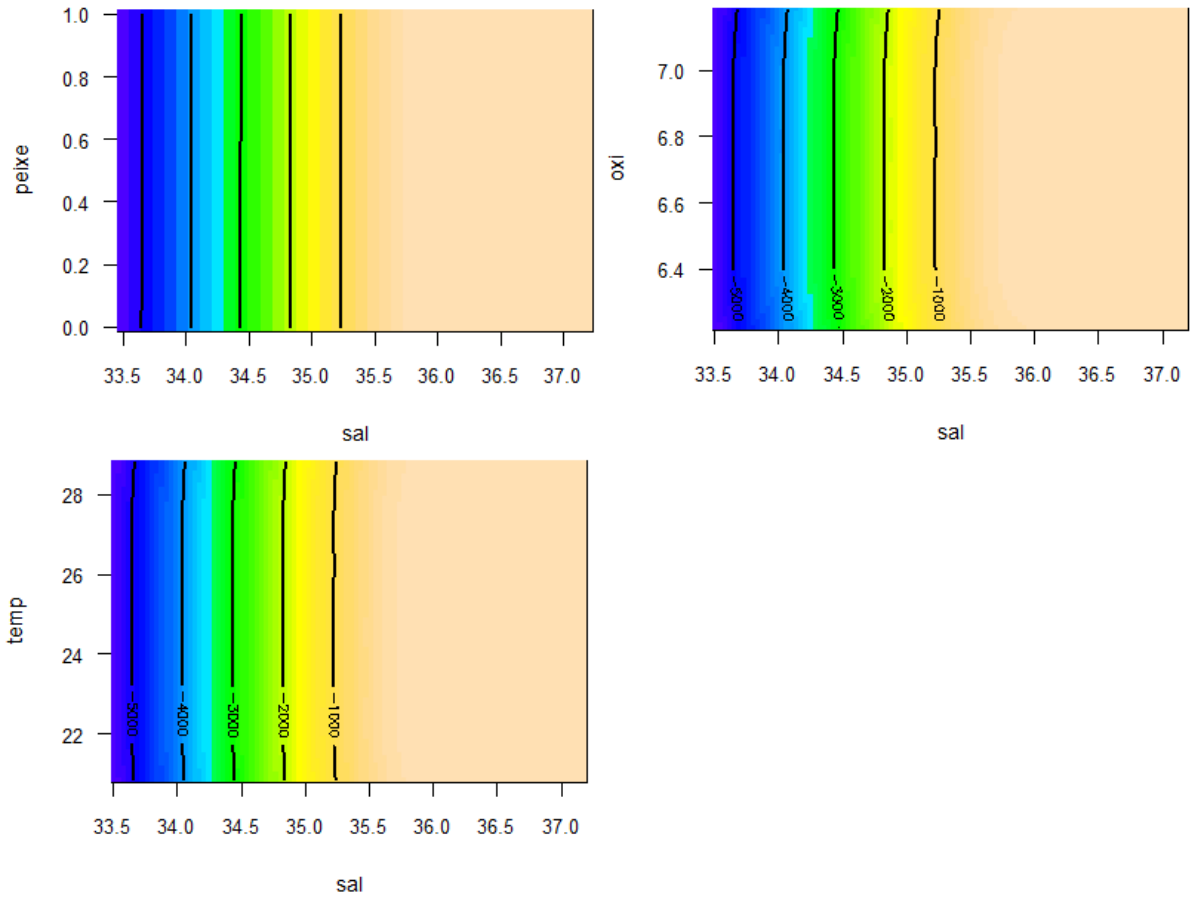


Figura 779: Representação topográfica para golfinhos-nariz-de-garrafa mostrando a interação entre a presença e ausência acústica de peixes, oxigênio e temperatura em relação à salinidade. A escala de cores vai do azul (menor nível) ao laranja (maior nível)



As Figura 780 e Figura 781 mostram exemplos do efeito da atenuação e degradação do som provocado pelo aumento da turbidez e do índice alfa de absorção.

Figura 780: Efeito da atenuação e degradação acústica nos assobios. No painel superior um assobio mais intenso com todos os componentes preservados. No painel inferior, um assobio atenuado com perdas de intensidade e no contorno

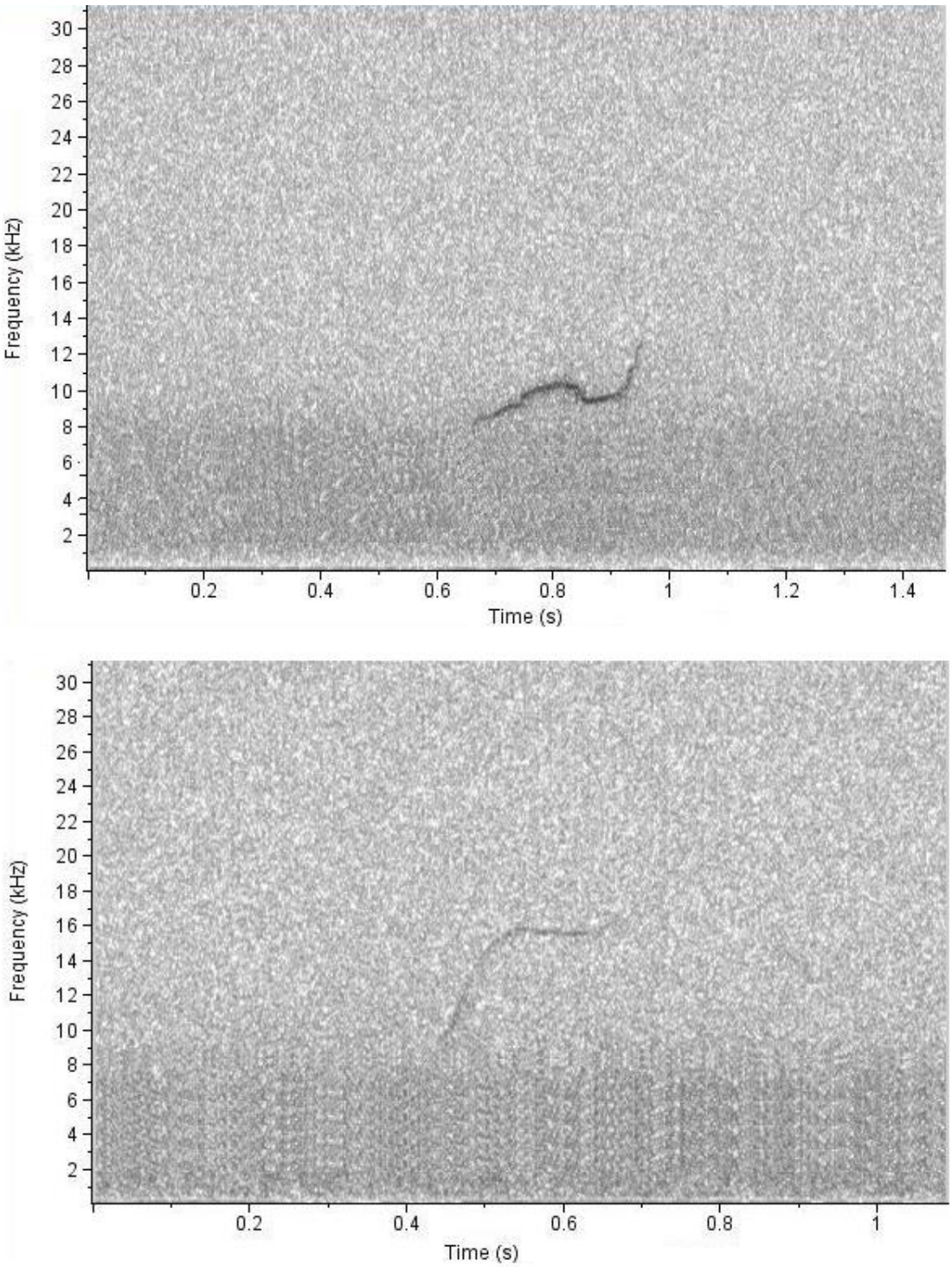
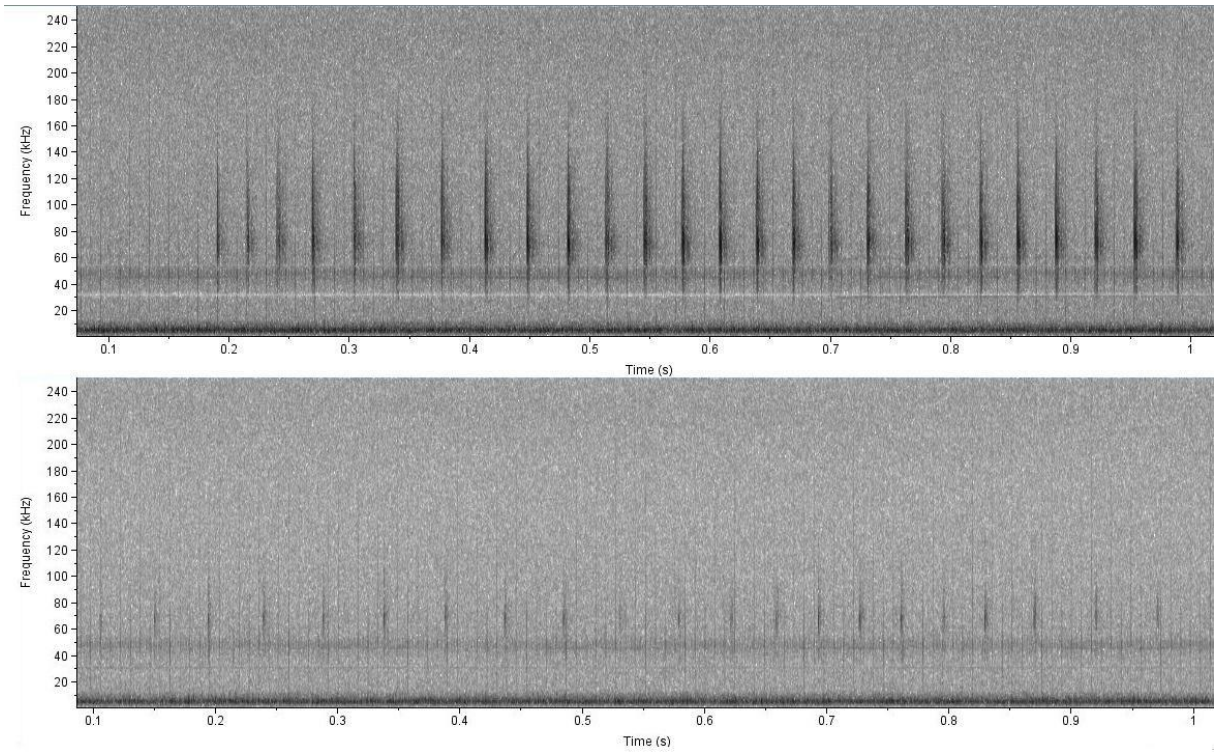


Figura 781: Efeito da atenuação e degradação acústica nos cliques. No painel superior uma cadeia de cliques mais intensa com toda sua banda preservada. No painel inferior, um click atenuado com perdas de intensidade e degradação das frequências máximas



Os resultados apresentados no presente relatório, com dados compilados dos dois embarques, confirmam as ocorrências de espécies de cetáceos, identificados e classificados visual e acusticamente, na área sob influência da pluma de rejeitos que atingiu as áreas costeiras. São as espécies: toninha (*Pontoporia blainvillei* - golfinho mais ameaçado do Atlântico Sul), boto-cinza (*Sotalia guianensis* - espécie de golfinho listada como quase ameaçada pela IUCN - Red List), golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho de dentes rugosos (*Steno bredanensis*) e indícios de orcas (*Orcinus orca*). Através da análise de classificação constatou-se que, para os cliques, as bandas espectrais e frequência pico; e para assobios, as frequências máxima, final e duração são parâmetros importantes para a distinção a nível de espécie.

A turbidez gerada pela chegada da água doce na água salgada resulta numa constante movimentação dos sedimentos (Schmiegelow, 2004) que interferem na transparência da água e podem tornar os peixes mais associados ao fundo, e consequentemente alvos fáceis para os botos (Santos, 2004).

Algumas espécies de cetáceos estudadas (boto cinza e toninha) usam áreas com relativa turbidez de água e regiões associadas à foz de rios. A presença do boto-cinza nas áreas sob influência da presença de partículas em suspensão, como na área estudada, pode estar relacionada ao seu habitat de ocorrência em águas turvas, já descrito na literatura (Borobia et al., 1991; Flores e Silva, 2009). Outra característica importante a ser ressaltada em relação à espécie é que ocorrem preferencialmente em águas rasas e sua distribuição de nicho demonstra estar limitada à batimetria de 30 m (Di Beneditto,

2003). Isso pode estar relacionado aos seus hábitos alimentares, baseado na captura de peixes pelágicos (Borobia e Barros, 1989; Zanelatto, 2001; Oliveira, 2003; Oliveira et al., 2008). As toninhas, assim como os botos-cinza, também apresentam como habitat preferencial regiões estuarinas e costeiras rasas ao longo da costa, geralmente encontradas em águas de 8 a 15 m de profundidade, também na batimetria de 30m (Bordino et al., 2002, Di Beneditto e Ramos, 2001; Danilewicz et al., 2009). Acredita-se que a toninha tenha uma extensão semelhante à do boto-cinza, porque também procura águas costeiras e turvas (Santos et al., 2002), justificando assim a sobreposição espacial entre as duas espécies verificadas na área estudada. Contudo, os níveis de turbidez observados quando da chegada da pluma de rejeitos na foz do Rio Doce e adjacências costeiras (Resultados do Anexo 3) foram bastante elevados quando comparados com os valores usuais, mesmo nos períodos chuvosos, quando a turbidez é maior.

O golfinho-nariz-de-garrafa é uma espécie de cetáceo considerada cosmopolita (Jefferson et al. 2008), ocorre em todas as águas tropicais e temperadas, principalmente em áreas costeiras, incluindo lagoas e estuários (Bastida et al. 2007; Wells e Scott 1999). Assim os registros de sua distribuição ao longo da costa do estado do Espírito Santo confirmam a descrição da distribuição contínua desta espécie ao longo da costa brasileira em águas costeiras (Lodi et al., 2016), com profundidade entre 1,6 e 50 m (Laporta et al., 2016). Golfinho-de-dentes-rugosos apresentam distribuição tropical e subtropical em águas profundas e marinhas. Jefferson et al. (2008) relataram sua presença na costa do Brasil e nas áreas costeiras da África Ocidental, o que confirma sua presença por meio da detecção acústica aqui proposta. Outros estudos também já relataram a presença desta espécie na costa sudeste do Brasil (Lodi, 1992; Siciliano et al., 2007; Santos et al., 2010) bem como foram feitas descrições dos aspectos dos sinais acústicos dessas espécies (Lima et al 2019). É apontado como uma espécie com área de ocorrência potencialmente pequena, o que indica que a espécie tem distribuição limitada e estão sujeitas a diferentes tipos de influência antrópica (Gaston; Fuller, 2009). As quatro principais espécies de cetáceos estudadas neste trabalho, mesmo sendo espécies que possuem características próprias e distintas biologicamente, tiveram seus sinais acústicos afetados diante de turbidez elevada. As alterações verificadas estão de acordo com as hipóteses de degradação e atenuação.

As condições ambientais adversas produzidas pela quantidade não usual de lama que atingiu a área costeira afetou variáveis ambientais (turbidez e índice de absorção) que são fatores determinantes na propagação das vocalizações dos cetáceos. Um dos principais efeitos gerados pela chegada da pluma de rejeitos foi o aumento da turbidez na foz do Rio Doce e áreas marinhas adjacentes que consequentemente gerou o aumento da atenuação e degradação dos sinais acústicos documentado em todas as espécies identificadas na área de estudo, determinando a redução da sua área ativa (Au & Hastings, 2008; Bradley & Stern, 2008; Stegmann, 2013). Os modelos desenvolvidos mostraram que esse efeito ocorre nos cliques de ecolocalização e nos sons sociais, como os assobios, através de uma marcada redução das frequências máximas e aumento das frequências mínimas, fator que configura um estreitamento da banda de frequência dos sinais. Em um contexto não impactado, que corresponde a uma condição natural onde os indivíduos estão adaptados, não é esperado associações significativas entre os parâmetros acústicos e variáveis ambientais, principalmente para os parâmetros estáveis de

frequência que apresentam propriedades espécie-específicas (Andriolo et al., 2018; Amorim et al., 2019). Toda modificação atribuída à atenuação não natural do som impacta fundamentalmente a dinâmica “emissor-transmissão-receptor” da comunicação animal impedindo o desempenho de atividades cruciais para a sobrevivência dos indivíduos (Wiley e Richards, 1978; Sugiura et al.,1999). Esse impacto se dá além das comunicações intra e interespecíficas quando se observa a ação da turbidez e absorção acústica nos cliques de ecolocalização relacionados com a navegação, orientação do indivíduo, busca e captura das presas. Nesse contexto, destaca-se a modificação do nível de pressão sonora (SPL), frequências máximas e mínima que desempenham papel fundamental no processo de ecolocalização (Au et al., 2000).

Em relação à ocorrência e distribuição dos cetáceos registrados acusticamente, nota-se que as espécies ocorrem amplamente na área de estudo, com destaque para a toninha que apresentou ocorrência e distribuição concentrada à foz do Rio Doce e áreas ao redor. Destaca-se o fato da maioria dos registros das espécies encontrar-se fora das Unidade de Conservação investigadas, levantando um alerta sobre a abrangência dessas UCs quanto ao potencial para a conservação dessas espécies, nessa região especificamente. Fica claro que as Unidades de Conservação cumpririam melhor seu papel na conservação das espécies, especialmente a toninha, se suas áreas fossem maiores e abrangessem a maior parte da distribuição das espécies na região.

A distribuição dos animais está significativamente relacionada à presença de suas presas (peixes e camarões) e das variáveis de oxigênio, temperatura, salinidade e turbidez. Esses achados reforçam a concepção de um ecossistema complexo, dinâmico e sensível na região onde alterações, como as ocorridas com a chegada da pluma de rejeitos na área, tem efeitos significativos nesse equilíbrio dinâmico. Muitos estudos têm mostrado que a distribuição de uma população de cetáceos está intimamente ligada aos recursos do habitat (Watts & Gaskin, 1986; Ross et al., 1987; Selzer & Payne 1988; Frankel et al., 1995; Gowans & Whitehead, 1995; Baumgartner, 1997; Raum-Suryan & Harvey 1998; Karczmarski et al., 2000; Davis et al., 2002). Não se tem informações claras de quanto tempo é necessário para que o equilíbrio ecossistêmico seja restabelecido e possa garantir a sobrevivência de todos os organismos que o compõem.

A inter-relação entre os modelos explicativos de parâmetros acústicos e os modelos ecológicos, por exemplo, se observa nas modificações do nível de pressão sonora (SPL), frequências máximas e mínima que desempenham papel fundamental no processo de ecolocalização, compromete a busca e captura das presas em áreas de maior turbidez. Entretanto, a ocorrência de todas as espécies de cetáceos está relacionada à presença de peixes que se concentram nessas áreas. É provável que, durante o forrageio, os animais devam lançar mão de estratégias, como um aumento geral do esforço vocal (Holt et al., 2016) para tentar sobrepor a atenuação e degradação do som. Esse aumento do esforço acústico gera o aumento significativo das taxas metabólicas (Jensen et al., 2011; Holt et al., 2016). Para a comunicação, esse esforço também é pronunciado, pois para a compensação de perdas, os assobios requerem uma pressão intra-nasal maior, e consequentemente, maior esforço, durante sua produção. Todo esse esforço em conjunto pode comprometer o sucesso na alimentação e reprodução

dos indivíduos e, consequentemente, a alteração do balanço energético pode gerar consequências de longo prazo e comprometimento a nível populacional.

Portanto, tendo em vista os aspectos observados, concluímos os seguintes pontos: foi confirmada a ocorrência de espécies de cetáceos na área sob influência da pluma de rejeitos que atingiu as áreas costeiras, sendo elas: toninha (*Pontoporia blainvillei*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) *e* golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*).

O estudo apresentou uma caracterização das relações ecossistêmicas quando confirma a distribuição das espécies de cetáceos associada à distribuição das potenciais presas e também variáveis ambientais (oxigênio, temperatura, salinidade e turbidez). Esses achados reforçam a concepção de um ecossistema complexo, dinâmico e sensível na região, onde alterações, como as ocorridas com a chegada da pluma de rejeitos na área, provocam alteração significativos nesse equilíbrio dinâmico.

O efeito acústico da chegada da pluma de rejeitos sobre os cetáceos resulta na atenuação das vocalizações e consequentemente na diminuição da área acústica ativa dos cliques gerada pelo estreitamento da banda de frequência e diminuição dos níveis de pressão sonora. O efeito nos cliques também gera impacto nas populações, pois são sinais dos quais depende o sucesso da busca e captura das presas.

No caso dos assobios, além do estreitamento da banda, os parâmetros dos sinais (como: frequência inicial, frequência final, frequência central e frequência pico) mostram uma alteração na distribuição da energia acústica que compõem esse tipo particular de emissão.

Os animais aumentaram a duração dos assobios, possivelmente, numa tentativa de transpor a atenuação e garantir a integridade da informação que esse tipo de emissão carrega. Esse processo de compensação acarreta custos metabólicos que, consequentemente, podem impactar as populações a longo prazo.

1.5 ECOTOXICOLOGIA

O monitoramento ecotoxicológico do ambiente marinho realizado pelo Anexo 1 no Ano 1 (out/2018 a set/2019) e no Período de Transição (out/2019 a mar/2020) do PMBA/Fest-RRDM teve como principal objetivo avaliar como a contaminação ambiental oriunda do rompimento da barragem está afetando a saúde de organismos aquáticos que habitam a região marinha adjacente ao Rio Doce, de forma espacial e temporal. Para tanto, o monitoramento considerou, principalmente, quatro abordagens complementares: (1) análise da concentração de metais e As em amostras de água, sedimento e biota; (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores, (3) testes de toxicidade com amostras de água e sedimento e, (4) avaliação da abundância e diversidade da microbiota bacteriana presente na água, sedimento e corais. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM realizou quatro campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). A malha amostral marinha contemplou 25 estações amostrais, desde regiões próximas a Guarapari (ES) até o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA). O nome, código e posição geográfica de cada estação amostral estão apresentados no *Material Suplementar A1MS1, Quadro 1* e *Figura 1*. Adicionalmente, o *Material Suplementar A1MS1* traz informações sobre os métodos de coleta das amostras, processamento e análises realizadas para compor o presente relatório.

As campanhas mencionadas acima foram caracterizadas quanto aos padrões sazonais de precipitação para a região de estudo. Para a bacia hidrográfica do Rio Doce, o regime de chuvas está dividido em período seco, compreendido entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. Sendo assim, o Anexo 1 realizou amostragens ao final de dois períodos tidos como secos (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 3 – set/out 2019) e de dois períodos considerados como chuvosos (campanha 2 - jan/fev 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020). Durante todo o período de monitoramento (Ano 1 e Período de Transição), o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região. Todavia, ao se comparar o período chuvoso do Ano 1 (out/2018 a mar/2019) com o do Período de Transição (out/2019 a mar/2020), ficou evidente o aumento de chuvas de um ano para o outro (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

O regime de chuvas é um fator importante a ser considerado na avaliação espaço-temporal dos diversos parâmetros bióticos e abióticos monitorados pelo PMBA-Fest/RRDM, pois influencia diretamente no aporte de poluentes para o ambiente marinho adjacente à foz do Rio Doce. Neste sentido, os dados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM indicaram que para o ambiente marinho, a vazão do Rio Doce foi o principal fator que determinou as diferenças entre os resultados obtidos no Ano 1 e no Período de Transição (Relatório Semestral 2020 PMBA/Fest-RRDM), sendo que este último foi, de maneira geral, marcado por valores elevados de vazão do Rio Doce, quando comparados aos valores registrados ao longo Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Entre os meses de out/2018 a mar/2019, a vazão do Rio Doce esteve abaixo dos valores medianos climatológicos, variando entre 200 m^3/s e 600 m^3/s, aproximadamente. Apesar do Período de Transição também apresentar valores menores do que a

mediana climatológica registrada para a região, nos últimos meses, entre fevereiro e março de 2020, houve um significativo aumento na vazão fluvial, onde os valores medianos ultrapassaram em 28% (fev/2020) e 93% (mar/2020) aqueles reportados por Oliveira e Quaresma (2017), e em 182% (fev/2020) e 350% (mar/2020) se comparados aos mesmos meses do Ano 1 (fevereiro e março de 2019). É importante indicar também que nos meses de out/2019 e nov/2019 os valores medianos de vazão do Rio Doce foram maiores no Ano 1 do que no Período de Transição; porém, a partir de dez/2019, a vazão aumentou no Período de Transição em relação aos valores medidos para o Ano 1 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Estimativas de fluxos de sedimento, nutrientes e metais foram, igualmente, realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM na estação amostral localizada em frente ao porto de Linhares/ES (P21), considerada como uma seção de referência de toda a contribuição da bacia hidrográfica para o aporte ao mar adjacente. De modo geral, foram observados fluxos de sedimento, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (principalmente Fe e Mn), muito superiores aos fluxos médios do período chuvoso do Ano 1, e as possíveis implicações destas mudanças sazonais sobre os diferentes parâmetros ecotoxicológicos monitorados na região marinha adjacente à foz do Rio Doce serão apresentadas no presente relatório.

1.5.1 Foz do Rio Doce e Regiões Marinhas Adjacentes: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento

Em cada uma das 25 estações amostrais marinhas, em cada campanha, foram coletadas amostras de água de superfície e fundo, assim como amostras de sedimento para avaliação de padrões espaço-temporais da concentração de metais e Arsênio (As). Além disso, parâmetros físico-químicos (temperatura, condutividade, salinidade, pH e oxigênio dissolvido) foram avaliados nas amostras de água de fundo e de superfície, como previsto pelo TR4. Os dados individuais de parâmetros físico-químicos da água do mar amostrados pelo Anexo 1- Ambiente Marinho não foram apresentados neste relatório, porém estão disponíveis para consulta no banco de dados (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Considerando a periodicidade semestral do monitoramento ecotoxicológico, a obtenção destes dados em campo traz pouca representatividade para a caracterização do ambiente e as variações naturais nestes parâmetros, visto que representam apenas uma fotografia do ambiente no momento da coleta. Diante do exposto, priorizamos comparações dos resultados ecotoxicológicos com os dados abióticos monitorados pelo Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM, que considera amostragens mensais e uma gama maior de parâmetros abióticos, permitindo interpretações mais precisas da influência destas variáveis físicas e químicos sobre os resultados ecotoxicológicos.

As concentrações de metais e Arsênio (As) foram determinadas na água (fração total e dissolvida) coletada em profundidades distintas (superfície e fundo) e no sedimento das diferentes estações amostrais da malha marinha do Anexo 1. Os elementos analisados foram: Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg) e Zinco (Zn), Alumínio (Al) e Níquel (Ni).

Os padrões espaciais e temporais de contaminação da água e sedimento por metais e As nos diferentes pontos do ambiente marinho foram explorados por meio de Análises de Componentes Principais (PCA). Para facilitar a visualização e interpretação dos resultados, foram utilizadas apenas as concentrações de metais dissolvidos na água, que representam a fração do metal, presente no ambiente circundante, passível de ser absorvida pela biota e causar toxicidade. Adicionalmente, para as PCAs, agrupamos os diferentes pontos da malha amostral em áreas correspondentes, onde GUA, representa os 2 pontos em Guarapari, VIX, os 2 pontos em Vitória, CA representa os 5 pontos amostrais localizados na Costa das Algas/Revis Santa Cruz, FRD os 6 pontos localizados na região da foz do Rio Doce, BN corresponde aos 2 pontos em Barra Nova, DEG aos 2 pontos em Degredo e ITA aos 2 pontos localizados na região de Itaúnas (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 1* e *Figura 1*). Desta forma, a análise de padrões espaciais fica mais robusta por considerar mais réplicas dentro de cada localidade. Os dados da região de Abrolhos serão apresentados separadamente por se caracterizar como uma área com muitas particularidades e, portanto, bem distinta das demais regiões monitoradas. Os resultados para ambas as matrizes (água e sedimento) coletadas durante as quatro campanhas efetuadas pelo Anexo 1 serão apresentados a seguir, de forma a se observar padrões espaço-temporais. É importante indicar que os metais Níquel (Ni) e Alumínio (Al) foram analisados a partir da campanha 3 (set/out 2019), portanto, dados do Ano 1 foram reapresentados na forma de PCAs (campanha 1 de set/out 2018 e campanha 2 de jan/fev 2019) para melhor comparação. Nas PCAs realizadas com dados de contaminação por metais e As em água e sedimento, os principais agrupamentos de variáveis foram destacados com elipses de caráter apenas ilustrativo.

A PCA gerada para os dados de amostras de água coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 782) mostra a formação de quatro agrupamentos distintos. O primeiro deles foi composto pelos pontos localizados imediatamente ao sul (CA) e ao norte (DEG) da foz do Rio Doce e localidades mais ao norte (ITA), sendo estes relacionados à presença de Zn, Pb, Hg e Cd na água. O segundo grupo foi formado pela região da foz do Rio Doce (FRD), a qual esteve relacionada aos metais Fe e Cr. Por outro lado, a região mais ao sul da malha amostral, que corresponde a localidade de Guarapari (GUA), foi relacionada ao Cu, formado o terceiro agrupamento da PCA. O quarto e último agrupamento foi formado pelos pontos em Vitória (VIX), também localizados ao sul da foz do Rio Doce, sendo esta região bem relacionada aos elementos Mn e As. No caso da PCA gerada para os dados da campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 783), também é possível observar a formação de quatro grupos, de forma semelhante ao que foi observado para a campanha 1 (set/out 2018). Por exemplo, os pontos da foz do Rio Doce (FRD) foram bem caracterizados pelos metais Fe, Cr e Hg, os quais formaram o primeiro grupo. O segundo grupo foi formado por VIX, que ficou associada aos elementos As, Mn e Cu. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos em DEG e ITA, sendo estes bem caracterizados pelos metais Cd, Pb e Zn, e os pontos nas áreas de CA, GUA e BN formaram um quarto agrupamento que apresentou relações mais fracas com os mesmos metais do caso anterior.

Com relação às PCAs geradas com os dados obtidos durante o Período de Transição, observa-se para as campanhas 3 (set/out 2019) (Figura 784) e 4 (jan/fev 2020) (Figura 785) a formação de quatro agrupamentos com as mesmas áreas amostrais, porém, os elementos relacionados a cada um destes

grupos mudaram sutilmente entre as duas campanhas. Por exemplo, o agrupamento formado pelos pontos nas áreas FRD e VIX foram caracterizados pelos elementos Cr, Al, As e Mn na campanha 3 (set/out 2019), mas na campanha 4 (jan/fev 2020) foram relacionados aos mesmos elementos, somando-se o Cu. Ainda, os pontos em CA e DEG foram bem caracterizados pelos metais Ni, Cd, Pb e Zn durante a campanha 3 (set/out 2019), enquanto para a campanha 4 (jan/fev 2020) foi possível observar uma relação destes pontos com os mesmos elementos além do Hg, que também passou a estar bem relacionado com este agrupamento. Um terceiro agrupamento foi formado por GUA, que na campanha 3 (set/out 2019) foi bem relacionado aos metais Fe e Cu, e durante a companha 4 (jan/fev 2020) se mostrou bem caracterizado apenas pelo Fe. O último grupo, por sua vez, foi formado pelos pontos em ITA e BN, os quais mostraram uma fraca relação com os elementos Cd, Ni, Pb e Zn durante a campanha 3 (set/out 2019), e Cd, Ni, Pb, Zn e Hg durante a campanha 4 (jan/fev 2020).

Com base nas associações descritas acima, é possível observar que os níveis de elementos-alvo nas amostras de água marinha seguem um padrão espacial que se repete ao longo das quatro campanhas do Anexo 1, com ligeiras alterações. Além disto, fica evidente que as campanhas do Ano 1 (set/out 2018 e jan/fev 2019) compartilham mais semelhanças entre si, sendo isto verdadeiro também para as campanhas realizadas durante o Período de Transição (set/out 2019 e jan/fev 2020). É importante frisar que o padrão que foi observado segue uma lógica geográfica, estando as áreas amostrais agrupadas, de forma geral, em: (1) região da foz do Rio Doce e áreas imediatamente ao sul e ao norte, as quais foram bem caracterizadas pelos metais Cd, Pb e Zn; (2) regiões localizadas mais ao sul da foz do Rio Doce, sendo estas bem caracterizadas por Mn, As, Cu e Al; e (3) regiões localizadas mais ao norte da foz do Rio Doce, as quais apresentaram relações mais fracas com os metais Zn, Pb e Cd. Por fim, é interessante comentar o comportamento apresentado pelo Fe, que se demonstrou muito bem relacionado à região da foz do Rio Doce (FRD) nas campanhas do Ano 1, mas passou a apresentar relações mais fortes com a região de GUA, localizada mais ao sul, nas campanhas do Período de Transição.

Figura 782: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 1 (set/out 2018). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

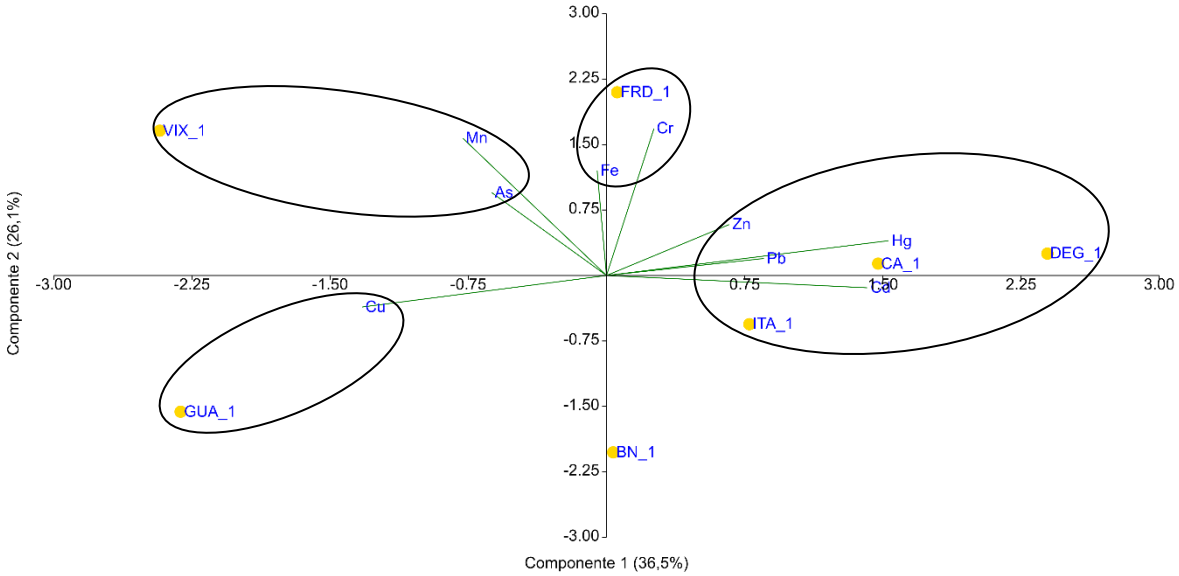


Figura 783: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

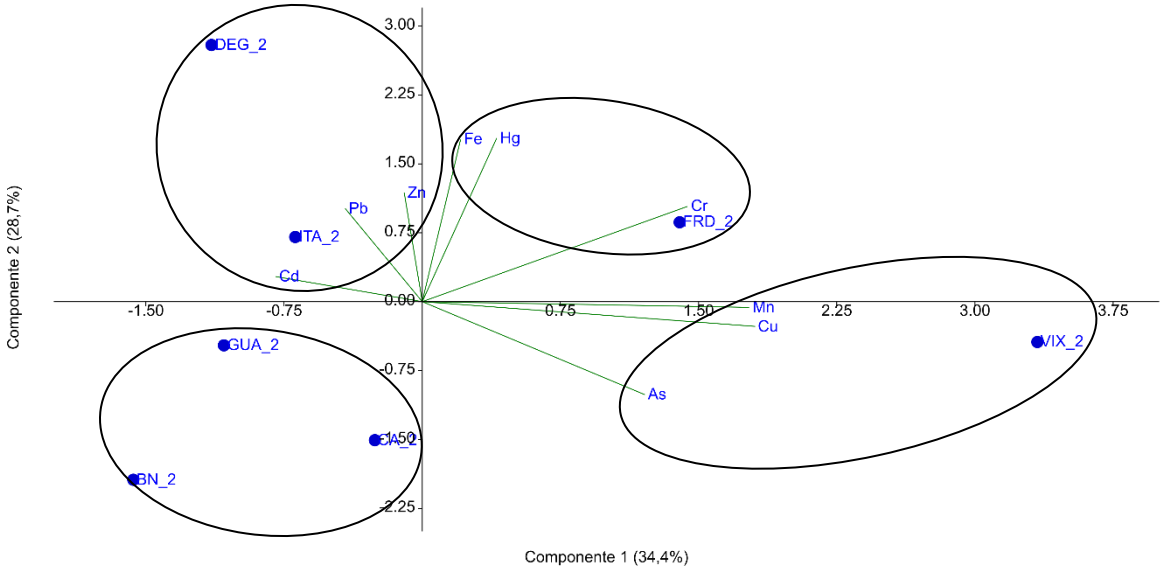


Figura 784: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 3 (set/out 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

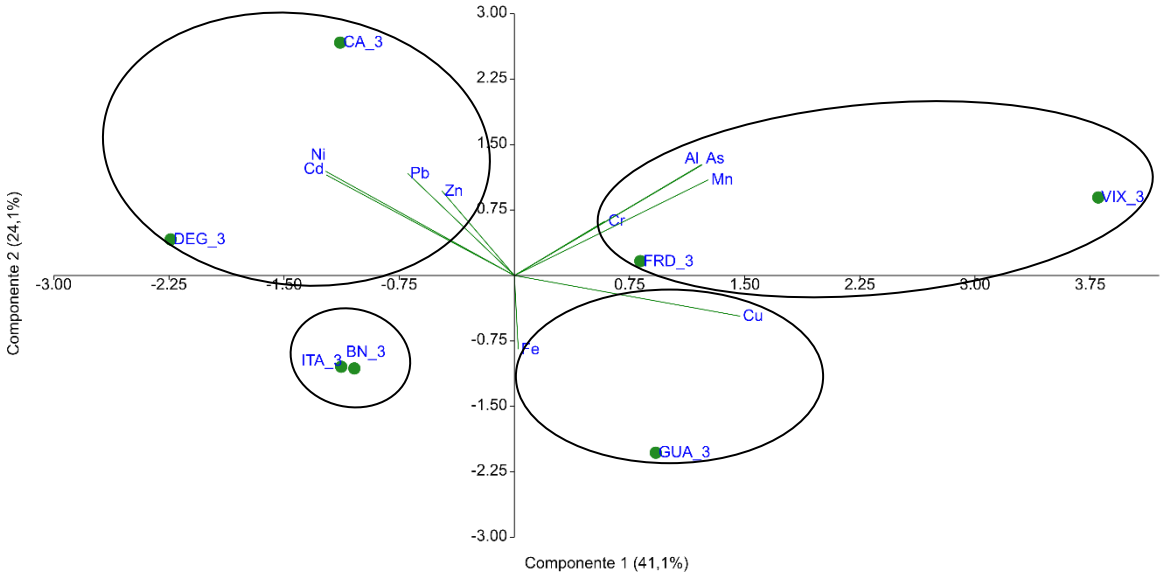
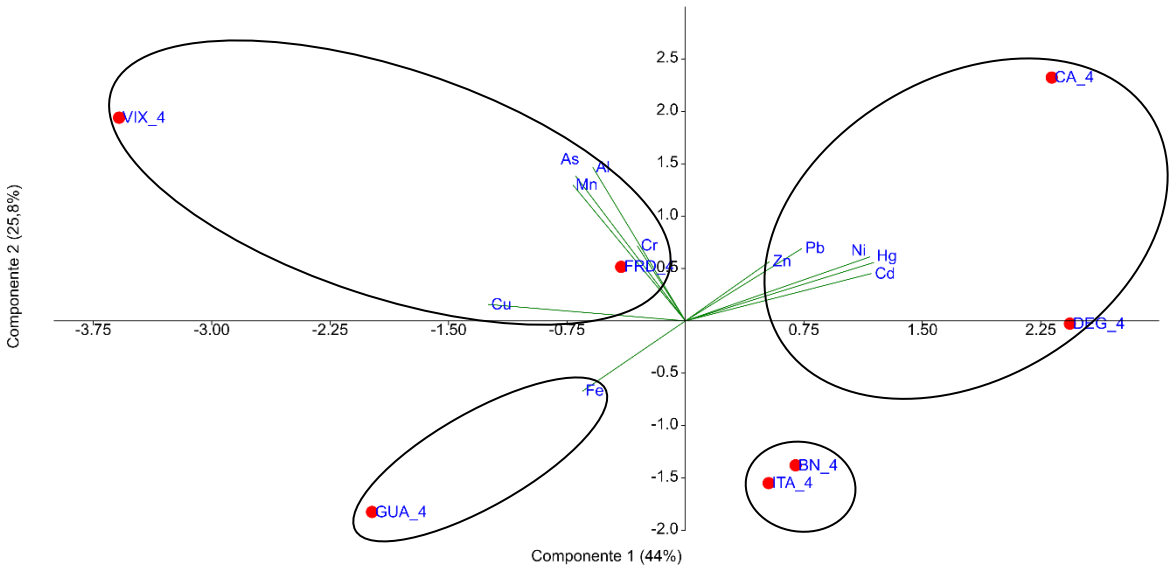


Figura 785: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).



Passamos para a apresentação das PCAs geradas com os dados de elementos-alvo determinados em amostras de sedimento coletadas no ambiente marinho. Na Figura 786 são apresentados os resultados relativos à campanha 1 (set/out 2018), onde é possível observar a formação de quatro agrupamentos. No primeiro deles, a área CA foi bem caracterizada pelos elementos Fe, As e Hg. Um segundo grupo foi formado pelos pontos em FRD e DEG, os quais foram bem representados pelos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu. O terceiro grupo foi formado por DEG que ficou associado ao Cd, e o último agrupamento englobou os pontos em VIX, BN, e ITA, os quais apresentaram uma relação fraca com os metais Cr, Mn, Zn, Pb. Para o caso da PCA gerada com os dados da campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 787), é possível observar a formação de três agrupamentos muitos semelhantes àqueles formados anteriormente. Por exemplo, CA se caracterizou bem pela presença dos mesmos elementos (Fe, As e Hg) e os FRD e DEG, agora agrupados também com VIX e BN, foram novamente representados pelos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu, no entanto, é interessante notar que os metais que antes estavam mais concentrados na região da foz do Rio Doce (FRD) e localidades imediatamente ao norte (DEG) passaram a ocorrer com mais intensidade também em áreas mais ao sul (VIX) e mais ao norte (BN).

No caso dos dados obtidos durante a campanha 3 (set/out 2019) (Figura 788), é possível observar a formação de quatro agrupamentos. Em um deles, os pontos em FRD e DEG se apresentaram bem relacionados aos metais Cr, Ni, Zn, Mn, Pb e Cu. O segundo grupo foi formado por CA associada aos elementos As, Al e Fe. O terceiro grupo foi formado pelos pontos em GUA, com boa relação com o Cd e, por fim, um último agrupamento foi formado pelos pontos em VIX, BN e ITA, os quais apresentaram uma fraca relação com os elementos Cr, Ni, Cd, Zn Mn, Pb e Cu.

De forma semelhante, a PCA gerada com os dados da campanha 4 (jan/fev 2020) indica a formação de quatro grupos (Figura 789), onde, no primeiro, os pontos em CA e FRD apresentaram uma boa relação com os metais Cd, Cu, Pb, Cr, Fe e Zn. O segundo grupo foi formado por DEG, o qual foi bem caracterizado pelos metais Al, Hg e Mn. Um terceiro agrupamento foi formado pelos pontos GUA e ITA, sendo estes bem caracterizados pelo Ni e o quarto grupo foi formado pelos pontos VIX e BN, os quais se relacionaram bem com o As.

Com base no exposto acima, é possível observar que a composição de metais/metaloide determinados em amostras de sedimento do ambiente marinho adjacente ao Rio Doce apresentaram uma clara tendência espacial que se repetiu, com pequenas variações, ao longo das quatro campanhas realizadas pelo Anexo 1. Este padrão seguiu uma tendência geográfica, sendo as estações amostrais da região da foz do Rio Doce e localidades imediatamente ao sul e ao norte as mais afetadas. Por exemplo, em todas as campanhas, os elementos Hg, Fe e As estiveram, de forma geral, muito bem relacionados à região CA a qual se encontra logo ao sul da foz do Rio Doce. Por outro lado, as localidades FRD (foz do Rio Doce) e DEG (imediatamente ao norte da foz do Rio Doce) foram bem caracterizadas pelos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu ao longo de todas as campanhas do presente monitoramento.

Figura 786: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 1 (set/out 2018). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

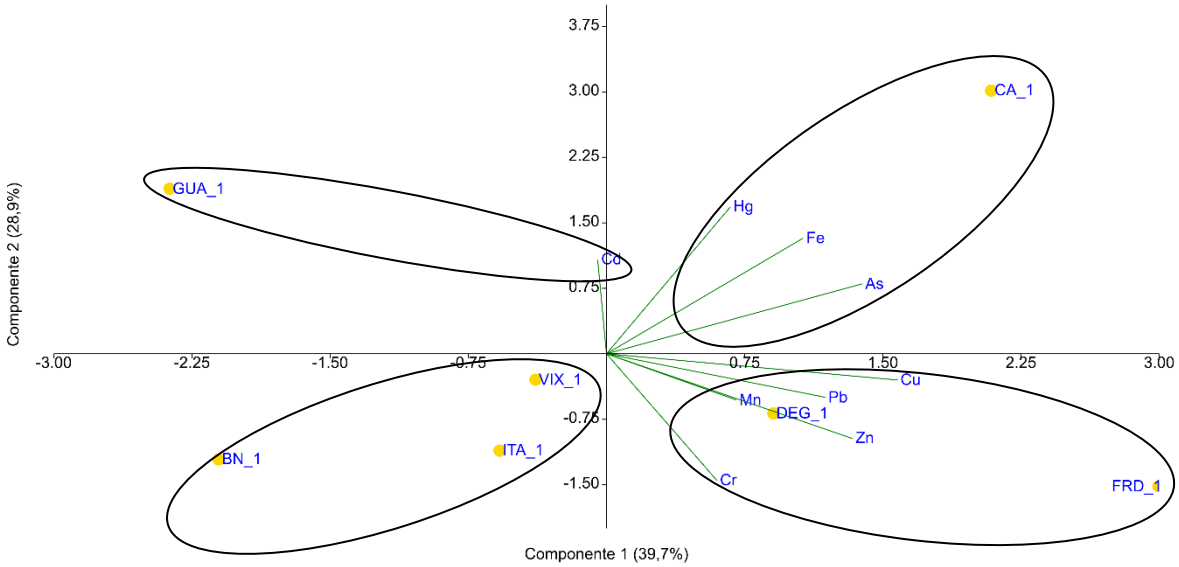


Figura 787: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

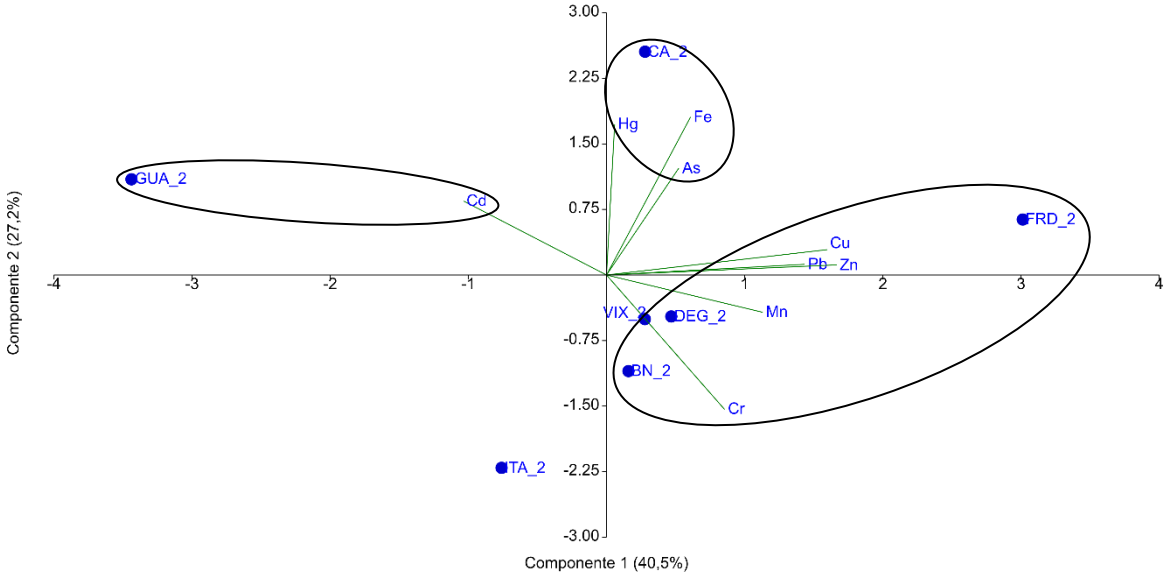


Figura 788: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 3 (set/out 2019). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).

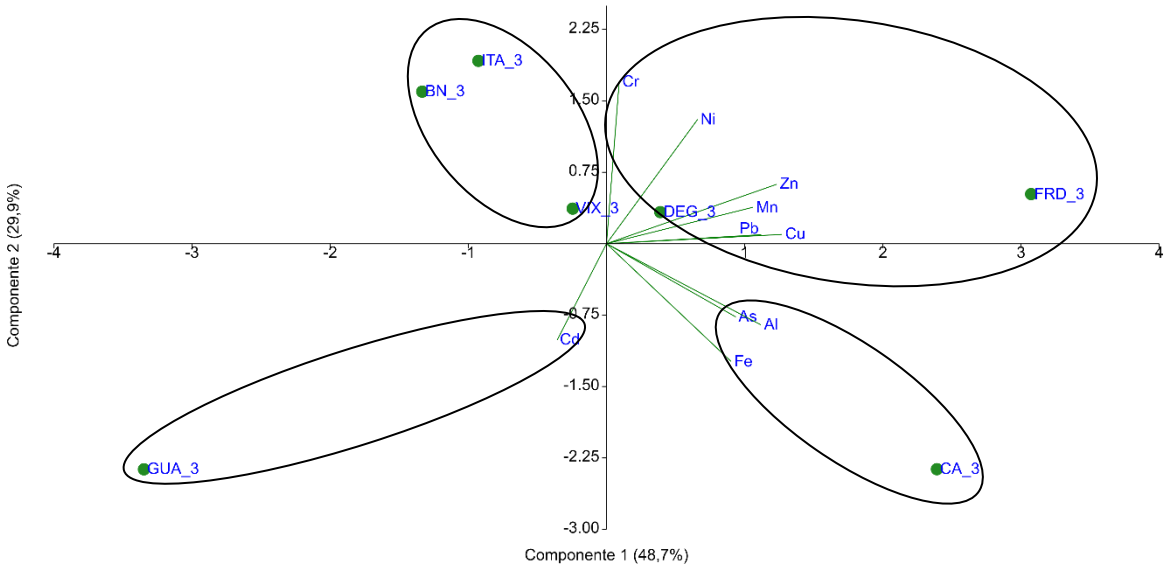
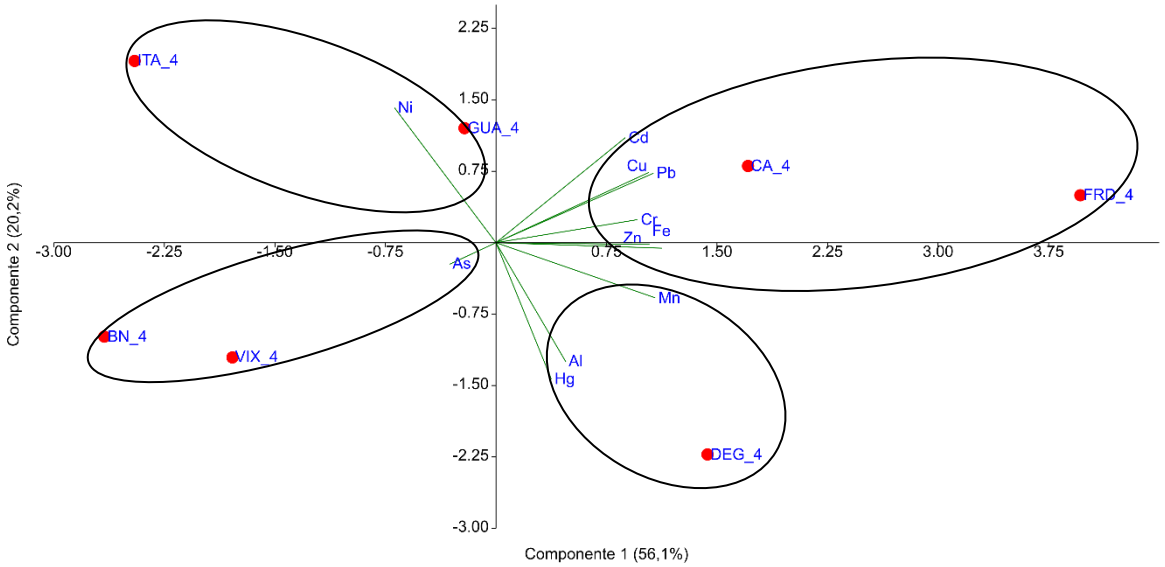


Figura 789: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código das áreas amostrais: Vitória (VIX), Costa das Algas (CA), foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG), Barra Nova (BN), e Itaúnas (ITA).



Vamos agora caminhar para a apresentação dos resultados referentes à região de Abrolhos. No caso dos dados relativos às concentrações de metais e As nas amostras de água, é possível observar que nas campanhas 1 (set/out 2018) (Figura 790), 2 (jan/fev 2019) (Figura 791), 3 (set/out 2019) (Figura 792) e 4 (jan/fev 2020) (Figura 793), o ponto ABRC1 se mostrou bem relacionado ao Pb, o ponto ABR1 se mostrou bem relacionado ao Cu e os pontos ABR2 e ABR4 foram, de forma geral, bem caracterizados pelos elementos Cd, Cr, Hg, Fe, As, Mn, Ni e Al. Sendo assim, é possível observar um forte padrão espaço-temporal na composição dos elementos-alvo na malha amostral da região de Abrolhos. Este padrão caracteriza-se pela maioria dos contaminantes ocorrendo com mais intensidade nos pontos mais distantes da costa (ABR2 e ABR4). Apesar disso, os pontos mais próximos da costa, ABR1 e ABRC1, apresentaram níveis mais altos de metais específicos, sendo eles Cu e Pb, respectivamente, o que indica uma possível fonte continental contínua de aporte destes elementos em regiões bem demarcadas.

Figura 790: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 1 (set/out 2018).

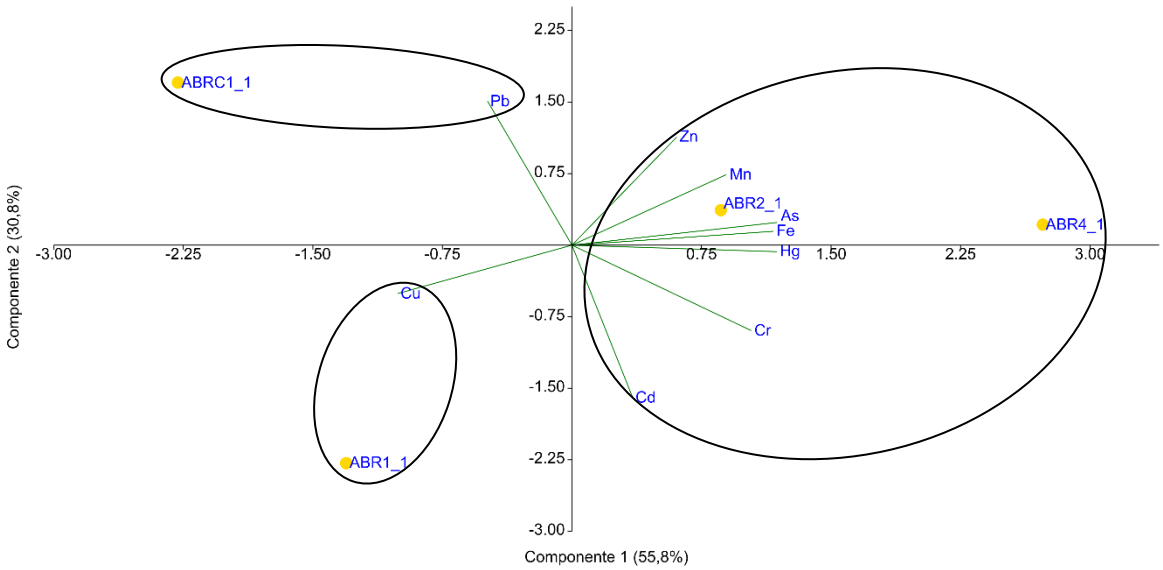


Figura 791: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a 2 (jan/fev 2019).

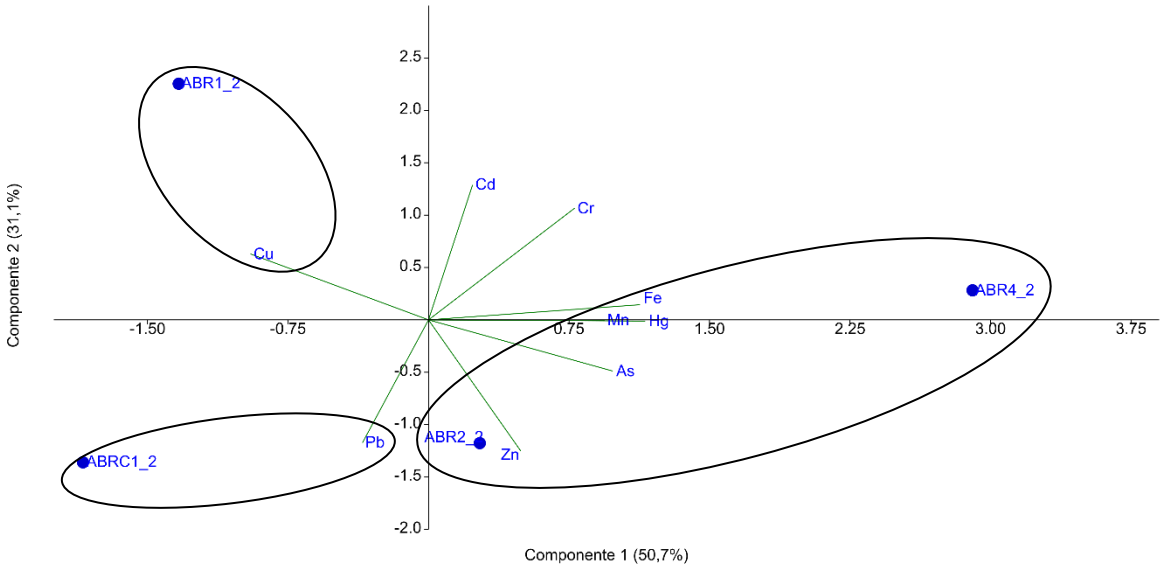


Figura 792: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019).

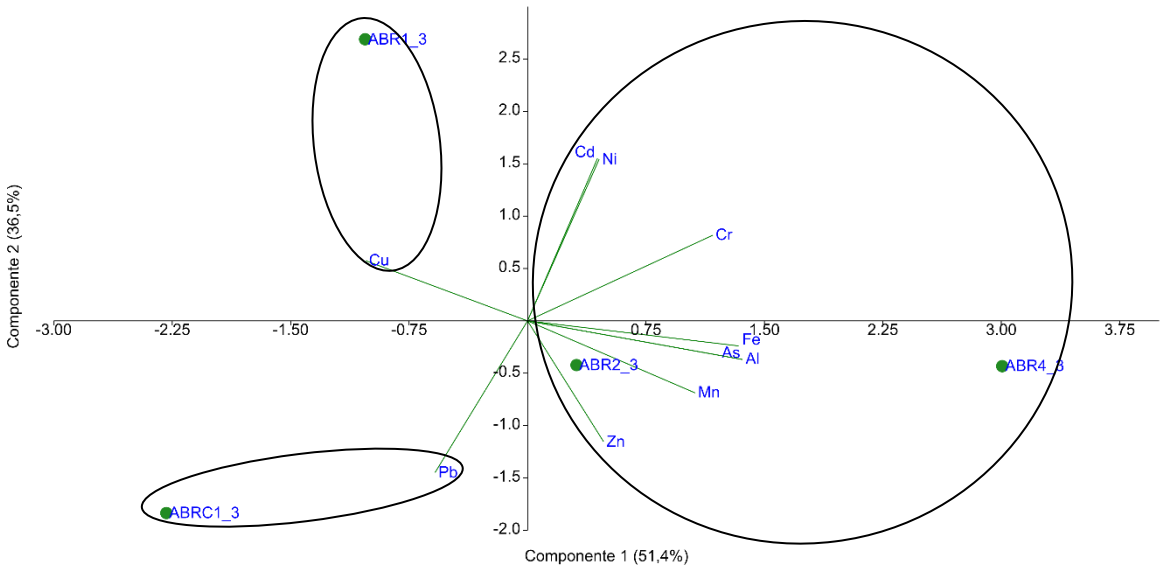
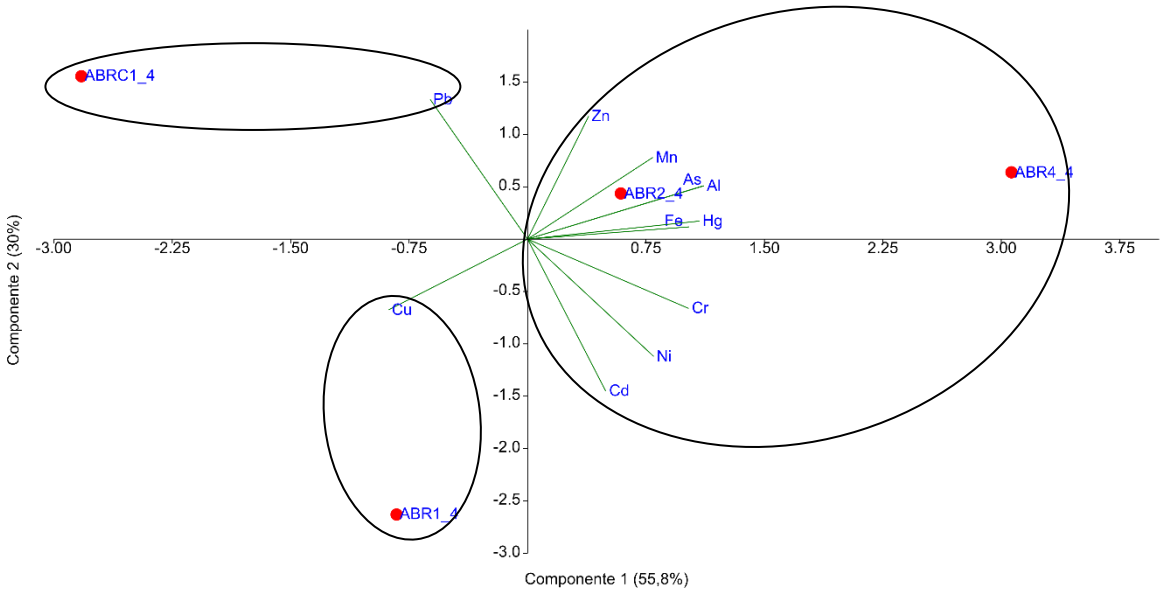


Figura 793: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo, coletada em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a 4 (jan/fev 2020).



No caso dos dados referentes às concentrações de metais e As nas amostras de sedimento, também é possível observar um padrão consistente entre as três primeiras campanhas realizadas pelo Anexo 1. Por exemplo, na campanha 1 (set/out 2018) (Figura 794) o ponto ABR1 foi bem caracterizado pelos elementos Cu, Hg, Pb e As. De forma semelhante, durante as campanhas 2 (jan/fev 2019) (Figura 795) e 3 (set/out 2019) (Figura 796) este ponto apresentou-se bem relacionado aos metais Pb e Cu. Além disso, na campanha 1 (set/out 2018) o ponto ABRC1 foi bem caracterizado pelos metais Cd, Cr, Fe, Zn e Mn, e durante as campanhas 2 e 3 (jan/fev 2019 e set/out 2019, respectivamente) foi relacionado aos metais/metaloide As, Hg, Cd, Cr, Fe, Zn, Mn e Ni, Al (estes últimos somente para a campanha 3). Ainda, os pontos ABR2 e ABR4 formaram um terceiro agrupamento que, de forma geral, não apresentou relações claras com os elementos-alvo. A campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 797) apresentou relações um pouco diferentes daquelas observadas anteriormente. Por exemplo, os pontos ABRC1 e ABR4 formaram um agrupamento bem caracterizado pela presença de Cd, Zn, Fe, Al, Cr e Mn, o ponto ABR2 foi bem representado pelos metais Ni e Hg, e o ponto ABR1 apresentou-se bem relacionado aos elementos As, Cu, e Pb.

Por fim, é possível concluir que, assim como observado para o caso das amostras de água, a composição dos elementos-alvo em amostras de sedimento coletadas na região de Abrolhos apresentou um claro padrão espaço-temporal que se repetiu, com algumas variações, ao longo das quatro campanhas realizadas. É interessante notar que no caso das amostras de sedimento, os pontos mais próximos à costa (ABRC1 e ABR1) foram mais bem caracterizados pela maioria dos elementos

avaliados. Apesar disso, este padrão foi parcialmente revertido durante a campanha 4 (jan/fev 2020), onde os pontos ABR2 e ABR4 passaram a ser bem relacionados aos elementos Ni e Hg, e Cd, Zn, Fe, Al, Cr e Mn, respectivamente.

Figura 794: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 1 (set/out 2018).

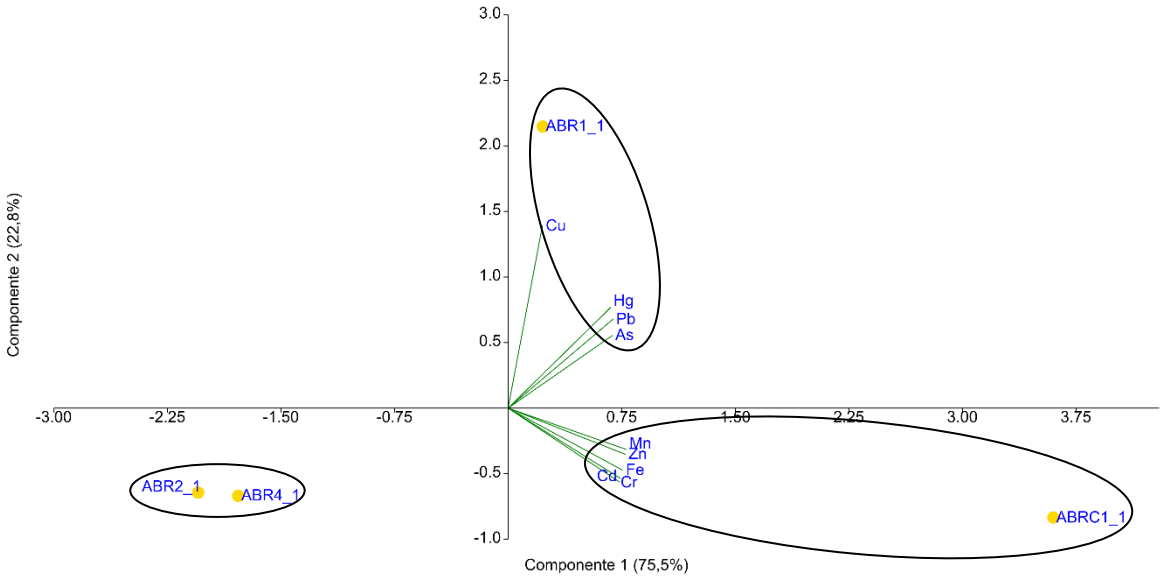


Figura 795:Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 2 (jan/fev 2019).

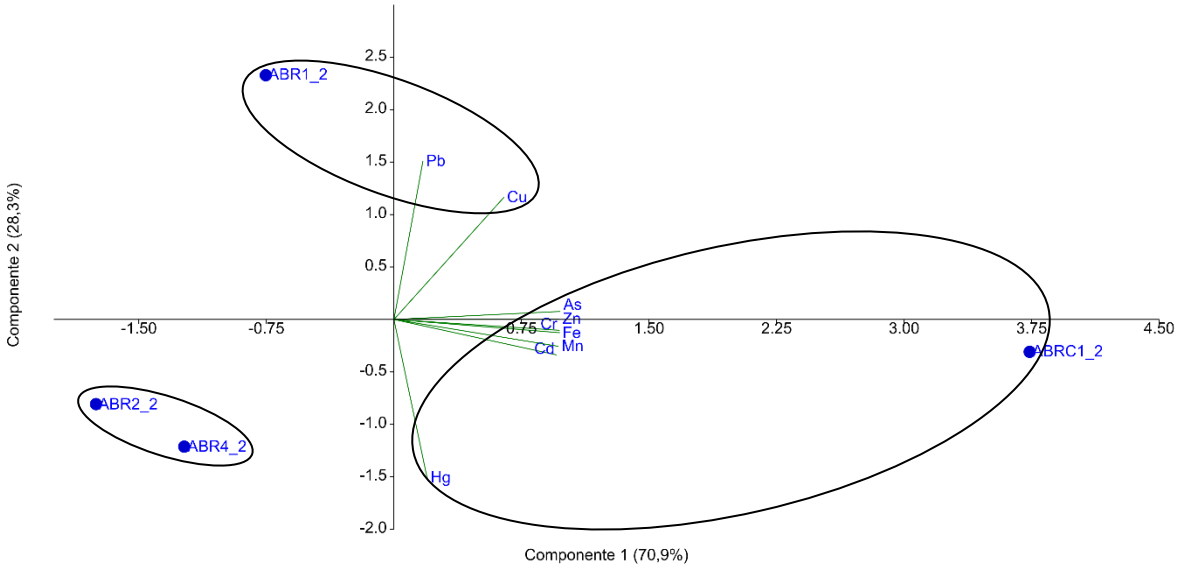


Figura 796: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019).

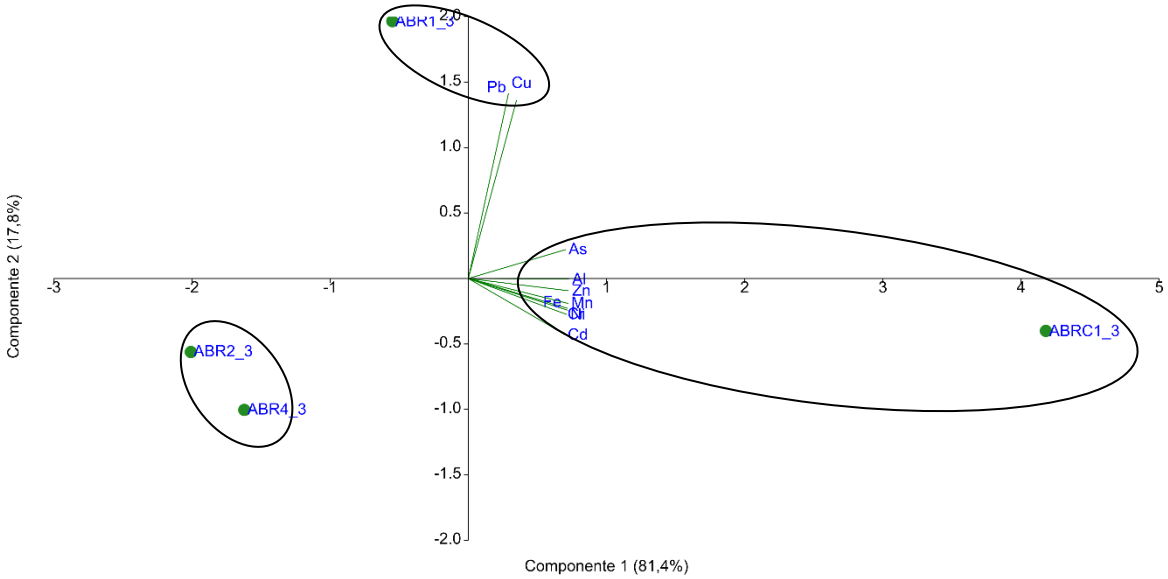
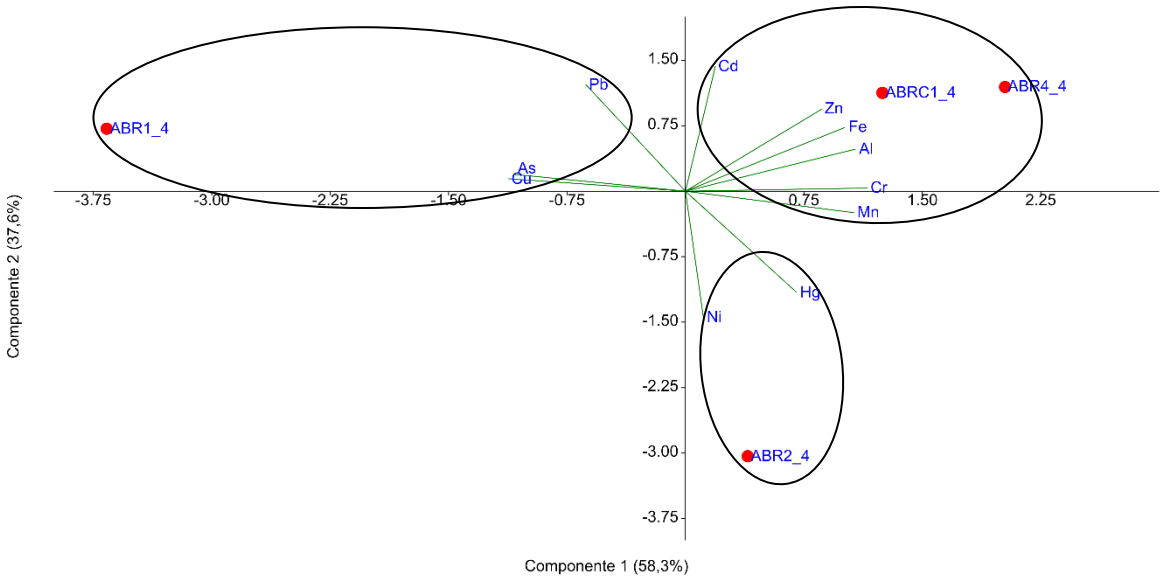


Figura 797: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em quatro estações amostrais localizadas na região de Abrolhos durante a campanha 4 (jan/fev 2020).



1.5.2 Padrões de Bioacumulação de Metais Arsênio

A análise da bioacumulação de metais e As nas espécies coletadas na malha amostral marinha do Anexo 1 foi executada a fim de verificar as relações de causa-efeito entre a biodisponibilidade de metais no ambiente e biomarcadores (respostas biológicas). No Período de Transição, assim como no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, foram coletados, sempre que possível, espécies representantes de diferentes níveis da cadeia trófica marinha para análise da acumulação de metais e de biomarcadores. De forma geral, os organismos coletados foram divididos em quatro grupos principais: (1) *pools* de fitoplâncton e zooplâncton, (2) camarão (duas espécies, camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* e camarão rosa *Farfantapeneus spp*.); (3) peixes (espécies de diferentes guildas tróficas); e (4) hidrocorais (*Millepora alcicornis*) e corais (*Mussimilia hartti*), sendo este último grupo coletado apenas na região de Abrolhos. Além disso, as análises realizadas em camarões e peixes consideraram diferentes tecidos (brânquias, músculo e hepatopâncreas/fígado). Os peixes coletados no ambiente marinho durante o Período de Transição foram categorizados em dois grupos (grupo I: onívoros/herbívoros e grupo II: carnívoros), conforme seu índice trófico obtido via plataforma FISHBASE, e a lista coleta de espécies e número de indivíduos coletados por ponto se encontra no *Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2*. O mesmo padrão de classificação foi adotado para os peixes coletados no ambiente dulcícola.

Os dados relativos às determinações de metais/As e compostos orgânicos em aves coletadas pelo Anexo 1 na região costeira foram apresentados no relatório relativo ao ambiente costeiro, pelos seguintes motivos: (1) as aves são coletadas em ambientes continentais de mangues, estuários e praias; (2) a setorização da malha amostral do Anexo 1 para aves possui muita similaridades com a lógica aplicada para as avaliações do ambiente costeiro (praias e mangues), onde os setores mangues, estuários e praias, em que as aves foram coletadas, correspondem aos setores A, B e C do ambiente costeiro, respectivamente.

Assim como para água e sedimento, as análises estatísticas foram realizadas considerando como fator espacial as 8 localidades (GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1;CA2;CA3;CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1,FRD3;FRD6;FRD8,FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]) e, separadamente das demais, a localidade ABR (Abrolhos [ABR01; ABR02;ABR04 e ABRC1]). Dessa forma, a análise de padrões espaciais fica mais robusta (por considerar mais réplicas dentro de cada localidade), além de levar em consideração o fato de que a biota coletada não é estritamente séssil, podendo se locomover ou ser transportada por curtas distâncias dentro da área de cada localidade, minimizando, assim, a ausência ou baixo número de peixes e camarões em algumas das estações amostrais.

O grupo taxonômico referido neste relatório como plâncton engloba uma comunidade diversa de organismos pertencentes ao “fitoplâncton” e protozooplâncton marinho, com tamanhos entre 63 e 200 µm, assim como “zooplâncton”, que compreende a comunidade planctônica com tamanhos maiores a 200 µm. Ambos os compartimentos (fitoplâncton e zooplâncton) foram coletados com o objetivo de avaliar efeitos na base da cadeia trófica. A PCA realizada com os dados de metais no plâncton coletado

nas 25 estações amostrais, e categorizados nas 8 localidades, durante a campanha 1 (set/out 2018), resumiu 68,3% da variabilidade nos dois primeiros componentes (Figura 798). A acumulação de Fe e Pb tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton foi maior nas localidades Costa das Algas (CA) e Vitória (VIX), assim como o Mn, nos dois grupos, esteve mais associado com a localidade de Costa das Algas (CA). Por outro lado, o plâncton coletado na localidade de Barra Nova (BN) esteve mais associado com a maioria dos metais analisados, com destaque para o Zn, Cd, Cr e Cu. Seguindo para os resultados da campanha 2 (jan/fev 2019), realizada em período chuvoso, é possível perceber novamente uma maior associação dos metais no plâncton com a localidade de Costa de Algas (CA), com destaque para o Zn, Cd, Cu e Fe, nos dois grupos distintos. Também destacamos que a localidade foz do Rio Doce (FRD) durante essa campanha chuvosa esteve bem associada ao elemento Fe, como possível efeito de uma maior vazão fluvial neste período. Um terceiro agrupamento mostrou a melhor associação dos metais Pb e Cr com a localidade de Degredo (DEG) (Figura 799). Por sua vez, a PCA obtida com os resultados da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 800) indicou uma forte associação das localidades de DEG, VIX, FRD e CA com a maioria dos metais analisados, incluindo As, Cr, Zn, Mn, Hg, Cd e Ni nos dois grupos taxonômicos/classes de tamanho. Um segundo agrupamento indicou uma fraca associação dos metais Fe, Cu, Al e Pb no fitoplâncton, e do Cu no zooplâncton com a localidade de GUA. Por último, a PCA gerada para os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 801), demonstrou um perfil de agrupamentos um pouco diferente das demais campanhas. Um primeiro agrupamento foi formado pelos elementos As, Ni, Cu e Cr no fitoplâncton e no zooplâncton com a foz do Rio Doce (FRD), enquanto um segundo agrupamento foi formado pelos elementos Fe, Mn, Pb, Cd, Zn e Hg no plâncton coletado em localidades mais ao norte da foz do Rio Doce (BN e ITA). Já as localidades de Degredo (DEG) e Costa das Algas (CA) mostraram-se fortemente relacionadas com o Al em ambos os grupos avaliados.

Figura 798: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

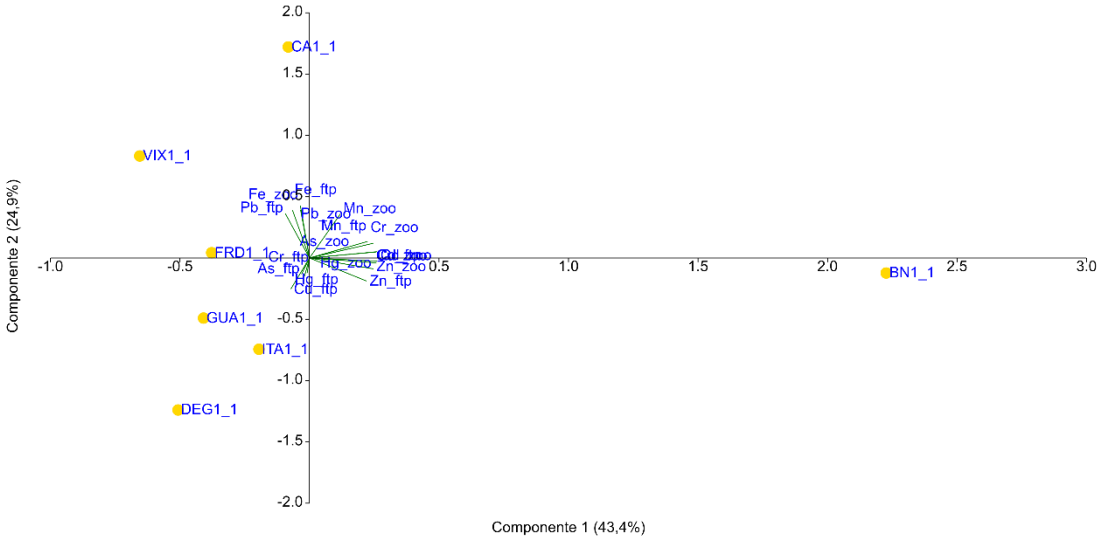


Figura 799: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

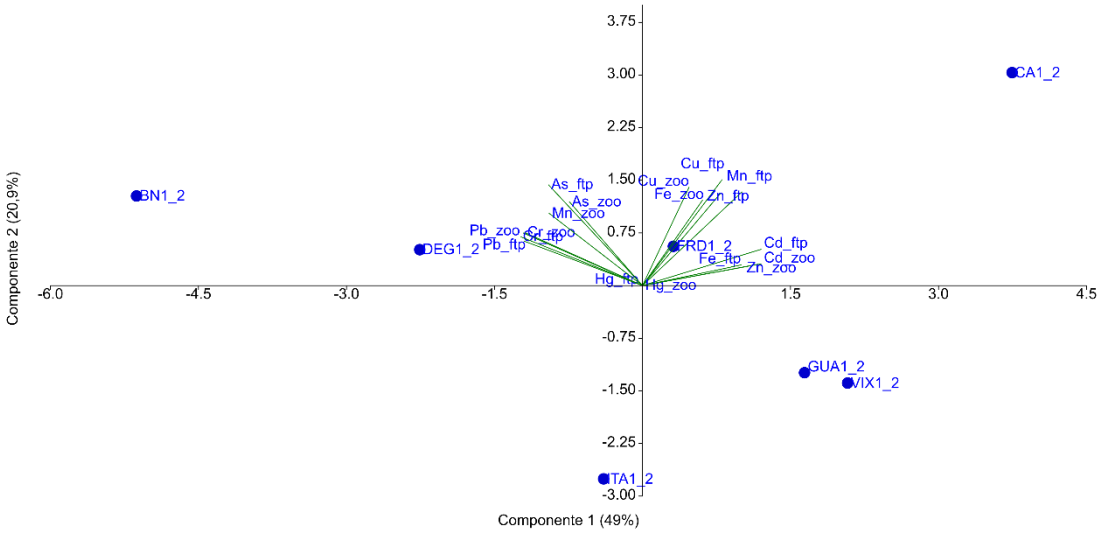


Figura 800: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

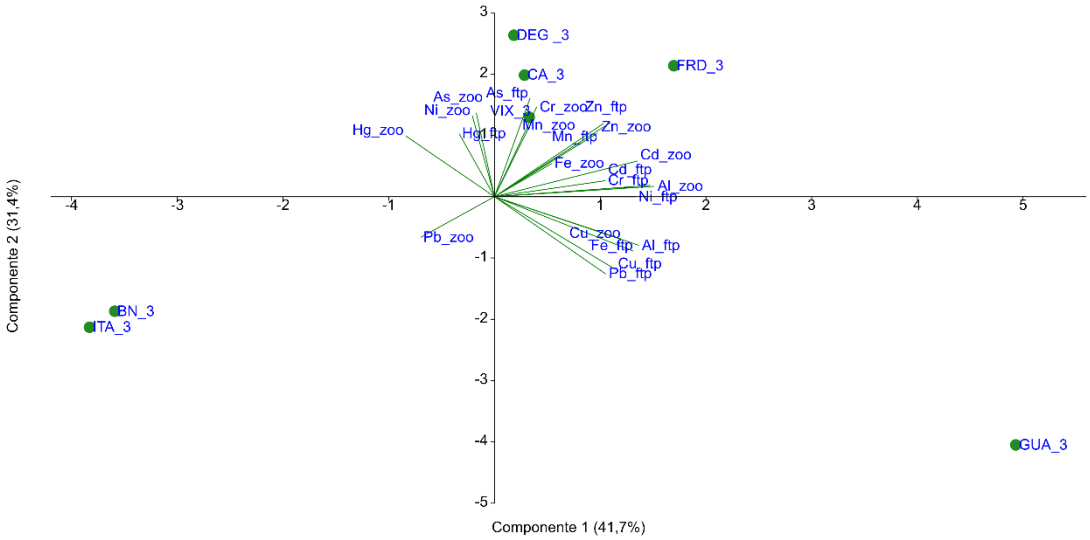
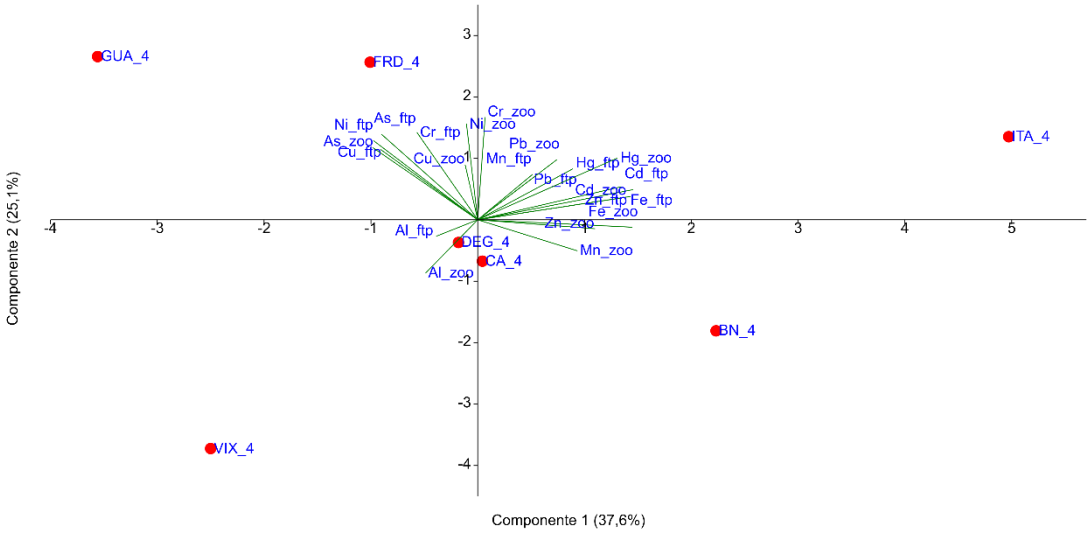


Figura 801: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Para uma análise integrada dos dados de acumulação de metais na biota para o Período de Transição, foi calculado um Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação), baseado no princípio do IBR (Respostas Integradas de Biomarcadores) (BELIAEFF e BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014). Este mesmo índice foi aplicado pelo Anexo 1 durante o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019; RT 28), mostrando ser um importante indicador para avaliação dos impactos do rompimento da barragem. O IBR integra diferentes respostas biológicas para obter um indicativo sintético e ao mesmo tempo holístico do estado de "saúde" dos organismos analisados. Fórmulas detalhadas estão descritas na literatura citada, mas em resumo, o cálculo do IBR considera a área de um triângulo definido pelos valores padronizados de duas variáveis sucessivas, levando em consideração a variabilidade e o número total de variáveis inseridas. Para obter o valor final, várias permutações são executadas alterando a ordem das variáveis biológicas analisadas. Com auxílio de uma plataforma online disponibilizada pelos autores do método, calculamos os índices de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) e de resposta biológica (IBR biomarcador).

Para o cálculo do IBR bioacumulação, a malha amostral do ambiente marinho foi dividida em 4 setores: Sul (englobando os pontos de Guarapari e Vitória), APA (com os pontos na Costa das Algas), Foz (pontos da foz do Rio Doce), Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). Para cada grupo de organismos estudado (plâncton, camarões e peixes) foi calculado um valor de IBR bioacumulação, para cada setor.

Entre os setores amostrados pelo Anexo 1 Marinho, destacam-se os setores Norte e Abrolhos como aqueles com maior influência tropical. O setor Norte apresenta táxons típicos de regiões tropicais e subtropicais (BONEKER et al., 2014; DIAS et al., 2015). O setor Abrolhos se destaca dos demais, inclusive do setor Norte, por ser uma área dominada pela influência da água tropical que por sua vez é caracterizada por baixos teores de nutrientes refletindo assim em baixos valores de abundância zooplanctônica (FIGUEIREDO et al., 2018). Logo, além de ser influenciada por massas d'água com características diferentes, apresenta teores de nutrientes significativamente mais baixos que os demais setores da malha amostral do Anexo 1. Esses fatores influenciam fortemente na abundância e composição da comunidade planctônica, como observado pelos relatórios do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19F RRDM/09NOV19 e RT-19G RRDM/09NOV19). Relatórios anteriores detectaram, por exemplo, que no setor Abrolhos há baixa diversidade zooplanctônica, dominância de *Paracalanus spp*., e picos de abundância do gênero *Oithona* (como observado em estudos anteriores realizados na área, e.g. FIGUEIREDO *et al*., 2018). Embora a maioria dos outros setores também tenham alta frequência de *Paracalanus spp.*, além de diversas espécies em comum, suas comunidades são dominadas por espécies diferentes, como pode ser observado no relatório do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RT-19G RRDM/09NOV19). Consequentemente, essas diferenças oceanográficas e de dominância das comunidades fito e zooplanctônicas possuem padrões que podem confundir a interpretação de resultados relativos às respostas fisiológicas e bioquímicas. Sendo assim, optamos por interpretar as respostas de bioacumulação e de biomarcadores das comunidades planctônicas amostradas no setor Abrolhos de forma separada. O mesmo padrão foi adotado para as análises de metais e As na água e sedimento, item 1.5.1.

O IBR bioacumulação em plâncton demonstrou marcantes variações espaço-temporais nos níveis totais de acumulação e nas concentrações individuais dos elementos ao longo do monitoramento. Na campanha 1 (set/out 2018) o setor mais impactado foi o setor APA (Figura 802), caracterizado principalmente pelas altas concentrações dos elementos As, Mn e Pb no plâncton (Figura 803). O segundo setor mais impactado, com níveis totais de acumulação próximos ao setor APA, foi o setor Norte, onde destacaram-se as maiores concentrações Zn, Cd, Cr e Cu (Figura 803). De maneira semelhante à campanha 1 (set/out 2018), o setor APA destacou-se na campanha 2 (jan/fev 2019) pelo alto nível de bioacumulação de metais no plâncton, embora os elementos que tenham se destacado nesta última campanha (Cu, Cd e Zn) tenham sido diferentes daqueles que se destacaram na primeira campanha (Figura 803). Por outro lado, diferente da campanha 1 (set/out 2019), na campanha 2 (set/out 2019) houve uma diminuição nos níveis totais de metais no setor Norte e um leve aumento no setor Foz, relacionado principalmente ao aumento nos teores de As e Fe no plâncton deste último setor, possivelmente como consequência do maior aporte de metais para esta região durante a estação de maior pluviosidade. Já os resultados de IBR bioacumulação obtidos para a campanha 3 (set/out 2019) mostraram uma maior homogeneidade entre os diferentes setores, decorrente de uma demarcada diminuição temporal nos níveis de metais no setor APA e setor Norte, comparado ao Ano 1 de monitoramento. Por fim, a campanha 4 (jan/fev 2020) foi caracterizada por um expressivo aumento temporal na bioacumulação de metais no setor Foz, em comparação a todas as outras campanhas anteriores, assim como um aumento na bioacumulação no setor Norte, comparado às campanhas 2 (jan/fev 2019) e 3 (set/out 2019). Para o setor Foz, os elementos que se destacaram na campanha 4 (jan/fev 2020) foram o As, o Cr e o Mn, enquanto os metais Fe , Zn, assim como o Mn, se sobressaíram no setor Norte (Figura 803). É importante destacar que esta última campanha de monitoramento ecotoxicológico (jan/fev 2020) foi realizada no período de evento extremo, com a maior pluviosidade e vazão registrada no âmbito do PMBA/ Fest-RRDM para a bacia do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM). Considerando a estação P21, localizada em Linhares, as vazões médias e máximas foram 519 e 2.584 m^3/s, no período chuvoso do Ano 1 (out/2018 a mar/2019), e 988 e 5.179 m^3/s, no Período de Transição (out/2019 a mar/2020), respectivamente. Além disso, os resultados das análises químicas apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, mostraram que houve uma tendência de aumento da concentração de praticamente todos os metais totais na água do Rio Doce durante o Período de Transição em relação ao Ano 1, principalmente para o As e para os metais Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, V e Zn. Cabe também destacar o aumento de 240% nas concentrações de Cr na calha do Rio Doce no Período de Transição (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM). Certamente, este maior aporte de elementos na região costeira próxima à foz do Rio Doce durante este período chuvoso (campanha 4 - jan/fev 2020) refletiu nos maiores níveis de bioacumulação de metais na comunidade planctônica (Figura 802). Além do setor Foz, o setor Norte, que se destacou nas campanhas 1 (set/out 2018) e 4 (jan/fev 2020), também constitui uma área criticamente afetada, visto que os processos costeiros favorecem a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea no sentido norte (OLIVEIRA et al., 2015).

Figura 802: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados no plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA).

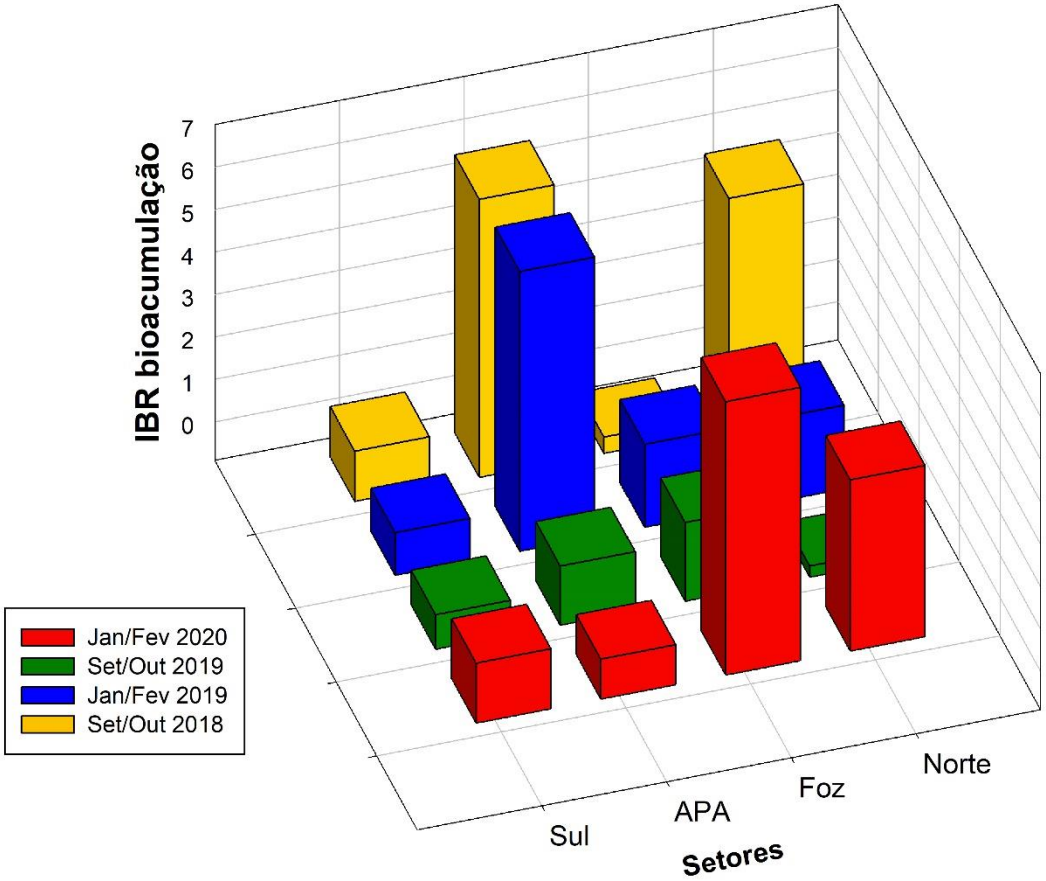
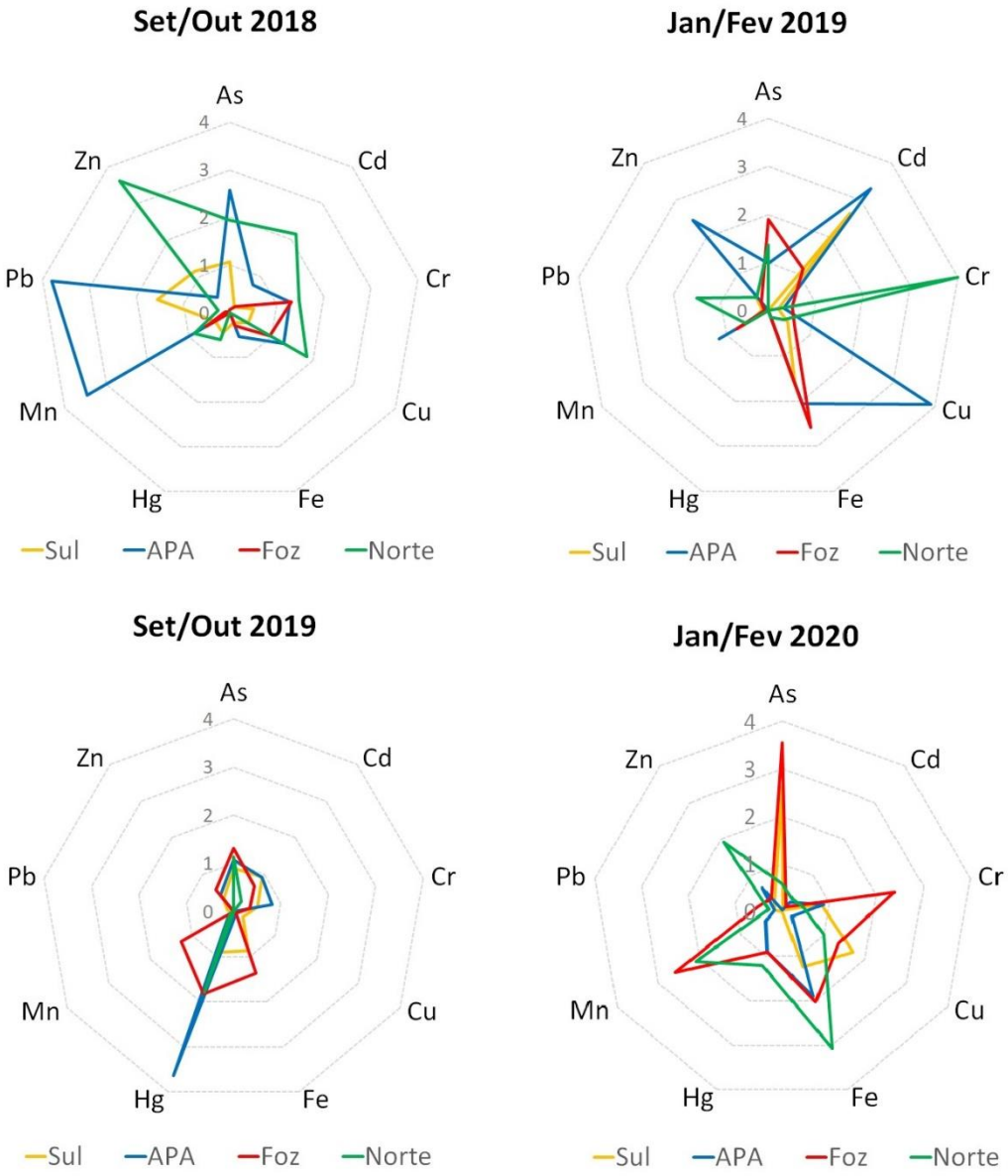


Figura 803: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Explorando os padrões de bioacumulação de metais nos tecidos de camarões (brânquias, hepatopâncreas e músculo) coletados durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 804), a análise multivariada indicou uma maior associação de praticamente todos os elementos com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG) e Costa da Algas (CA), sendo que as localidades mais o sul (VIX e GUA) e mais ao norte (ITA) da foz do Rio Doce tiveram pouca associação com estes metais. Para a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 805) foi encontrado um padrão mais difuso na bioacumulação, caracterizada pela formação de alguns agrupamentos. Por exemplo, as localidades de

ITA e DEG, ambas localizadas no setor Norte, estiveram mais bem relacionadas com os elementos Cu nas brânquias, hepatopâncreas e músculo, As nas brânquias e no hepatopâncreas, Cr nas brânquias e no músculo e Pb na brânquias. Já a região da foz do Rio Doce mostrou-se mais bem associada aos metais As e Pb no músculo, Fe nas brânquias e no músculo, Hg no hepatopâncreas e Mn nas brânquias. Por outro lado, as localidades mais ao sul (VIX e GUA) foram melhor agrupadas com os elementos Zn e Cd, nos três tecidos, além do Mn no músculo e do Cr no hepatopâncreas. Passando para os resultados da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 806), é interessante se observar um padrão de contaminação muito semelhante à campanha 1 (set/out 2018), também realizada na estação seca. De maneira geral, durante a campanha 3 (set/out 2019), a maior associação de praticamente todos os elementos, incluindo o Al, Ni, As, Zn, Fe, Cr e Cd mensurados nos três tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG) e Costa da Algas (CA), ou seja, na região costeira em frente à foz do Rio Doce, incluindo os pontos mais próximos ao sul e ao norte. Nesta mesma campanha, também se destacou o agrupamento formado pela localidade de ITA, caracterizada pela presença de Pb e Cu nos tecidos dos camarões. Por fim, a distribuição dos elementos nas diferentes localidades monitoradas durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 807) apresentou algumas semelhanças com as campanhas anteriores, uma vez que as localidades da foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG) se agruparam com os elementos As, Fe, Al, Mn e Cr, analisados nos três tecidos de camarões, enquanto os elementos Mn, Ni, Cu, Cd e Hg estiveram mais associados com a localidade de Barra Nova (BN) e o Zn com as localidades de Costas das Algas (CA) e Itaúnas (ITA).

Figura 804: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

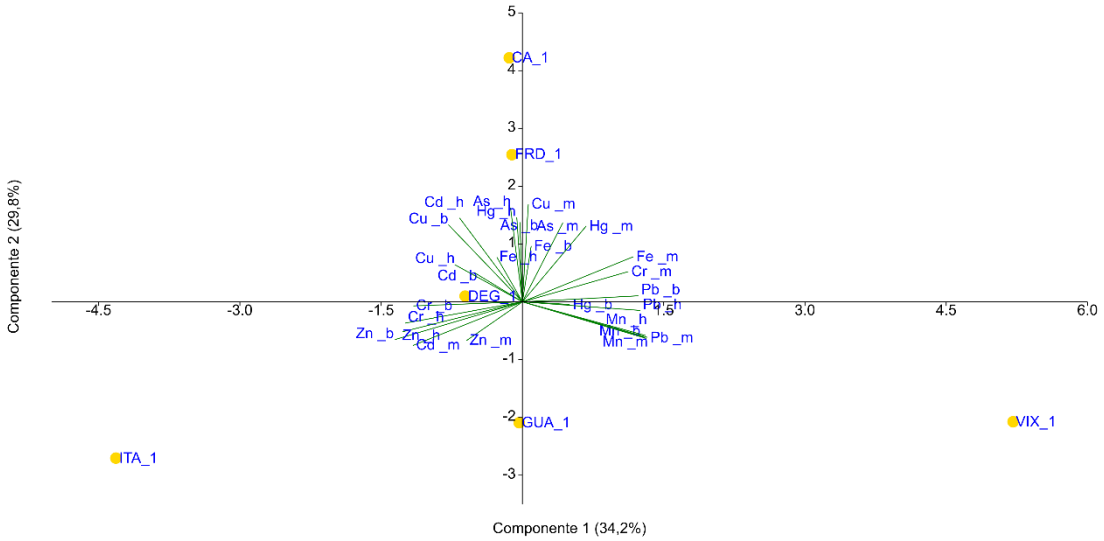


Figura 805: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

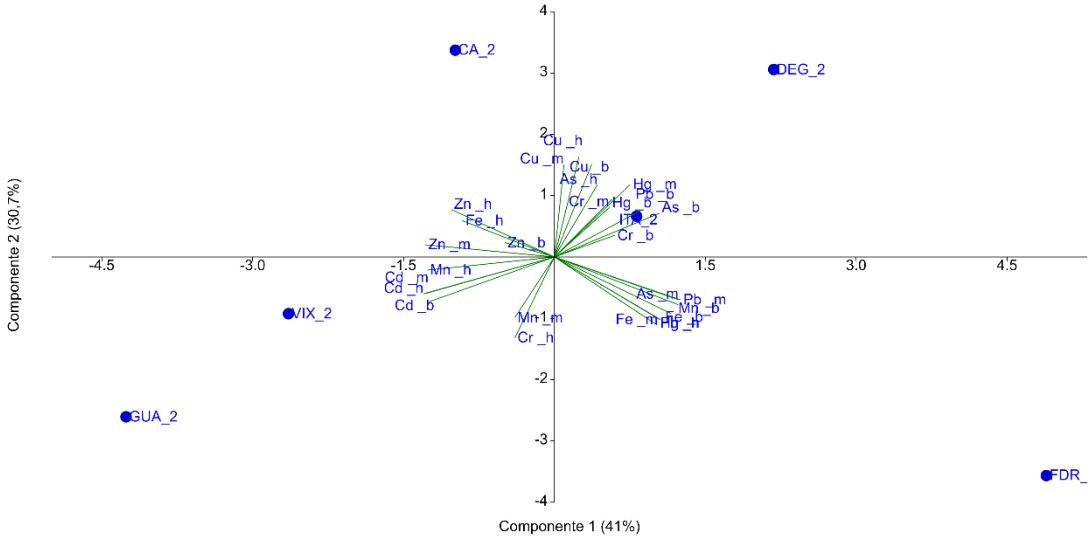


Figura 806: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

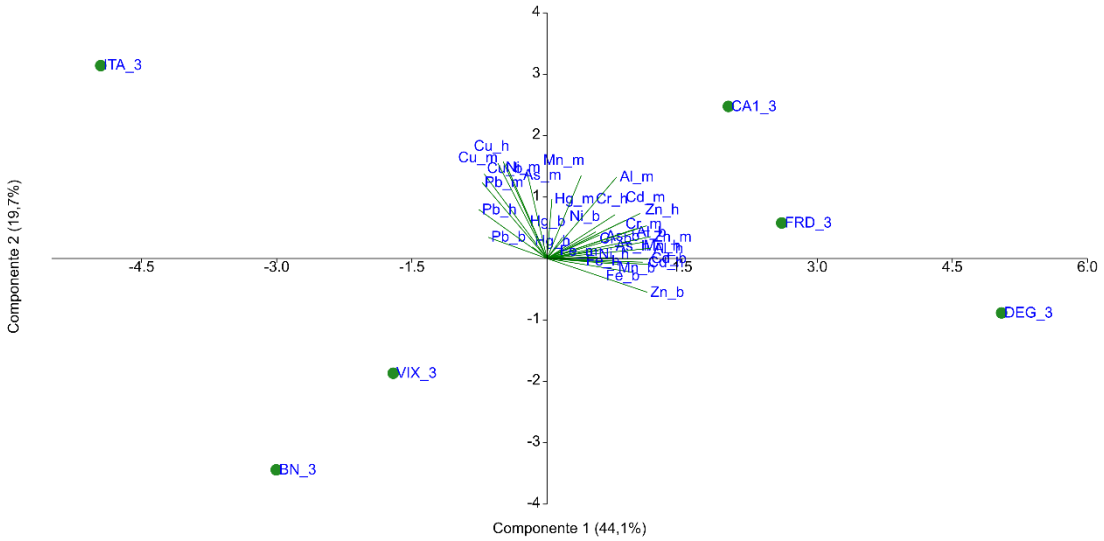
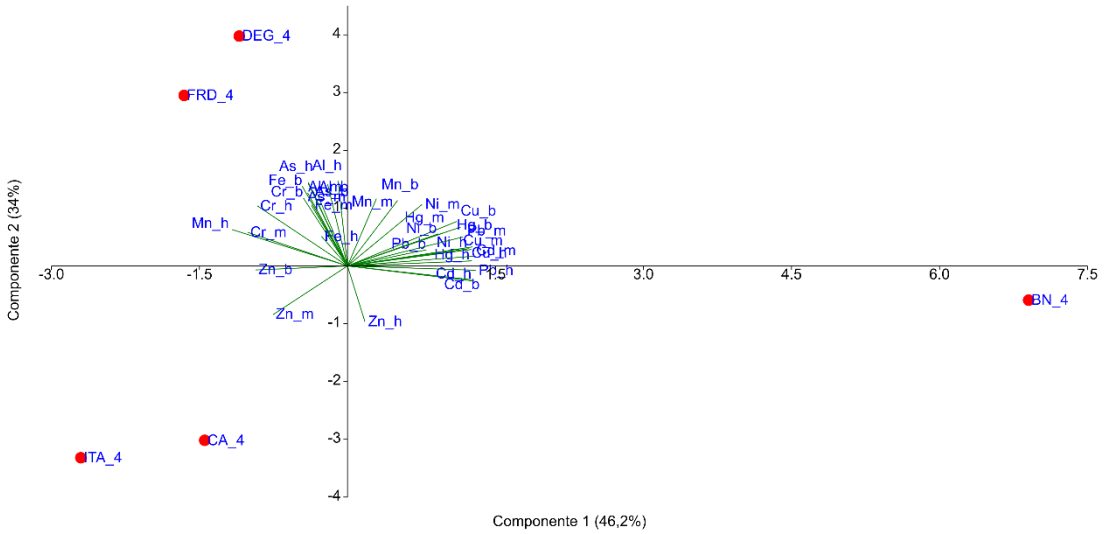


Figura 807: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Através do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) em camarões marinhos (Figura 808), foi possível realizar comparações espaciais no âmbito do monitoramento. Neste contexto, o setor Foz se destacou em todas as campanhas como o setor onde os camarões apresentaram maiores níveis teciduais de metais. Para a campanha 1 (set/out 2018), também merecem destaque os setores APA e Norte, este último com níveis de bioacumulação próximos ao setor Foz. Por outro lado, numa visão temporal dos resultados, percebe-se uma diminuição nos níveis teciduais de metais no Período de Transição (out/2019 a mar/2020), em todos os setores, comparados as campanhas 1 (set/out 2018) e 2 (jan/fev 2019) realizadas no Ano 1. Esta diminuição temporal nos níveis de metais nos camarões também fica evidente quando analisamos a Figura 809. Por outro lado, o Fe continua se destacando como um metal abundante nos tecidos de camarões, principalmente no setor Foz, em todas as campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Esse resultado evidencia o aporte contínuo de Fe nesta região sob maior influência do aporte fluvial de rejeitos. Os resultados gerados pelo PMBA-Fest/RRDM, indicaram que as descargas de fundo, em suspensão e total foram, na maior parte dos meses do Período de Transição (out/2019 a mar/2020), muito superiores aos valores obtidos no Ano 1 (out/2018 a set/2019). Os fluxos estimados para Fe e Mn, nas frações totais, suspensas e dissolvidas, mostraram valores muito superiores ao valor médio para o período chuvoso do Ano 1, refletindo os efeitos das altas vazões nos aportes de Fe e Mn para a região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM).

Figura 808: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de camarões coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA). Durante a campanha 4 (jan/fev 2020) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul.

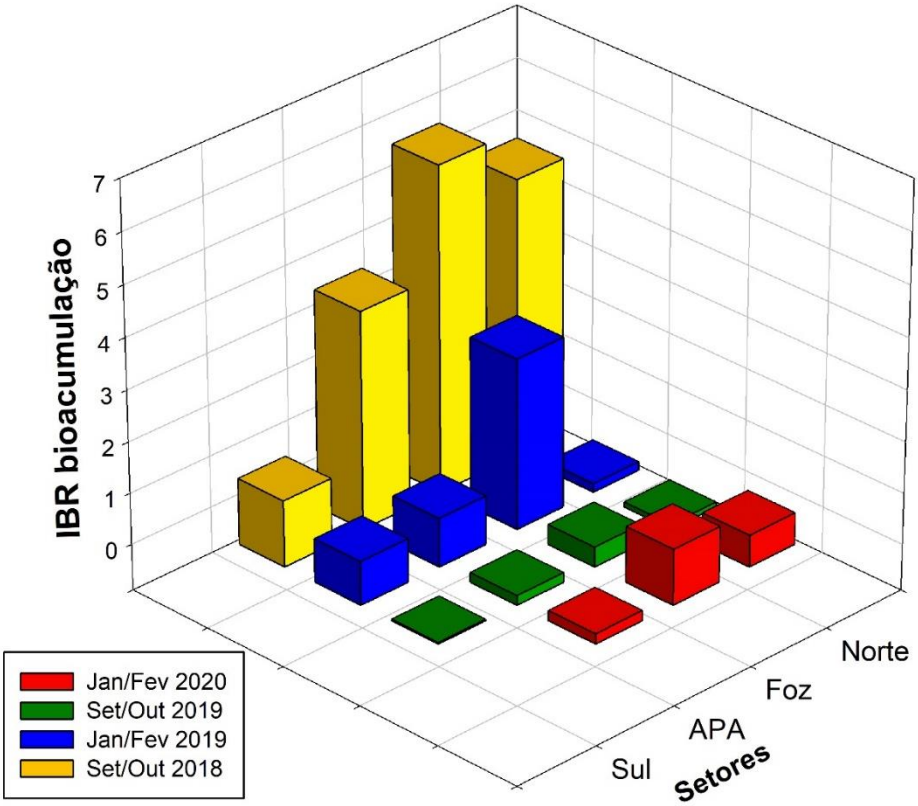
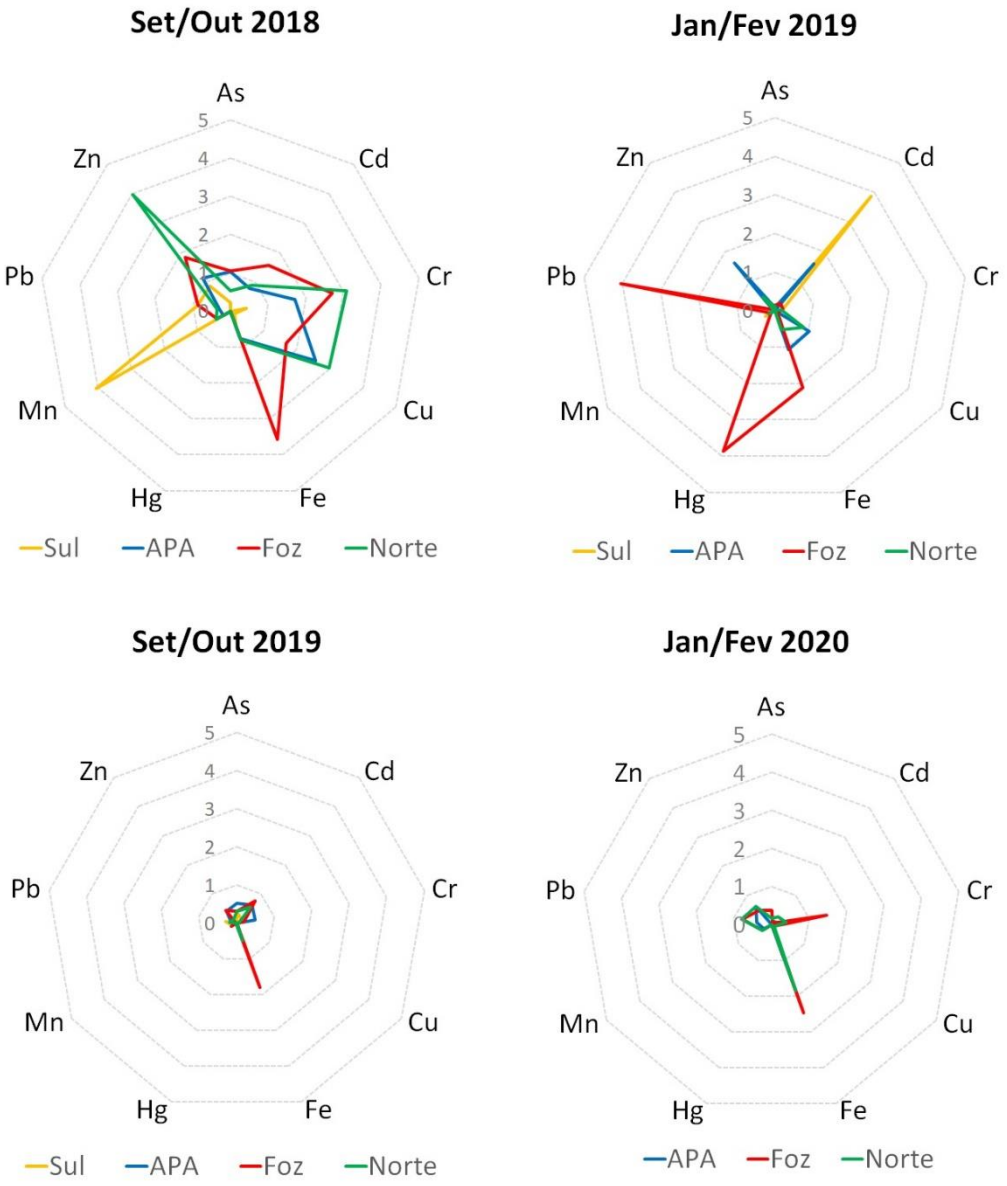


Figura 809: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em diferentes tecidos de camarões coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA Costa das Algas (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Não foi possível observar um padrão muito claro na bioacumulação de metais e As em peixes, quando comparado aos padrões encontrados para o plâncton e camarões marinhos. Os metais se distribuíram de maneira não muito congruente entre os diferentes tecidos analisados, entre os diferentes pontos monitorados ao longo das quatro campanhas e entre os dois grupos tróficos distintos (onívoros/herbívoros e carnívoros). Estes resultados podem estar relacionados a maior complexidade deste grupo taxonômico, composto por diversas espécies (*Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2*), com hábitos de vida, biologia e ecologia distintos. Além disto, soma-se o fato deste grupo apresentar maior mobilidade e longevidade, comparado aos níveis tróficos inferiores. Por exemplo, para os peixes

onívoros coletados na campanha 1 (set/out 2018), a PCA (Figura 810) indicou uma melhor associação dos metais Cr, Cu, Fe e Zn na maioria dos tecidos com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Costa da Algas (CA) e Itaúnas (ITA), enquanto o As, Cd e Hg em diferentes tecidos estiveram melhor associados à localidade de Degredo (DEG). Já as localidades ao sul da foz do Rio Doce - Vitória (VIX) e Guarapari (GUA), parecem estar mais relacionadas com alguns metais no músculo, como o Pb, Zn, Fe e Mn. A PCA gerada para os peixes carnívoros coletados durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 811) mostrou maior associação dos metais Fe, Zn, Cr, Hg nas brânquias, As, Cu, Pb, Mn e Cr no músculo e As no fígado com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Costa das Algas (CA) e Barra Nova (BN), já a localidade de Itaúnas (ITA) esteve mais associada à maior parte dos metais no fígado, incluindo o Fe, Hg, Zn, Cu, Mn e Cr.

Figura 810: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

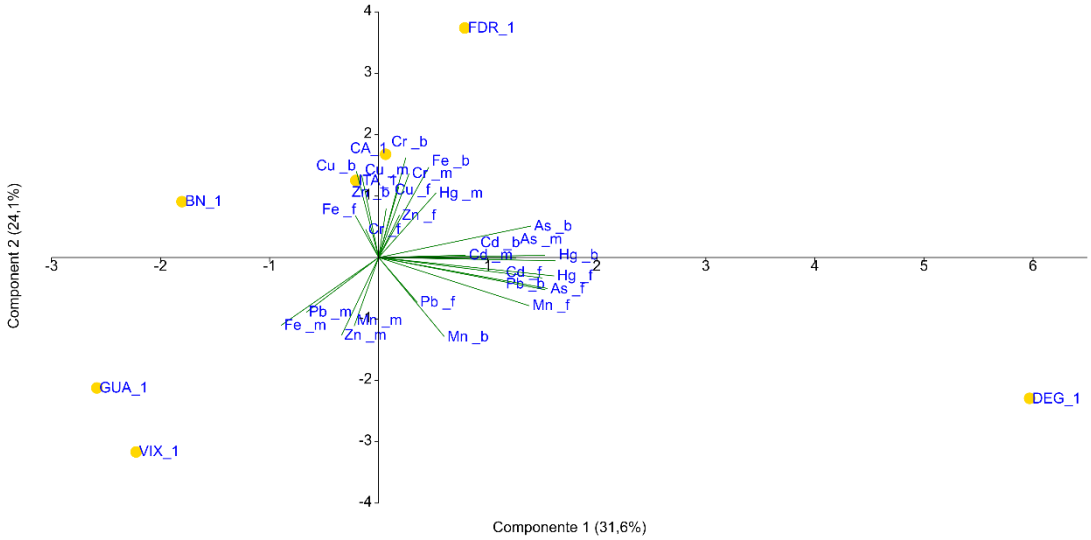
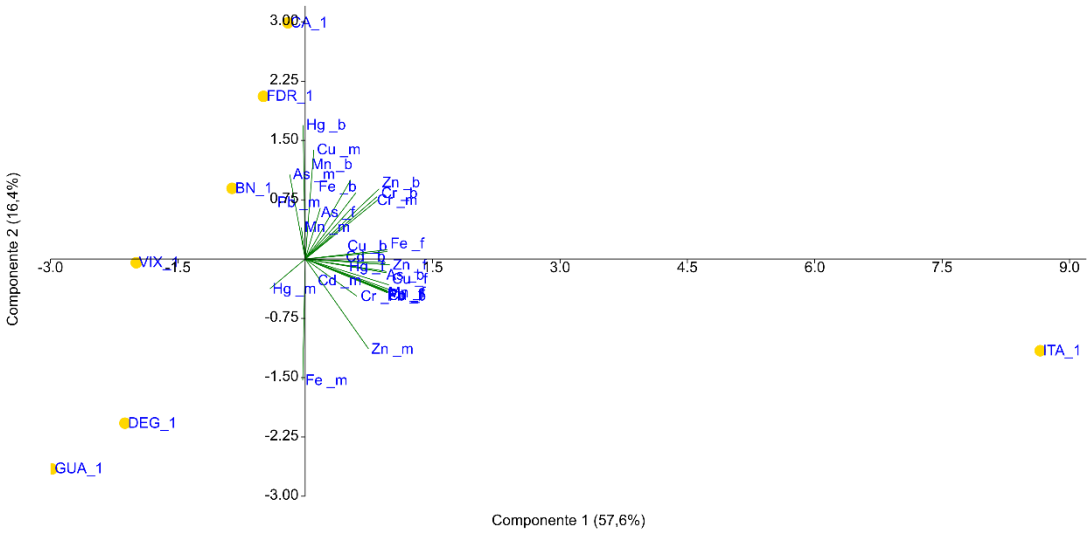


Figura 811: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), categorizados por localidade CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Caminhando para os resultados da campanha 2 (jan/fev 2019), a PCA gerada para os peixes onívoros (Figura 812) mostrou uma maior associação dos elementos Cr, Cu, As, Mn e Pb na maioria dos tecidos dos peixes provenientes da região Costa das Algas (CA), e dos elementos Zn e Cd nos três tecidos dos peixes da região de Vitória (VIX). Já o Fe nas brânquias, fígado e músculo esteve mais bem relacionado com a região de Itaúnas (ITA). Na comunidade de peixes carnívoros, amostrada durante a campanha 2 (jan/fev 2019), algumas semelhanças puderam ser observadas nos agrupamentos da PCA quando comparados aos peixes onívoros. Por exemplo, o As nos três tecidos e o Cr nas brânquias e no músculo também estiveram melhor associados com a região da APA Costa das Algas (CA), junto com Fe no fígado e o Pb no músculo (Figura 813). Da mesma maneira, a localidade de Vitória (VIX) se mostrou mais bem associada ao Zn na maioria dos tecidos, enquanto a região de Guarapari (GUA) esteve mais bem associada ao Fe, Cd e Mn em vários tecidos.

Figura 812: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

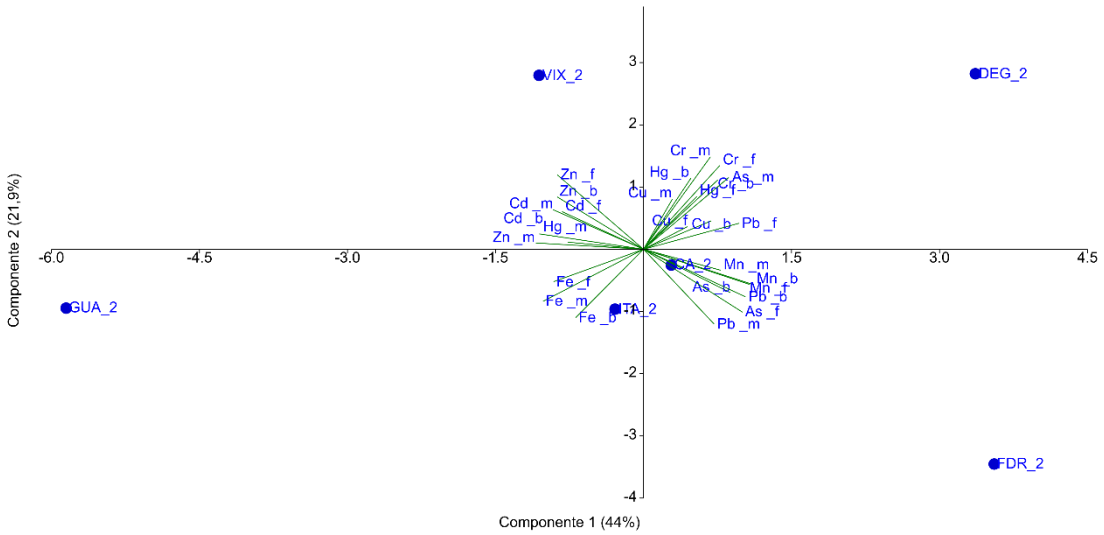
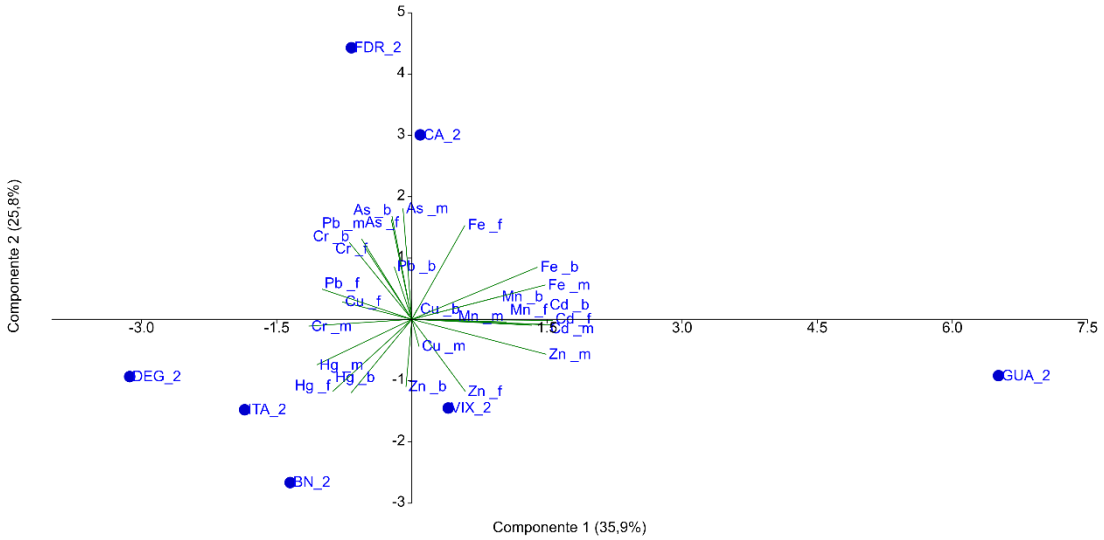


Figura 813: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Prosseguindo para os resultados obtidos com os peixes onívoros da campanha 3 (set/out 2019), a Figura 814 mostra uma segregação espacial dos elementos As, Cd, Ni, Mn e Hg, que estiveram mais

relacionados com as localidades de Vitória (VIX), Costa das Algas (CA) e Degredo (DEG); dos elementos Fe e Cr, que estiveram mais associados com a foz do Rio Doce (FRD) e do Cu e Pb, associados com as localidades mais ao norte - Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA). Para a comunidade de peixes carnívoros, a PCA mostrou associações similares (Figura 815), onde a maioria dos elementos analisados, incluindo o Al, Mn, Zn, Hg, Ni, Cd e Fe estiverem melhor associados às regiões de Vitória (VIX), foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG).

Figura 814: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

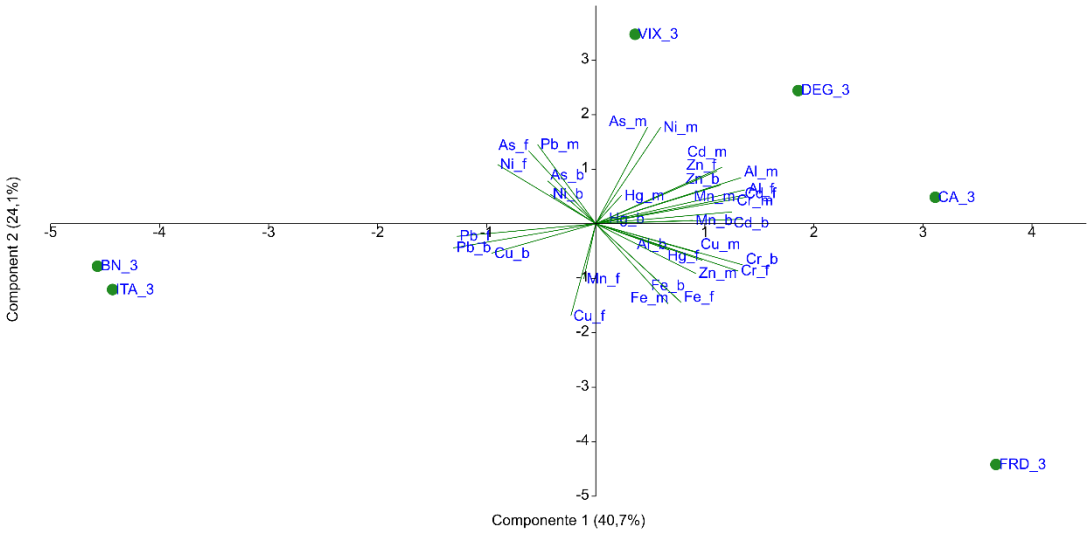
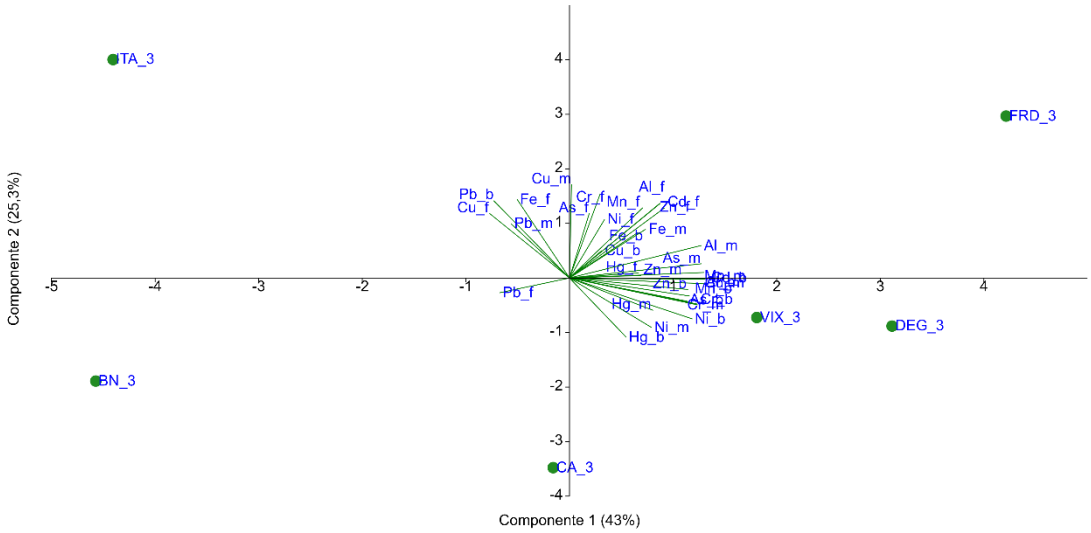


Figura 815: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 3 (set/out 2019), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Por sua vez, os resultados de bioacumulação em peixes onívoros coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 816) mostraram uma associação entre os elementos Al, Cd, Pb e Ni nos diferentes tecidos dos peixes com as localidades da Costa das Algas (CA), Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA), enquanto o As, Fe e Cu estiveram associados com a região da foz do Rio Doce (FRD). Para a comunidade de peixes carnívoros (Figura 817), a PCA indicou maior associação da maioria dos metais, incluindo Fe, Pb, Al, Cd, Hg e Ni, em diversos tecidos com as localidades Costa das Algas (CA) e Degredo (DEG), dos metais Zn e Mn com a região de Vitória (VIX) e Barra Nova (BN) e dos metais Cu e Cr na região da foz do Rio Doce (FRD), assim como observado para os peixes onívoros.

Figura 816: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).

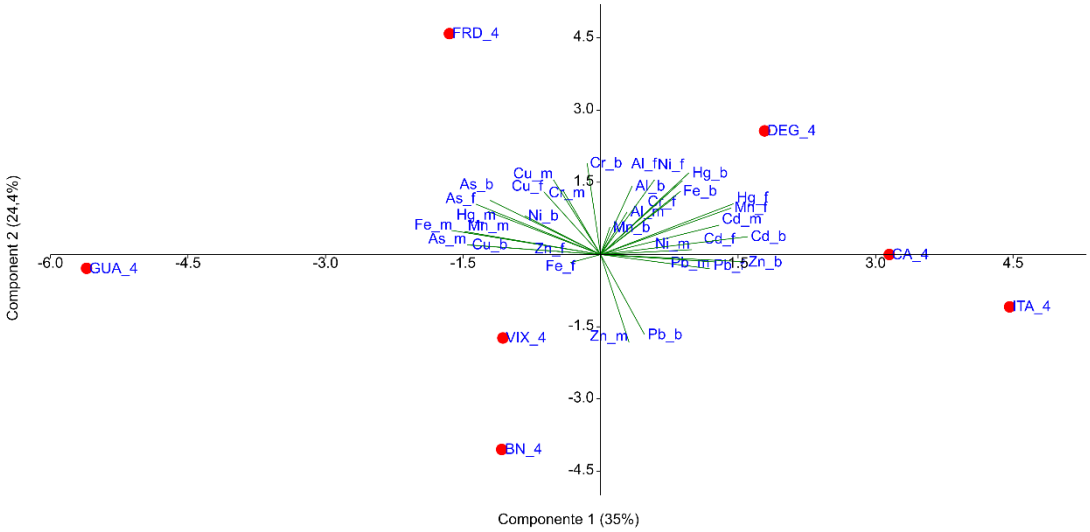
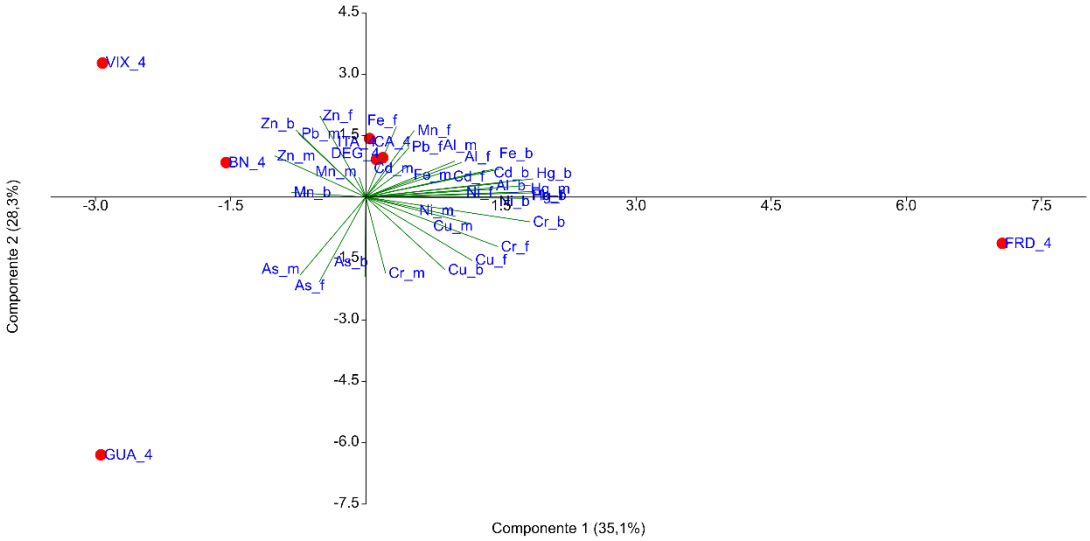


Figura 817: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados por localidade: CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3; CA4 e CA5]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); BN (Barra Nova [BN1 e BN2]) e ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Com relação aos resultados referentes ao IBR bioacumulação em peixes, calculado para os dois grupos juntos, onívoros/herbívoros e carnívoros (Figura 818), é possível observar um aumento progressivo nos níveis de metais no sentido Sul → Norte durante a campanha 1 (set/out 2018), sendo que os maiores valores foram encontrados para o setor Norte, seguido do setor Foz e APA. Como já mencionado anteriormente, estes resultados podem estar relacionados com a dispersão da pluma fluvial no sentido norte em relação à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Como pode ser visualizado na Figura 819, os elementos predominantes para o setor Norte durante a campanha 1 (set/out 2018) foram, em sequência, o Mn, o Zn, o Pb e o Cd. Já para o setor Foz, destacaram-se as concentrações de Cr e Cu, enquanto o setor APA destacou-se pelos altos níveis de As, comparados aos demais setores monitorados na mesma campanha. Cabe destacar que resultados semelhantes foram obtidos nos níveis tróficos inferiores (plâncton e camarões) onde o IBR bioacumulação destacou, de maneira geral, os setores Norte, APA e Foz como os mais afetados durante a primeira campanha de monitoramento (set/out 2018). Passando para uma comparação temporal dos resultados, é possível observar uma diminuição nos níveis de metais nos peixes coletados nos três setores, APA, Foz e Norte, nas campanhas subsequentes (Figura 818). Todavia, com exceção à campanha 2 (jan/fev 2019), o setor Foz continuou apresentando um moderado aumento nos níveis de bioacumulação de metais em relação aos demais setores monitorados para a mesma campanha. Na Figura 819, é possível observar que os níveis teciduais de Fe se sobressaíram no setor Foz durante a campanha 3 (set/out 2019), comparado aos demais setores. Enquanto na campanha 4 (jan/fev 2020), caracterizada pela alta vazão do Rio Doce e maior aporte de sedimento em suspensão, nutrientes e metais para região marinha adjacente à foz do Rio Doce, foram encontrados maiores níveis teciduais de Cr, Cu e As, além do Fe, nos peixes coletados no setor Foz, em comparação aos outros setores, para a mesma campanha.

Figura 818: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de peixes coletados durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA).

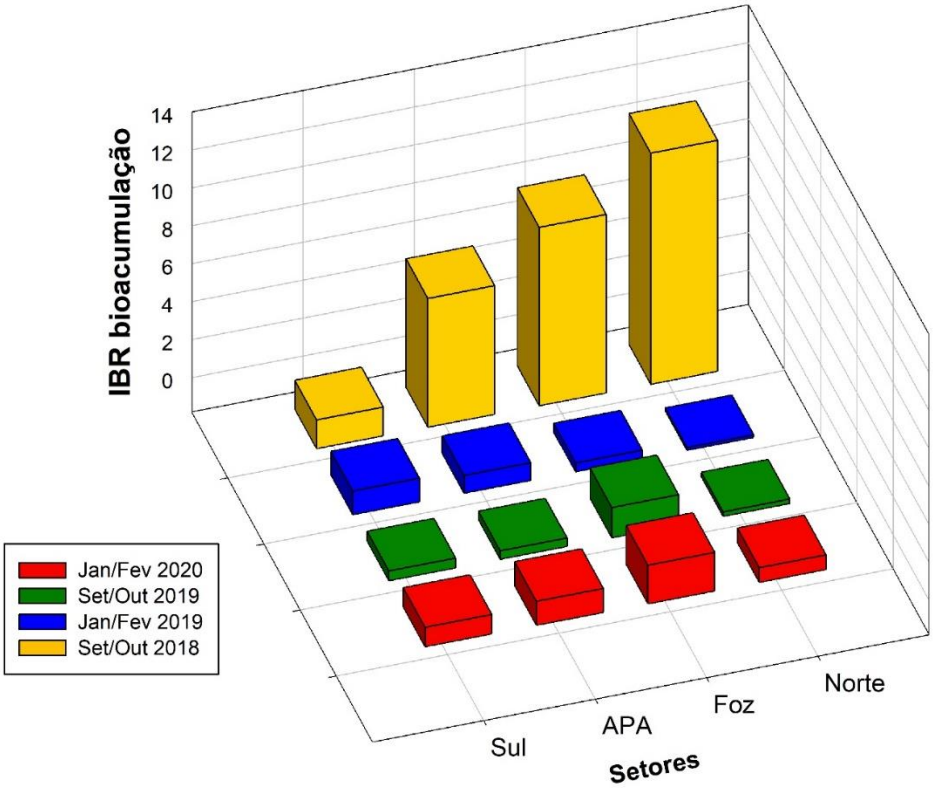
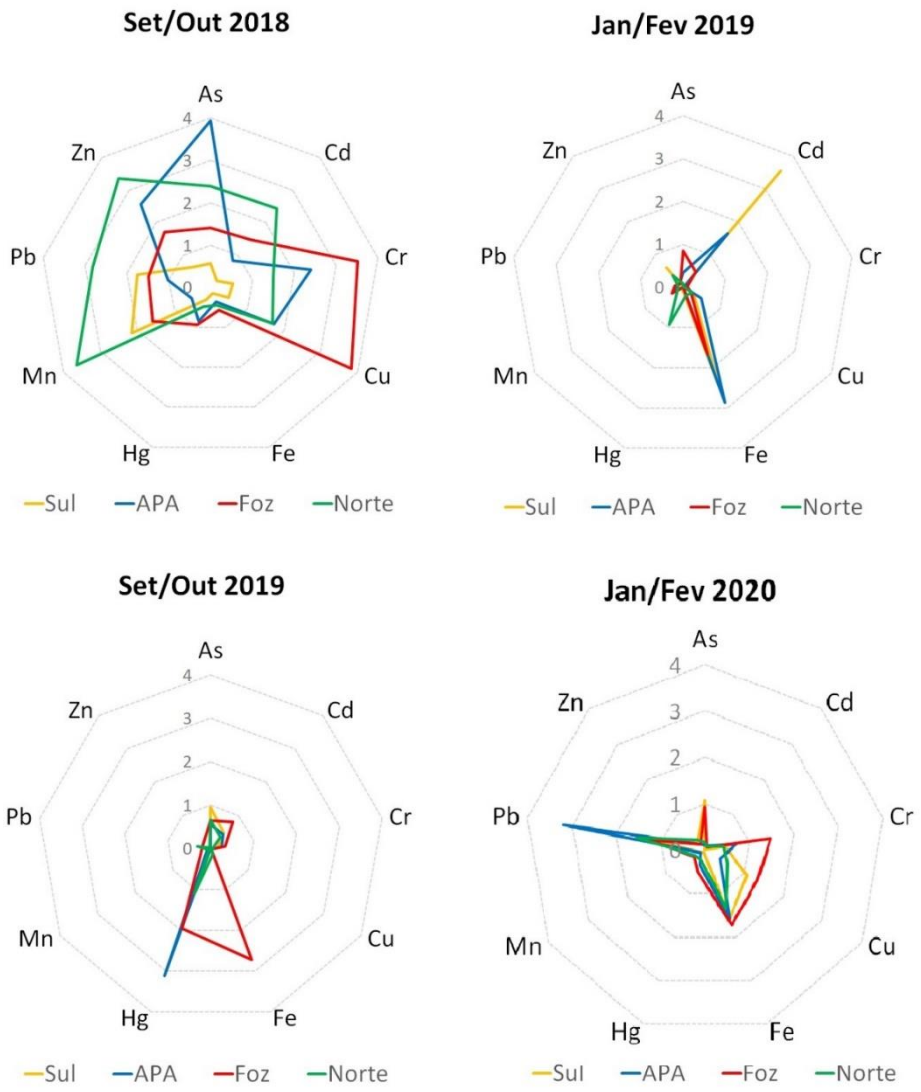


Figura 819: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em diferentes tecidos de peixes coletados durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Partindo para os resultados de bioacumulação de metais nos corais da região de Abrolhos, a PCA realizada com os dados da campanha 1 (set/out 2018) (Figura 820) indicou a formação de dois principais agrupamentos, formados pelos pontos ABR01 e ABR02, que estiveram associados à grande parte dos metais analisados. Prosseguindo para os resultados da campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 821), também foi possível observar a formação de dois principais agrupamentos, um deles formado pelos metais As, Cr Cd e Hg analisados na espécie *Millepora alcicornis*, assim como o As na espécie *Mussismilia hartii* associados ao ponto ABR01, e o outro mostrando uma associação dos metais Fe, Mn, Zn e Cu em ambas as espécies, assim como Cd e Cr na espécie *Mussismilia hartii* coletada no ponto ABR04. Seguindo para os resultados do Período de Transição, é interessante observar que

ambas as campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) apresentaram o mesmo padrão de bioacumulação, onde praticamente todos os elementos, nas duas espécies de coral, estiveram associados ao ponto ABR01 (Figura 822 e Figura 823).

Figura 820: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018).

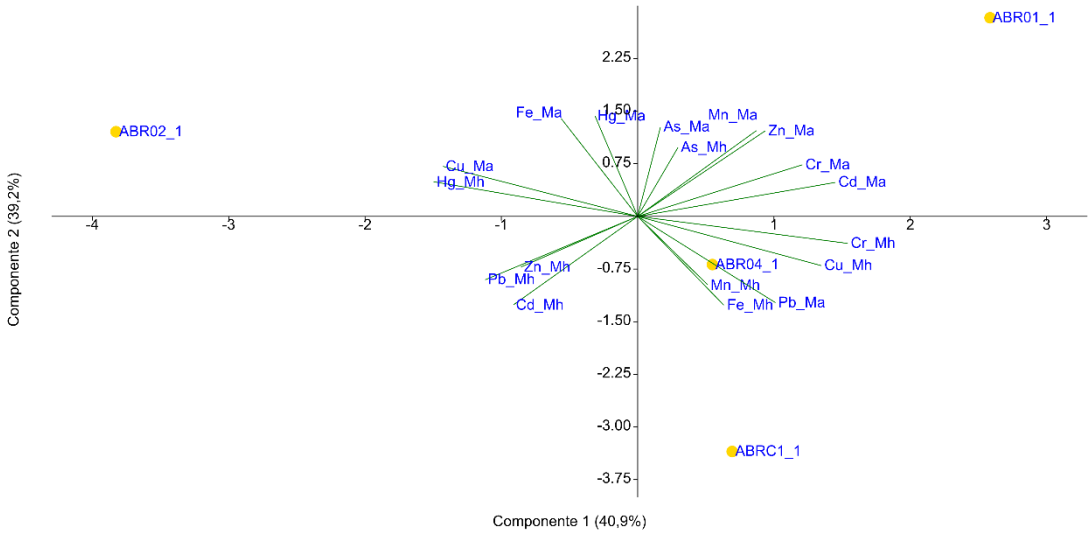


Figura 821: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 2 (jan/fev 2019).

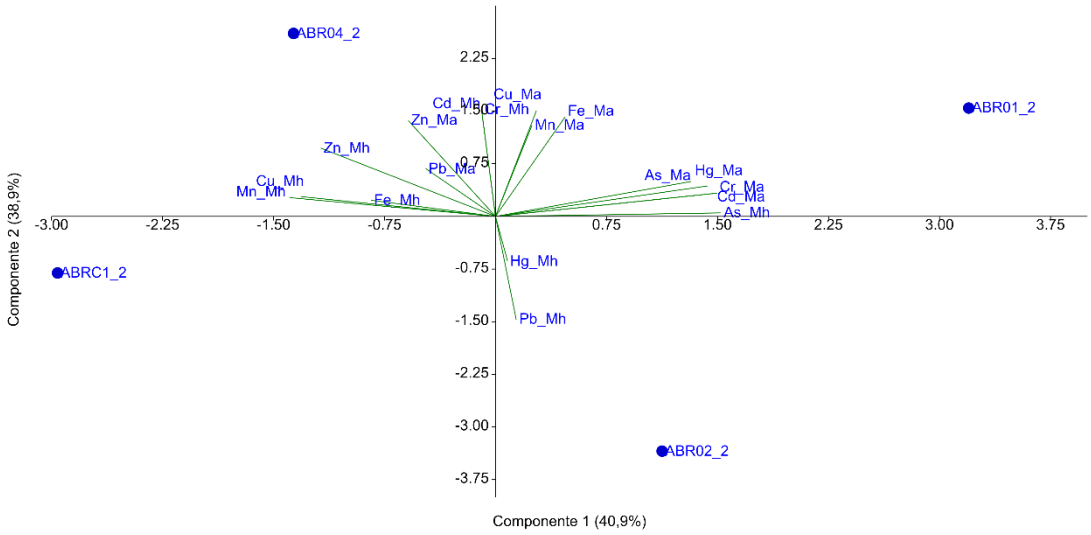


Figura 822: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 3 (set/out 2019).

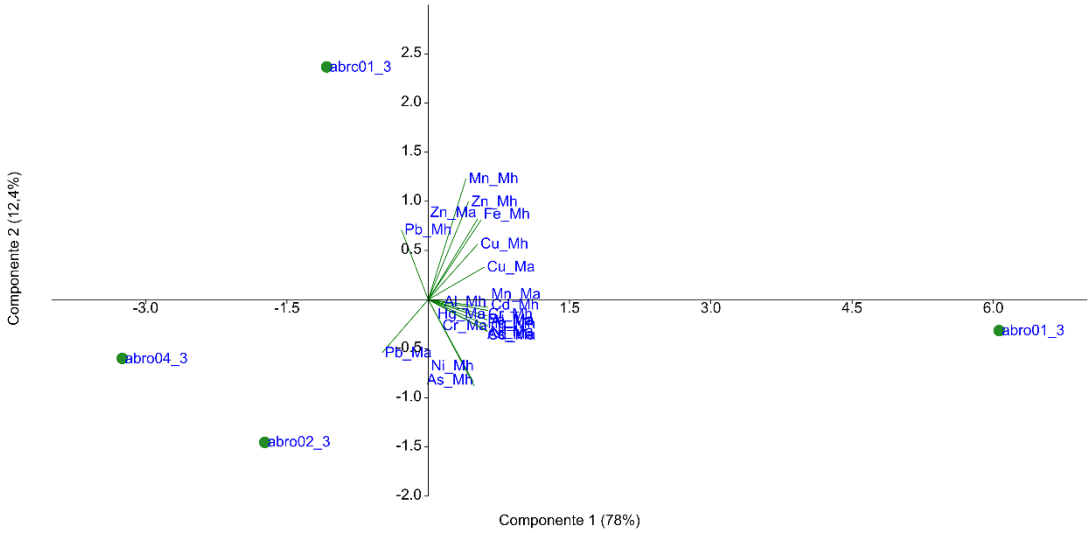
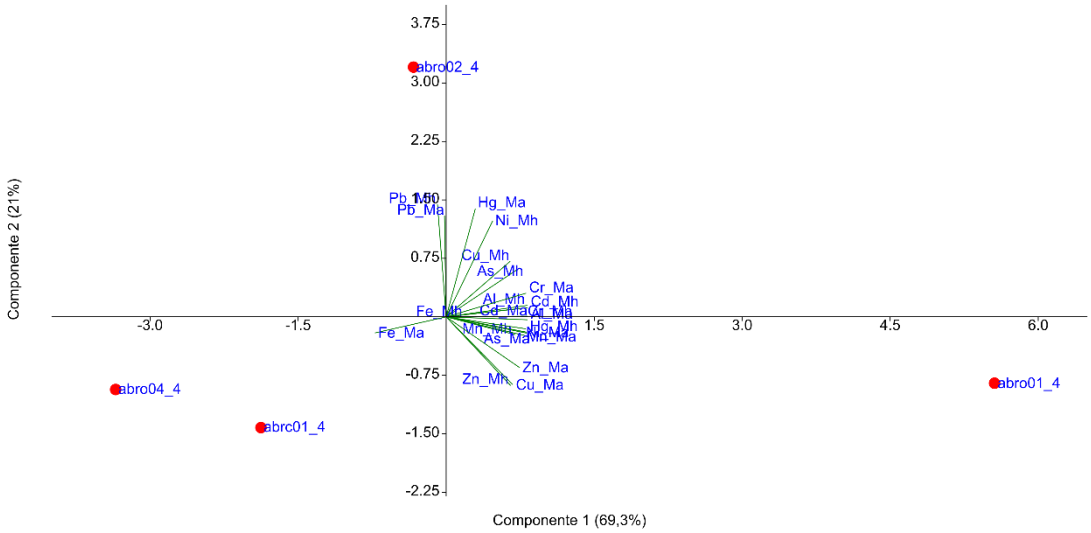


Figura 823: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras do coral *Mussismilia harttii* (Mh) e do hidrocoral *Millepora alcicornis* (Ma) coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 4 (jan/fev 2020).



O IBR bioacumulação em corais (Figura 824) indicou o ponto ABR01 como mais impactado para a campanha 1 (set/out 2018), onde foram encontradas as maiores concentrações / contribuições de As, Zn e Mn (Figura 825); seguido do ponto ABR02, onde também foram determinadas altas concentrações de As, Cu e Fe nos corais, em relação aos outros pontos. Para a campanha 2 (jan/fev 2019), o ponto ABR01 novamente apresentou os maiores níveis de bioacumulação de metais nos corais, junto com o ponto ABR04. É interessante observar que em ambos os pontos destacados houve um aumento

evidente nos níveis de Cd, Cr, Cu e Fe (Figura 825) nos corais coletados na campanha 2 (jan/fev 2019) em relação aos corais coletados na campanha 1 (set/out 2018), o que pode indicar um aporte maior destes elementos durante o período de maior pluviosidade para a região. Para a campanha 3 (set/out 2019) novamente o ponto ABR01 se sobressaiu sobre os demais (Figura 824), onde os mesmos elementos destacados para a campanha 2 (jan/fev 2019), com adição do Zn, se mantiveram em concentrações mais elevadas comparadas aos demais pontos. Este resultado estende-se para a campanha 4 (jan/fev 2020), onde se sobressaíram os pontos ABR01, seguido do ABR02 (Figura 824). Nestes dois pontos houve um aumento nos níveis de Cr e Hg, e do Cu nos corais coletados em ABR01 em relação aos demais pontos e às demais campanhas de coleta (Figura 825).

Figura 824: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC) durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).

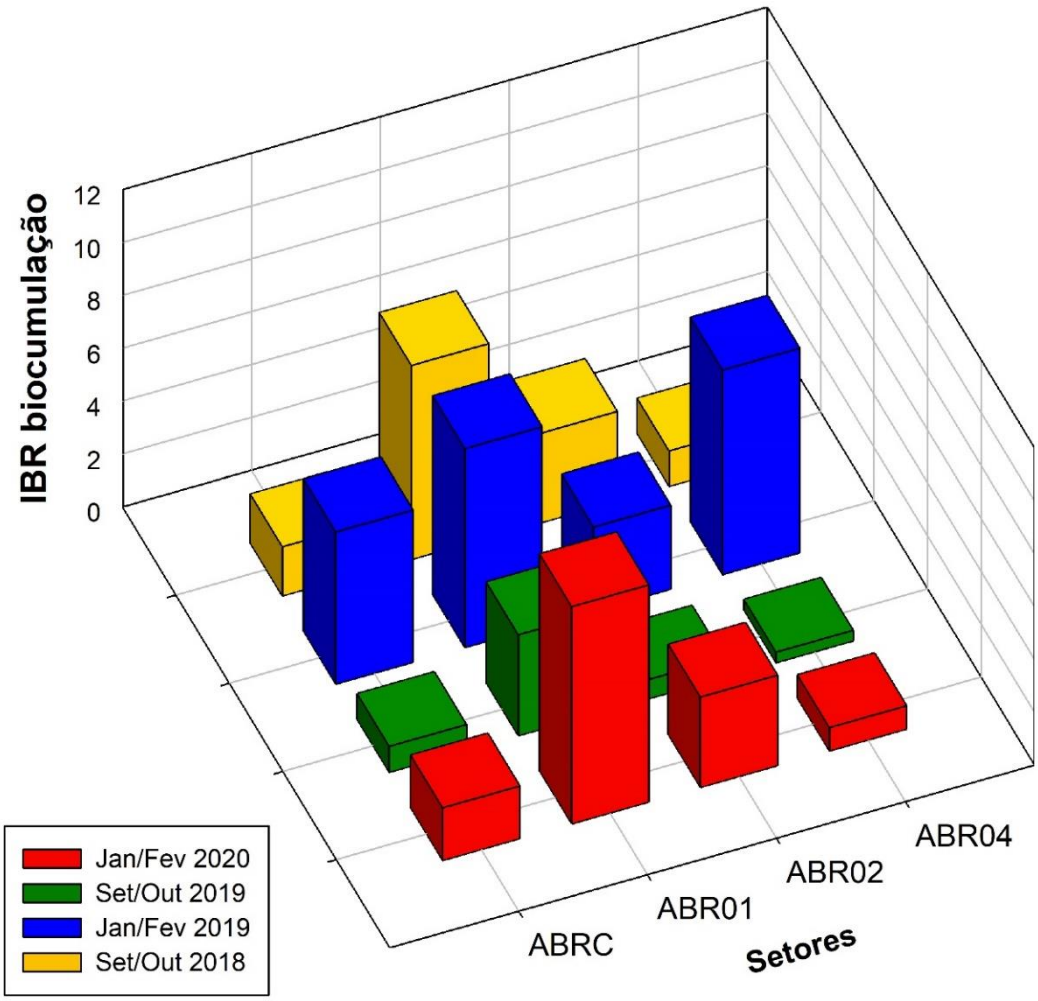
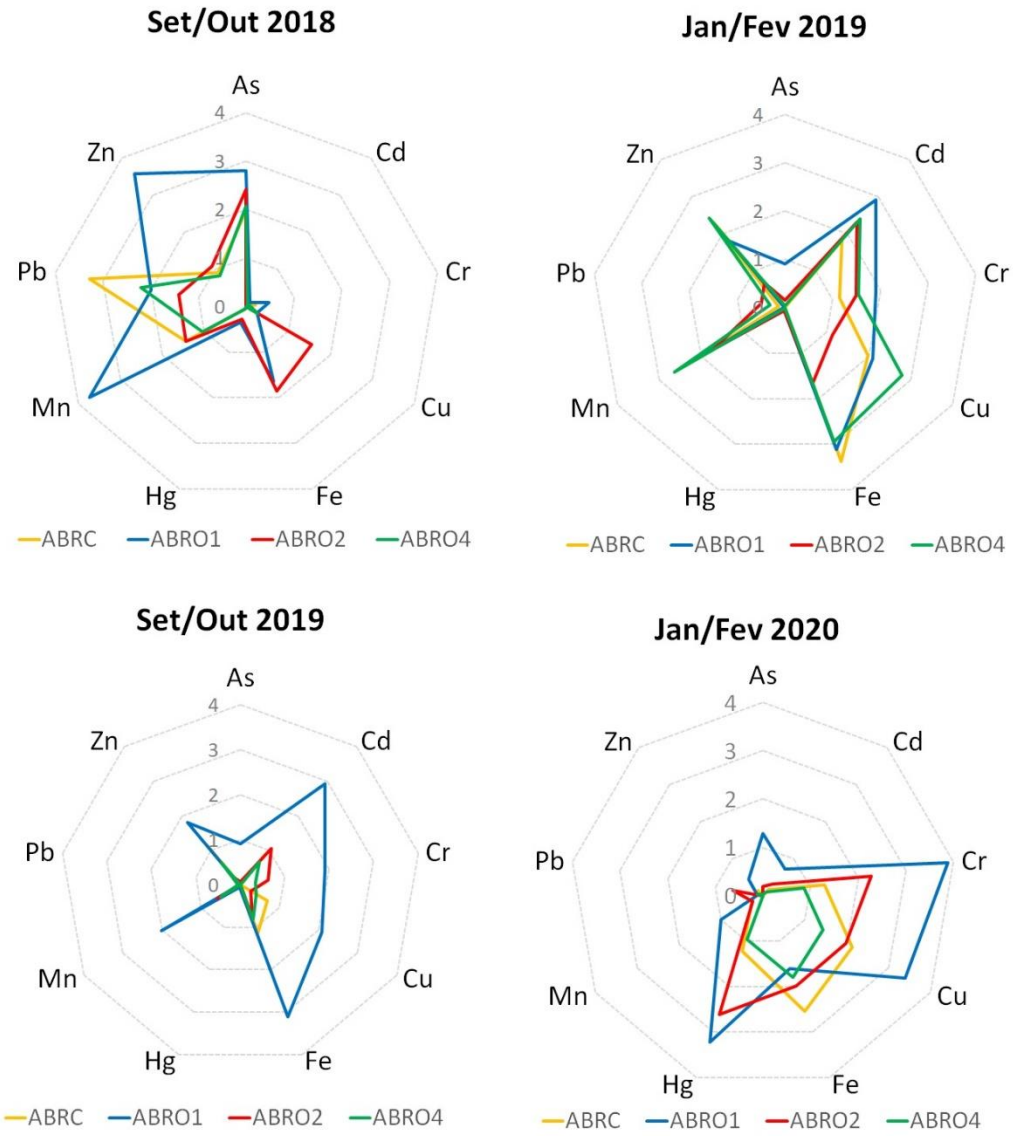


Figura 825: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) de corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Os resultados de bioacumulação de metais para o plâncton coletado nos diferentes pontos da região Abrolhos não indicaram um padrão espaço temporal muito marcante. As PCAs para cada campanha do Anexo 1 são apresentadas na Figura 826, Figura 827, Figura 828 e Figura 829. De fato, as variações espaço temporais podem ser melhor visualizadas a partir dos resultados de IBR bioacumulação (Figura 830 e Figura 831). Durante a campanha 1 (set/out 2018), o plâncton coletado no ponto ABRC apresentou os maiores níveis de bioacumulação. Já na campanha 2 (jan/fev 2019), o ponto ABR01 passou a ter um maior valor de IBR em relação aos demais pontos. Na campanha 3 (set/out 2019) nota-se uma maior homogeneidade nos níveis de bioacumulação entre os diferentes setores, enquanto que na campanha 4 (jan/fev 2020) vê-se um moderado aumento no valor de IBR bioacumulação em

todos os pontos, em relação às demais campanhas, destacando-se os pontos ABR02 e ABR04, decorrente, principalmente, de picos de As, Mn, Pb e Zn nos organismos destes locais.

Figura 826: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018).

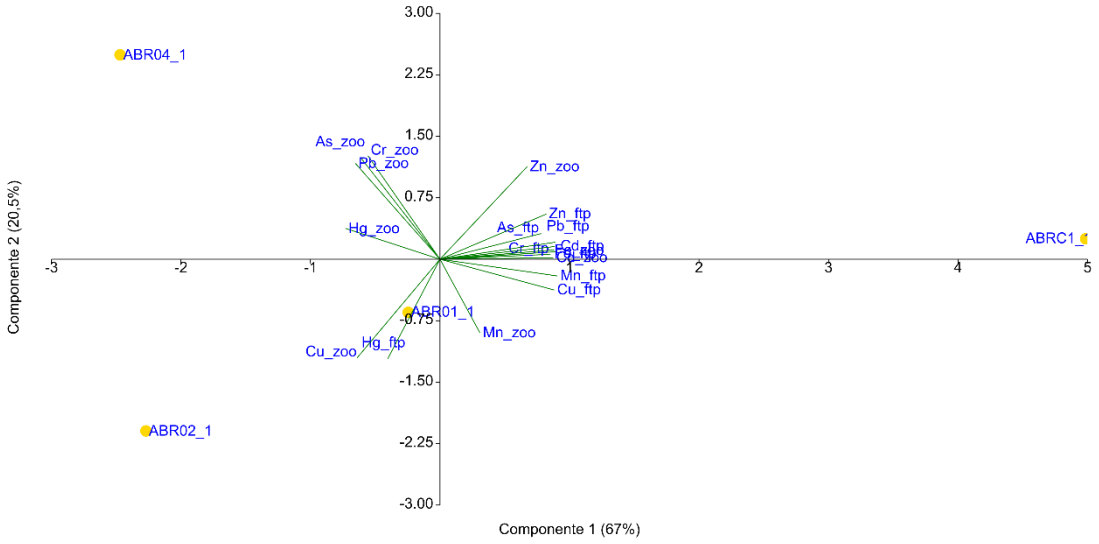


Figura 827: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 2 (jan/fev 2019).

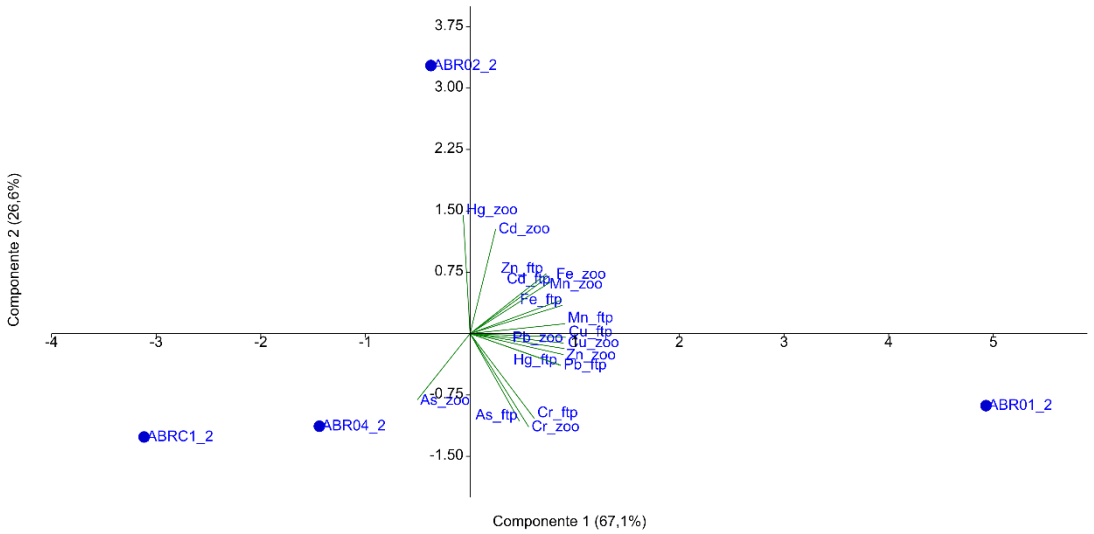


Figura 828: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 3 (set/out 2019).

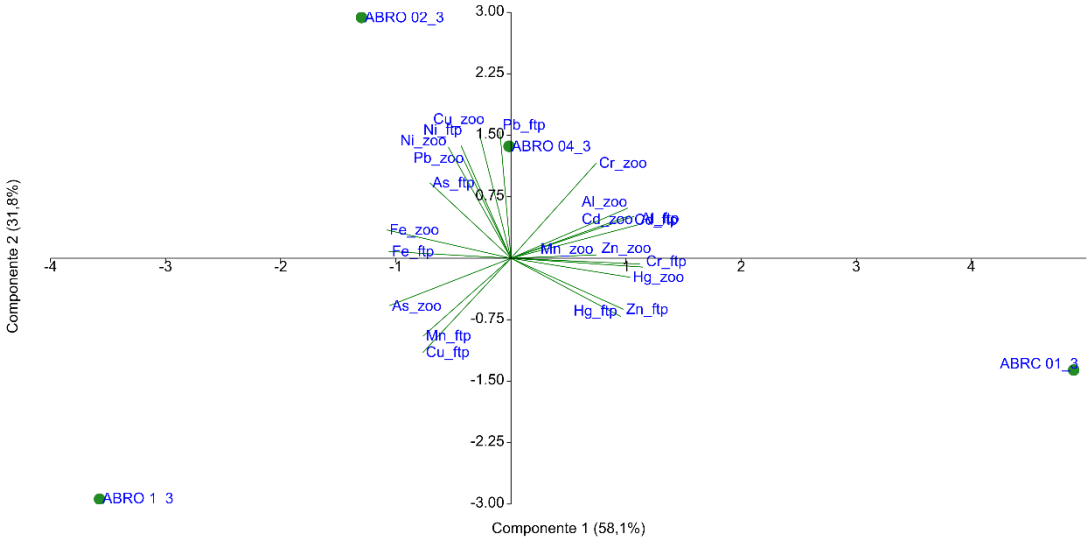


Figura 829: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, Al e Ni em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletadas nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 4 (jan/fev 2020).

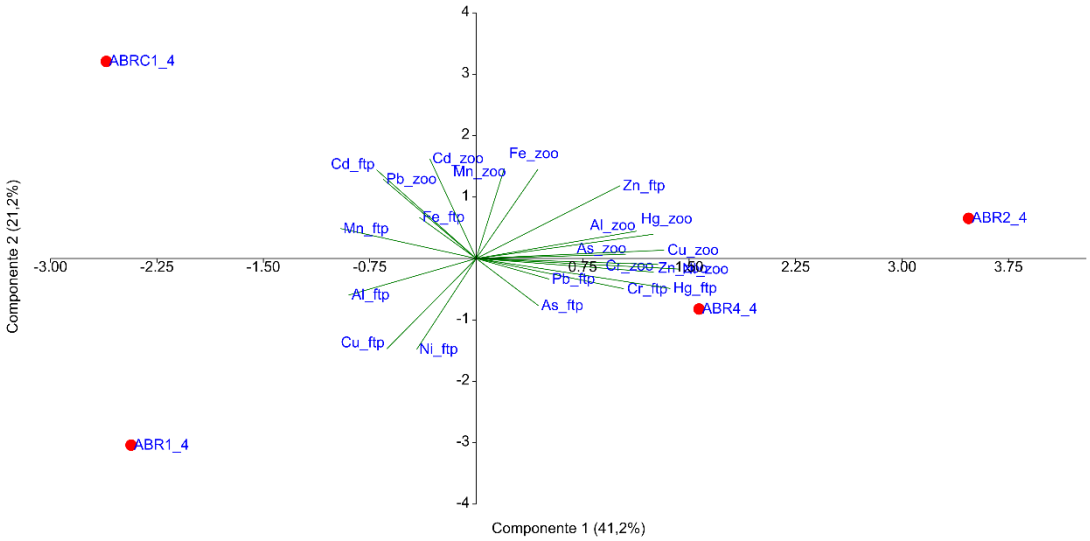


Figura 830: Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) mensurados no plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).

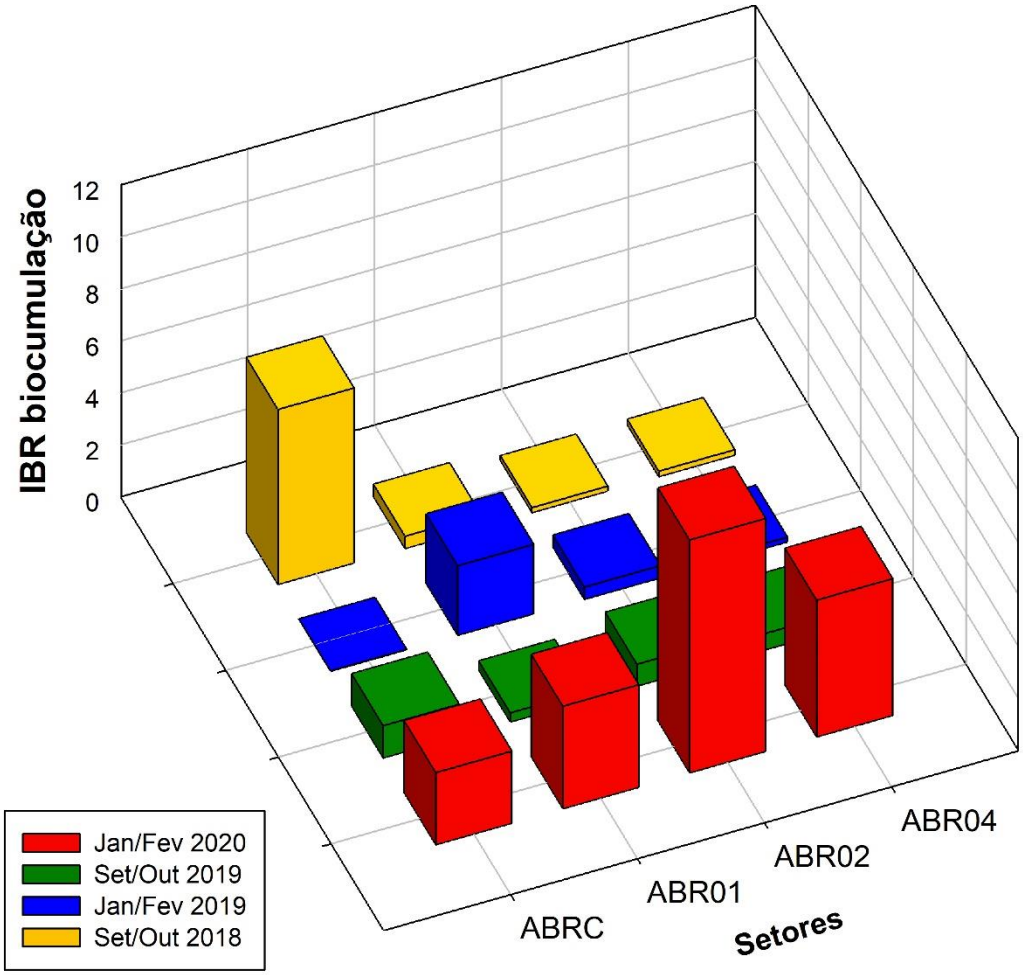
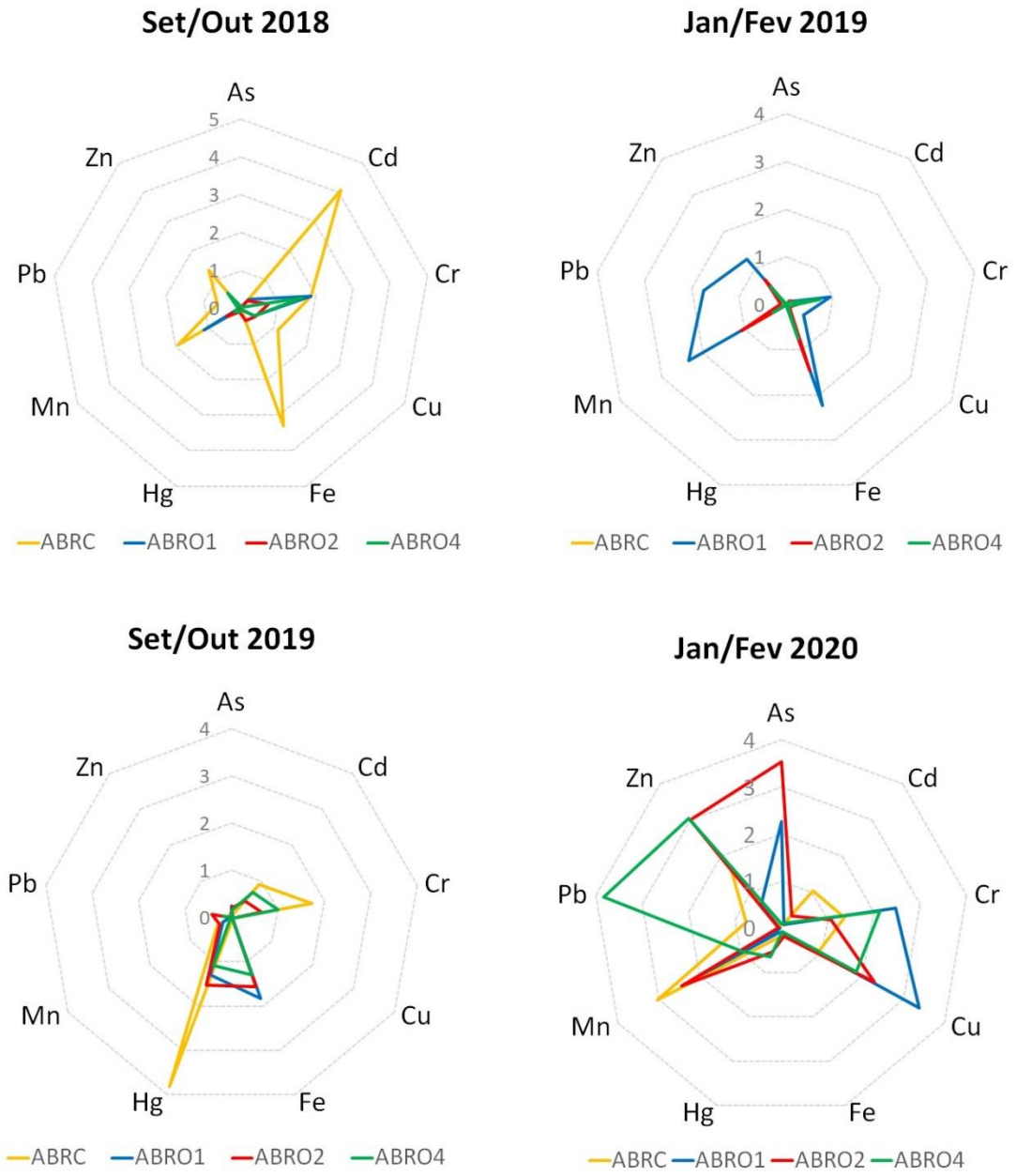


Figura 831: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04 e ABRC1) durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



1.5.3 Respostas de Biomarcadores em Organismos Marinhos

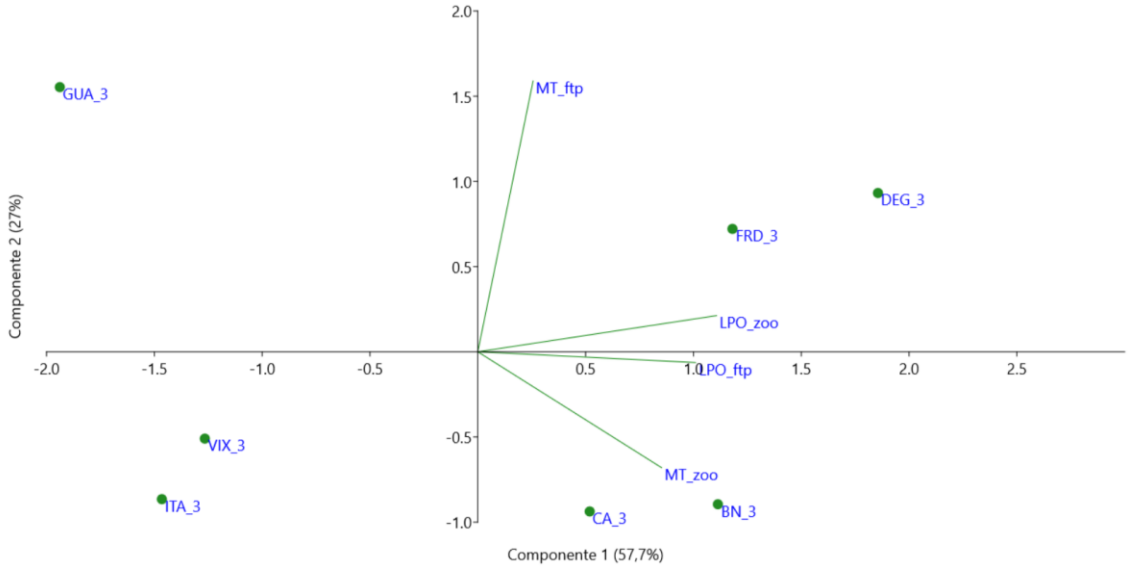
As respostas de biomarcadores de estresse ambiental em organismos coletados no Período de Transição também foram avaliadas com o uso da análise de componentes principais (PCA), possibilitando a visualização dos padrões espaciais e temporais. Os pontos amostrais foram agrupados, da mesma forma que o disposto nos itens 1.5.1 e 1.5.2.

A análise de micronúcleos (MN) em camarões, assim como em outros crustáceos monitorados no ambiente marinho e costeiro não foi realizada em nenhuma das quatro campanhas devido ao baixo número e baixa integridade dos hemócitos que foram coletados, frente às limitações de campo que inviabilizaram os procedimentos adequados para obtenção destas amostras. Já os resultados de composição iônica plasmática, hemolinfática e corporal também foram suprimidos do presente relatório, visto que os resultados encontrados no Ano 1 e apresentados no Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17 indicaram pouca consistência destes biomarcadores, que não apresentaram respostas claras e assertivas que pudessem ser relacionadas com os impactos dos rejeitos. Da mesma forma, os resultados de vitelogenina e proteína da zona radiata não foram mostrados do presente relatório. Para esses dois biomarcadores de desregulação endócrina, soma-se a dificuldade de obtenção de um conjunto robusto de dados, tendo em vista a dificuldade de coleta de um número proporcional de indivíduos machos e fêmeas de cada espécie de peixe, em cada estação amostral, proporção esta indispensável para expressão dos resultados e interpretação dos possíveis efeitos do rejeito na desregulação endócrina em peixes machos (particularidades do método). Entretanto, tanto os dados de composição iônica quanto de vitelogenina e proteína radiata podem ser encontrados no banco de dados do Anexo 1 (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Adicionalmente, ambas as análises não entraram na composição dos indicadores propostos pelo Anexo 1 (Índice de Resposta Biológica [IBR biomarcador]), não trazendo, portanto, prejuízos para as comparações espaciais e temporais apresentadas ao decorrer deste relatório.

As análises de biomarcadores previstas para amostras de invertebrados bentônicos (poliquetas e moluscos), e, consequentemente, as análises de metais nestes grupos não foram realizadas devido às dificuldades metodológicas para coleta desses organismos (*Material Suplementar A1MS1, item 1.4*). A coleta de invertebrados bentônicos requer triagem minuciosa do sedimento com auxílio de lupa. Para as análises dos biomarcadores empregados, essa triagem deve ser feita de forma rápida e em condições controladas de temperatura e luz, preferencialmente, com troca de água durante a triagem para evitar alterações bioquímicas nos organismos amostrados. As condições da embarcação, logística relacionada à triagem em si, o volume do sedimento a ser triado, a biomassa mínima de cada grupo (poliqueta, moluscos, etc) necessária para análise de biomarcadores e metais e o cronograma para amostragem das 25 estações inviabilizaram essa triagem minuciosa dos invertebrados bentônicos.

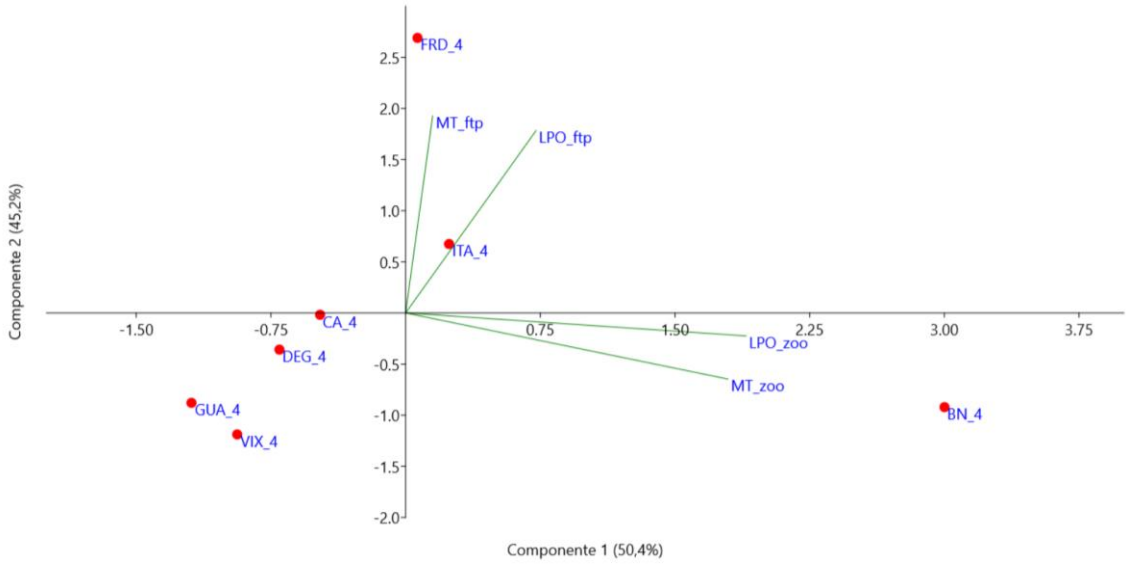
A PCA obtida com os dados da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 832) mostrou que as respostas de biomarcadores no plâncton estiveram mais associadas às localidades da foz do Rio Doce (FRD) e às regiões adjacentes mais próximas à foz, tanto ao sul quanto ao norte. Danos lipídicos (LPO) no fitoplâncton e no zooplâncton estiveram mais associadas às localidades FRD e de DEG, enquanto um aumento nos níveis de metalotioneínas (MT) foi evidenciado nas localidades de Costa das Algas (CA) e Barra Nova (BN).

Figura 832: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 3 (set/out 2019), categorizados nas áreas: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3 e CA4]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]) e BN (Barra Nova [BN1 e BN2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Prosseguindo para a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 833) a PCA indicou maior associação dos biomarcadores de dano lipídico (LPO) e detoxificação de metais (MT) no fitoplâncton com as localidades de Itaúnas (ITA) e foz do Rio Doce (FRD), enquanto a LPO e a MT no zooplâncton se associaram melhor com a localidade de Barra Nova (BN). Quando estes dados são comparados aos dados obtidos para as campanhas anteriores, pode-se destacar a associação dos níveis de MT em fitoplâncton com a área da foz do Rio Doce (FRD) tanto na campanha 2 (jan/fev 2019) (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA – Fest/RRDM) quanto na campanha 3 (set/out 2019) (Figura 832).

Figura 833: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados nas áreas: GUA (Guarapari [GUA1 e GUA 2]); VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3 e CA4]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]) e BN (Barra Nova [BN1 e BN2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Para a comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) investigada no Período de Transição (campanhas 3 e 4, set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente), os maiores valores de IBR foram observados nos setores Foz e Norte (Figura 834). Temporalmente, observa-se uma diminuição nos valores de IBR em todos os setores na campanha 4 em comparação à campanha 3. Partindo para uma visão mais global dos resultados, é possível observar uma nítida tendência no aumento dos efeitos biológicos para a comunidade planctônica no sentido Sul → Norte, sendo os setores Foz e Norte os mais impactados, em todo o monitoramento realizado pelo Anexo 1 (Figura 834), corroborando, assim, com os resultados do IBR bioacumulação que também indicaram os setores Foz e Norte como os mais afetados. Na Figura 835 são apresentados os gráficos de radar indicando a variação de cada biomarcador dentro do IBR para cada campanha. Para o fitoplâncton, é possível observar, em geral, que os níveis de LPO e o conteúdo de MT foram mais evidentes na campanha 3 (set/out 2019) em comparação às demais campanhas (campanhas 1 e 2, set/out 2018 e jan/fev 2019, respectivamente), com destaque para a área da foz do Rio Doce (FRD) e para os pontos localizados em Degredo (DEG) e Barra Nova (BN), ambos ao norte da foz do Rio Doce. Assim como na campanha 3 (set/out 2019), a MT no fitoplâncton permaneceu associada à área da foz do Rio Doce (FRD) na campanha 4 (jan/fev 2020). Nas comunidades zooplanctônicas, ambos os biomarcadores (LPO e MT) estiveram mais associados aos pontos do setor Norte, com destaque para a região de Degredo (DEG) e Barra Nova (BN), em comparação às outras localidades. De maneira geral, os níveis de LPO no zooplâncton diminuíram na campanha 4 (jan/fev 2020) em relação às demais campanhas. Por sua vez, houve um

aumento no conteúdo de MT nos indivíduos coletados em Barra Nova (BN) durante a campanha 4 (jan/fev 2020), em comparação à campanha 3 (set/out 2019).

Figura 834: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica no ambiente marinho amostrada na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória).

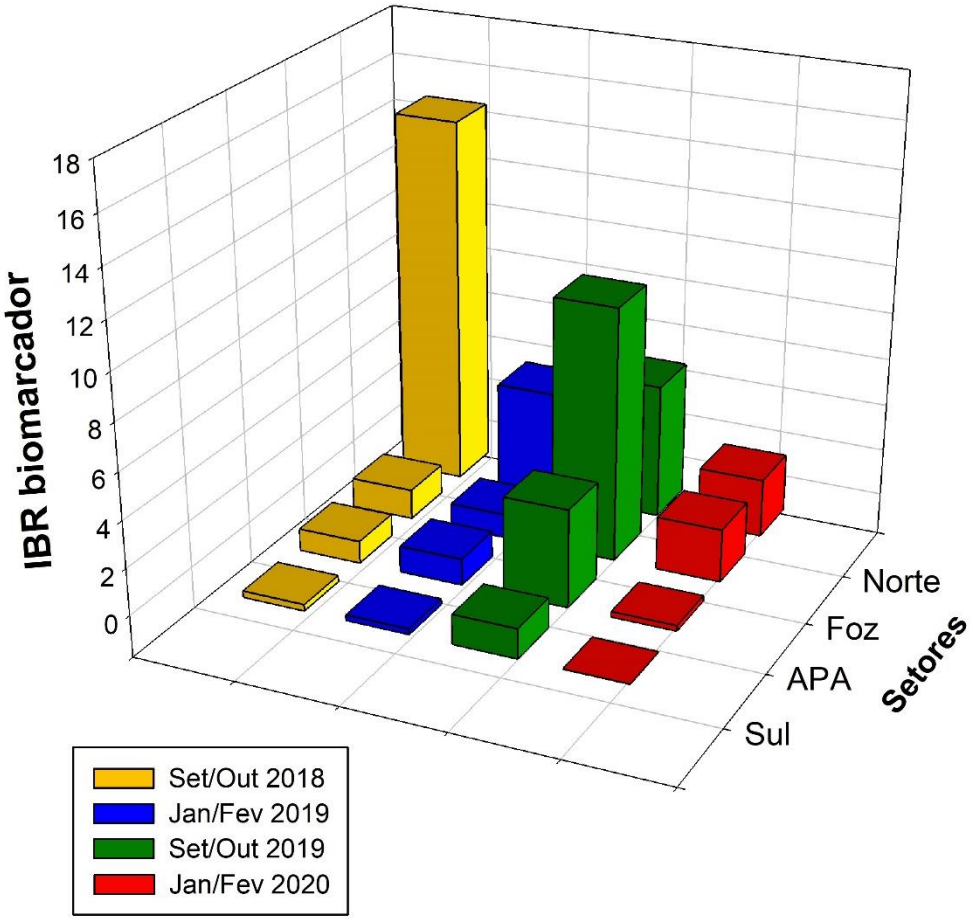
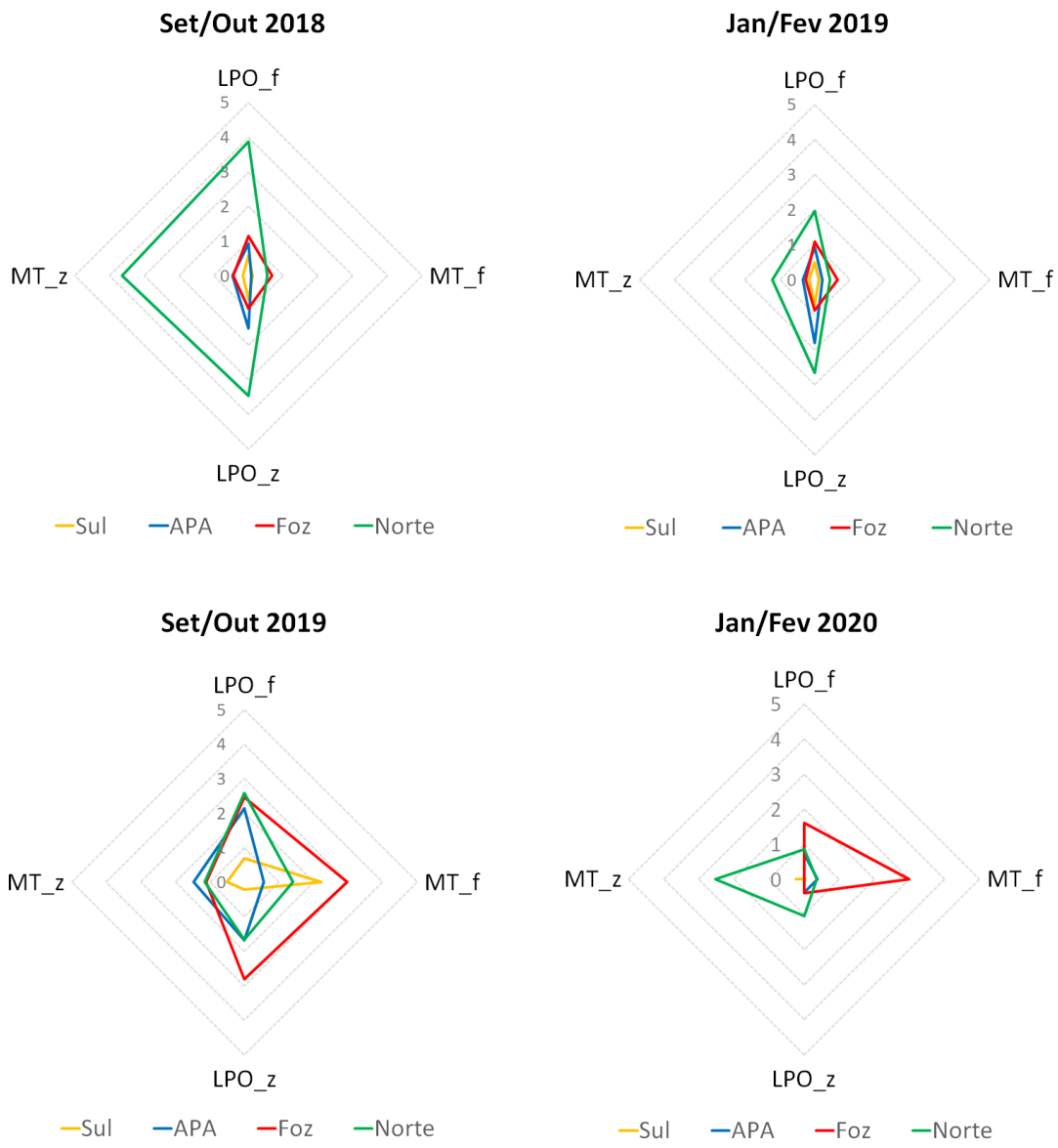


Figura 835: Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton marinho coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



A PCA realizada com dados de biomarcadores em camarões amostrados durante a campanha 3 (set/out 2019) demonstrou que os diferentes efeitos biológicos foram distribuídos ao longo da malha amostral (Figura 836). Por exemplo, os biomarcadores de danos no DNA (AP) e danos lipídicos nas brânquias (LPO) estiveram associados à região mais ao sul da foz do Rio Doce (VIX). Já as regiões da foz do Rio Doce (FRD) e as localidades mais próximas, tanto ao sul (CA) quanto ao norte (DEG) estiveram mais fortemente relacionadas com o biomarcador de dano proteico (PCO). Por outro lado, os camarões coletados no setor Norte, mais especificamente na região de Itaúnas (ITA) apresentaram maiores níveis de LPO e MT no hepatopâncreas. Vale ressaltar que as áreas Costa das Algas (CA),

foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG), que estão associadas à maioria dos biomarcadores analisados, também estão, geralmente, associadas à maioria dos metais analisados na campanha 3 (set/out 2019). De maneira interessante, quando observamos os resultados de biomarcadores obtidos para a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 837), é possível ver uma clara segregação espacial, sendo os pontos do norte (DEG, BN e ITA) mais proximamente relacionados aos biomarcadores de dano proteico (PCO) e ao conteúdo hepático de MT, enquanto os pontos da Foz (FRD) e Costa das Algas (CA) se mostraram mais associados aos biomarcadores de dano no DNA (AP) e em lipídios (LPO), tanto nas brânquias quanto no hepatopâncreas.

Figura 836: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores, lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 3 (set/out 2019), categorizados nas áreas: VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2].

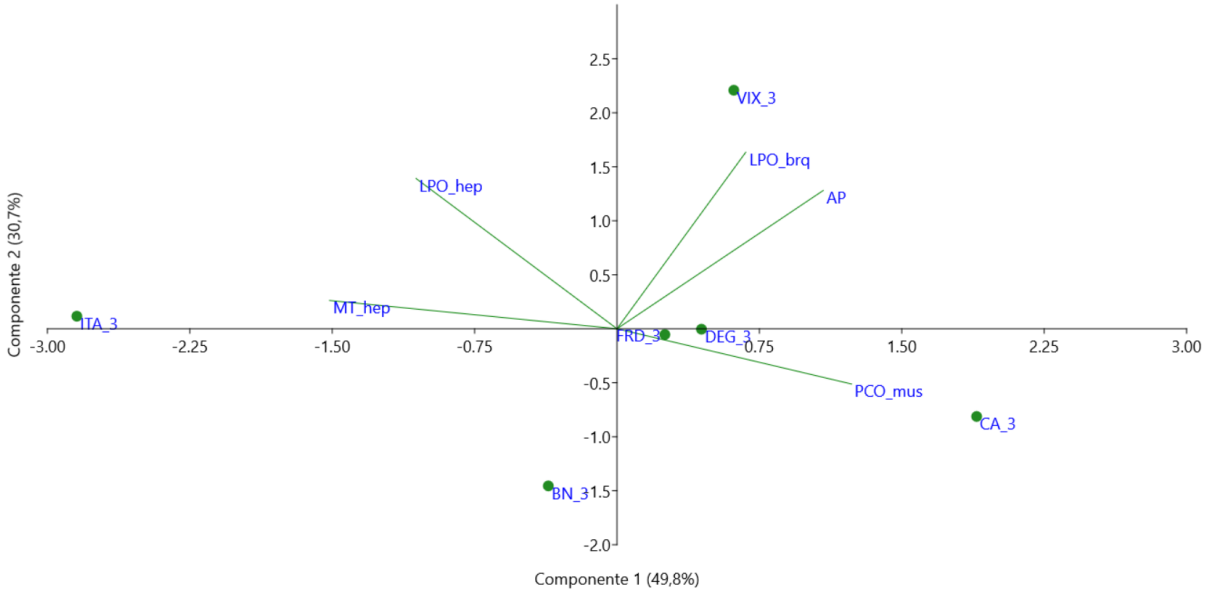
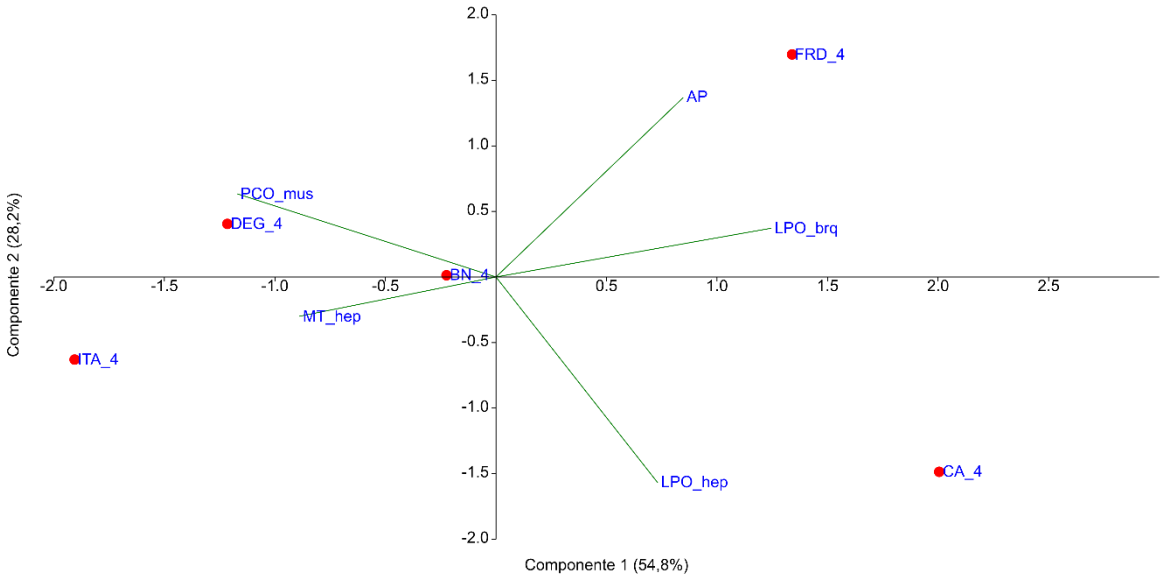


Figura 837: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicadas para os dados de biomarcadores, lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão. Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, que foram amostrados na campanha 4 (jan/fev 2020), categorizados nas áreas: VIX (Vitória [VIX1 e VIX2]); CA (Costa das Algas [CA1; CA2; CA3]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD3; FRD6; FRD8, FRD9 e FRD10]); DEG (Degredo [DEG1 e DEG2]); ITA (Itaúnas [ITA1 e ITA2]).



Assim como observado para o plâncton, o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões (Figura 838) evidenciou uma diminuição temporal nos níveis de efeito biológico, com menores valores associados ao Período de Transição (campanhas 3 e campanha 4, set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente) em comparação ao Ano 1 (campanhas 1 e 2, set/out 2018 e jan/fev 2019, respectivamente); porém, apresentou um padrão de resposta temporal mais coeso. Para os camarões, os níveis de efeito biológico entre diferentes setores variaram ao longo do período de monitoramento. Por exemplo, para as campanhas 1 (set/out 2018) e 4 (jan/fev 2020) os setores Foz e Norte foram os que mais se destacaram em termos de efeito biológico (IBR biomarcador), enquanto nas campanhas 2 (jan/fev 2019) e 3 (set/out 2019), os setores Sul e APA se sobressaíram sobre os demais. A Figura 839 reúne os gráficos de radar indicando a variação de cada biomarcador dentro do IBR para cada campanha amostral. O IBR destacou um efeito mais agudo nos maiores níveis de danos no DNA (AP), LPO e no conteúdo de MT nas campanhas realizados durante o Ano 1, enquanto o aumento de danos oxidativos em proteínas no músculo (PCO) esteve associado principalmente aos setores APA (CA) e foz do Rio Doce (FRD) durante a campanha 3 (set/out 2019), e no setor Norte durante a campanha 4 (jan/fev 2020). A carbonilação de proteínas é uma das modificações proteicas oxidativas irreversíveis mais prejudiciais, sendo considerada um dos principais indicadores de distúrbios relacionados ao estresse oxidativo. Estes resultados sugerem um aumento temporal, crônico, deste tipo de alteração, dado seu caráter irreversível.

Figura 838: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória).

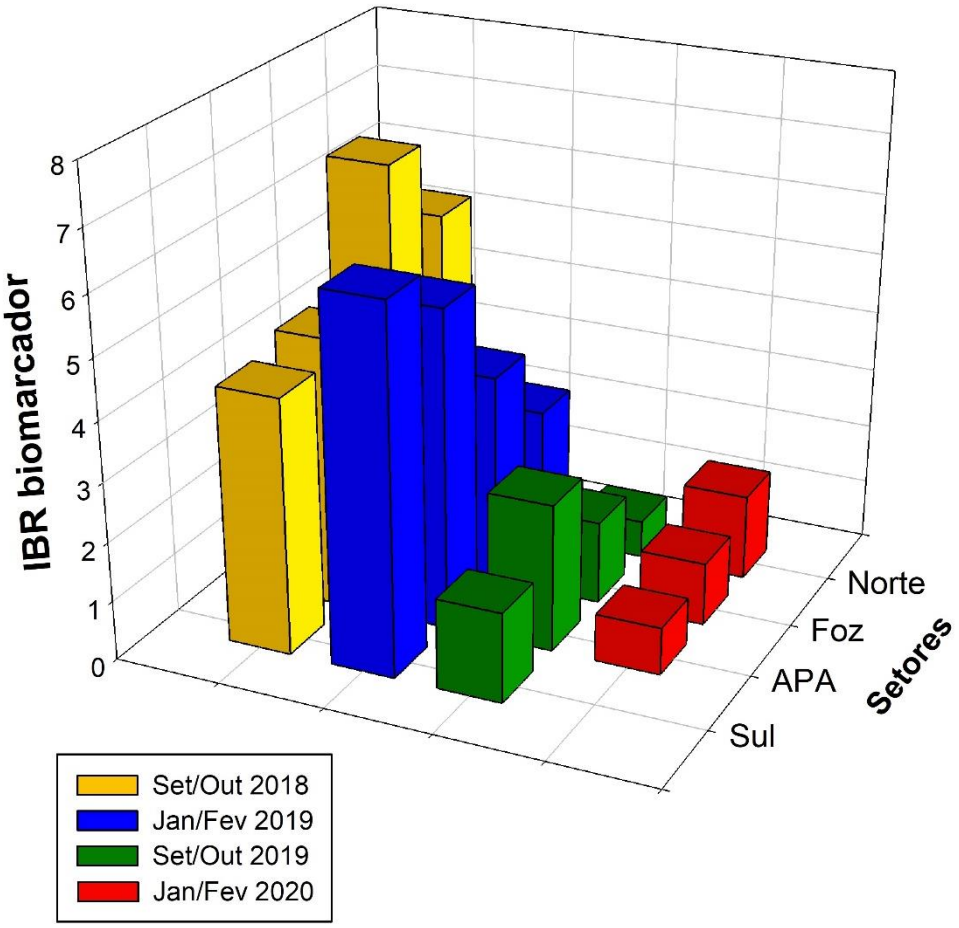


Figura 839: Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.

Além dos camarões, sempre que possível, foram amostradas quatro espécies de peixes, discriminando os seguintes tecidos para as análises: sangue, brânquia, fígado e músculo. Foram avaliados os biomarcadores de dano oxidativo em lipídios (LPO) e níveis de metalotioneína (MT) no fígado, níveis de danos em proteínas (PCO) no músculo, níveis de dano ao DNA (sítios AP e micronúcleos [MN]) no sangue, atividade das enzimas superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH), e malato-desidrogenase (MDH) no fígado e brânquias, além do índice de lesões histopatológicas (ILH) no fígado e brânquias. Conforme descrito anteriormente para os dados de bioacumulação de metais, os peixes coletados em cada estação amostral foram categorizados em dois grupos, conforme

seu índice trófico obtido via plataforma FISHBASE: grupo I (onívoros/herbívoros) e grupo II (carnívoros) (*Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2).*

Com relação aos peixes do grupo I (onívoros/herbívoros), a análise dos resultados da campanha 3 (set/out 2019) por PCA mostra um agrupamento das áreas localizadas ao norte da foz (DEG, BN e ITA) no lado positivo do componente principal 1 (Figura 840), com as enzimas de defesa antioxidante (SOD e CAT), tanto nas brânquias quanto no fígado, com a MT, e com os biomarcadores de dano lipídico (LPO) e dano no DNA (AP). Já as áreas da foz do Rio Doce (FRD) e Costa das Algas (CA) agruparam-se com os biomarcadores de danos histológicos (ILH) em brânquias e fígado, danos proteicos (PCO) e mutagênicos (MN) e com a maior parte das enzimas de metabolismo energético (LDH e MDH). Quando esta mesma análise é realizada com os dados de biomarcadores em peixes do grupo II (carnívoros) (Figura 841), pode-se observar também uma separação evidente entre as áreas mais distantes da foz do Rio Doce (VIX, ITA e BN), mais associadas aos biomarcadores de dano lipídico (LPO) e histológico em brânquias (ILH) e as áreas mais próximas à foz (CA, FRD e DEG), que estiveram associadas à maior parte dos biomarcadores.

Figura 840: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).

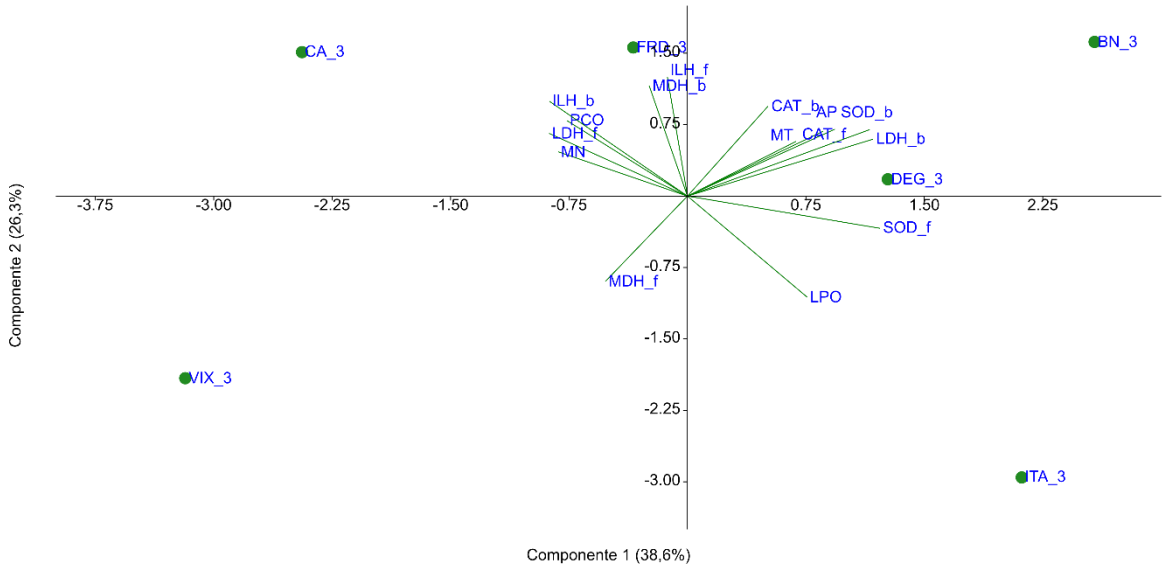
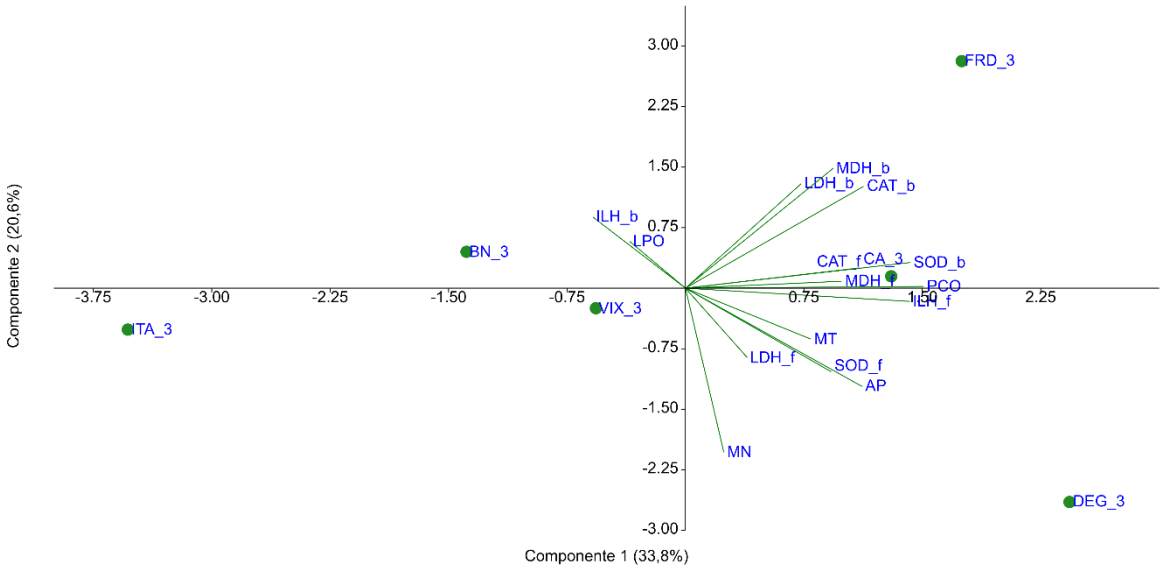


Figura 841: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).



Prosseguindo para os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020), na PCA obtida com os resultados de biomarcadores em peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) (Figura 842) é interessante se notar um padrão espacial similar à campanha 3 (set/out 2019), que destacou as regiões da foz do Rio Doce e as regiões mais ao norte (Degredo, Itaúnas e Barra Nova) como as mais impactadas. A PCA agrupou as regiões da foz do Rio Doce (FRD) e de Degredo (DEG) com os biomarcadores de danos no DNA (AP) e as enzimas MDH na brânquia e LDH no fígado, enquanto um segundo agrupamento mostrou uma associação dos níveis de LPO e PCO, danos histológicos em brânquia e fígado (ILH) e conteúdo de MT com as localidades de Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA). A mesma análise aplicada para os peixes do grupo II (carnívoros) (Figura 843) também apresentou um padrão de resposta semelhante, onde os as localidades da foz do Rio Doce (FRD) e das regiões de Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Costa de Algas (CA) apresentaram variações mais acentuadas na resposta de grande parte dos biomarcadores.

Figura 842: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).

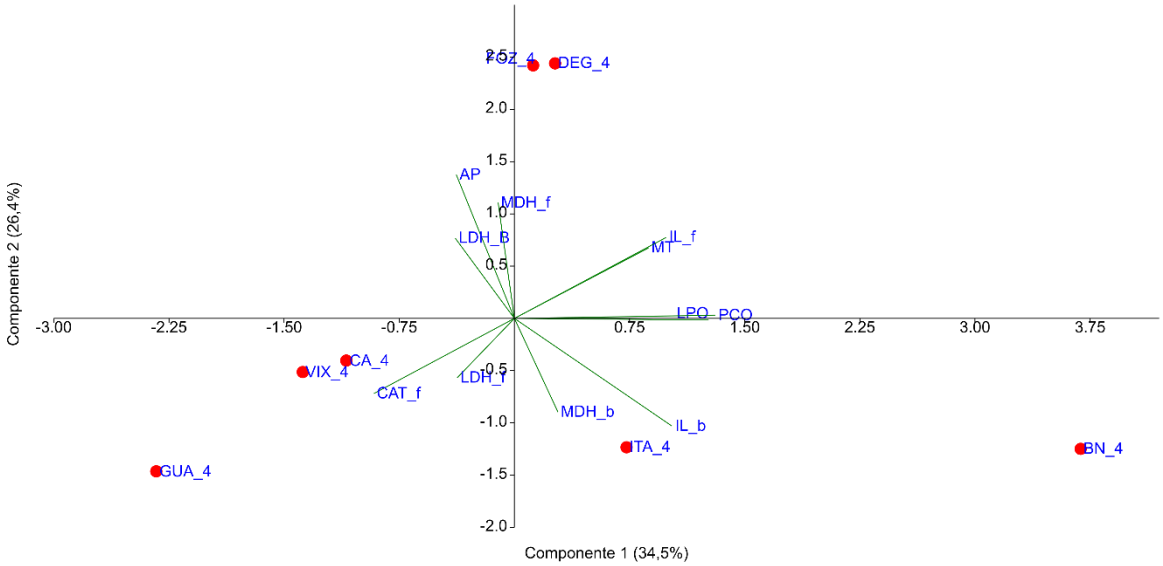
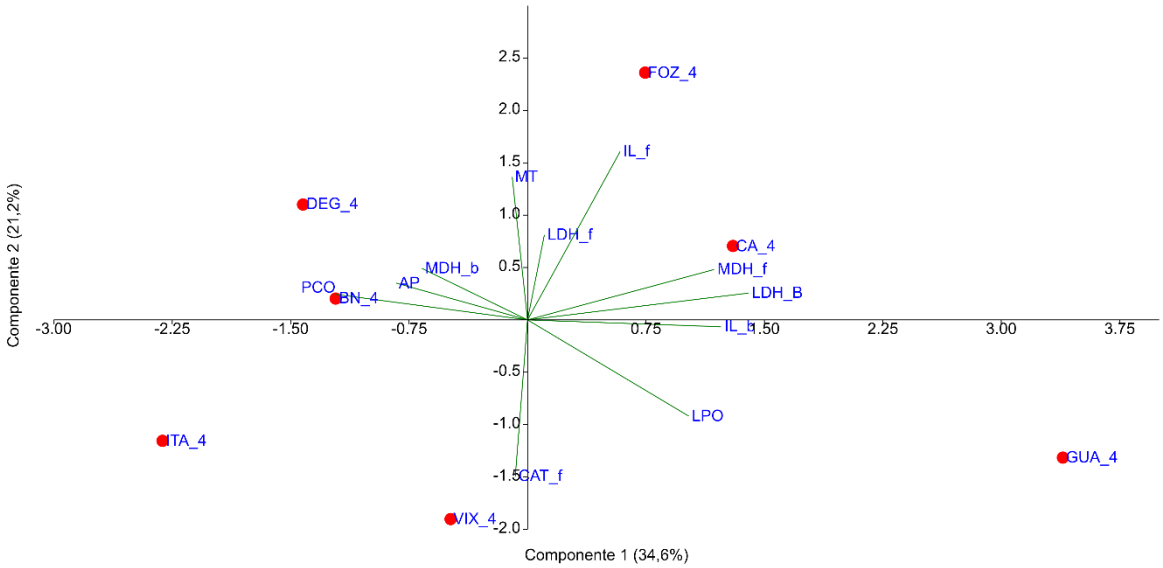


Figura 843: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), MN (frequência de micronúcleos no sangue), ILH_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), ILH_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]), e SOD (atividade da enzima superóxido dismutase em brânquia [b] e fígado [f]). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta nas regiões de Vitória (pontos VIX1 e VIX2), Costa das Algas (pontos CA1, CA2 e CA3), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), e Itaúnas (ITA1 e ITA2).



Assim como para o plâncton e camarões, os resultados de biomarcadores em peixes foram integrados no Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador). Na Figura 844, é interessante observar que os níveis de efeito biológico, de maneira geral, também aumentam no sentido Sul → Norte, na maioria das campanhas, assim como foi observado para o plâncton. Os maiores valores de IBR biomarcador foram obtidos para o setor Norte, nas campanhas 1 (set/out 2018) e 2 (jan/fev 2019), seguido pelo setor Foz nestas mesmas campanhas. Quando passamos para o Período de Transição, os setores APA seguido do setor Foz apresentaram os maiores níveis de efeitos biológicos durante a campanha 3 (set/out 2019), enquanto para a campanha 4 (jan/fev 2020), o setor Foz ganhou destaque, seguido do setor Norte. Comparando os dados de biomarcadores em peixes obtidos no Período de Transição (out/2019 a mar/2020) com aqueles obtidos no Ano 1 (out/2018 a set/2019), pode-se evidenciar claramente um padrão sazonal na resposta dos biomarcadores. Neste sentido, os índices de lesões histológicas no fígado e nas brânquias (ILH), as enzimas antioxidantes e de metabolismo energético estão mais associados às campanhas realizadas na estação seca (campanha 1- set/out 2018), enquanto o biomarcador de dano em lipídios (LPO) esteve mais associado à campanha chuvosa (campanha 2- jan/fev 2019). Para o Período de Transição, pode-se observar que os danos em proteínas (PCO) e DNA (sítios AP) foram mais altos, estando associados principalmente aos setores Foz e Norte. Estes

padrões temporais de resposta de biomarcadores também foram observados nos camarões, durante o Período de Transição (Figura 845).

Figura 844: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nas diferentes estações amostrais categorizadas nos setores Norte (Itaúnas, Barra Nova e Degredo); Foz (foz do Rio Doce), APA (Costa das Algas) e Sul (Guarapari e Vitória).

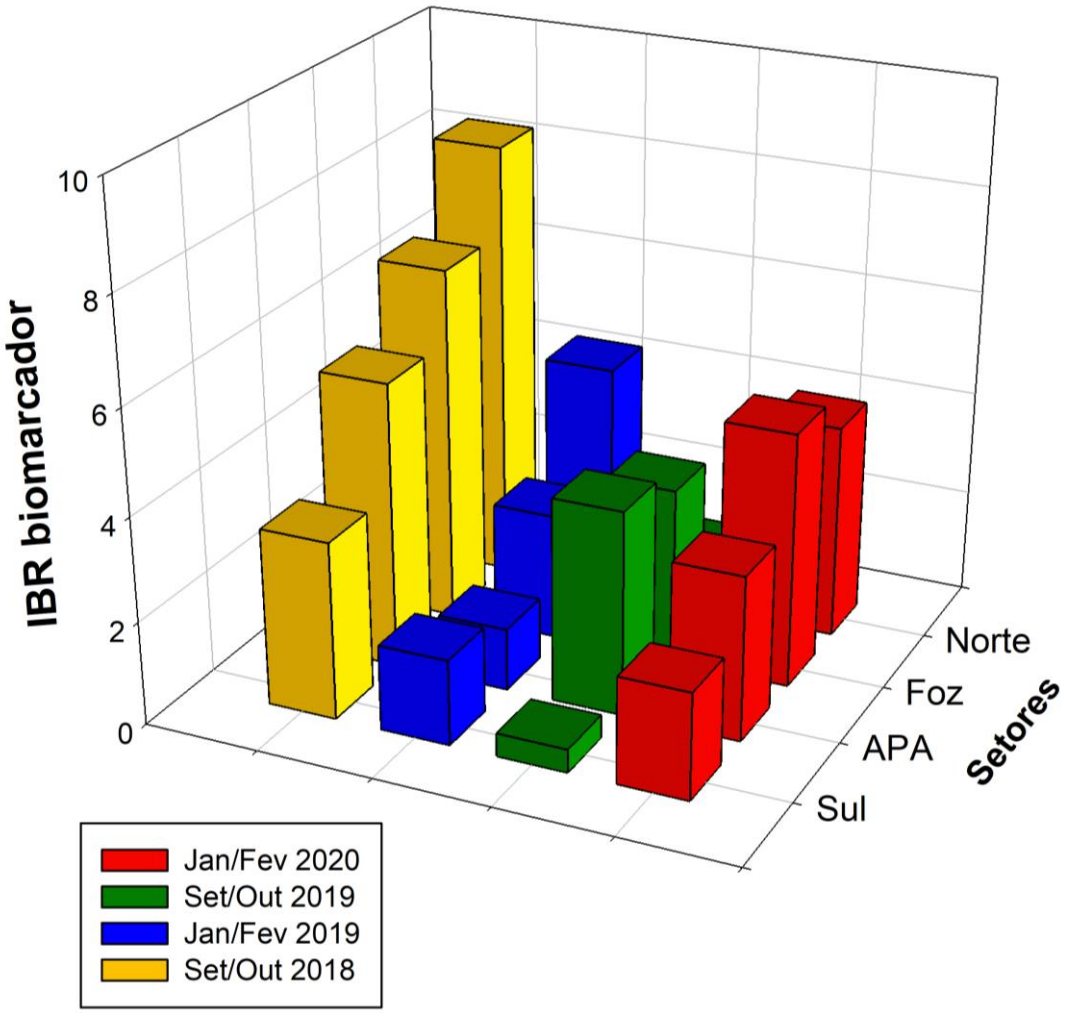
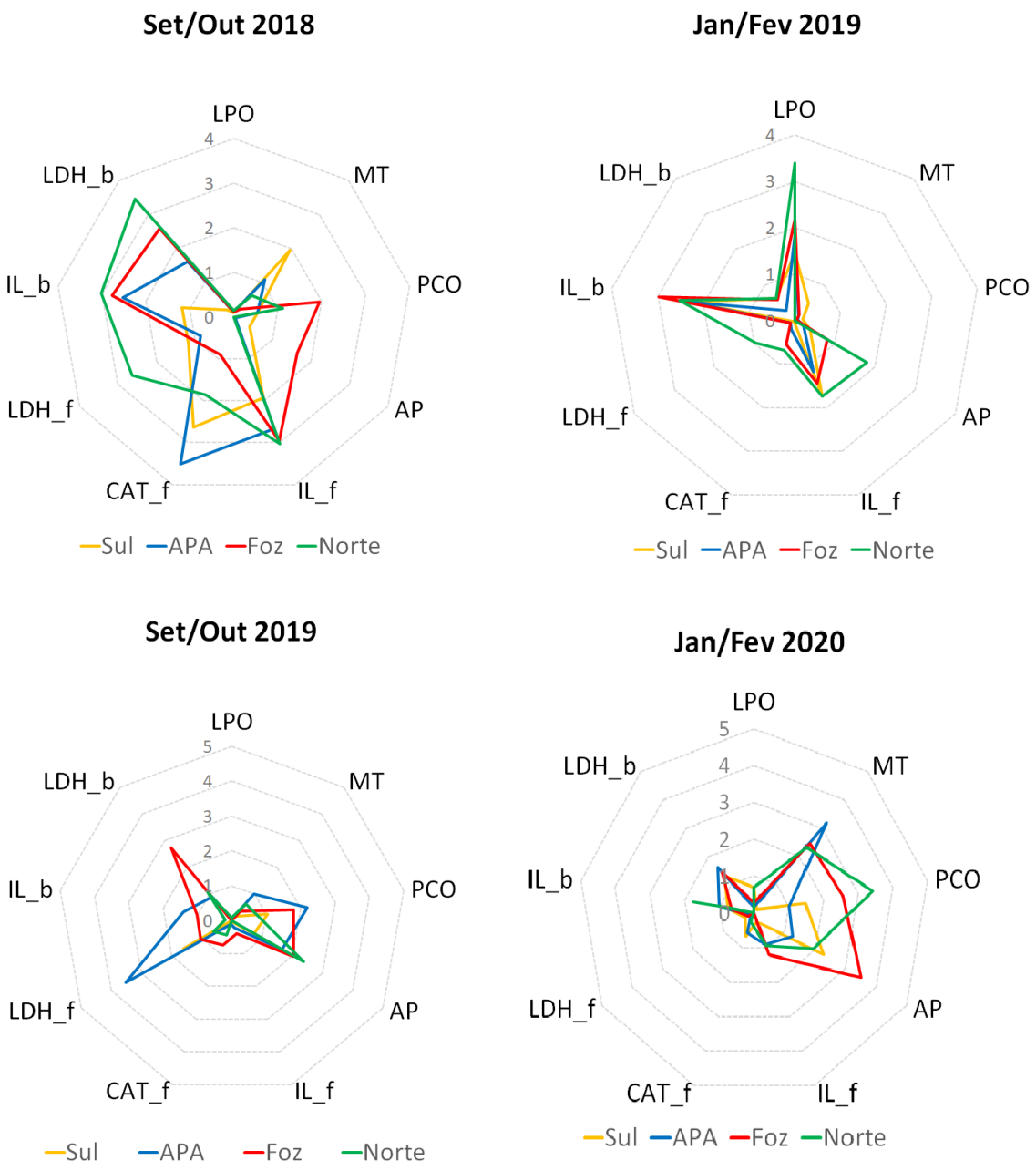


Figura 845: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos setores Sul (GUA e VIX), APA (CA), Foz (FRD) e Norte (DEG, BN, ITA), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Seguindo para a análise biomarcadores nos organismos específicos da região de Abrolhos, os resultados das PCAs da campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) são apresentados na Figura 846 e Figura 847, respectivamente. Para a campanha 3 (set/out 2019), houve maior associação dos biomarcadores de dano lipídico (LPO) e detoxificação de metais (MT) no fitoplâncton com o ponto ABR01 enquanto a LPO em zooplâncton mostrou-se mais bem relacionada com o ponto ABR01 e a MT com os pontos ABR02 e ABRC1. Para a campanha 4 (jan/fev 2020), as localidades ABRC1 e

ABR02 estiveram mais bem relacionadas com os dois biomarcadores, em ambos os grupos planctônicos. A análise de IBR biomarcador (Figura 848 e Figura 849) indicou que o ponto ABR02, nas quatros campanhas realizadas é o mais impactado, seguido pelo ponto ABR04, que apresentou o segundo maior valor de IBR durante as três primeiras campanhas. Este padrão de resposta obtido com IBR não se relaciona muito com o padrão de contaminação da água e sedimento destas regiões. Como já mencionado, a composição dos elementos em amostras de sedimento coletadas na região de Abrolhos apresentou um claro padrão espaço-temporal que se repetiu, com algumas variações, ao longo das quatro campanhas realizadas pelo Anexo 1, onde os pontos mais próximos à costa (ABRC1 e ABR01) foram aqueles melhor caracterizados pela maioria dos elementos avaliados. Apesar disso, este padrão foi parcialmente revertido durante a campanha 4 (jan/fev 2020), onde os pontos ABR02 e ABR04 passaram a ser mais relacionados aos elementos Ni e Hg, e Cd, Zn, Fe, Al, Cr e Mn, respectivamente.

Figura 846: Análise de Componentes Principais aplicada para os resultados de LPO (lipoperoxidação) e MT (concentração de metalotioneína) nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo) coletadas na região de Abrolhos durante a campanha 3 (set/out 2019).

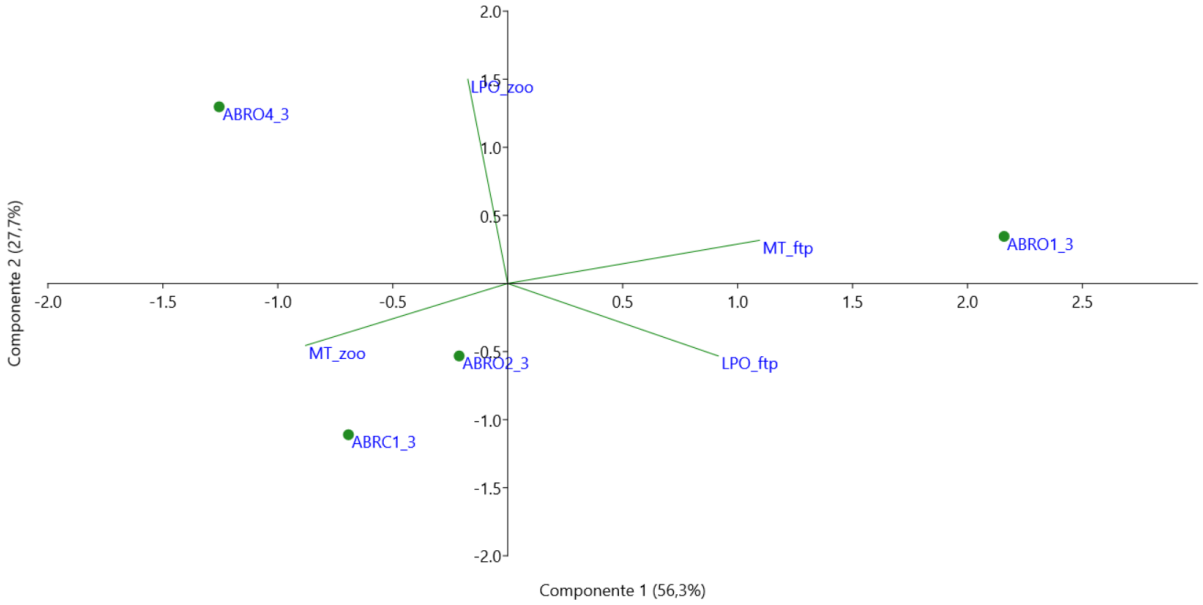


Figura 847: Análise de Componentes Principais aplicada para os resultados LPO (lipoperoxidação) e MT (concentração de metalotioneína) nas amostras de fitoplâncton (fit) e zooplâncton (zoo) coletadas na região de Abrolhos durante a campanha 4 (jan/fev 2020).

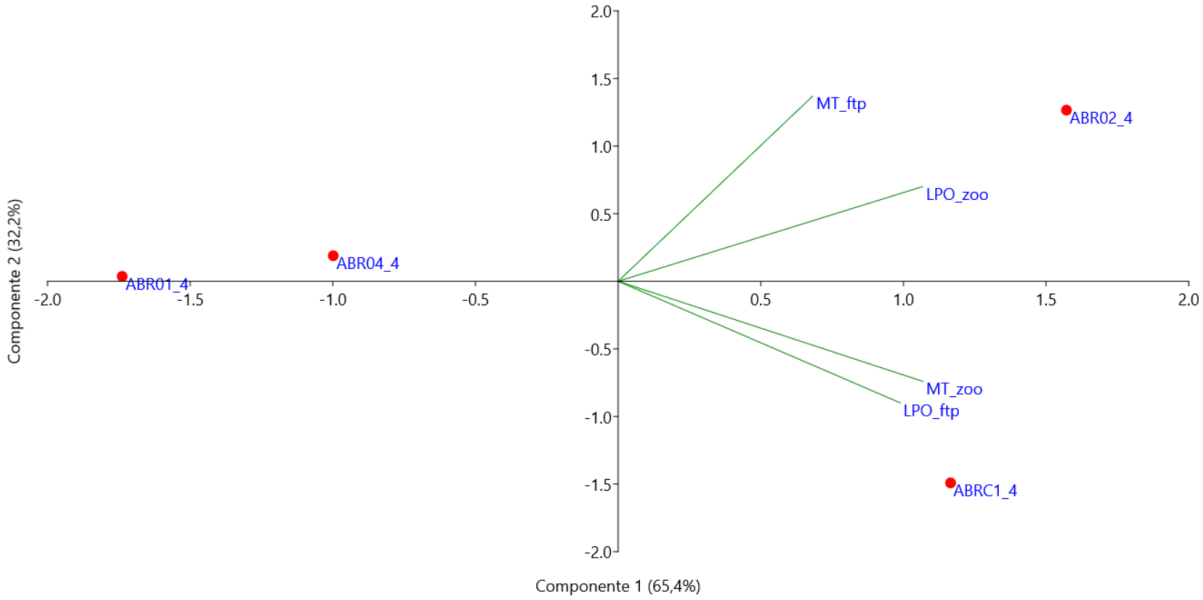


Figura 848: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton amostrado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos da região de Abrolhos(ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

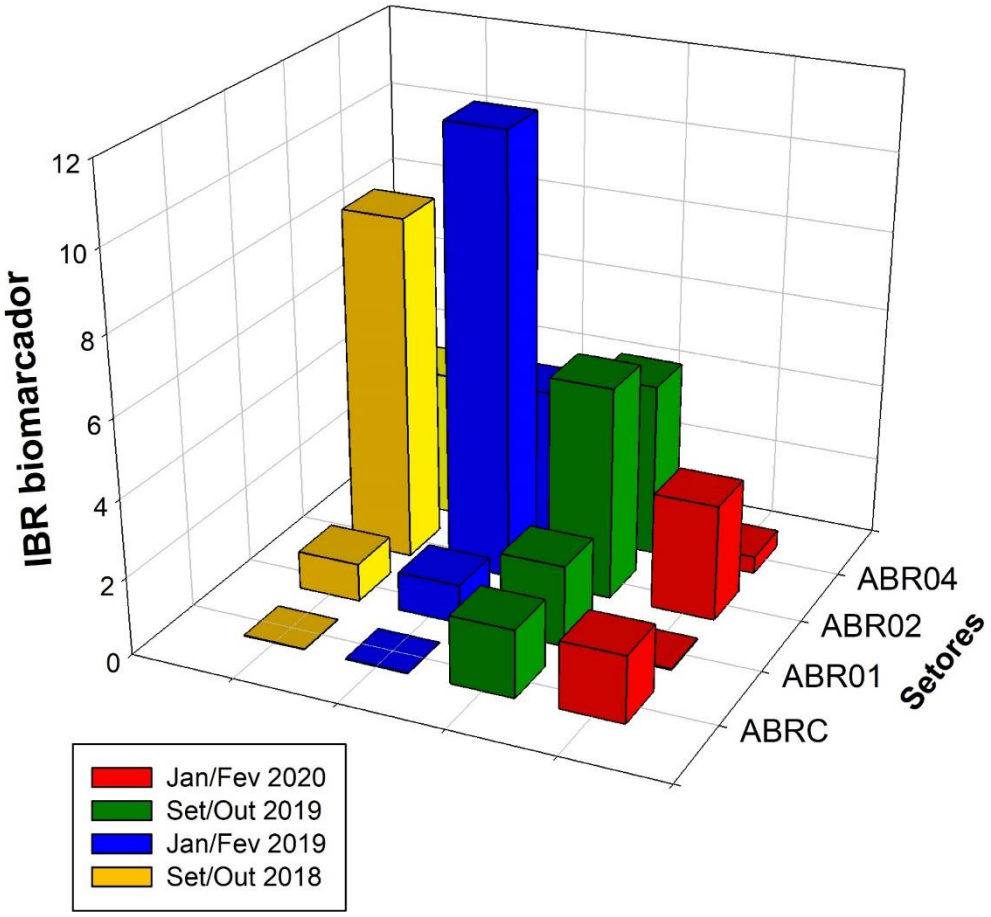
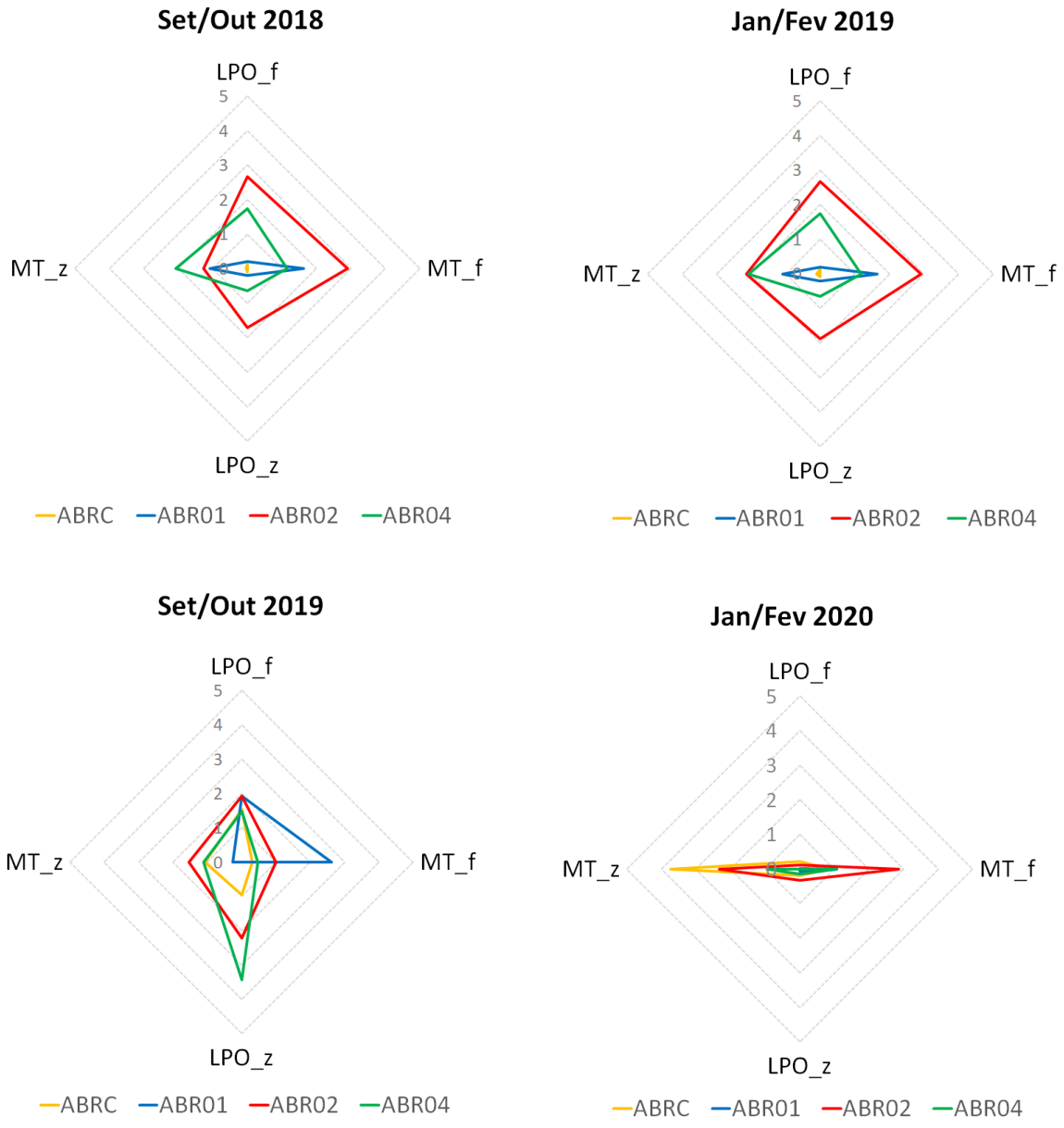


Figura 849: Gráficos de radar obtidos a partir Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).



Para os biomarcadores analisados nos corais e hidrocorais (LPO e atividade das enzimas Ca-ATPase, Mg-ATPase e anidrase carbônica, relacionadas à calcificação) na campanha 3 (set/out 209), pode-se destacar que as duas espécies (*Mussismilia harttii* e *Millepora alcicornis)*; apresentaram respostas de biomarcadores associadas a pontos diferentes da malha amostral de Abrolhos (Figura 850). O hidrocoral *M. alcicornis* apresentou maiores níveis de dano oxidativo e indução das enzimas Ca-ATPase e Mg-ATPase nos pontos mais próximos à costa (ABR01 e ABRC1), indicando um maior nível de estresse (aumento de LPO) e maior esforço e gasto de energia para manutenção de calcificação (indução das enzimas relacionadas à calcificação). Como indicado pelos resultados da análise de PCA,

o coral *M. hartti* apresentou esse mesmo comportamento associado ao ponto ABR04, localizado dentro do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. Quando passamos para os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 851), o perfil é semelhante ao visto para a campanha 3 (set/out 2019), o mesmo comportamento na resposta de biomarcadores, representado pelos maiores níveis de dano oxidativo e indução das enzimas Ca-ATPase e Mg-ATPase foi observado para as duas espécies, associados aos pontos ABR02 e ABR04. A análise de IBR biomarcador (Figura 852 e Figura 853) indicou que o ponto ABR02, nas quatros campanhas realizadas é o mais impactado, seguido pelo ponto ABR04, sugerindo um padrão de resposta muito semelhante àquele observado para o plâncton das mesmas localidades. Quanto ao padrão temporal na resposta de biomarcadores em corais e hidrocorais (Figura 853), a análise de IBR indica que os níveis de danos oxidativos em lipídeos estão mais associados à campanha 1 (set/out 2018), enquanto as atividades das enzimas de calcificação Ca-ATPase e Mg-ATPase estão mais associadas à campanha 3 (set/out 2019). De forma geral, os biomarcadores avaliados em corais não apresentaram um padrão temporal claro.

Figura 850: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*; mh) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*; ma) coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta na região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

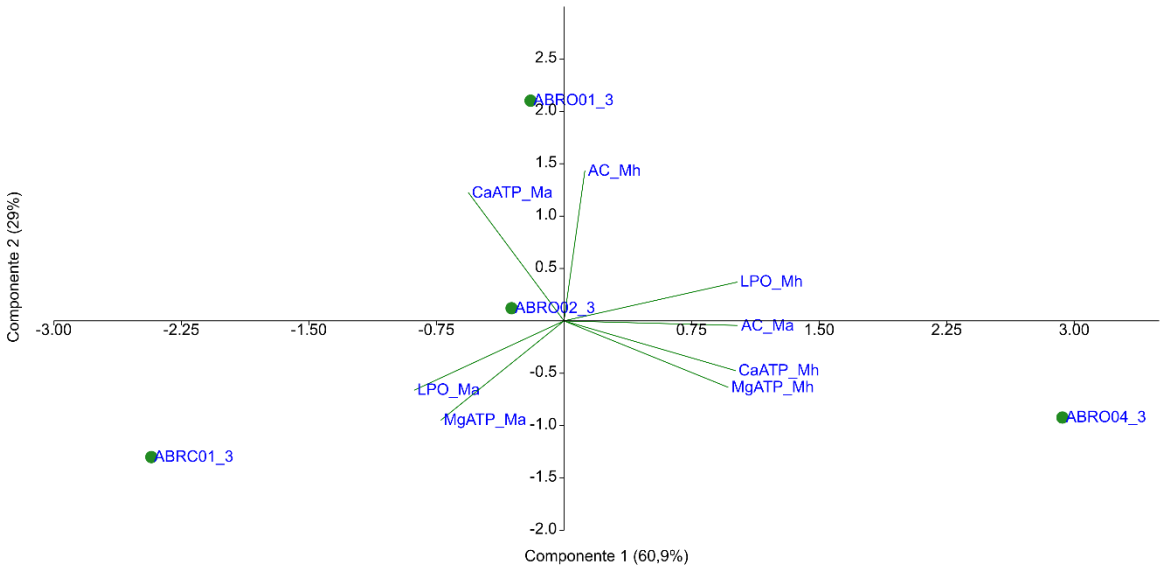


Figura 851: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*; mh) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*; ma) coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, sendo os pontos de coleta na região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

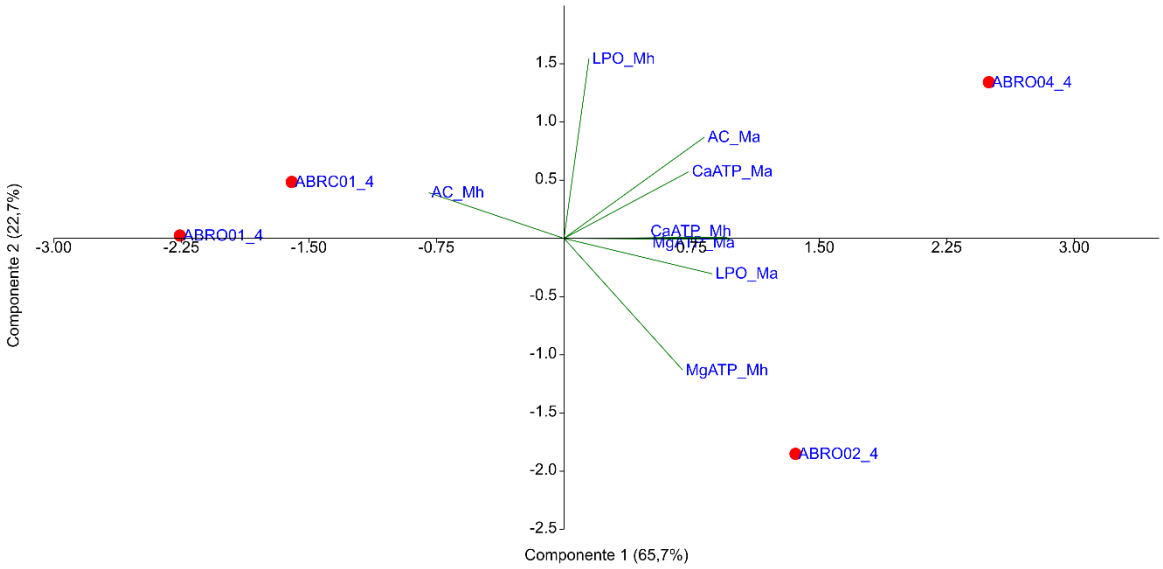


Figura 852: Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em corais e hidrocorais amostrados na campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos de coleta da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

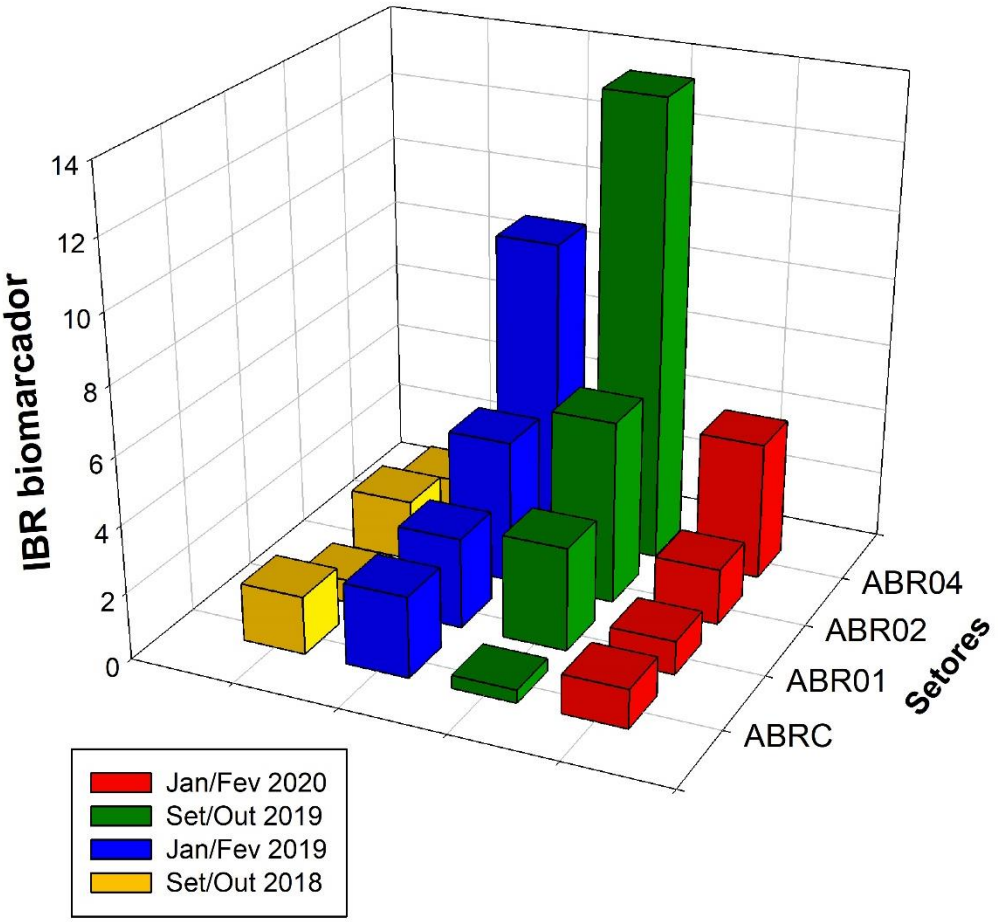
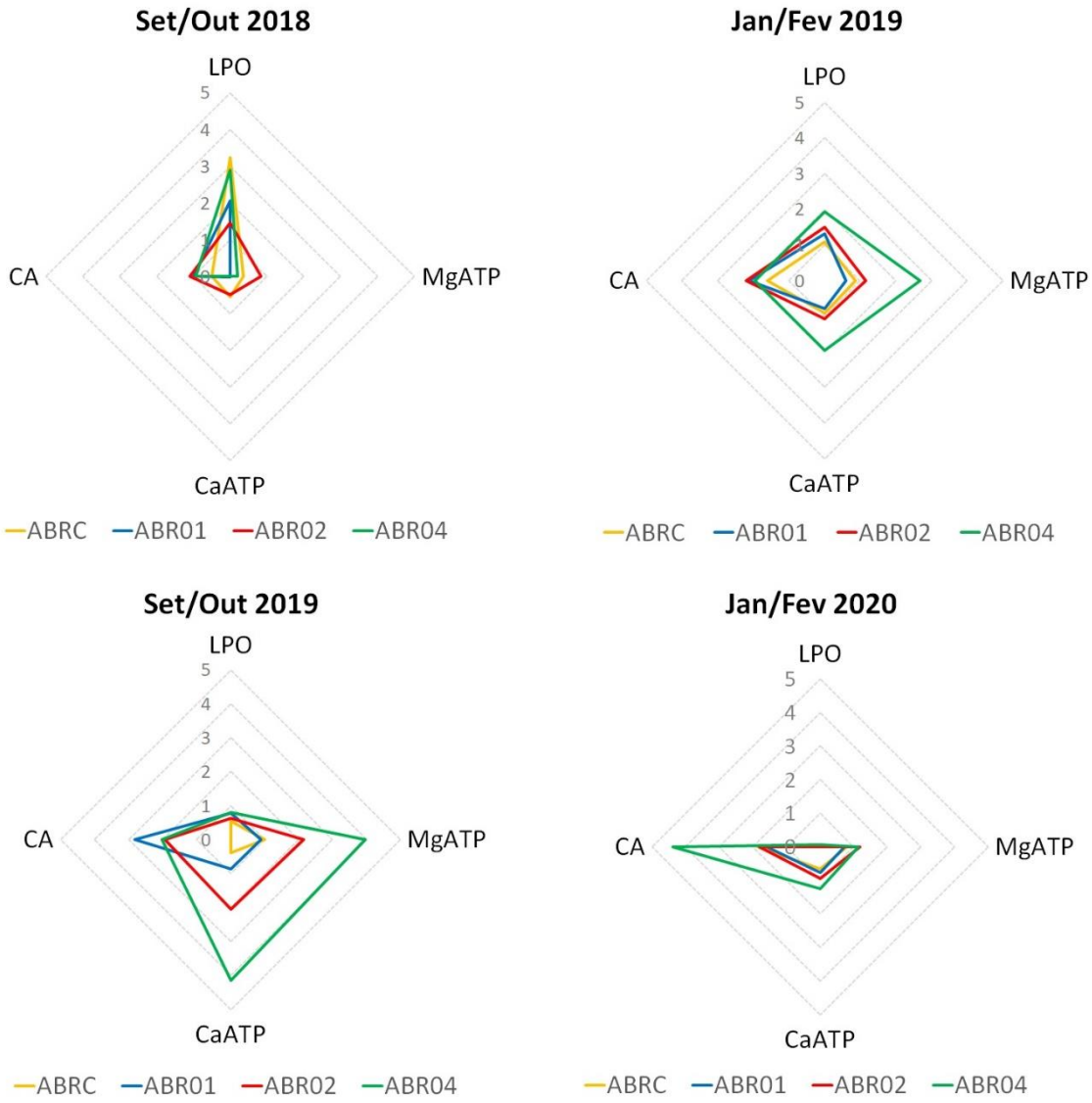


Figura 853: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em corais e hidrocorais coletados durante a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), nos pontos de coleta da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).



1.5.4 Ensaios Ecotoxiológicos

Ensaios ecotoxicológicos foram realizados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM para classificar amostras de água e sedimento, coletadas na região marinha adjacente ao Rio Doce, quanto à sua toxicidade, cumprindo com o disposto no TR4. Os pontos amostrados na campanha 3 (set/out 2019) foram: FRD1 e FRD6, ao sul e ao norte da foz do Rio Doce, respectivamente, CA1 no Revis Santa Cruz e DEG1 em Degredo. As amostragens realizadas na campanha 4 (jan/fev 2020) foram feitas nos mesmos pontos, além do ponto CA2 localizado no Revis Santa Cruz (*Material Suplementar A1MS1, Figura 1 e Quadro 3*). A avaliação ecotoxicológica deu-se por meio de ensaios normatizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo microalgas, microcrustáceos, ouriços (ovos e larvas) e peixes (*Material Suplementar A1MS1, Tabela 1*). Nos ensaios com água e elutriato,

os organismos foram expostos a diferentes diluições da amostra, entre 3,1 a 100% (fator de diluição 2). Nos ensaios com sedimento total, os organismos foram expostos ao sedimento bruto (100%). Para esclarecimento, o elutriato foi a solução aquosa obtida pela adição de água de diluição à amostra de sedimento (4:1), submetida à agitação e posterior à decantação, ou, quando necessário, filtração. Todos os ensaios incluem controles, e a qualidade dos lotes dos organismos foi atestada por meio de ensaios com substância de referência. Os resultados dos ensaios foram usados para calcular o valor de toxicidade ou "índice de toxicidade". Para as amostras de água e elutriato de sedimento foram consideradas as Concentrações de Efeito Observado (CEO), que correspondem à menor concentração da amostra que causa efeito significativo negativo nos organismos, no tempo de exposição e nas condições do teste. A partir das CEO, foram calculadas a Unidade Tóxica (UT = 100/CEO). Quando não foi possível estimar a CEO, pela ausência de efeito na maior concentração testada (100% da amostra), atribuímos a sigla NE (Não Estimável), sendo o valor de toxicidade considerado como 0 (zero). Para testes com sedimento total, as amostras foram classificadas como não-tóxicas ou tóxicas, segundo diferença estatisticamente significante em relação ao controle. Neste caso, um valor fixo de toxicidade foi atribuído para cada uma das duas condições: 0 (zero) para não-tóxica e 100 para tóxica. Adicionalmente, para o cálculo do índice de toxicidade, levou-se em consideração a severidade da resposta observada (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 4*) e a sensibilidade do organismo testado (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 5*). As respostas subletais foram classificadas como menos severas e a letalidade como mais severa; enquanto os organismos mais sensíveis foram valorizados, recebendo maior número na escala de sensibilidade. A valorização das espécies mais sensíveis é importante para que o impacto não seja subestimado. Os valores de toxicidade foram usados para classificar as amostras desde não-tóxicas a altamente tóxicas (*Material Suplementar A1MS1, Tabela 2*). Vale lembrar que, para cada estação amostral, esta classificação foi feita separadamente para água e sedimento, e levou-se em consideração a média dos valores de toxicidade resultantes dos diferentes ensaios realizados com as matrizes ambientais. O mesmo procedimento de classificação das amostras foi adotado ambiente dulcícola.

Os testes de toxicidade agudos e crônicos, com água, elutriato de sedimento e sedimento total estão no *Material Suplementar A1MS1, Tabela 1*. Assim como no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019; RT17, Tabelas 73 a 75), no Período de Transição, os ensaios crônicos de desenvolvimento embrio-larval com ouriço-do-mar (CEO variando entre 3,1% a 12,5%) (*Material Suplementar A1MS2, Figuras 1 e 2*), e de reprodução com *Nitokra sp* (*Material Suplementar A1MS2, Figuras 3 e 4*), foram os mais sensíveis, indicando toxicidade em todos os pontos (*Material Suplementar A1MS2, Tabelas 1 e 2*). Em seguida, na escala de sensibilidade, está o ensaio agudo de fertilização com ouriço-do-mar (CEO variando de 6,2% a 100%) (*Material Suplementar A1MS2, Figuras 5 e 6*). Os ensaios de desenvolvimento embrio-larval mostram que no período seco (campanha 3 - set/out 2019), a toxicidade foi maior no sedimento, independente do ponto amostral (*Material Suplementar A1MS2, Figura 1*), enquanto no período chuvoso (campanha 4 - jan/fev 2020), a toxicidade ficou mais associada ao sedimento nos pontos FRD6, CA2 e DEG1 e à água nos pontos FRD1 e CA1 (*Material Suplementar A1MS2, Figura 2*), sugerindo, portanto, que as características específicas de cada local e as condições

abióticas influenciam na concentração de formas biodisponíveis de contaminantes potencialmente tóxicos nas matrizes. Organismos zooplanctônicos têm se mostrado bastante sensíveis a estressores ambientais e têm sido indicados como ferramenta de diagnóstico para o monitoramento costeiro, além de ser um marcador natural para rápidas mudanças oceanográficas. Recentemente, foi publicado um trabalho mostrando que a chegada da pluma de rejeitos na região marinha adjacente ao Rio Doce, em 2015, causou impacto agudo na comunidade zooplanctônica local, com perda imediata de diversidade e pico de abundância de algumas espécies oportunistas (FERNANDES et al., 2020). Considerando que o ouriço-do-mar *E. lucunter* é uma espécie nativa da região costeira do Espírito Santo e que suas formas larvais são componentes do zooplâncton, podemos inferir que uma redução na sua fertilização e/ou no desenvolvimento de ovos pode afetar a manutenção da espécie e influenciar na perda da biodiversidade local.

Os ensaios com a microalga *Thalassiosira pseudonana* foram responsivos a algumas amostras coletadas no Período de Transição (*Material Suplementar A1MS2, Tabelas 1 e 2*), com destaque para as amostras de elutriato de sedimentos coletados na campanha 4 (jan/fev de 2020). No entanto, a maior parte deles, considerando todo o período de monitoramento, apresentaram crescimento positivo correlacionado com a concentração da amostra ou crescimento em “U”, com efeito negativo nas menores concentrações e positivo nas maiores, incluindo amostra bruta (100%). Por estes motivos, os ensaios com microalgas não foram usados para calcular o índice de toxicidade para o Ano 1, e com o intuito de manter o mesmo conjunto de dados e permitir uma comparação temporal, optamos por não incluir estes organismos no conjunto de dados usados para calcular o índice de toxicidade no Período de Transição. Dentre os organismos testados, o peixe *Poecilia vivipara* foi a espécie mais tolerante, mas, ainda assim, morreu quando exposto às amostras de elutriato de sedimento do ponto CA1 na campanha 3 (set/out 2019) e do ponto CA2 na campanha 4 (jan/fev 2020) (*Material Suplementar, A1MS2, Tabelas 1 e 2*). Para a campanha 4 (jan/fev 2020), é importante indicar que as amostras (água e sedimento) foram coletadas antes dos eventos de chuva e da grande vazão do Rio Doce para o ambiente marinho. As grandes chuvas ocorreram ainda durante a campanha 4, mais ao fim do Período de Transição (fevereiro e março de 2020).

Análises de Componentes Principais (PCA) foram aplicadas considerando-se as concentrações de metais na água e no sedimento e os valores de toxicidade estimados para tais matrizes nas campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) (*Material Suplementar, A1MS2, Tabelas 3 e 4, respectivamente*). As PCAs foram realizadas separadamente para água e sedimento, bem como para as campanhas. Para a água foi usado apenas a concentrações de metais dissolvidos, visto que as formas biodisponíveis encontram-se nessa fração. Na campanha 3 (set/out 2019), a PCA aplicada para os dados de água (concentração de metais dissolvidos e valores de toxicidade) mostra que os eixos PC1 e PC2 explicam 83,1% da variação total dos dados, onde o PC1 resume 49,2% dessa variação e o PC2 resume 33,9%. Esta PCA indica correlação entre a variável “Toxicidade” da água, o ponto DEG1 e os metais Fe e Pb, com destaque para o Fe. Ainda, o ponto FRD1 ficou correlacionado dos metais Cu e Ni e os pontos FRD6 e CA1 ao As, Al e Mn (Figura 854). A PCA aplicada com os dados de metais dissolvidos na água e valores de toxicidade nesta matriz para a campanha 4 (jan/fev 2020) mostra que os eixos PC1 e PC2

sumarizam 84,2% da variação total dos resultados, sendo que o PC1 contribui com 45,3% e o PC2 com 38,9%. Igualmente, o ponto DEG1 ficou correlacionado ao Fe, mas a variável “Toxicidade” da água ficou associada ao Cu e ao ponto FRD1. O As, Al, Pb e Ni ficaram associados ao ponto CA2, e os pontos FRD6 e CA1 ficaram novamente no mesmo quadrante, associados ao Mn, Zn e Hg (Figura 855) Estas associações corroboram com os valores de toxicidade atribuídos à matriz água para ambos os períodos de amostragem. No caso da campanha 3 (set/out 2019), os maiores valores de toxicidade da água foram atribuídos para os pontos DEG e CA1, já para a campanha 4 (jan/fev 2020), o maior valor foi do ponto FRD1.

Figura 854: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]).

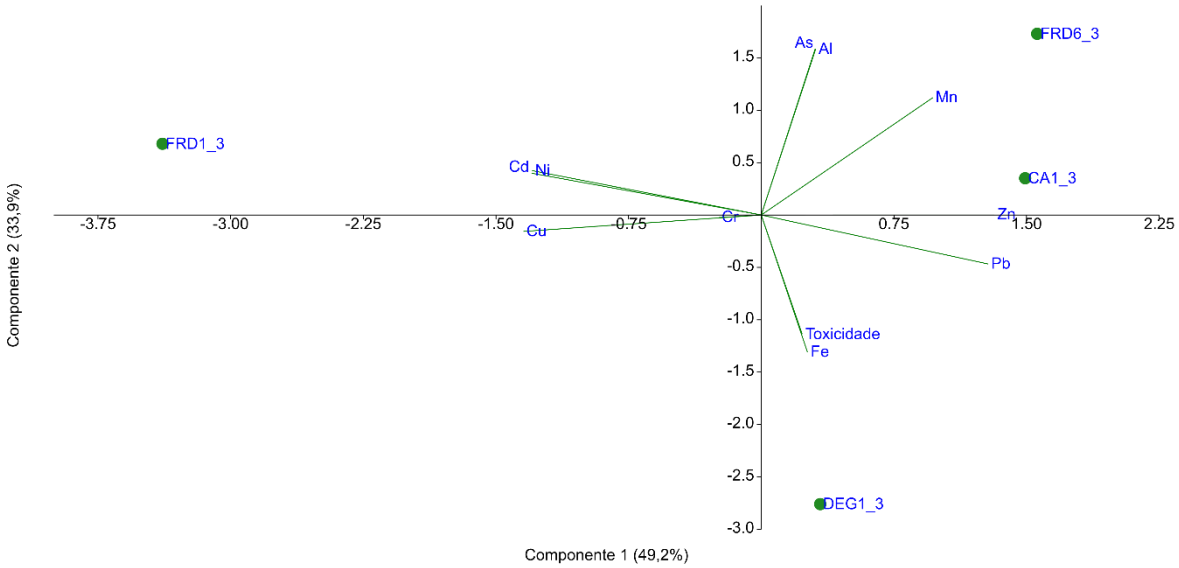
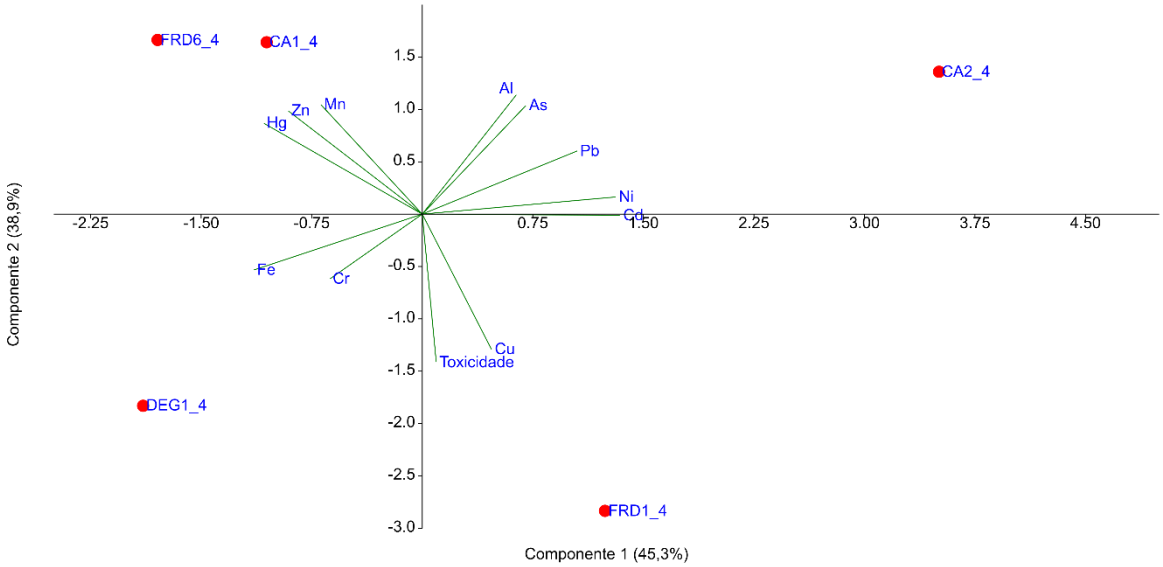


Figura 855: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1, CA2]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]).



Na PCA realizada com os dados de metais e valores de toxicidade obtidos para sedimento, verifica-se que para a campanha 3 (set/out 2019) os eixos PC1 e PC2 explicam 96,2% da variação total dos dados, onde PC1 resume 78,3% e PC2 resume 17,9% dessa variação. A variável “Toxicidade” do sedimento ficou associada ao ponto DEG1, indicando maior toxicidade ao norte da foz do Rio Doce. Os pontos FRD1 e FRD6 ficaram correlacionados no mesmo quadrante junto com os metais com Al, Cu, Fe, Mn e Pb e o ponto CA1 ficou associado ao Cd e As (Figura 856). Com relação à PCA aplicada com os dados das coletas realizadas na campanha 4 (jan/fev 2020), observamos que os eixos PC1 e PC2 sumarizam 88% da variação total dos dados, sendo que 49,5% da variação é explicada pelo PC1 e 38,5% pelo PC2. Os pontos CA1 e FRD6 encontram-se no mesmo agrupamento, associados a um maior número de metais (Al, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn), enquanto o ponto FRD1 ficou associado aos metais Cd, Cr, e Pb. A variável “Toxicidade” do sedimento, por sua vez, ficou, novamente, agrupada ao ponto DEG1, e ao As e Hg. Já o ponto CA2, não está correlacionado a nenhum metal (Figura 857). No caso da campanha 4 (jan/fev 2020), os valores de toxicidade dos pontos FRD6, CA1, CA2 e DEG1 ficaram muito próximos, no limite entre “moderadamente tóxico” e “tóxico”.

Figura 856: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade e metais medidos em amostras de sedimento coletadas na campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]).

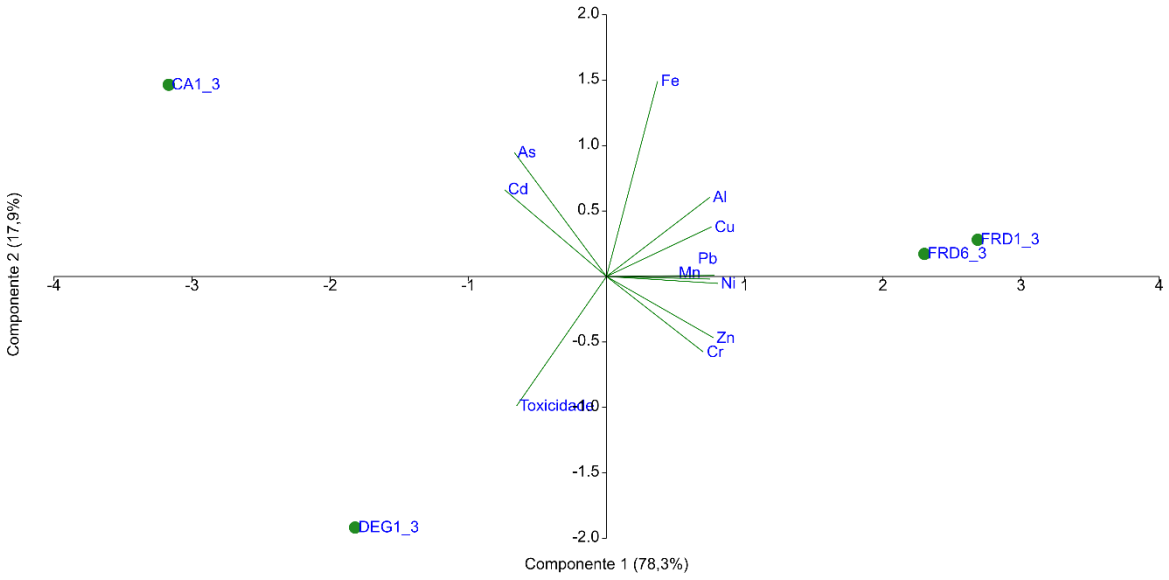
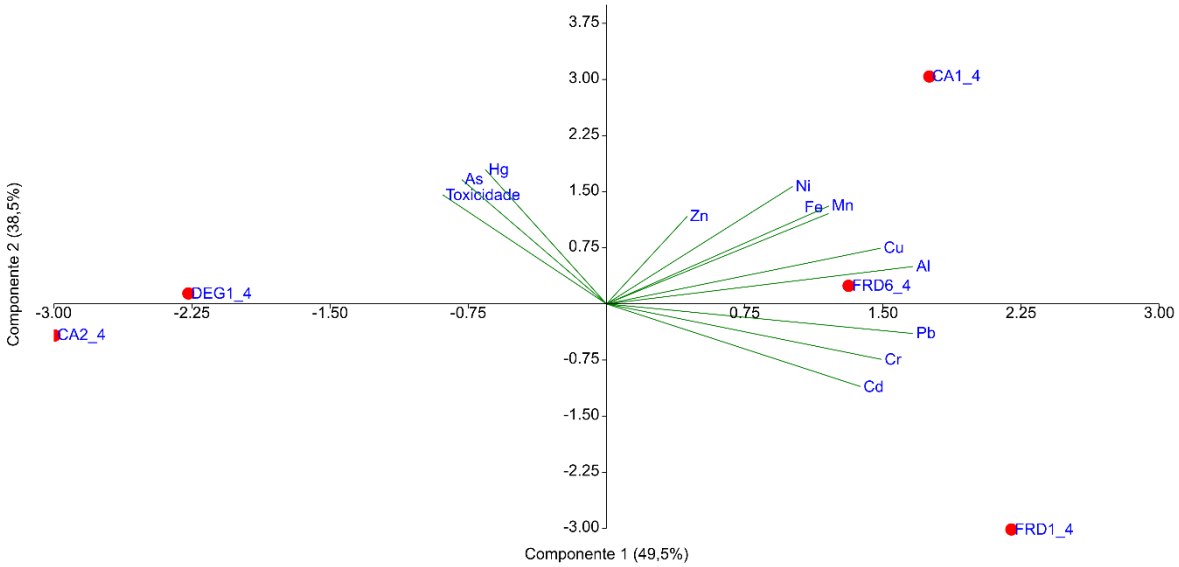


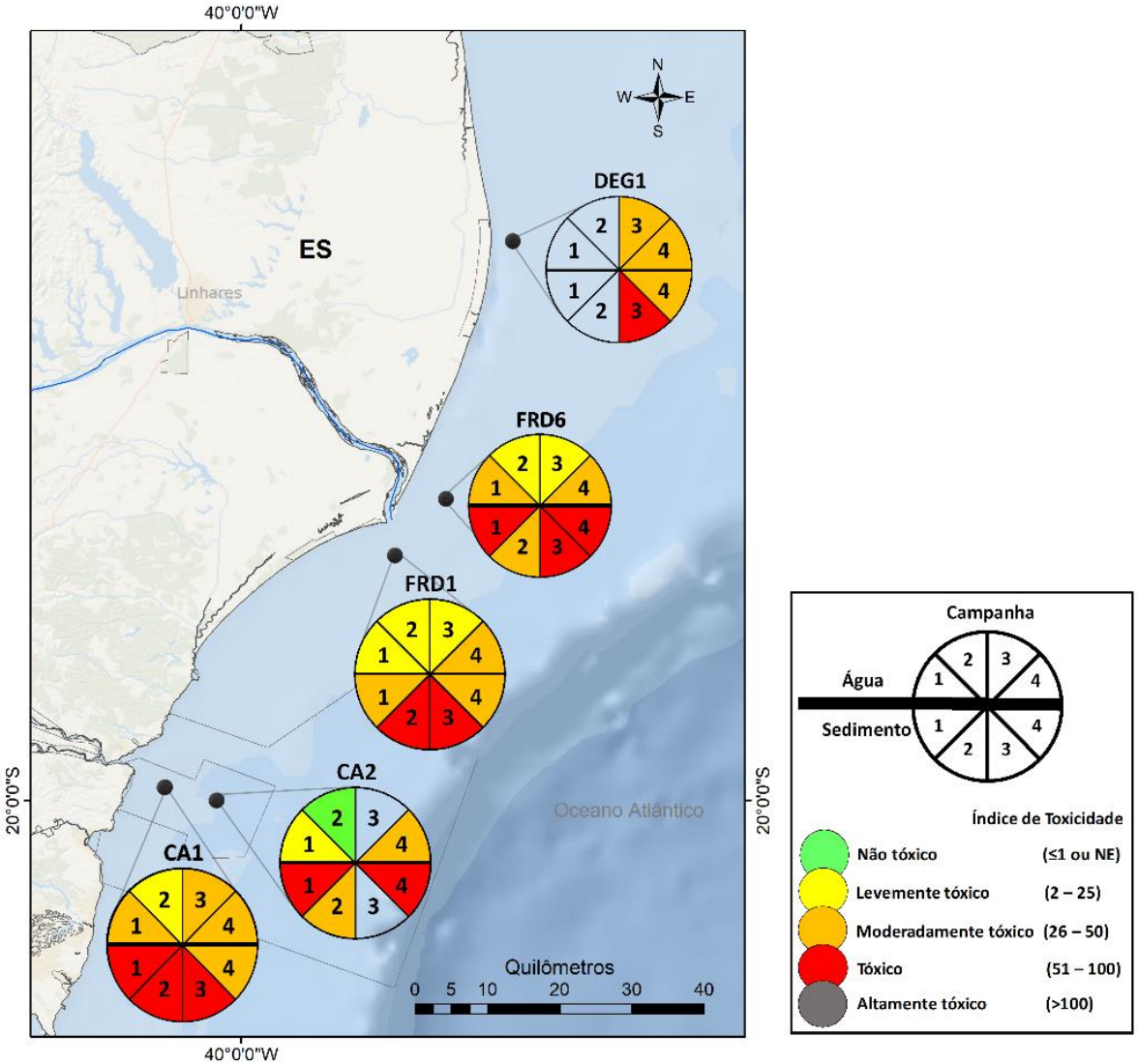
Figura 857: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade e metais em amostras de sedimento coletadas na campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise, categorizados nas áreas: CA (Costa das Algas [CA1, CA2]); FRD (foz do Rio Doce [FRD1, FRD6]); e DEG (Degredo [DEG1]).



Uma análise espaço temporal abrangendo as quatro campanhas do Anexo 1 (Ano 1 - set/out de 2018 e jan/fev de 2019 e Período de Transição - set/out de 2019 e jan/fev de 2020), e usando o mesmo

conjunto de ensaios, mostra que a toxicidade da água aumentou nos pontos da foz do Rio Doce (FRD1 e FRD6) e Revis Santa Cruz (CA1 e CA2). A toxicidade nos pontos FRD1 e FRD6 mudou de “levemente tóxica” para “moderadamente tóxica”, no CA2 mudou de “levemente tóxica” ou “não-tóxica” para moderadamente tóxica”, e no CA1 já esteve “levemente tóxica” no Ano 1, mas na maioria das campanhas foi classificada como “moderadamente tóxica”, incluindo as 2 campanhas do Período de Transição. No entanto, a maior toxicidade é atribuída ao sedimento, independentemente do local e período de amostragem. Amostras de sedimento de todos os pontos coletados na campanha 3 (set/out 2019) foram classificadas como “tóxicos” e na campanha 4 (jan/fev 2020), os pontos DEG1, FRD6, CA1 e CA2 tiveram os maiores valores de toxicidade (entre 50 e 51) (Figura 858). De fato, não é possível verificar um efeito claro da sazonalidade (estações seca e chuvosa) na toxicidade das amostras de água e sedimento, possivelmente, em função destes ensaios serem realizados com amostras coletadas semestralmente e apenas pelo período de dois anos. Apesar disso, o setor norte da foz do Rio Doce parece mais impactado do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que, de maneira geral, o FRD6 foi considerado mais tóxico (Figura 858) e o ponto DEG1 ficou associado à variável “toxicidade” da maior parte das PCAs. Richard et al. (2020) monitoraram diferentes parâmetros físico-químicos, incluindo metais presentes no rejeito, na água e sedimento de 28 pontos na região marinha adjacente ao Rio Doce, e concluíram que o rompimento da barragem de Fundão afetou a qualidade da água e do sedimento, causando maior impacto na foz, logo após a chegada da pluma de rejeitos. Os autores ainda associaram pulsos de maior contaminação com períodos de chuva, possivelmente pela lixiviação e ressuspensão do sedimento contaminado. Fernandes et al. (2020) também indicaram a região da foz do Rio Doce como impactada pela lama, mas avaliou o impacto através de variações na comunidade zooplanctônica da região. No estudo, os autores indicam que eventos oceanográficos, como a passagem de correntes e frentes frias, potencializam efeitos tóxicos sobre o zooplâncton pela ressuspensão de metais particulados presentes no sedimento. Loghini et al. (2020) sugere que a ressuspensão de sedimentos na plataforma continental é, de longe, o processo dominante responsável por aumentar as concentrações de Fe dissolvido nas águas costeiras. Segundo os autores, as estimativas dos fluxos anuais de Fe indicam que o rompimento da barragem de Fundão pode fornecer uma quantidade não desprezível de Fe dissolvido para o oceano aberto. Pelo fato de conter mais matéria orgânica, um importante ligante de metais, o sedimento pode acabar concentrando mais metais que a água e, portanto, apresentar-se mais tóxico. Todavia, a chuva e eventos oceanográficos podem causar remobilização do sedimento, levando ao incremento de metais na água e, possível, aumento na sua biodisponibilidade. A relação direta entre a biodisponibilidade, acumulação e toxicidade de metais já é claramente conhecida (PAQUIN et al., 2000).

Figura 858: Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas Anexo 1 do PMBA/FES-RRDM ao longo do Ano 1 (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 2 – jan/fev 2019) e Período de Transição (campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4 jan/fev 2020) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Costa das Algas (CA1 e CA2), Foz do Rio Doce (FRD1 e FRD6), e Degredo (DEG1). O ponto CA2 não foi monitorado durante a campanha 3.



1.5.5 Monitoramento Ecotoxicológico da Microbiota

O monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e corais nos ambientes pré-determinados pelo TR4 foi realizado em sua totalidade. As análises microbiológicas foram realizadas levando em consideração a existência de dois ambientes principais e distintos entre si devido a características geográficas, físico-químicas e bióticas. Tais ambientes considerados foram: i) foz do Rio Doce e região marinha adjacente (amostras de água em duas profundidades e sedimento), e ii) Arquipélago dos Abrolhos (amostras de água em duas profundidades, sedimento e coral). Estas análises visaram a descrição das comunidades microbianas nos referidos ambientes, seguida pela

análise de possíveis perturbações em tais comunidades e sua relação com a presença de metais no sedimento oriundo do Rio Doce e características físico-químicas.

O monitoramento da comunidade microbiana total em amostras de água (superfície e fundo), sedimento e corais (espécies *Millepora alcicornis* e *Mussismilia harttii*), foi realizado utilizando-se triplicatas das amostras em cada ponto de coleta. As coletas de água e sedimento foram realizadas nos pontos de amostragem na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, incluindo o Arquipélago dos Abrolhos. As coletas de corais das espécies *M. alcicornis* e *M. harttii* foram realizadas em triplicata em 3 pontos na região do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (ABR01; ABR02; ABR04) e em 1 ponto ao norte do parque (ABRC1). As análises da microbiota total em amostras de água, sedimento e associada aos corais foram realizadas através da extração do DNA total, amplificação do gene 16S rRNA e posterior sequenciamento em larga escala dos amplicons, utilizando-se sequenciadores de nova geração (Illumina MiSeq). As sequências geradas foram processadas utilizando o software Qiime 2-2019,1. As ordenações foram geradas através do software RStudio Version 1,1,383. Adicionalmente, um teste de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi realizado com os dados obtidos.

1.5.5.1 Composição da microbiota na água e no sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente

O resumo dos resultados obtidos para a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes da campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) estão apresentados na Figura 859 e Figura 860 (as figuras apresentam um resumo dos resultados obtidos para amostras de água de superfície e sedimento). Estes resultados serão apresentados a seguir em separado para as diferentes matrizes ambientais.

Figura 859: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de água de superfície da campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).

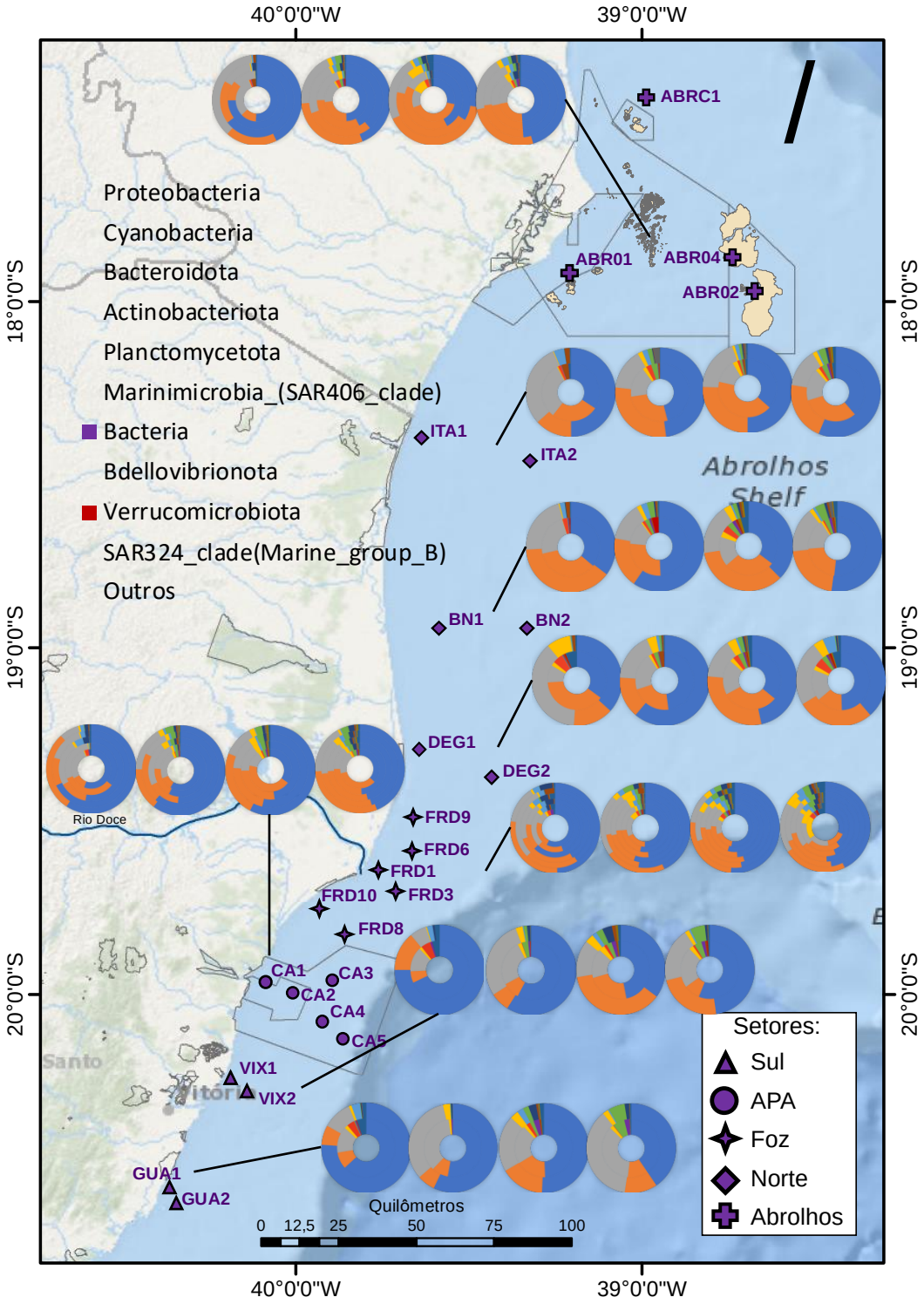
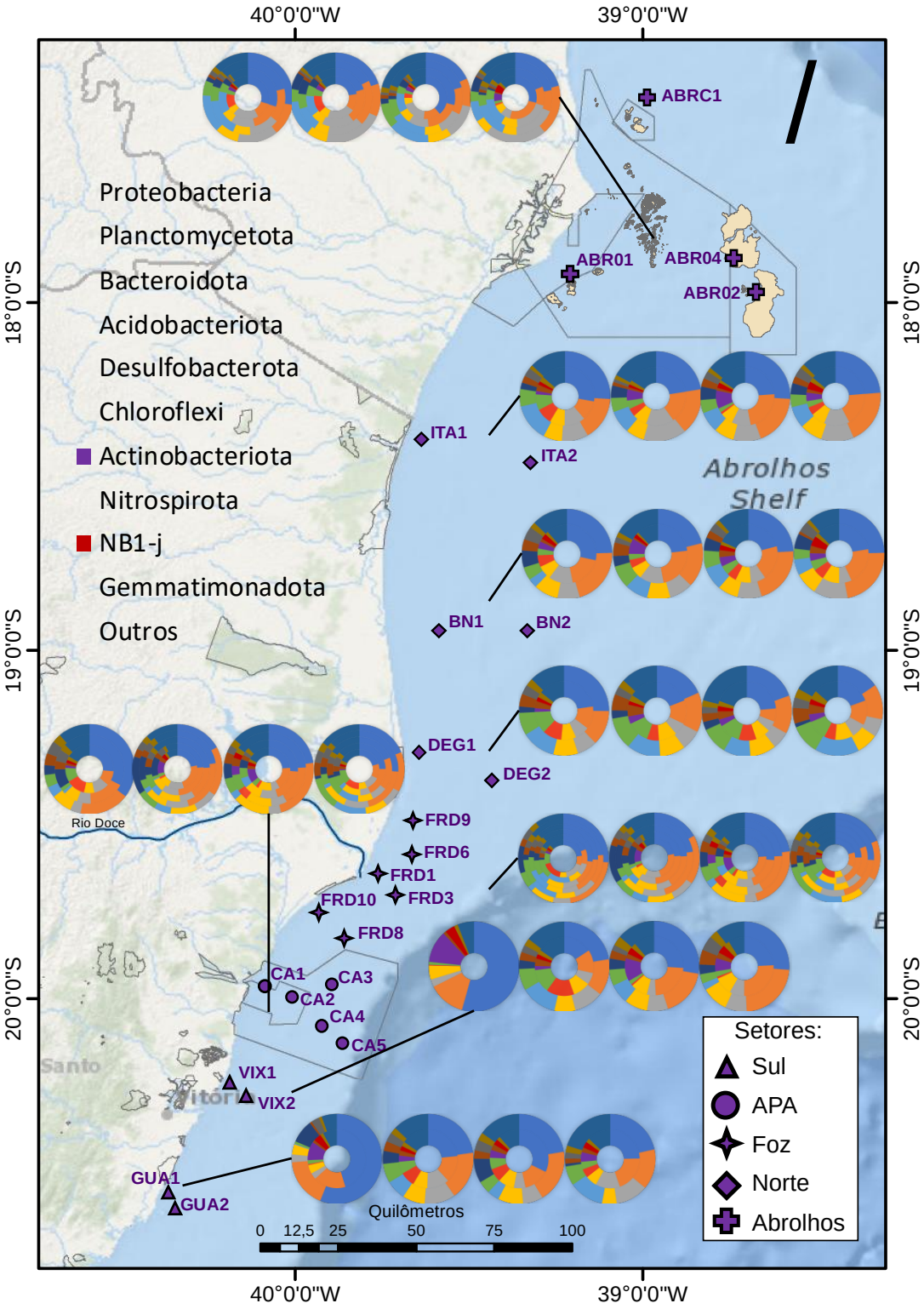


Figura 860: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de sedimento da campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).



Diversidade e Riqueza

Avaliando os índices de diversidade e riqueza encontrados nas amostras da campanha 1 (set/out 2018), as estações foz do Rio Doce, Costa das Algas e Barra Nova (CA4, FRD6, FRD1 e BN1) apresentaram maiores valores de diversidade, e as estações FRD1, FRD10 e DEG1 apresentaram os maiores índices de riqueza. Para amostras de sedimento, especificamente, não houve grandes diferenças entre a campanha 1 (set/out 2018) e campanha 2 (jan/fev 2019) entre os mesmos pontos de coleta, revelando baixa alteração sazonal destes índices. Porém, os maiores valores de diversidade foram encontrados nas estações GUA2 e CA4, enquanto valores elevados para riqueza foram encontrados em FRD3 e ABR01. As amostras de água de superfície apresentaram maior diversidade nas estações GUA1, GUA2, FRD1, BN2, ITA1 e ABR01. As amostras de fundo foram mais diversas nos pontos CA4, FRD1, FRD6, BN1 e ABR02 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5*). Em geral, as amostras de sedimento mostraram grande diversidade e uma riqueza superior às amostras de água. Estes resultados foram corroborados com os dados obtidos na campanha 2 (jan/fev 2019) e parecem sofrer influência dos rios próximos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5 e Tabela 6*).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), os índices de diversidade e riqueza das amostras de água apresentaram os maiores valores para as estações das áreas dentro da foz do Rio Doce, Costa das Algas, uma estação em Barra Nova (BN2), uma em Itaúnas (ITA1) e duas em Abrolhos (ABR01 e ABRC1) (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5*). Isto pode ser explicado pela influência dos rios, como o Rio Doce para as amostras da foz do Rio Doce, o Rio Piraquê-Açu para as amostras da Costa das Algas e o Rio São Mateus para as amostras de Barra Nova e Itaúnas. Em Abrolhos, os pontos que demonstraram os maiores índices são os mais próximos ao continente, o que também pode estar relacionados à uma maior influência da costa. Estes resultados demonstram a grande influência dos rios na comunidade bacteriana do ambiente marinho, o que revela que impactos ambientais em grandes rios que deságuam no oceano podem influenciar de forma drástica este ecossistema. Pois, os microrganismos marinhos desempenham papéis ecológicos de extrema importância, como a manutenção de toda teia trófica e dos ciclos biogeoquímicos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5 e Tabela 6*).

Para a campanha 3 (set/out 2019), observou-se que amostras de sedimento apresentam níveis mais elevados de riqueza e diversidade, quando comparadas as amostras de água. Estes resultados gerais já eram esperados tendo em vista o conhecimento prévio de ecologia microbiana já estabelecido na literatura. Os valores de OTU variaram entre 391 (DEG1) e 937 (ITA2), enquanto o índice de Shannon apresentou valores similares para amostras de sedimento, sendo os menores índices para as estações DEG1, seguido por ABR04, ABRC1 e DEG2. As amostras de água apresentaram maior disparidade entre os pontos de coleta amostrados tanto para riqueza quanto para diversidade (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5 e Tabela 6*).

De modo geral, água de fundo apresentou valores de índices mais elevados do que água de superfície. Entre todas as estações avaliadas, destaca-se a estação BN1 por apresentar índices de riqueza e diversidade muito acima da média tanto para água de fundo quanto para água de superfície. A estação

FRD1 também apresentou altos valores de riqueza e diversidade, mas somente para água de superfície. Vale destacar ainda, que de maneira geral, as estações de Abrolhos apresentaram índices mais baixos tanto para riqueza quanto para diversidade.

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020) observou-se que não houve grande alteração nos índices de diversidade para as amostras de sedimento, se comparado ao observado na campanha 3 (set/out 2019). Quanto à riqueza encontrada através do número de OTUs, parece ter havido redução na maioria das estações. Para as amostras de água, também não foram observados valores discrepantes quando comparados as campanhas anteriores. De modo geral, apenas a campanha 2 (jan/fev 2019) apresentou valores bem elevados quanto comparado as demais, tanto para água quanto para sedimento. Além disso, os valores de diversidade e riqueza para água de superfície e fundo não revelaram grande diferença. Neste sentido, concluímos que diversidade e riqueza estão mais associadas a localização geográfica do que a profundidade (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 5 e Tabela 6*).

Água de superfície: Abundância relativa de grupos bacterianos

As abundâncias relativas da comunidade bacteriana das amostras de água de superfície em nível de filo e gênero da foz do Rio Doce e região marinha adjacente estão demonstradas nas figuras (Figura 861, Figura 862, Figura 863 e Figura 864). Na campanha 1 (set/out 2018) os filos mais abundantes foram Proteobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes. O filo Planctomycetes também mostrou boa distribuição em todas as estações, com índices variando de 1% a 6%. A análise dos gêneros bacterianos presentes nas mesmas amostras revelou a maior abundância de Psychrobacter de todos os períodos, com índices tais como, 35% e 31%, nas estações FRD1 e VIX2 respectivamente. Este táxon pode estar relacionado a sazonalidade devido as suas características termofílicas e termotolerantes (RODRIGUES et al., 2009).

Na campanha 1 (set/out 2018), os três primeiros filos mais abundantes se mantiveram e foram responsáveis por mais de 90% da comunidade, apresentando de maneira geral distribuição similar entre as estações analisadas. Como destaque, o filo Cyanobacteria apresentou maior proporção nas amostras mais ao norte, como por exemplo em ABR02 (32%), enquanto os pontos mais ao sul foram tendo sua abundância reduzida até Guarapari (GUA1 e GUA2), onde obteve valores entre 6% e 9% de abundância. Estes grupos mais abundantes mantiveram suas proporções tanto na campanha 1 (set/out 2018) quanto na campanha 2 (jan/fev 2019), exceto para o quarto filo mais abundante, que na segunda campanha foi Actinobacteria (Figura 861). Considerando os gêneros bacterianos encontrados, destacam-se Synechococcus_CC9902, SAR11 (Pelagebacter ubiqui), família Rhodobacteraceae, Pseudoalteromonas e Halomonas. O táxon SAR116_clade apresentou destaque nos pontos ao norte com índices de até 7% de abundância relativa. Enquanto os pontos ao sul GUA1 e GUA2 se destacaram com altos índices de Erythrobacter 23% e 28%, os maiores valores detectados dentre todos os períodos (Figura 863). Este gênero é relacionado a presença de hidrocarbonetos de petróleo no ambiente (ZHUANG et al., 2015).

As análises realizadas nas amostras da campanha 3 (set/out 2019) revelaram a constância dos três filos mais abundantes (Proteobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes), representando 90% do total na grande maioria das estações. Destaque para Actinobacteria que apresentou altos índices em ABR01 e ABR04, 10% e 7% respectivamente. Considerando os gêneros encontrados, as maiores abundâncias foram de Synechococcus CC9902 e SAR11 (Pelagebacter ubiqui), estes somados variaram aproximadamente entre 20% e 50% do total da amostra. Adicionalmente, podemos destacar a presença de Pseudoalteromonas nas estações GUA2 (11%), CA4 (12%), FRD1 (12%), FRD3 (14%) e FRD10 (13%) (Figura 862 e Figura 864).

Na campanha 4 (jan/fev 2020), a abundância relativa de filos manteve um padrão muito similar aos períodos anteriores, onde podemos ressaltar a presença do filo Actinobacteria na estação FRD1 (20%). Planctomycetes apareceram em relativamente altos índices nas seguintes estações: DEG1 (5%), FRD1 (4%), DEG2 (4%) e FRD9 (4%). O estudo da abundância relativa dos gêneros na campanha 4 (jan/fev 2020) revelou alguns destaques. A estação FRD1 apresentou o menor índice registrado de Synechococcus CC9902 (3%), o gênero mais abundante dentre todos os períodos. Em contrapartida obteve o maior índice registrado de Cyanobium_PCC-6307 (12%). Um dos táxons mais abundante na água do Rio Doce. As estações CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5 apresentaram altos índices de Prochlorococcus_MIT9313, chegando a 21% em CA3. Vale ressaltar que durante esta campanha foi detectado um grande aumento de Acinetobacter, gênero que também aumentou na água do Rio Doce, acompanhando o aumento na concentração de metais (Figura 862 e Figura 864).

De modo geral, o microbioma da água foi dominado por filos e gêneros bacterianos comumente relatados como os mais abundantes em água do mar (SUNAGAWA et al., 2015). Os filos foram Proteobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes e os gêneros Synechococcus_CC9902 e SAR11(Pelagibacter ubique). É importante ressaltar que esse perfil acima descrito, mesmo oscilando, se mantém majoritariamente em todas as campanhas. No entanto, o gênero bacteriano que aumentou drasticamente sua abundância nas águas do Rio Doce durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Acinetobacter), seguindo o aumento na concentração de metais, também aumentou drasticamente na água do mar. Nas campanhas 1 (set/out 2018); campanha 2 (jan/fev 2019) e campanha 3 (set/out 2019) a abundância de Acinetobacter foi muito baixa, 0,68 %, 0,15% e 0,36%, respectivamente. Enquanto na campanha 4 (jan/fev 2020) foi de 2,98%, ou seja, um aumento de 7 vezes na abundância. Acinetobacter demonstrou grande abundância inclusive na APA Costa das Algas e no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Vale ressaltar que Acinetobacter está sendo sugerido no presente relatório com potencial bioindicador da presença de metais, do sedimento do Rio Doce e do rejeito de mineração da barragem de Fundão. Estes resultados demonstram que alterações na microbiota da água do Rio Doce ligadas ao rompimento da Barragem de Fundão, mesmo anos após o desastre, continua afetando a microbiota marinha.

Figura 861: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).

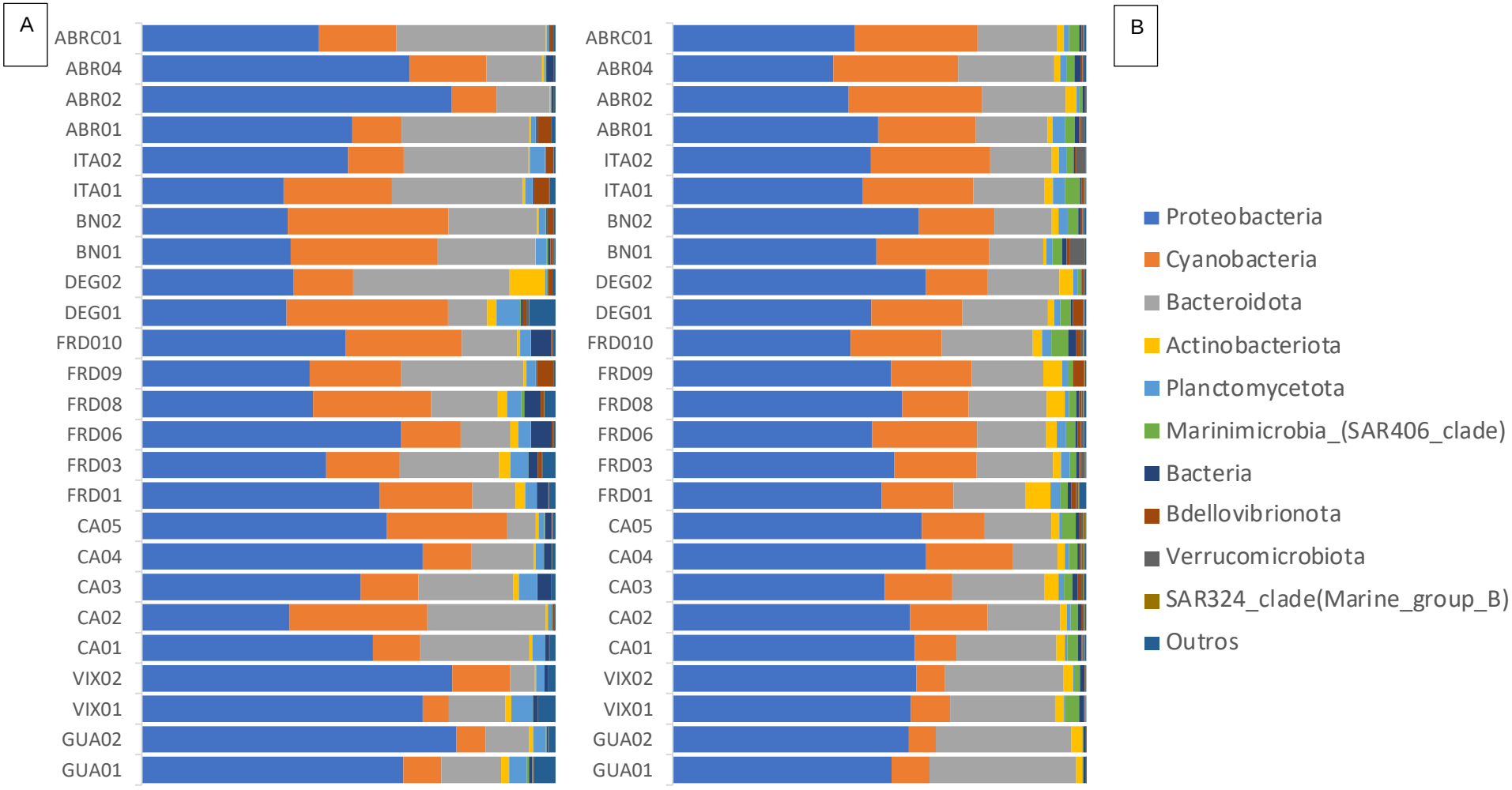


Figura 862: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).

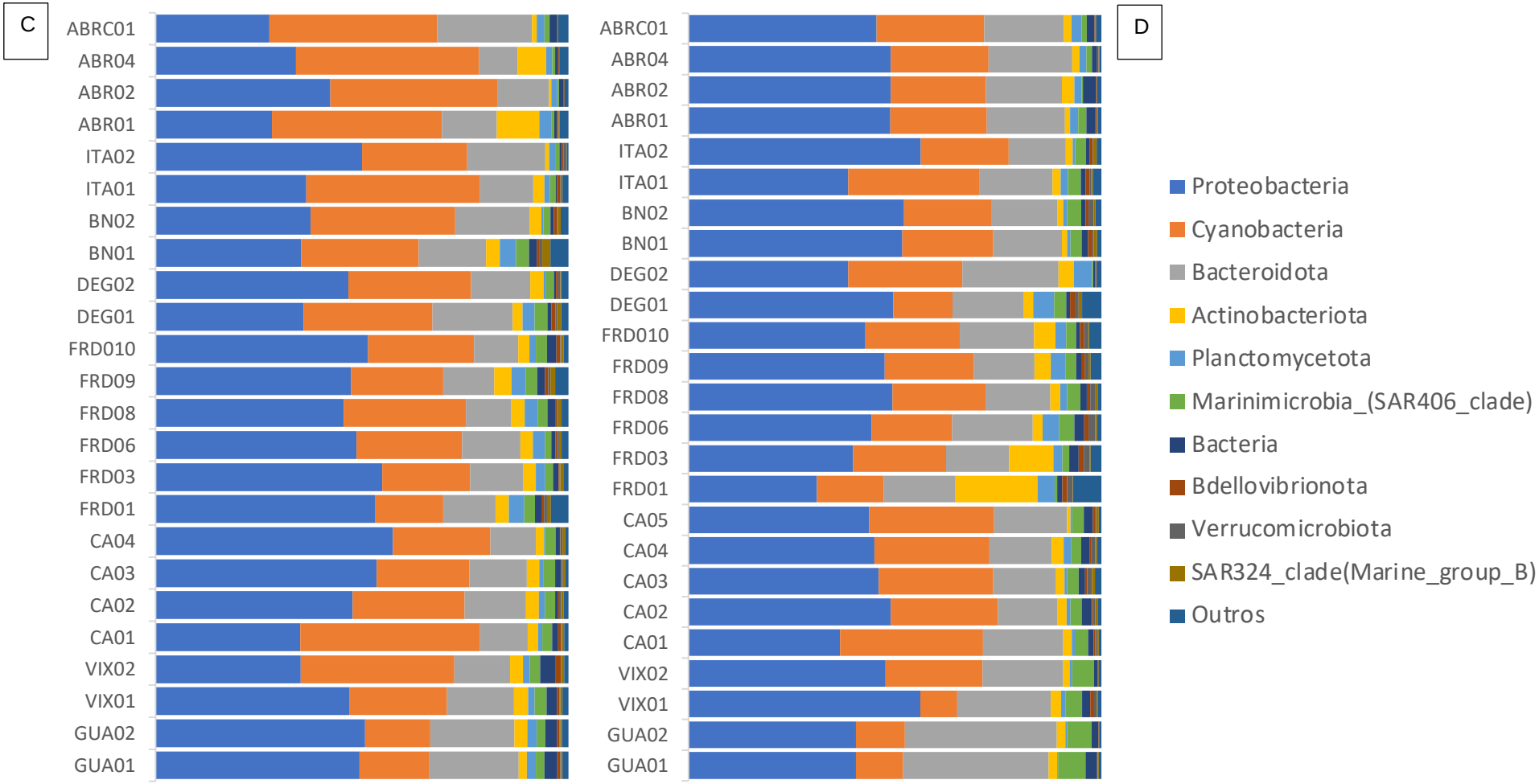


Figura 863: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2(jan/fev 2019).

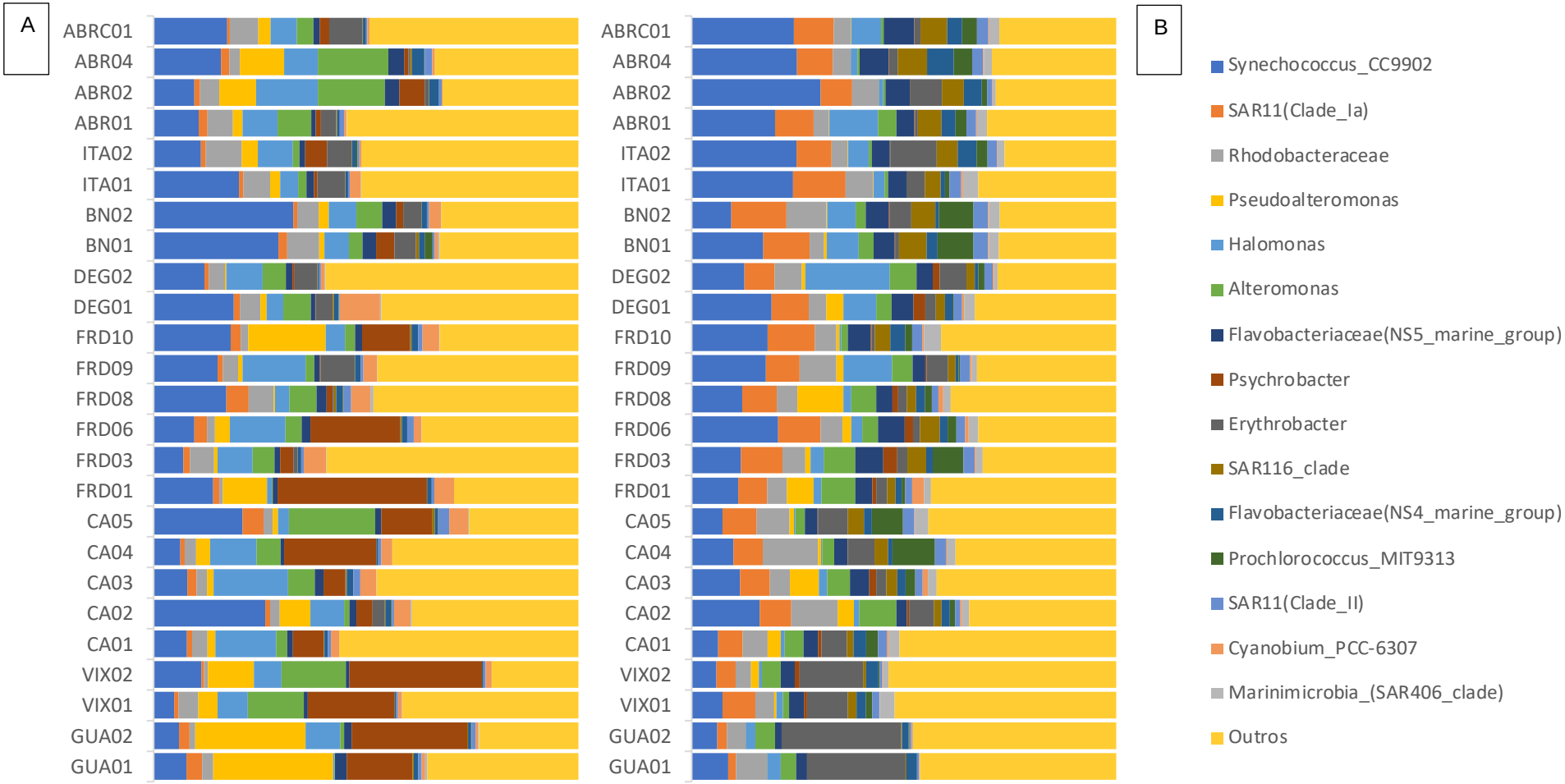
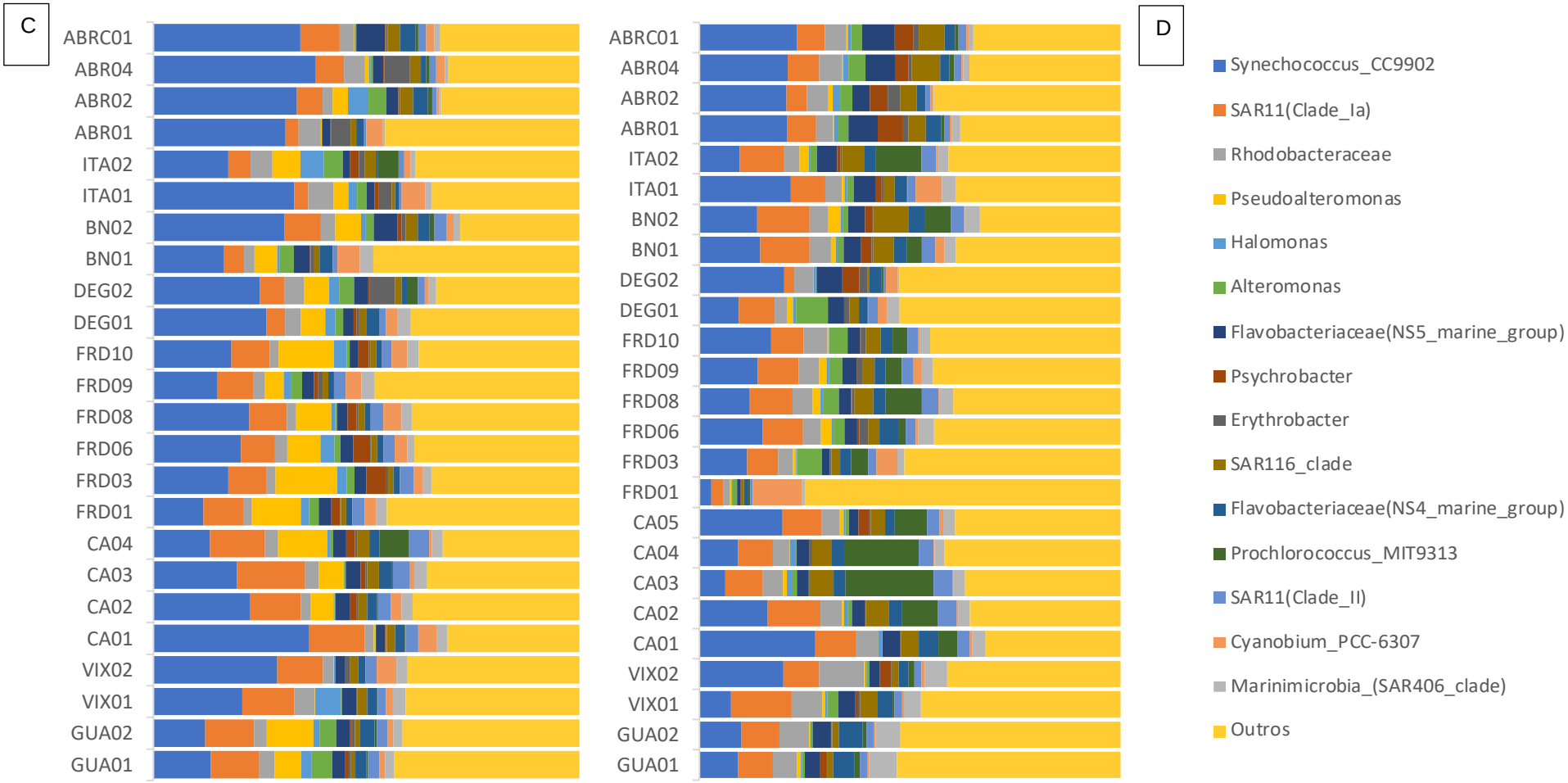


Figura 864: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).



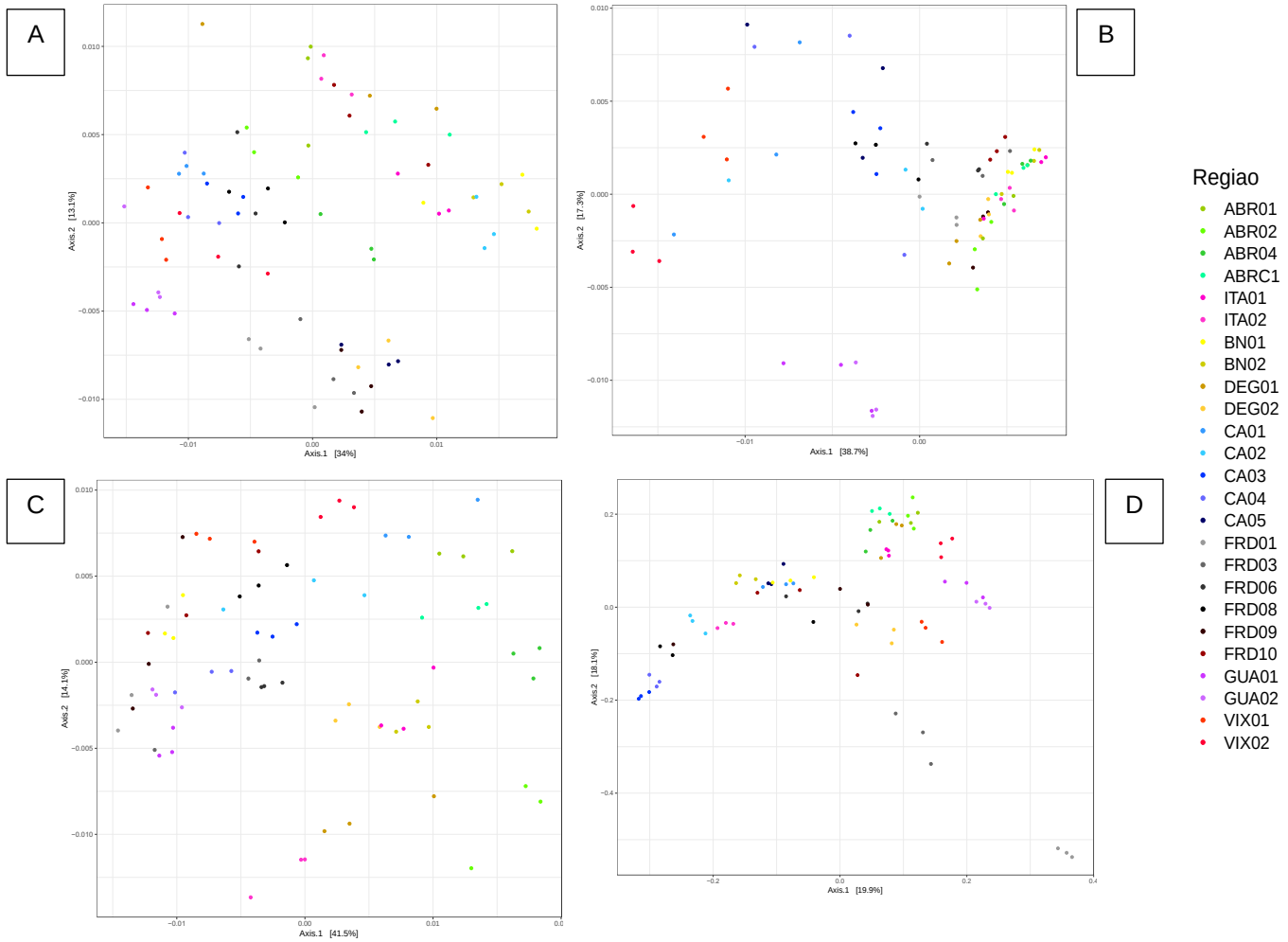
A análise dos componentes principais (PCA) para as águas de superfície da campanha 1 (set/out 2018) revelou grande distribuição das amostras, o que demonstra pouca especificidade bacteriana neste período de coletas. Apesar disto, é possível observar uma ligeira separação de amostras oriundas da região sul (primeiro quadrante) das amostras localizadas acima de Degredo (terceiro quadrante) (Figura 865A).

Na campanha 2 (jan/fev 2019) é possível observar uma distribuição distinta da campanha 1 (set/out 2018), a ordenação gerada separou as amostras em dois grupos: i) compreendendo as amostras coletadas mais ao norte (a partir da região de Costa das Algas), e outro ii) com as amostras coletadas ao sul (Guarapari, Vitória e Costa das Algas). Este último grupo não foi agrupado de forma específica, mas se manteve distante do primeiro grupo citado. Este resultado está possivelmente associado a um quadro de sazonalidade visto que na campanha anterior havíamos observado um panorama contrário (Figura 865B).

Na análise realizada com amostras da campanha 3 (set/out 2019), observou-se um perfil similar ao observado na campanha 1 (set/out 2018), em que amostras localizadas de Barra Nova para os pontos ao sul haviam se posicionado em um quadrante da ordenação, enquanto que no quadrante oposto tínhamos observado as amostras de Degredo até Abrolhos. Constatamos aqui mais uma indicação sazonal das alterações observadas na comunidade bacteriana marinha. Como estações centrais, podemos citar as amostras de ABR02 como as mais características da região norte, bem como as amostras de foz do Rio Doce e Vitória como as mais características da região sul. Adicionalmente, observamos o perfil bacteriano das estações ABR01, ABRC1, CA1 e CA2, como regiões de transição (segundo quadrante) (Figura 865C).

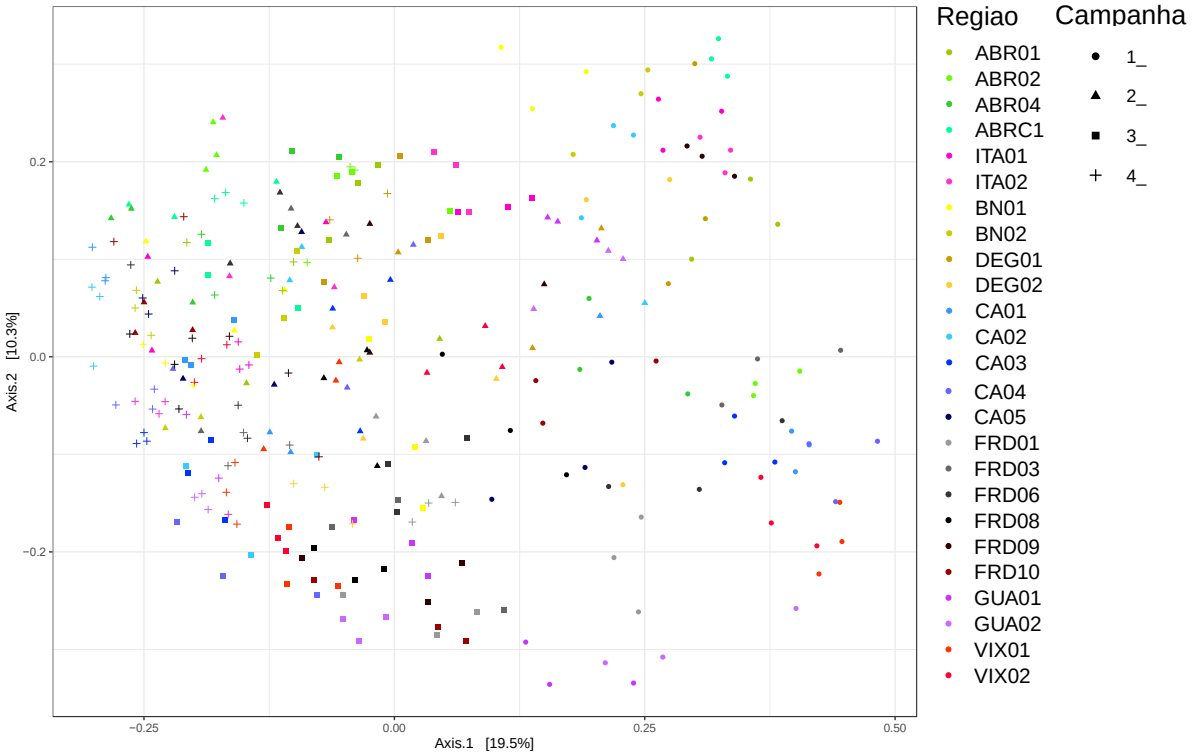
Na campanha 4 (jan/fev 2020) as amostras apresentaram perfil mais similar de forma geral. Comparando com as campanhas anteriores observa-se que as amostras estão mais agrupadas, o que revela maior compartilhamento de comunidades bacterianas. Ainda assim, pode-se observar que amostras de Abrolhos, Vitória, Itaúnas e Guarapari estão mais próximas. Por outro lado, amostras de Costa das Algas também se diferenciaram e foram agrupadas de maneira separada das amostras da região intermediária, e também de maior influência antrópica, que se localizaram na região central do gráfico (Figura 865D).

Figura 865: Análise de componentes principais (PCA) das amostras água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: A) campanha 1 (set/out 2018), B) campanha 2 (jan/fev 2019), C) campanha 3 (set/out 2019) e D) campanha 4 (jan/fev 2020).



Quando todas as quatro campanhas foram analisadas em uma mesma ordenação, é possível observar que amostras da campanha 1 (set/out 2018) apresentaram maior similaridade uma com as outras, mesmo sendo de localidades diferentes. Este foi o mesmo padrão observado para as amostras de água do Rio Doce, o que pode indicar que estas regiões distintas, rio e mar, sofreram uma maior interferência na campanha 1 (set/out 2018). No entanto, esses resultados não são suficientes para indicar que esta interferência está relacionada como uma maior proximidade temporal com o rompimento da barragem de Fundão. A partir da campanha 2 (jan/fev 2019), os agrupamentos foram mais região-específicos e de maneira geral houve alternação de agrupamentos e mudança sazonal de comunidades (Figura 866).

Figura 866: Análise de componentes principais (PCA) das amostras água de superfície da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).



A análise de similaridade por *SIMPER* com as amostras da campanha 1 (set/out 2018) também revelou os táxons *Synechococcus* CC9902*, Rhodobacteraceae, Nonlabens, Zunongwangia e Cyanobium* PCC-6307 como os principais grupos contribuintes (> 35%). Nesta ocasião, *Synechococcus* CC9902 apresentou maior relevância para as estações CA2, BN1 e BN2, mas, também esteve presente em todas as estações, tendo seus menores valores na região de Guarapari e Vitória (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 7*).

Para a campanha 2 (jan/fev 2019), o táxon *Synechococcus* CC9902 também teve grande importância na distribuição das amostras analisadas, sendo responsável por mais de 9% da ordenação. Os demais táxons com maior importância foram *Erythrobacter, Cobetia* e *Halomonas*. O gênero *Synechococcus*

CC9902 esteve presente em todas as amostras testadas tendo aumento de contribuição a partir da região de Costa das Algas e atingindo seu ápice na região de Itaúnas e Abrolhos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 8*).

Na campanha 3 (set/out 2019), houve a confirmação do que havia sido observado pelos valores de abundância relativa no que diz respeito a dominância de poucos grupos nas amostras de água. Os cinco táxons com maior contribuição na dissimilaridade entre as amostras representaram 65,77%. O táxon *Synechococcus* CC9902 apresentou maior importância na formação do perfil bacteriano das estações VIX2, CA1, BN2, ITA1, ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 9*). Cabe ressaltar que *Synechococcus* está entre os principais produtores primários do ambiente marinho.

Assim como já havia sido observado nas campanhas anteriores, o táxon *Synechococcus* CC9902 continuou sendo o mais relevante e prevalente também na campanha 4 (jan/fev 2020). Este grupo apresentou distribuição maior na região de Abrolhos e sua presença foi reduzida ao longo dos pontos localizados mais ao sul (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 10*).

Água de fundo: Abundância relativa de grupos bacterianos

As abundâncias relativas da comunidade bacteriana das amostras de água de profundidade em nível de filo e gênero da foz do Rio Doce e região marinha adjacente estão demonstradas na Figura 867, Figura 868, Figura 869 e Figura 870. Os filos e gêneros bacterianos mais abundantes encontrados são comumente relatados como os mais abundantes em água do mar (SUNAGAWA et al., 2015). Os filos foram Proteobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes e os gêneros *Synechococcus*_CC9902 e SAR11(*Pelagibacter ubique*) e foram os mesmos para água de superfície. No entanto, foi possível identificar alguns gêneros que possivelmente estão relacionados a estações de coleta e as campanhas.

Quanto aos filos mais abundantes na campanha 1 (set/out 2018), vale destacar a presença pontual do filo Firmicutes na estação ABRC1(15%) e ABR04 (7%), enquanto que nas demais estações apresentou valores que não ultrapassaram 2%. Nos estudos de gênero cabe um destaque para Psychrobacter que apresentou seus mais altos valores de fundo nesta campanha 1 (set/out 2018). As estações FRD1, FRD6, CA3, CA4, CA5, GUA1, GUA2, VIX1e VIX2 apresentaram índices entre 16% e 34%. Pseudoalteromonas também se destacaram aparecendo nos pontos de Abrolhos (ABR) e Guarapari (GUA) oscilando entre 10% e 20% aproximadamente (Figura 867 e Figura 869).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), os filos com maior abundância relativa foram condizentes com a campanha anterior. Adicionalmente, apenas para a estação ABR04 o filo Firmicutes apresentou 10,93% de abundância relativa, enquanto nas demais estações sua presença foi inferior a 2%. A abundância relativa dos táxons bacterianos na água de fundo foi similar a água de superfície. Os táxons com maior representatividade foram *Synechococcus* CC9902, SAR11, *Erythrobacter* e família *Rhodobacteraceae*. Destaque para *Erythrobacter* em GUA1 e GUA2 onde suas abundâncias relativas deste gênero foram

29% e 25%, respetivamente. O gênero Prochlorococcus_MIT9313 teve sua maior mensuração neste período na estação amostral CA5 (18%) (Figura 867 e Figura 869).

Nas amostras da campanha 3 (set/out 2019), destaca-se a estação ABR04 por apresentar 27% de abundância para o filo Firmicutes, enquanto que este filo esteve presente em abundância inferior a 2% em todas as outras estações, mantendo o perfil observado durante a primeira campanha 1 (set/out 2018). Além disso, na estação FRD10, o filo Planctomycetes representou 9% dos táxons enquanto que a média total deste filo em todas as amostras foi de apenas 2%. Considerando os táxons encontrados, as amostras de água de fundo apresentaram, em média, maior abundância dos táxons *Synechococcus* CC9902, SAR11 e *Pseudoalteromonas*. Percebem-se valores bem elevados de *Synechococcus* CC9902 nas estações CA1 (29%), FRD8 (23%), DEG1 (26%), BN2 (27%), ITA1 (26%), ABR01 (32%), ABR02 (32%), ABR04 (32%) e ABRC1 (30%). Em contrapartida, as estações CA3 e FRD10 apresentaram apenas 5% do referido grupo bacteriano. Também vale ressaltar a presença marcante de Pseudoalteromonas nas estações GUA2 (15%), CA2 (14%), CA3 (14%), CA4 (17%), FRD1 (15%) e FRD6 (15%) (Figura 868 e Figura 870).

Na campanha 4 (jan/fev 2020) o perfil dominante de Proteobacteria, Bacteroidetes e Cyanobacteria se manteve. Destaque para o filo Firmicutes que se distribuiu em todos os pontos da região de Abrolhos, com índices que variaram de 5% a 14%. As estações amostrais da foz do Rio Doce (FRD) apresentaram índices relevantes de Planctomycetes variando de 2% a 6%. O táxon Marinimicrobia(SAR406_clade) apareceu também distribuído com índices de 1% a 8%. A nível de gênero, a campanha 4 (jan/fev 2020) manteve o perfil predominante das campanhas anteriores com *Synechococcus* CC9902 e SAR11 com as maiores abundâncias relativas. Em seguida é possível notar uma estratificação de diversos táxons em valores similares de abundância, estes são *Flavobacteriaceae* (NS5_marine_group), *Halomonas*, *Prochlorococcus*_MIT9313 e *Erythrobacter*. Destaque para CA5 que apresentou menos de 1% de abundância para *Synechococcus* CC9902, a menor mensuração aferida de todos os períodos nessa região, para água de fundo (Figura 868 e Figura 871).

Assim como para água de superfície o grande destaque da campanha 4 (jan/fev 2020) foi por conta do grande aumento da bactéria bioindicadora *Acinetobacter*, gênero que também aumentou drasticamente na água do Rio Doce, seguindo o aumento nas concentrações de metais. Vale ressaltar que *Acinetobacter* está sendo sugerido no presente relatório com potencial bioindicador da presença de metais pesados, do sedimento do Rio Doce e do rejeito de mineração da barragem de Fundão. Estes resultados revelam que alterações em níveis microbiológicos no Rio Doce afetam a microbiota tanto das águas de superfície quanto de fundo do ambiente marinho.

Figura 867: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).

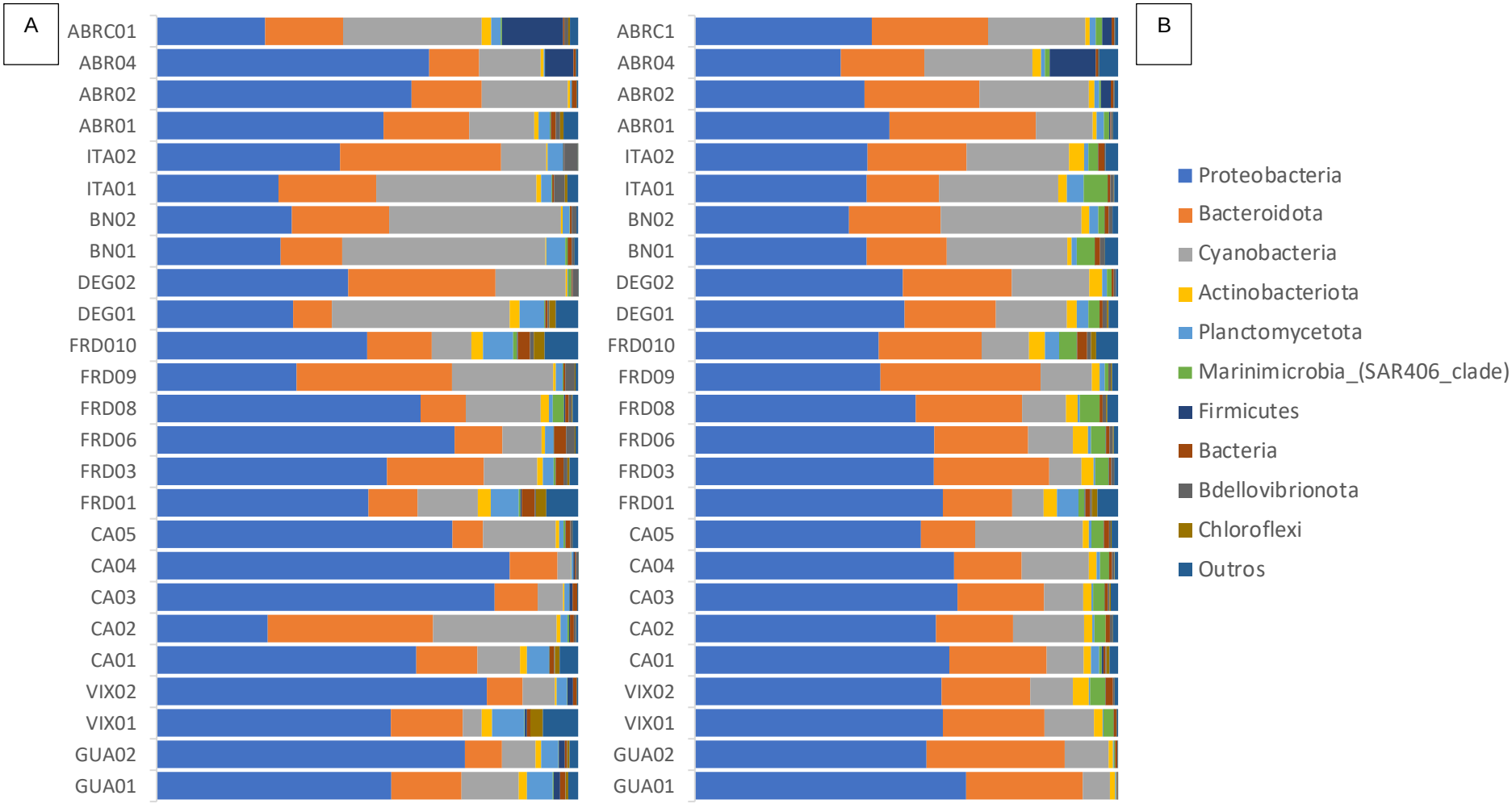


Figura 868: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020).

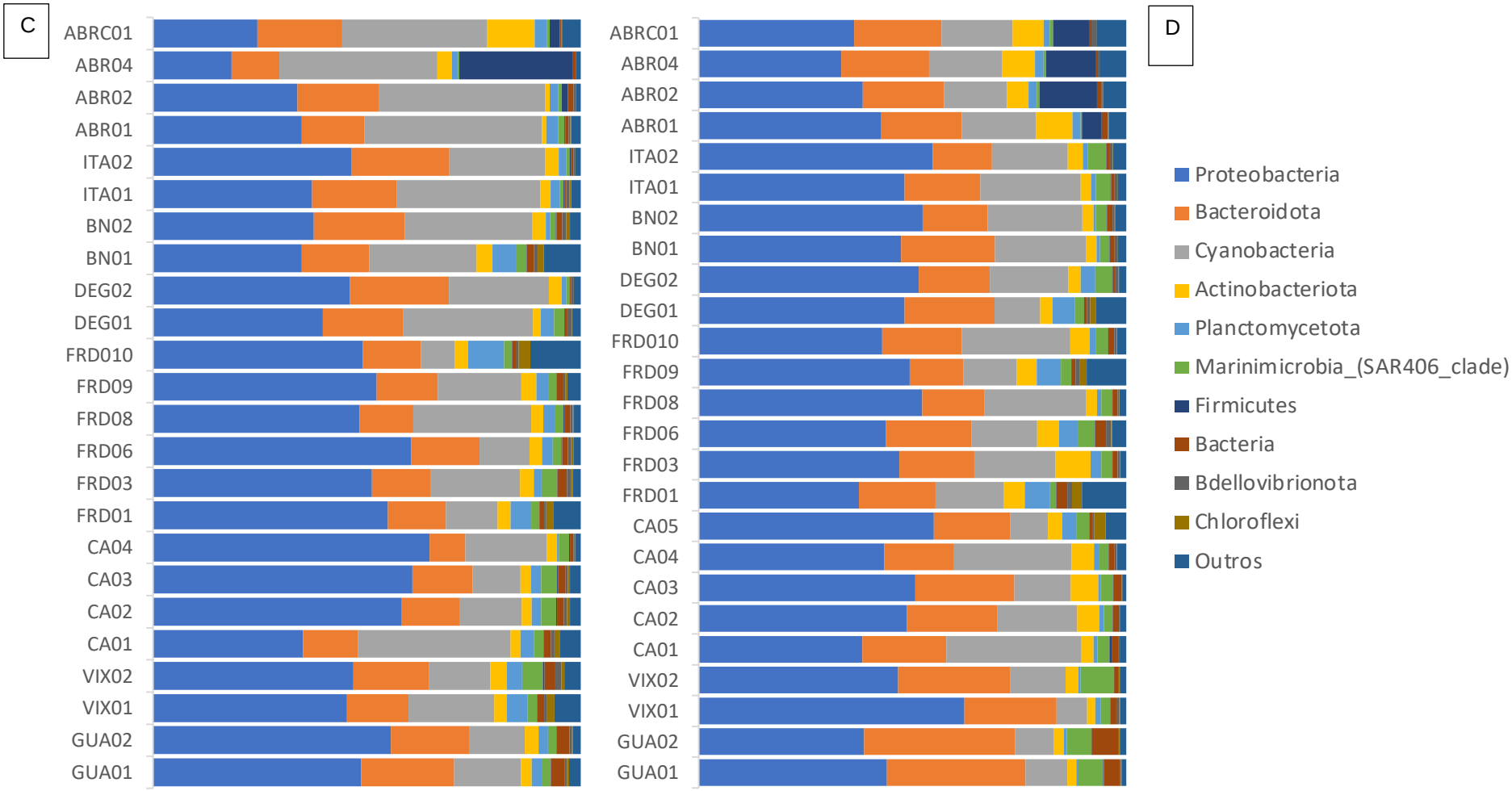


Figura 869: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019).

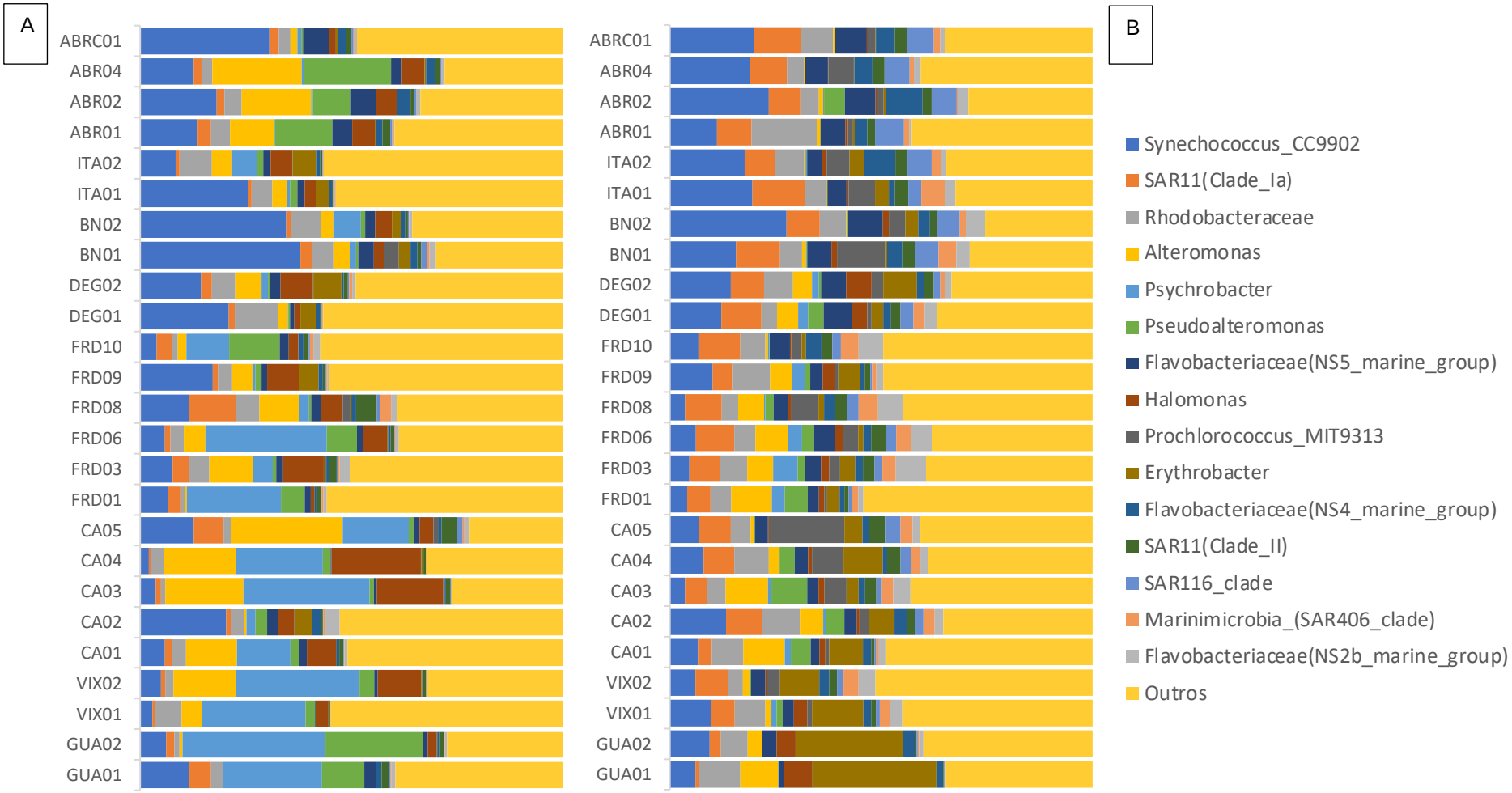
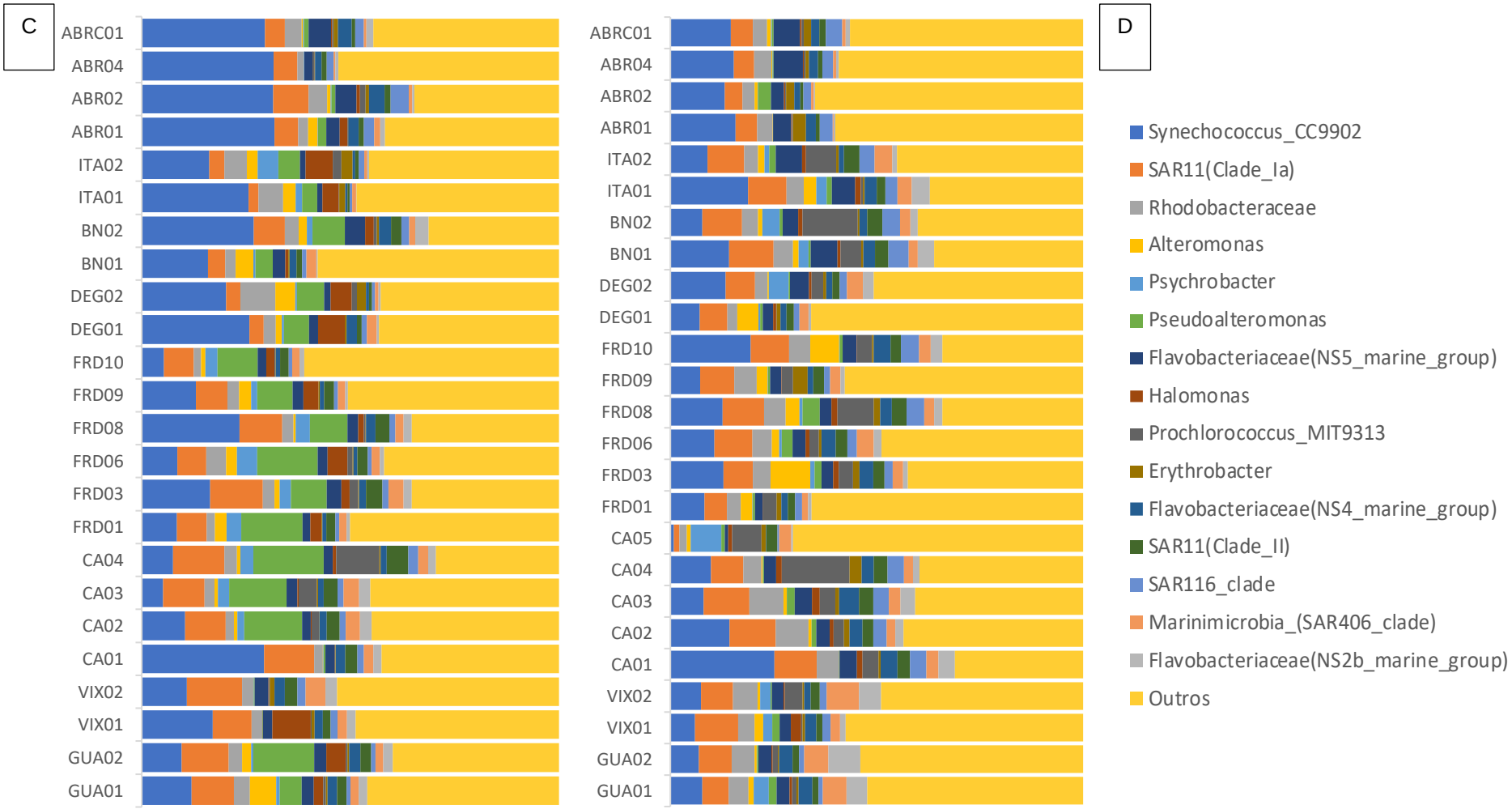


Figura 870: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020).



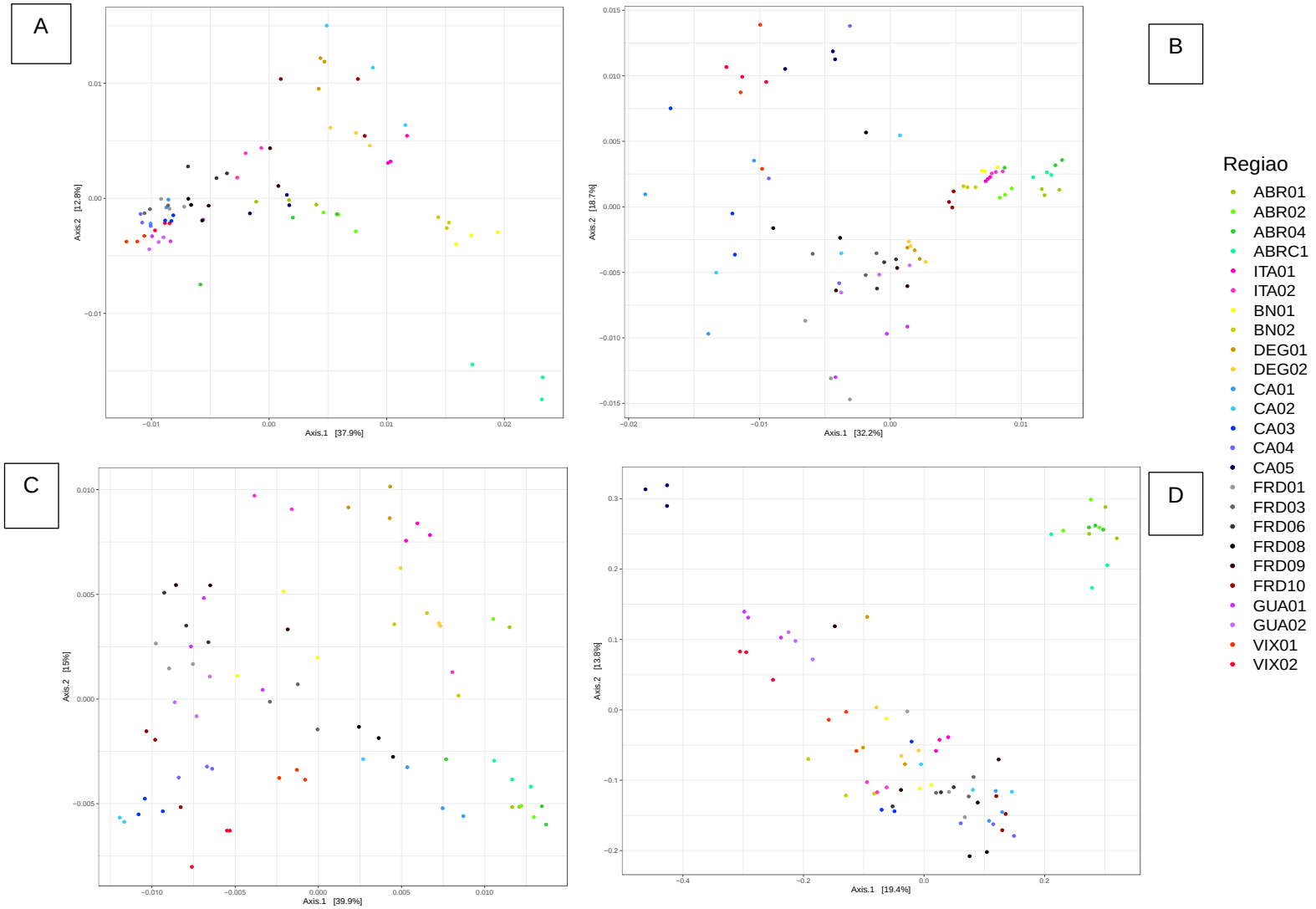
A análise de ordenação através da análise de componentes principais (PCA) gerada com amostras de água do fundo da campanha 1 (set/out 2018) revelou a formação de um grupo principal formado pela maioria dos pontos amostrados. Contudo, observa-se o distanciamento do perfil bacteriano para as estações ABRC01, BN1 e BN2, principalmente. Além disso, observou-se um grande core bacteriano formado por estações das regiões de Vitória, Itaúnas, Costa das Algas e foz do Rio Doce (Figura 871A).

Quando realizada a ordenação com amostras da campanha 2 (jan/fev 2019) foi possível observar um maior espalhamento das amostras, com agrupamento principal entre amostras da região de Abrolhos. Além disto, um outro grupo também foi formado contendo principalmente amostras da foz do Rio Doce, Degredo e Guarapari. Neste período de coletas as amostras de Vitória e parte das estações de Costa das Algas também apresentaram perfil bacteriano similar (Figura 871B).

Durante a campanha 3 (set/out 2019), observamos um padrão interessante, as amostras de água oriundas de estações localizadas ao norte da foz do Rio Doce se agruparam mais próximas ao segundo quadrante do gráfico, enquanto que amostras oriundas de estações ao sul da foz do Rio Doce foram agrupadas próximas ao quarto quadrante. Além disso, chegamos à constatação de que a microbiota da foz do Rio Doce está mais associada a microbiota de Guarapari (GUA) do que a microbiota de Vitória (VIX). As estações de Abrolhos se agruparam separadamente das demais (Figura 871C). Estes resultados revelam o grande impacto do Rio Doce na microbiota marinha, demonstrando a gravidade da contaminação das águas do Rio Doce. Alterações na qualidade da água do rio estão diretamente ligadas a alterações na microbiota da região marinha adjacente.

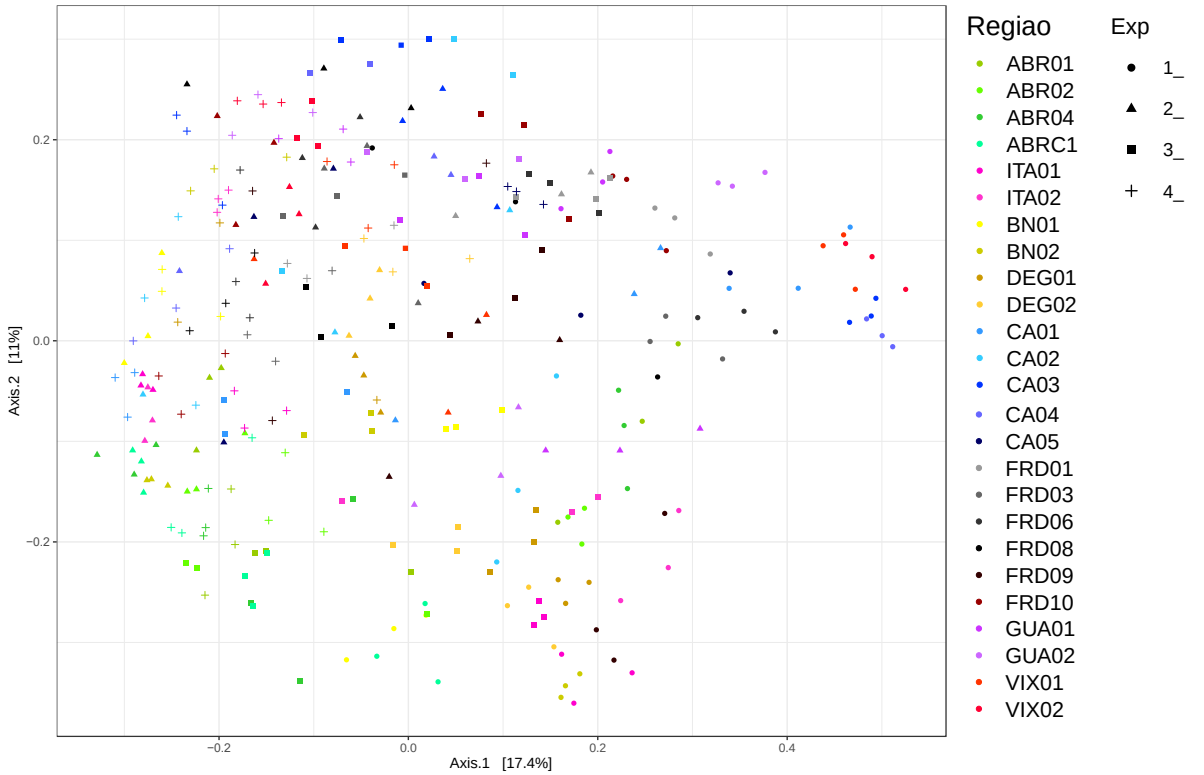
Para a campanha 4 (jan/fev 2020) observou-se maior agrupamento das amostras, parecido com o que já havia sido observado na campanha 1 (set/out 2018). Porém, nesta campanha as amostras da região de Abrolhos se mostraram bem distintas das demais amostras, sendo agrupadas de forma distante. Além disso, outro ponto bem distante observado nesta campanha foi a estação CA5 (Figura 871D).

Figura 871: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).



Avaliando todas as campanhas em um mesmo gráfico é possível observar um padrão temporal, em que amostras estão localizadas da direita para a esquerda (campanha 1 - set/out 2018 a campanha 4 - jan/fev 2020). Além disso, observa-se que as amostras de Abrolhos se apresentam agrupadas e com perfil diferente das demais (Figura 872).

Figura 872: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).



O teste de similaridade por SIMPER revelou que durante a campanha 1 (set/out 2018) os táxons que mais contribuíram para o perfil microbiano das ordenações geradas foram *Synechococcus* CC9902, *Rhodobacteraceae, Cyanobium* PCC-6307 e *Zunongwangia*. Os cinco táxons que mais contribuíram pra a diferenciação entre tais amostras foram responsáveis por mais de 31% de contribuição, Além disso, o táxon com maior influência (*Synechococcus* CC9902) apresenta maior presença nas estações BN1, BN2, DEG1, ITA1 e ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 11*).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019) os táxons *Synechococcus* CC9902, *Erythrobacte, Cobetia* e *Alteromonas* foram os que mais contribuíram para a diferenciação das amostras em análise. Contudo, vale ressaltar o táxon *Synechococcus* CC9902 reduziu sua contribuição total da primeira para a campanha 2 (jan/fev 2019), porém manteve sua influência na região de Barra Nova, Itaúnas e Abrolhos. Destaca-se também elevação deste táxon nas estações ABR02 e ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 12*).

Na campanha 3 (set/out 2019), percebe-se um grande aumento na contribuição dos cinco táxons mais abundantes desde as últimas campanhas (65,77%), dentre estes, os mais contribuintes foram *Synechococcus* CC9902*, Pseudoalteromonas*, SAR11 (*Pelagebacter ubiqui*), *Halomonas* e *Marinobacter*. Além disso, o táxon *Synechococcus* CC9902 esteve fortemente relacionado com as estações FRD8, DEG1, BN2, ITA1 e todas as estações de Abrolhos, que por sinal foram as que apresentaram os maiores índices dentre todas as estações e desde a campanha 1 (set/out 2018) (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 13*), o que pode ser indício de recuperação ambiental.

Para a campanha 4 (jan/fev 2020) observou-se que os principais táxons se repetiram como os que mais contribuem para a formação da comunidade neste ambiente, principalmente *Synechococcus* CC9902. Este táxon apresenta maior presença na estação CA5 seguido pelas estações de Abrolhos. *Synechococcus* é característico do ambiente marinho que pode ser interpretado como possível indicador da qualidade da água em análise (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 14*).

Sedimento: Abundância relativa de grupos bacterianos

As amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente apresentaram os filos Proteobacteria, Planctomycetes, Bacteroidetes, Acidobacteria, Desulfobacterota e Chloroflexi como os mais abundantes. É importante ressaltar que esse perfil acima descrito, mesmo oscilando, se manteve majoritariamente em todas as campanhas e entre as estações de coleta. Na campanha 2 (jan/fev 2019) houve um aumento da abundância dos filos Actinobacteria e Nitrospira (Figura 873) e na campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 874) o filo Chloroflexi foi levemente mais distribuído que nas campanhas anteriores.

Os gêneros mais abundantes de modo geral nas quatro campanhas foram *Anaerolineaceae, Actinomarinales, Woeseia,* NB1-J (Deltaproteobacteria) e *Rhodopirellula* (família *Pirellulaceae*) (Figura 875 e Figura 876). Vale salientar que *Anaerolineaceae* foi o gênero mais abundante no sedimento do Rio Doce e a família *Pirellulaceae* demonstrou sua maior abundância na estação do Rio Doce mais contaminado com metais pesados, em Linhares (RDO-15). Estes táxons possuem resistência, capacidade de metabolizar metais pesados e já foram anteriormente relatado em grande abundância em ambientes contaminados com metais (MARGESIN e SCHINNER, 1996; VEGLIÓ et al., 1997; PAGNANELLI et al., 2000; WANG et al., 2018). E estão sendo sugeridos potenciais bioindicadores da presença dos rejeitos da barragem de Fundão.

A maior abundância de *Anaerolineaceae* no sedimento marinho foi encontrada nas amostras da foz do Rio Doce, diminuindo gradativamente para as amostras ao norte e ao sul da foz, com exceção das amostras da Costa das Algas (CA) onde diminui consideravelmente, mas volta a aparecer em Vitória (VIX) e Guarapari (GUA). Esta distribuição pode estar relacionada com a influência da pluma do Rio Doce no sedimento marinho da região marinha adjacente. Nas amostras da Costa das Algas (CA) a sua menor concentração pode estar relacionada com a influência do Rio Piraquê-Açu, o que diminuiria a influência do Rio Doce.

Outro gênero com alta abundância média em todas as amostras de sedimento marinho foi *Rhodopirellula*. Este gênero pertence à família *Pirellulaceae* e filo Planctomycetes, táxons que mostraram sua maior abundância justamente no ponto do Rio Doce mais contaminado com metais (Linhares (RDO-15)). *Rhodopirellula* foi anteriormente descrita em locais contaminados com metais pesados, inclusive sedimento de rio (CHEN et al., 2018) e áreas impactadas com rejeito de mineração (YAN et al., 2020). Este gênero possui um elevado número de genes de resistência a metais pesados, o que permite a habilidade de resistir e/ou reduzir metais em altas concentrações (BLAIS et al., 1992; von CANSTEIN et al., 2002). *Rhodopirellula*, assim como a família *Pirellulaceae* e filo Planctomycetes, são conhecidos por realizar ANAMMOX, podendo também ser um potencial bioindicador do rejeito da barragem de Fundão e do sedimento do Rio Doce no ambiente marinho. O gênero *Thermodesulfovibrionia* foi também muito abundante nas amostras da foz (FRD), mantendo uma concentração elevada ao norte, nas amostras de Degredo (DEG) e Barra Nova (BN), e diminuindo consideravelmente nas amostras de Itaúnas (ITA) e Abrolhos (ABR). Esse gênero possivelmente está relacionado a pluma do Rio Doce, e também havia sido sugerido como um potencial bioindicador.

Figura 873: Classificação taxonômica das amostras de sedimento foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019).

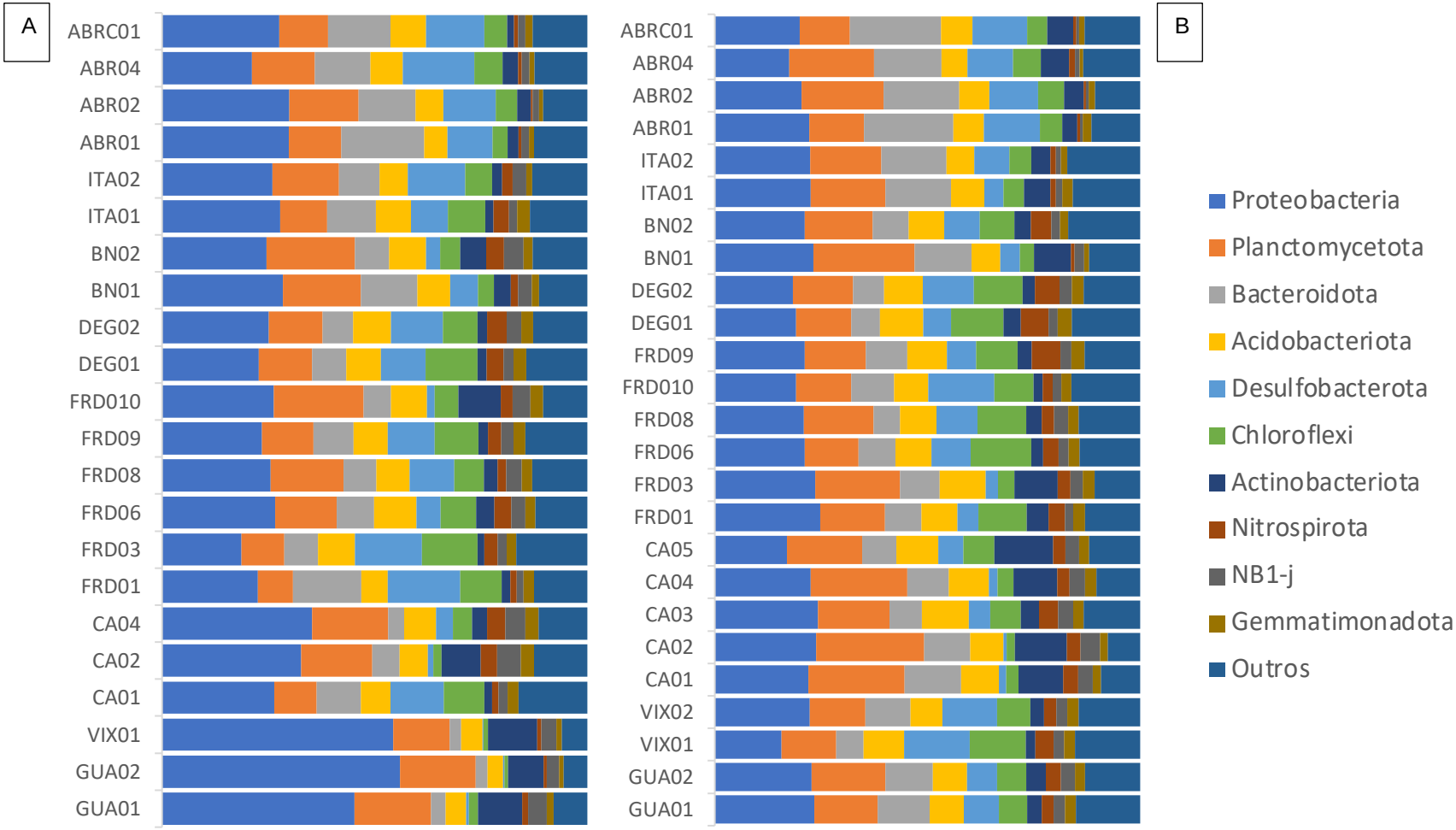


Figura 874: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).

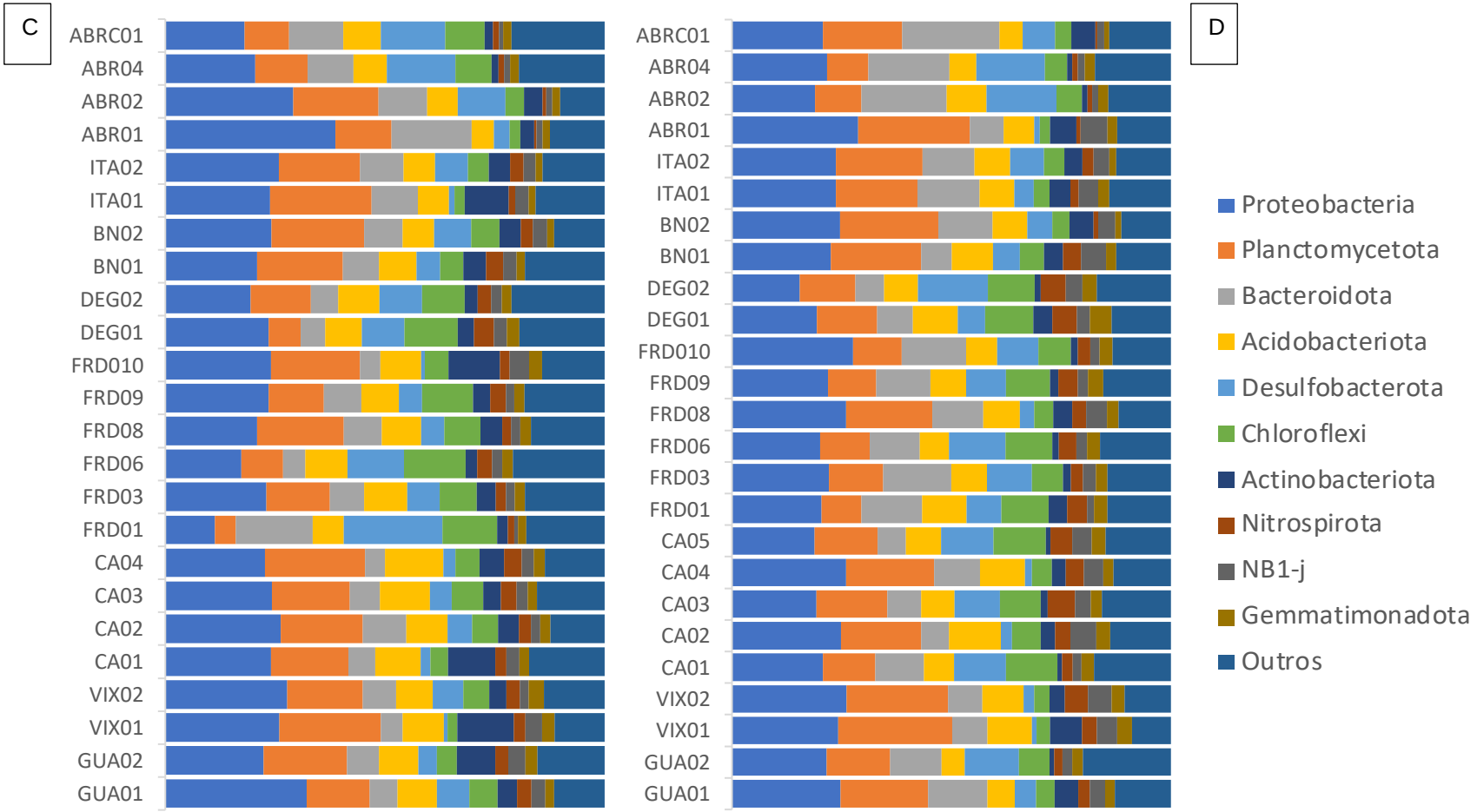


Figura 875: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2020).

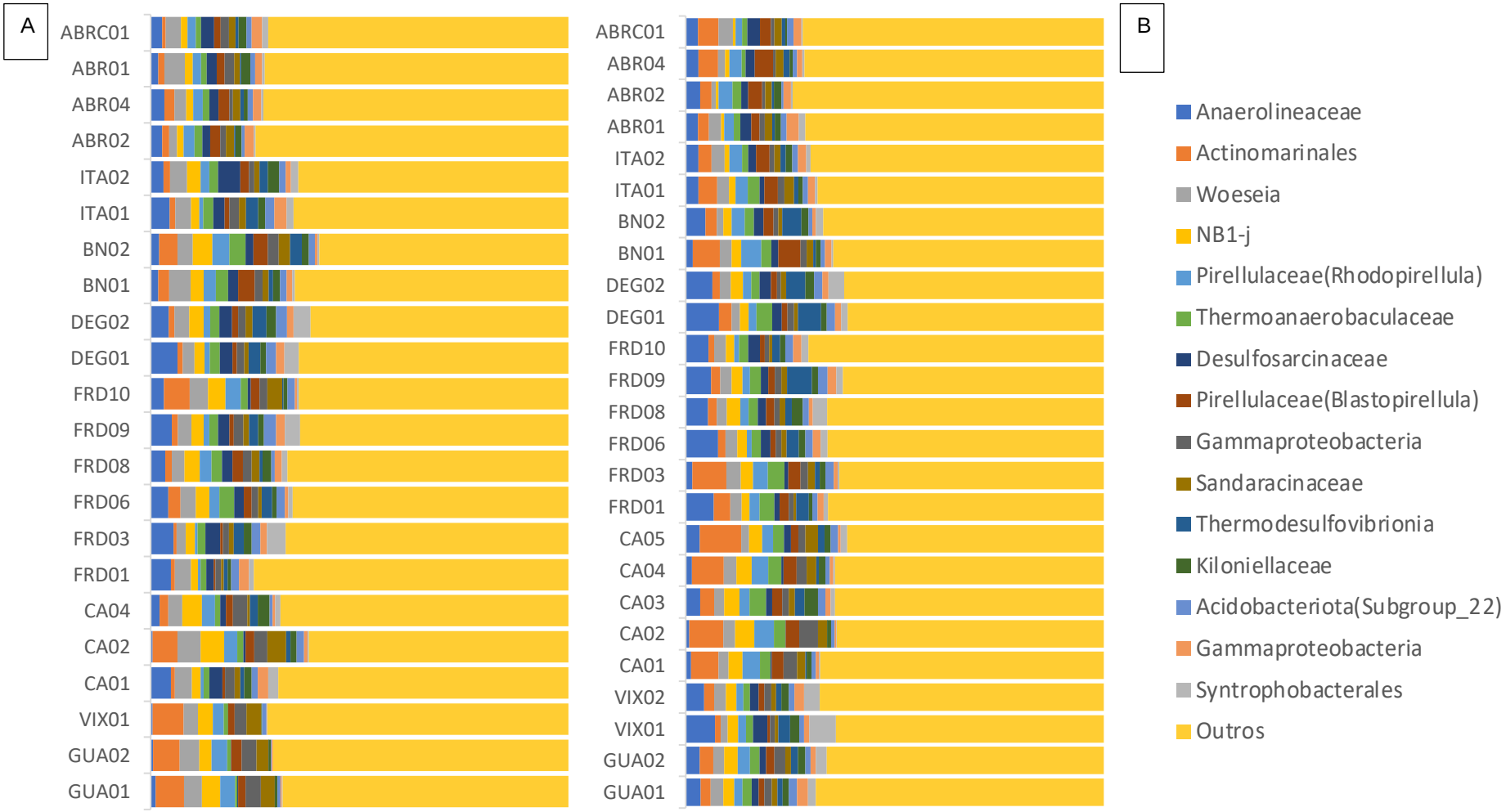
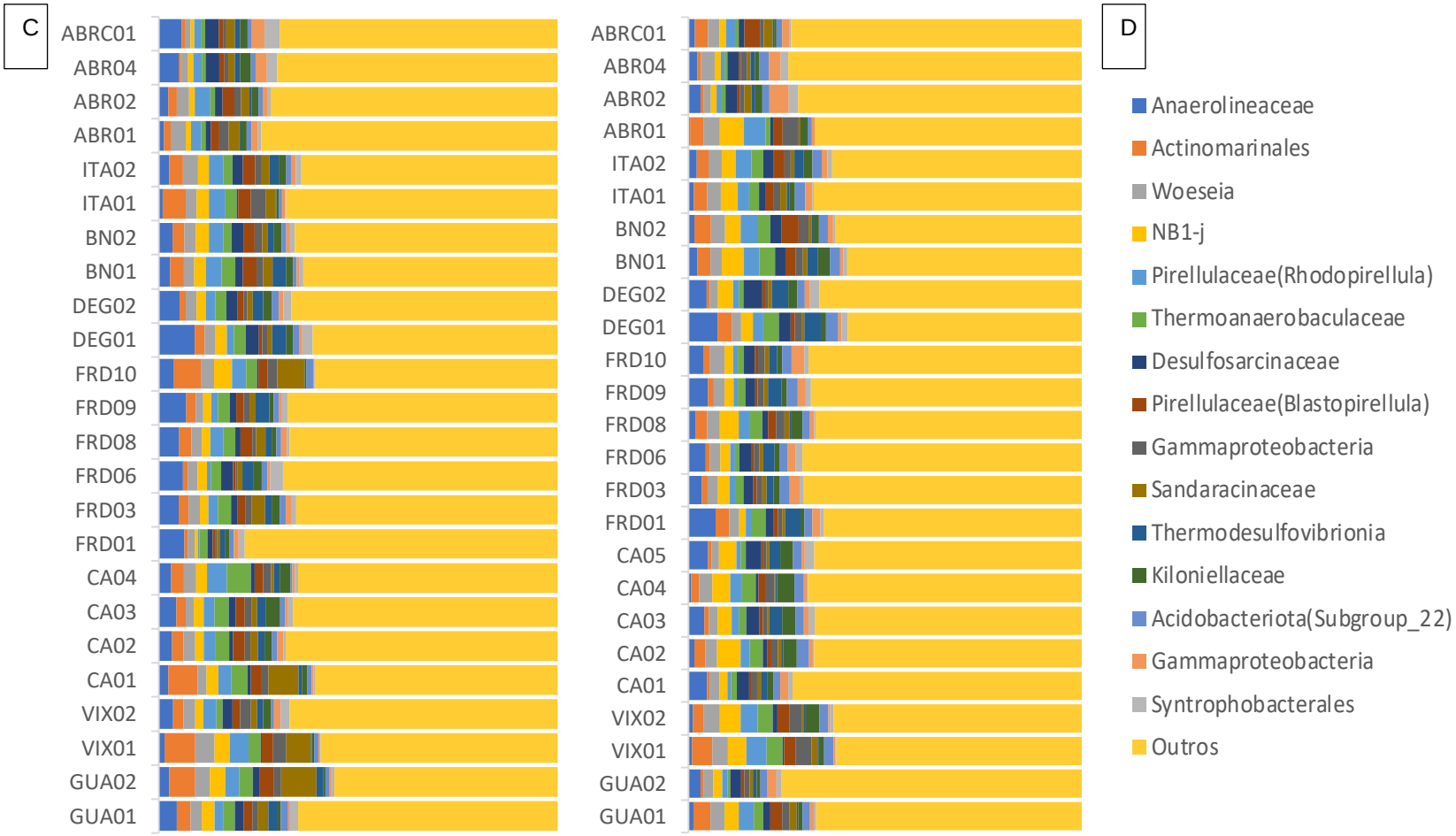


Figura 876: Classificação taxonômica das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. C) campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020).



A ordenação gerada com amostras da campanha 1 (set/out 2018), revelou a formação de grupos mais bem definidos formados por: i) Abrolhos, Barra Nova (BN1) e Itaunas (ITA2); ii) Degredo e foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD9); iii) Guarapari, Vitória (VIX1) e foz do Rio Doce (FRD10). Estes padrões refletem com bastante coerência as influências externas observadas nestes ambientes, seja por influência antrópica ou de rios localizados nas proximidades. Adicionalmente, as estações FRD6 e FRD8 apresentaram perfil intermediário aos três grupos citados anteriormente. Estas estações se localizam em posição geográfica intermediária tanto para as regiões norte e sul (Figura 877A).

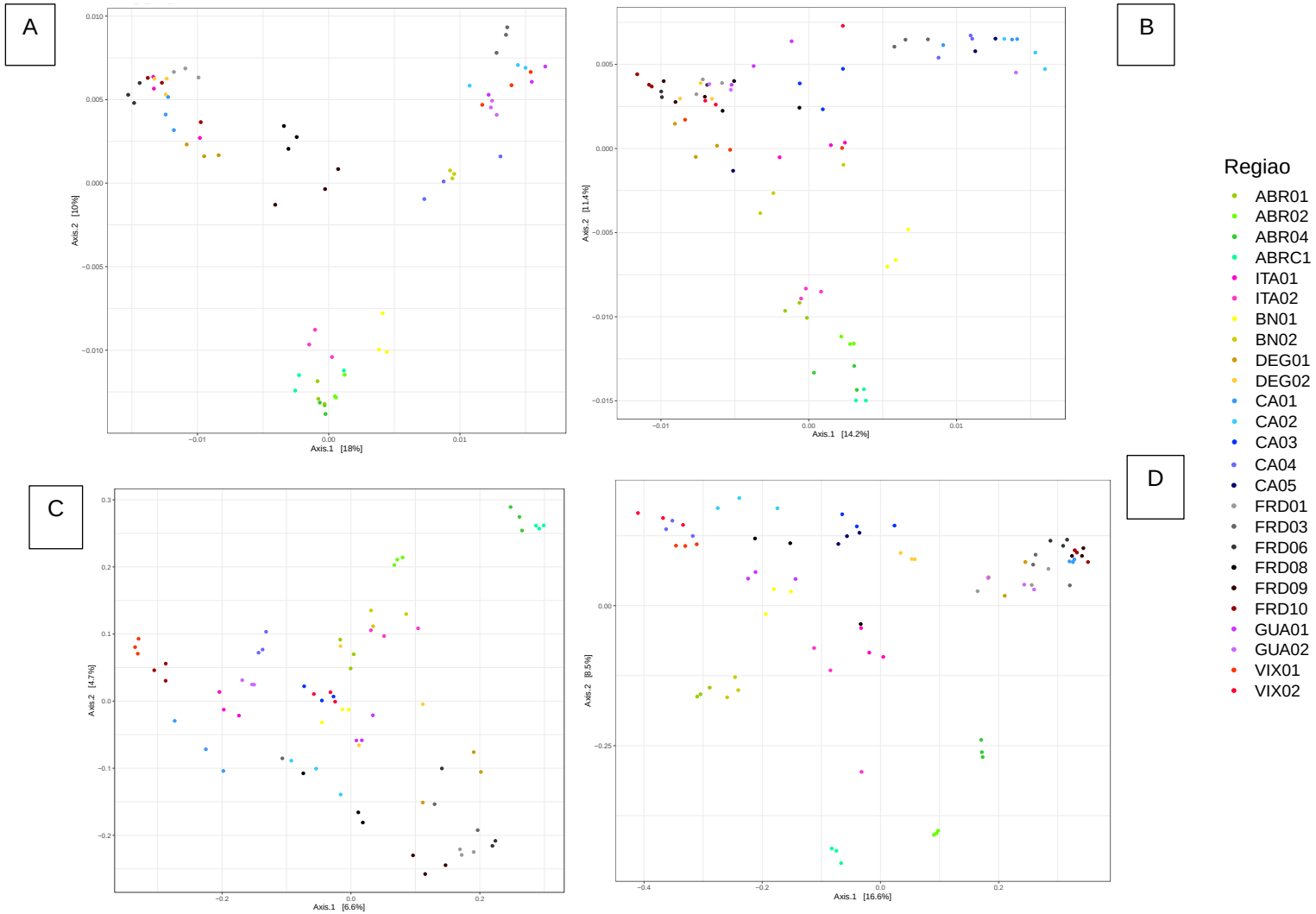
Durante a campanha 2 (jan/fev 2019) os agrupamentos foram condizentes com características regionais das estações analisadas. De acordo com a visualização inicial percebe-se o afastamento das amostras das estações localizadas em Abrolhos em relação as amostras da foz do Rio Doce, que se manteve da campanha 1 (set/out 2018) para 2 (jan/fev 2019). Além disto, observa-se que as estações mais influenciadas pelo Rio Doce estão localizadas no quadrante 1 (FRD, DEG, GUA e VIX). Já as estações agrupadas no quadrante 2, Costa das Algas (CA), podem estar sendo influenciadas pelo Rio Piraquê-Açu, por isso se distanciaram das demais amostras (Figura 877B).

Considerando as amostras da campanha 3 (set/out 2019), observa-se uma associação entre as estações localizadas próximo a foz do Rio Doce (FRD), as quais se distanciam das demais. Vale destacar a diferença encontrada nas amostras FRD10, que apesar de estar em uma região identificada como foz do Rio Doce se apresenta mais similar aos pontos VIX2, ITA1, GUA2, CA4 e CA1. Além disso, duas estações em Abrolhos (ABRC1 e ABR04) apresentaram o perfil bacteriano distinto das demais amostras. Enquanto ABR02 e, principalmente, ABR01 demonstraram uma maior semelhança com as demais amostras, se aproximando das estações ITA2 e BN2 (Figura 877C).

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020), as amostras de sedimento foram bem agrupadas regionalmente. Observamos que amostras de Abrolhos apresentaram perfis diferenciados, bem com amostras de Vitória e foz do Rio Doce. Estes três grupos de amostras representaram perfis distanciadores na ordenação gerada, enquanto amostras de Itaúnas apresentaram perfil intermediário aos três perfis citados (Figura 877D).

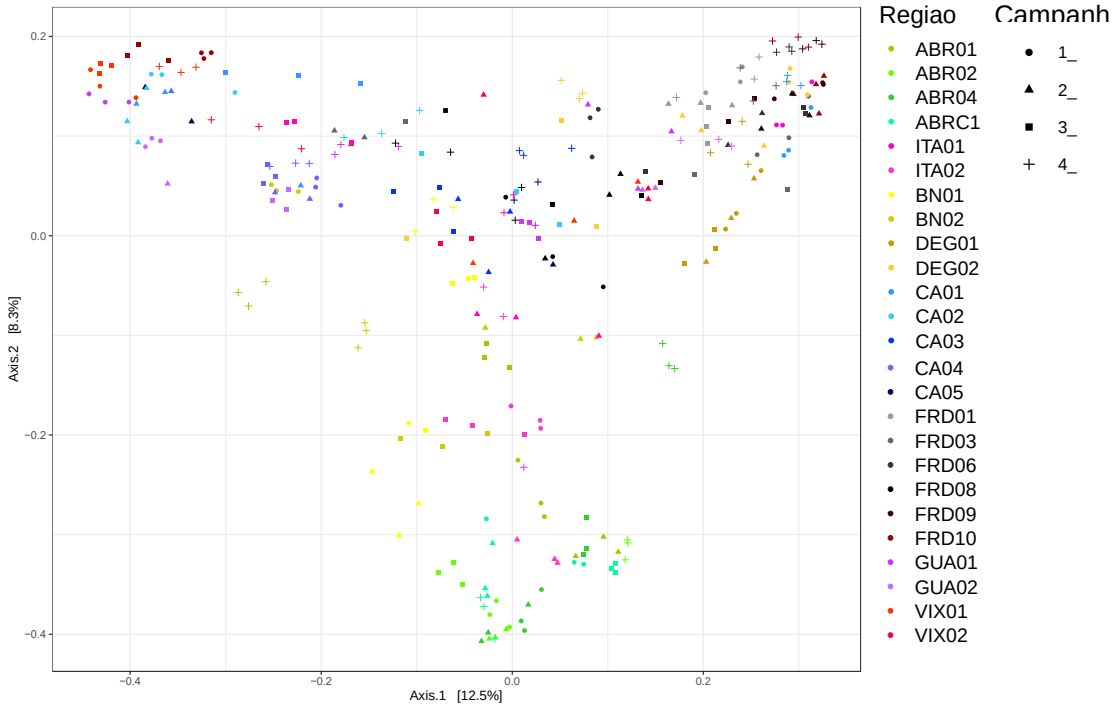
Estes resultados revelaram que a comunidade bacteriana do sedimento de Abrolhos foi a que demonstrou maior diferença em relação ao sedimento da foz do Rio Doce, sendo Itaúnas e Barra Nova um meio termo entre Abrolhos e a foz do Rio Doce. Já Degredo, Vitória e Guarapari revelaram uma comunidade bacteriana mais similar a foz do Rio Doce, enquanto que Costa das Algas demonstrou uma maior diferença, o que pode estar relacionado com a influência de um outro rio, o Rio Piraquê-Açu. Estes resultados sugerem uma maior influência do Rio Doce na comunidade bacteriana do sedimento, para o norte da foz do que para o sul.

Figura 877: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020).



Analisando as quatro campanhas em uma mesma ordenação também foi possível observar a formação dos três grupos principais observados apenas para a campanha 4 (jan/fev 2020). De forma interessante, observamos nesta análise uma forte tendência regional e menor influência temporal. Abrolhos, Vitória e foz do Rio Doce parecem ser os perfis dominantes e distintos, enquanto amostras com perfil compartilhado e intermediário são agrupadas entre estres grandes grupos (Figura 878). Percebe-se uma maior semelhança entre as amostras de Abrolhos com Barra Nova e Ituanas, e uma influência da estação Costa das Algas em Vitória e Guarapari. A estação Degredo foi a que mostrou maior semelhança com a estação foz do Rio Doce.

Figura 878: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região marinha adjacente considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/ev 2020).



Analisando os resultados de similaridade por SIMPER da campanha 1 (set/out 2018), é possível perceber grande alteração entre os grupos microbianos mais predominantes e contributivos para a formação do perfil microbiano encontrado para as estações em análise. Nenhum dos grupos mais relevantes na campanha 1 (set/out 2018) esteve presente nas análises da campanha 2 (jan/fev 2019). Além disso, enquanto que na campanha 1 (set/out 2018) os cinco principais grupos eram responsáveis por 28,12% (maior contribuição de Synechococcus CC9902 – 13,36%) da formação do perfil das amostras, na campanha 2 (jan/fev 2019) essa proporção caiu para 9,19% (maior contribuição de Anaerolineaceae – 2,78%) (Material Suplementar, A1MS2, Tabela 15).

A campanha 2 (jan/fev 2019) revelou maior contribuição da família Anaerolineaceae para a diferenciação do perfil microbiano dentre todas as estações analisadas. Esta família estava presente

em elevada proporção na maioria das estações localizadas na foz do Rio Doce e pontos adjacentes, tanto ao norte quanto ao sul. O que corrobora este táxon como um potencial bioindicador da presença do sedimento do Rio Doce. Outros grupos bacterianos importantes e que estiveram presentes em grandes proporções nestas amostras são o filo Acidobacteria e a família Solibacteraceae. Adicionalmente, também foi encontrado o gênero Nitrospira, que apresenta forte relação com alguns dos ambientes que mais sofrem influência dos rios da região (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 16).*

Durante a campanha 3 (set/out 2019), percebe-se uma maior distribuição dos táxons mais preponderantes, onde os cinco táxons com maior contribuição no agrupamento dos pontos estavam influenciando em 48,07% de ordenação com base no perfil bacteriano destas amostras. Os táxons com maior contribuição foram Anaerolineaceae e Clostridiaceae (> 10% de contribuição), e estiveram mais presentes nas regiões da foz do Rio Doce, Degredo e especificamente na estação ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 17).*

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020), a análise por SIMPER revelou maior contribuição para os táxons Anaerolineacea, seguido por NB1-j e Pirellulaceae. Anaerolineacea teve maior prevalência na região da foz do Rio Doce, enquanto NB1-j está mais relacionado a região da Costa das Algas e Pirellulacea foi mais relevante nas regiões de Barra Nova e Itaunas (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 18*).

A grande contribuição dos potenciais bioindicadores Anaerolineacea e Pirellulaceae reforçam a grande influência do sedimento do Rio Doce na comunidade bacteriana do sedimento marinho.

1.5.5.2 Composição da microbiota de Coral na região de Abrolhos

O resumo dos resultados obtidos para abundância relativa dos filos bacterianos, predominantes nas amostras de corais da região de Abrolhos para as quatro campanhas, estão apresentados na Figura 879 e Figura 880. A figura apresenta um resumo dos resultados obtidos para as espécies *Millepora alcicornis* e *Mussismilia harttii*, onde fica claro uma diferença na composição dos filos bacterianos quando comparados as mesmas espécies de coral, o que foge da normalidade e é um indício forte de disbiose, que significa que os corais não estão saudáveis. Estes resultados serão mais bem detalhados a seguir.

Figura 879: Localização das estações de coleta na região de Abrolhos, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes nas amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis*. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras das campanhas 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). respectivamente.

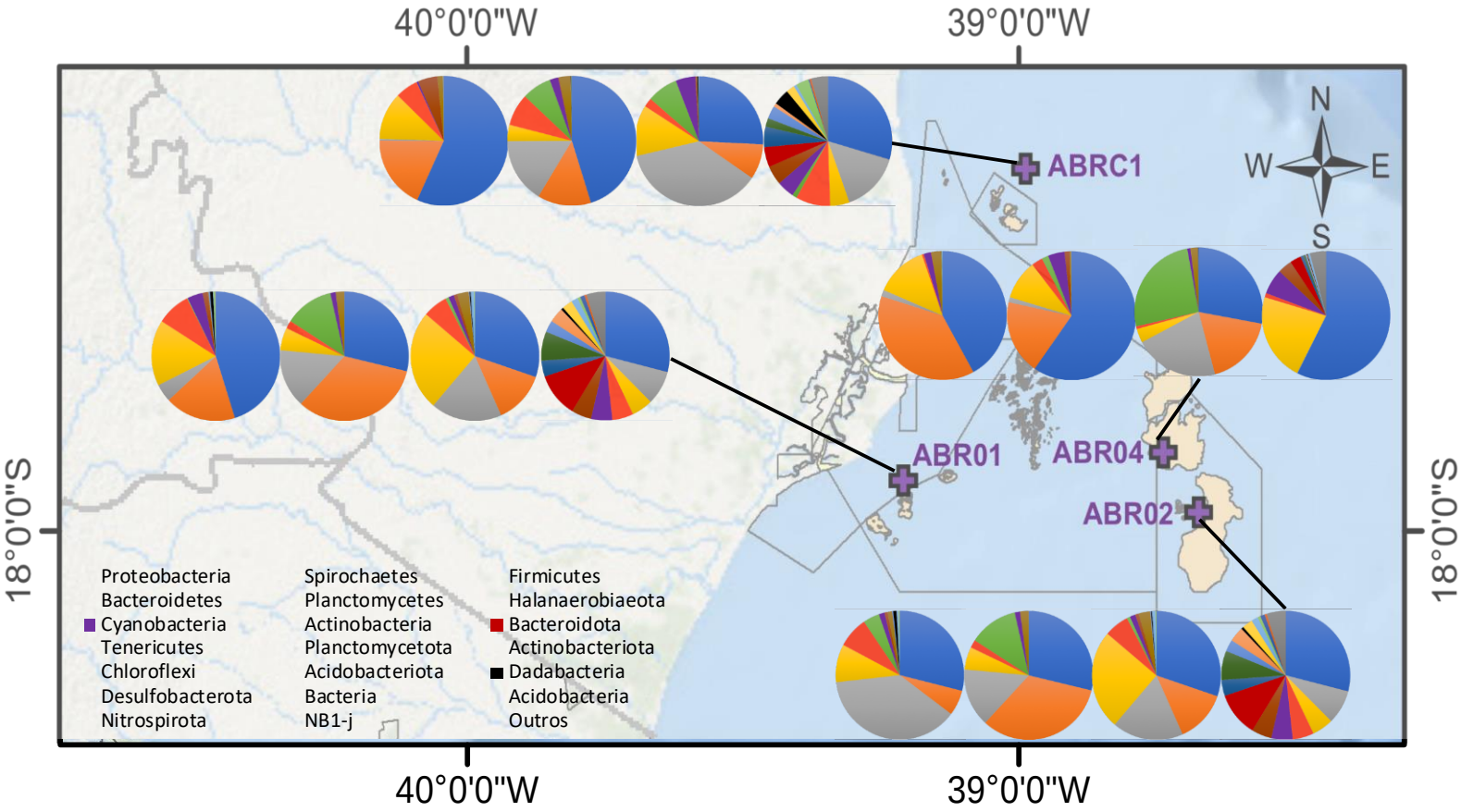
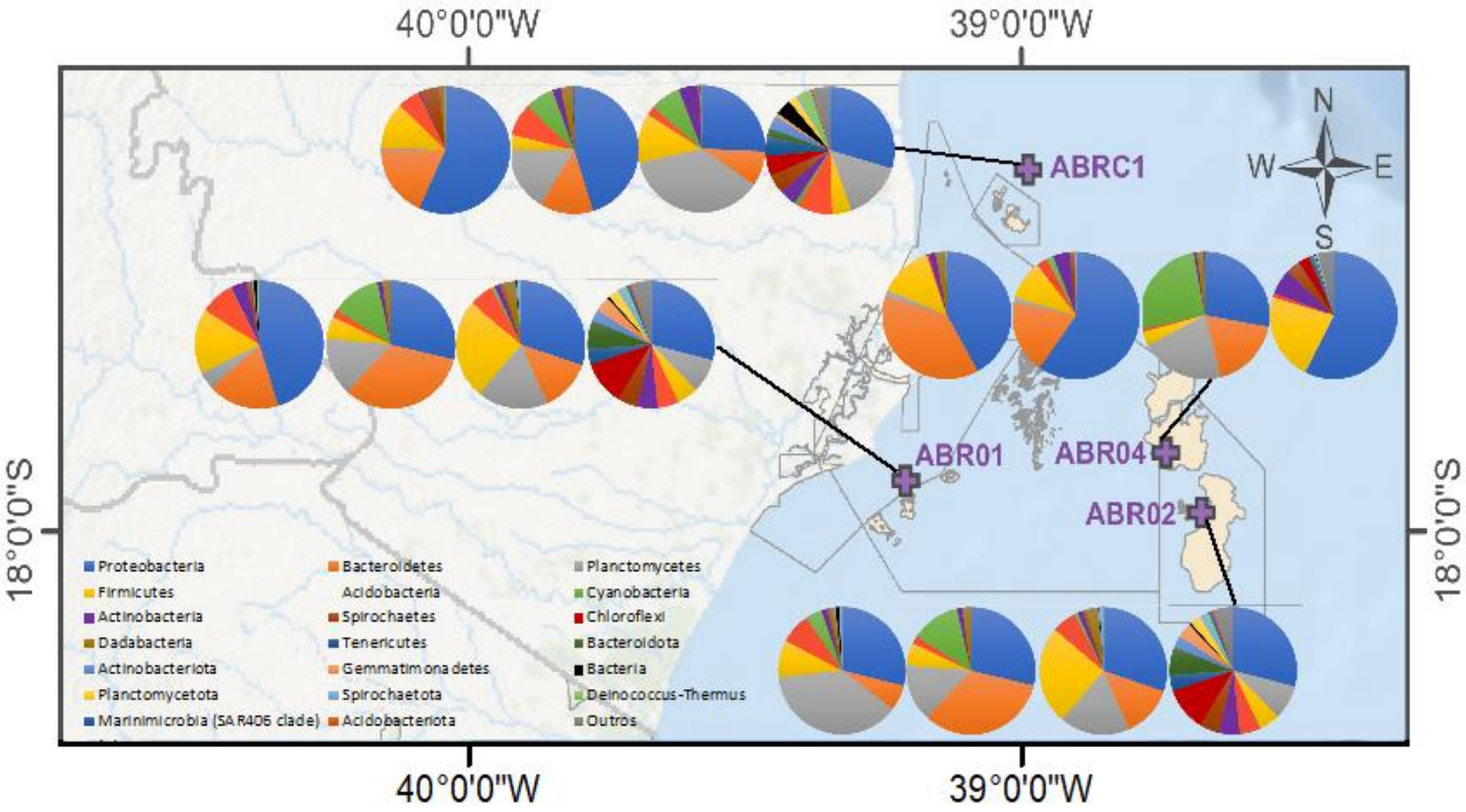


Figura 880: Localização das estações de coleta na região de Abrolhos, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes nas amostras de coral da espécie *Mussismilia harttii*. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras das campanhas 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). respectivamente.



Diversidade e Riqueza

As amostras de coral para as duas espécies analisadas (Millepora alcicornis e Mussismilia hartii), para a campanha 1 (set/out 2018), revelaram que não houve relação direta da diversidade observado com a espécie de coral em análise. Quanto ao número de OTUs, os menores valores foram encontrados nas estações ABRC1 e ABR02 para as duas espécies (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 19*).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), houve maiores valores de diversidade de maneira geral, porém algumas amostras apresentaram valores bem baixos como pode ser observado. O coral da espécie M. hartii apresentou maiores valores de riqueza e diversidade quando comparada ao hidrocoral M. alcicornis, enquanto os maiores valores de diversidade e riqueza foram observados nas estações ABRC1 e ABR02 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 19*).

Para a campanha 3 (set/out 2019) os índices de diversidade foram mais homogêneos e o menor valor observado foi para a estação ABR04, na espécie M. alcicornis. Quanto ao índice de riqueza, os menores valores foram observados na estação ABR04 e os maiores na estação ABR02. Além disso, a espécie de coral M. hartii apresentou ambiente mais rico e diverso de comunidades bacterianas quando comparado ao hidrocoral M.alcicornis *(Material Suplementar, A1MS2, Tabela 19*).

Em amostras da campanha 4 (jan/fev 2020), os padrões observados nas campanhas anteriores não se mantiveram e houve uma inversão dos indicadores entre as espécies analisadas. Nesta campanha, o hidrocoral M. alcicornis passou a abrigar maior número de OTUs bem como apresentar maior diversidade entre os grupos bacterianos. Os maiores valores observados foram para a espécie M. alcicornis na estação ABR02, enquanto os menores foram na mesma estação para M. hartii (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 19*). O aumento nestes índices está relacionado a disbiose.

Millepora alcicornis: Abundância relativa de grupos bacterianos

Abundância relativa para filo em M. alcicornis revelou uma grande alteração na campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 881D), seguindo o demonstrado nos índices de diversidade e riqueza. De modo geral, os filos mais abundantes em todas as campanhas foram Proteobacteria seguido de Spirochaetes. No entanto, Spirochaetes não foi encontrado na campanha 4 (jan/fev 2020). Spirochaetes é um filo comum em corais e mantêm uma relação simbiótica possivelmente fixando carbono e nitrogênio em nutrientes biodisponíveis para os hospedeiros. Outro filo com grande abundância, Bacteroidetes, foi elevado em todas as campanhas, com algumas variações entre as estações de coleta. Na campanha 3 (set/out 2019) (Figura 881C) houve um aumento de Firmicutes em praticamente todos os pontos, com exceção de ABR02, que demonstrou uma maior abundância deste filo na campanha 1 (set/out 2018), curiosamente ele não era abundante nas demais estações de coleta. Na campanha 3 (set/out 2019) houve ainda um aumento de Halanaerobieota nas estações ABRC1 e ABR04. O filo Planctomycetes demonstrou uma abundância razoável em todas estações e campanhas. Planctomycetes foi um filo muito presente no Rio Doce.

De modo geral, os gêneros mais abundantes nas três primeiras campanhas em M. alcicornis foram Spirocaheta e um gênero da classe Gammaproteobacteria. No entanto, na campanha 4 (jan/fev 2020), onde esses gêneros desapareceram (Figura 882). Spirocaheta e Gammaproteobacteria são táxons comuns de corais, inclusive em corais de Abrolhos (FERNANDO et al., 2015). Spirochaetes possui uma relação simbiótica importante com corais, incluindo o aumento de tolerância a anomalias térmica (van de WATER et al., 2016).

Na campanha 3 (set/out 2019) nota-se uma diminuição de Spirocaheta e aumento de alguns táxons em determinadas estações, como Paramaledivibacter (ABRC1, ABR04, ABR01), Ruminococcaceae (ABRC1, ABR04), Rhodobacteraceae (ABRC1 e ABR02), Halanaerobium (ABR04), Sunxiuqinia (ABRC1), Cyclobacteriaceae e Ca. Amoebophilus (ABR01).

A campanha 4 (jan/fev 2020) merece um destaque especial, tendo em vista que nesta campanha a comunidade bacteriana alterou drasticamente em todas as estações, pois dois gêneros de bactérias benéficas para os corais e mais abundantes nas demais campanhas não foram mais encontrados (Spirocaheta e um gênero de Gammaproteobacteria), o que pode estar relacionado ao grande evento de branqueamento que ocorreu no sul da Bahia nos meses de junho e julho de 2019 (DUARTE et al., 2020). No entanto, meses depois, no verão de 2020 - campanha 4 (jan/fev 2020), houve grande aumento de bactérias muito abundantes no Rio Doce, como hgcl clade, Anaerolineaceae, Pirellulacea, Exiguobacterium e Acinetobacter. Todos estes táxons estão sendo sugeridos como bioindicadores de metais e da presença do rejeito da barragem de Fundão. Além de grande abundância na água ou no sedimento do Rio Doce, estes táxons foram encontrados em grande abundância em rios da bacia do Rio Doce impactados com rejeitos da barragem de Fundão poucos dias após o rompimento e não foram encontrados no rio controle, não atingido pelos rejeitos de mineração (REIS et al., 2020). E ainda, estes táxons demonstraram maior abundância justamente na estação do Rio Doce com maior concentração de metais (Linhares – RDO-15).

Entre estes, destaca-se Acinetobacter e Exiguobacterium, que aumentaram drasticamente sua abundância nas águas do Rio Doce, do mar e nos corais exclusivamente na campanha 4 (jan/fev 2020), acompanhando o aumento da concentração de metais no mesmo período. Acinetobacter dominou ¼ de toda comunidade bacteriana das M. alcicornis da estação ABR04, sendo nestas amostras o táxon com maior abundância em apenas um coral entre todos os corais de todas estações e campanhas avaliadas. Esta grande dominância de apenas um táxon não é comum em corais e revela o grande impacto causado pelas bactérias mais abundantes das águas do Rio Doce durante a campanha 4 (jan/fev 2020).

.

Figura 881: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).

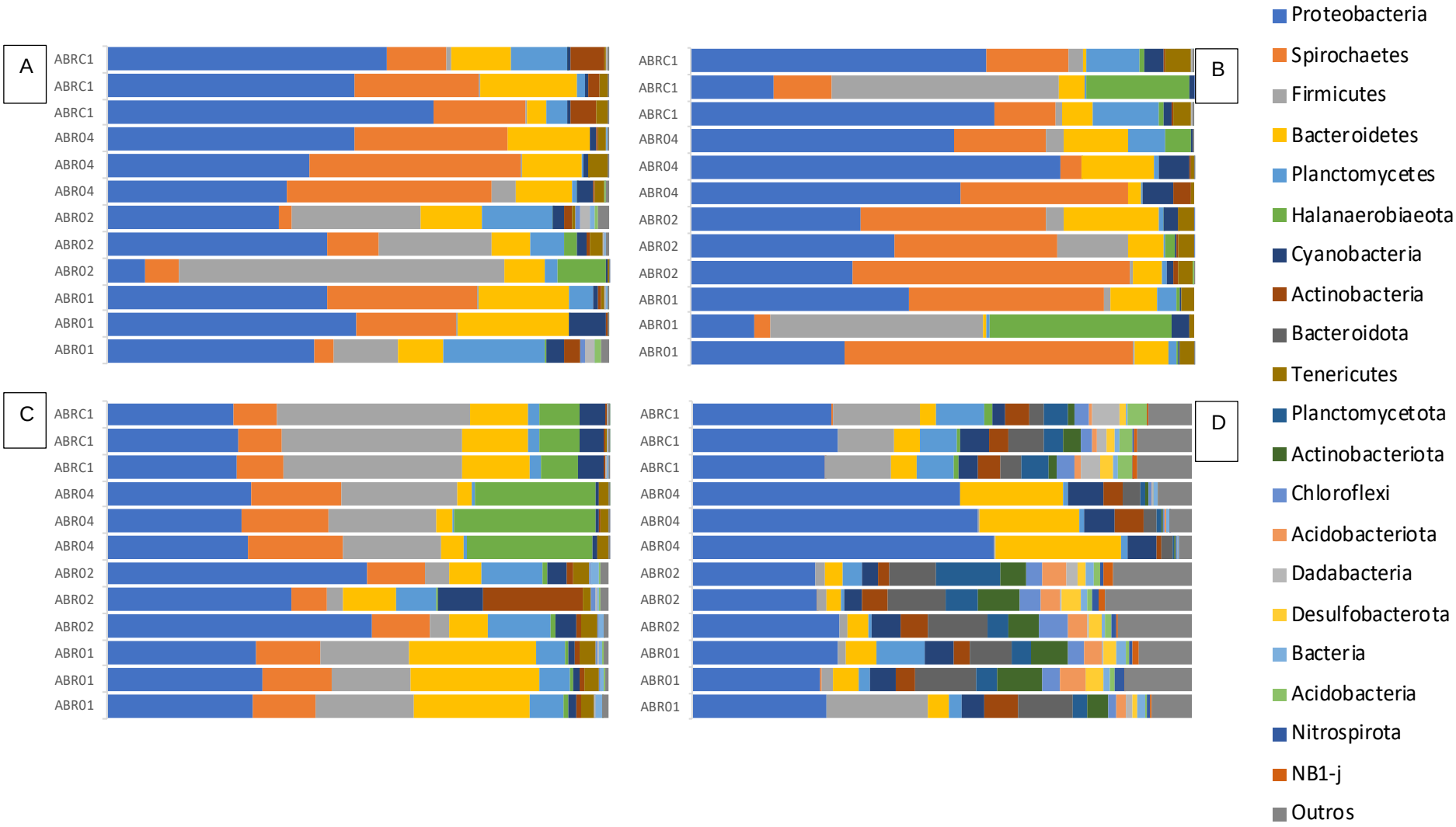
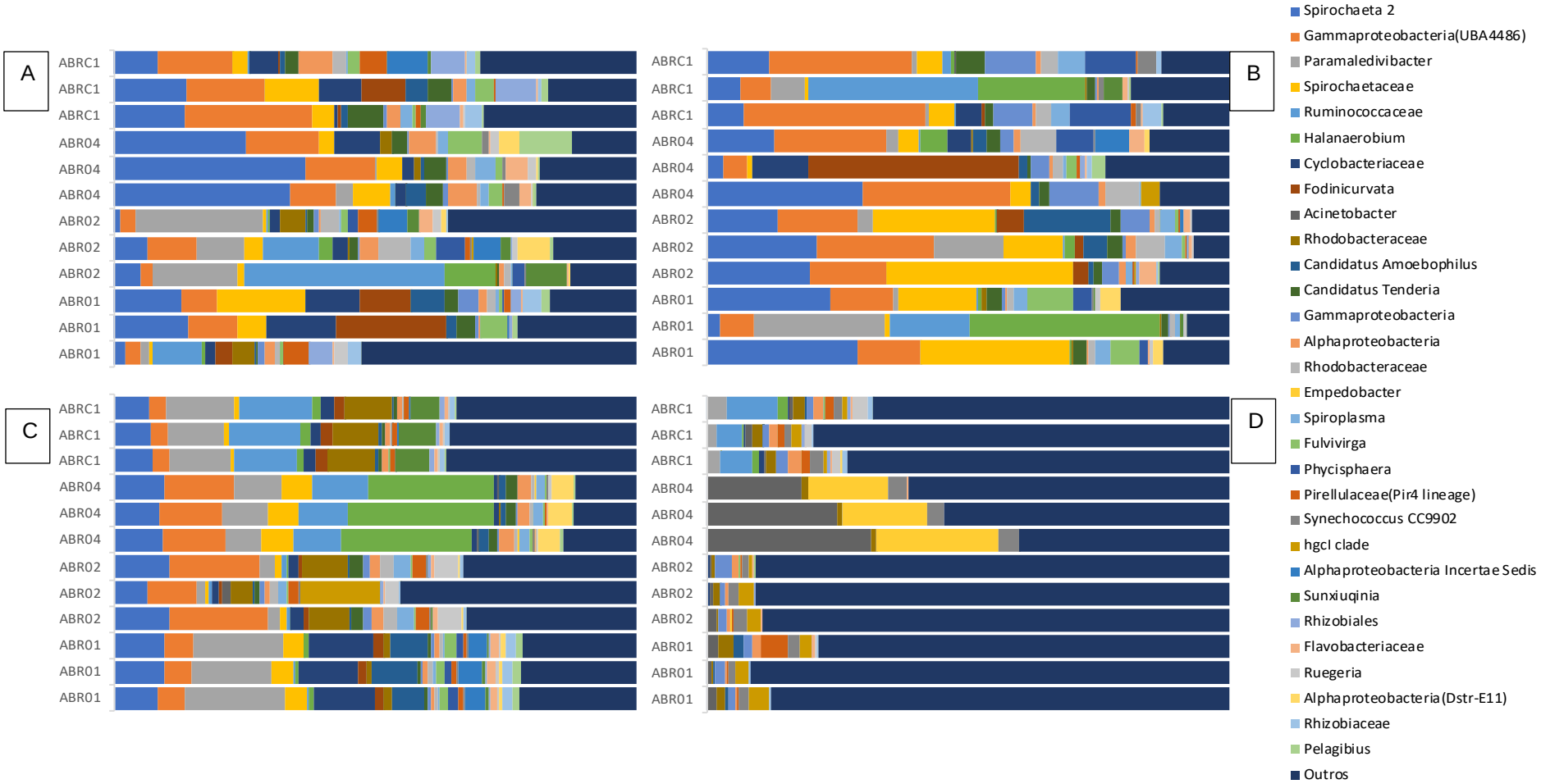


Figura 882: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).



Com objetivo de entender uma possível influência das bactérias relacionadas aos rejeitos da barragem de Fundão no branqueamento dos corais de Abrolhos, foram coletados corais branqueados nas estações onde estes foram encontrados. A abundância relativa das bactérias associadas às *M. alcicornis* branqueadas revelou que os táxons sugeridos no presente trabalho como bioindicadores da presença do rejeito da barragem de Fundão, estiveram entre os mais abundantes nestes corais (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 20*). Estes táxons são: *hgcl clade*, a bactéria mais abundante na água do Rio Doce, *Pirellulaceae* e *Acinetobacter.* Vale destacar ainda, a grande abundância de hgcl clade e *Acinetobacter* nos corais branqueados da campanha 4 (jan/fev 2020). *Acinetobacter* foi a bactéria que aumentou absurdamente a sua abundância na água do Rio Doce e do mar justamente na campanha 4 (jan/fev 2020).

Estes resultados demonstram uma possível influência de bactérias relacionadas ao rejeito da barragem de Fundão na doença dos corais de Abrolhos, como possíveis patógenos ou bactérias oportunistas.

A ordenação da comunidade microbiana associada aos corais é uma análise importante para avaliar a disbiose, que é a alteração na comunidade microbiana e está diretamente relacionada a saúde dos corais. Normalmente corais da mesma espécie tendem a ter uma microbiota muito semelhante. A ordenação da comunidade bacteriana associada ao hidrocoral *M. alcicornis* demonstrou nas duas primeiras campanhas (campanha 1 - set/out 2018); campanha 2 - jan/fev 2019) uma maior diferença entre os indivíduos desta espécie. Enquanto nas campanhas 3 e 4 (campanha 3 - set/out 2019); campanha 4 - jan/fev 2020) fica claro uma maior semelhança entre os corais e uma forte influência da localidade. Na campanha 4 (jan/fev 2020), ocorre um maior distanciamento de ABR04 e ABRC1.

A ordenação gerada durante a campanha 1 (set/out 2018), demonstrou similaridade dos perfis encontrados nas estações ABR01 e ABRC1. Por outro lado, as estações ABR02 e ABR04 foram bem separadas entre si, e com estações ABR01 e ABRC1. Como pode ser observado, amostras da estação ABR02 não foram específicas e revelaram bastante variedade na comunidade bacteriana associada a esta espécie de coral para esta campanha (Figura 883A).

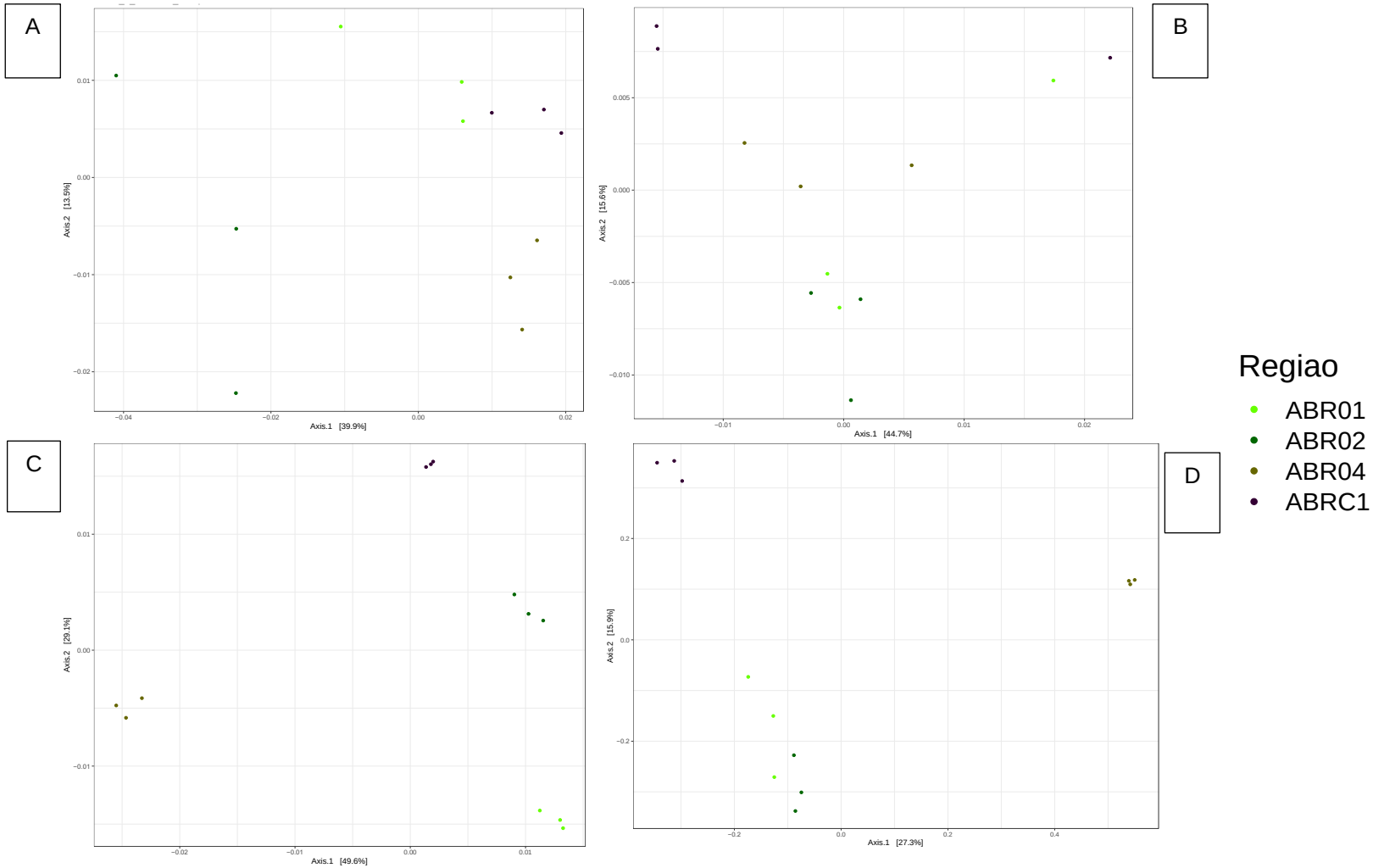
Na campanha 2 (jan/fev 2019) a estação ABRC1 não apresentou perfil similar aos demais pontos e também parece não ter sido mais afetada pelos metais do que as demais estações. A estação ABR02 também apresentou perfil mais similar a estação ABR01, porém algumas réplicas não apresentaram o mesmo perfil. Importante ressaltar que nesta campanha a estação ABR02 parece ter tido grande alteração de comunidade quando comparado aos resultados da campanha 1 (set/out 2018) (Figura 883B). Isto também é constatado pela maior presença de metais nessas amostras.

Avaliando o agrupamento gerado na campanha 3 (set/out 2019) observa-se claramente que a espécie *M. alcicornis* apresentou uma comunidade bacteriana específica para cada estação de coleta. Isto não havia sido observado nas campanhas anteriores. Além disso, é possível inferir que amostras das estações ABR04 foram as mais distintas (Figura 883C).

As amostras da campanha 4 (jan/fev 2020) apresentaram perfil bem similar para as estações ABR01 e ABR02, de forma como já havia sido observado na campanha 2 (jan/fev 2019), porém não de forma

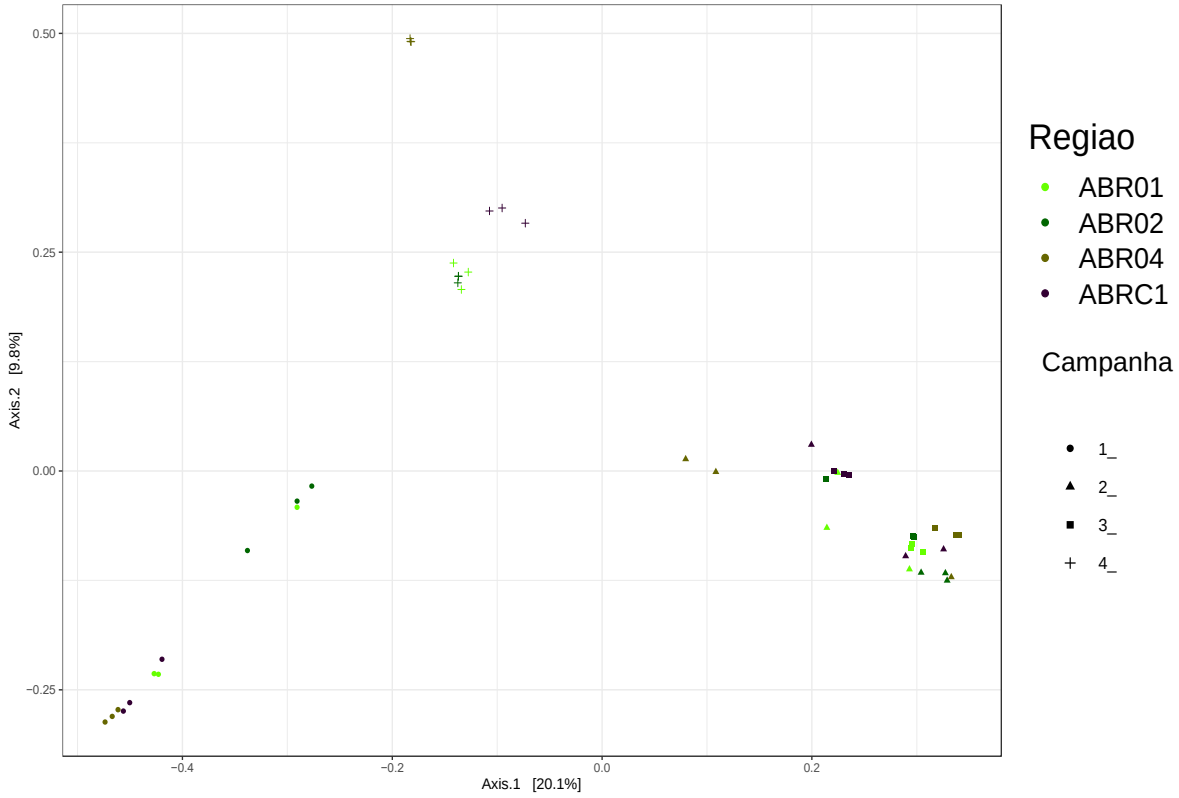
tão específica. Além disso, as estações ABR04 e ABRC1 apresentaram perfis bem distintos, não sendo relacionados com nenhuma outra estação (Figura 883D).

Figura 883: Análise de PCA das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis*. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (set/out 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).



Analisando as quatro campanhas na mesma ordenação é possível observar que a primeira e a campanha 4 (jan/fev 2020) apresentaram maior especificidade temporal, não sendo agrupadas com amostras de outras campanhas. Enquanto que as amostras da segunda e terceira campanhas (set/out 2019) apresentaram perfil mais similar (Figura 884). Na campanha 4 (jan/fev 2020) ABR04 mostrou uma grande diferença das demais estações.

Figura 884: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Millepora alcicornis considerando as quatro campanhas realizadas: campanha 1 (set/out 2018); campanha 2 (jan/fev 2019); campanha 3 (set/out 2019); campanha 4 (jan/fev 2020).



As análises de SIMPER da campanha 1 (set/out 2018) revelaram forte influência da Família *Ruminococcaceae*, relacionado com a estação ABR01, seguido pelo gênero *Spirochaeta* com forte influência e contribuição nas estações ABR02 e ABRC1. Em uma análise geral, percebeu-se também que os cinco filos mais preponderantes na formação desta comunidade bacteriana eram responsáveis por mais de 41% de contribuição do perfil microbiano. Demonstrando grande dominância de poucos grupos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 21*).

Na campanha 2 (jan/fev 2019), revelou-se contribuição da família *Spirochaetaceae* de quase 11% para a ordenação gerada. Este grupo microbiano se relaciona principalmente com as estações ABR01 e ABR04. Além disso, o gênero *Halanaerobium* também apresentou grande importância estando relacionado a estação ABR04. Nesta campanha, também foi observado grande dominância dos grupos principais (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 22*).

Avaliando a campanha 3 (set/out 2019), constata-se que a estação ABR04 parece ser fortemente influenciada pelos táxons Halanaerobium. Enquanto o táxon Cyclobacteriaceae demonstra forte contribuição na estação ABR01. Adicionalmente, percebe-se também uma redução de dominância dos principais grupos, o que provavelmente é reflexo de uma maior diversidade (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 23*).

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020), observou-se maior prevalência e contribuição do táxon Acinetobacter. Este táxon foi mais preponderante na estação ABR04 e não estava presente dentre os de maior contribuição em nenhuma das campanhas anteriores. Além disso, é possível constatar que houve grande alteração de comunidades mais dominantes ao longo das quatro campanhas, uma vez que raramente os táxons dominantes se repetiram, exceto para o táxon Ruminococcaceae (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 24*).

Mussismilia hartii: Abundância relativa de grupos bacterianos

De forma geral os filos mais abundantes do coral da espécie *Mussismilia hartii* foram Proteobacteria, Bacteroidetes, Planctomycetes e Firmicutes. Na campanha 1 (set/out 2018) o filo Firmicutes demonstrou grande abundância nas estações ABRC1 e ABR04, diminuindo nas campanhas 2 e 3 (campanha 2 - jan/fev 2019); campanha 3 - set/out 2019) e praticamente sumindo na campanha 4 (jan/fev 2020). Na campanha 2 (jan/fev 2019) houve um grande aumento de Acidobacteria em ABR02 e ABR01. Enquanto que na campanha 3 (set/out 2019) o aumento foi de Cyanobacteria em ABR04. Na campanha 4 (jan/fev 2020) houve um grande aumento de Spirochaetes em todas as estações, com exceção da estação ABR01, que demonstrou um aumento de Bacteroidota (Figura 885).

O filo Spirochaetes demonstrou um comportamento inverso ente as duas espécies de corais avaliadas. Em *M. alcicornis* Spirochaetes foi abundante nas três primeiras campanhas e praticamente sumiu na campanha 4 (jan/fev 2020). Em *M. hartii* ele foi abundante apenas na campanha 4 (jan/fev 2020).

Em nível de gênero, de modo geral não existe um padrão muito claro nas primeiras campanhas, o que modificou na quarta. O gênero *Blastocatella* apresentou alta abundância na campanha 1 (set/out 2018) no ponto ABR04 (Figura 886 A) e na campanha 2 (jan/fev 2019) nos pontos ABR02 e ABR01 (Figura 886 B). *Blastocecatella* ainda não tem o seu possível papel estudado em corais. No entanto, este gênero pertence ao filo Acidobacteria, relatado em elevada abundância em coral branqueado (Mouchka et al., 2010). Na campanha 1 (set/out 2018) foi visualizado grande abundância de *Staphylococcus* e *Streptococcus* no ponto ABRC1. Além disso, o gênero da família *Flavobacteriaceae* foi encontrado em alta abundância também na estação ABR01. Os corais dos pontos ABR04 e ABRC1 mostraram uma distribuição mais equitativa entre os gêneros, sem a dominância de apenas um ou dois gêneros como nos pontos ABR01 e ABR02 (Figura 886A). *Flavobacteriaceae* é um conhecido indicador de estresse ambiental em coral (McDevitt-Irwin *et al*., 2017).

Na campanha 3 (set/out 2019) observou-se grande domínio do gênero Prochlorococcus MIT9313 nas estações ABR04 e ABR01 (Figura 886C). Na campanha 4 (jan/fev 2020) houve um grande aumento de

abundância e dominância dos táxons Spirochaeta e Gammaproteobacteria nas estações ABRC1, ABR04 e ABR02 (Figura 886D).

Assim como *M. alcicornis, M. hartii* mudou drasticamente na campanha 4 (jan/fev 2020), sendo a comunidade bacteriana dominada por poucos táxons. Em todas as campanhas foi visualizado grande abundância de alguns táxons abundantes no Rio Doce e sugeridos como bioindicadores de metais e do rejeito da barragem de Fundão, como por exemplo os gêneros da família Pirellulaceae, que em alguns corais dominaram a comunidade bacteriana. Esta família de bactérias não é comum em corais e apresentou a sua maior abundância justamente na estação do Rio Doce com maior concentração de metais (Linhares, RDO-15). E ainda, os resultados claramente demonstram grandes diferenças espaciais entre os corais da espécie *M. hartii*, o que sugere um elevado grau de disbiose. Corais em disbiose estão mais sensíveis a outros impactos ambientais, como as anomalias térmicas ligadas as mudanças climáticas.

Figura 885: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (jan/fev 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).

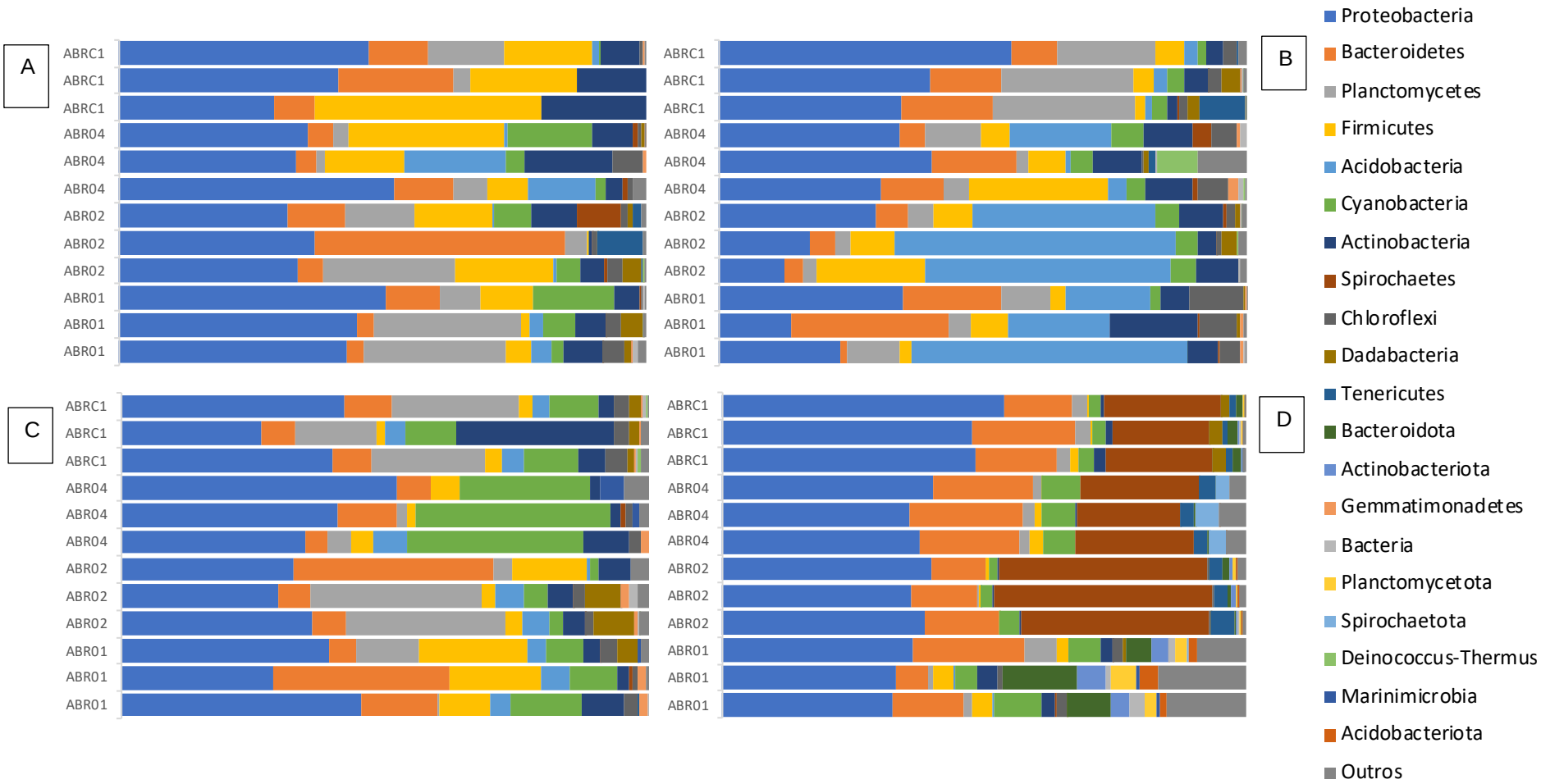
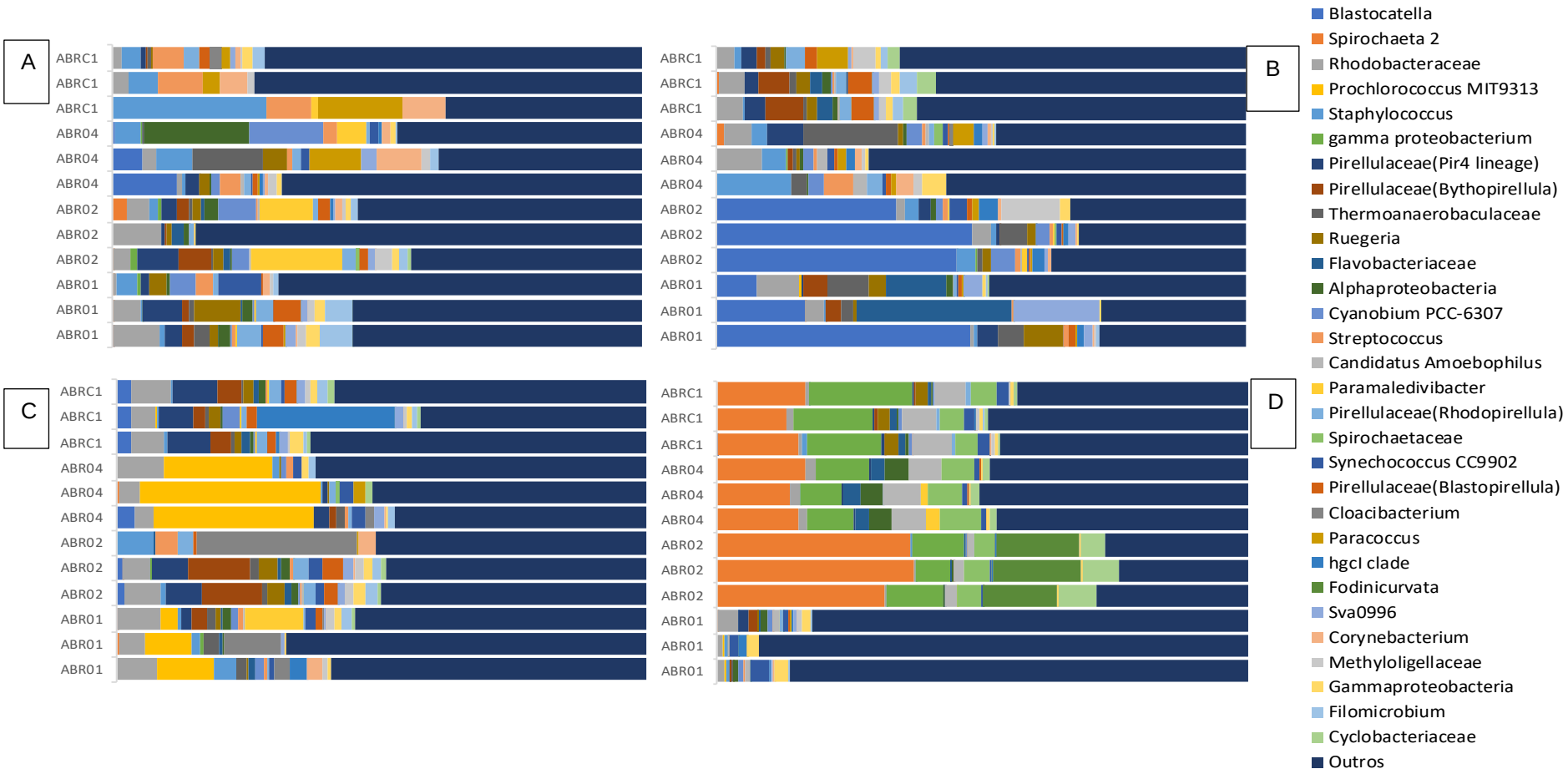


Figura 886: Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2019); C) campanha 3 (jan/fev 2019); D) campanha 4 (jan/fev 2020).



Assim como na espécie de coral *M. alcicornis* branqueados*, M. hartii* demonstrou grande abundância de bactérias bioindicadores da presença dos rejeitos de mineração da barragem de Fundão. Sendo *Acinetobacter* também mais abundante na campanha 4 (jan/fev 2020), a exceção é o coral do ponto ABRC1. A presença destas bactérias nos corais branqueados das duas espécies avaliadas reforça ainda mais a possível influência dos rejeitos da barragem de Fundão na doença dos corais de Abrolhos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 25*).

De forma geral a ordenação da comunidade bacteriana associada ao coral da espécie *M. hartii* revelou uma maior dissimilaridade em relação as estações de coleta nas primeiras campanhas. Na campanha 4 (jan/fev 2020) o efeito da localidade foi maior.

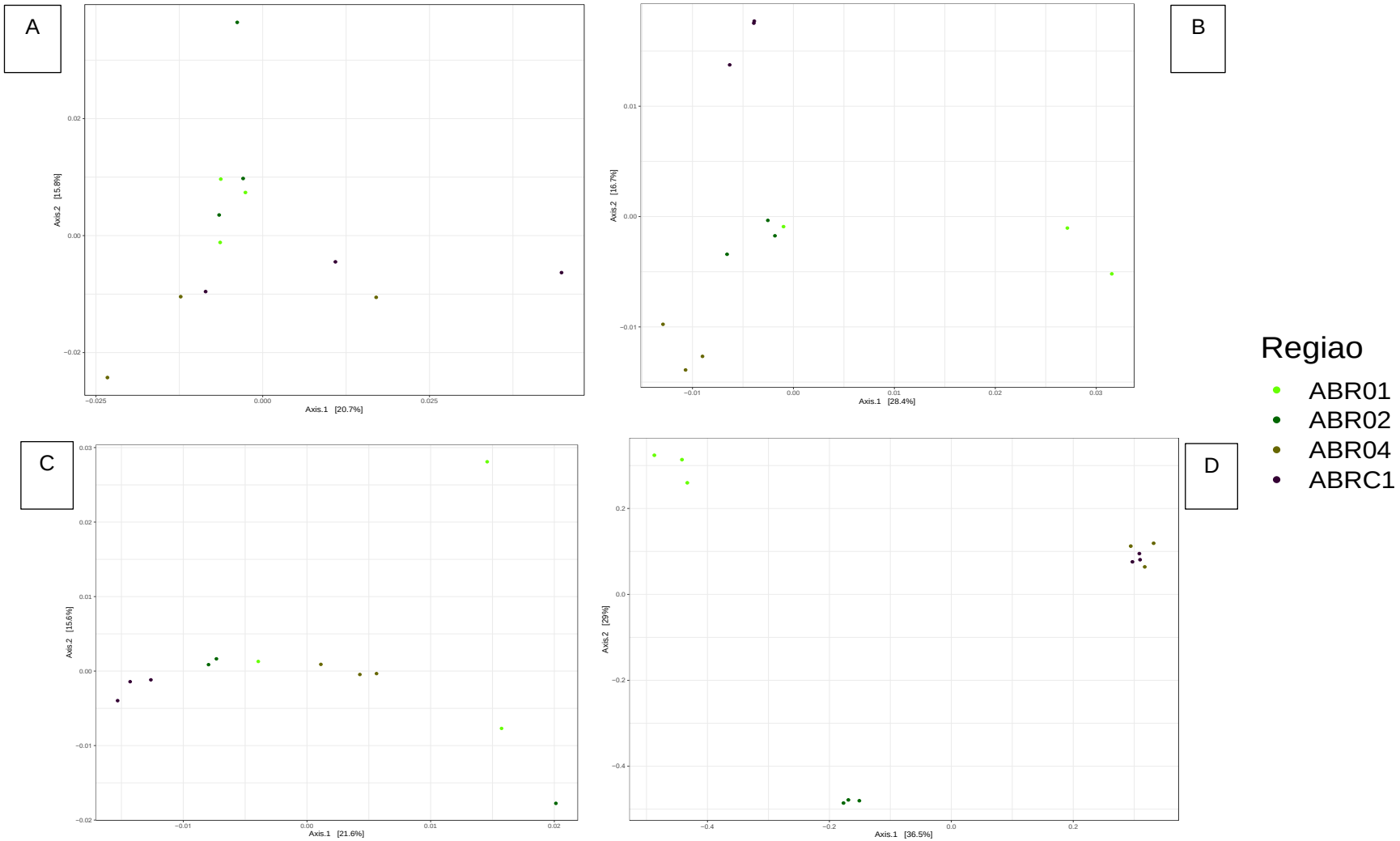
A ordenação gerada na campanha 1 (set/out 2018) mostrou pouca especificidade das réplicas analisadas. Apesar disto, as estações ABRC1 e ABR04 parecem apresentar os perfis bacterianos mais similares entre si quando comparados as demais estações. Adicionalmente, a estação ABR01 parece ter sofrido grande influência da maioria dos metais avaliados e demostrou perfil mais similar as amostras da estação ABR02) (Figura 887A).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), ABRC1 e ABR01 foram as estações que apresentaram perfil microbiano mais distinto dos demais, aparentando sofrer mais influência dos metais Cd, Mn, Cu, Zn, Pb e Hg. A estação ABR04 refletiu mais os efeitos da presença de Fe e Cr, enquanto ABR01 foi mais relacionado com a presença de As. A estação ABR02 se revelou com menor influência dos metais em análise quando comparada às demais e apresentou perfil bacteriano mais similar a estação ABR04. Por fim, a estação ABRC1 foi a mais distinta para a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 887B).

Considerando a campanha 3 (set/out 2019), é possível perceber que as amostras das estações ABRC1 e ABR04 apresentam especificidade regional, enquanto que amostras das estações ABR01 e ABR02 compartilham mais comunidades bacterianas e apresentam perfil menos específico durante a campanha 3 (set/out 2019) (Figura 887 C).

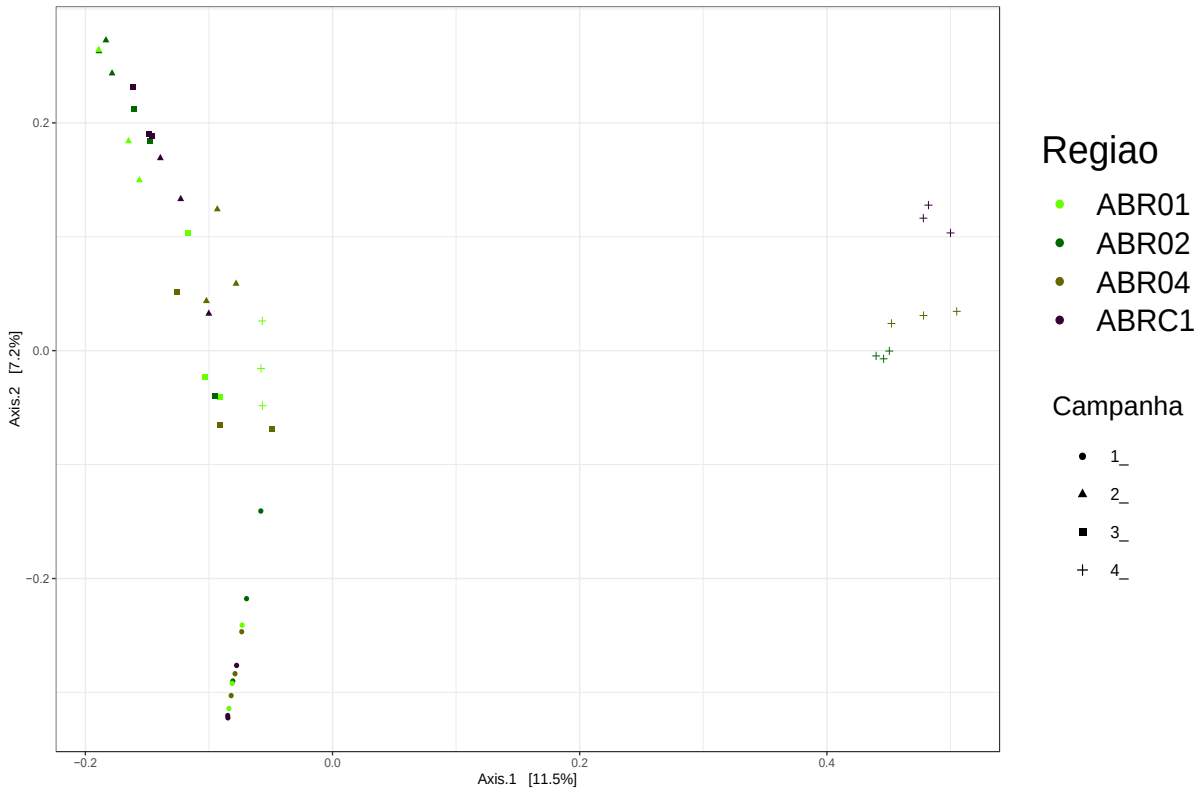
Durante a campanha 4 (jan/fev 2020), as amostras de coral apresentaram grande especificidade regional. Porém, as estações ABR04 e ABRC1 apresentaram grande similaridade, enquanto as estações ABR01 e ABR02 se posicionaram de forma bem distinta e específica. Este resultado torna-se interessante na medida que as estações ABR02 e ABR04 são bem próximas geograficamente, porém ABR04 compartilha mais comunidades bacterianas com amostras de coral da estação ABRC1 (Figura 887D).

Figura 887: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii. A) campanha 1 (set/out 2018); B) campanha 2 (jan/fev 2020); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (set/out 2020).



A análise das quatro campanhas revelou que a campanha 4 (jan/fev 2020) apresentou os mais diferentes perfis bacterianos quando comparado as demais campanhas. Além disso, amostras da campanha 1 (set/out 2018) também não foram agrupadas com a campanha 2 (jan/fev 2019) e campanha 3 (set/out 2019), apesar de agruparem mais próximas. De forma interessante, podemos destacar que apesar das amostras da campanha 4 (jan/fev 2020) apresentarem maio especificidade temporal, amostras da estação ABR01 não seguiram este perfil e se agruparam com outras amostras da segunda e campanha 3 (set/out 2019) (Figura 888).

Figura 888: Análise de PCA das amostras de coral da espécie Mussismilia hartii considerando as quatro campanhas realizadas (campanha 1 -set/out 2018, campanha 2 - jan/fev 2020; campanha 3 - set/out 2019; campanha 4 - set/out 2020.



As análises de SIMPER da campanha 1 (set/out 2018) mostraram que o gênero *Staphylococcus* havia sido o principal responsável pela ordenação na estação ABR02 enquanto que a família *Kiloniellaceae* contribuiu para a estação ABRC1. Importante salientar que o táxon *Kiloniellaceae* apenas foi observado nesta estação. Enquanto *Paramaledivibacter* foi relacionado as estações ABR01 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 26*).

Analisando amostras da campanha 2 (jan/fev 2019), o teste de SIMPER revelou a presença e influência bem específica para cada estação em análise. A classe *Blastocatellia* foi altamente relacionada com as estações ABR01 e ABR04, sendo responsável por mais de 16% da ordenação deste ponto. A família *Flavobacteriaceae* teve papel importante na ordenação da estação ABR04, estando ausente nas estações ABR01 e ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 27)*.

A análise da campanha 3 (set/out 2019) revelou que a espécie de coral *Mussismilia hartii* sofre grande interferência do gênero *Prochlorococcus* MIT9313 na estação ABR04 seguido da estação ABR01. Adicionalmente, se destacam os gêneros da família Pirellulaceae (*Bythopirellula* e *Pir4 lineage*) com acentuada contribuição nas estações ABR02 e ABRC1 (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 28).*

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020) foi possível observar que as comunidades mais contribuintes para o perfil bacteriano encontrado nestas amostras tiveram mudanças drásticas quanto comparado as campanhas anteriores. Muitos táxons ainda não observados anteriormente foram responsáveis por quase 29% de influência na formação do perfil da comunidade. Neste sentido, as estações ABR02, ABR04 e ABRC1 foras as mais relacionadas com a presença destes novos grupos bacterianos (*Material Suplementar, A1MS2, Tabela 29).*

1.5.6 Indicadores Ecotoxicológicos: Discussão Integrada

Em novembro de 2015, a região da foz do Rio Doce foi atingida pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG), localizada à 600 km da costa do Espírito Santo. Estima-se que 43 milhões de m^3 de rejeitos de minério de ferro foram lançados no rio, afetando gravemente os ecossistemas ribeirinhos e ripários ao longo do seu caminho para o estuário e o Oceano Atlântico (DO CARMO et al., 2017). O alto teor de oxi-hidróxidos de Fe (goethita-FeOOH, hematita-Fe_2O_3) presente nos rejeitos de minério pode ter promovido a ligação química com metais e metaloides acumulados na bacia durante décadas, contribuindo para a mobilização/remobilização destes elementos, principalmente, Al, As, Ba, Fe, Mn, Pb e Sr, os quais tem alto potencial de se ligar a óxidos de ferro (ALMEIDA et al., 2018; SEGURA et al., 2016). Diante do exposto, Queiroz et al. (2018) evidenciaram um aumento significativo de metais associados ao rejeito de minério no sedimento, igualmente indicado por relatórios técnicos produzidos por Bastos et al. (2017). Sobrevôos e imagens de satélite registraram a dispersão da pluma de rejeitos e seu alcance para áreas relativamente distantes da foz do Rio Doce, como o Parque Nacional Marinho de Abrolhos, no sul da Bahia (Nota Técnica nº 23/2017/TAMARVitoria - ES/DIBIO/ICMBio; BIANCHINI et al., 2016). Diversos estudos (Nota Técnica nº 3/2017/ Vitoria - ES/TAMAR/DIBIO/ICMBio) relataram a influência de sedimento e metais provenientes da pluma de rejeitos em Unidades de Conservação localizadas ao longo da costa do Espírito Santo, como na APA Costa das Algas e na REBIO Comboios. Ainda, é interessante relatar que existem indícios de que o banco de Abrolhos (BA), o maior complexo recifal conhecido do Atlântico Sul, também sofreu impactos decorrentes do rompimento da barragem (FRANCINI-FILHO et al., 2019; EVANGELISTA, 2017). De fato, ao atingir o ambiente marinho, a pluma de rejeitos desencadeou um quadro de contaminação ambiental com severos impactos à biodiversidade.

Considerando que o estuário do Rio Doce foi o ponto de aporte dos rejeitos no ambiente marinho, espera-se que as estações mais próximas à sua foz apresentem maiores concentrações de elementos associados à mineração. Esta expectativa é corroborada pelos dados do presente relatório que mostram que o ambiente marinho próximo à foz do Rio Doce apresentou maiores concentrações de

metais e As, uma tendência espacial que se repetiu, com pequenas variações, ao longo das quatro campanhas realizadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. O padrão espacial de distribuição de metais no meio abiótico seguiu uma clara tendência geográfica, sendo as estações amostrais da região da foz do Rio Doce e localidades imediatamente ao sul e ao norte as mais afetadas. Por exemplo, durante todas as campanhas (campanha 1 set/ou 2018, campanha 2 – jan/fev 2019, campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4- jan/fev 2020) os elementos Fe, As e Hg estiveram, de forma geral, bem relacionados à região da Costa das Algas (CA), a qual se encontra logo ao sul da foz do Rio Doce. Por outro lado, as regiões da foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG), esta última imediatamente ao norte da foz, foram bem associadas aos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu.

O presente relatório também detectou um efeito da sazonalidade, que parece estar bastante relacionado ao regime de chuvas, vazão do Rio Doce e fluxo de sedimento, na variação espacial da concentração de metais em diferentes níveis tróficos do ambiente marinho. Com relação à concentração de metais na biota, os níveis de Fe nos organismos base da cadeia trófica (plâncton) continuam elevados em relação aos dados pretéritos ao rompimento (BIANCHINI, 2019). Além do Fe, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no zooplâncton, quando comparados aos níveis obtidos para o mesmo grupo em amostras coletadas em nov/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma (*Material Suplementar A1MS*2, Quadro 3). Os resultados do IBR bioacumulação indicam que os setores onde houve os maiores níveis de bioacumulação de metais no plâncton foram os Setores APA, Foz e Norte. Cabe destacar que durante a campanha 4 (jan/fev 2020), caracterizada como a campanha de maior pluviosidade e vazão do Rio Doce, houve um demarcado aumento temporal nos níveis de metais no plâncton coletado na foz do Rio Doce (FRD) e um indicativo de dispersão deste efeito para o setor Norte, que por sua vez apresentou o segundo maior valor de IBR, principal índice integrado de resposta biológica (BELIAEFF e BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014) utilizado como indicador ecotoxicológico pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Nestes dois setores, a análise integrada dos dados revelou a predominância dos elementos As, Fe, Cr e Mn, fortemente associados aos rejeitos de mineração. De fato, uma apreciação dos resultados médios do teor de Fe no zooplâncton coletado na campanha 4 (jan/fev 2020) corroboram este efeito de dispersão do aporte fluvial para o sentido Norte, visto que todas as localidades deste setor apresentaram um notável aumento na concentração do metal em comparação às campanhas anteriores (*Material Suplementar A1MS*2, Quadro 3). Organismos planctônicos acumulam metais por difusão através da água e/ou pelo alimento, ou mesmo pela ligação/aderência de partículas com metais nas paredes das células/superfície externa (KEHRIG et al., 2009, FISHER et al., 2000). Considerando isto e, ainda, o relativo curto ciclo de vida destes organismos, os altos níveis de metais acumulados no zooplâncton cinco anos após o rompimento da barragem de Fundão (em comparação com valores pretéritos ao rompimento), sugerem biodisponibilização constante de Fe e outros metais na região marinha.

Organismos planctônicos servem de alimento para larvas e juvenis de crustáceos e peixes, representando um elo entre a contaminação da água e a contaminação de níveis tróficos superiores. Neste contexto, os camarões peneídeos, como o camarão-sete-barbas e o camarão-rosa, se alimentam

de detritos que contêm excretas e carcaças provenientes do plâncton, além de pequenos animais bentônicos que podem ser constituintes do zooplâncton durante sua fase larval (BRANCO & MORITZ-HR, 2001). Assim, por possuírem hábito bentônico e por alimentarem-se de detritos, os camarões estão expostos constantemente à contaminação via sedimento. Os resultados de bioacumulação de metais em camarões também indicaram uma forte associação com os elementos característicos do rejeito, nas mesmas três regiões destacadas para o plâncton (APA, Foz e Norte). Comparações entre as concentrações de metais nos camarões coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM com resultados de amostras coletadas na foz do Rio Doce antes da chegada dos rejeitos (BIANCHINI, 2019) indicam que os níveis dos metais Cd, Cr, Cu e Mn permanecem elevados nos animais da costa capixaba, mesmo após 5 anos do rompimento da barragem (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 4).* Para o Fe, concentrações superiores às determinadas em indivíduos coletados em novembro de 2015 (BIANCHINI, 2019) ainda são encontradas em camarões coletados na região da foz do Rio Doce, e nos pontos de Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA), durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Esse resultado evidencia o aporte contínuo de Fe para esta região central e norte da foz do Rio Doce, sob maior influência do aporte fluvial de rejeitos. Além do Fe, concentrações acima dos valores pretéritos para o Mn são encontradas no músculo dos camarões de praticamente todas as localidades e em todas as campanhas (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 4).* De fato, os resultados gerados pelo PMBA-Fest/RRDM, mostram que os fluxos estimados para Fe e Mn no Período de Transição (out/2019 a mar/2020) apresentaram valores muito superiores ao valor médio para o período chuvoso do Ano 1 (out/2018 a mar/2019), refletindo num maior aporte destes elementos para a região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM). Reforçando estes resultados, ao tomarmos como referência os resultados de metais em músculos de camarões coletados em diferentes localidades da região marinha adjacente à foz do Rio Doce entre dez/2015 e fev/2016, é nítido o aumento temporal no teor de metais nos camarões coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, principalmente para o Cd e Pb em diversas localidades e para o Fe e Mn na região da Foz e localidades do setor Norte (Relatório Técnico – RT EcoConservation 065/2016) (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 9).* Em suma, os resultados Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) para camarões destacaram o setor Foz como o mais impactado em todas as campanhas de monitoramento ecotoxicológico, e evidenciaram o deslocamento deste impacto para o setor Norte.

Os peixes coletados ao longo das quatro campanhas também apresentaram níveis elevados de metais. Os Quadros 5 e 6 do *Material Suplementar A1MS2* mostram que os peixes de ambas as guildas tróficas (onívoros e carnívoros), coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, apresentaram concentrações acentuadamente superiores àquelas encontradas para os peixes coletados em novembro de 2015, antes da chegada do rejeito na foz do Rio Doce, principalmente para Cd, Cr, Cu, Fe e Mn (BIANCHINI, 2019). Neste mesmo contexto, os dados de bioacumulação do presente relatório também foram comparados com dados da literatura (pré-PMBA), mais especificamente com resultados de metais em peixes estuarinos coletados na foz do Rio Doce em agosto de 2017 (GABRIEL et al., 2020), um ano antes do início do monitoramento ecotoxicológico do PMBA-Fest/RRDM (set/out 2018). Estas comparações nos permitem concluir que tanto os peixes onívoros quanto os peixes carnívoros da

região marinha adjacente à foz do Rio Doce coletados entre set/2018 e fev/2020 continuam com níveis elevados de metais, principalmente Cd, Cr, Cu e Mn (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 7 e Quadro 8)*. Neste mesmo contexto, ao tomarmos como referência os resultados do monitoramento realizado pela EcoConservation (Relatório Técnico – RT EcoConservation 065/2016) em diferentes localidades da região marinha adjacente à foz do Rio Doce entre dez/2015 e fev/2016, é nítido o aumento temporal no teor Fe, Mn, Cd, Cr, Cu e Pb nos peixes coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 9 e Quadro 10).*

Passando para uma comparação temporal dos resultados do PMBA/Fest-RRDM, é possível observar uma diminuição no IBR bioacumulação nos peixes coletados nos setores APA, Foz e Norte a partir da campanha 1 (set/out 2018). Todavia, com exceção à campanha 2 (jan/fev 2019), o setor Foz continuou apresentando um moderado aumento nos níveis de bioacumulação de metais em relação aos demais setores monitorados para a mesma campanha. Os níveis teciduais de Fe se sobressaíram no setor Foz durante a campanha 3 (set/out 2019) em relação aos demais setores, enquanto na campanha 4 (jan/fev 2020), caracterizada pela alta vazão do Rio Doce e maior aporte de sedimento em suspensão, nutrientes e metais para região costeira, foram encontrados maiores níveis teciduais de Cr, Cu e As, além do Fe, nos peixes coletados no setor Foz, comparados aos outros setores para a mesma campanha.

Mesmo considerando a alta complexidade do sistema estudado e a variabilidade de resultados, é possível detectar padrões bem claros de maior entrada de metais no ambiente após o rompimento da barragem de Fundão, e de incorporação de metais pela biota em todos os níveis tróficos estudados. O Fe foi o metal que apresentou o padrão mais consistente, com a bioacumulação observada em todos os níveis tróficos estudados ocorrendo em maior associação com a foz do Rio Doce durante o Período de Transição em comparação ao Ano 1. Isso sugere que o aporte (ou biodisponibilização) de Fe no ambiente marinho ocorre de forma mais consistente ou frequente em comparação com os demais metais. Loghini et al. (2020) sugerem que a ressuspensão de sedimentos na plataforma continental é, de longe, o processo dominante responsável por aumentar as concentrações de Fe dissolvido nas águas costeiras. Segundo os autores, as estimativas dos fluxos anuais de Fe indicam que o rompimento da barragem de Fundão pode fornecer uma quantidade não desprezível de Fe dissolvido para o oceano aberto.

Além disso, é importante ressaltar a relação positiva observada entre o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) dos organismos e os níveis de acumulação de metais característicos do rejeito (Fe, Mn, Cr e Cd). Todavia, o IBR biomarcador também é dependente do organismo avaliado (espécie, sexo, condições reprodutivas) e do metal acumulado (concentração e biodisponibilidade). Para a comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) investigada no Período de Transição (campanhas 3 e 4, set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente), os maiores valores de IBR biomarcador foram observados nos setores Foz e Norte. Partindo para uma visão global dos resultados, é possível observar uma nítida tendência de aumento dos efeitos biológicos para a comunidade planctônica no sentido Sul → Norte, sendo os setores Foz e Norte os mais impactados, nas quatro campanhas de

monitoramento realizadas pelo Anexo 1, corroborando os resultados do IBR bioacumulação que também apontam os setores Foz e Norte como os mais impactados. De maneira similar ao plâncton, o IBR biomarcador nos camarões indicou uma diminuição temporal nos níveis de efeito biológico, com menores valores associados ao Período de Transição (campanhas 3 e campanha 4, set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente) em comparação ao Ano 1 (campanhas 1 e 2, set/out 2018 e jan/fev 2019, respectivamente), apesar deste grupo ter apresentado um padrão espaço-temporal um pouco mais difuso que o padrão observado para o plâncton. Por exemplo, para as campanhas 1 (set/out 2018) e 4 (jan/fev 2020) os setores Foz e Norte foram os que mais se destacaram em termos de efeito biológico (IBR biomarcador), enquanto nas campanhas 2 (jan/fev 2019) e 3 (set/out 2019) os setores Sul e APA se sobressaíram sobre os demais setores. Para a comunidade de peixes, o IBR biomarcador também apresentou um padrão de aumento no sentido Sul → Norte na maioria das campanhas, assim como observado para o plâncton. Os maiores valores de IBR biomarcador foram obtidos para o setor Norte nas campanhas 1 (set/out 2018) e 2 (jan/fev 2019), seguido pelo setor Foz nestas mesmas campanhas. Quando passamos para o Período de Transição, os setores APA seguido do setor Foz apresentaram os maiores níveis de efeito biológico durante a campanha 3 (set/out 2019), enquanto que para a campanha 4 (jan/fev 2020), o setor Foz ganhou destaque, seguido do setor Norte. Vale destacar que os diferentes biomarcadores analisados também apresentaram variações temporais interessantes. Para o Período de Transição, pode-se observar que os danos em proteínas (PCO) e DNA (sítios AP) foram mais altos, tanto em peixes quanto em camarões, e estiveram mais associados aos setores Foz e Norte. Por outro lado, os biomarcadores de danos lipídicos, histológicos e as enzimas de defesa antioxidante e do metabolismo energético apresentaram respostas mais expressivas durante o Ano 1. Variações nas respostas destes biomarcadores podem ser reflexo da variação dos níveis de metais nestes organismos ao longo do período de monitoramento, visto que as concentrações individuais dos diferentes metais analisados também variaram ao longo do tempo.

Em síntese, os estudos ecotoxicológicos, realizados durante o Ano 1 e período de Transição da execução do PMBA, forneceram uma análise adequada do impacto do rompimento da barragem de Fundão nos diferentes grupos bióticos do ambiente marinho. Neste caso, foi observado que as respostas biológicas estão diretamente associadas aos processos físicos e químicos, tanto do ponto de vista temporal quanto espacial. Neste sentido, os setores onde foram encontrados maiores níveis de metais, maiores níveis de bioacumulação e efeito biológico, ou seja, os setores que foram mais impactados quando se considera os indicadores do rejeito da barragem de Fundão são a APA Costa das Algas, foz do Rio Doce e setor Norte, corroborando as tendências de dispersão do rejeito na direção Sul → Norte, em médio e longo prazo.

Os principais resultados dos ensaios de toxicidade, sumarizados na Figura 858, evidenciam também que as regiões próximas à foz do Rio Doce (desde a região da Costa das Algas até Degredo) estão criticamente impactadas. No entanto, é importante ressaltar que, independente do período de amostragem e do ponto de coleta, a toxicidade ficou sempre mais associada ao sedimento do que à água. Pelo fato de conter mais matéria orgânica, um importante ligante de metais, o sedimento pode acabar concentrando mais metais que a água e, portanto, apresentar-se mais tóxico. Todavia, a chuva

e eventos oceanográficos podem causar remobilização do sedimento, levando ao incremento de metais na água e a um possível aumento na sua biodisponibilidade. A relação direta entre a biodisponibilidade, acumulação e toxicidade de metais já é claramente conhecida (PAQUIN et al., 2000).

No que diz respeito à análise da microbiota da água e do sedimento na foz do Rio Doce e região marinha adjacente, foram encontradas alterações na água do mar relacionadas às alterações na água do Rio Doce durante a campanha 4 (jan/fev 2020). O gênero bacteriano *Acinetobacter*, que aumentou drasticamente sua abundância nas águas do Rio Doce durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (PMBA/Fest- RRDM – Relatório Anual 2020 Anexo 1 – Ambiente Dulcícola), seguindo o aumento na concentração de metais na água, também aumentou drasticamente na água do mar. A campanha 4 (jan/fev 2020) demonstrou uma abundância 7 vezes maior de *Acinetobacter* quando comparado com a média observada nas três outras campanhas, estando em grande abundância inclusive na APA Costa das Algas e no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Vale ressaltar que *Acinetobacter* está sendo sugerido no presente relatório com potencial bioindicador da presença de metais pesados do sedimento do Rio Doce e do rejeito de mineração da barragem de Fundão. Algumas espécies de *Acinetobacter* são patogênicas aos seres humanos e com elevada resistência a antibióticos, o que demonstra a gravidade do possível impacto à saúde humana. Estes resultados demonstram que alterações na água do Rio Doce ligadas ao rompimento da barragem de Fundão, mesmo anos após o desastre, continuam afetando a microbiota marinha, inclusive em áreas de proteção e conservação ambiental. Adicionalmente, outros táxons sugeridos como potenciais bioindicadores da presença do rejeito da barragem de Fundão continuaram sendo encontrados em grande abundância, principalmente na foz do Rio Doce e suas proximidades. Neste sentido vale destacar o potencial bioindicador *Anaerolineaceae,* que continuou mostrando um decréscimo da sua abundância ao se afastar da foz do Rio Doce. Estes resultados revelam o impacto do Rio Doce na microbiota marinha, demonstrando a gravidade da contaminação das águas de um rio deste porte para o Oceano. Alterações na qualidade da água de grandes rios estão diretamente ligadas a alterações na microbiota da região marinha adjacente, que são de suma importância nos ciclos biogeoquímicos, produção primária, degradação de compostos orgânicos e na ciclagem de nutrientes. Ou seja, a saúde do ambiente marinho depende da saúde dos rios.

A comunidade microbiana associada aos corais é de extrema importância para saúde e evolução do hospedeiro. Por isso, avaliar alterações no microbioma destes animais é uma estratégia comumente utilizada para diagnosticar impactos em recifes de coral. Os resultados das análises da comunidade bacteriana associada às duas espécies de corais de Abrolhos (*M. alcicornis e M. hartii*) revelaram fortes indícios de disbiose em todas as campanhas avaliadas. Disbiose é a alteração da comunidade bacteriana simbiótica aos corais tornando-os mais sensíveis a futuros impactos. Em todas as campanhas avaliadas foram relatadas a presença de bactérias indicadoras de estresse em corais, assim como uma grande abundância de táxons bacterianos que também estavam em grande concentração na água ou no sedimento do Rio Doce e são descritos como bioindicadores de metais pesados pela literatura. Estes resultados sugerem que a disbiose possui relação com o rompimento da barragem de Fundão. Neste sentido pode-se destacar o potencial bioindicador *Pirellulaceae*, o qual

demonstrou alta abundância em praticamente todas as estações e campanhas amostradas, não sendo uma bactéria comum em corais. *Pirellulaceae* esteve entre as bactérias mais abundantes do Rio Doce, sendo a sua maior abundância justamente em um dos pontos com maiores níveis de contaminação (Linhares, RDO-15) (PMBA/Fest- RRDM – Relatório Anual 2020 Anexo 1 – Ambiente Dulcícola).

As alterações na água do Rio Doce observadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020) parecem afetar de forma drástica também a comunidade bacteriana associada aos corais, visto que ocorreu um aumento na concentração das bactérias mais abundantes no Rio Doce (hgcl clade, *Anaerolineaceae, Pirellulacea*, *Exiguobacterium* e *Acinetobacter*) nos corais de Abrolhos. Cabe destacar que todos estes táxons estão sendo sugeridos como bioindicadores de metais e da presença do rejeito da barragem de Fundão. Além de grande abundância na água ou no sedimento do Rio Doce, estes táxons foram encontrados em grande abundância em rios da bacia do Rio Doce impactados com rejeitos da barragem de Fundão poucos dias após o rompimento e não foram encontrados no rio controle, não atingido pelos rejeitos de mineração (REIS et al., 2020).

As bactérias relacionadas mais especificamente à campanha 4 (jan/fev 2020), *Acinetobacter* e *Exiguobacterium,* as quais aumentaram drasticamente suas abundâncias nas águas do Rio Doce e nas águas do mar nas regiões costeiras adjacentes à foz, também aumentaram drasticamente em alguns corais na campanha 4 (jan/fev 2020), sendo em alguns casos as bactérias mais abundantes de toda comunidade. Vale destacar ainda que os dois gêneros de bactérias benéficas para os corais e mais abundantes nas campanhas 1 a 3 (campanha 1 - set/out 2018; campanha 2 - jan/fev 2019; campanha 3 - set/out 2019), *Spirocaheta,* e um gênero de Gammaproteobacteria, não foram relatados na campanha 4 (jan/fev 2020). Esta observação pode estar relacionada ao grande evento de branqueamento que ocorreu no sul da Bahia nos meses de junho e julho de 2019 (DUARTE et al., 2020).

A avaliação dos corais branqueados também revelou grande abundância das bactérias bioindicadoras nas campanhas analisadas durante o Período de Transição (campanha 3 - set/out 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020), com destaque para o aumento de *Acinetobacter* na campanha 4 (jan/fev 2020), como ocorreu também na água do Rio Doce e na região marinha. Estes resultados sugerem uma possível influência de bactérias relacionadas ao rejeito da barragem de Fundão na doença dos corais de Abrolhos, ou como patógenos ou bactérias oportunistas.

Estes resultados revelam que o rompimento da barragem de Fundão está afetando a saúde dos corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos mesmo anos após o rompimento da barragem, sendo que após períodos de elevada pluviosidade o impacto pode ser ainda maior. O maior impacto durante a campanha 4 (jan/fev 2020) possivelmente está relacionado ao sinergismo entre o rompimento da barragem de Fundão e o intenso evento de branqueamento ocorrido durante os meses de junho e julho de 2019, demonstrando o problema do rompimento da barragem para os recifes de coral de Abrolhos em cenários futuros de mudanças climáticas.

Em conjunto, todos os indicadores ecotoxicológicos propostos (bioacumulação, respostas de biomarcadores, testes toxicológicos e indicadores microbianos) apontam, de maneira geral, para a intensificação dos impactos dos rejeitos de minério no Período de Transição, sobretudo nos setores Foz e Norte, atingindo até a região do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. Diante do exposto, ressaltamos a importância da realização de um monitoramento de longa escala temporal, que busque caracterizar e compreender melhor como variáveis sazonais (*e.g.* pluviosidade, vazão, fluxos de sedimento, ressuspensão, eventos oceanográficos, entre outras) podem modular os impactos biológicos dos rejeitos de Fundão sobre a biota aquática.

Considerando todos os indicadores ecotoxicológicos analisados pelo Anexo 1 durante o período de atuação do PMBA/Fest-RRDM, pode-se destacar principalmente os setores Foz, APA e Norte como os mais criticamente impactados (Figura 108), uma vez que se destacaram em diferentes indicadores e compartimentos ambientais analisados. Para a microbiota, destacou-se a abundância relativa dos dois indicadores já propostos (famílias Anaerolineacea e Pirellulaceae), além do gênero bacteriano *Acinetobacter*, que se sobressaiu durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Tais bioindicadores foram encontrados em praticamente todos os pontos analisados, no entanto, se mostraram com maior representação nas regiões salientadas na Figura 889.

Para finalizar, os principais resultados obtidos pelo Anexo 1 durante o período de atuação do PMBA/Fest-RRDM (Ano 1 e Período de Transição) estão sumarizados em formato de mapa. Neste sentido, as regiões criticamente impactas para cada grupo de análises realizadas pelo projeto foram identificadas no mapa e podem ser observadas através da Figura 890.

Figura 889: Síntese dos resultados integrados de bioacumulação (IBR bioacumulação), efeitos biológicos (IBR biomarcador), toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) e indicadores microbianos para o ambiente marinho. Os organismos coloridos em amarelo, azul, verde e laranja representam os maiores valores de IBR, índice de toxicidade ou indicadores microbianos para a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), respectivamente.

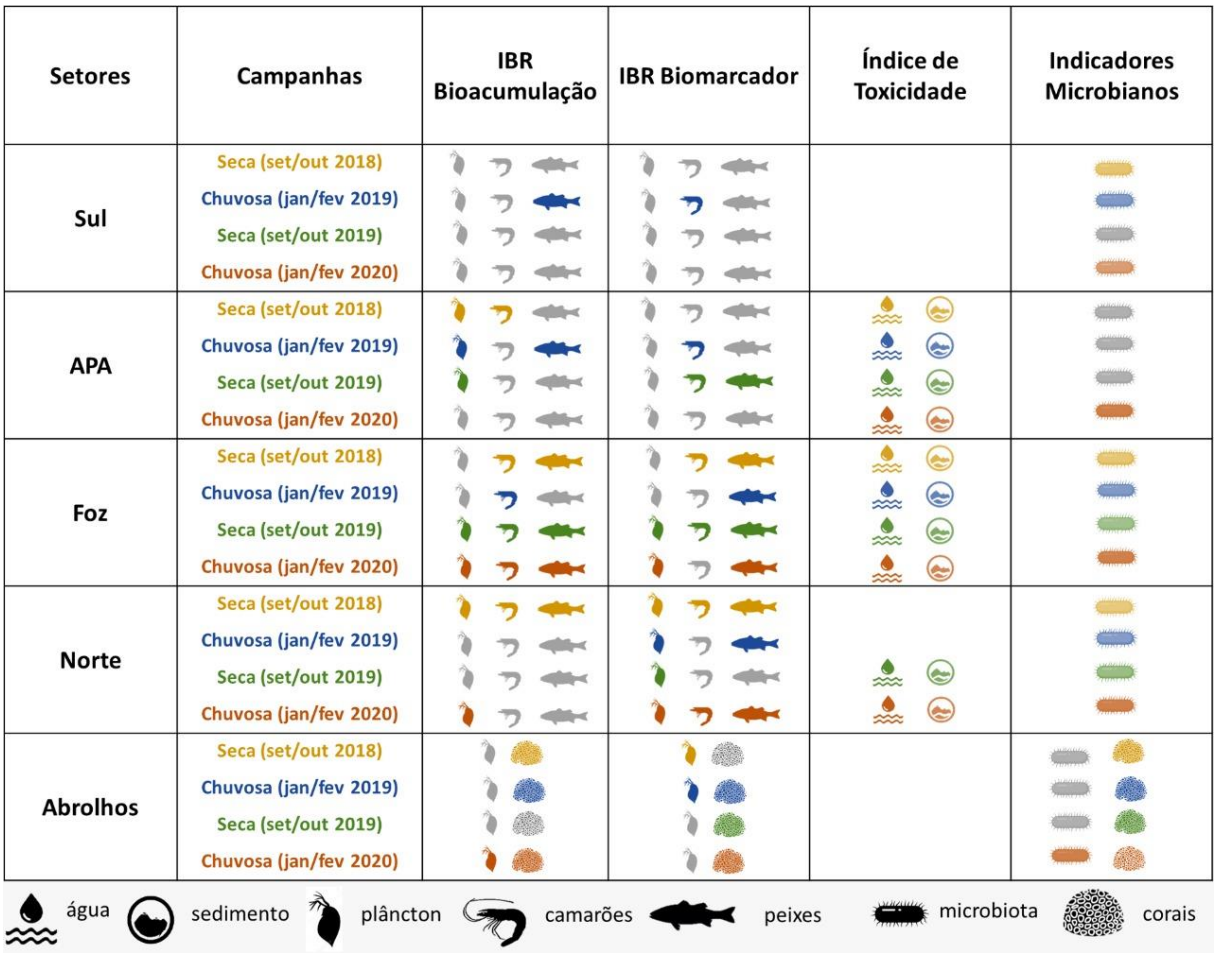
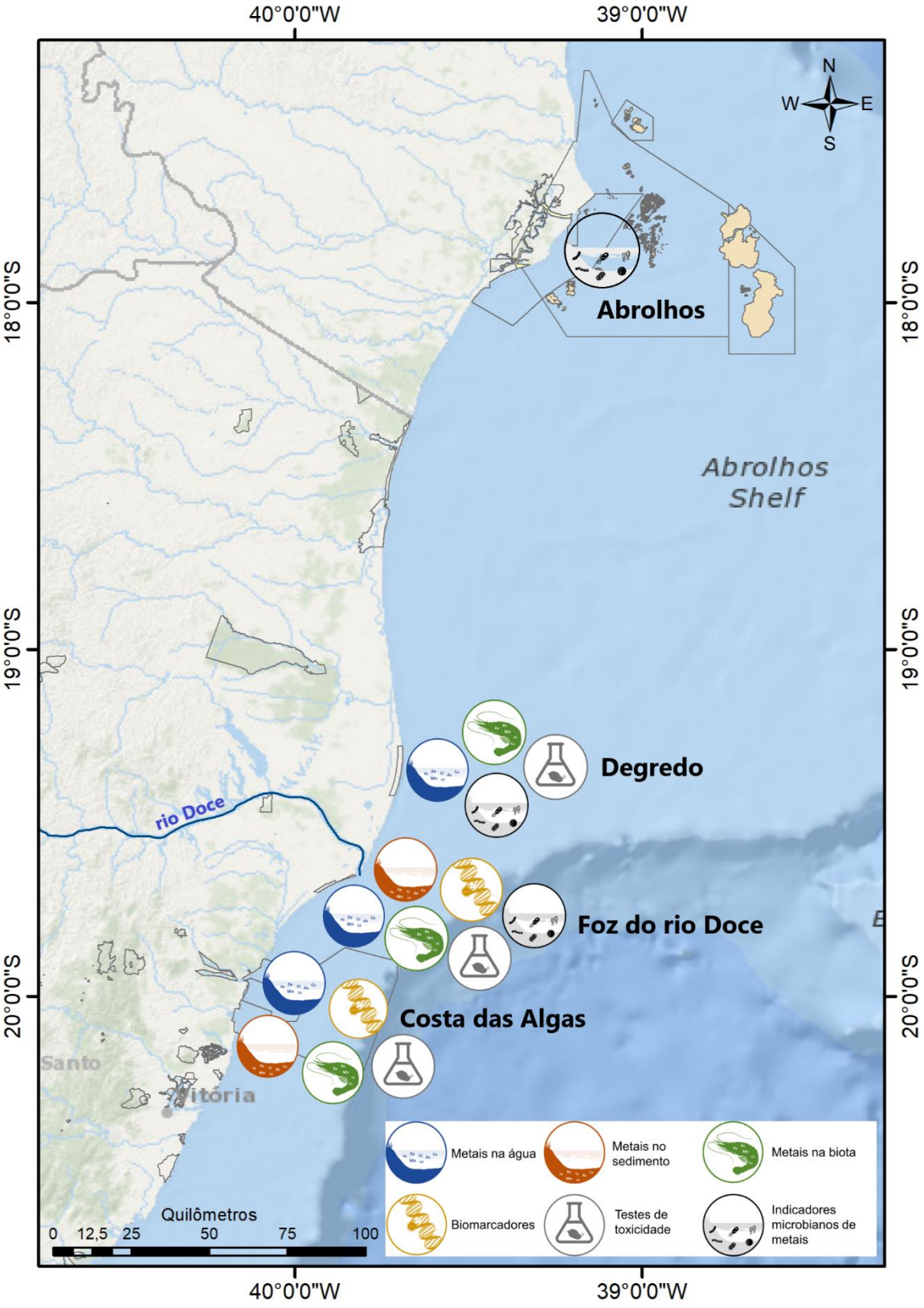


Figura 890: Regiões marinhas criticamente impactadas considerando os diferentes indicadores ecotoxicológicos propostos pelo Anexo 1 – Ecotoxicologia, durante o Ano 1 e Período de Transição, no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.



1.6 REFERÊNCIAS

ABDELOUAHAB, H. et al. Autumn larval fish assemblages in the northwest African Atlantic coastal zone. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, v. 35, n. 3, p. 515-527, 2017.

ABRANTES, K. G.; BARNETT, A.; BOUILLON, S. Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. Functional Ecology, v. 28, n. 1, p. 270–282, 2014.

ABRANTES, K. G.; SHEAVES, M. Importance of freshwater flow in terrestrial-aquatic energetic connectivity in intermittently connected estuaries of tropical Australia. Marine Biology, v. 157, n. 9, p. 2071–2086, 2010.

Aceves-Medina, G. et al. Distribution and abundance of the ichthyoplankton assemblages and its relationships with the geostrophic flow along the southern region of the California Current. Latin American Journal of Aquatic Research, v. 46, n. 1, p. 104-119, 2018.

ADAMS, P. B. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. Fishery Bulltin, v. 78, n. 1, p. 1-12, 1980.

ADITE, A.; WINEMILLER, K. O.; FIOGBE, E. D. Ontogenetic, seasonal, and spatial variation in the diet of Heterotis niloticus (Osteoglossiformes: Osteoglossidae) in the Sô River and Lake Hlan, Benin, West Africa. Environmental Biology of Fishes, v. 73, p. 367-378, 2005.

AFONSO, P.; FONTES, J.; SANTOS, R. Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. Biological Conservation v. 144, p.2739–2744, 2011.

Agnesi, S.; Annunziatellis, A.; Inghilesi, R.; Mo, G.; Orasi, A. The contribution of wind-wave energy at sea bottom to the modelling of rhodolith beds distribution in an off-shore continental shelf. Mediterranean Marine Science, 21(2), p. 433-441, 2020.

AGUIAR, V. M. C. et al. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. Journal of Environmental Management, v. 272, p. 111086, 2020.

AGUILAR, A.; BORREL, A.; PASTOR, T. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. In: REIJNDERS, P.J.H.; AGUILAR, A.; DONOVAN, G.P. (Ed). Chemical Pollutants and Cetaceans. Journal of Cetacean Research Management (Special Issue 1), p. 83-116. 1999.

AGUSA, T.; NOMURA, K.; KUNITO, T.; ANAN, Y.; IWATA, H.; MIYAZAKI, N.; TANABE, S. Interelement relationships and age-related variation of trace element concentrations in liver of striped dolphins (Stenella coeruleoalba) from Japanese coastal waters. Marine Pollution Bulletin, v. 57, n. 6-12, p. 807-815, 2008.

AINSLIE, M. A.; MCCOLM, J. G. A simplified formula for viscous and chemical absorption in sea water. The Journal of the Acoustical Society of America. v. 103, p. 1671–1672, 1998.

Akkoyun, M. B., Özdemir, S., Kılınç, E., and Birhanlı, E. 2020. Investigations of Hg(II) and Pb(II) tolerance, removal and bioaccumulation and their effects on antioxidant enzymes on thermophilic Exiguobacterium profundum. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 26: 1234–1253.

AKSNES, D. L. et al. Optical control of fish and zooplankton populations. Limnology and Oceanography, v. 49, n. 1, p. 233–238, 2004.

Alam, M. Z., Ahmad, S. 2013. Multi-metal biosorption and bioaccumulation by Exiguobacterium sp. ZM-2. Annals of Microbiology, 63: 1137–1146.

Alam, M. Z., Malik, A. 2008. Chromate resistance, transport and bioreduction by Exiguobacterium sp. ZM-2 isolated from agricultural soil irrigated with tannery effluent. Journal of Basic Microbiology, 48: 416–420.

ALBANO, P. G. & SABELLI, B. Comparison between death and living molluscs assemblages in a Mediterranean infralittoral off-shore reef. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, v. 310, n. 3–4, p. 206–215, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.palaeo.2011.07.012>.

ALBINO, J. Processos de Sedimentação Atual e Morfodinâmica das Praias de Bicanga a Povoação, ES. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 1999.

ALDRICH, L.T.; DOAK, J.B.; DAVIS, G.L. The use of ion exchange columns in mineral analysis for age determination. American Journal of Science, v. 251, n. 5, p. 377-387, 1953.

ALLDREDGE, A. L.; GOTSCHALK, C. C. The relative contribution of marine snow of different origins tobiological processes in coastal waters. Cont. Shelf Res., v. 10, p. 41-58, 1990.

ALLEGRE, C.J. Isotope Geology. Cambridge University Press, New York, 2008.

ALLEN, G. R. 1985. FAO fishes catalogue vol. 6. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO Fish Synopsis, Rome, 208p.

ALMEIDA, L. L. Distribuição e estratégias de reprodução de Stellifer rastrifer (Jordan, 1889), (Telostei, Sciaenidae) na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra-ES. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 46 p., 2015.

Almeida, C.A., Oliveira, A.F., Pacheco, A.A., Lopes, R.P., Neves, A.A., Queiroz, M.E.L.R. 2018. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce river basin—Brazil. Chemosphere, 209:411-420.

ALONSO, M. B.; ELJARRAT, E.; GORGA, M.; SECCHI, E. R.; BASSOI, M.; BARBOSA, L.; BERTOZZI, C. P.; MARIGO, J.; CREMER, M.; DOMIT, C.; AZEVEDO A. F.; DORNELES, P. R.; TORRES, J. P.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; BARCELÓ, D. Natural and anthropogenically-produced brominated

compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: another risk to a vulnerable species. Environmental Pollution, v. 170, p. 152-160, 2012.

ALONSO, M. B.; MARIGO, J.; BERTOZZI, C. P.; SANOTS, M. C. O.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C. Occurrence of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Guiana dolphins (Sotalia guianensis) from Ubatuba and Baixada Santista, São Paulo, Brazil. Latin America Journal of Aquatic Mammals, v. 8, p. 123-130, 2010.

ALTSCHUL, S. F. et al. Basic local alignment search tool. Journal of Molecular Biology, v. 215, n. 3, p. 403-410, 1990.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Accumulation, effects on growth, and localization of zinc in Padina gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae). Hydrobiologia, 327, p. 451-456, 1996.

AMADO-FILHO, G. M.; ANDRADE, L. R.; KAREZ, C. S.; FARINA, M. et al. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Environmental Research, 48, n. 3, p. 213-224, 1999.

AMADO-FILHO, G. M.; BAHIA, R. G.; PEREIRA-FILHO, G. H.; LONGO, L. L. South Atlantic rhodolith beds: latitudinal distribution, species composition, structure and ecosystem functions, threats and conservation status. In: Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective. p. 299-317, 2017.

AMADO-FILHO, G. M.; CREED, J. C.; ANDRADE, L. R.; PFEIFFER, W. C. Metal accumulation by Halodule wrightii populations. Aquatic Botany, 80, n. 4, p. 241-251, 2004.

AMADO-FILHO, G. M.; KAREZ, C. S.; ANDRADE, L. R.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. et al. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. Ecotoxicology and Environmental Safety, 37, n. 3, p. 223-228, 1997.

AMADO-FILHO, G. M.; MANEVELDT, G. W.; PEREIRA, G. H.; MANSO, R. C. C. et al. Seaweed diversity associated with a Brazilian tropical rhodolith bed. Ciencias Marinas, 36, n. 4, p. 371-391, 2010.

AMADO-FILHO, G.M. et al. Rhodolith beds are major CaCO3 bio-factories in the tropical South West Atlantic. PLoS ONE v. 7(4), e35171, 2012.

AMBARSARI, I.; BROWN, B. E.; BARLOW, R. G.; BRITTON, G. et al. Fluctuations in algal chlorophyll and carotenoid pigments during solar bleaching in the coral Goniastrea aspera at Phuket, Thailand. Marine Ecology Progress Series, 159, p. 303-307, 1997.

AMORIM, F.N.; CIRANO, M.; MARTA-ALMEIDA, M.; MIDDLETON, J.F.; CAMPOS, E.J.D. The seasonal circulation of the eastern Brazilian shelf between 10°S and 16°S: a modelling approach. Cont. Shelf Res. v. 65, p.121–140, 2013.

AMORIM, F.N.; CIRANO, M.; SOARES, I.D.; CAMPOS, E.J.D.; MIDDLETON, J.F. The influence of large-scale circulation, transient and local processes on the seasonal circulation of the eastern Brazilian shelf, 13° S. Cont. Shelf Res. v. 32, p. 47–61, 2012.

AMORIM, T. O. S.; ANDRIOLO, A.; REIS, S. S.; SANTOS, M. E. Vocalizations of Amazon river dolphins (Inia geoffrensis): Characterization, effect of physical environment and differences between populations. Journal of the Acoustical Society of America. v. 139, n. 3, p. 1285–1293, 2015.

AMORIM, T. O. S.; CASTRO, F. R; MORON, J. R.; DUQUE, B. R.; DI TULLIO, J. C.; SECCHI, E. R.; ANDRIOLO, A. Integrative bioacoustics discrimination of eight delphinid species in the western South Atlantic Ocean. PLoS ONE. v. 14, n. 6, p. e0217977, 2019.

AMUNDSEN, P. A.; GABLER, H. M.; STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology, v. 48, p. 607–614, 1996.

AN, H. S. et al. Comparative genetic variability between broodstock and offspring populations of Korean starry flounder used for stock enhancement in a hatchery by using microsatellite DNA analyses. Genetics and Molecular Research, v. 12, n. 4, p. 6319-6330, 2013.

ANAC, Agência Nacional de Aviação Civil. Requisitos Gerais para Aeronaves Não Tripuladas de Uso Civil - RBAC-E no 94. Requisitos Gerais para Aeronaves Não Tripuladas de Uso Civil - RBAC-E no 94, p. 26, 2017. Disponível em: http://www.anac.gov.br/assuntos/legislacao/legislacao-1/rbha-e-rbac/rbac/rbac-e-94-emd-00.

ANDERSON, C.; CABANA, G. Does δ15N in river food webs reflect the intensity and origin of N loads from the watershed? Science of The Total Environment, v. 367, p. 968–978, 2006.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecology Letters, 9, n. 6, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. Plymouth: Primer-E Ltd., 2008.

ANDRADE, L. R.; FARINA, M.; AMADO FILHO, G. M. Role of Padina gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae) cell walls in cadmium accumulation. Phycologia, 41, n. 1, p. 39-48, 2002.

ANDRADE, L. R.; LEAL, R. N.; NOSEDA, M.; DUARTE, M. E. R. et al. Brown algae overproduce cell wall polysaccharides as a protection mechanism against the heavy metal toxicity. Marine Pollution Bulletin, 60, n. 9, p. 1482-1488, 2010.

ANDRADES, R. et al. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. Marine Pollution Bulletin, v. 154, p. 5, 2020.

Andrade-Tubino, M. F. et al. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. Hydrobiologia, v. 847, p. 403-419, 2020.

ANDRIOLO, A.; CASTRO, F.R.; AMORIM, T.; MIRANDA, G.; TULLIO, J. D.; MORON, J.; RIBEIRO, B.; RAMOS, G.; MENDES, R. R. Marine Mammal Bioacoustics Using Towed Array Systems in the Western

South Atlantic Ocean. In.: Rossi-Santos, M. R.; Finkl, C. W. (org.). Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America. Springer International Publishing. 2018. p. 113-147.

ANGELINI, C.; ALTIERI, A. H.; SILLIMAN, B. R.; BERTNESS, M. D. Interactions among foundation species and their consequences for community organization, biodiversity, and conservation. BioScience, 61, n. 10, p. 782-789, 2011.

ANTHONY, J. W. et al. Handbook of mineralogy. Vol. 2, Silica, silicates: Pt. 1. Mineral Data Publishing, 1995.

ANTHONY, K. et al. New interventions are needed to save coral reefs. Nature Ecology & Evolution, v. 1, n. 10, p. 1420-1422, 2017.

ANTHONY, K. R.; FABRICIUS, K. E. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 252, n. 2, p. 221-253, 2000.

ANTHONY, K. R.; RIDD, P. V.; ORPIN, A. R.; LARCOMBE, P. et al. Temporal variation of light availability in coastal benthic habitats: Effects of clouds, turbidity, and tides. Limnology and Oceanography, 49, n. 6, p. 2201-2211, 2004.

Anual Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica. 315 p., 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar. Acesso em: 3 nov. 2020.

Anual Anexo 3 Marinho – Ictioplâncton. 194 p., 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar. Acesso em: 3 nov. 2020.

Anual Anexo 3 Marinho – Integração Abiótica dos Ambientes. 60 p., 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar. Acesso em: 3 nov. 2020.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press, 2005.

ARA, K. Temporal variability and production of Temora turbinata (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. Scientia Marina, v. 66, n. 4, p. 399-406, 2002.

ARACRUZ CELULOSE SA. Influência do lançamento marinho sobre a ecologia marinha. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Volume 4, Coletânea de Monografias de Impactos Ambientais. 1986.

ARAKAWA, H.; OHI, Y.; MATSUMOTO, A.; TAKIO, K. et al. Influence of volcanic ash sediments on spore adhesion of the red alga Gelidium elegans from the coastal seabed around Miyakejima Island, Japan. Fisheries Science, 78, n. 5, p. 1083-1090, 2012.

Araújo, F. G.; Guimarães, F. J. da C.; Costa, M. R. Environmental influences on distribution of four Sciaenidae species (Actinopterygii, Perciformes) in a tropical bay at Southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 23, n. 2, p. 497-508, 2006.

ARAÚJO, H.M.P; MONTÚ, M. Novo Registro de Temora turbinata (Dana, 1849) (Copepoda, Crustacea) para águas atlânticas. Nauplius, n. 1, p. 89-90, 1993.

ARDURA, A.; PLANES, S.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Applications of DNA barcoding to fish landings: authentication and diversity assessment. Zookeys, v. 365, p. 49-65, 2013.

ARIF, C.; DANIELS, C.; BAYER, T.; BANGUERA-HINESTROZA, E. et al. Assessing Symbiodinium diversity in scleractinian corals via next-generation sequencing-based genotyping of the ITS2 rDNA region. Molecular Ecology, 23, n. 17, p. 4418-4433, 2014.

ARRUDA, W. Z.; CAMPOS, E. J. D.; ZHARKOV, V.; SOUTELINO, R. G.; SILVEIRA, I. C. A. Events of equator ward translation of the Vitoria Eddy. Cont. Shelf. Res., 70:61-73. doi:10.1016/j.csr.2013.05.004. 2013.

ATIENZA, D.; CALBET, A.; SAIZ, E.; LOPES, R.M. Ecological success of the cladoceran Penilia avirostris in the marine environment: feeding performance, gross growth efficiencies and life history. Marine Biology, v. 151, n.4, p. 1385-1396, 2007.

ATIENZA, D.; SAIZ, E.; SKOVGAARD, A.; TREPAT, I.; CALBET, A. Life history and population dynamics of the marine cladoceran Penilia avirostris (Branchiopoda: Cladocera) in the Catalan Sea (NW Mediterranean). Journal of Plankton Research, v. 30, n. 4, p. 345-357, 2008.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological Profile for Mercury. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta. 617, pp. 1999.

AU, D. W. T. et al. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper Epinephelus coioides. Marine Ecology Progress Series, v. 266, p. 255–264, 2004.

AU, W. W. L.; HASTINGS, M. C. Principles of marine bioacoustics. New York: Springer, 2008. 679 p.

AU, W. W. L.; POPPER, A. N.; FAY, R. R. Hearing by Whales and Dolphins. New York: Springer, 2000. 485 p.

AUED, A. W. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. PlosOne, v. 13, n. 6, p. e0198452, 2018.

AULD, A. H.; SCHUBEL, J. R. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. Estuarine and Coastal Marine Science, v. 6, n. 2, p. 153–164, 1978.

AUTHMAN, M.M.N. et al. Use of Fish as Bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. Aquaculture Research & Development, v. 6, n. 4, 1000328, 2015. 10.4172/2155-9546.1000328.

AVIGLIANO, E. et al. Fluvio-marine travelers from South America: Cyclic amphidromy and freshwater residency, typical behaviors in Genidens barbus inferred by otolith chemistry. Fisheries Research, 193: p. 184–194, 2017.

AVILA, T. R.; PEDROZO, C. S.; BERSANO, J. G. F. Variação temporal do zooplâncton da Praia de Tramandaí, Rio Grande do Sul, com ênfase em Copepoda. Iheringia, Série Zoologia, v. 99, n. 1, p. 18-26, 2009.

AVISE, J. C. et al. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 18, n. 1, p. 489-522, 1987.

AVOIS-JACQUET, C.; LEGENDRE, P.; LOUIS, M. Coastal tropical zooplankton: patterns and processes over spatial scales. Coral Reefs, 2000.

Axler, K. E. et al. Consequences of plume encounter on larval fish growth and condition in the Gulf of Mexico. Marine Ecology Progress Series, v. 650, p. 63-80. 2020. 10.3354/meps13396.

AYUKAI, T. Retention of phytoplankton and planktonic microbes on coral reefs withing the Great Barrier Reef, Australia. Coral Reefs, v. 14, p. 141-147, 1995.

AZAM, F. et al. The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. Marine Ecology Progress Series, v. 10, n. 3, p. 257-263, 1983.

AZEVEDO, A. F.; CARVALHO, R. R.; KAJIN, M.; VAN, M.; BISI, T. L.; CUNHA, H. A.; LAILSON-BRITO JR, J. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of Sotalia guianensis in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. Ecological Indicators, v. 79, p. 1-10. 2017

AZEVEDO, Alexandre F et al. Habitat use by marine tucuxis (Sotalia guianensis)(Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 87, n. 1, p. 201–205, 2007.

AZEVEDO, C. T.; LIMA, J. Y.; AZEVEDO, R. M.; NETO, E. B. S.; TAMY, W. P. T.; BARBOSA, L. A.; LAILSON-BRITO, J.; BOERE, V.; SILVEIRA, L. S. Thoracic limb bone development in Sotalia guianensis (Van Beneden 1864) along the coastilne of Espírito Santo, Brazil. Journal of Mammalogy, v. 96(3), p. 541-551, 2015.

BAHIA, R.; ABRANTES, D.; BRASILEIRO, P.; PEREIRA, G. et al. Rhodolith bed structure along a depth gradient on the northern coast of Bahia state, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 58, n. 4, p. 323-337, 2010.

BAKEEVA, L. E.; DZYUBINSKAYA, E. V.; SAMUILOV, V. D. Programmed cell death in plants: Ultrastructural changes in pea guard cells. Biochemistry-Moscow, 70, n. 9, p. 972-979, 2005.

BAKER, A. C. Flexibility and specificity in coral-algal symbiosis: Diversity, ecology, and biogeography of Symbiodinium. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, 34, p. 661-689, 2003.

BAKER, J. Population density and home range estimates for the Eastern Bristlebird at Jervis Bay, south-eastern Australia. Corella, v. 25, p. 62-67, 2001.

BALLANCE L. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. Marine Mammal Science v. 8, p. 262-274, 1992.

BANKS, S. C. et al. How does ecological disturbance influence genetic diversity? Trends in ecology & evolution, v. 28, n. 11, p. 670-679, 2013.

BAPTISTA, G.; KEHRIG, H.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; HAUSER-DAVIS, R. E.; ALMEIDA, M. G.; REZENDE, C.E.; SICILIANO, S. DE MOURA, J.F.; MOREIRA, I. Mercury, selenium and stable isotopes in four small cetaceans from the Southeastern Brazilian coast: Influence of feeding strategy. Environmental Pollution, v. 218, p.1298- 1307, 2016.

BARBIERI, L. R.; DOS SANTOS, R. P.; ANDREATA, J. V. Reproductive biology of the marine catfish,Genidens genidens (Siluriformes, Ariidae), in the Jacarepaguá Lagoon system, Rio de Janeiro, Brazil. Environmental Biology of Fishes, v. 35, n. 1, p. 23–35, 1992.

BARLETTA, M. et al. Factors affecting seasonal variations in fish assemblages at ecocline in a tropical–subtropical mangrove fringed estuary. Journal of Fish Biology, v. 73, p. 1314–1336, 2008.

BARLETTA, M. et al. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. Journal of Fish Biology, v. 66, p. 45-72, 2005.

BARLETTA, M.; BLABER, S. J. M. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. Bulletin of Marine Science v. 80, p. 647–680, 2007.

BARLOW, J.; TAYLOR, B. L. Estimates of sperm whale abundance in the northeastern temperate Pacific from a combined acoustic and visual survey. Marine Mammal Science. v. 21, p. 429-445, 2005.

BARNES, E. Developmental Defects of the Axial Skeleton in Paleopathology. University Press of Colorado, Niwot, 1994. 360p.

BARRETO, J. Idade e Crescimento da tartaruga verde (Chelonia mydas) no Atlântico Sul Ocidental. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, Espírito Santo. 2017.

BARROS, F.; COSTA, P. C.; CRUZ, I.; MARIANO, D. L. S.; MIRANDA, R. J. Hábitats bentônicos na Baía de Todos os Santos. Revista Virtual de Química, 4 (5), 551-565. Out/2012.

BARROS, I. P. Caracterização da contaminação do boto-cinza (Sotalia guianensis) da baía de Guanabara por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. 68 f. (Graduação em Oceanografia). Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BASSI, D. et al. Bathymetric distribution of ichnocoenoses from recent subtropical algal nodules off Fraser Island, eastern Australia. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, v. 369, p. 58-66, 2013.

BASTIDA, R.; RODRÍGUEZ, D.; SECCHI, E.; SILVA, V. 2007. Mamiferos Acuaticos de Sudamerica y Antartida, Buenos Aires: Vázquez Mazzini (eds.), v. 1. 2007.366 p.

BASTOS, A. C. et al. Bryozoans are major modern builders of South Atlantic oddly shaped reefs. Scientific Reports, v. 8, n. 1, p. 9638, 2018.

BASTOS, A. C. et al. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: A synthesis from a mixed siliciclastic–carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. Journal of South American Earth Sciences, v. 63, p. 125-136, 2015.

Bastos, A. C.; Quaresma, V. S.; Marangoni, M. B.; D'agostini, D. P.; Bourguignon, S. N.; Cetto, P. H.; Silva, A. E.; Amado Filho, G. M.; Moura, R. L.; Collins, M. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: A synthesis from a mixed siliciclastic-carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. Journal of South American Earth Science, 63, p. 125-136, 2015.

BASTOS, Alex et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática na Área Ambiental I. Avaliação e Consolidação de dados pretéritos. Sistemas Pelágico, Sedimentos, Comunidade Biótica e Ecotoxicologia. RT-01 RRDM, Vitória, ES, outubro, 2018.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brasil. Ciência e Cultura, v. 50, n. 4, p. 255-260, 1998.

BATTUELLO, Marco et al. The isopod Eurydice spinigera and the chaetognath Flaccisagitta enflata: How habitat affects bioaccumulation of metals in predaceous marine invertebrates. Ecological Indicators, v. 84, p. 152-160, 2018.

BAUMGARTNER, M.F. The distribution of Risso's dolphin (Grampus griseus) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. Marine Mammal Science 13:614-638. 1997.

Beckley, L. E. et al. Structuring of larval fish assemblages along a coastal oceanic gradient in the macro-tidal, tropical eastern Indian Ocean. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, v. 161, p. 105-119, 2019.

BEINEKE, A.; SIEBERT, U.; WOHLSEIN, P.; BAUMGÄRTNER, W. Immunology of whales and dolphins. Veterinary Immunology and Immunopathology, v. 133, p. 81–94, 2010

BÉJAOUI, B.; BEN ISMAIL, S.; OTHMANI, A.; BEN HADJ HAMIDA, O.; CHEVALIER, C.; FEKI, W.; HARZALLAH, A.; BEN HADJ HAMIDA, N.; BOUAZIZ, R.; DAHECH, S.; DIAZ, F.; TOUNSI, K.; SAMMARI, C.; PAGANO, M.; HASSEN, M. Synthesis review of the Gulf of Gabes (eastern Mediterranean Sea, Tunisia): Morphological, climatic, physical oceanographic, biogeochemical and fisheries features. Estuarine, Coastal and Shelf Science, n. 219, p. 395-408, 2019.

BELIAEFF, B., BURGEOT, T. 2002. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. Environmental Toxicology Chemistry, 21: 1316.

BELL, G. W.; EGGLESTON, D. B. Species-specific avoidance responses by blue crabs and fish to chronic and episodic hypoxia. Marine Biology, v. 146, n. 4, p. 761-770, 2005.

BELLWOOD, D. R. et al. Confronting the coral reef crisis. Nature, v. 429, n. 6994, p. 827-833, 2004.

BELLWOOD, D. R.; FULTON, C. J. Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change? Limnology and Oceanography, v. 53, n. 6, p. 2695-2701, 2008.

BENEDETTI-CECCHI, L. Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. Marine Ecology Progress Series, v. 215, p. 79-92, 2001.

BERGAMO, C. J. Uso da foz do Rio Doce por botos-cinza (Sotalia guianensis) após o rompimento da barragem de fundão, Mariana – MG. 2019. 45 f. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, São Mateus.

BERNARDINO, A. F.; REIS, A.; PEREIRA FILHO, A. C. D.; de OLIVEIRA GOMES, L. E.; BISSOLI, L. B.; de BARROS, F. C. R. Benthic estuarine assemblages of the Eastern Marine Brazilian Ecoregion (EME). In: LANA P., BERNARDINO A. (Eds). Brazilian Estuaries. Brazilian Marine Biodiversity. Cham: Springer, 2018. p. 95-116.

BEVAN, Elizabeth et al. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for monitoring sea turtles in near-shore waters. Marine Turtle Newsletter, v. 145, n. 1, p. 19–22, 2015.

BEZERRA JÚNIOR, J. L. Ictioplâncton e ictionêuston como indicadores da qualidade de água do Porto de Suape – PE (Brasil). Universidade Federal de Pernambuco. Pós-graduação em Oceanografia. 107 p. 1999.

BEZERRA JÚNIOR, J. L.; diaz, X. G.; neumann-leitão, S. Diversidade de Larvas de Peixes das Áreas Internas e Externas do Porto de Suape (Pernambuco - Brazil). Tropical Oceanography Online. 2011.

Bhadra, B., Nanda, A. K., Chakraborty, R. 2006. Inducible nickel resistance in a river isolate of India phylogenetically ascertained as a novel strain of Acinetobacter junii. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 22: 225–232.

Bhattacharya, A., Gupta, A. 2013. Evaluation of Acinetobacter sp. B9 for Cr (VI) resistance and detoxification with potential application in bioremediation of heavy-metals-rich industrial wastewater. Environmental Science and Pollution Research, 20: 6628–6637

BIANCHINI, A. 2016. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação. Brasília. 2016.

BIANCHINI, A. 2019. Monitoramento dos efeitos ecotoxicológicos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho. Relatório Técnico-Científico - FURG/ICMBio, Rio Grande, RS.

BIANCHINI, A. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy

Moura do CEPSUL/ICMBio. Universidade Federal do Rio Grande – FURG & Instituto de Ciências Biológicas. Brasília, 2016.

BIANCHINI, A. et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 3: Anexo 1 – Ecotoxicologia. Espirito Santo, 338p., 2019.

BICALHO, A. B. O boto-cinza (Sotalia Guianensis) no estuário dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Sudeste do Brasil: Ocorrência, uso do habitat, padrão comportamental e percepção da comunidade tradicional. 2018. 78 f. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.

BICUDO C. E M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de águas continentais do brasil: chave para identificação e descrições. Ed. Rima. 2aed., p.3. 2006.

BIRKELAND, C. Life and death of coral reefs. Springer Science & Business Media, 1997.

BISI, T.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A.; DORNELES, P.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O.; LAILSON-BRITO, J. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. Ecological Indicators, v.18, p 291–302, 2012.

BITTENCOURT A.C.S.P. et al. Past and current sediment dispersion pattern estimates through numerical modeling of wave climate: an example of the Holocene delta of the Doce River, Espírito Santo, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 79(2): 333 - 341. 2007.

BITTENCOURT, S. C. S. Composição, Distribuição e Abundância do Ictioplâncton da ZEE Norte Coletado na Região da Costa do Amapá e Plataforma do Amazonas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará. Belém, 2004.

Blais, J.-F., Auclair, J. C., Tyagi, R. D. 1992. Cooperation between two Thiobacillus strains for heavy-metal removal from municipal sludge. Canadian Journal of Microbiology, 38: 181–187.

BLAKE, C.; MAGGS, C. A. Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. Phycologia, 42, n. 6, p. 606-612, 2003.

BLANKSON, E. R.; ADHIKARY, N. R. D. & KLERKS, P. L. The effect of lead contamination on bioturbation by Lumbriculus variegatus in a freshwater microcosm. Chemosphere, v. 167, p. 19–27, 2017.

BOADEN, A.; KINGSFORD, M.J. Predators drive community structure in coral reef fish assemblages. Ecosphere, v. 6, n. 4, p. 46-46, 2015.

BÖHM, L.; FÜTTERER, D.; KAMINSKI, E. Algal calcification in some Codiacea (Chlorophyta): Ultrastructure and location of skeletal deposits. Journal of Phycology, 14, n. 4, p. 486-493, 1978.

BOLLENS, G.R.; LANDRY, M.R. Biological response to iron fertilization in the eastern equatorial Pacific (IronEx II). II. Mesozooplankton abundance, biomass, depth distribution and grazing. Marine Ecology Progress Series, v. 201, p. 43-56, 2000.

BOLNICK, D.I. et al. Measuring individual-level resource specialization. Ecology, v. 83, p. 2936–2941, 2002.

BONECKER, A. C. T. et al. Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia. Zoologia: guias e manuais de identificação séries. Disponível em <http://books.scielo.org>, 2014. 295 p.

BONECKER, A. C. T. et al. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in southeast Brazil. Regional Studies in Marine Science, v. 32, p. 100848, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100848>. Acesso em: 3 nov. 2020.

BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; BASSANI, C. Plâncton marinho. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.) Biologia marinha., 2a. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 2009a. p. 213-239.

BONECKER, A. C. T.; CASTRO, M. S. 2006 Atlas de larvas de peixes da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Museu Nacional Série Livros n. 19. Rio de Janeiro, 216 p.

BONECKER, A. C. T.; NAMIKI, C. A. P.; CASTRO, M. S.; CAMPOS, P. N. 2014. Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos. [online]. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia. Zoologia: guias e manuais de identificação series. Disponível em SciELO Books. 295 p.

Bonecker, F. T.; CASTRO, M. S.; BONECKER, A. C. T. Larval fish assemblage in a tropical estuary in relation to tidal cycles, day/light and seasonal variations. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 4, p. 238-245, 2009b.

BONECKER, S. L.; ARAUJO, A. V. D.; CARVALHO, P. F. D.; DIAS, C. D. O.; FERNANDES, L. F.; MIGOTTO, A. E.; De OLIVEIRA, O. M. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. Zoologia (Curitiba), v. 31, n. 5, p. 445-462, 2014.

BONECKER, S.L.C. Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006.

BONECKER, S.L.C.; BONECKER, A.C.T.; NOGUEIRA, C.R.; REYNIER, M.V. Zooplâncton do litoral norte do Espírito Santo - Brasil: estrutura espaço-temporal. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE PLÂNCTON, 4., 1990, Recife. Anais do IV Encontro Brasileiro de Plâncton, UFPE, Recife, 1990, p. 369-391.

BONECKER, S.L.C.; DE ARAÚJO, A.V.; DE CARVALHO, P.F.; DE OLIVEIRA DIAS, C.; FERNANDES, L.F.L.; AGUILAR, T.I.M.; LOPES, R.M. Estrutura Espacial e Temporal da Comunidade Zooplanctônica.

In: FALCÃO, A.P. da C.; MOREIRA, D.L. (Eds.). Ambiente Pelágico: Caracterização Ambiental Regional Da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. p. 171-206.

BORDINO, P.; THOMPSON, G.; IÑIGUEZ, M. Ecology and behaviour of the franciscana (Pontoporia blainvillei) in Bahía Anegada, Argentina. Journal of Cetacean Research and Management, v. 1, n. 2, p. 213–222, 1999.

BOROBIA, M.; BARROS, N.B. Notes on the diet of marine Sotalia fluviatilis. Marine Mammal Science 5, 395-399. 1989.

BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; HOEK, W. Distribution of the South American dolphin Sotalia fluviatilis. Canadian Journal of Zoology, n.69, p. 1025-1039. 1991.

BOROWITZKA, M. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. Marine and Freshwater Research, 23, n. 2, p. 73-84, 1972.

BOUDEULLE, M.; MULLER, J.-P. Structural characteristics of hematite and goethite and their relationships with kaolinite in a laterite from Cameroon. A TEM study. Bulletin de minéralogie, v. 111, n. 2, p. 149-166, 1988.

BOURGUIGNON S.N, BASTOS A.C, QUARESMA V.S., VIEIRA F.V., PINHEIRO H., AMADO-FILHO G.M., MOURA R.L., TEIXEIRA J.B. Seabed Morphology and Sedimentary Regimes defining Fishing Grounds along the Eastern Brazilian Shelf. Geosciences, v. 8, n. 91. doi:10.3390/geosciences8030091. 2018.

BOURRET, V. et al. Evolutionary ecotoxicology of wild yellow perch (Perca flavescens) populations chronically exposed to a polymetallic gradient. Aquatic Toxicology, v. 86, n. 1, p. 76-90, 2008.

BRADFORD, J.M. Distribution of the pelagic copepod Temora turbinata in New Zealand coastal waters, and possible trans-tasman population continuity. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, v. 11, n.1, p.131-144,1977.

BRADLEY, D. L.; STERN, R. Underwater Sound and the Marine Mammal Acoustic Environment: A Guide to Fundamental Principles. U. S. Marine Mammal Commission, Bethesda, MD, p. 35-46. 2008.

BRANCO, C. W. C.; AGUIARO, T.; ESTEVES, F. A.; CARAMASCHI, E. P. Food sources of the teleost Eucinostomus argenteus in two coastal lagoons of Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 32, n. 1, p. 33–40, 1997.

BRANCO, J. O., FREITAS, J. F., VERANI, J. R., HOSTIM, S. M. 2009. Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: Branco J. O. Lunardon-Branco, M. J., Bellotto, V. R. (Eds.). Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Santa Catarina, Univali, p. 207-226.

BRANCO, J. O., MORITZ-JUNIOR, H. C. 2001. Alimentação natural do camarão sete-barbas (Xiphopenaeus kroyeri), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. Revista Brasileira de Zoologia, 18: 53-61.

BRANCO, J. O.; FRACASSO, H. A. A. Biologia populacional de Callinectes ornatus (Ordway) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 21, n. 1, p. 91-96, 2004.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L.; SASSI, R. Planctonologia na plataforma continental do Brasil – Diagnose e revisão bibliográfica. MMA, CIRM, FEMAR. Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva – REVIZEE. 1997.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L.; SASSI, R. Planctonologia na plataforma continental brasileira: Diagnose e revisão bibliográfica. Brasília: MMA–IBAMA, 1997.

BRASILEIRO, P. S. et al. Macroalgal composition and community structure of the largest rhodolith beds in the world. Marine Biodiversity, v. 46, n. 2, p. 407-420, 2016.

BRASILEIRO, P., BRAGA, J.; AMADO-FILHO, G.; NUNES L., BASSI, D., FRANCO, T., BASTOS, A., MOURA, R. Burial rate determines holocene rhodolith development on the Brazilian shelf. Palaios, v. 33, p. 464-477. 2018.

BRÉHÉLIN, C.; KESSLER, F. The plastoglobule: a bag full of lipid biochemistry tricks. Photochemistry and Photobiology, 84, n. 6, p. 1388-1394, 2008.

BREITBURG, D. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. Estuaries, v. 25, n. 4, p. 767-781, 2002.

BRINKHUIS, B. H.; CHUNG, I. K. The effects of copper on the fine structure of the kelp Laminaria saccharina (L) Lamour. Marine Environmental Research, 19, n. 3, p. 205-223, 1986.

BROCKMANN, C.; DOERFFER, R.; PETERS, M.; STELZER, K.; EMBACHER, S.; RUESCAS, A. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In Proceedings of the Living Planet Symposium, Prague, Czech Republic, p. 9–13, 2016.

BROOKE, Samantha et al. Testing marine conservation applications of unmanned aerial systems (UAS) in a remote marine protected area. Journal of Unmanned Vehicle Systems, v. 3, n. 4, p. 237–251, 2015.

BROSSET, P. et al. Influence of environmental variability and age on the body condition of small pelagic fish in the Gulf of Lions. Marine Ecology Progress Series, v. 529, p. 219–231, 2015.

Brown, A. C.; McLachlan, A. Ecology of sandy shores. Elsevier, Amsterdam. 328p. 1990.

BRUCE, T. P. M. et al. Abrolhos Bank reef health evaluated by means of water quality, microbial diversity, benthic cover, and fish biomass data. PlosOne, v. 7, n. 6, p. e36687, 2012.

BRUFORD, M. W. et al. 1992. Single-locus and multilocus DNA fingerprinting. Molecular genetic analyses of populations: A Pratical Approach, Oxford, p. 225-269.

BRUNO, J. F.; SWEATMAN, H.; PRECHT, W. F.; SELIG, E. R. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. Ecology, 90, n. 6, p. 1478-1484, 2009.

BRUSCA, R. C., BRUSCA, G. J. 2003. Invertebrates. Segunda edição. Sinauer Associations, Sunderland, Massachusetts, 888 pp.

BUCK, J.D.; RANDALL, W.; HOWARD, L.R.; HANSEN, L.J. Micro-organismos aeróbios associados a golfinhos roazes em liberdade na costa do Golfo do México. Journal of Wildlife Diseases, v.42 (3), p. 536 -544, 2006.

BUCKLAND, Stephen T et al. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. 2001.

BUESSELER, K. O. et al. An assessment of the use of sediment traps for estimating upper ocean particle fluxes. Journal of Marine Research, v. 65, n. 3, p. 345-416, 2007.

Bunn, N. A.; Fox, C. J.; Webb, T. A literature review of studies on fish egg mortality: implications for the estimation of spawning stock biomass by the annual egg production method. Science Series Technical Report, CEFAS, Lowestoft, (111), p. 37, 2000.

BURKHOLDER, J. M. Phytoplankton and episodic suspended sediment loading: Phosphate partitioning and mechanisms for survival. Limnol. Oceanogr., n.37, v.5, p.974-988. 1992.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. (2002) Model Selection and Multi-Model Inference. New York: Springer-Verlag.

CALENGE, C. Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package. 2019.

CÁMARA, S.; ESPERÓN, F.; DE LA TORRE, A.; CARBALLO, M.; AGUAYO, S.; MUÑOZ, M.; SÁNCHEZ, J. Inmunotoxicidad en cetáceos. Parte I: metales pesados. Revista Canaria de Las Ciencias Veterinarias, v. 3, n. 1, p. 30 - 45, 2003

CAMPOS, E. Equator ward translation of the Vitoria Eddy in a numerical simulation. Geophys Res Lett. doi:10.1029/2006GL026997. 2006.

CANLI, M.; ATLI, G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environmental Pollution, v. 121, p. 129-136, 2003.

CAPET, A.; MEYSMAN, F. J.; AKOUMIANAKI, I.; SOETAERT, K.; GRÉGOIRE, M. Integrating sediment biogeochemistry into 3D oceanic models: a study of benthic-pelagic coupling in the Black Sea. Ocean Modelling, n. 101, p. 83-100, 2016.

CAREY, C.C.; WEATHERS, K.C., COTTINGHAM, K.L. Gloeotrichia echinulata blooms in an oligotrophic lake: helpful insights from eutrophic lakes. J. Plankton Res., v. 30, p. 893-904, 2008.

CARILLI, J. E.; NORRIS, R. D.; BLACK, B. A.; WALSH, S. M. et al. Local stressors reduce coral resilience to bleaching. Plos One, 4, n. 7, p. e6324, 2009.

Carmo, F. F. do, Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., Campos, I. C. de, Carmo, F. F. do, Silvino, G., Castro, K. J. da S. X. de, Mauro, M. L., Rodrigues, N. U. A., Miranda, M. P. de S., & Pinto, C. E. F. 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. Perspectives in Ecology and Conservation, 15(3): 145–151.

CARNIEL, S.; UMGIESSER, G.; SCLAVO, M.; KANTHA, L. H.; MONTI, S. Tracking the drift of a human body in the coast al ocean using numerical prediction model sof the oceanic, atmospheric and wave conditions. Science & Justice, 42(3), 143–151, 2002.

CARRICART-GANIVET, J. P.; MERINO, M. Growth responses of the reef-building coral Montastraea annularis along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 68, n. 1, p. 133-146, 2001.

CARSON, E. W. et al. Population structure, long-term connectivity, and effective size of mutton snapper (Lutjanus analis) in the Caribbean Sea and Florida Keys. Fishery Bulletin, v. 109, n. 4, p. 416, 2011.

CARVALHO FILHO, A. 1999. Peixes: costa brasileira. Melro, São Paulo, 320p.

CARVALHO, A. P. M.; LIMA, J. Y.; AZEVEDO, C. T.; BOTTA, S.; QUEIROZ, F. F.; CAMPOS, A. S.; BARBOSA, L. A.; SILVEIRA, L. O. Ossification pattern of Estuarine Dolphin (Sotalia guianensis) forelimbs, from the coast of the State of Espírito Santo, Brazil. Plos one, p. 1-10, 2015.

CARVALHO, C. E. V.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M.; RAMOS, R. M. A.; REZENDE, C. E. Heavy metal distribution in two cetaceans species from Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 88, n.6, p. 1117–1120, 2008.

CASELLA, Elisa et al. Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). Geo-Marine Letters, v. 36, n. 2, p. 151–163, 2016.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. Bulletin of Marine Science, v. 69, n. 2, p. 357–371, 2001.

CASTRO, F. R. Monitoramento acústico passivo através de matriz de arrasto: detecção, localização, perfil de mergulho e estimativa da densidade de baleias cachalote (Physeter macrocephalus) na plataforma continental externa e talude sul Brasileiro. 2018.134p. (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

CASTRO, M. P. Evolução do Grupo Macaúbas e Formação Salinas no Orógeno Araçuaí Central, MG. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, p 1-180, 2019.

CATALÁN, I. A. et al. An evaluation of sampling methodology for assessing settlement of temperate fish in seagrass meadows. Mediterranean Marine Science, v. 15, n. 2, p. 338–349, 2014.

CAURANT, F., NAVARRO, M., AMIARD, J.-C. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. Science of The Total Environment, v. 186, 95-104, 1996.

CAVALCANTI, G. S. et al. Sinkhole-like structures as bioproductivity hotspots in the Abrolhos Bank. Continental Shelf Research, v. 70, p. 126-134, 2013.

CAVASSANI, C. Reprodução de Stellifer brasiliensis (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae), em ambiente estuarino do litoral norte do Espírito Santo. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 41 p., 2019.

CAWTHORN, D. M.; STEINMAN, H. A.; WITTHUHN, R. C. DNA barcoding reveals a high incidence of fish species misrepresentation and substitution on the South African market. Food Research International, v. 46, p. 30–40, 2012.

CECHET, R.; TRAVASSOS NETO, F.P.; GARCIA, E.C. Investigação do produto OSCAR para determinação de feições de circulação oceânica na plataforma continental Sul-Sudeste do Brasil e oceano adjacente. Anais do simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, Anais eletrônicos, Campinas, Galoá, 2017. Disponível em:<https://proceedings.science/sbsr/papers/investigacao-do-produto-oscar-para-determinacao-de-feicoes-de-circulacao-oceanica-na-plataforma-continental-sul-sudeste-?lang=pt-br>. Acesso em: 01 jun. 2020.

CEPEMAR. Diagnóstico Ambiental. In: PETROBRÁS. 2011. EIA para a atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D nas Áreas dos Campos de Golfinho, Canapu, Camarupim, Camarupim Norte, Peroá e Cangoá, na Bacia do Espírito Santo. 455p. 2011.

CEPILE, A. R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. 2008. 91 f. Dissertação de Mestrado em Comportamento e Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora.

CERC. Shore Protection Manual, fourth ed. U.S. Army Coastal Engineering Research Center, Washington, D. C. p. 656. 1984.

CERVI, E. C.; HUDSON, M.; RENTSCHLER, A.; BURTON Jr, G. A. Metal Toxicity During Short-Term Sediment Resuspension and Redeposition in a Tropical Reservoir. Environmental toxicology and chemistry, v. 38, n. 7, p. 1476-1485, 2019.

CERVIGÓN, F. 1985. La ictiofauna de las aguas estuarinas del delta del río Orinoco en la costa atlántica occidental, Caribe. In: Ecología y Comunidades de Peces en Estuarios y Lagunas Costeras: Hacia Una Integración Del Ecosistema. p. 57–78.

CERVIGÓN, F. 1993. Los Peces Marinhos de Venezuela. Ed. 2. Fundacion Científica Los Roques, Caracas. 498 p.

CHAKRABORTY, S. et al. Benthic macroalgae as biological indicators of heavy metal pollution in the marine environments: A biomonitoring approach for pollution assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 100, p. 61-68, 2014.

CHANG, G. C.; DICKEY, T. D. Coastal ocean optical influences on solar transmission and radiant heating rate. J. Geophys. Res., v.109, c.1. 2004.

CHANT, RJ. Interactions between Estuaries and Coasts: River Plumes – Their Formation, Transport, and Dispersal. In: Wolanski E and McLusky DS (eds.) Treatise on Estuarine and Coastal Science, v. 2,213–235. Waltham: Academic Press. 2011.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecological Monographs, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology, v. 93, p. 2533-2547, 2012.

CHAPMAN, A. S.; FLETCHER, R. L. Differential effects of sediments on survival and growth of Fucus serratus embryos (Fucales, Phaeophyceae). Journal of Phycology, 38, n. 5, p. 894-903, 2002.

CHARPY, L. Importance of photosynthetic picoplankton in coral reef ecosystems. Vie et Milieu, v. 55, n. 3-4, p. 217–223, 2005.

CHAVES, P. T.; VENDEL, A. L. Aspectos da alimentação de Genidens genidens (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Guaratuba, Paraná. Revista Brasileira de Zoologia, v. 13, n. 3, p. 669–675, 1996.

CHEAL, A. J. et al. Spatial variation in the functional characteristics of herbivorous fish communities and the resilience of coral reefs. Ecological Applications, v. 23, n. 1, p. 174–188, 2013.

CHEN, T.-R.; YU, K.-F.; LI, S.; PRICE, G. J. et al. Heavy metal pollution recorded in Porites corals from Daya Bay, northern South China Sea. Marine Environmental Research, 70, n. 3, p. 318-326, 2010.

Chen, Y., Jiang, Y., Huang, H., Mou, L., Ru, J., Zhao, J., XIAO, S. 2018. Long-term and high-concentration heavy-metal contamination strongly influences the microbiome and functional genes in Yellow River sediments. Science of The Total Environment, 637–638: 1400–1412.

CHENG, Y. Z. et al. Universal primers for amplification of the complete mitochondrial control region in marine fish species. Molecular Biology, v. 46, n. 5, p. 727-730, 2012.

CHERCHI, A.; BUOSI, C.; ZUDDAS, P.; DE GIUDICI, G. B. Bioerosion by microbial euendoliths in benthic foraminifera from heavy metal-polluted coastal environments of Portovesme (south-western Sardinia, Italy). 2012.

Chettri, B., Singh, A. K. 2019. Kinetics of hydrocarbon degradation by a newly isolated heavy metal tolerant bacterium Novosphingobium panipatense P5:ABC. Bioresource Technology, 294: 122190.

CHEW, L. L.; CHONG, V. C. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. PeerJ, 4, e2052, 2016.

CHISHOLM, S. W. et al. Prochlorococcus marinus nov. gen. nov. sp.: an oxyphototrophic marine prokaryote containing divinyl chlorophyll a and b. Arch. Microbiol., v. 157, p. 297-300, 1992.

CHOAT, J. H.; ROBBINS, A. W. D.; CLEMENTS, K. D. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. Marine Biology, v. 145, n. 3, p. 445-454, 2004.

CHONG-SENG, K. M. et al. The influence of coral reef benthic condition on associated fish assemblages. PlosOne, v. 7, n. 8, p. e42167, 2012.

CHOUVELON, T. et al. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. Marine pollution bulletin, v. 146, p. 1013-1030, 2019.

CIONEK, V. M. et al. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. Biodiversity and Conservation, v. 28, n. 7, p. 1935-1938, 2019.

CLARK, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation, 2, 2001.

CLARK, M. W. et al. Selective chemical extraction and grainsize normalisation for environmental assessment of anoxic sediments: validation of an integrated procedure. Science of the Total Environment, v. 258, n. 3, p. 149-170, 2000.

CLARKE, K.; GORLEY, R. Getting started with PRIMER v7. 1. PRIMER -E Ltd, 2015. 300p.

CLARKE, K.; WARWICK, R. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 1. United Kingdom: PRIMER-E Ltd, p.117-143., 1994.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E, 2006.

CLARO, R. 1981. Ecologia y ciclo de vida de la biajaiba Lutjanus synagris (Linnaeus) em la platafoma cubana. In: II: Biologia pesqueira. Informe Científico-Técnico. Academia de Ciências de Cuba, v. 177, p. 1-53.

CLEMENTS, S.; JEPSEN, D.; KARNOWKI, M. Optimization of an acoustic telemetry array for detecting transmitter-implanted fish. North American Journal of Fisheries Management, v. 25, p. 429-436, 2005.

COELHO, A. L. N. Alterações hidrogeomorfológicas no médio-baixo Rio Doce/ES. 2007. 227 (Doutorado). Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E.; DE SOUZA FILHO, C. R. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil–New constraints based on satellite data. Science of the Total Environment, p. 138101, 2020.

COKER, D. J.; WILSON, S. K.; PRATCHETT, M. S. Importance of live coral habitat for reef fishes. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 24, n. 1, p. 89–126, 2014.

COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology, v. 85, p. 2717–2727, 2004.

CONNAN, S.; STENGEL, D. B. Impacts of ambient salinity and copper on brown algae: 1. Interactive effects on photosynthesis, growth, and copper accumulation. Aquatic Toxicology, 104, n. 1-2, p. 94-107, 2011.

CONRAD, J. L. et al. Behavioural syndromes in fishes: a review with implications for ecology and fisheries management. Journal of Fish Biology. v. 78, p. 395–435, 2011.

CONSALVEY, M.; PATERSON, D.M.; UNDERWOOD, G.J.C. The ups and downs of life in a benthic biofilm: migration of benthic diatoms. Diatom Research, v. 19(2), p. 181-202, 2004.

CONTTI NETTO, N. Deriva litorânea e evolução da linha de costa no sul do Espírito Santo (Brasil) (thesis). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2013.

COOK, F. J. et al. Export of acidity in drainage water from acid sulphate soils. Marine Pollution Bulletin, v. 41, n. 7–12, p. 319–326, 2000.

CORDEIRO, M. C. et al. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. Science of The Total Environment, v. 654, p. 1209–1217, 2019.

COSGROVE, J.; BOROWITZKA, M.A. Chlorophyll Fluorescence Terminology: An Introduction. In: D.J. Suggett et al. (eds.), Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications, Developments 31 in Applied Phycology 4, 2011.

COSTA, D. P.; MARESH J. L. Energetics. In: Encyclopedia of marine mammals. Academic Press, 2018. p. 329-335.

COSTA, E. S. et al. Can severe drought periods increase metal concentrations in mangrove sediments? a case study in eastern Brazil. Science of The Total Environment, v. 748, p. 142443, 2020.

COSTA, G. B.; SIMIONI, C.; RAMLOV, F.; MARASCHIN, M. et al. Effects of manganese on the physiology and ultrastructure of Sargassum cymosum. Environmental and Experimental Botany, 133, p. 24-34, 2017.

COSTA, I. O.; CAIRES, T. A.; PEREIRA FILHO, G. H.; NUNES, J. M. D. C. Macroalgas bentônicas associadas a bancos de Hypnea musciformis (Wulfen) JV Lamour.(Rhodophyta-Gigartinales) em duas praias do litoral baiano. Acta Botanica Brasilica, 26, n. 2, p. 493-507, 2012.

COSTA, R.C.C, FRANSOZO, A., MELO, G.A.S, FREIRE, F.A.M. Chave Ilustrada para Identificação dos Camarões Dendobranchiata do Litoral Norte do Estado de São Paulo. Biota Neotropica, v. 3, n. 1, BN01503012003, 2003.

COSTA, V. S.; MILL, G. N.; GABIOUX, M.; GROSSMAN-MATHESON, G. S.; PAIVA, A. M. The recirculation of the intermediate western boundary current at the Tubarão Bight – Brazil. Deep-Sea Res., v.120, p.48-60. doi: 10.1016/j.dsr.2016.12.001. 2017.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. Global environmental change, v. 26, p. 152-158, 2014.

COTTINGHAM, K. L.; BROWN, B. L.; LENNON, J. T. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. Ecology Letters, v. 4, n. 1, p. 72-85, 2001.

COUET, D.; OLIVIER, P.; BANCON-MONTIGNY, C.; NICOLAS, B.; FRANÇOISE, E. P.; SOPHIE, D.; KÉFI-DALY, Y. O.; BENGHARBIA, H.; M'RABET, C.; FABIENNE, H.; GEORGES-AUGUSTIN, R.; ZOUHER, A.; MOHAMED, L. Effects of copper and butyltin compounds on the growth, photosynthetic activity and toxin production of two HAB dinoflagelattes: the planktonic Alexandrium catenella and the benthic Ostreopsis cf. ovata. Aquatic Toxicology, v. 196, p.154-167. 2018.

COWMAN, P. F. et al. The biogeography of tropical reef fishes: endemism and provinciality through time. Biological Reviews, v. 92, n. 4, p. 2112-2130, 2017.

CRAMER, A. large-scale patterns in marine fish habitat use as determined from a meta-analysis of acoustic telemetry studies. 2015. 52 f. Thesis (Master of Science In Applied Marine And Watershed Science) Presented to the Faculty of the Division of Science and Environmental Policy California State University Monterey Bay, 2015.

CREGO-PRIETO, V. et al. Interspecific introgression and changes in population structure in a flatfish species complex after the Prestige accident. Marine Pollution Bulletin, v. 74, n. 1, p. 42-49, 2013.

CREMER, Marta J; SIMÕES-LOPES, Paulo C. The occurrence of Pontoporia blainvillei (Gervais & d'Orbigny)(Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 22, n. 3, p. 717–723, 2005.

CRESPO, Enrique A; HARRIS, Guillermo; GONZÁLEZ, Raúl. Group size and distributional range of the franciscana, Pontoporia blainvillei. Marine Mammal Science, v. 14, n. 4, p. 845–849, 1998.

CRISTESCU, R. et al. Detecting bottlenecks using BOTTLENECK 1.2. 02 in wild populations: the importance of the microsatellite structure. Conservation Genetics, v. 11, n. 3, p. 1043-1049, 2010.

CUNHA, F. E. A et al. Biologia e biometria da Palombeta, Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), em Fortaleza, Ceará, Brasil. Arquivos de Ciências do Mar, v. 33, p. 143-148, 2000.10.32360/acmar.v33i1-2.11854.

Cupp, E. E. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America. University of California Press. Berkeley, California. 238p. 1943.

Czarny, J., Staninska-Pięta, J., Piotrowska-Cyplik, A., Juzwa, W., Wolniewicz, A., Marecik, R., ŁawniczakeŁ, Ł., Chrzanowskie, Ł. 2020. Acinetobacter sp. as the key player in diesel oil degrading community exposed to PAHs and heavy metals. Journal of Hazardous Materials, 383: 121168.

Daban, I. B.; Yüksek, A.; Altin, A. Spatial and temporal variations of anchovy eggs and larvae, Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758), around Gökçeada Island, North Aegean Sea. Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment, v. 26, n. 1, p. 84-99, 2020.

DADALTO, M. C.; RODRIGUES, I.; CLAUDINO, J.; FERNANDES, L. F. L. Changes perceived by traditional fishing communities after a major dam disaster in Brazil. International Journal of Environmental Studies, 1-8 2019. DOI: 10.1080/00207233.2019.1663628

DAMASIO, K. Lama tóxica da barragem de mariana contaminou corais de abrolhos, diz novo estudo, 21 de fevereiro de 2019, disponível em: <https://www.nationalgeographicbrasiLCom/meio-ambiente/2019/02/lama-toxica-poluicao-barragem-fundao-samarco-mariana-abrolhos>. Acesso em: 28 ago. 2019.

DANILEWICZ, D et al. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (Pontoporia blainvillei) in southeastern Brazil: red alert for FMA I. International Whaling Commission, Scientific Committee Paper SC/64/SM17, 2012.

DANILEWICZ, D. Reproduction of female franciscana (Pontoporia blainvillei) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v. 2, n. 2, p. 67–78, 2003.

DANILEWICZ, D.; SECCHI, E.R.; OTT, P.H.; MORENO, I.B.; BASSOI, M.; BORGES-MARTINS, M. Habitat use patterns of franciscana dolphins (Pontoporia blainvillei) off southern Brazil in relation to water depth. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 89(5): 943-949. 2009.

DANILEWICZ, Daniel et al. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 90, n. 8, p. 1649, 2010.

DANILEWICZ, Daniel. et al. Report of the working group on biology and ecology. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v. 1, n. 1, p. 25–42, 2002.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Feeding ecology and seasonal diet overlap between Stellifer brasiliensis and Stellifer stellifer in a tropical estuarine ecocline. Journal of Fish Biology, v. 86, p. 707–733, 2015.

DAROS, F. A.; SPACH, H. L.; CORREIA, A. T. Habitat residency and movement patterns of Centropomus parallelus juveniles in a subtropical estuarine complex. Journal of Fish Biology, v. 88, n. 5, p. 1796-1810, 2016.

DARRENOUGUE, N.; DE DECKKER, P.; EGGINS, S.; FALLON, S. et al. A record of mining and industrial activities in New Caledonia based on trace elements in rhodolith-forming coralline red algae. Chemical Geology, 493, p. 24-36, 2018.

DAS, K.; LEPOINT, G.; LEROY, Y.; BOUQUEGNEAU, J. M. Marine mammals from the southern North Sea: feeding ecology data from δ13C and δ15N measurements. Marine Ecology Progress Series, v. 263, p. 287-298, 2003.

DAS, K.; SIEBERT, U.; GILLET, A.; DUPONT, A.; DI-POÏ, C.; FONFARA, S.; MAZZUCCHELLI, G.; DE PAUW, E.; DE PAUW-GILLET, M. C. Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. Environmental Health, v. 7, n. 52, p. 1-17, 2008.

DAUCE, P. D. et al. Characterisation and magnetic concentration of an iron ore tailings. Journal of Materials Research and Technology, v. 8, n. 1, p. 1052-1059, 2019.

DAURA-JORGE, F. G et al. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, Sotalia guianensis (PJ van Bénéden)(Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 22, n. 4, p. 1014–1021, 2005.

DAURA-JORGE, F. G; WEDEKIN, Leonardo L; SIMÕES-LOPES, Paulo C. Feeding habits of the Guiana dolphin, Sotalia guianensis (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. Scientia Marina, v. 75, n. 1, p. 163–169, 2011.

DÁVALOS-DEHULLU, E.; HERNÁNDEZ-ARANA, H.; CARRICART-GANIVET, J. P. On the causes of density banding in skeletons of corals of the genus Montastraea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 365, n. 2, p. 142-147, 2008.

DAVARI, N.; JOURI, M.H.; ARIAPOUR, A. Comparison of measurement indices of diversity, richness, dominance, and evenness in rangeland ecosystem (case study: Jvaherdeh-Ramesar). Journal of Rangeland Science, v. 2, n. 1, p. 389-398, 2011.

DAVID, C. P. Heavy metal concentrations in growth bands of corals: a record of mine tailings input through time (Marinduque Island, Philippines). Marine Pollution Bulletin, 46, n. 2, p. 187-196, 2003.

DAVID, V.; SAUTOUR, B.; CHARDY, P.; LECONTE, M. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: the Gironde estuary (France). Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 64, n.2-3, p. 171-184, 2005.

DAVIS, R.W.; ORTEGA-ORTIZ, J.G.; RIBIC, C.A.; EVANS, W.E.; BIGGS, D.C.; RESSLER, P.H.; CADY, R.B.; LEBEN, R.R, MULLIN K.D., WU¨RSIG B. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. Deep-Sea Research, 49:121-143. 2002.

DAYTON, P. K. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. In Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica, p. 81-96, 1972.

DE CAMPOS, C.P.; MEDEIROS, S.R.; MENDES, J.C.; PEDROSA-SOARES, A.C.; DUSSIN, I.; LUDKA, I.P.; DANTAS, E. Cambro-Ordovician magmatism in the Araçuaí Belt (SE Brazil): snapshots from a post-collisional event. Journal of South American Earth Sciences, v. 68, p. 248-268, 2016.

DE PAOLO, D.J.; WASSENBURG, G.J. Nd Isotopic variations and petrogenetic models. Geophysical research Letters, v. 3, n. 5, p. 249-252, 1976.

DE SOUZA TÂMEGA, F. T. et al. Deep-water rhodolith bed from central Brazilian continental shelf, Campos Basin: coralline algal and faunal taxonomic composition. Galaxea, Journal of Coral Reef Studies, v. 16, n. 1, p. 21-31, 2014.

DECHNIK, B. et al. Holocene reef growth in the tropical southwestern Atlantic: Evidence for sea level and climate instability. Quaternary Science Reviews, v. 218, p. 365-377, 2019.

DENADAI, M. et al. Population dynamics and diet of the madamango sea catfish Cathorops spixii (Agassiz, 1829) (Siluriformes: Ariidae) in a tropical bight in southeastern Brazil. PLosOne, v. 8, p. 1–8, 2013.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. Geochimica et Cosmochimica Acta, 42: 495-506, 1978.

DESFORGES, J. P. W.; SONNE, C.; LEVIN, M.; SIEBERT, U., DE GUISE, S.; DIETZ, R. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. Environment International, v. 86, p. 126-139, 2016.

DESFORGES, J. W.; ROSS, P. S.; LOSETO, L. L. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and Polybrominated diphenyl ethers in arctic beluga whales (Delphinapterus leucas). Environmental Toxicology and Chemistry, v. 31, n. 2, p. 296-300, 2012.

DESVAUX, J. A. S. “Captura acidental da Toninha, Pontoporia blainvillei (Cetacea: Pontoporiidae) e do Boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Redes de Pesca no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, Litoral Sul do Estado de São Paulo”. Dissertação aprovada para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas-Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. 2013

DEVIN, S., BURGEOT, T., GIAMBÉRINI, L., MINGUEZ, L., PAIN-DEVIN, S. 2014. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. Environmental Science and Pollution Research, 21: 2448-2454.

DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M.; KEHRIG, H. A.; REZENDE, C. E. Use of multiple tools to assess the feeding preference of coastal dolphins. Marine Biology, v. 158, p. 2209–2217, 2011.

DI BENEDITTO, A. P. M.; TAVARES, M. T. M. Notes on the diet of adult yellow catfish Aspistor luniscutis (Pisces: Siluriformes) in northern Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. Journal of Threatened Taxa, v. 11, p. 13920–13924, 2019.

DI BENEDITTO, A.P. M; MONTEIRO, L. R. Isotopic niche of two coastal dolphins in a tropical marine area: specific and age class comparisons. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 94(6), p. 853–858, 2016.

DI BENEDITTO, A.P.M. Interaction between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v.2, n. 2, p.79-86, 2003.

DI BENEDITTO, A.P.M., RAMOS, R. Biology and the conservation of the franciscana (Pontoporia blainvillei) in the north of Rio de Janeiro, Brazil. Journal of Cetacean Research and Management. 2: 185-192. 2001.

DI BENEDITTO, A.P.M.; RAMOS, R.M.A. Biology of the marine tucuxi dolphin (Sotalia fluviatilis) in southeastern Brazil. Journal of Marine Biological Association United Kingdom. 84, p. 1245–1250. 2004.

DI RIENZO, A. et al. Mutational processes of simple-sequence repeat loci in human populations. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 91, n. 8, p. 3166-3170, 1994.

DIAS NETO, J. 2011. Proposta de Plano Nacional de gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Instituto do Meio Ambiente e dos recursos Naturais Renováveis. Brasília, 242p.

Dias, C. O., Araujo, A. V., Vianna, S. C., Fernandes, L. L., Paranhos, R., Suzuki, M. S., Bonecker, S. L. C. 2015. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 95(3): 483-496.

DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. C. The Copepod Assemblage (Copepoda: Crustacea) on the Inner Continental Shelf Adjacent to Camamu Bay, Northeast Brazil. Zoologia, v. 26, n. 4, p. 629–40, 2009.

DIAS, M.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in central Amazonia. Conservation Biology, v. 24, p. 278-286, 2010.

DIBIO, 2019. Documentos Rio Doce – Espírito Santo. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/publicacoes?id=7862:documentos-rio-doce . Acesso em: 14 de novembro de 2020.

DICKEY, T.; FALKOWSKI, P. Solar energy and its biological-physical interactions in the sea. In: ROBINSON, A. R.; MCCARTHY, J. J.; ROTHSTEIN, B. J. In: ROBINSON, A. R.; MCCARTHY, J. J; ROTHSCHILD, B. J. (editores). The Sea. p.401-440. 2002.

DICKEY, T.; MARRA, J.; SIGURDSON, R. A.; WELLER, R. A.; KINKADE, C. S.; ZEDLER, S. E.; WIGGERT, J. D.; LANGDON, C. Seasonal variability of bio-optical and physical properties in the Arabian Sea: October 1994-1995. Deep Sea Res. Part II: Tropical Studies in Oceanography, v.45, c.10-11, p.2001-2025. 1998.

DICKIN, A.P. Radiogenic Isotope Geology. Cambridge University Press, New York, 2005.

DINH VAN, K. et al. Susceptibility to a metal under global warming is shaped by thermal adaptation along a latitudinal gradient. Global Change Biology, v.19, p. 2625–2633, 2013.

DINH VAN, K. et al. Warming increases chlorpyrifos effects on predator but not anti-predator behaviours. Aquatic Toxicology, v. 152, p. 215–221, 2014.

DOHERTY, P.; FOWLER, T. An Empirical Test of Recruitment Limitation in a Coral Reef Fish. Science, v. 263, n. 5149, p. 935–939, 1994.

DOMICIANO, I. G. Achados Anátomo-Patológicos em Cetáceos Encontrados no Litoral do Estado do Paraná, Sul do Brasil, 2012. 103 p. Dissertação de Mestrado da Universidade Estadual de Londrina, 2012.

DOMINGUEZ, J. M. L. The coastal zone of Brazil: an overview. Journal of Coastal Research, Special Issue, n. 39. Proceedings of the 8th International Coastal Symposium (ICS 2004), v. 1, (Winter 2006), p. 16-20, 2006.

DOMINGUEZ, J.M.L. et al. O papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas às desembocaduras dos rios São Francisco (SE), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). Revista Brasileira de Geociências, 13(2):98-105. 1983.

DONE, T. T. Decadal changes in reef-building communities: implications for reef growth and monitoring programs. In Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panama, 24-29, p. 1: 411-416, 1997.

DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO, J.; DIRTU, A. C.; WEIJS, L.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; NEELS, H.; BLUST, R; DAS, K.; COVACI, A. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. Environment International, v. 36, n. 1, p. 60-67, 2010.

DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO, J.; SECCHI, E. R.; BASSOI, M.; LOZINSKY, C. P. C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. Cadmium concentration in Franciscana dolphin (Pontoporia blainvillei) from South Brazilian coast. Brazilian Journal of Oceanography, v. 55, n. 3, p. 179–186, 2007.

DOS SANTOS, R. W.; SCHMIDT, E. C.; FELIX, M. R. D.; POLO, L. K. et al. Bioabsorption of cadmium, copper and lead by the red macroalga Gelidium floridanum: Physiological responses and ultrastructure features. Ecotoxicology and Environmental Safety, 105, p. 80-89, 2014.

DREVER, Mark C et al. Evaluation of an unmanned rotorcraft to monitor wintering waterbirds and coastal habitats in British Columbia, Canada. Journal of Unmanned Vehicle Systems, v. 3, n. 4, p. 256–267, 2015.

DUARTE, C. A.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; ELLIOTT, M.; KRAUSE-JENSEN, D.; MARBÀ, N. Paradigms in the Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems. Estuaries and Coasts, v 38: 1202-1212. DOI: 10.1007/s12237-013-9750-9. 2015.

DUARTE, E. B. et al.Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. Chemosphere, v. 262, p. 127879, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127879>.

Duarte, G. A. S., Villela, H. D. M., Deocleciano, M., Silva, D., Barno, A., Cardoso, P. M., vilela, c.l.s., rOSADO, P., MESSIAS, C.S.M., CHACON, M.A., SANTORO, E.P., OLMEDO, D.B., SZPILMAN, M.,

ROCHA L.A., SWEET, M., PEIXOTO, R.S. 2020. Heat Waves Are a Major Threat to Turbid Coral Reefs in Brazil. Frontiers in Marine Science, 7:179.

DUARTE, G. A. S.; ANDREATA, J. V. Feeding habits of Achiridae and Cynoglossidae species from Ribeira Bay, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. Bioikos, v. 17, p. 39–48, 2003.

DUARTE, G. A.; VILLELA, H. D.; DEOCLECIANO, M.; SILVA, D. et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. Frontiers in Marine Science, 7, p. 179, 2020.

Dumas, C.; Ludwig, W.; Aubert, D.; Eyrolle, F.; Raimbault, P.; Gueneugues, A.; Sotin, C. Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). Applied Geochemistry, 58, p. 14–25, 2015.

DUNN, J. L. Bacterial and mycotic diseases of cetaceans and pinnipeds, in: DIERAUF, L. A. CRC Handbook Of Marine Mammal Medicine: health, disease, and rehabilitation, 1990. pp. 73-87.

DUNN, J. L.; BUCK, J. D.; ROBECK, T. R. Bacterial Diseases of cetaceans and pinnipeds. In: DIERAUF, L.; GULLAND, F.M.D.(Eds) Handbook of Marine Mammal Medicine. Boca Raton: CRC Press, 2001. pp. 309-336.

DUSSIN, I.A.; DUSSIN, T.M. Supergrupo Espinhaço modelo de evolução geodinâmica. Geonomos, v. 3, p. 19-26, 1995.

DUTRA, G.F.; ALLEN, G.R.; WERNER, T.; McKENNA, S.A. (Eds.) Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil. RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Washington, DC: Conservation International, 2005.

DWYER, R. G. et al. An open Web-based system for the analysis and sharing of animal tracking data. Animal Biotelemetry, v. 3, n. 1, 2015.

EÇA, G. F.; MENDONÇA FILHO, C. V.; HATJE, V.; SANTOS, W. P. Corais como organismos biomonitores: aplicação, pré-tratamento e determinação de elementos majoritários e minoritários. Química Nova, 35, n. 3, p. 581-592, 2012.

EGBERT, G. et al. TOPEX/POSEIDON tides estimated using a global inverse model. Journal of Geophysical Research. v. 99. 1994.

EGBERT, G; EROFEEVA, S.Y. Efficient inverse modelling of barotropic ocean tides. Journal of Atmospheric and Ocean Technology. v.19. 2002.

Eggleton, J.; Thomas, K. V. A review of factors affecting the release and bioavailablity of contaminants during sediment disturbance events. Environment International, 30, p. 973–980, 2004.

EGLOFF, D.A.; FOFONOFF, P.W.; ONBÉ, T. Reproductive biology of marine cladocerans. Advanced Marine Biology, n. 31, p. 79-168, 1997.

EICK, D.; THIEL, R. Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. Marine Biodiversity, v. 44, p. 559-580, 2014.

EILERS, P.H.C.; B.D. MARX. Flexible Smoothing with B-splines and Penalties. Statistical Science, 11(2), p. 89-121, 1996.

EKAU, W. Topographical and hydrographical impacts on zooplankton community structure in the Abrolhos Bank region, East Brazil. Archive of Fishery and Marine Research, v. 47, n. 2/3, p. 307-320, 1999.

ELHITI, M.; YANG, C.; CHAN, A.; DURNIN, D. C. et al. Altered seed oil and glucosinolate levels in transgenic plants overexpressing the Brassica napus SHOOTMERISTEMLESS gene. Journal of Experimental Botany, 63, n. 12, p. 4447-4461, 2012.

Elliott, M. et al. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries, v. 8, p. 241-268, 2007.

ELSDON, T. S.et. al. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of 12 fishes: hypotheses, assumptions, limitations and inferences. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, v. 46. 297–330, 2008.

EMÍLSON, I. The shelf and coastal waters off Southem Brazil. Bolm Inst. Oceanogr., v. 17, n. 2, p. 101-112, 1961.

ENDO, C. A. K. et al. Low connectivity compromises the conservation of reef fishes by marine protected areas in the tropical South Atlantic. Scientific Reports, v. 9, 8634. 2019.

ENGEL, M H. Comportamento reprodutivo da baleia jubarte (Megaptera novaeangliae) em Abrolhos. Anais de Etologia, v. 14, p. 275–284, 1996.

ENUNEKU, A. et al. Evaluating the potential health risks of heavy metal pollution in sediment and selected benthic fauna of Benin River, Southern Nigeria. Applied Water Science, v. 8, n. 8, p. 1–13, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0873-9>.

ERFTEMEIJER, P. L. A., RIEGL, B., HOEKSEMA, B. W., TODD, P. A., Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. Mar. Pollut. Bull. 64, 1737-1765. 2012.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 574p.1988.

EURICO, A. Estrutura genética populacional de Lutjanus analis cioba e Lutjanus jocu dentão (Lutjanidae) ao longo do litoral brasileiro. 2012. 95 p. Tese (Doutorado em Biotecnologia Industrial; Biotecnologia em Agropecuária; Biotecnologia em Recursos Naturais; Biotecn) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

EVANGELISTA, H. et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. Relatório semestral – seção

3: Anexo 8 – Monitoramento da Sedimentação no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e Regiões Relacionadas. Espirito Santo. 332p., 2019.

EVANGELISTA, H. Sumário das análises de isótopos radiogênicos de Sr e Nd em sedimentos da Foz do Rio Doce-ES e do Parque Nacional dos Abrolhos-BA (antes e depois do rompimento da barragem de rejeitos da Samarco em Mariana-MG). Versão 2.0. Laramg/Lagir-UERJ. Nº SEI: (1893974). 2017. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/nota_tecnica_23_2017_Tamar_ICMBio_monitoramento_pluma.pdf. Acesso em: 14 de novembro de 2020.

EVANGELISTA, H.; SIFEDDINE, A.; CORRÈGE, T.; SERVAIN, J. et al. Climatic constraints on growth rate and geochemistry (Sr/Ca and U/Ca) of the coral Siderastrea stellata in the Southwest Equatorial Atlantic (Rocas Atoll, Brazil). Geochemistry, Geophysics, Geosystems, 19, n. 3, p. 772-786, 2018.

EXCOFFIER, L.; LAVAL, G.; SCHNEIDER, S. Arlequin (version 3.0): an integrated software package for population genetics data analysis. Evolutionary bioinformatics, v. 1, p. 47-50, 2005.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. E. L. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. Molecular Ecology Resources, v. 10, n. 3, p. 564-567, 2010.

EYAL, G. et al. Photoacclimation and induction of light-enhanced calcification in the mesophotic coral Euphyllia paradivisa. R. Soc. open sci. v. 6, 180527.

EYMERY, F.; REY, P. Immunocytolocalization of CDSP 32 and CDSP 34, two chloroplastic drought-induced stress proteins in Solanum tuberosum plants. Plant Physiology and Biochemistry, 37, n. 4, p. 305-312, 1999.

FABRICIUS, K. E. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Marine Pollution bulletin, 50, n. 2, p. 125-146, 2005.

FALLON, S. J.; WHITE, J. C.; MCCULLOCH, M. T. Porites corals as recorders of mining and environmental impacts: Misima Island, Papua New Guinea. Geochimica et Cosmochimica Acta, 66, n. 1, p. 45-62, 2002.

FANNING, K. A.; CARDER, K. L.; BETZER, P. R. Sediment resuspension by coastal waters: a potential mechanism for nutrient re-cycling on the ocean's margins. Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers, v. 29, n. 8, p. 953-965, 1982.

FARMER, N.; AULT, J. Grouper and snapper movements and habitat use in Dry Tortugas, Florida. Marine Ecology Progress, v. 433, p. 169–184, 2011.

FAURE, G. Principles Of Isotope Geology, John Wiley& Sons, United States, 1986.

FÉLIX-HACKRADT, F. C. et al. Environmental determinants on fish post-larval distribution in coastal areas of south-western Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 129, p. 59–72, 2013.

FELSENSTEIN, J. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. Evolution, v. 39, p. 783-791, 1985.

FERNANDES, F. W. et al. Deep into the mud: ecological and socioeconomic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. Brazilian Journal of Nature Conservation, v. 14, p. 35-45, 2016.

FERNANDES, L. F. L. et al. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. Science of the Total Environment, v. 736, p. 139621, 2020.

FERNANDES, M.L.S.; MARCIANO, V.R.; OLIVEIRA, R.C.; NEVES, J.C.; DILÁSCIO, M.V. Granitos borrachudos: um exemplo de granitogênese anorogênica na porção central do estado de Minas Gerais. Geonomos v. 2, n. 2, 1994.

FERNÁNDEZ-SEVERINI, M. D.; HOFFMEYER, M. S.; MARCOVECCHIO, J. E. Heavy metals concentrations in zooplankton and suspended particulate matter in a southwestern Atlantic temperate estuary (Argentina). Environmental monitoring and assessment, v. 185, n. 2, p. 1495-1513, 2013.

Fernando, S. C., Wang, J., Sparling, K., Garcia, G. D., Francini-Filho, R. B., de Moura, R. L., PARANHOS, R., THOMPSON, F. L., THOMPSON, J.R. 2015. Microbiota of the Major South Atlantic Reef Building Coral Mussismilia. Microbial Ecology, 69: 267–280.

FERRANTE, M. et al. Bioaccumulation of metals and biomarkers of environmental stress in Parablennius sanguinolentus (Pallas, 1814) sampled along the Italian coast. Marine Pollution Bulletin, v. 122, n. 1–2, p. 288–296, 2017.

FERRIER-PAGES, C.; SCHOELZKE, V.; JAUBERT, J.; MUSCATINE, L. et al. Response of a scleractinian coral, Stylophora pistillata, to iron and nitrate enrichment. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 259, n. 2, p. 249-261, 2001.

FERRIER-PAGÈS, C.; WITTING, J.; TAMBUTTÉ, E.; SEBENS, K. Effect of natural zooplankton feeding on the tissue and skeletal growth of the scleractinian coral Stylophora pistillata. Coral Reefs, 22, n. 3, p. 229-240, 2003.

FETTUCCIA, D. C.; DA SILVA, V. M. F.; SIMÕES-LOPES, P. C. Nonmetric characters in two species of Sotalia (Gray, 1866) (Cetacea,Delphinidae). Brazilian Journal of Biology, 69, 3: 907-917, 2009.

FIGUEIRA, W.; FERRARI, R.; WEATHERBY, E.; PORTER, A. et al. Accuracy and precision of habitat structural complexity metrics derived from underwater photogrammetry. Remote Sensing, 7, n. 12, p. 16883-16900, 2015.

FIGUEIRÊDO, L. G. P.; de CASTRO MELO, P. A. M.; de MELO JÚNIOR, M.; SILVA, T. D. A.; de MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; LEITÃO, S. N. Summer micro-and mesozooplankton from the largest reef system of the South Atlantic Ocean (Abrolhos, Brazil): Responses to coast proximity. Journal of Sea Research, n. 141, p. 37-46, 2018.

FIGUEIREDO, M. A. D. O.; HORTA, P. A.; DE GUSMÃO PEDRINI, A.; DE CASTRO NUNES, J. M. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. Oecologia Brasiliensis, 12, n. 2, p. 7, 2008.

Fisher, N. S.; Stupakoff, I.; Sanudo-Wilhelmy, S.; Wang,W-X.; Teyssie, J-L.; Fowler, S. W.; Crusius, J. 2000. Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. Marine Ecology Progress Series, v. 194, p. 211–218.

FITT, W. K.; BROWN, B. E.; WARNER, M. E.; DUNNE, R. P. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. Coral Reefs, 20, n. 1, p. 51-65, 2001.

FITT, W. K.; COOK, C. B. Photoacclimation and the effect of the symbiotic environment on the photosynthetic response of symbiotic dinoflagellates in the tropical marine hydroid Myrionema amboinense. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 256, n. 1, p. 15-31, 2001.

FLACH, L.; FLACH, P. A.; CHIARELLO, A.G. Aspects of behavioral ecology of Sotalia guianensis in Sepetiba Bay, southeast Brazil. Marine Mammal Science, v. 24, p. 503 – 515, 2008.

FLACH, L.; VAN BRESSEM, M. F.; REYES, J. C.; ECHEGARAY, M.; SICILIANO, S.; SANTOS, M.; VIDDI, F.; CRESPO, E.; KLAICH, J.; MORENO, I.; TAVARES, M.; FELIX, F.; Y VAN WAEREBEEK, K. Miscellaneous skin lesions of unknown a etiology in small cetaceans from South America. Paper SC/60/DW4 presented to the IWC Scientific Committee, 2008.

FLATHER, C. H.; SIEG, C. H. 2007. Species rarity: definition, causes and classification. In: Conservation of rare or little-known species: Biological, social, and economic considerations, p.40-66.

FLEWELLING, L. J. et al. Red tides and marine mammal mortalities. Nature, v. 435, n. 7043, p. 755–756, 2005.

FLOETER S. R. et al. Reef fish community structure on coastal island of southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. Environmental Biology of Fishes, v. 78, n. 2, p. 147-160, 2007.

FLOMBAUM, P. et al. Present and future global distributions of the marine cyanobacteria Prochlorococcus and Synechococcus. Proc. Natl. Acad Sci USA, v. 110, n.24, p. 9824–9829, 2013.

FLORES, P. A. C.; DA SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana Dolphin, Sotalia fluviatilis e S. guianensis. In W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen. (eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press. 2009,p. 1188-1192.

FLORES, PAULO A C; FOUNTOURA, N F. Ecology of marine tucuxi, Sotalia guianensis, and bottlenose dolphin, Tursiops truncatus, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, p. 105–115, 2006.

FODOR, R.V.; MUKASA, S.B.; GOMES, C.B.; CORDANI, U.G. Ti-rich Eocene basaltic rocks, Abrolhos Plataform, Offshore Brazil, 18°S: petrology with respect to South Atlatic magmatism. Journal of Petrology, v. 30, n. 3, p. 763-786, 1988.

FONSECA, V. F. et al. Fish community-based measures of estuarine ecological quality and pressure-impact relationships. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 134, p. 128-137, 2013.

FOSSI, M.C.; MARSILI, L. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. Pure Applied Chemistry, v.75, p.2235–2247, 2003.

FOSTER, M. S. Rhodoliths: between rocks and soft places. Journal of phycology, 37, n. 5, p. 659-667, 2001.

FOWLER, A. M. et al. Partial migration of grey mullet (Mugil cephalus) on Australia's east coast revealed by otolith chemistry. Marine Environmental Research, v. 119, p. 238–244. 2016.

FRAGOSO A. B. L. Alterações morfológicas e patológicas em esqueletos de Boto-cinza Sotalia fluviatilis (Gervais, 1853) do Litoral do Estado do Rio de Janeiro. 2001. 136p. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2001.

FRAGOSO, A. B. L. Alterações Morfológicas e Patológicas em Esqueletos e Nadadeiras Peitorais de Boto-cinza, Sotalia guianensis (Van Beneden, 1864) do litoral brasileiro. 2006. Tese de Doutorado, Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2006.

FRAINER, G.; SICILIANO S.; TAVARES, D. Franciscana calls for help: the short and long-term effect sof Mariana's disaster on small cetacean sof South-eastern Brazil. International Whaling Commission Papers SC/66b/SM/04, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/328913117

FRANCINI-FILHO, R. B.; CONI, E. O. C.; MEIRELLES, P. M.; AMADO-FILHO, G. M. et al. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. Plos One, 8, n. 1, 2013.

FRANCINI-FILHO, R. B.; CORDEIRO, M. C.; OMACHI, C. Y.; ROCHA, A. M. et al. Remote sensing, isotopic composition and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. Science of The Total Environment, 697, p. 1-10, 2019.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. Fisheries Research, v. 93, n. 3, p. 346-356, 2008.

FRANCO, T. P. et al. Leave forever or return home? The case of the whitemouth croaker Micropogonias furnieri in coastal systems of southeastern Brazil indicated by otolith microchemistry. Marine Environmental, v. 144. p. 28–35. 2019.

FRANKEL, A.S., CLARK C.W.; HERMAN, L.M.; GABRIELS, C.M. Spatial distribution, habitat utilization, and social interactions of humpback whales, Megaptera novaeangliae, off Hawaii determined using acoustic and visual means. Canadian Journal of Zoology, 73:1134-1146. 1995.

FRANTZ, B. R.; FOSTER, M. S.; RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R. Clathromorphum nereostratum (Corallinales, Rhodophyta): the oldest alga? 1. Journal of Phycology, 41, n. 4, p. 770-773, 2005.

FREHSE, F. A. et al. Feeding ecology and resource sharing patterns between Stellifer rastrifer (Jordan, 1889) and S. brasiliensis (Schultz, 1945) (Perciformes: Sciaenidae) along the coasts of Paraná and Santa Catarina, Brazilian. Journal of Applied Ichthyology, v. 31, p. 479–486, 2015.

FREITAS, C. M. D. et al. From Samarco in Mariana to Vale in Brumadinho: mining dam disasters and Public Health. Cadernos de Saude Publica, v. 35, p. e00052519, 2019.

FREITAS, L. M.; OLIVEIRA, M. D. M.; LEAO, Z.; KIKUCHI, R. K. P. Effects of turbidity and depth on the bioconstruction of the Abrolhos reefs. Coral Reefs, 38, n. 2, p. 241-253, 2019.

FREITAS, M. O. Auto-ecologia de Epinephelus morio e Mycteroperca bonaci: Epinefelídeos comercialmente importantes e ameaçados no banco dos Abrolhos. 2014. Tese (Doutorado.no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. p.120. 2014.

FREITAS, M. O. et al. Diet and reproduction of the goliath grouper, Epinephelus itajara (Actinopterygii: Perciformes: Serranidae), in Eastern Brazil. Acta Ichthyologica et Piscatoria, v. 45, n. 1, p. 1–11, 2015.

FREITAS, M. O.; ROCHA, G. R. A.; CHAVES, P. T. C. & MOURA, R. L. Reproductive biology of the lane snapper Lutjanus synagris, and recommendations for its management on the Abrolhos Shelf, Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, p. 1 – 10, 2014

FRIEDLANDER, A. L.; PARRISH, J. D. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 224, n. 1, p. 1-30, 1998.

FRIZZERA, F. C.; F. M.; ZIBRAL E K. C. ZACHÉ. 2011. Hábitos alimentares do boto-cinza (Sotalia guianensis) na foz do Rio Doce, Espírito Santo. II SIMPÓSIO DE OCEANOGRAFIA UFES. 2011. Universidade Federal do Espírito Santo.

FRIZZERA, Flavia C et al. Captura acidental de toninha (Pontoporia blainvillei) na costa norte do Espírito Santo, Brasil. Bol Do Mus Biol Mello Leitão, v. 29, p. 81–86, 2012.

FRODELLO, J. P.; ROMÉO, M.; VIALE, D. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. Environmental Pollution, v. 108, n.3, p. 447-452, 2000.

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology, v. 22, p. 241–253, 2006.

FROESE, R.; D. PAULY. Editors. FishBase. World Wide Web electronic publication. 2019. Disponível em: www.fishbase.org. Acessado em: dez. 2019.

Gabriel, F. Â., Hauser-Davis, R. A., Soares, L., Mazzuco, A. C. A., Rocha, R. C. C., Saint Pierre, T. D., Saggioro, E., Correia, F. V., Ferreira, T. O., & Bernardino, A. F. Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. PeerJ, v. 06, p. 50480, 2020.

GAETA, S. A.; LORENZZETTI, J. A.; MIRANDA, L. B.; SUSINI-RIBEIRO, S.; POMPEU, M.; ARAUJO, C. E. S. The Vitória Eddy and its relation to the phytoplankton biomass and primary productivity during the austral fall of 1995. Arch. Fish. Mar. Res., v.47, p.253–270. 1999.

GARCÍA-ÁLVAREZ, N.; BOADA, L. D.; FERNÁNDEZ, A.; ZUMBADO, M; ARBELO, M.; SIERRA, E.; XURIACH, A.; ALMUNIA, J.; CAMACHO, M.; LUZARDO, O. P. Assessment of the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine contaminants in bottlenose dolphins (Tursiops truncatus) from the Eastern Atlantic Ocean. Marine Environmental Research, v.100, p.48-56. 2014.

GARCÍA-ALVAREZ, N.; FERNÁNDEZ, A.; BOADA, L. D.; ZUMBADO, M.; ZACCARONI, A.; ARBELO, M.; ALUMUNIA, J.; LUZARDO, O. P. Mercury and selenium status of bottlenose dolphins (Tursiops truncatus): A study in stranded animals on the Canary Islands. Sci. Total Environ, 536, 489-498. 2015.

GARRONE-NETO, D. et al. Using the same fish with different rules: A science-based approach for improving management of recreational fisheries in a biodiversity hotspot of the Western South Atlantic. Fisheries Management and Ecology, v. 25, p. 253-260. 2018.

GARVINE, R. W. A dynamical system for classifying buoyant coastal discharges. Continental Shelf Research, v. 15, n. 13, p. 1585-1596, 1995.

GARVINE, R. W. Estuary plumes and fronts in shelf waters: A layer model. Journal of Physical Oceanography, v. 17, n. 11, p. 1877-1896, 1987.

GASTON, K. J. What is rarity? In: Rarity. Springer, Dordrecht, p. 1-21, 1994.

GASTON, K. J.; FULLER, R. A. The sizes of species' geographic ranges. Journal of Applied Ecology, v. 46, p. 1-9, 2009.

GAUDE, N.; BRÉHÉLIN, C.; TISCHENDORF, G.; KESSLER, F. et al. Nitrogen deficiency in Arabidopsis affects galactolipid composition and gene expression and results in accumulation of fatty acid phytyl esters. The Plant Journal, 49, n. 4, p. 729-739, 2007.

GEFFEN, A. J.; NASH, R. D. M.; DICKEY-COLLAS, M. Characterization of herring populations West of the British Isles: an investigation of mixing based on otolith microchemistry. ICES Journal of Marine Science, v. 68, n. 7, p. 1447-1458, 2011.

GENIN A. et al. Intense benthic grazing of phytoplankton in a coral reef. Limnol. Oceanogr., v. 54, n. 3, p. 938-951, 2009.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings. 2 ed. Baltimore, MD: National Aquarium in Baltimore, 2005.

GERACI, J. R.; SAUER, R. M.; MEDWAY, W. Erysipelas in dolphins. American Journal Veterinary Research, v. 27. n. 117, p. 597-606, 1966.

GERPE et al. Accumulation of heavy metals in the franciscana (Pontoporia blainvillei) from Buenos Aires Province, Argentina. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 2002.

GEYER, W. R. et al. The structure of the Eel River plume during floods. Continental Shelf Research, v. 20, n. 16, p. 2067-2093, 2000.

GFT. 2016. Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Governo Do Estado de Minas Gerais, n. 287, 2016. Disponível em: http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor_assets/attachments/770/relatorio_final_ft_03_02_2016_15h5min.pdf. Acessado em: 4 nov. 2020.

GIBSON-REINEMER, D. K., et al. Ecological recovery of a river fish assemblage following the implementation of the Clean Water Act. BioScience, v. 67, n. 11, p. 957-970, 2017.

GILLESPIE, D.; LEAPER, R. An acoustic survey for sperm whales in the Southern Ocean Sanctuary conducted from the RSV Aurora Australis. Report of the International Whaling Commission. v. 47, p. 897-907, 1997.

GIUDICE G. D. et al. Effects of nonylphenol on vitellogenin synthesis in adult males of the spotted ray torpedo marmorata. Journal of Fish Biology, v. 80, n. 5, 2112-2121, 2012.

GLASBY, T.; UNDERWOOD, A. J. Sampling to differentiate between pulse and press perturbations. Environmental Monitoring and Assessment, v. 42, n. 3 p. 241-252, 1996.

GOATLEY, C. H. R. et al. Sediments and herbivory as sensitive indicators of coral reef degradation. Ecology and Society. v. 21, n. 1, 2016.

GOATLEY, C. H. R.; BELLWOOD, D. R. Morphological structure in a reef fish assemblage. Coral Reefs, v. 28, n. 2, p. 449–457, 2009.

GOATLEY, C. H. R.; BELLWOOD, D. R. Sediment suppresses herbivory across a coral reef depth gradient. Biology Letters, v. 8, n. 6, p. 1016–1018. 2012.

GOLDBERG, W. M. The biology of reefs and reef organisms. University of Chicago Press, 2013.

GOLDER ASSOCIATES LTDA. Fundão Talings Dam Breach – Tailings and Sediments Geochemical Characterization Program - Phase I Results. Submetido à Samarco Mineração S/A, 2016b.

GOLDER, G. A. L. Programa de Caracterização Geoquímica de rejeitos, solos e sedimentos. Submetido à Samarco Mineração S/A, 2017.

GOLDER, G. A. L. Rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão, Avaliação do estado de conservação dos bancos de macroalgas e rodolitos adjacentes à Foz do Rio Doce. Submetido à Samarco Mineração S/A. 2016a.

GOLDSTEIN, S.J.; JACOBSEN, S.B. Nd And Sr Isotopic Systema- Tics Of River Suspended Material: Implications For Crustal Evolution. Earth Planet. Sci. Lett, v. 87, p. 249–265, 1988.

GOLLNER, S. et al. Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. Mar. Environm. Res., v 129: 76-101. 2017.

GOMES, I. D. et al. Biologia reprodutiva dos bagres marinhos Genidens genidens (Valenciennes) e Cathorops spixii (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 16, n. 2, p. 171–180, 1999.

GOMES, L. E. D.; CORREA, L. B.; SA, F.; NETO, R. R. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. Marine Pollution Bulletin, 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.

GOMES, L. E. O. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.

GONÇALVES, L.; ALKMIM, F.; PEDROSA-SOARES, A.C.; DUSSIN, I.A.; VALERIANO, C.M.; LANA, C.; TEDESCHI, M.F. Granites Of The Intracontinental Termination Of A Magmatic Arc: An Example From The Ediacaran Araçuaí Orogen, Southeastern Brazil. Gondwana Res., 2015.

GORDINA, A. D. et al. Long-term changes in Sevastopol Bay (the Black Sea) with particular reference to the ichthyoplankton and Zooplankton. Estuarine, Coastal and Shelf Science. v. 52, p. 1-13, 2001.

GOUDET, J. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices.2002. Disponível em: http://www2. unil. ch/popgen/softwares/fstat. Htm. Acessado em: 4 nov. 2020.

GOWANS, S. WHITEHEAD, H. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian shelf. Canadian Journal of Zoology, 73:1599-1608. 1995.

Grabowski, R. C.; Droppo, I. G.; Wharton, G. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. Earth-Science Reviews, 105 (3-4), p. 101-120, 2011.

GRACIA-LOPEZ, V.; ROSAS-VAZQUEZ, C.; BRITO-PEREZ, R. Effects of salinity on physiological conditions in juvenile common snook Centropomus undecimalis. Comparative Biochemistry & Physiology A, v. 145, p. 340-345, 2006.

GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. Coral Reefs, 32, n. 2, p. 315-326, 2013.

GRAHAM, R. T. et al. Historical and contemporary evidence of a mutton snapper (Lutjanus analis Cuvier, 1828) spawning aggregation fishery in decline. Coral Reefs, v. 27, n. 2, p. 311-319, 2008.

GRANDE, H. et al. Diversity of settlement-stage reef fishes captured by light-trap in a tropical south-west Atlantic Ocean coastal reef system. Journal of Fish Biology, v. 94, n. 2, p. 210–222, 2019.

GRANGE, N.; WHITFIELD, A. K.; De VILLIERS, C. J.; ALLANSON, B. R. The response of two South African east coast estuaries to altered river flow regimes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 10, n. 3, p. 155-177, 2000.

GRANT, W. A. S.; BOWEN, Brian W. Shallow population histories in deep evolutionary lineages of marine fishes: insights from sardines and anchovies and lessons for conservation. Journal of Heredity, v. 89, n. 5, p. 415-426, 1998.

GRAY, J. S. Species richness of marine soft sediments. Marine Ecology Progress Series, v. 244, p. 285–297, 2002.

GREEN, R. H. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. 1. John Wiley & Sons, 1979.

Griffin, J. D.; Hemer, M. A.; Jones, B. G. Mobility of sediment grain size distributions on a wave dominated continental shelf, Southeastern Australia. Marine Geology, 252, p. 13-23, 2008.

GRIFFIN, W. L. et al. GLITTER: data reduction software for laser ablation ICP-MS. Short Course Series, p. 308-311, 2008.

Griffiths, B. S., Ritz, K., Bardgett, R. D., Cook, R., Christensen, S., Ekelund, F., S. J. Sørensen, E., Bååth, J., Bloem, P.C., Ruiter, d.e., Dolfing, j., Nicolardot, B. 2000. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. Oikos, 90: 279–294.

Grifoll, M.; Gracia, V.; Aretxabaleta, A. L.; Guillén, J.; Espino, M.; Warner, J. C. Formation of fine sediment deposit from a flashflood river in the Mediterranean Sea. Journal of Geophysical Research: Oceans,119, p. 5837–5853, 2014.

GRILO, C. F.; CHASSAGNE, C.; QUARESMA, V. d. S.; VAN KAN, P. J. M. et al. The role of charge reversal of iron ore tailing sludge on the flocculation tendency of sediments in marine environment. Applied Geochemistry, 117, p. 104606, 2020/06/01/ 2020.

GRILO, C. F.; QUARESMA, V. d. S.; AMORIM, G. F. L.; BASTOS, A. C. Changes in flocculation patterns of cohesive sediments after an iron ore mining dam failure. Marine Geology, 400, p. 1-11, 6/1/ 2018.

GROUSSET, F.E.; BISCAYE, P.E. Tracing dust sources and transport patterns using Sr, Nd and Pb isotopes. Chemical Geology, v. 222, p.49– 167, 2005.

GUERRA-GARCÍA, J. M. & GARCÍA-GÓMEZ, J. C. Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. Helgoland Marine Research, v. 58, n. 3, p. 183–191, 2004.

GUIMARÃES, S. A revised checklist of benthic marine Rhodophyta from the State of Espírito Santo, Brazil. Boletim do Instituto de Botânica, 17, p. 143-194, 2006.

GUIMARÃES, S. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do estado do Espírito Santo, Brasil. Hoehnea, 30, n. 1, p. 11-19pp, 2003.

GULLAND, F. M. D.; LOWENSTINE, L. J.; Y SPRAKER, T. R. Noninfectious Diseases. In Referencias 709 CRC Handbook of Marine Mammal Medicine. Gutierrez, J., Issacson, R. S., y Koppel, B. S. 2010. Subacute sclerosing panencephalitis: an update. Developmental Medicine & Child Neurology, 52, 10: 901-7, 2001.

GÜVEN, K.; ÖZBAY, C.; ÜNLÜ, E.; SATAR, A. Acute lethal toxicity and accumulation of copper in Gammarus pulex (L.) (Amphipoda). Turkish Journal of Biology, v. 23, n. 4, p. 513-522, 1999.

HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; GARCÍA-CHARTON, J. A. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. Marine Environmental Research, v. 72, n. 5, p. 235-247, 2011.

HACKRADT. C. W. Population ecology and mobility patterns of groupers (Serranidae: Epinephelinae) on temperate rocky reefs on south-western Mediterranean Sea: Implications for their conservation. 2012. 160 f. Tese (Doutorado). Universidade de Murcia. Espanha, 2012.

HALFAR, J.; ZACK, T.; KRONZ, A.; ZACHOS, J. C. Growth and high-resolution paleoenvironmental signals of rhodoliths (coralline red algae): a new biogenic archive. Journal of Geophysical Research, 105, n. C9, p. 22107-22116, 2000.

HALL, T. A. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. Nucleic Acids Symposium Series, n. 41, p. 95-98, 1999.

HALL. N. S.; PAERL, H. W. Vertical migration patterns of phytoflagellates in relation to light and nutrient availability in a shallow microtidal estuary. Marine Ecology Progress Series, V 425, p. 1-19, 2011.

HAMER, P. A.; JENKINS, G. P.; COUTIN, P. Barium variation in Pagrus auratus (Sparidae) otoliths: A potential indicator of migration between an embayment and ocean waters in south-eastern Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Scince, v. 68, p. 686–702. 2006.

HANSEN, D. V.; R. JR. Maurice. New dimensions in estuary classification 1. Limnology and Oceanography, v. 11, n. 3, p. 319-326, 1966.

HAO, Z.; CHEN, L.; WANG, C.; ZOU, X. et al. Heavy metal distribution and bioaccumulation ability in marine organisms from coastal regions of Hainan and Zhoushan, China. Chemosphere, 226, p. 340-350, 2019.

HARDT, F. A. S.; CREMER, M. J. TONELLO, A. J. JR.; BELLANTE, A.; BUFFA, G.; BUSCAINO, G.; MAZZOLA, S.; BARRETO, A. S.; MARTINELLI, L. A.; ZUPPI, G. M. Use of carbon and nitrogen stable

isotopes to study the feeding ecology of small coastal cetacean populations in southern Brazil. Biota Neotropica,v. 13, n. 4. P. 90-97, 2013.

HARMELIN-VIVIEN, M. et al. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? Biological Conservation, v. 141, n. 7, p. 1829-1839, 2008.

HARRINGTON, L. et al. Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. Ecology, v. 85, n. 12, p. 3428-3437, 2004.

HARRIS, P. T. Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: A review and synthesis. Marine Geology, v. 353, p. 169–184, 2014.

HART, K.M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L.B. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. Biological Conservation 129, 283–290, 2006.

HASTIE, G. D.; SWIFT, R.J.; GORDON, J. C. D.; SLESSER, G.; TURRELL, W.R. Sperm whale distribution and seasonal density in the Faroe Shetland Channel. Journal of Cetacean Research and Management. v. 5, n. 3, p. 247-252, 2003.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F. et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. Scientific Reports, 7, n. 1, p. 10706, 2017.

HEDRICK, P. W. Recent developments in conservation genetics. Forest Ecology and Management, v. 197, n. 1-3, p. 3-19, 2004.

HEEMSTRA, P. C.; RANDALL, J. E. 1993. FAO species catalogue. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fisheries Synopsis, Rome. 382p.

HELMLE, K.; KOHLER, K.; DODGE, R. Relative optical densitometry and the Coral X-radiograph Densitometry System: Coral XDS. International Society of Reef Studies European Meeting, Cambridge, England. 2002.

HÉRAULT, M. E. B. Entropart: An R Package to Measure and Partition Diversity. Journal of Statistical Software, v. 67 n.8, p. 1–26, 2015.

HERBERT, P. N. et al. Biological identifications through DNA barcodes. Proceedings of the Royal Society, v. 270, p. 313–322, 2003.

HERNANDEZ-KANTUN, J. J.; GABRIELSON, P.; HUGHEY, J. R.; PEZZOLESI, L. et al. Reassessment of branched Lithophyllum spp.(Corallinales, Rhodophyta) in the Caribbean Sea with global implications. Phycologia, 55, n. 6, p. 619-639, 2016.

HESS, S. et al. Exposure of clownfish larvae to suspended sediment levels found on the Great Barrier Reef: Impacts on gill structure and microbiome. Scientific Reports, v. 5, p. 1–8, 2015.

HETZINGER, S.; HALFAR, J.; ZACK, T.; GAMBOA, G. et al. High-resolution analysis of trace elements in crustose coralline algae from the North Atlantic and North Pacific by laser ablation ICP-MS. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 302, p. 81-94, 2011.

HILL, L. J.; PARADAS, W. C.; WILLEMES, M. J.; PEREIRA, M. G. et al. Acidification-induced cellular changes in Symbiodinium isolated from Mussismilia braziliensis. PloS one, 14, n. 8, 2019.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. Ecology, v. 54, n 2, p 427-432, 1973.

HILLE, S.; LEIPE, T.; SEIFERT, T. Spatial variability of recent sedimentation rates in the Eastern Gotland Basin (Baltic Sea). Oceanologia, v. 48, n. 2, 2006.

HOBSON, K. A.; FISK, A.; KARNOVSKY, N.; HOLST, M.; GAGNON, J. -M.; FORTIER, M. A stable isotope (δ13C, δ15N) model for the North Water food web: implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, v. 49, p. 5131-5150, 2002.

HOHN, A.; SCOTT, M. D.; WELLS, R. S.; SWEENEY, J. C.; IRVINE, A. B. Growth layers in teeth from known-age, free-ranging bottlenose dolphins. Marine Mammal Science, v. 5, n. 4, p. 315-342, 1989.

HOLBROOK, S. J.; SCHMITT, R. J.; BROOKS, A. J. Resistance and resilience of a coral reef fish community to changes in coral cover. Marine Ecology Progress Series, v. 371, p. 263-271, 2008.

HOLT, M.M.; NOREN, D.P.; DUNKIN, R.C.; WILLIAMS, T.M. Comparing the metabolic costs of diferente sound types in bottlenose dolphins. Proceedings of Meetings on Acoustics, v. 27, 010019, 2016.

HOLZ, V. L.; BAHIA, R. G.; KAREZ, C. S.; VIEIRA, F. V.; MORAES, F. C.; VALE, N. F.; SUDATTI, D. B.; SALGADO, L. T.; MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M.; BASTOS, A. C. Structure of Rhodolith Beds and Surrounding Habitats at the Doce River Shelf (Brazil). Diversity, v. 12, n. 2, p. 75, 2020.

HOLZINGER, A.; LUTZ, C. Algae and UV irradiation: Effects on ultrastructure and related metabolic functions. Micron, 37, n. 3, p. 190-207, 2006.

HOOVER, R.S.; HOOVER, D.; MILLER, M.; LANDRY, M.R.; DECARLO, E.H.; MACKENZIE, F.T. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and top-down controls. Marine Ecology Progress Series, v. 318, p. 187-201, 2006.

HORTA, P. A.; AMANCIO, E.; COIMBRA, C. S.; OLIVEIRA, E. C. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. Hoehnea, 28, n. 3, p. 243-265, 2001.

HOSTIM-SILVA, M. et al. Estuarine demersal fish assemblage from a transition region between the tropics and the subtropics of the South Atlantic. Biotemas, v. 26, n. 3, p. 153-161, 2013.

HOSTIM-SILVA, M.et al. Ichthyofauna od the estuaries do the Cricaré river: length-weight relationship. Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza, v. 51, n. 1, p. 125–129, 2018.

HOULBRÈQUE, F.; TAMBUTTÉ, E.; ALLEMAND, D.; FERRIER-PAGÈS, C. Interactions between zooplankton feeding, photosynthesis and skeletal growth in the scleractinian coral Stylophora pistillata. Journal of Experimental Biology, 207, n. 9, p. 1461-1469, 2004.

HU, J. et al. Variable temperature, salinity, and water mass structure in the southwestern Taiwan Strait in summer. Cont. Shelf Res. v.31. 2011.

HUME, B. C. C.; SMITH, E. G.; ZIEGLER, M.; WARRINGTON, H. J. M. et al. SymPortal: A novel analytical framework and platform for coral algal symbiont next-generation sequencing ITS2 profiling. Molecular Ecology Resources, 19, n. 4, p. 1063-1080, 2019.

HUME, B.C.C. et al. An improved primer set and amplification protocol with increased specificity and sensitivity targeting the Symbiodinium ITS2 region. PeerJ, v. 2018, n. 5, 2018.

HUME, B.C.C., SMITH, E.G., ZIEGLER, M., et al. SymPortal: A novel analytical framework and platform for coral algal symbiont next generation sequencing ITS2 profiling, Mol. Ecol. Res., v. 19, n. 4, p. 1063–1080, 26 jul. 2019.

HUOT, Y.; BABIN, M. Overview of fluorescence protocols: theory, basic concepts, and practice. In: Chlorophyll a fluorescence in aquatic sciences: Methods and applications. Springer, p. 31-74. 2010.

HUTCHINSON, G. E. 1978. An introduction to population ecology. New Haven: Yale University Press.

HUTCHINSON, T. H.; WILLIAMS, T. D.; EALES, G. J. Toxicity of cadmium, hexavalent chromium and copper to marine fish larvae (Cyprinodon variegatus) and copepods (Tisbe battagliai). Marine Environmental Rese arch, v. 38, p. 275-290, 1994.

HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food of fishes. Journal of Animal Ecology. v.19, n. 3, p. 36-57, 1950.

HYSLOP, E. J. Stomach content analysis—a review of methods and their application. Journal of Fish Biology. v.17, p. 411–429, 1980.

IBAMA (Brasil). Portaria no73/03-N, de 24 de novembro de 2003. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília. 2003.

IBAMA. Laudo técnico preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, 2015. Disponível em https://jornalismosocioambiental.files.wordpress.com/2016/01/laudo-preliminar-do-ibama-sobre-mariana.pdf

IBGE, 2019. Instituto Brasileiro de Geografia e estatística. https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/linhares/panorama. Acessado em 22.08.2019.

ICMBio (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. ICMBIO, v. 1, 2018.

ICMBio. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação: 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio. Relatório, 62 pp., 2016. Disponível em http://www.icmbio.gov.br/portal/imagens/stories/DCOM_relatorio_revisado_atualizado_29_04_2016_AB.pdf

ICMBio. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: 492 p., 2018a.

ICMBio. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: 1232 p., 2018b.

ICMBio. Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.) Marcelo Pinheiro & Harry Boos. Sociedade Brasileira de Carcinologia – SBC. 466 p., 2016.

IGLESIAS-PRIETO, R.; BELTRAN, V. H.; LAJEUNESSE, T. C.; REYES-BONILLA, H. et al. Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 271, n. 1549, p. 1757-1763, 2004.

ILUZ, D.; DUBINSKY, Z. Coral photobiology: new light on old views. Zoology, 118, n. 2, p. 71-78, 2015.

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural). Disponível em: https://meteorologia.incaper.es.gov.br/estacoes-do-ano-inverno

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Mapas de Precipitação. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/. Acesso em: Setembro de 2020.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), 2018. Texto disponível online em <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf >

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). The IUCN red list of threatened species (IUCN). Sotalia guianensis. Disponível em https://www.iucnredlist.org/species/181359/144232542. Acesso em: 01 de nov. 2020.

IRLANDI, A.; CRAWFORD, M. K. Habitat linkages: the effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. Oecologia, v. 110, p. 222–230, 1997.

ISONO, R. S.; KITA, J.; SETOGUMA, T. Acute effects of kaolinite suspension on eggs and larvae of some marine teleosts. Comparative Biochemistry and Physiology - C Pharmacology Toxicology and Endocrinology, v. 120, n. 3, p. 449–455, 1998.

IUCN, Internacional Union for Conservation of Nature. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/details/17978/0>. Acesso em: 20 de agosto de 2019.

Jaanus, A.; Toming, K.; Hällfors, S.; Kaljurand, K.; Lips, I. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. Hydrobiologia (this issue). doi:10.1007/s10750-009-9768-y. 2009.

JABER, J. R.; PEREZ, J.; ARBELO, M.; ANDRADA, M.; HIDALGO, M.; GOMEZ-VILLAMANDOS, J. C.; VAN DEN INGH, T.; FERNANDEZ, A. Hepatic lesions in cetaceans stranded in the Canary Islands. Veterinary Pathology, 41, 2: 147-53, 2004.

JACKSON, A. L.; INGER, R.; PARNELL, A. C.; BEARHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. Journal of Animal Ecology, v. 80, n. 3, p. 595–602, 2011

JACQUIN, L.; et al. Effects of Pollution on Fish Behavior, Personality, and Cognition: Some Research Perspectives. PERSPECTIVE ARTICLE. Frontiers Ecology Evolution, p.12, 2020.

JAWETZ, MELNICK & ADELBERG. Microbiologia Médica. AMGH Editora, 2014. 872p.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification. Elsevier, 2008. 592p.

JEFFREY, S. W. et al. Microalgal classes and their signature pigments: Phytoplankton Pigments: Characterization, Chemotaxonomy and Applications in Oceanography. Cambridge University Press, Cambridge. 2011.

JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C; WRIGHT, S. W. Phytoplankton pigments in oceanography: Guidelines to modern methods. Unesco Publishing. 2005.

JEFFREY, S. W.; VESK, M. Introduction to marine phytoplankton and their pigment signatures. In: JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C.; WRIGHT, S. W. (Orgs.). Phytoplankton Pigments in Oceanography. Paris: SCOR UNESCO, 1997. P. 37-84.

JEFFREY, S.; WRIGHT, S.; ZAPATA, M. Microalgal classes and their signature pigments. In: Phytoplancton Pigments: Characterization, Chemotaxonomy and Applications in Oceanography.p. 3-77. 2011.

JENSEN, F. H.; BEEDHOLM, K.; WAHLBERG, M.; MADSEN, P. T. Estimated communication range and energetic cost of bottlenose dolphin whistles in a tropical habitat. Journal of the Acoustical Society of America. 131, n. 1, p. 582-592, 2012.

JEPSON, P. D.; BENNETT, P.M.; DEAVILLE, R.; ALLCHIN, C. R.; BAKER, J. R.; LAW, R. J. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbor porpoises (Phocoena phocoena) stranded in the United Kingdom. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, v. 24, n. 1, p. 238-248, 2005.

JESUS, E. T. D. et al. Meteorological and hydrological drought from 1987 to 2017 in Doce River Basin, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Water Resources. 2020.

JIN, X.; YANG, X.; ISLAM, E.; LIU, D. et al. Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of Sedum alfredii Hance. Journal of hazardous materials, 156, n. 1-3, p. 387-397, 2008.

JINDAL, R.; VERMA, A. Copper toxicity to plankton. Pollution Research, n. 8, p. 123-128, 1989.

JOHANSEN, J. L.; JONES, G. P. Sediment-induced turbidity impairs foraging performance and prey choice of planktivorous coral reef fishes. Ecological Applications, v. 23, n. 6, p. 1504–1517, 2013.

JOHNSON, E.S.; BONJEAN, F.; LAGERLOEF, G.S.E.; GUNN, J.T.; MITCHUM, G. T. Validation and error analysis of OSCAR Sea surface currents. J. Atmos. Ocean. Technol., v. 24, p. 688–701, 2007.

JOHNSTON, E.L.; ROBERTS, D.A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. Environmental Pollution, v. 157, n. 6, p. 1745-1752, 2009.

JONES, R. J. Testing the 'photoinhibition' model of coral bleaching using chemical inhibitors. Marine Ecology Progress Series, 284, p. 133-145, 2004.

JONES, R. J.; KERSWELL, A. P. Phytotoxicity of Photosystem II (PSII) herbicides to coral. Marine Ecology Progress Series, 261, p. 149-159, 2003.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

JOYEUX, J. C.; TOMASINI, J. A; BOUCHEREAU, J. L. Modalité de la reproduction de Gobius niger (Teleostei, Gobiidae) dans une lagune méditerranéenne. Vie Milieu, v. 42, n. 1, p. 1–13, 1992.

JOYEUX, J. C.et al. Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. Journal of Applied Ichthyology, v. 25, p. 350–355, 2009.

JUNK W. J.; BAYLEY P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106, p. 110–127, 1989.

JUNTTI, S. A.; FERNALD, R. D. Timing reproduction in teleost fish: cues and mechanisms. Current Opinion in Neurobiology, v. 38, p. 57–62, 2016.

JUPITER, S.; ROFF, G.; MARION, G.; HENDERSON, M. et al. Linkages between coral assemblages and coral proxies of terrestrial exposure along a cross-shelf gradient on the southern Great Barrier Reef. Coral Reefs, 27, n. 4, p. 887-903, 2008.

KAJIWARA, N.; KAMIKAWA, S.; AMANO, M.; HAYANO, A.; YAMADA, T. K.; MIYAZAKI, N.; TANABE, S. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in melon-headed whales, Peponocephala electra, mass stranded along the Japanese coasts: Maternal transfer and temporal trend. Environmental Pollution, v. 156, n. 1, p. 106-114, 2008.

KANG, H. K. Effects of suspended sediments on reproductive responses of Paracalanus sp.(Copepoda: Calanoida) in the laboratory. Journal of plankton research, v. 34, n. 7, p. 626-635, 2012.

KANIA, H. J.; O'HARA, J. Behavioral alterations in a simple predator–prey system due to sub-lethal exposure to mercury. Transactions of the American Fisheries Society. v.103, p.134–136, 1974.

KANNAN, K.; BLAKENSHIP, A. L.; JONES, P. D.; GIESY, J. P. Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. Human and Ecological Risk Assessment, v.6, p.181- 201, 2000.

KARCZMARSKI, L.; COCKCROFT, V. G.; MCLACHLAN, A. 2000 Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins Sousa chinensis in Algoa Bay, South Africa. Marine Mammal Science, 16(1):64–79. 2000.

KAREZ, C.; MAGALHAES, V.; PFEIFFER, W.; AMADO FILHO, G. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. Environmental Pollution, 83, n. 3, p. 351-356, 1994.

KARPOV, K. A.; BERGEN, M.; GEIBEL, J. J. Monitoring fish in California Channel Islands marine protected areas with a remotely operated vehicle: the first five years. Marine Ecology Progress Series, v. 453, p. 159–172, 2012.KEHRIG, H. A.; HAUSER-DAVIS, R. A.; SEIXAS, T. G.; PINHEIRO, A. B.; DI BENEDITTO, A. P. M. Mercury species, selenium, metallothioneins and glutathione in two dolphins from the southeastern Brazilian coast: mercury detoxification and physiological differences in diving capacity. Environmental Pollution, v. 213, 785-792, 2016.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington, California, 1999, 206 p.

KATSURAGAWA, M. O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 -1988). Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo, v. 10, p. 85-121, 2003.

KAUNDA-ARARA, B., ROSE, G. A. Emigração de peixes marcados dos parques nacionais de recifes marinhos para pescarias na costa do Quênia. Environmental Biology of Fishes, v. 70, p. 363-372, 2004.

KAWAMATA, S.; YOSHIMITSU, S.; TANAKA, T.; IGARI, T. et al. Importance of sedimentation for survival of canopy-forming fucoid algae in urchin barrens. Journal of Sea Research, 66, n. 2, p. 76-86, 2011.

KAWAMATA, S.; YOSHIMITSU, S.; TOKUNAGA, S.; KUBO, S. et al. Sediment tolerance of Sargassum algae inhabiting sediment-covered rocky reefs. Marine Biology, 159, n. 4, p. 723-733, 2012.

Kehrig, H. A.; Palermo, E. F. A.; Seixas, T. G.; Branco, C. W. C.; Moreira, I.; Malm, O. 2009 Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 85, p. 36–44.

KEHRIG, H. A.; SEIXAS, T. G.; MALM, O.; DI BENEDITTO, A. P. M.; REZENDE, C. E. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraiba do Sul River plume. Marine Pollution Bulletin., v. 75, p. 283–290, 2013.

KEHRIG, H. A.; SEIXAS, T. G.; PALERMO, E. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M.; MALM, O. Different species of mercury in the livers of tropical dolphins. Analytical Letters, Monticello, v.41, p.1691-1699, 2008.

Kendall, M.G. Rank Correlation Methods, 4th edition, Charles Griffin, London, 1975.

KERSHAW, J. L., HALL, A. J. Mercury in cetaceans: Exposure, bioaccumulation and toxicity. Science of the total environment. 694, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133683. 2019.

KHOMDRAM, B. D. A small leap toward DNA barcode library creation of ornamental fishes: development of 17 DNA barcodes from Manipur, India. Journal of Asia-Pacific Biodiversity, v. 11, p. 452-458, 2018.

KIDWELL, S. M. & TOMASOVYCH, A. Implications of time-averaged death assemblages for ecology and conservation biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 44, p. 539–563, 2013.

KIDWELL, S. M. Ecological fidelity of open marine molluscan death assemblages: Effects of post-mortem transportation, shelf health, and taphonomic inertia. Lethaia, v. 41, n. 3, p. 199–217, 2008.

KIDWELL, S.M. Discordance between living and death assemblages as evidence for anthropogenic ecological change. Proceedings da Academia Nacional de Ciências Nov 2007, 104 (45): 17701-17706. DOI:10.1073 / pnas.0707194104. 2007.

KIENLE, C.; KÖHLER, H. R.; FILSER, J.; GERHARDT, A. Effects of nickel chloride and oxygen depletion on behaviour and vitality of zebrafish (Danio rerio, Hamilton,1822) (Pisces, Cypriniformes) embryos and larvae. Environmental Pollution, v. 152, p. 612-620, 2008.

KIFFNEY, P. M.; CLEMENTS, W. H. Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. Journal of the North American Benthological Society, v. 13, n. 4, p. 511–523, 1994.

KIKUCHI, R. K.; OLIVEIRA, M. D.; LEÃO, Z. M. Density banding pattern of the south western Atlantic coral Mussismilia braziliensis. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 449, p. 207-214, 2013.

KIM, D.; KIM, K. H.; SHIM, J. et al. The distribution and interannual variation in nutrients, chlorophyll-a, and suspended solids in the northern East China Sea during the summer. Ocean Polar Research, n. 29, p. 193–204, 2007.

KIMURA, M. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. Journal of Molecular Evolution, v. 16, p.111-120, 1980.

KING, J. R.; MCFARLANE, G. A. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. Fisheries Management and Ecology, v. 10, p. 249–264, 2003.

KINGSFORD, M. J.; SMITH, F. J. A.; FLOOD, M. J. Growth and pelagic larval duration of presettlement and newly settled neon damselfish, Pomacentrus coelestis, at multiple spatial scales. Coral Reefs, v. 30, n. 1, p. 203–214, 2011.

KIRCHMAN, D. L. Microbial Ecology of the Oceans. J. Wiley & Sons Inc., New Jersey. 593 p., 2008.

KIRK, J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, 401p. 1983.

KJØRSVIK, E. et al. Early development of the digestive tract of cod larvae, Gadus morhua L., during start-feeding and starvation. Journal of Fish Biology, v. 38, p. 1-15, 1991.

KLEPPEL, G. S.; DODGE, R. E.; REESE, C. J. Changes in pigmentation associated with the bleaching of stony corals. Limnology and Oceanography, 34, n. 7, p. 1331-1335, 1989.

KNUDBY, A. et al. Mapping coral reef resilience indicators using field and remotely sensed data. Remote Sensing, v. 5, n. 3, p. 1311–1334, 2013.

KOCK, V. The spatial ecology of black groupers (Mycteroperca bonaci) in the upper Florida Keys. 2011 119 p. (Thesis) Submitted to the Faculty of the University of Miami, 2011.

KOSSOFF, D. et al. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. Applied Geochemistry, v. 51, p. 229-245, 2014.

KRAUS, L. A. S.; BONECKER, A. C. T. The spawning and early stages of Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1824) (Pisces - Engraulidae) in a fixed point in Guanabara Bay. Revista Brasileira de Biologia, v. 54, n. 2, p. 199-209, 1994.

KRAUS, R. T.; SECOR, D. H. Incorporation of strontium into otolith of estuarine fish. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 302, p. 85-106, 2004.

KREBS, C. J. 1989. Ecological Methodology. New York: Harper Collins. 745 p.

KRISHNA, D. et al. Heavy metals in marine mammals. In: Toxicology of Marine Mammals (eds.: Vos, J.V., Bossart, G.D., Fournier, M., O'Shea, T.). Washington D.C. p. 135-167. 2003.

KÜHL, M.; CHEN, M.; RALPH, P. J.; SCHREIBER, U.; LARKUM, A. W. D. A niche for cyanobacteria containing chlorophyll d. Nature, v.433, c.820. 2005.

KULBICKI, M. et al. Global biogeography of reef fishes: A hierarchical quantitative delineation of regions. PlosOne, v. 8, n. 12, p. e81847, 2013.

KUMAR, S.; STECHER, G.; TAMURA, K. MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 7.0 for bigger datasets. Molecular Biology and Evolution, v. 33, p 1870-1874, 2016.

Kumari, D., Pan, X., Lee, D.-J., Achal, V. 2014. Immobilization of cadmium in soil by microbially induced carbonate precipitation with Exiguobacterium undae at low temperature. International Biodeterioration & Biodegradation, 94: 98–102.

KUNITO, T.; NAKAMURA, S.; IKEMOTO, T.; ANAN, Y.; KUBOTA, R.; TANABE, S.; ROSAS, F. C.; FILLMANN, G.; READMAN, J. W. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. Marine Pollution Bulletin, Kidlington, Oxon, v.49, p. 574-587, 2004.

LAAKE, J. et al. Mrds: Mark-Recapture Distance Sampling R. 2018.

LAETA, M.; SOUZA, S.M.; SALVATORE, S. Anomalias ósseas congênitas em Sotalia guianensis (Mammalia, Cetacea, Delphinidae) da costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro. Pesquisa Veterinária Brasileira, 30, 6:484-490, 2010.

LAGE, O. M.; PARENTE, A. M.; SOARES, H. M. V. M.; VASCONCELOS, M. T. S. D.; SALEMA, R. Some effects of copper on the dinoflagellates Amphidinium carterae and Prorocentrum micans in batch culture. Eur. J. Phycol., v.29, p.253-260. 1994.

LAILSON-BRITO Jr. J., AZEREDO, M. A. A., MALM, O., RAMOS, R. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SALDANHA, M. F. C. Trace Metals in Liver and Kidney of the Franciscana (Pontoporia blainvillei) from the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. LAJAM. 1. 107-114, 2002b.

LAILSON-BRITO, J. Jr.; KEHRIG, H. A. & MALM, O. Mercúrio Total e Metilmercúrio nos Tecidos do Boto-Cinza, Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Pp. 291-300. In: R. Prego, A. Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Instituto Piaget, Viseu. 302p.2002a.

LAILSON-BRITO, J.; CRUZ, R.; DORNELES, P. R.; ANDRADE, L.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B.; VIDAL, L. G.; COSTA, M. B.; BISI, T. L.; ALMEIDA, R.; CARVALHO, D. P.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Mercury-Selenium relationships in liver of Guiana Dolphin: The possible role of Kupffer cells in the detoxification process by Tiemannite formation. PLoS ONE, v. 7, n. 7, p. 1–10, 2012a.

LAILSON-BRITO, J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; AZEVEDO, A. F.; VIDAL, L. G.; ZANELATTO, R. C.; LOZINSKI, C. P.; AZEREDO, A.; FRAGOSO, A. B.; CUNHA, H. A.; TORRES, J. P.; MALM, O. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, Sotalia guianensis, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. Environmental Pollution, v.158, p.1800–1808, 2010.

LAILSON-BRITO, J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; VIDAL, L. G.; LEGAT, L. N.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P.; MALM, O. Organochlorine compound accumulation in delphinids

from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. Science of the total environment, v. 433, p. 123-131, 2012b.

LAJEUNESSE, T. C.; PARKINSON, J. E.; GABRIELSON, P. W.; JEONG, H. J. et al. Systematic Revision of Symbiodiniaceae Highlights the Antiquity and Diversity of Coral Endosymbionts. Current Biology, 28, n. 16, p. 2570-2580, 2018.

LAKRA, W.S. et al. DNA barcoding Indian freshwater fishes. Mitochondrial DNA Part A, v.27, n. 6, p. 4510-4517, 2015.

LAMY, T.; KOENIGS, C.; HOLBROOK, S. J.; MILLER, R. J. et al. Foundation species promote community stability by increasing diversity in a giant kelp forest. Ecology, 101, n. 5, p. 11, 2020.

LAPORTA, P.; MARTINS, C. C. A.; LODI, L.; DOMIT, C.; VERMEULEN, E.; DI TULLIO, J.C. Report of the working group on habitat use of Tursiops truncatus in the Southwest Atlantic Ocean. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v. 11, n. 1-2, p. 47-61, 2016.

LARA, M. R. et al. Early life history stages of goliath grouper Epinephelus itajara (Pisces: Epinephelidae) from Ten Thousand Islands, Florida. Endangered Species Research, v. 7, n. 3, p. 221-228, 2009.

LARKUM, A. W. D.; KÜHL, M. Chlorophyll d: the puzzle resolved. Trends Plant Sci., v.10, n.8, p.355-357. 2005.

LATOUR, R. J.; GARTLAND, J.; BONZEK, C. F. Spatiotemporal trends and drivers of fish condition in Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series, v. 579, n. 1–17, 2017.

LAYMAN, C. A. et al. Can stable isotope ratio provide for community-wide measures of trophic structure? Ecology, v. 88, n. 1, p. 42–48, 2007.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (Perca fluviatilis). Journal of Animal Ecology, v. 20, n. 2, p. 201–219, 1951.

LEA, D. Elemental and isotopic proxies of marine temperatures. in: The Oceans and Marine Geochemistry (H. Elderfield, editor). Elsevier-Pergamon, Oxford, UK, 2003.

LEAPER, R.; GILLESPIE, D.; PAPASTAVROU, V. Results of passive acoustic surveys for Odontocetes in the Southern Ocean. Journal of Cetacean Research and Management. v. 2, n. 3, p. 187-196, 2000.

LEBERG, P. L. Estimating allelic richness: effects of sample size and bottlenecks. Molecular ecology, v. 11, n. 11, p. 2445-2449, 2002.

LEBRATO, M.; ANDERSSON, A. J.; RIES, J. B.; ARONSON, R. B. et al. Benthic marine calcifiers coexist with CaCO3-undersaturated seawater worldwide. Global Biogeochemical Cycles, 30, n. 7, p. 1038-1053, 2016.

LECAILLON, G. The "Care" system as a method of producing farmed marine animals for the aquarium market: an alternative solution to collection in the wild. Spc Bulletin, 12, 2004.

LEE, R.E. Phycology. Cambridge University Press, 4 edição. 56 p, 2008.

LEE, W. et al. Structure and evolution of teleost mitochondrial control regions. Journal of Molecular Evolution, v. 41, n. 1, p. 54-66, 1995.

LEE, Z. P. A Model For The Diffuse Attenuation Coefficient Of Downwelling Irradiance. Journal of Geophysical Research, v. 110, n. C2, 2005.

LEGENDRE P.; LEGENDRE L. Numerical Ecology. Amsterdam: Elsevier, 2006.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. Ecological monographs, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.

LEGG, M. W.; DUNCAN, A. J.; ZAKNICH, A.; GREENING, M. V. Analysis of impulsive biological noise due to snapping shrimps as a point process in time. OCEANS, p. 1-6, 2007.

LEIGH, J. W.; BRYANT, D. POPART: full-feature software for haplotype network construction. Methods in Ecology and Evolution, v. 6, n. 9, p. 1110-1116, 2015.

LEMOS, L. S., de MOURA, J. F., HAUSER-DAVIS, R. A., de CAMPOS, R. C., SICILIANO, S. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. Ecotoxicology and Environmental Safety, 97, 166-175, 2013.

LEONARDI, P. I.; VASQUEZ, J. A. Effects of copper pollution on the ultrastructure of Lessonia spp. Sixteenth International Seaweed Symposium. Springer.375-383, 1999.

LESSER, M. P.; SLATTERY, M.; STAT, M.; OJIMI, M. et al. Photoacclimatization by the coral Montastraea cavernosa in the mesophotic zone: light, food, and genetics. Ecology, 91, n. 4, p. 990-1003, 2010.

LEVINS, R. 1968. Evolution in changing environments: Some theoretical explorations. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, 120 p.

LEWIS, S. E.; LOUGH, J. M.; CANTIN, N. E.; MATSON, E. G. et al. A critical evaluation of coral Ba/Ca, Mn/Ca and Y/Ca ratios as indicators of terrestrial input: New data from the Great Barrier Reef, Australia. Geochimica et Cosmochimica Acta, 237, p. 131-154, 2018.

LEWIS, T.; GILLESPIE, D.; LACEY, C.; MATTHEWS, J.; DANBOLT, M.; LEAPER, R.; MCLANAGHAN, M.; MOSCROP, A. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Straits of Sicily in 2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. v. 87, p. 353-357, 2007.

Li, L. G., Cai, L., Zhang, X. X., Zhang, T. 2014. Potentially novel copper resistance genes in copper-enriched activated sludge revealed by metagenomic analysis. Applied Microbiology and Biotechnology, 98: 10255–10266.

LI, S. F.; LIU, Y.; GONG, Q. L.; GAO, X. et al. Physiological and ultrastructural responses of the brown seaweed Undaria pinnatifida to triphenyltin chloride (TPTCL) stress. Marine Pollution Bulletin, 153, p. 110978, 2020.

LI, W. K. W. Cytometric diversity in marine ultraphytoplankton. Limnol. Oceanogr., v. 42, n. 5, p. 874-880, 1997.

LI, W.; LIU, W.; ZHANG, Y.; YIN, W.; LIU, Y. On the comparison of spatial interpolation methods of marine temperature and salinity based on Arcgis software: A case study of Tianjin coastal waters in the Bohai bay. In H. GUO & C. WANG (Eds.). Sixth International Symposium on Digital Earth: Models, Algorithms, and Virtual Reality, Beijing, People's Republic of China. Bellingham, WA: SPIE Press. p. 778401Q-1 - 78401Q-10, 2010.

LIMA, I. M. S.; ANDRADE, L. G., RAMOS, C. R.; FREITAS, A. A. Characteristics of whistles from rough-toothed dolphins (Steno bredanensis) in Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. The Journal of the Acoustical Society of America, 131 (5), 4173-4181, 2012.

LIMA, J. Y.; CARVALHO, A. P. M.; AZEVEDO, C. T.; BARBOSA, L. A.; SILVEIRA, L. S. Variation of age and total length in Sotalia guianenseis (Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the coast of Espírito Santo state, Brazil. Braz. J. Biol., v. 77, n. 3, p. 437-443, 2017.

LIMBURG, K. E. et al. In search of the dead zone: use of otoliths for tracking fish exposure to kypoxia. Journal of Marine System, 141, 167-178, 2015.

LINDHOLM, J.; KAUFMAN. L.; MILLER. S.; WAGSCHAL. A.; NEWVILLE. M. 2005. Movement of yellowtail snapper (Ocyurus chrysurus Block 1790) and black grouper (Mycteroperca bonaci Poey 1860) in the northern Florida Keys National Marine Sanctuary as determined by acoustic telemetry. Marine Sanctuaries Conservation Series, MSD-05 p. 17, 2005.

LINS, R. et al. Integração de um Modelo Hidrológico a um SIG para Avaliação da Qualidade da Água na Bacia do Rio Doce. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 17, n. 4, p. 171–181, 2012.

LIPEJ, L.; MOZETIČ, P.; TURK, V.; MALEJ, A. The trophic role of the marine cladoceran Penilia avirostris in the Gulf of Trieste. Hydrobiologia, v. 360, n. 1-3, p. 197-203, 1997.

LITTLE, E. et al. Behavioral indicators of sublethal toxicity in rainbow trout. Arch. Environmetal Contamination and Toxicology, v. 19, p. 380–385. 1990.

LIU, H.; LI, K.; HUANG, H.; SONG, X.; YIN, J.; HUANG, L. Seasonal community structure of mesozooplankton in the Daya Bay, South China Sea. Journal of Ocean University of China, v. 12, n. 3, p. 452–458, 2013.

LIU, L.-C.; LIN, S.-M.; CARAGNANO, A.; PAYRI, C. Species diversity and molecular phylogeny of non-geniculate coralline algae (Corallinophycidae, Rhodophyta) from Taoyuan algal reefs in northern Taiwan, including Crustaphytum gen. nov. and three new species. Journal of Applied Phycology, 30, n. 6, p. 3455-3469, 2018.

LIU, Ming et al. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf. Environmental Pollution, v. 245, p. 111-121, 2019.

LOCY, R. D.; CHANG, C.-C.; NIELSEN, B. L.; SINGH, N. K. Photosynthesis in salt-adapted heterotrophic tobacco cells and regenerated plants. Plant physiology, 110, n. 1, p. 321-328, 1996.

LODI, L. Epimeletic behaviour of free-ranging rough-toothed dolphins, Steno bredanensis, from Brazil. Marine Mammal Science, v. 8, n. 3, p. 284-287, 1992.

LODI, L. F. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, Sotalia guianensis (van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. Atlântica (Rio Grande), v. 25, n. 2, p. 135–146, 2003.

LODI, L.; DOMIT, C.; LAPORTA, P.; DI TULLIO, J. C.; MARTINS, C. C. A.; VERMEULEN, E. Report of the working group on the distribution of Tursiops truncatus in the Southwest Atlantic Ocean. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v. 11, n. 1-2, p. 29-46, 2016.

LOMBARD, F.; SELANDER, E.; KIØRBOE, T. Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian Oikopleura dioica. Limnology and Oceanography, v. 56, n. 4, p. 1504-1512, 2011

LONGHINI, C. M., MAHIEU, L., SÁ, F., VAN DEN BERG, C. M. G., SALAUN, P., NETO, R. R. 2020. Coastal waters contamination by mining tailings: What triggers the stability of iron in the dissolved and soluble fractions? Limnology and Oceanography, 9999: 1-17.

LONGWELL, A. C. et al. Pollution and developmental abnormalities of Atlantic fishes. Environmental Biology of Fishes, v. 35, p. 1-21, 1992.

LOPES, A. A.; ROCHA, D. F.; NOVELLI, R. Dieta do bagre Genidens Genidens (Val. 1839) na Lagoa De Iquipari, norte do estado do Rio de Janeiro. Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia. Anais...São Lourenço-MG: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2009.

Lopes, C. A.; Reynalte-Tataje, D. A.; Nuñera, P. O. Reproductive dynamics of Lycengraulis grossidens (Clupeiformes: Engraulidae) and Platanichthys platana (Clupeiformes: Clupeidae) in a subtropical coastal lagoon. Brazilian Journal of Biology, v. 78, n. 3, p. 477-486, 2018.

LOPEZ, J. S.; LEE, L.; MACKEY, K. R. The toxicity of copper to Crocosphaera watsonii and other marine phytoplankton: A systematic review. Front. Mar. Sci., v.24. doi: 10.3389/fmars.2018.00511. 2019.

López, L.; Guillén, J.; Palanques, A.; Grifoll, M. Seasonal sediment dynamics on the Barcelona inner shelf (NW Mediterranean): A small Mediterranean river- and wave-dominated system, Continental Shelf Research, 145, p. 80-94, 2017.

LOREAU, M.; DE MAZANCOURT, C. Species synchrony and its drivers: Neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. American Naturalist, 172, n. 2, p. E48-E66, 2008.

LOTUFO, G. R., ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodes bentônicos. In: NASCIMENTO, I. A., SOUSA, E. C. P. M., NIPPER, M. G. (Org.). Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil. 1. ed. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria Ltda. p. 91-97, 2002.

LOTUFO, T. M. D. C.; DIAS, G. M. Didemnum galacteum, a new species of white didemnid (Chordata: Ascidiacea: Didemnidae) from Brazil. Proceedings of the Biological Society of Washington, 120, n. 2, p. 137-142, 2007.

LOUGH, J. M.; COOPER, T. F. New insights from coral growth band studies in an era of rapid environmental change. Earth-Science Reviews, 108, n. 3-4, p. 170-184, 2011.

LOUGH, J.; BARNES, D. Environmental controls on growth of the massive coral Porites. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 245, n. 2, p. 225-243, 2000.

LOURENÇO, R. A.; COMBI, T.; DA ROSA, M. À.; SASAKI, S. T.; ZANARDI-LAMARDO, E.; YOGUI, G. T. I. Mysterious oils pill along Brazil's northea stand southeast seaboard (2019–2020): Tryingt of ind answers and filling data gaps. Marine Pollution Bulletin, v. 156, p. 111219, 2020.

LOWE-MCCONNELL, R. H. 1987. Ecological Studies in Tropical Fish Communities. Cambridge University Press, Cambridge. 382 p.

LUGNAIR G.W.; MARTI K. Sm-Nd-Pu timepieces in the Angra do Reis Meteorite. Earth Planetary Science Letters, v. 35, p. 273-284, 1977.

LUIKART, G.; CORNUET, J. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. Conservation Biology, v. 12, n. 1, p. 228-237, 1998.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LE CREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia, v. 11, p. 143-170. 1958.

LUND-HANSEN, L. C. Diffuse attenuation coefficients Kd (PAR) at the estuarinhe Nort Sea-Balthic Sea transition: time-series, partitioning, absorption and scattering. Estuar., Coast. And Shelf Sci., v.61, p.251-259. 2004.

LÜNING, K. Seaweeds: their environment, biogeography, and ecophysiology. John Wiley & Sons, 1990.

MACHADO N.; NOCE, C.M.; LADEIRA, E.A.; BELO DE OLIVEIRA, O. U-Pb Geochronology of Archean magmatism and Proterozoic metamorphism in Quadrilátero Ferrífero, Southern São Francisco Craton. Brazil. Geol. Soc. Am. Bull., v. 104, p. 1221-1227, 1992.

Macneil, M. A., et al. Recovery potential of the world's coral reef fishes. Nature, v. 520, p. 341-344, 2015.

MAFALDA JÚNIOR, P. O. et al. Distribuição e Abundância do Ictioplâncton na Costa Norte da Bahia, Brasil. Tropical Oceanography, v. 32, n. 1, p. 69-88, 2004.

MAGRIS, R. A. M. MARTA-ALMEIDA.; J. A. F. MONTEIRO, N. C. BAN. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). Science of Total Environment, v. 659:828-840, 2019.

MAGRIS, R. A.; BAN, N. C. A meta-analysis reveals global patterns of sediment effects on marine biodiversity. Global Ecology and Biogeography, v. 28, n. 12, p. 1879–1898, 2019.

MAGURRAN, A. E. et al. Rapid biotic homogenization of marine fish assemblages. Nature Communications, DOI: 10.1038/ncomms9405, 2015.

MALM, O. Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofometria de absorção atômica. Ciência e Cultura, São Paulo, v. 41, p. 88-92, 1989.

MANHÃES, B. M. R.; SANTOS-NETO, E. B.; TOVAR, L. R.; GUARI, E. B.; FLACH, L.; KASPER D.; GALVÃO.; P. M. A. MALM.; O GONÇALVES, R. A.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J. Changes in mercury distribution and its body burden in delphinids affected by a morbillivirus infection: Evidences of methylmercury intoxication in Guiana dolphin. Chemosphere, v. 263, 2021.

MANHÃES, B. M. R.; SANTOS-NETO, E. VIDAL, L. G.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J. High organochlorine concentrations in a threathened Guiana dolphin population. Organohalogen Compounds, v. 80, p. 505-508, 2018.

MANHÃES, B. M. R.; VANNUCI-SILVA, M.; BRIÃO, J. A.; GUARI, E. B.; BOTTA, S.; BARBOSA, L. A.; COLOSIO, A.; RAMOS, H. G. C.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; CUNHA, H. A.; LAILSON-BRITO, J. Trace elements in an endangered cetacean species (Pontoporia blainvillei) before and after one of the largest mining dam failure worldwide - Mariana, MG, Brazil. In prep.

MANN, D. A.; HAWKINS, A. D.; JECH, J. M. Active and Passive Acoustic to Locate and Study Fish. In: WEBB, J. F.; FAY, R. R. & POPPER, A. N. (eds.) Fish bioacoustics. Springer International Publishing, 2008, p. 279-309.

MANN, H. B. Non-parametric test against trend, Econometrica, 13, p. 245-259, 1945.

Marceniuk, A. P. et al. Revision of Bairdiella (Sciaenidae: Perciformes) from the western South Atlantic, with insights into its diversity and biogeography. Neotropical Ichthyology, v. 17, n. 1, 2019a. e180024.

Marceniuk, A. P. et al. Taxonomic revision of the Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758) and M. littoralis (Holbrook, 1847) (Percomorphacea: Sciaenidae) species complexes from the western Atlantic. Zootaxa, v. 4822, n. 3, 2019b.

MARCENIUK, A.; INGENITO, L. F. S.; LIMA, F. C. T.; GASPARINI, J. L. R.; OLIVEIRA, C. Systematics, biogeography and conservation of Paragenidens grandoculis n. gen. and n. comb. (Siluriformes;

Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. Zootaxa, v. 4586, n. 3, p. 425-444, 2019.

Margesin, R., Schinner, F. 1996. Bacterial heavy metal-tolerance — extreme resistance to nickel in Arthrobacter spp. strains. Journal of Basic Microbiology, 36: 269–282.

MARINS, B. V.; AMADO-FILHO, G. M.; BARBARINO, E.; PEREIRA-FILHO, G. H. et al. Seasonal changes in population structure of the tropical deep-water kelp Laminaria abyssalis. Phycological Research, 62, n. 1, p. 55-62, 2014.

MARINS, B. V.; AMADO-FILHO, G. M.; BARRETO, M. B.; LONGO, L. L. Taxonomy of the southwestern Atlantic endemic kelp: Laminaria abyssalis and Laminaria brasiliensis (Phaeophyceae, Laminariales) are not different species. Phycological research, 60, n. 1, p. 51-60, 2012.

MARINS, B. V.; BRASILEIRO, P. S.; DE BARROS BARRETO, M. B.; DE CASTRO NUNES, J. M. et al. Subtidal benthic marine algae of the Todos os Santos bay, Bahia State, Brazil. Oecologia Brasiliensis, 12, n. 2, p. 5, 2008.

MARQUES, M.M. & BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. Hydrobiologia, v. 457, n. 1–3, p. 69–76, 2001.

MARRACK, A. The relationship between water motion and living rhodolith beds in the southwestern Gulf of California, Mexico. Research Reports, 14, p. 159 - 171, 1999.

MARRE, G.; HOLON, F.; LUQUE, S.; BOISSERY, P. et al. Monitoring marine habitats with photogrammetry: A cost-effective, accurate, precise and high-resolution reconstruction method. Frontiers in Marine Science, 6, p. 276, 2019.

MARSH, H.; D. F. Sinclair. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. Journal of Wildlife Management 53:1017-1024, 1989.

MARSHAK, S.; ALKMIM, F.F.; JORDT-EVANGELISA, H. Proterozoic crustal extension and generation of dome-and-keel structure in Archean granite-greenstone terrane. Nature, v. 357, p. 491-493, 1992.

MARSILI, L.; CASINI, S.; BUCALOSSI, D.; PORCELLONI, S.; MALTESE, S.; FOSSI, M. C. Use of immunofluorescence technique in cultured fibroblasts from Mediterranean cetaceans as new "'in vitro" tool to investigate effects of environmental contaminants. Marine Environmental Research, v. 66, p.151–153, 2008.

MARTA-ALMEIDA, M.M.; MENDES, R.; AMORIM, F.N.; CIRANO, M.; DIAS, J.M. Fundão dam collapse: oceanic dispersion of river Doce after the greatest Brazilian environmental accident. Mar. Pollut. Bull., v. 112, p. 359-364, 2016.

MARTINEAU, D.; LEMBERGER, L.; DALLAIRE, A.; LABELLE, P.; LIPSCOMB, T. P.; MICHEL, P; MIKAELIAN, I. Cancer in wildlife, a case study: beluga from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Environ. Health Perspect. 110, 285-292, 2002.

MARTINS, A. S.; OLAVO, G.; COSTA, P. A. S. 2008. Padrões de distribuição e estrutura de comunidades de grandes peixes recifais na costa central do Brasil. p. 45-61 In: Costa, P. A. S.; Olavo, G.; Martins, A. S. (Eds.). Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 184 p.

MARTINS, A. S; PINHEIRO, H. T; LEITE JÚNIOR, N. O. Biologia reprodutiva do camarão sete-barbas no litoral centro sul e sul do Espírito Santo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 39, n. 3, p. 205-215, 2013.

MARTINS, C. A. P.; KOGA-ITO, C. Y.; JORGE, A. O. C. Presence of Staphylococcus spp and Candida spp in the hum oral cavity. Braz. J. Microb., 33: 236-240, 2002.

MARTINS, C. C. A.; MORETE, M. E.; ENGEL, M. H.; FREITAS, A. C.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. Memoirs of the Queensland Museum 47(2). Brisbane. ISSN0079-8835, 2001

MARTINS, M.S.; KARFUNKEL, J; NOCE, C.M.; BABINSKI, M.; PEDROSA-SOARES, A.C.; SIAL, A.N.; LIU, D. A Sequência Pré-Glacial do Grupo Macaúbas na área-tipo e o registro da abertura do rifte Araçuaí. Rev. Bras. Geociênc., v. 38, p. 761–772, 2008.

MARTINS, V.T.S.; TEIXEIRA, W.; NOCE, C.M.; PEDROSA-SOARES, A.C. Sr And Nd Characteristics Of Brasiliano-Pan African Granitoid Plutons Of The Araçuaí Orogen, Southeastern Brazil: Tectonic Implications. Gondwana Research, v. 7, p. 75-89, 2004.

MASON, A. Z.; JENKINS, K. D. Metal detoxication in aquatic organisms, In: Metal speciation and Bioavailability in Aquatic Systems, Chichester: Wiley & Sons, 1995.

MATHEWS, T.; FISHER, N. S. Trophic transfer of seven trace metals in a four-step marine food chain. Marine Ecology Progress Series, v. 367, p. 23-33, 2008.

MATSUURA, Y. O ciclo de vida da sardinha-verdadeira (Introdução à Oceanografia Pesqueira). Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo, v. 4, p. 1-146, 1977.

MATTHEWS-CASCON, H., BEZERRA, L. E. A., BARROSO, C. X., RABAYA, S. G., MOREIRA, A. K., ROCHA, V. P., SOARES, M. O. S. Marine benthic communities affected by the Doce River (southwestern Atlantic): Baseline before a mining disaster. Marine Pollution Bulletin, 135: 1000–1006. 2018.

MAYORGA, L.F.S.P.; VANSTREELS, R.E.T.; BHERING, R.C.C.; MAMEDE, N.; COSTA, L. M. B.; PINHEIRO, F.C.F.; REIS, L. W. D.; TRAZZI, A.; MEIRELLES, W. L. C. M.; RIBEIRO, A. M.; SICILIANO, S. Strandings of cetacean son the Espírito Santo coast, southeast Brazil, 1975–2015. ZooKeys 948: 129–152, 2020.

MAZZEI, E.; BERTONCINI, A.; PINHEIRO, H.; MACHADO, L. et al. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: anthropogenic impacts and urgent conservation needs. Marine Pollution Bulletin, 114, n. 1, p. 123-133, 2017.

MCANALLY WILLIAM, H.; FRIEDRICHS, C.; HAMILTON, D.; HAYTER, E. et al. Management of Fluid Mud in Estuaries, Bays, and Lakes. I: Present State of Understanding on Character and Behavior. Journal of Hydraulic Engineering, 133, n. 1, p. 9-22, 2007/01/01 2007.

MCCLANAHAN, T. R.; MUTHIGA, N. A. Geographic extent and variation of a coral reef trophic cascade. Ecology, v. 97, n. 7, p. 1862-1872, 2016.

McClanahan, T. Resilience in reef fish communities. In: Mora, C. (Ed.) Ecology of fishes on coral reefs. Cambridge University Press. p. 183-190, 2015.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. Generalized Linear Models (2nd Edition). Chapman and Hall. London, UK, 1989.

McDevitt-Irwin, J. M., Baum, J. K., Garren, M., Vega Thurber, R. L. 2017. Responses of Coral-Associated Bacterial Communities to Local and Global Stressors. Frontiers in Marine Science, 4.

McGURK, M. D. Natural mortality of marine pelagic fish eggs and larvae: role of spatial patchiness. Marine Ecology Progress Series, v. 34, p. 227-242, 1986.

MCKINLEY, A. C. et al. Strong links between metal contamination, habitat modification and estuarine larval fish distributions. Environmental Pollution, v. 159, n. 6, p. 1499–1509, 2011.

MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A.; ROSA, I. M. L. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, v. 45, n. 5, p. 879–890, 2017.

Mehta, A.J. An Introduction to Hydraulics od Fine Sediment Transport. World Scientific, New Jersey, 1060 p., 2013.

Mehta, A.J. Understanding Fluid Mud in a Dynamic Environment. Geo-Marine Letters. 11, 5, 1991.

Mehta-Kolte, M. G., Bond, D. R. 2012. Geothrix fermentans Secretes Two Different Redox-Active Compounds To Utilize Electron Acceptors across a Wide Range of Redox Potentials. Applied and Environmental Microbiology, 78: 6987–6995.

MELO JUNIOR, M.; MARCOLIN, C. R.; MIYASHITA L. K.; LOPES, R. M. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba, Brazil. Marine Ecology, v. 37, p. 877-890, 2016.

Melo, C. C. et al. Haemulidae distribution patterns along the Northeastern Brazilian continental shelf and size at first maturity of the most abundant species. Regional Studies in Marine Science, v. 35. 2020.

MELO, G.A.S. Manual de identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. Ed. Plêiade, São Paulo. 603 p., 1996.

Méndez, V., Fuentes, S., Morgante, V., Hernández, M., González, M., Moore, E., Seeger, M. 2017. Novel hydrocarbonoclastic metal-tolerant Acinetobacter and Pseudomonas strains from Aconcagua river oil-polluted soil. Journal of soil science and plant nutrition, 17: 1074–1087.

Meng, D., Li, J., Liu, T., Liu, Y., Yan, M., Hu, J., Li, X., Liu, X., Liang, Y., Liu, H., Yin, H. 2019. Effects of redox potential on soil cadmium solubility: Insight into microbial community. Journal of Environmental Sciences, 75: 224–232.

MESTRE, L. A. M. Registros das migrações de trinta-réis-boreal Sterna hirundo: análise das recuperações de indivíduos marcados na América do Norte (1928–2005) e Brasil (1983–2005). Ornithologia, v. 2, n. 2, p. 81–87, 2010.

MEYER, A. 1993. Evolution of mitochondrial DNA in fishes. pp. 3-38. In: Hochachka, P. W.; Mommsen, T. P. (Eds.). Biochemistry and Molecular Biology of Fishes. Elsevier, Amsterdam.

MICHENER, R. H.; KAUFMAN, L. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: an update. In: MICHENER, R. H.; LAJTHA, K. (eds.). Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 2007. p. 238-282.

MILL, G. N.; DA COSTA, V. S.; LIMA, N. D.; GABIOUX, M.; GUERRA, L. A. A.; PAIVA, A. M. Northward migration of Cape São Tomé rings, Brazil. Cont. Shel. Res., 106: 27-37. doi: 10.1016/j.csr.2015.06.010. 2015.

MINNHAGEN, S. et al. Chloroplast DNS content in Dinophysis (Dinophyceae) from different cell cycle-stages is consistent with kleptoplastidy. Environ. Microbiol., v. 10, p. 2411-2417, 2008.

MINTE-VERA, C. V.; DE MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series, v. 367, p. 283-293, 2008.

MIRANDA, L. B. Análise de massa de água de plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) à Ilha de São Sebastião (SP). São Paulo. Tese (Livre Docência). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 194 p, 1982.

MIRANDA, L. S.; MARQUES, A. C. Hidden impacts of the Samarco mining waste dam collapse to Brazilian marine fauna-an example from the staurozoans (Cnidaria). Biota Neotropica, v. 16, n. 2, 2016.

MIRANDA, L.B.; CASTRO FILHO, B.M. Geostrophic flow conditions of the Brazil Current at 19°5. Ciência Interamericana, v. 22, n. 1-2, p. 44-48, 1981.

MISHIMA, M.; TANJI, S. Nicho alimentar de bagres marinhos (Teleostei, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia. Boletim do Instituto de Pesca, v. 9, p. 131–140, 1982.

Mitchener, H.; Torfs, H., 1996. Erosion of mud/sand mixtures. Coastal Engineering, 29, 1-25.

MIYASHITA, L.K.; POMPEU, M.; GAETA, S.A.; LOPES, R.M. Seasonal contrasts in abundance and reproductive parameters of Penilia avirostris (Cladocera, Ctenopoda) in a coastal subtropical area. Marine Biology, v. 157, n. 11, p. 2511-2519, 2010.

MIYAZAKI, N. Preliminary note on age determination and growth of the rough-toothed dolphin, Steno bredanensis, off the Pacific Coast of Japan. Reports of the International Whaling Commission, special issue, 3, 171–179. 1980.

MOALEM, S. A sobrevivência dos mais doentes: um estudo radical das doenças como fator de sobrevivência. Elsevier Academic Press, Rio de Janeiro, 2007. 242p.

Moberly, J., D'Imperio, S., Parker, A., Peyton, B. 2016. Microbial community signature in Lake Coeur d'Alene: Association of environmental variables and toxic heavy metal phases. Applied Geochemistry, 66: 174–183.

MOELLER Jr., R.B. Pathology of marine mammals with special reference to infectious diseases. In: VOS, J.G. et al. (Ed). Toxicology of marine mammals. London: Taylor & Francis, p.595-613, 2003.

MOKHTAR, M. B.; PRAVEENA, S. M.; ARIS, A. Z.; YONG, O. C. et al. Trace metal (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn) accumulation in Scleractinian corals: A record for Sabah, Borneo. Marine Pollution Bulletin, 64, n. 11, p. 2556-2563, 2012.

MONT'ALVERNE, R. et al. Elemental turnover rates and isotopic discrimination in a euryhaline fish reared under different salinities: Implications for movement studies. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 480, p. 36–44, 2016.

MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R. V.; MORAES, L. E. S. Concentrations of heavy metals in Sotalia fluviatillis (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. Environmental Pollution, Kidlington, Oxon, v.123, p. 319–324, 2003.

MONTFORT, A. Encalhes de boto-cinza, S. guianensis (Cetacea, Delphinidae) e sua relação com à pesca artesanal na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina, Graduação de Ciências Biológicas. 66 p., 2017.

MOREIRA, I.; SEIXAS, T. G.; KEHRIG, H. A.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A. P.; SOUZA, C. M.; MALM, O. Selenium and mercury (total and organic) in tissues of a coastal small cetacean Pontoporia blainvillei. J. Coastal Res. 56, 866-870. 2009.

Moriarty, J. M.; Harris, C. K., Hadfield, M. G. Event-to-seasonal sediment dispersal on the Waipaoa River Shelf, New Zealand: A numerical modeling study. Continental Shelf Research, 110, p. 108-123, 2015.

MORSE, D. E.; MORSE, A. N. Enzymatic characterization of the morphogen recognized by Agaricia humilis (Scleractinian coral) larvae. The Biological Bulletin, v. 181, n. 1, p. 104-122, 1991.

Mosa, K. A., Saadoun, I., Kumar, K., Helmy, M., Dhankher, O. P. 2016. Potential Biotechnological Strategies for the Cleanup of Heavy Metals and Metalloids. Frontiers in Plant Science, 7.

Mouchka, M. E., Hewson, I., Harvell, C. D. 2010. Coral-Associated Bacterial Assemblages: Current Knowledge and the Potential for Climate-Driven Impacts. Integrative and Comparative Biology, 50: 662–674.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends in Ecology & Evolution, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013.

MOURA, J. F.; EMIM-LIMA, R.; HACON, S. S.; VEGA, C. M.; CAMPOS, R. C.; SICILIANO, S. Mercury Status of the Amazon Continental Shelf: Guiana Dolphins (Sotalia guianensis, Van Benédem, 1864) as a Bioindicator. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 89, p. 412–418, 2012b.

MOURA, J. F.; HACON, S. S.; VEGA, C. M.; HAUSER-DAVIS, R. A.; CAMPOS, R. C.; SICILIANO, S. Guiana dolphins (Sotalia guianensis, Van Benédén, 1864) as indicators of the bioaccumulation of total mercury along the coast of Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 88, p. 54–59, 2012a.

MOURA, R. L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. Science Advances, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MOURA, R. L. et al. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. Continental Shelf Research, v. 70, p. 109-117, 2013.

MOURA, R.L., AMADO-FILHO, G.M., MORAES, F.C., ET AL. An extensive reef system at the Amazon River mouth. SciAdv, 2:e1501252. 2016.

MOUSTAKA, M. et al. The effects of suspended sediment on coral reef fish assemblages and feeding guilds of north-west Australia. Coral Reefs, v. 37, n. 3, p. 659–673, 2018.

MOZQUEDA-TORRES, M. C.; CRUZ-ORTEGA, I.; CALDERON-AGUILERA, L. E.; REYES-BONILLA, H. et al. Sex-related differences in the sclerochronology of the reef-building coral Montastraea cavernosa: the effect of the growth strategy. Marine Biology, 165, n. 2, p. 32, 2018.

MUSIELLO-FERNANDES, J.; ARAUJO, C. C.; ROSA, D. M. Ocorrência da espécie exótica Charybdis hellerii Milne Edwards, 1867 (Crustacea, Portunidae) no litoral do Espírito Santo. Natureza on Line (Espirito Santo), v. 9, p. 35-37, 2011.

MUSIELLO-FERNANDES, J.; ZAPPES, C.A.; HOSTIM-SILVA, M. Small-fisheries of the Atlantic seabob shrimp (Xiphopenaeus kroyeri): Continuity of comercialization and maintenance of the local culture through making public policies on the Brazilian coast. Ocean and Coastal Management, v. 155, p. 76-82, 2018.

MUSSALI-GALANTE, P.; TOVAR-SANCHEZ, E.; VALVERDE, M.; ROJAS, E. 2014. Genetic Structure and Diversity of Animal Populations Exposed to Metal Pollution. pp 79−106. In: Whitacre, D. M. (Ed). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer, New York.

NAKEEB, S.; TARGOWSKI, S. P.; SPOTTE, S. Chronic cutaneous candidiasis in bottle-nosed dolphins. Journal of the American Veterinary Medical Association, v. 171, n. 9, p. 961-965, 1977.

NALINI, H.A.; BILAL, E.; PAQUETTE, J.L.; PIN, C.; MACHADO, R. Geochronologie U Pb Et Géochimie Isotopique Sr-Nd Dês Granitoides Neoproterozoiques Des Suites Galileia Et Urucum, Vallée Du Rio Doce, Sud-Est Du Brésil. Compte Rendu Academie Science Paris, v. 331, p. 459-466, 2000.

NASH, R. D. M.; VALENCIA, A. H.; GEFFEN, A. J. The origin of Fulton's Condition Factor—Setting the Record Straight. Fisheries, v. 31, n. 5, p. 236–238, 2006.

NASSAR, C. A. et al. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga Padina gymnospora (Espırito Santo Bay, Brazil). Environmental Pollution, v. 123, n. 2, p. 301-305, 2003.

NASSAR, C. A. G.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Iron ore particles on four seaweed species from Camburi Beach (Espírito Santo state, Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, v. 54, n. 2-3, p. 155-159, 2006.

NELSON, J. S. 2006. Fishes of the World. Quarta edição. Hoboken (NJ): John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, 600 p.

NELSON, W. et al. Rhodolith beds in northern New Zealand: characterisation of associated biodiversity and vulnerability to environmental stressors. New Zealand aquatic Environment and Biodiversity Report, 2012.

NERO, R. W.; COOK, M.; COLEMAN, A. T.; SOLANG, M.; HARDY, R l. Using an ocean model to predict likely drift tracks of sea turtle carcasses in the north central Gulfof Mexico. ENDANGERED SPECIES RESEARCH. Vol. 21: 191–203, 2013.

NESBITT, H.W. Mobility and fractionation of rare earth elements during weathering of a granodiorite. Nature, v. 279, p. 206- 210, 1979.

NETTO, A. D. P.; MOREIRA, J. C.; DIAS, A. E. X. O.; ARBILLA, G; FERREIRA, L. F. V.; OLIVEIRA, A. S.; BAREK, J. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAS) e seus derivados nitrados (NHPAS): uma revisão metodológica. Química nova, v. 23, N. 6, p. 765-773. 2000.

NEVEUX, J. et al. Chlorophylls and phycoerythrins as markers of environmental forcing including cyclone Erica effect (March 2003) on phytoplankton in the southwest lagoon of New Caledonia and oceanic adjacent area. Int. J. Oceanogr., v. 2009, article ID 232516, p.1-19. 2009.

NEVEUX, J.; DELMAS, D.; SUKENIK, A.; BERMAN, T. et al. Comparison of chlorophyll and phaeopigment determinations by spectrophotometric, fluorometric, spectrofluorometric and HPLCmethods. Marine Microbial Food Webs, 4, n. 2, p. 217-238, 1990.

NEVEUX, J.; LANTOINE, F. Spectrofluorometric assay of chlorophylls and pheopigments using the least-squares approximation technique. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers, 40, n. 9, p. 1747-1765, 1993.

NICHOLS, M. M. Sediment accumulation rates and relative sea-level rise in lagoons. Marine geology, v. 88, n. 3-4, p. 201-219, 1989.

NICOLAIDOU, A. & PAPADOPOULOU, K. Factors Affecting the Distribution and Diversity of Polychaetes in Amivrakikos Bay, Greece. Marine Ecology, v. 10, n. 3, p. 193–204, 1989.

NIEMISTÖ, J.; KONONETS, M.; EKEROTH, N.; TALLBERG, P.; TENGBERG, A.; HALL, P. O. Benthic fluxes of oxygen and inorganic nutrients in the archipelago of Gulf of Finland, Baltic Sea–Effects of sediment resuspension measured in situ. Journal of Sea Research, n. 135, p. 95-106, 2018.

NILSSON, G. E. et al. From record performance to hypoxia tolerance: Respiratory transition in damselfish larvae settling on a coral reef. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 274, n. 1606, p. 79–85, 2007.

NOCE, C.M.; TEIXEIRA, W.; QUÉMÉNEUR, J.J.G.; MARTINS, V.T.S.; BOLZACHINI, E. Isotopic signatures of paleoproterozoic granitoids from the southern São Francisco Craton and implications for the evolution of the Transamazonian Orogeny. J South Am Earth Sci, v. 13, p. 225-239, 2000.

NOENBERG, M. A.; LANA, P. da C. A sensibilidade de Manguezais e Marismas por óleo: Fato ou mito? Uma ferramenta para a avaliação da vulnerabilidade de sistemas costeiros a derrames de óleo. GEOGRAFARES, Vitória, nº 3, p. 109-122, jun/2002.

Nogueira, I.C.M.; Pereira, H. P. P.; Parente, C. E.; Gallo, M. N. Climatologia de Ondas da Bacia do Espírito Santo e parte norte da Bacia de Campos. Relatório Técnico - Fundação COPPETEC, 2015.

NOT, F. et al. Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. Adv. Bot. Res., v. 64, p. 1-53, 2012.

NUNES, J. M. D. C.; ANDRADE, N. A. Estudo de bancos de rodolito do litoral norte do estado da Bahia: aspectos econômicos e ecológicos. Novas Edições Acadêmicas, p. 144. 2017.

NYSTRÖM, M.; FOLKE, C. Spatial Resilience of Coral Reefs. Ecosystems, v. 4, n. 5, p. 406-417, 2001.

OBROCHTA, S.P., DUNCAN, D.S., BROOKS, G.R. Hardbottom development and significance to the sediment-starved west-central Florida inner continental shelf. Mar. Geol. v. 200, n. 1-4, p. 291-306. 2003.

OKSANEN, J. et al. Package ‘vegan’. Community ecology package, version, v. 2, n. 9, p. 1-295, 2013.

OKSANEN, J. F. F.; BLANCHET, G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; M. STEVENS, H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6, 2019.

OLAIZOLA, M.; LAROCHE, J.; KOLBER, Z.; FALKOWSKI, P. G. Non photochemical fluorescence quenching and the diadinoxanthin cycle in a marine diatom. Photosynthesis Research, 41, n. 2, p. 357-370, 1994.

OLAIZOLA, M.; YAMAMOTO, H. Y. Short-term response of the diadinoxanthin cycle and fluorescence yield to high irradiance in Chaetoceros muelleri (Bacillariophyceae). Journal of Phycology, 30, n. 4, p. 606-612, 1994.

OLIVEIRA FILHO, E. D. O gênero Laminaria no Brasil. Ocorrência e potencialidades. Publicações do Instituto de Pesquisa Tecnológica de São Paulo, v. 1107, p. 1-18, 1978.

OLIVEIRA, E.P.; CARVALHO, M.J.; MCNAUGHTON, N. Evolução do segmento Norte do Orógeno Itabuna- Salvador- Curaçá: cronologia da acresção de arcos, colisão continental e escape de terrenos. Geol. USP Sér. Cient., v. 4, n. 1, p. 41-53, 2004.

OLIVEIRA, I. M. B. et al. Biologia Reprodutiva de Agulha-Preta, Hemiramphus brasiliensis (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes: Hemiramphidae) das Águas Costeiras do Rio Grande do Norte, Brasil. Biota Amazônia, v. 2, n. 2, p. 44–53, 2012.

OLIVEIRA, K. S. S. Influência das Condições de Vento e do Aporte Fluvial na Dinâmica Sedimentar do Trecho Centro-Norte da Plataforma Continental do Espírito Santo (PCES). 2018. 144 f. Doutorado (Doutorado) - programa de Pós Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, D. S. V. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. Journal of South American Earth Sciences, v. 78, p. 101-115, 2017.

OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Elemental turnover rates and trophic discrimination in juvenile Lebranche mullet Mugil liza under experimental conditions. Journal of Fish Biology, v. 91, n. 4, p. 1241–1249, 2017.

OLIVEIRA, M. R. Ecologia alimentar de Sotalia guianensis e Pontoporia blanvillei (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná. (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

OLIVEIRA, M. R.; ROSAS, F. C. W.; PINHEIRO, P. C., DOS SANTOS, R. A. Alimentação, In: E. L. A. Monteiro-Filho, K. D. K. A. Monteiro, (eds.), Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo. 2008. 277p.

OLIVEIRA, N., BASTOS, A.C., DA SILVA QUARESMA, V,. ET AL. The use of Benthic Terrain Modeler (BTM) in the characterization of continental shelf habitats. Geo-Mar. Lett. https://doi.org/10.1007/s00367-020-00642-y. 2020.

OLIVEIRA-FERREIRA, N.; MANHÃES, B. M. R.; SANTOS-NETO, E., BRIÃO, J. A., GUARI, E. B., BOTTA, S.; BARBOSA, L. A.; COLOSIO, A.; RAMOS, H. G. C.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; CUNHA, H. A.; LAILSON-BRITO, J. Did the collapse of the mining dam in Mariana affected the concentrations of organic compounds in the endangered cetacean Pontoporia blainvillei? In prep.

OLIVEIRA-FILHO, E. Deep water marine algae from Espírito Santo state (Brazil)/Algas marinhas de profundidade do estado do Espírito Santo. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo, p. 73-79, 1976.

OLIVEIRA-NEVES, A. C. D. et al. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. Natureza e Conservacao, v. 14, n. 1, p. 24-27, 2016.

ONBÉ, T. Seasonal fluctuations in the abundance of populations of marine cladocerans and their resting eggs in the Inland Sea of Japan. Marine Biology, n. 87, p. 83-88, 1985.

OOZEKI Y. Biological Monitoring: Fish Eggs, Fish Larvae, and Zooplankton. In: AOKI, I.; YAMAKAWA, T.; TAKASUKA, A. (Eds.) Fish Population Dynamics, Monitoring, and Management. Fisheries Science Series. Springer, Tokyo, 2018.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. OECD 203: Fish Acute Toxicity Test. Paris, 1992.

ORLANDO, M. T. D. A.; GALVÃO, E. S.; CAVICHINI, A. S. A.; RANGEL, C. V. G. T. et al. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. Chemosphere Article number 127184, reference CHEM_127184 2020.

PAFFENHÖFER, G.A.; ORCUTT, J.D. Feeding, growth and food conversion of the marine cladoceran Penilia avirostris. Journal of Plankton Research, v. 8, n. 4, p. 741-754, 1986.

Pagnanelli, F., Petrangeli Papini, M., Trifoni, M., Vegliò, F. 2000. Biosorption of Metal Ions on Arthrobacter sp.: Biomass Characterization and Biosorption Modeling. Environmental Science & Technology, 34: 2773–2778.

PAIXÃO, J.F. et al. Relationship of metal content and bioavailability with benthic macrofauna in Camamu Bay (Bahia, Brazil). Marine Pollution Bulletin, v. 60, n. 3, p. 474–481, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.002>.

PALOCZY, A.; BRINK, K. H.; DA SILVEIRA, I. C. A.; ARRUDA, W. Z.; MARTINS, R. P. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espirito Santo Basin shelf (18 degrees S-22 degrees S, Brazil). Journal of Geophysical Research: Oceans. v. 121, n. 7, p. 5134-5163, 2016.

PANPROMMIN, D. et al. DNA barcodes for the identification of species diversity in fish from Kwan Phayao, Thailand. Journal of Asia-Pacific Biodiversity, v. 12, p. 382-389, 2019.

PAQUIN, P. R., SANTORE, R. C., WU, K. B., KAVVADAS, C. V., DI TORO, D. M. 2000. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. Environmental Science & Policy, 3: S175-S182.

PARENTE, C. L.; VERGARA-PARENTE, J. E.; LIMA, R. P. Strandings of Antillean manatees (Trichechus manatus manatus) in northeastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, v 3,n.1, p.69-76, 2004.

Parenti, P. An annotated checklist of the fishes of the family Haemulidae (Teleostei: Perciformes). Iranian Journal of Ichthyology, v. 6, n. 3, p. 150-196, 2019.

PARIS, J. R.; KING, R. A.; STEVENS, J. R. Human mining activity across the ages determines the genetic structure of modern brown trout (Salmo trutta L.) populations. Evolutionary Applications, v. 8, n. 6, p. 573-585, 2015.

PARK, C. S.; HWANG, E. K. An investigation of the relationship between sediment particles size and the development of green algal mats (Ulva prolifera) on the intertidal flats of Muan, Korea. Journal of Applied Phycology, 23, n. 3, p. 515-522, 2011.

Park, J. H., Chon, H.-T. 2016. Characterization of cadmium biosorption by Exiguobacterium sp. isolated from farmland soil near Cu-Pb-Zn mine. Environmental Science and Pollution Research, 23: 11814–11822.

PARK, Y. A.; KIM, K. R.; CHOI, J. Y. et al. Size distribution of suspended particulate materials in the southern East Sea of Korea. J. Oceanol. Soc. Korea, n. 23, p. 76–88, 1988.

PARMAR, P.; KUMARI, N.; SHARMA, V. Structural and functional alterations in photosynthetic apparatus of plants under cadmium stress. Botanical Studies, 54, p. 6, 2013.

PARSONS, E. C. M.; JEFFERSON, T. A. Post-mortem investigations on stranded dolphins and porpoises from Hong Kong waters. Journal of Wildlife Diseases, 36, 342-356, 2000.

PARTENSKY, F. et al. Differential distribution and ecology of Prochlorococcus and Synechococcus in oceanic waters: A review. Institut Océanographique, Monaco, n.19, p. 457-475. 1999b.

PARTENSKY, F.; HESS, W. R.; VAULOT, D. Prochlorococcus, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. Microbiol. Mol. Biol. Rev., v. 63, p. 106–127, 1999a.

PASSOS, C. V. B. et al. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems. Journal of Fish Biology, v. 89, n. 1, p. 847–862, 2016.

Passos, L.S., Gnocchi, K.G., Pereira, T.M., Coppo, G.C., Cabral, D.S., Gomes, L.C. 2020. Is the Doce River elutriate or its water toxic to Astyanax lacustris (Teleostei: Characidae) three years after the Samarco mining dam collapse? Science of the Total Environment, 736: 139644.

PATIL, T.S. et al. DNA barcode-based delineation of freshwater fishes from northern Western Ghats of India, one of the world's biodiversity hotspots. Biodiversity and Conservation, v. 27, p.3349-3371. 2018.

PAYRI, C. Carbonate production of some calcifying algae in a French Polynesia coral reef. Oceanographic Literature Review, 7, n. 42, p. 541, 1995.

PEERY, M. Z. et al. Reliability of genetic bottleneck tests for detecting recent population declines. Molecular Ecology, v. 21, n. 14, p. 3403-3418, 2012.

PEKEY, H. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. Marine Pollution Bulletin, 52, p. 1197-1208, 2006.

PELCZAR, Jr., M. J.; CHAN, E. C. S.; RIEG, N. R. Microbiologia: conceitos e aplicações. Vol II, 2 ed. Makron Books, São Paulo. 1996.

PELLEGRINI, L.; PELLEGRINI, M.; DELIVOPOULOS, S.; BERAIL, G. The effects of cadmium on the fine structure of the brown alga Cystoseira barbata forma repens Zinova et Kalugina. British Phycological Journal, 26, n. 1, p. 1-8, 1991.

PELTIER, H.; AUTHIER, M.; DABIN, W.; DARS, C.; DEMARET, F.; DOREMUS, G.; VAN CANNEYT, O.; LARAN, S.; MENDEZ-FERNANADEZ, P; SPITZS, J.; DANIEL, P.; RIDOUX, V. Can modelling the drift of by caught dolphin stranded carcasses help identify in volved fisheries? Anexploratory study. Global Ecology and Conservation, v. 21, p. e00843, 2020.

PELTIER, H.; BAAGOE, H. J.; CAMPHUYSEN, C. J.; CZECK, R.; DABIN, W.; DANIEL, P.; VAN CANNUYT, O.; DEAVILLE, R.; HAELTERS, J.; JAUNIAUX, T; JENSEN, L. F.; JEPSON, P. D.; KEIJL, G.; SIEBERT, V.; RIDOUX, V. The Stranding Anomaly as Population Indicator: The Case of Harbour Porpoise Phocoena phocoena in North-Western Europe. PLoS ONE, 8(4), 2013.

PELTIER, H.; BEAUFILS, A.; CESARINI, C.; DABIN, W.; DARS, C.; DEMARET, F.; DHERMAIN, F.; DOREMUS, G.; LABACH, H.; VAN CANNEYT, O.; SPITZS, J. Monitoring of marine mammal strandings along French coasts reveals the importance of ship strikes on large cetaceans: A challenge for the European Marine Strategy Framework Directive. Frontiers in Marine Science, v. 6, p. 486, 2019.

PELTIER, H.; DABIN, W.; DANIEL, P.; VAN CANNUYT, O.; DOREMUS, G.; HUON, M.; RIDOUX, V.. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. Ecological Indicators 18 (2012) 278–290, 2012.

PELTIER, H.; JEPSON, P. D.; DABIN, R.; DEAVILLE, P.; DANIEL, O.; VAN CANNEVT, V. The contribution of stranding data to monitoring and conservation strategies for cetaceans: Developing spatially explicit mortality indicators for common dolphins (Delphinus delphis) in theeastern North-Atlantic. Ecologicall indicators, 39, 203–214, 2014.

PELTIER, H.; RIDOUX, V. Marine mega vertebrates a drift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive andother regional agree ments. Environmental Science and Policy, 54, 240–247, 2015.

PEMPKOWIAK, J. Enrichment factors of heavy metals in the Southern Baltic surface sediments dated with 210Pb and 137Cs. Environment International, v. 17, n. 5, p. 421-428, 1991.

PERASSOLI, F. et al. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão Bight (20°S–22°S), Brazil. Journal of Marine Systems. v. 2012. 2020.

PEREIRA, A. A. et al. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. Journal of Soils and Sediments, v. 8, n. 4, p. 239–252, 2008.

PEREIRA, A.F. et al. Tide-topography interaction along the Eastern Brazilian Shelf. Continental Shelf Research. 25 (12–13), p. 1521–1539. 2005.

PEREIRA-FILHO, G. H. et al. Sponges and fish facilitate succession from rhodolith beds to reefs. Bulletin of Marine Science, v. 91, p. 45-46, 2015.

PERRIN, W. F.; MYRICK A. C. Age determination of toothed whales and sirenians. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 3, 1980.

PERRONE, E. C.; VIEIRA, F. Hábito alimentar de Eleotris pisonis (Teleostei: Eleotrididae) na região estuarina do rio Jucu, Espírito Santo, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, v. 51, n. 4, p. 867-872, 1991.

PERRY, C. T.; EDINGER, E. N.; KENCH, P. S.; MURPHY, G. N. et al. Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: a new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. Coral Reefs, 31, n. 3, p. 853-868, 2012.

PETERS, K. M.; MATHESON, R. E.; TAYLOR, R. G. Reproduction and early life history of Common Snook, Centropomus undecimalis (Bloch), in Florida. Bulletin of Marine Science, v. 62, p. 509-529, 1998.

PETERSON, R.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. Progr. Oceanogr., v. 26, n. 1, p. 1–73, 1991.

PETROBRAS. Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES). Anexo II.2.2-6 – Estrutura da Comunidade Zooplanctônica: Descritores espaciais e temporais, 2015.

PETTAY, D. T.; WHAM, D. C.; SMITH, R. T.; IGLESIAS-PRIETO, R. et al. Microbial invasion of the Caribbean by an Indo-Pacific coral zooxanthella. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 112, n. 24, p. 7513-7518, 2015.

PHILIPP, E.; FABRICIUS, K. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short-term sedimentation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 287, n. 1, p. 57-78, 2003.

PIACENTINI, V. Q. et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 23, n. 2, p. 91–298, 2015.

PIATT, I.; SYDEMAN, W. Seabirds as indicators of marine ecosystems. Marine Ecology Progress Series, v. 352, p. 199–204, 2007.

PICCIANI, N.; SEIBLITZ, I.; DE PAIVA, P. C.; CASTRO, C. B. E. et al. Geographic patterns of Symbiodinium diversity associated with the coral Mussismilia hispida (Cnidaria, Scleractinia) correlate with major reef regions in the Southwestern Atlantic Ocean. Marine Biology, 163, n. 11, p. 11, 2016.

PICHLER, H. A.; GRAY, C. A.; BRODAHURST, M. K.; SPACH, H. L. & NAGELKERKEN, I. Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transiente fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. Journal of Fish Biology, v. 90, p. 396 – 416, 2017.

PINHEIRO H. T.; JOYEUX, E. J. C.. Pescarias multi-especificas na região da foz do Rio Doce ES, Brasil. Características problemas e opções para um futuro sustentável. Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology, v. 11, n. 2, p.15 – 23, 2007.

PINHEIRO, F. C. F. Padrões de uso de habitat do boto-cinza (Sotalia guianensis) na região da foz do Rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. 2014. 40 f. Dissertação de Mestrado em Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

PINHEIRO, H. T. et al. Western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity center in the Atlantic Ocean. Diversity and Distributions, v. 24, n. 7, p. 951–965, 2018.

PINHEIRO, H. T.; MARTINS, A. S. Estudo comparativo da captura artesanal do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante em duas áreas de pesca do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 35, n. 2, p. 215-225, 2009.

PINTO, E.; SIGAUD-KUTNER, T. C.; LEITAO, M. A.; OKAMOTO, O. K. et al. Heavy metal–induced oxidative stress in algae 1. Journal of Phycology, 39, n. 6, p. 1008-1018, 2003.

PIRES, A.M.S. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, Southern Brazil. Marine Ecology Progress Series, v. 86, p. 63-76, 1992.

PIRES, K. D. S. et al. Mineralogical Characterization of Iron Ore Tailings from the Quadrilatero Ferrifero, Brazil, by Eletronic Quantitative Mineralogy. Materials Research, v. 22, 2019.

PIRY, S.; LUIKART, G.; CORNUET, J. Computer note. Bottleneck: a computer program for detecting recent reductions in the effective size using allele frequency data. Journal of Heredity, v. 90, n. 4, p. 502-503, 1999.

PISTOCCHI, R.; GUERRINI, F.; BALBONI, V.; BONI, L. Copper toxicity and carbohydrate production in the microalgae Cylindrotheca fusiformis and Gymnodinium sp. Eur. J. Phycol., v.32, p.125-132. 1997.

POLIS, G. A. et al. When is a trophic cascade a trophic cascade? Trends in Ecology and Evolution, v. 15, n. 11, p. 473–475, 2000.

POLLIO, J. Applications of underwater photogrammetry. Marine Technology Society Journal v. 40, 2, pp. 34-51, 2006.

POMBO, M.; DENADAI, M. R.; TURRA, A. Population biology of Stellifer rastrifer, S. brasiliensis and S. stellifer in Caraguatatuba Bay, northern coast of São Paulo, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 60, n. 3, p. 271–282, 2012.

PORRA, R.; PFUNDEL, E.; ENGEL, N. Metabolism and function of photosynthetic pigments. In: Phytoplankton Pigments in Oceanography: Guidelines to Modern Methods. p. 85-126. 1997.

PORTNOY, D. S. et al. Does mating behaviour affect connectivity in marine fishes? Comparative population genetics of two protogynous groupers (Family Serranidae). Molecular Ecology, v. 22, n. 2, p. 301-313, 2013.

POSSATTO, F. E. Ecologia alimentar nas diferentes fases ontogenéticas de Cathorops spixii, C. agassizii, e Sciades herzbergii (Actinopterygii – Ariidae). 2010. Tese (Doutorado em Oceanografia), Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2010.

Post, A. L.; Wassenberg, T. J.; Passlow, V. Physical surrogates for macrofaunal distributions and abundance in a tropical Gulf. Marine and Freshwater Research, 57, p. 469–483, 2006.

POST, D. M. et al. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. Oecologia, v. 152, n. 1, p. 179–89, 2007.

POST, D. M. The long and short of food-chain length. Trends in Ecology & Evolution, v. 17, n. 6, p. 269–277, 2002.

Prakash, O., Gihring, T. M., Dalton, D. D., Chin, K.-J., Green, S. J., Akob, D. M. 2010. Geobacter daltonii sp. nov., an Fe(III)- and uranium(VI)-reducing bacterium isolated from a shallow subsurface exposed to mixed heavy metal and hydrocarbon contamination. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 60: 546–553.

PRIMO, A. L.; AZEITEIRO, U. M.; MARQUES, S. C.; MARTINHO, F.; PARDAL, M. Â. Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation regimes in a southern temperate estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 82, n. 2, p. 341-347, 2009.

PROPPS, R. et al. Measuring the biodiversity of microbial communities by flow cytometry. Methods Ecol. Evol., v. 7, p. 1376-1385, 2016.

PROTHERO, D. R.; SCHWAB, F. An introduction to sedimentary rocks and stratigraphy. Sedimentary Geology, New York, WH Freeman and Company, p. 575, 1996.

PROUTY, N. G.; HUGHEN, K. A.; CARILLI, J. Geochemical signature of land-based activities in Caribbean coral surface samples. Coral Reefs, 27, n. 4, p. 727, 2008.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. Versão 3.12, 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. Disponível em: http://qgis.org. Acesso em 25 set.2020.

QIANG, X. et al. Greigite formed in early Pleistocene lacustrine sediments from the Heqing Basin, southwest China, and its paleoenvironmental implications. Journal of Asian Earth Sciences, v. 156, p. 256-264, 2018.

QINGHONG, L. A model for species diversity monitoring at community level and its applications. Environmental Monitoring and Assessment, v. 34, n. 3, p. 271-287, 1995.

QUARESMA, V. D. S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S. N.; GODINHO, E.; BASTOS, A. C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. Brazilian Journal of Geology, v. 45, n. 4, p. 635-644, 2015.

Quaresma, V. S.; Bastos, A. C.; Leite, M. D.; Costa, A.; Cagnin, R. C.; Grilo, C. F.; Zogheib L. F.; Oliveira, K. S. S. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. Continental Shelf Research, 205, 104172, 2020.

QUARESMA, V. S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S. N.; GODINHO, E. et al. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. Brazilian Journal of Geology, 45, n. 4, p. 10, December 2015.

QUEIROZ, G. M. L. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L. O. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil. Biociências, v. 14, n. 2, p. 112-124, 2006.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? Science of the Total Environment, v. 637, p. 498-506, 2018.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? Science of the Total Environment, v. 637–638, p. 498–506, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

QUINA, A. S. et al. Population effects of heavy metal pollution in wild Algerian mice (Mus spretus). Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 171, p. 414-424, 2019.

R CORE DEVELOPMENT TEAM. A Language and Environment for Statistical Computing. R e COMPUTING, F. F. S. Vienna 2018.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria, 2020.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2017.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020. Disponível em: https://www.R-project.org/.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. Versão 3.4.3, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: http://www.R-project.org/. Acesso em 01 ago. 2020.

RABITTO, I. S.; ABILHÔA, V. A alimentação do bagre Genidens genidens Valenciennes, 1839 em um banco areno-lodoso da Ilha do Mel, Paraná, Brasil. Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR, v. 2, n. 2, p. 143–153, 1999.

RAINBOW, Philip S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. Environment international, v. 33, n. 4, p. 576-582, 2007.

RAMÍREZ, I. et al. Year-round distribution and habitat preferences of the Bugio petrel. Marine Ecology Progress Series, v. 476, p. 269–284, 2013.

RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITO, A. P. M.; LIMA, N. R. W. Growth parameteres of Pontoporia blainvillei and Sotalia fluviatilis (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. Aquatic Mammals, v.26.1, p. 65-75, 2000.

RAMOS, S. et al. Environmental forcing and larval fish assemblage dynamics in the Lima River estuary (NW Portugal). Journal of Plankton Research, v. 28, p. 275-286, 2006.

RAOULT, V.; TOSETTO, L.; WILLIAMSON, J. E. Drone-based high-resolution tracking of aquatic vertebrates. Drones, v. 2, n. 4, p. 37, 2018.

RAUM-SURYAN, K. L.; HARVEY, J. T. 1998. Distribution and abundance of and habitat use by harbor porpoise, Phocoena phocoena, off the northern San Juan Islands, Washington. Fishery Bulletin, 96:802-822. 1998.

RAVEN PRO BIOACOUSTICS RESEARCH PROGRAM. Versão 1.6, 2019. Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Disponível em: http://www.birds.cornell.edu/raven. Acesso em 01 mai. 2020.

RÉ, P. M. A. B. Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica. Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos. Gráfica Europam, Ltda. Mem Martins, 1999. 163 p.

Ré, P. M. A. B.; Azeiteiro, U.; Morgado, F. Ecologia do ictioplâncton. In: Ré, P.; Azeiteiro, U.; Morgado, F. (Eds.). Ecologia do plâncton marinho e estuarino. Edições Afrontamento, 2005. p. 111-140.

REDE RIO DOCE MAR (RRDM) Relatório Semestral RT-07 RRDM/ABR19: Anexo 3 Marinho – Fundos Recifais, Banco de Rodolitos e Macroalgas, 2020.

REDE RIO DOCE MAR (RRDM). Relatório Anual RT-19J RRDM/NOV19: Anexo 3 Marinho – Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas. Vitória. 2019.

REICHELT-BRUSHETT, A. J.; HARRISON, P. L. The effect of selected trace metals on the fertilization success of several scleractinian coral species. Coral Reefs, 24, n. 4, p. 524-534, 2005.

REICHERT, J.; SCHELLENBERG, J.; SCHUBERT, P.; WILKE, T. 3D scanning as a highly precise, reproducible, and minimally invasive method for surface area and volume measurements of scleractinian corals. Limnology and Oceanography: Methods, 14, n. 8, p. 518-526, 2016.

REINFELDER, J. R.; FISHER, N. S.; LUOMA, S. N.; NICHOLS, J. W.; WANG, W. X. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. The Science of the Total Environment, v. 219, p. 117–35, 1998.

REINHOLD, J. O. et al. Transfer of microcontaminants from sediment to chironomids, and the risk for the Pond bat. Aquatic Ecology, v. 33, p. 363–376, 1999.

Reis, M. P., Suhadolnik, M. L. S., Dias, M. F., Ávila, M. P., Motta, A. M., Barbosa, F. A. R., Nascimento, A.M.A. 2020. Characterizing a riverine microbiome impacted by extreme disturbance caused by a mining sludge tsunami. Chemosphere, 253: 126584.

REIS, V. M.; KAREZ, C. S.; MARIATH, R.; DE MORAES, F. C. et al. Carbonate Production by Benthic Communities on Shallow Coralgal Reefs of Abrolhos Bank, Brazil. Plos One, 11, n. 4, p. 21, 2016.

RELATÓRIO ANUAL – RT 23 RRDM/NOV19 (http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt_ctbio_rrdm_rel_anual_rt23_megafauna_19.pdf) Acessado em: 26/10/2020.

RENSHAW, M. A.; NEMETH, R. S.; GOLD, J. R. Isolation and characterization of microsatellite markers from yellowfin grouper, Mycteroperca venenosa. Conservation Genetics Resources, v. 3, n. 2, p. 341-344, 2011.

REUER, M. K.; BOYLE, E. A.; COLE, J. E. A mid-twentieth century reduction in tropical upwelling inferred from coralline trace element proxies. Earth and Planetary Science Letters, 210, n. 3-4, p. 437-452, 2003.

REYNOLDS, C.S. The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation) 1a edição. Cambridge University Press. 552p., 2006.

RIBEIRO, C. I.; FARIAS, E. G. G.; DANTAS, D. V. Ecologia alimentar de bagres marinhos Genidens Genidens (Valenciennes, 1839) no sistema estuarino de Laguna (SEL), SC. Seminário de Iniciação Científica da UDESC, 28, Santa Catarina, 2018. Anais eletrônicos. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/udesc/id_cpmenu/8239/4_15338366899206 _8239.pdf>. Acesso em 05 out. 2020.

RIBEIRO, F. V. et al. Long-term effects of competition and environmental drivers on the growth of the endangered coral Mussismilia braziliensis (Verril, 1867). PeerJ, 6:e5419, 2018.

RICHARD, E. C., ESTRADA, G. C. D., BECHTOLD, J. P., JUNIOR, H. A. D., MAIOLI, B. G., FREITAS, A. H. A., WARNER, K. E., FIGUEIREDO, L. H. M. 2020. Water and Sediment Quality in the Coastal

Zone Around the Mouth of Doce River After the Fundão Tailings Dam Failure. Integrated Environmental Assessment and Management, 16: 643-654.

RICHARDS, J. L. et al. Sporolithon amadoi sp. nov.(Sporolithales, Rhodophyta), a new rhodolith-forming non-geniculate coralline alga from offshore the northwestern Gulf of Mexico and Brazil. Phytotaxa, v. 423, n. 2, p. 49-67, 2019.

RICHARDS, W. J. 2006. Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the Western North Atlantic. Volume I. and Volume II. CRC Press, Boca Raton, Florida: 2640 p.

RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, v. 191, n. 1–382, 1975.

RIES, J. B.; ANDERSON, M. A.; HILL, R. T. Seawater Mg/Ca controls polymorph mineralogy of microbial CaCO3: A potential proxy for calcite-aragonite seas in Precambrian time. Geobiology, 6, n. 2, p. 106-119, 2008.

RINDORF, A.; LEWY, P. Bias in estimating food consumption of fish by stomach-content analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 61, n. 12, p. 2487-2498, 2004.

RIOS, F. S. et al. Changes in gut gross morphology of traíra, Hoplias malabaricus (Teleostei, Erythrinidae) during long-term starvation and after refeeding. Brazilian Journal of Biology, v. 64, p. 683-689, 2004.

ROBERTS, R. A review of settlement cues for larval abalone (Haliotis spp.). Journal of Shellfish Research, v. 20, p. 571-587, 2001.

ROBERTSON, B. A.; REHAGE, J. S.; SIH, A. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. Trends in Ecology & Evolution, v. 28, n. 9, p. 552–560, 2013.

ROCHA, G. A., BASTOS, A. C., AMADO-FILHO, G. M., BONI, G. C., MOURA, R. L., OLIVEIRA, N. Heterogeneity of rhodolith beds expressed in backscatter data. Marine Geology, v. 423, p. 106136, 2020.

Rodrigues, D. F., da C Jesus, E., Ayala-del-Río, H. L., Pellizari, V. H., Gilichinsky, D., Sepulveda-Torres, L. 2009. Biogeography of two cold-adapted genera: Psychrobacter and Exiguobacterium. The ISME Journal, 3: 658–665.

RODRIGUES, P. P. Aspectos reprodutivos do robalo peba, Centropomus parallelus, na foz do rio doce, Linhares/ES. 2005. (Graduação em Oceanografia) - Centro de Ciências Humanas e Naturais Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo. 2005.

RODRIGUES, R.R.; ROTHSTEIN, L.M.; WIMBUSH, M. Seasonal variability of the south equatorial current bifurcation in the Atlantic Ocean: a numerical study. J. Phys. Oceanogr., v. 37, p. 16–30, 2007.

RODRIGUES, V L A. Dieta e ecologia alimentar do boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetartiodactyla: Delphinidae), na região do Banco dos Abrolhos, costa central do Brasil. . [S.l.]: MSc dissertation, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Brazil. , 2014

RODRÍGUEZ, J.; MANDALUNIS, P. M. A Review of Metal Exposure and Its Effects on Bone Health.Journal of toxicology, 2018.

ROFF, G.; MUMBY, P. J. Global disparity in the resilience of coral reefs. Trends in Ecology and Evolution, v. 27, n. 7, p. 404-413, 2012.

ROOS, P.; VALEUR, J. R. A sediment trap and radioisotope study to determine resuspension of particle reactive substances in the sound between Sweden and Denmark. Continental Shelf Research, v. 26, n. 4, p. 474-487, 2006.

ROSA, C.; BLAKE, J. E.; BRATTON, G. R.; DEHN, L. A.; GRAY, M. J.; O'HARA, T. M. Heavy metal and mineral concentrations and their relationship to histopathological findings in the bowhead whale (Balaena mysticetus). Science of the Total Environment, 399: 165-178, 2008.

ROSS, G. J. B.; COCKCROFT, V. G.; BUTTERWORTH, D. S. Offshore distribution of bottlenose dolphins in Natal coastal waters and Algoa Bay, eastern Cape. South African Journal of Zoology, 22:50-56. 1987.

ROSS, P. S.; ELLIS, G. M.; IKONOMOU, M. G.; BARRETT-LENNARD, L. G.; ADDISON, R. F. High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, Orcinus orca: effects of age, sex and dietary preference. Marine Pollution Bulletin, v. 40, n. 6, p. 504-515, 2000.

ROSS, P.S. Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. Human and Ecological Risk Assessment. v. 6, n. 1, p. 29-46, 2000.

ROSSI-SANTOS, M. R.; FLORES, P. A. C. Feeding strategies of the Guiana dolphin Sotalia guianensis. Open Marine Biology Journal, v. 3, p. 70–76, 2009.

ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. I. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, eastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 5(1), 2006.

ROUGHGARDEN, J. 1979.Theory of Population Genetics and Evolutionary Ecology: An Introduction. Macmillan, New York. 662 p.

Roussiez, V.; Probst, A.; Probst, J.-L. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. Journal of Hydrology, Elsevier, 499, 71- 81, 2013.

ROWAN, K. S. Photosynthetic pigments of algae. Cambridge University Press. 1989.

ROZAS, J. et al. DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. Bioinformatics, v. 19, n. 18, p. 2496-2497, 2003.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Discussão Integrada. RT-19K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Fundos Recifais. RT-19, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Mapeamento de Habitats. RT-19E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica. RT-19D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Sedimentologia. RT-19C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 521 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo I Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884p. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Integração Abiótica dos Ambientes. RT-27, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 98 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-35, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1070 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/FEST-RRDM – Apêndice 1 – Ambiente dulcícola. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 121 pp., 2020.

RRDM. Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 6 Megafauna. RT-23, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 531 pag. http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar. 2019.

RRDM. Relatório Anual RT-19J RRDM/NOV19: Anexo 3 Marinho – Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas. Vitória. 2019.

RRDM. RSE-RT-35 D Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I-Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente RELATÓRIO SEMESTRAL: Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica. 2020.

RRDM. RT-19D RRDM/NOV19 Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I-Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente RELATÓRIO ANUAL: Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica RT-19B. 2019b.

RRDM. RT-19D RRDM/NOV19 Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I-Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente RELATÓRIO ANUAL: Anexo 3 Marinho – Sedimentologia RT-19C. 2019b.

RRDM. RT-19D RRDM/NOV19 Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I-Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente RELATÓRIO ANUAL: Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica RT-19D. 2019b.

RRDM. RT-19D RRDM/NOV19 Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I-Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente RELATÓRIO ANUAL: Anexo 3 Marinho – Discussão Integrada RT-19K. 2019b.

RT-19B RRDM. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira adjacente. Relatório Anual Anexo 7 Anexo 7 – Ictiofauna e Carcinofauna marinha – Genética de populações. 248 p., 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt_ctbio_rrdm_rel_anual_rt25_ictiofaunamarinha_19.pdf.

RT-19B RRDM. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira adjacente. Relatório

RT-19D RRDM. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. Relatório Anual: Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica. 246 p., 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar.

RT-19H RRDM. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira adjacente. Relatório

RT-23 RRDM/NOV19 (Relatório Técnico-23 Rede Rio Doce Mar/Novembro 2019). Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. RELATÓRIO ANUAL: Anexo 6 – Monitoramento de mamíferos, tartarugas e aves marinhas associados à foz do Rio Doce, plataforma continental e áreas protegidas adjacentes: Monitoramento Encalhes de Cetáceos (p. 67). 2019.

RT-27 RRDM. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira adjacente. Relatório

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 145, p. 349-361, 2018.

RUIZ, G. et al. Hematological parameters and stress index in rufous-collared sparrows dwelling in urban environments. Condor, v. 104, n. 1, p. 162–166, 2002.

RUMISHA, C. et al. Genetic diversity of the giant tiger prawn Penaeus monodon in relation to trace metal pollution at the Tanzanian coast. Marine Pollution Bulletin, v. 114, n. 2, p. 759-767, 2017.

RUPIL, G. M., et al. Franciscana dolphin (Pontoporia blainvillei) diet from Northern Espírito Santo State coast, Brazil. Biotemas, v. 32, n. 2, p. 87-96, 2019.

RUPIL, G. M.; BOGONI, J. A.; BARBOSA, L. MARCONDES, M. C.; FARRO, A. P. C. Climate influences on Guiana dolphin diet along the Brazilian coast. Scientia Marina, v. 82, p. 159-168, 2018.

RUPPERT, E. E.; FOX, R.S.; BARNES R. D. 2004. Invertebrate zoology: A functional evolutionary approach. Sétima edição. Brooks/Cole-Thomson. 963 p.

RUTHERFORD, J. C.; BIRD, A. J. Metal-responsive transcription factors that regulate iron, zinc, and copper homeostasis in eukaryotic cells. Eukaryotic Cell, v. 3, n. 1, p. 1–13, 2004.

RUTKIEWICZ, J. et al. Investigation of spatial trends and neurochemical impacts of mercury in herring gulls across the Laurentian Great Lakes. Environmental Pollution, v. 158, n. 8, p. 2733–2737, 2010.

RYU, J. et al. The impact of heavy metal pollution gradients in sediments on benthic macrofauna at population and community levels. Environmental Pollution, v. 159, n. 10, p. 2622–2629, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.034>.

SABINSON, L. M. et al. Feeding habits of the congeneric species Stellifer rastrifer and Stellifer brasiliensis (Acanthopterygii: Sciaenidae) co-occurring in the coast of the state of Santa Catarina, Brazil. Brazilian Journal of Biology, v. 75, p. 423–430, 1975.

SADLER, J.; WEBB, G. E.; NOTHDURFT, L. D.; DECHNIK, B. Geochemistry-based coral palaeoclimate studies and the potential of 'non-traditional'(non-massive Porites) corals: recent developments and future progression. Earth-Science Reviews, 139, p. 291-316, 2014.

SAHA, N.; RODRIGUEZ-RAMIREZ, A.; NGUYEN, A. D.; CLARK, T. R. et al. Seasonal to decadal scale influence of environmental drivers on Ba/Ca and Y/Ca in coral aragonite from the southern Great Barrier Reef. Science of the Total Environment, 639, p. 1099-1109, 2018.

SAHA, N.; WEBB, G. E.; ZHAO, J.-X. Coral skeletal geochemistry as a monitor of inshore water quality. Science of the Total Environment, 566, p. 652-684, 2016.

ŞAHIN, K. et al. Effects of dietary chromium picolinate supplementation on egg production, egg quality and serum concentrations of insulin, corticosterone, and some metabolites of Japanese quails. Nutrition Research, v. 21, n. 9, p. 1315–1321, 2001.

SAITOU, N.; NEI, M. The neighbor joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. Molecular Biology and Evolution, v. 4, p. 406-425, 1987.

SALE, P. F.; HANSKI, I.; KRITZER, J. P. The merging of metapopulation theory and marine ecology: establishing the historical context. In: (Ed.). Marine Metapopulations: Elsevier, chapter 1, p.3-28, 2006.

SALGADO, L. T.; ANDRADE, L. R.; AMADO FILHO, G. M. Localization of specific monosaccharides in cells of the brown alga Padina gymnospora and the relation to heavy-metal accumulation. Protoplasma, 225, n. 1-2, p. 123-128, 2005.

SALVADOR, N. L. A.; MUELBERT, J. H. Environmental variability and body condition of Argentine menhaden larvae, Brevoortia pectinata (Jenyns, 1842), in estuarine and coastal waters. Estuaries and Coasts, v. 42, p. 1654–1661, 2019.

SANDALIO, L.; DALURZO, H.; GOMEZ, M.; ROMERO-PUERTAS, M. et al. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. Journal of Experimental Botany, 52, n. 364, p. 2115-2126, 2001.

SANTA BRÍGIDA, E. L. et al. Population analysis of Scomberomorus cavalla (Cuvier, 1829) (Perciformes, Scombridae) from the Northern and Northeastern coast of Brazil. Brazilian Journal of Biology, v. 67, n. 4, p. 919-924, 2007.

SANTANA, J. R. et al. Ichthyoplankton community structure on the shelf break off northeastern Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 92, n. 2, 2020. e20180851 doi 10.1590/0001-3765202020180851.

SANTOS, A. R. Comunidade bentônica de substrato consolidado do litoral do Espirito Santo. 2019. Dissertação de Mestrado apresentada no Programa de Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 56p, 2019.

SANTOS, B. S.; KAPLAN, D. M.; FRIEDRICHS, M. A. M.; BARCO, S.; MANSFIELD, K. L.; MANNING,. Consequence sof drift and carcass decomposition for estimating sea turtle mortality hotspots. Ecological indicators, 84, 319-336, 2018.

SANTOS, J. A. P. et al. Composition and temporal variation of the fish assemblages in upper Santos estuarine system, São Paulo, Brazil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 41, n. 4, p. 945–959, 2015.

SANTOS, M. C. DE O.; SICILIANO, S.; VICENTE, A. F. de C.; ALVARENGA, F. S.; ZAMPIROLLI, E.; DE SOUZA, S. P.; MARANHO, A. Cetacean records along São Paulo state coast, southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 58, n. 2, p. 123-142, 2010.

SANTOS, M. C. DE O.; VICENTE, A. F. C.; ZAMPIROLLI, E.; ALVARENGA F. S.; SOUZA, S. P. Records of franciscana (Pontoporia blainvillei) from the coastal waters of São Paulo state, Southeastern Brazil. Aquatic Mammals, v. 1, n. 1, p. 169-174, 2002.

SANTOS, M. C. O. Uso de área e organização social do boto-tucuxi marinho, Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananéia, SP. (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, SP. 2004.

SANTOS, R. G et al. Debris ingestion by juvenile marine turtles: An underestimated problem. Marine Pollution Bulletin, v. 93, n. 1–2, p. 37–43, 2015.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S.; BONECKER, A. C. T. Can we assess the ecological status of estuaries based on larval fish assemblages? Marine Pollution Bulletin, v. 367, p. 367-375, 2017. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.043.

SANTOS-NETO, E. B., MANHÃES, B. M. R.; SANTOS, C.V.C., CORRÊA, C.A. C, BRIÃO, J. A., GUARI, E. B., BOTTA, S., BERTOZZI, C.; BARBOSA, L. A., COLOSIO, A., RAMOS, H. G. C., BISI, T. L., AZEVEDO, A. F., CUNHA, H. A., LAILSON-BRITO, J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in an endangered cetacean species (Pontoporia blainvillei) in Southwestern Atlantic. In prep.

SANTOS-NETO, E. B.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; SANTOS, J.; MEIRELLES, A. C. O.; CARVALHO, V. L.; AZEVEDO, A. F.; GUIMARÃES, J. E.; LAILSON-BRITO, J. Organochlorine concentrations (PCBs, DDTs, HCHs, HCB and MIREX) in delphinids stranded at the northeastern Brazil. Science of the total environment, v. 472, p. 194-203, 2014.

SANTOS-NININ, A. P. Morfologia e ocorrência de peixes da família Sciaenidae no estágio de transformação em águas costeiras da região sul e sudeste do Brasil. 2008. 196 f. Tese (Doutorado em Ciências, Oceanografia Biológica), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

SARMENTO, R. et al. Invasive house (Rattus rattus) and brown rats (Rattus norvegicus) threaten the viability of red-billed tropicbird (Phaethon aethereus) in Abrolhos National Park, Brazil. Tropical Conservation Science, v. 7, n. 4, p. 614–627, 2014.

SAVAGE, C. Seabird nutrients are assimilated by corals and enhance coral growth rates. Scientific Reports, v. 9, n. 1, p. 4284, 2019.

SAVAGE, C.; FIELD, J. G.; WARWICK, R. M. Comparative meta-analysis of the impact of offshore marine mining on macrobenthic communities versus organic pollution studies. Marine Ecology Progress Series, v. 221, p. 265–275, 2001.

SAVOCA, M. S. et al. Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. Science Advances, v. 2, n. 11, p. e1600395, 2016.

SCHEFFER, M. et al. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, v. 413, n. 6856, p. 591–6, 2001.

SCHERNER, F.; HORTA, P. A.; DE OLIVEIRA, E. C.; SIMONASSI, J. C. et al. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 76, n. 1-2, p. 106-115, 2013.

SCHETTINI, C. A. F; HATJE, V. The suspended sediment and metals load from the Mariana's tailing dam failure to the coastal sea. Integrated Environmental Assessment and Management. 2020.

SCHEUFEN, T.; KRAMER, W. E.; IGLESIAS-PRIETO, R.; ENRIQUEZ, S. Seasonal variation modulates coral sensibility to heat-stress and explains annual changes in coral productivity. Scientific Reports, 7, p. 15, 2017.

SCHINDELIN, J.; ARGANDA-CARRERAS, I.; FRISE, E.; KAYNIG, V.; LONGAIR, M., et al. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. Nature Methods, 9, p. 676–682, 2012.

SCHLACHER, T. A.; CONNOLLY, R. M.; SKILLINGTON, A. J.; GASTON, T. F. Can export of organic matter from estuaries support zooplankton in nearshore, marine plumes. Aquatic Ecology, v. 43, n. 2, p. 383-393, 2009.

SCHLAEPFER, M. A.; RUNGE, M. C.; SHERMAN, P. W. Ecological and evolutionary traps. Trends in Ecology & Evolution, v. 17, n. 10, p. 474–480, 2002.

SCHMID, C.; SCHAFER, H.; PODESTA, G.; ZENK, W. The Vitória Eddy and Relation to the Brazil Current. Journal of Physical Oceanography, v. 25, n. 11, p. 2531-2546. 1995.

SCHMIDT, K.; SCHLOSSER, C.; ATKINSON, A.; FIELDING, S.; VENABLES, H. J.; WALUDA, C. M.; ACHTERBERG, E. P. Zooplankton gut passage mobilizes lithogenic iron for ocean productivity. Current Biology, v. 26, n. 19, p. 2667-2673, 2016.

SCHMIEGELOW, J. M. M. O Planeta Azul: Uma introdução às Ciências Marinhas. Editora Interciência. 2004. 202p.

SCHMITT, R. J.; OSENBERG, C. W. Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats. 1a edição, San Diego, EUA, Academic Press, 1996.

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nature Methods, 9, n. 7, p. 671-675, 2012.

SCHOFIELD et al. Drones for research on sea turtles and other marine vertebrates–A review. Biological Conservation, v. 238, p. 108214, 2019.

SCHOFIELD, Gail et al. Detecting elusive aspects of wildlife ecology using drones: new insights on the mating dynamics and operational sex ratios of sea turtles. Functional Ecology, v. 31, n. 12, p. 2310–2319, 2017.

SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. Biology of marine birds. Boca Raton, EUA, CRC Press, 2002.

SCIBERRAS, M.; RIZZO, M.; MIFSUD, J. R.; CAMILLERI, K. et al. Habitat structure and biological characteristics of a maerl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). Marine Biodiversity, 39, n. 4, p. 251-264, 2009.

SECCHI, E. R.; DANILEWICZ, D.; OTT, P. H.. Applying the phylogeographi cconcept to identify Franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. Journal of Cetacean Research and Management 5: 61–68, 2003. Disponível em: https://archive.iwc.int/?r=250&k=e170e4fe54

SEDREZ, M.C., BRANCO, J.O., FREITAS-JUNIOR, F., MONTEIRO, H.S., BARBIERI, E. Ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas (Xiphopenaeus kroyeri) no litoral sul do Brasil. Biota Neotropica, v. 13, n. 1, p. 165-175, 2013.

SEGAL, B.; EVANGELISTA, H.; KAMPEL, M.; GONÇALVES, A. C. et al. Potential impacts of polar fronts on sedimentation processes at Abrolhos coral reef (South-West Atlantic Ocean/Brazil). Continental Shelf Research, 28, n. 4-5, p. 533-544, 2008.

SEGUEL, M.; PAVÉS, H.; PAREDES, E.; SCHLATTER, R. Causes of mortality in South American fur seal (Arctocephalus australis) pups at Guafo Island, southern Chile (2004-2008). Marine Mammal Science, 29: 36-47, 2013.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). Environmental Pollution, v. 218, p. 813-825, 2016.

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. Ú. L., dos Reis Pedreira Filho, W., Barbosa, F., Cerchiaro, G., Silva, F. F., & Batista, B. L. 2016. Potential risks of the residue from Samarco’s mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). Environmental Pollution, 218: 813–825.

SEIXAS T. G.; KEHRIG, H. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O.; MOREIRA, I. Essential (Se,Cu) and non-essential (Ag,Hg,Cd) elements: what are their relationships in liver of Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae)? Marine Pollution Bulletin., v. 58, p. 601–634, 2009a.

SEIXAS, T. G. KEHRING, H. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SOUZA, C. M. M., MALM, O., MOREIRA, I. Trace Elements in Different Species of Cetacean from Rio de Janeiro Coast. J. Braz. Chem. Soc. 20.601–634, 2009b.

SELZER, L. A.; PAYNE, P. M. 1988. The distribution of white-sided (Lagenoryhnchus acutus) and common dolphins (Delphinus delphis) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. Marine Mammal Science 4:141-153. 1988.

SFRISO, A.; MARCOMINI, A. Decline of Ulva growth in the lagoon of Venice. Bioresource technology, 58, n. 3, p. 299-307, 1996.

SHAVER, E. et al. A Manager’s Guide to Coral Reef Restoration Planning and Design. NOAA Coral Reef Conservation Program. NOAA Technical Memorandum CRCP 36, p.128. 2020.

SHEN, G. T.; BOYLE, E. A. Determination of Lead, Cadmium and other Trace Metals in Annualy-Banded Corals. Chemical Geology, 67, p. 47-62, 1988.

SHEPPARD, C. et al. The biology of coral Reefs – Chapter 1. Coral reefs: biodiversity and productive tropical ecosystems. 2nd ed, Oxford University Press, Oxford. 2018.

SHI, Z.; XU, J.; HUANG, X.; ZHANG, X.; JIANG, Z.; YE, F.; LIANG, X. Relationship between nutrients and plankton biomass in the turbidity maximum zone of the Pearl River Estuary. Journal of Environmental Sciences, n. 57, p. 72-84, 2017.

SHIVAPRASAD, H. L. Pathology of birds – an overview. C. L. Davis Foundation Conference on Gross Morbid Anatomy of Animals, Washington DC, EUA, 2002.

SHOJI, A. et al. Biotransport of metallic trace elements from marine to terrestrial ecosystems by seabirds: trans-ecosystem biotransport of contaminants. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 38, n. 1, p. 106–114, 2019.

Sibanda, T., Selvarajan, R., Msagati, T., Venkatachalam, S., Meddows-Taylor, S. 2019. Defunct gold mine tailings are natural reservoir for unique bacterial communities revealed by high-throughput sequencing analysis. Science of The Total Environment, 650: 2199–2209.

SICILIANO, S et al. Baleias, botos e golfinhos da Bacia de Campos. [S.l.]: ENSP/FIOCRUZ, 2006.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission, v. 15, p. 241–250, 1994.

SICILIANO, S.; DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. A toninha, Pontoporia blainvillei (Gervais & d´ Orbigny, 1844)(Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Costa Sudeste do Brasil: caracterização dos hábitats e fatores de isolamento das populações. 2002.

SICILIANO, S.; RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SANTOS, M. C. DE O.; FRAGOSO, A. B.; BRITO JR. J. L.; AZEVEDO, A. DE F.; VICENTE, A. F. C.; ZAMPIROLLI, E.; ALVARENGA, F. S.; BARBOSA, L.; LIMA, N. R. W. Age and growth of some delphinids in south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 87, p. 293-303, 2007.

SICK, H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro, Editora Nova Fronteira, 2001.

SIEGEL F.R. Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Springer, Berlim, 218 p. 2002.

SIH, A. Understanding variation in behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a conceptual overview. Animal Behaviour, v. 85, n. 5, p. 1077–1088, 2013.

SIH, A.; Bell. A.; Chadwick J. J. Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. Trends Ecology in Evolution. v. 19, n. 7, p. 372–378. 2004.

SIH, A.; GIUDICE, M. Linking behavioural syndromes and cognition: a behavioural ecology perspective. Philosphical. Transactions of the Royal Society B, Biol. Sci. v.367, p. 2762–2772. 2012.

SILICIANO, S.; RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SANTOS, M. C.; FRAGOSO, A. B.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F.; VICENTE, A. F.; ZAMPIROLLI, E.; ALVARENGA, F. S.; BARBOSA, L.; LIMA, N. R. Age and growth of some delphinids in south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 87, 293-303, 2007.

Silva Júnior, C. A. B.; Araújo, M. E.; Feitosa, C. V. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, v. 11, n. 1, p. 133-142, 2013.

Silva, A. E., 2017. Evolução sedimentar recente ao longo de uma plataforma continental com estilo contrastante de sedimentação. Tese de Doutorado. PPGOAM, UFES.

SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico - UFMG, v. 24, n. 2525–6084, p. 136–158, 2015.

SILVA-JUNIOR, D. R.; CARVALHO, D. M. T.; VIANNA, M. The catfish Genidens genidens (Curvier, 1829) as a potential sentinel species in Brazilian estuarine waters. Journal of Applied Ichthyology, v. 29, n. 6, p. 1297–1303, 2013.

SILVEIRA, I. C. A.; LIMA, J. A. M.; SCHMIDT, A. C. K.; CECCOPIERI, W.; SARTORI, A.; FRANCISCO, C.; FONTES, R. Is the meander growth in the Brazil Current system off Southeast Brazil due to baroclinic instability? Dynam. Atmos. Ocean., 45: 187-207. doi: 10.1016/j.dynatmoce.2008.01.002. 2008.

SILVEIRA, I.C.A.; SCHMIDT, A.C.K.; CAMPOS, E.J.D.; GODOI, S. S.; IKEDA, Y. A Corrente do Brasil ao Largo da Costa Leste Brasileira. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 48, n. 2, p. 171-183, 2000.

SIMON, J. E. et al. As aves ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. p 47–59 in Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo (PASSAMANI, M.; MENDES, S. L.). Vitória (ES), Ipanema, 2007.

SINCLAIR, D. J.; KINSLEY, L. P.; MCCULLOCH, M. T. High resolution analysis of trace elements in corals by laser ablation ICP-MS. Geochimica et cosmochimica acta, 62, n. 11, p. 1889-1901, 1998.

SISSINI, M. N.; OLIVEIRA, M. C.; GABRIELSON, P. W.; ROBINSON, N. M. et al. Mesophyllum erubescens (Corallinales, Rhodophyta) - so many species in one epithet. Phytotaxa, 190, n. 1, p. 299-319, 2014.

SKRESLET, S. (Ed.). The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. Berlin: Springer Verlag, v. 7, 1986.

SLETTEN, H. R.; GILLIKIN, D. P.; HALFAR, J.; ANDRUS, C. F. T. et al. Skeletal growth controls on Mg/Ca and P/Ca ratios in tropical Eastern Pacific rhodoliths (coralline red algae). Chemical Geology, 465, p. 1-10, 2017.

SMOLDERS, A. J. P. et al. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 44, n. 3, p. 314–323, 2003.

SMOLOWITZ, R. J et al. Using a remotely operated vehicle (ROV) to observe loggerhead sea turtle (Caretta caretta) behavior on foraging grounds off the mid-Atlantic United States. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 471, p. 84–91, 2015.

SOARES, M. O. et al. The forgotten reefs: benthic assemblage coverage on a sandstone reef (Tropical South-western Atlantic). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 97, n. 8, p. 1585-1592, 2017.

SOEPARNO et al. Relationship between pelagic larval duration and abundance of tropical fishes on temperate coasts of Japan. Journal of Fish Biology, v. 80, n. 2, p. 346–357, 2012.

SOETH, M. et al. Use of otolith elemental signatures to unravel lifetime movement patterns of Atlantic spadefish, Chaetodipterus faber, in the Southwest Atlantic Ocean. Journal of Sea Research, v. 158, 101873, 2020.

SOSIK, H. M.; OLSON, R. J.; ARMBRUST, E. V. Flow cytometry in phytoplankton research. In: SUGGETT, D.; PRÁSIL, O.; BOROWITZKA, M. (eds) Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications. Developments in Applied Phycology, vol. 4. Springer, Dordrecht., 2010.

SOUZA, V.L.B.; LIMA, V.; HAZIN, C.A.; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. Brazilian Journal of Radiation Sicences, v. 03, n. 1A, p. 01-13, 2015.

SPALDING, M. et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. Marine Policy, v. 82, p. 104-113, 2017.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. Química Ambiental. 2a edição, São Paulo (SP), Pearson Universidades, 2008.

SREEDEVI, P. et al. Effect of nickel on some aspects of protein metabolism in the gill and kidney of the freshwater fish, Cyprinus carpio L. Environmental Pollution, v. 77, 59-63, 1992.

STAPLETON, HEATHER M.; LETCHER, ROBERT J.; BAKER, JOEL E. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (Cyprinus carpio) following dietary exposure. Environmental Science & Technology, v. 38, n. 1, p. 112-119, 2004.

STEGMANN, U. E. Animal Communication Theory: information and influence. Cambridge University Press. 2013. 472 p.

STELLER, D. L. et al. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 13, n.1, p. S5-S20, 2003.

STENECK, R. S.; DETHIER, M. N. A functional-group approach to the structure of algal-dominated communities. Oikos, 69, n. 3, p. 476-498, 1994.

STEWART-OATEN, A. Goals in environmental monitoring. In: (Ed.). Detecting ecological impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats: Elsevier, chap. 2, p.17-27, 1996.

STEWART-OATEN, A.; BENCE, J. R.; OSENBERG, C. W. Assessing effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. Ecology, v. 73, n. 4, p. 1396-1404, 1992.

STRYDOM, N. A. Patterns in larval fish diversity, abundance, and distribution in temperate South African estuaries. Estuaries and Coasts, v. 38, p. 268-284, 2015.

STURROCK, A. M. et al. Quantifying physiological influences on otolith microchemistry. Methods in Ecology and Evolution. v. 6, p. 806-816, 2015.

SUCUNZA, F. et al. Distribution, habitat use, and abundance of the endangered franciscana in southeastern and southern Brazil. Marine Mammal Science pp 1-15, 2019.

SUGGETT, D. J.; KIKUCHI, R. K.; OLIVEIRA, M. D.; SPANÓ, S. et al. Photobiology of corals from Brazil's near-shore marginal reefs of Abrolhos. Marine Biology, 159, n. 7, p. 1461-1473, 2012.

SUGIURA, S. H.; RABOY, V.; YOUNG, K. A.; DONG, F. M.; HARDY, R. W. Availability of phosphorus and trace elements in low-phytate varieties of barley and corn for rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). Aquaculture. v. 170, p. 285-296, 1999.

Sunagawa, S., Coelho, L. P., Chaffron, S., Kultima, J. R., Labadie, K., Salazar, G., PEER, B. 2015. Structure and function of the global ocean microbiome. Science, 348: 1261359–1261359.

SUTHERLAND, A. B.; MEYER, J. L. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. Environmental Biology of Fishes, v. 80, n. 4, p. 389–403, 2007.

SWARD, D.; MONK, J.; BARRETT, N. A systematic review of remotely operated vehicle surveys for visually assessing fish assemblages. Frontiers in Marine Science, v. 6, p. 134, 2019.

SWEENEY, J. C.; MIGAKI, G.; VAINIK, P. M.; CONKLIN, R. H. Systemic mycoses in marine mammals. Journal of the American Veterinary Medical Association, v.169, n. 9, p. 946-948, 1976.

SWEENEY, J. Marine mammals: infectious diseases. In: FOWLER, M. E. Zoo & Wild Animal Medicine. 2. ed. Philadelphia: W.B. Saunders Company, p. 777-781, 1986.

SWEENY, M. M.; PRICE, J. M.; JONES, G. S.; FRENCH, T. W.; EARLY, G. A.; MOORE, M. J. Spondylitic changes in long-finned pilot whales (Globicephala melas) stranded on Cape Cod, Massachusetts, Patología y Causas de Muerte de los Cetáceos Varados en las Islas Canarias (2006-2012) 728 USA, between 1982 and 2000. Journal of Wildlife Diseases, 41, 4: 717-27, 2005.

SWIFT, R. J.; GILLESPIE, D.; VÁZQUEZ, J. A.; MACLEOD, K.; HAMMOND, P. S. Abundance of sperm whales (Physeter macrocephalus) estimated from acoustic data for Blocks 2, 3 and 4 (French and Spanish sectors). IWC, Appendix IV, 2009.

SYDEMAN, W. J.; JARMAN, W. M. Trace metals in seabirds, Steller sea lion, and forage fish and zooplankton from central California. Marine Pollution Bulletin, v. 36, n.10, p. 828-832, 1998.

SZCZUCIŃSKI, W.; NIEDZIELSKI, P.; KOZAK, L. et al. Effects of rainy season on mobilization of contaminants from tsunami deposits left in a coastal zone of Thailand by the 26 December 2004 tsunami. Environmental Geology, 53, p. 253–264, 2007.

SZMYTKIEWICZ, A.; ZALEWSKA, T. Sediment deposition and accumulation rates determined by sediment trap and 210Pb isotope methods in the Outer Puck Bay (Baltic Sea). Oceanologia, v. 56, n. 1, p. 85-106, 2014.

SZYMAŃSKA, R.; KRUK, J. Plastoquinol is the main prenyllipid synthesized during acclimation to high light conditions in Arabidopsis and is converted to plastochromanol by tocopherol cyclase. Plant and Cell Physiology, 51, n. 4, p. 537-545, 2010.

TABOURET, H. et al. Simultaneous use of strontium: calcium and barium: calcium ratios in otoliths as markers of habitat: application to the European eel (Anguilla anguilla) in the Adour basin, South West France. Marine Environmental Research, v. 70, p. 35-45. 2010.

TAKASHIMIZU, Y.; IIYOSHI, M. New parameter of roundness R: circularity corrected by aspect ratio. Progress in Earth and Planetary Science, v. 3, n. 1, p. 2, 2016.

TANAKA, K.; OHDE, S.; COHEN, M. D.; SNIDVONGS, A. et al. Metal contents of Porites corals from Khang Khao Island, Gulf of Thailand: Anthropogenic input of river runoff into a coral reef from urbanized areas, Bangkok. Applied Geochemistry, 37, p. 79-86, 2013.

TARNECKI, J. H.; PATTERSON, W. F. Changes in red snapper diet and trophic ecology following the Deepwater Horizon oil spill. Marine and Coastal Fisheries, v. 7, n. 1, p. 135–147, 2015.

TAVARES, M. T. M.; DI BENEDITTO, A. P. M. Feeding habits and behaviour of Bagre bagre and Genidens barbus, two ariid catfishes (Pisces: Siluriformes) from southeastern Brazil. Journal of Threatened Taxa, v. 9, p.10771–10775, 2017.

TAYLOR, S. A. et al. Isolation and characterization of ten microsatellite loci in blue-footed (Sula nebouxii) and Peruvian boobies (Sula variegata). Journal of Ornithology, v. 151, n. 2, p. 525–528, 2010.

TCHOUNWOU, Paul B. et al. Heavy metal toxicity and the environment. In: Molecular, clinical and environmental toxicology. Springer, Basel, 2012. p. 133-164.

TEDESCHI, M.; NOVO, T.; PEDROSA-SOARES. A.C.; DUSSIN, I.; TASSINARI, C.; SILVA, L.C.; GONÇALVES, L.; ALKMIM, F.F.; LANA, C.; FIGUEIREDO, C.; DANTAS, E.; MEDEIROS, S.; DE CAMPOS, C.; CORRALES, F.; HEILBRON, M. The Ediacaran Rio Doce magmatic arc revisited (Araçuaí-Ribeira orogenic system, SE Brazil). Journal of South American Earth Sciences, v. 68, p. 167-186, 2016.

TEIXEIRA, C.; LEITÃO, R.; RIBEIRO, F.; MORAES, F. et al. Sustained mass coral bleaching (2016-2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. Coral Reefs, 38, p. 801-813, 2019.

TEIXEIRA, J. B. et al. Traditional ecological knowledge and the mapping of benthic marine habitats. Journal of Environmental Management, v. 115, p 241-250, 2013.

TELETCHEA, F. Molecular identification methods of fish species: Reassessment and possible applications. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 19, p. 265-293, 2009.

TENÓRIO, M. M. B. et al. The impact of terrigenous inputs on the Bay of Ouinné (New Caledonia) phytoplankton communities: a spectrofluorometric and microscopic approach. Estuar. Coast. Shelf. Sci. v. 64, p. 531–545, 2005.

TENÓRIO, M. M. B. et al. Trichodesmium and other planktonic cyanobacteria in New Caledonian waters (SW tropical Pacific) during an El Niño episode. Aquat. Microb. Ecol. v. 81, p. 219–241, 2018.

TESCHIMA, M. M.; GARRIDO, A.; PARIS, A.; NUNES, F. L. D. et al. Biogeography of the endosymbiotic dinoflagellates (Symbiodiniaceae) community associated with the brooding coral Favia gravida in the Atlantic Ocean. Plos One, 14, n. 3, p. 18, 2019.

THIBAUT, L. M.; CONNOLLY, S. R. Understanding diversity–stability relationships: towards a unified model of portfolio effects. Ecology letters, 16, n.2, p. 140-150, 2013.

TITSCHACK, J. R.; GOETZ-NEUNHOEFFER, F.; NEUBAUER, J. R. Magnesium quantification in calcites [(Ca, Mg) CO3] by Rietveld-based XRD analysis: revisiting a well-established method. American Mineralogist, v. 96, n. 7, p. 1028-1038, 2011.

TOMAS, C.R. Identifying Marine Phytoplankton. San Diego: Academic Press, 1997.

TORRES, L. G et al. Drone up! Quantifying whale behavior from a new perspective improves observational capacity. Frontiers in Marine Science, v. 5, p. 319, 2018.

TRAVIS, E. K. et al. Hematology, plasma chemistry, and serology of the flightless cormorant (Phalacrocorax harrisi) in the Galápagos islands, Ecuador. Journal of Wildlife Diseases, v. 42, n. 1, p. 133–141, 2006.

Traykovski, P.; Geyer, W.R.; Irish, J.D.; Lynch, J.F. The role of wave-induced density-driven fluid mud flows for cross-shelf transport on the Eel River continental shelf. Continental Shelf Research. 20, 27. 2000.

TROMBETTA, T.B. et al. An overview of longshore sediment transport on the Brazilian coast. Regional Studies in Marine Science. v.35. 2020.

TUDORANCEA, M. M.; TUDORANCEA, C. Are chironomid larvae bioindicators of the water quality in running waters under urban impact? Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, v. 28, n. 1, p. 417–421, 2002.

TURNER, J. T. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. Zoological studies, v. 43, n.2, p. 255-266, 2004.

TURNER, J. T. Zooplankton feeding ecology: Contents of fecal pellets of the copepods Eucalanus pileatus and Paracalanus quasimodo from continental shelf waters of the Gulf of Mexico. Marine Ecology Progress Series, v. 15, n. 1, p. 27-46, 1984.

TÜZÜN, N. et al. Urbanization shapes behavioral responses to a pesticide. Aquatic Toxicology, v. 163, p. 81–88, 2015.

TÜZÜN, N. Pesticide-induced changes in personality depend on the urbanization level. Animal Behavior. v. 134, p. 45–55. 2017.

UNDERWOOD A.J. Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Cambridge: University Press, 2006.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Marine and Freshwater Research, v. 42, n. 5, p. 569-587. 1991.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 161, n. 2, p. 145-178. 1992.

UNDERWOOD, A. J. On Beyond BACI. Ecological Society of America, v. 4, n. 1, p. 3–15, 1994.

UNDERWOOD, A. J. The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology, v. 18, n. 1, p. 99–116, 1993.

UNITED STATES OF AMERICA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Turbidity. In Water: Monitoring & Assessment. 2012. Disponível em: http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms55.cfm. Acesso em 02 nov. 2020.

UTERMOHL H. Zur vvervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., v. 9, p. 1-38, 1958.

VALERIANO, C.M.; NEWMANN, R.; ALKIMIM, A.R.; EVANGLISTA, H.; HEILBRON, M.; AGUIAR-NETO, C.C.; PARAVIDINI DE SOUZA, G. Sm-Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident of Mariana, SE- Brazil. Applied Geochemistry, v. 106, p. 34-44, 2019.

VALÉRIO-BERARDO, M. T. Composição e distribuição da fauna de Amphipoda de fundos não consolidados da região de Ubatuba (SP, Brasil). São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1992.

VAN BRESSEM, M-F.; VAN WAEREBEEK, K.; RAGA, J. A.; GODFROID, J.; BREW, S. D.; MACMILLAN, A. P. Serological evidence of Brucella species infection in odontocetes from the south Pacific and the Mediterranean. The Veterinary Record, n. 148, p. 657-661, 2001.

van de Water, J. A. J. M., Melkonian, R., Junca, H., Voolstra, C. R., Reynaud, S., Allemand, D., Ferrier-Page, C. 2016. Spirochaetes dominate the microbial community associated with the red coral Corallium rubrum on a broad geographic scale. Scientific Reports, 6: 27277.

van Elsas, J. D., Chiurazzi, M., Mallon, C. A., Elhottova, D., Kristufek, V., Salles, J. F. 2012. Microbial diversity determines the invasion of soil by a bacterial pathogen. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109: 1159–1164.

VAN LIER, J. R. et al. Habitat connectivity and complexity underpin fish community structure across a seascape of tropical macroalgae meadows. Landscape Ecology, v. 33, n. 8, p. 1287–1300, 2018.

Van Rijn, L. C. Initiation of motion and suspension; critical bed-shear stress for sand-mud mixtures. 2016.

VAN WINKLE, W. Comparison of Several Probabilistic Home-Range Models. Journal of Wildlife Management, v. 39, n. 1, p. 118-123, 1975.

VANWONTERGHEM I., WEBSTER N. S Coral Reef Microorganisms in a changing climate. iScience 23, 100972, 2020.

VARGAS-ANGEL, B.; RICHARDS, C. L.; VROOM, P. S.; PRICE, N. N. et al. Baseline Assessment of Net Calcium Carbonate Accretion Rates on US Pacific Reefs. Plos One, 10, n. 12, p. 25, 2015.

Vasconcellos, F. C.; Cavalcanti, I. F. A. Extreme Precipitation over Southeastern Brazil in the Austral Summer and Relations with the Southern Hemisphere Annular Mode. Atmospheric Science Letters, Vol. 11, No. 1, p. 21-26, 2010.

VASCONCELOS-FILHO, A. L. et al. Trophic interactions between fish and other compartment communities in a tropical estuary in Brazil as indicator of environmental quality. WIT Transactions on Ecology and the Environment, v. 18, p. 173–183, 2003.

Veglió, F., Beolchini, F., Gasbarro, A. 1997. Biosorption of toxic metals: an equilibrium study using free cells of Arthrobacter sp. Process Biochemistry, 32: 99–105.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. 4ª edição. Nova Iorque, Springer, 2002.

VENN, A. A.; WILSON, M. A.; TRAPIDO-ROSENTHAL, H. G.; KEELY, B. J. et al. The impact of coral bleaching on the pigment profile of the symbiotic alga, Symbiodinium. Plant Cell and Environment, 29, n. 12, p. 2133-2142, 2006.

VETTER, W.; STOLL, E.; GARSON, M. J.; FAHEY, S. J.; GAUS, C.; MÜLLER, J. F. Sponge halogenated natural products found at parts-per-million levels in marine mammals. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, v. 21, n. 10, p. 2014-2019, 2002.

VIDAL, L. G. Contaminantes orgânicos em boto-cinza (Sotalia guianensis, Cetartiodactyla: Delphinidae) da costa do brasil. Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Ciências Biológicas). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.160 p. 2015.

VIDI, P. A.; KANWISCHER, M.; BAGINSKY, S.; AUSTIN, J. R. et al. Tocopherol cyclase (VTE1) localization and vitamin E accumulation in chloroplast plastoglobule lipoprotein particles. Journal of biological chemistry, 281, n. 16, p. 11225-11234, 2006.

VIEIRA, F. V., BASTOS, A., QUARESMA, V., LEITE, M. D., COSTA JR, A., OLIVEIRA, K. S., DALVI, C., MOURA, R., BAHIA, R., HOLZ, V., AMADO-FILHO, G. Along-Shelf changes in mixed carbonate-siliciclastic sedimentation patterns. Cont. Shelf. Res. v. 187, e103964, https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.103964. 2019.

VIEIRA, F. V.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; LEITE, M. D.; COSTA, A. J. R.; OLIVEIRA, K. S. S.; DALVI, C. F.; BAHIA, R. G.; HOLZ, V. L.; MOURA, R. L,; AMADO FILHO, G. M. Along-shelf changes in mixed carbonate-siliciclastic sedimentation patterns. Continental Shelf Research, 187, 2019.

VILAR, C. C. Estrutura, dinâmica espacial e sazonal da ictiofauna de áreas entremarés da Baía da Babitonga, Santa Catarina. 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

VILLARES, R.; PUENTE, X.; CARBALLEIRA, A. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. Environmental Pollution, v. 119, n. 1, p. 79-90, 2002.

VILLAS-BÔAS, A. B. et al. Experimental effects of sediment burial and light attenuation on two coralline algae of a deep water rhodolith bed in Rio de Janeiro, Brazil. Cryptogamie, Algologie, v. 35, n. 1, p. 67-76, 2014.

Vinzon, S.B.; Winterwerp, J.C.; Nogueira, R.; de Boer, G.J. Mud deposit formation on the open coast of the larger Patos Lagoon–Cassino Beach system. Continental Shelf Research. 29, 572-588. 2009.

von Canstein, H., Kelly, S., Li, Y., Wagner-Döbler, I. 2002. Species Diversity Improves the Efficiency of Mercury-Reducing Biofilms under Changing Environmental Conditions. Applied and Environmental Microbiology, 68: 2829–2837.

WADE, T. L.; CANTILLO, A. Y. Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues. Chemistry Workbook. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 77, Silver Spring, Maryland, 59p. 1994.

WAGEMANN, R.; MUIR, D.C.G. Concentrations of Heavy Metals and Organochlorines in Marine Mammals of Northern Waters: Overview And Evaluation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 1279, p. 1-97. 1984.

WALKER, R.; MOSS, B. Mode of attachment of six epilithic crustose Corallinaceae (Rhodophyta). Phycologia, 23, n. 3, p. 321-329, 1984.

WALL, C. C.; SIMARD, P.; LEMBKE, C.; MANN, D. A. Large-scale passive acoustic monitoring of fish sound production of the West Florida Shelf. Marine Ecology Progress Series, v. 484, p. 173-188, 2013.

WALTER, H. J.; HEGNER, E.; DIEKMANN, B.; KUHN, G. Provenance And Transport Of Terrigenous Sediment In The South Atlantic Ocean And Their Relations To Glacial And Interglacial Cycles : Nd And Sr Isotopic Evidence. Geochimica Et Cosmochimica Acta, v. 64, n. 22, p. 3813–3827, 2000.

Wang, C.; Zou, X.; Feng, Z.; Hao, Z.; Gao, J. Distribution and transport of heavy metals in estuarine–inner shelf regions of the East China Sea. Science Total Environmental, 644, p.298–305, 2018.

WANG, F.; CHEN, F.; CAI, Y.; ZHANG, G. P. et al. Modulation of Exogenous Glutathione in Ultrastructure and Photosynthetic Performance Against Cd Stress in the Two Barley Genotypes Differing in Cd Tolerance. Biological Trace Element Research, 144, n. 1-3, p. 1275-1288, 2011.

WANG, L. et al. Genetic Diversity and Differentiation of the Orange-Spotted Grouper (Epinephelus coioides) Between and Within Cultured Stocks and Wild Populations Inferred from Microsatellite DNA Analysis. International Journal of Molecular Sciences, v. 12. p.4378-4394. 2011.

Wang, R., Zhang, J., Liu, J., Yu, D., Zhong, H., Wang, Y. 2018. Effects of chlortetracycline, Cu and their combination on the performance and microbial community dynamics in swine manure anaerobic digestion. Journal of Environmental Sciences, 67: 206–215.

WANG, W. X. Interactions of trace metals and different marine food chains. Marine Ecology Progress Series, n. 243, p. 295-309, 2002.

WARD, R. D. et al. DNA barcoding Australia's fish species. Philosophical Transactions of the Royal Society, v. 360, p. 1847–1857 doi:10.1098/rstb.2005.1716, 2005.

WARWICK, R.M. & CLARKE, K. R. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. Marine Ecology Progress Series, v. 92, n. 3, p. 221–231, 1993.

WASHBURN, T. W. et al. Ecological risk assessment for deep sea mining. Ocean and Coastal management, v 176: 24-39. 2019.

WATANABE, H.; ITO, M.; MATSUMOTO, A.; ARAKAWA, H. Effects of sediment influx on the settlement and survival of canopy-forming macrophytes. Scientific Reports, 6, p. 18677, 2016.

WATTS P.; GASKIN, D. E. 1985. Habitat index analysis of the harbor porpoise (Phocoena phocoena) in the southern coastal Bay of Fundy, Canada. Journal of Mammalogy, 66(4):733–744. 1985.

WAYLAND, M. et al. Trace elements in king eiders and common eiders in the Canadian Arctic. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 41, n. 4, p. 491–500, 2001.

WEBBER, M.; HAINES, A. Mercury effects on predator avoidance behaviour of a forage fish, golden shiner (Notemigonus crysoleucas). Environmetal Toxicology Chemistry, v. 22, p. 1556–1561. 2003.

WEBER, D. N. Dose-dependent effects of developmental mercury exposureon C-start escape responses of larval zebrafish Danio rerio. Journal Fish Biology, v. 69, p. 75–94. 2006.

WEIS. J. et al. Living in a Contaminated Estuary: Behavioral Changes and Ecological Consequences for Five. Species BioScience, v. 61, p.375–385, 2011.

WEIS. J.; WEIS. P. Swimming performance and predator avoidance by mummichog (Fundulus heteroclitus) larvae after embryonic or larval exposure to methylmercury. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, n. 10, v. 52,1995.

WELLS, R. S.; SCOTT, M. D. Bottlenose dolphin Tursiops truncatus (Montagu, 1821). In: Handbook of Marine Mammals. Ridgway S.H. & Harrison, S. (eds.). Vol. 6: The Second Book of Dolphins and Porpoises. Academic Press, San Diego, CA, p. 137-182.1999.

WELTJE, G. J.; EYNATTEN, H. Quantitative provenance analysis: review and outlook. Sedimentary Geology, v. 171, p. 1- 11, 2004.

WENGER, A. S. et al. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. Fish and Fisheries, v. 18, n. 5, p. 967–985, 2017.

WENGER, A. S. et al. Suspended sediment alters predator-prey interactions between two coral reef fishes. Coral Reefs, v. 32, n. 2, p. 369–374, 2013.

WENGER, A. S.; HARVEY, E.; WILSON, S.; RAWSON, C.; NEWMAN, S. J.; CLARKE, D.; SAUNDERS, B. J.; BROWNE, N.; TRAVERS, M. J.; MCILWAIN, J. L.; ERFTEMEIJER, J. P. A. H.; MCLEAN, D.; DEPCZYNSKI, M.; EVANS, R. D. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. Fish and Fisheries, v.18, c.5, p.967-985.https://doi.org/10.1111/faf.12218. 2017.

WENGER, A. S.; JOHANSEN, J. L.; JONES, G. P. Suspended sediment impairs habitat choice and chemosensory discrimination in two coral reef fishes. Coral Reefs, v. 30, n. 4, p. 879–887, 2011.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. The Journal of Geology, v. 30, n. 5, p. 377-392, 1922.

WERNER, T. B.; PINTO, L. P.; DUTRA, G. F.; PEREIRA, P. G. D. P. Abrolhos 2000: conserving the Southern Atlantic's richest coastal biodiversity into the next century. Coastal Management, v. 28, n. 1, p. 99-108, 2000.

WEST, K. L.; MEAD, J. G.; WHITE, W. Steno bredanensis (Cetacea: Delphinidae). Mammalian Species, 43 (886), 177-189, 2011.

WEST, M.; HARRISON, J. Bayesian Forecasting and Dynamic Models. Springer Science & Business Media, 2006.

WESTERNHAGEN, H. V., DETHLEFSEN, V.; HAARICH, M. Can a pollution event be detected using a single biological effects monitoring method? Marine Pollution Bulletin, v. 42, p. 294-297, 2001.

Whitfield, A. K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 9, 151-186. 1999.

WHYTE, A.V.T. Guidelines for field studies in environmental perception. Paris, Unesco, 118 p. (MAB Technical Notes 5), 1977.

WICK, R. R. et al. Unicycler: resolving bacterial genome assemblies from short and long sequencing reads. PLOS Computational Biology, v. 13, n. 6, e1005595, 2017.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. 2016.

WILEY, R. H.; RICHARDS, D. G. Physical constraints on acoustic communication in atmosphere - implications for evolution of animal vocalizations. Behavioural Ecology and Sociobiology. v. 3, p. 69-94, 1978.

WILKINSON, C. R. The nutritional spectrum of coral-reef benthos - or sponging off one another for dinner. Oceanus, v. 29, n. 2, p. 68-&, 1986.

WILMERS, C. C et al. The golden age of bio-logging: how animal-borne sensors are advancing the frontiers of ecology. Ecology, v. 96, n. 7, p. 1741–1753, 2015.

WILSON, S. K. et al. Detritus in the epilithic algal matrix and its use by coral reef fishes. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, v. 41, p. 279–309, 2003.

WILSON, S.; BLAKE, C.; BERGES, J. A.; MAGGS, C. A. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. Biological conservation, 120, n. 2, p. 279-289, 2004.

WINTERS, G.; BEER, S.; ZVI, B. B.; BRICKNER, I. et al. Spatial and temporal photoacclimation of Stylophora pistillata: zooxanthella size, pigmentation, location and clade. Marine Ecology Progress Series, 384, p. 107-119, 2009.

WONG, C. K.; PAK, I. A. P.; JIANG LIU, X. Gill damage to juvenile orange-spotted grouper Epinephelus coioides (Hamilton, 1822) following exposure to suspended sediments. Aquaculture Research, v. 44, n. 11, p. 1685–1695, 2013.

WOOD, A. G.; NAEF-DAENZER, B.; PRINCE, P. A.; CROXALL, J. P. Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. Journal of Avian Biology, v. 31, n. 3, p. 278–286, 2000.

WOOD, S. N. Generalized Additive Models: an introduction with R, Chapman and Hall/CRC, Thaylor and Francis Group. Boca Raton, 2006. 392 p.

WOODARD, H. H. The geology and paragenesis of the Lord Hill pegmatite, Stoneham, Maine. American Mineralogist: Journal of Earth and Planetary Materials, v. 36, n. 11-12, p. 869-883, 1951.

WORTON, B. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. Ecology, v. 70, n. 1, p. 164-168, 1989.

Wu, L.-C., Wang, G.-H., Tsai, T.-H., Lo, S.-Y., Cheng, C.-Y., Chung, Y.-C. 2019. Three-Stage Single-Chambered Microbial Fuel Cell Biosensor Inoculated with Exiguobacterium aestuarii YC211 for Continuous Chromium (VI) Measurement. Sensors, 19: 1418.

WU, S. et al. Geochemical and mineralogical constraints in iron ore tailings limit soil formation for direct phytostabilization. Science of The Total Environment, v. 651, p. 192-202, 2019.

WULFF, J. L.; BUSS, L. W. Do sponges help hold coral reefs together? Nature, v. 281, n. 5731, p. 474-475, 1979.

XIMENES, A. M. Estruturação e dinâmica populacional de pellona castelnaeana, valenciennes, 1847, e evidências de unidades evolutivas em pellona flavipinnis (valenciennes, 1837) na bacia amazônica. Manaus 2014. 85 f. Dissertação (Genética, Conservação e Biologia Evolutiva (GCBEv)) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 2014

Yan, C., Wang, F., Liu, H., Liu, H., Pu, S., Lin, F., GENG, H., MA, S., ZHANG, Y., TIAN, Z., CHEN, H., ZHOU, B., YUAN, R. 2020. Deciphering the toxic effects of metals in gold mining area: Microbial community tolerance mechanism and change of antibiotic resistance genes. Environmental Research, 189: 109869.

YANG QUAN, J. et al. New insights on geographical/ecological populations within Coilia nasus (Clupeiformes: Engraulidae) based on mitochondrial DNA and microsatellites, Mitochondrial DNA Part A, v. 29 n. 1, p.158-164. 2018

YANKOVSKY, A. E. et al. A simple theory for the fate of buoyant coastal discharges. Journal of Physical oceanography, v. 27, n. 7, p. 1386-1401, 1997.

YING, R. R.; QIU, R. L.; TANG, Y. T.; HU, P. J. et al. Cadmium tolerance of carbon assimilation enzymes and chloroplast in Zn/Cd hyperaccumulator Picris divaricata. Journal of Plant Physiology, 167, n. 2, p. 81-87, 2010.

YODER, H. S.; EUGSTER, H. P. Synthetic and natural muscovites. Geochimica et Cosmochimica Acta, v. 8, n. 5-6, p. 225-280, 1955.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; BERTOZZI, C. P.; SERICANO, J. L.; MONTONE, R. C. PBDEs in the blubber of marine mammals from coastal areas of São Paulo, Brazil, southwestern Atlantic. Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 2666–70; 2011.

YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; FUJII, M.; GURGEL, C. Macroalgas. Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Série Livros, n. 18, p. 67-105, 2006.

YORIO, P. et al. Status and conservation of seabirds breeding in Argentina. Bird Conservation International, v. 9, n. 4, p. 299–314, 1999.

YOSHINAGA, M. Y.; SUMIDA, P. Y.; SILVEIRA, I. C.; CIOTTI, Á. M.; GAETA, S. A.; PACHECO, L. F.; KOETTKER, A. G. Vertical distribution of benthic invertebrate larvae during an upwelling event along a

transect off the tropical Brazilian continental margin. Journal of Marine Systems, v. 79, n. 1-2, p. 124-133, 2010.

YOUNG, J. M. et al. Spawning site fidelity, catchment, and dispersal of common snook along the East Coast of Florida. Transactions of the American Fisheries. Society, v. 145, n. 2, p. 400-415, 2016.

ZACHARA, J. M. et al. Solubilization of Fe (III) oxide-bound trace metals by a dissimilatory Fe (III) reducing bacterium. Geochimica et Cosmochimica Acta, v. 65, n. 1, p. 75-93, 2001.

ZALMON, I.R. et al. Influence of estuarine dynamics on macrobenthos spatial variability along the southeast continental shelf of Brazil. Scientia Marina, v. 79, n. 3, p. 379–391, 2015.

ZANELATTO, R. C. Dieta do boto-cinza Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino da Baía e Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

ZAR, J. H. Biostatistical Analysis–Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, NJ, p. 83–88, 1984.

ZAR, J. H. Biostatistical analysis. Fourth edition. Prenctice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 663 p. + appendices, 2003.

ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. Upper Saddle River, EUA, Prentice Hall, 2010.

ZHANG, Chang, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. Environment international v.73, p. 270-281, 2014.

Zhang, Q., Lv, X., Wei, C., Lu, W., Wang, J., Zhou, Z., chang, g., gao, t., zhang, h. 2020. Microbial Community Structure Diversity in the Dewatered Sludge from 4 Different Waste Water Treatment Plants used for CSRB in Colder Season. E3S Web of Conferences, 194: 04063.

Zhang, X., Tang, S., Wang, M., Sun, W., Xie, Y., Peng, H., Zhong, A., liu, h., zhang, x., yu, h., giesy, j.p., hecker, m. 2019. Acid mine drainage affects the diversity and metal resistance gene profile of sediment bacterial community along a river. Chemosphere, 217: 790–799.

ZHANG, Y.; BACH, L. T.; SCHULZ, K. G.; RIEBESELL, U. L. F. The modulating effect of light intensity on the response of the coccolithophore Gephyrocapsa oceanica to ocean acidification. Limn. Ocean., v.60, c.6, p.2145-2157. 2015.

ZHOU, T.; WEIS, J. S. Swimming behavior and predator avoidance in three populations of Fundulus heteroclitus larvae after embryonic and/or larval exposure to methylmercury. Aquatic Toxicology, v. 43, p. 131–148. 1998.

ZHOU. T; DAVID. J. Neurotransmitter levels in two populations of larval Fundulus heteroclitus after methylmercury exposure. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology, v. 124, n.3, p. 287-294, 1999.

ZHU, Y. et al. Cadmium, chromium, and copper induce polychromatocyte micronuclei in carp (Cyprinus carpio L.). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 72, n. 1, p. 78–86, 2004.

Zhuang, L., Liu, Y., Wang, L., Wang, W., Shao, Z. 2015. Erythrobacter atlanticus sp. nov., a bacterium from ocean sediment able to degrade polycyclic aromatic hydrocarbons. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 65: 3714–3719.

ZURR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J. GRAHAM, A. S.; SMITH, M. Modelos de efeitos mistos e extensões em ecologia com R. Spring-Verlag, New York, 2009. 574p.

ŻYTKOWICZ, R. Sedimentation processes of organic matter in the Puck Lagoon. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, p. 23-33, 1994.