

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

**RELATÓRIO SEMESTRAL DE EVOLUÇÃO 2021
DO PMBA/Fest-RRDM**

RT-37 RRDM/SET 21

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Setembro de 2021

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)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia 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. Hackrad (UFSB)

Fabiana Felix Hackrad (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)

Karla Libardi Gallina

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Petrusca Mello Costa Filha

Paulo Eduardo Marques

Rafael Neves Gonzaga

Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)

Alex Cardoso Bastos

SUMÁRIO

1	SUMÁRIO EXECUTIVO	8
2	SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE DULCÍCOLA.....	20
2.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE DULCÍCOLA	39
3	SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE COSTEIRO	42
3.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE COSTEIRO	65
4	SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE MARINHO	67
4.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE MARINHO	128
5	REFERÊNCIAS	134

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Anexo 1 dulcícola - Mapa síntese dos resultados de bioacumulação de As e metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade - apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), a Campanha 2 em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em setembro/outubro de 2019 (período seco), a Campanha 4 em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). O setor Afluentes é representado pelo Rio Guandu (RGU-01); o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), em Colatina (RDO-13), ambos os pontos monitorados a partir da Campanha 3, em Linhares (RDO-15), Regência (RDR; monitorado apenas nas Campanhas 1 e 2) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01); Nova (LNV-01) e Palmas (LPA; monitorado a partir da Campanha 3) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02; monitorado apenas nas Campanhas 1, 2 e 3). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados quanto às suas toxicidades pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para agosto/setembro de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da Covid-19 30

Figura 2: Malha amostral dos diferentes temas do Ambiente Costeiro. 44

Figura 3: Integração dos parâmetros, sedimentológicos, morfodinâmicos, meteoceanográficos, geoquímicos e bentônicos da praia emersa e antepraia nos três compartimentos (A, B-B' e C) monitorados na costa do Espírito Santo. Os retângulos coloridos à esquerda indicam o estado morfodinâmico das praias monitoradas (R – refletivo, I – intermediário, D – dissipativo). Setas azuis indicam os a direção dos principais sistemas de ondas e ventos atuantes na área monitorada. Setas pretas representam a direção predominante do transporte longitudinal de sedimentos. Setas laranjas representam a direção de transporte da pluma do Rio Doce. As áreas com limites pontilhados representam regiões preferenciais de acúmulo de lama. A seta laranja pontilhada representa o transporte preferencial de lama pelo fundo. À direita, estão mostrados os perfis topobatimétricos representativos de cada compartimento, com indicadores dos valores mínimos e máximos de alguns elementos químicos e estado da fauna bentônica (esquerda: praia emersa; direita: antepraia). O estado da fauna bentônica é representado pelo gradiente de vermelho (pior situação) para branco (melhor situação). As áreas em laranja indicadas pelas setas no perfil topobatimétricos representam as áreas preferenciais de deposição de lama na antepraia. Por fim, são apresentados os teores de lama

(mínimos e máximos) para antepiraia de cada compartimento e os teores de minerais pesados (gráfico de pizza: preto - minerais estáveis, cinza claro - instáveis e cinza escuro – minerais ultraestáveis). . 45

Figura 4: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza média da meiofauna bentônica na antepiraia durante o período de monitoramento. 46

Figura 5: Concentração média (mg/kg) de Cr, Fe e Mn em sedimentos da berma, face superior, face inferior e antepiraia rasa nas estações Rebio Comboios (S6), Regência (S7), Povoação (N1) e Degredo (N2) ao longo do PMBA. 49

Figura 6: Riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados amostrados antes do PMBA (Mauri, 2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. Campanha 01/20 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial 02/20 realizada após cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em vermelho, período seco. 50

Figura 7: (A) Índice de desempenho fotossintético (Pltotal) e (B) Fenologia - Floração das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da restinga. Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde), determinados considerando-se a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas nos períodos: 01/19 (Chuvoso 1), 07/19 (Seco 1), 01/20 (Chuvoso 2) e 01/21 (Chuvoso 3). 52

Figura 8: Índices de Vulnerabilidade determinados com base nos indicadores abióticos e bióticos para o monitoramento dos manguezais dos rios Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Ipiranga (UR), Mariricu (BN), São Mateus (SM); áreas Costa das Algas (CA) e Caravelas (CR); e o sistema paludal do Rio Doce (RD) e apresentados pelos períodos de monitoramento com destaque para a sazonalidade climática (chuvoso e seco). 56

Figura 9: Figura Integrada – Anexo 1 Costeiro: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e efeitos biológicos (biomarcadores) (Índice de Impacto Ecotoxicológico - apresentado por setor) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), a Campanha 2 em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em setembro/outubro de 2019 (período seco), a Campanha 4 em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). O Setor A é representado pelas estações amostrais avaliadas no ambiente praias Aracruz 1 - Refúgio (ARR) e Aracruz 2 - Putiri (ARP) e pelos manguezais da confluência dos rios Piraquê Açú e Mirim (PAM) e manguezais de franja na área do Revis de Santa Cruz (RSC1 e RSC2), localizados ao sul da foz do Rio Doce. O Setor B é representado pelas praias Doce Sul - Comboios (DSC), Doce Sul - Regência (DSR) e Doce Norte - Povoação (DNP) localizadas nas proximidades da foz do Rio Doce, e pelos manguezais da foz do Rio Doce (FRG); e o Setor C é composto pelas praias Doce Norte – Vila de Cacimbas (DNC), Doce Norte- Pontal do Ipiranga (DNPI), Doce Norte - Urussuquara (DNU) e Doce Norte - Guriri (DNG) e pelos manguezais do Rio Urussuquara

(RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA), localizados ao norte da foz do Rio Doce. Os espaços em branco com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para agosto/setembro de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. 64

Figura 10: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso). O setor Sul é representado pelos pontos de Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX, respectivamente), o setor APA Costa das Algas é representado pelos pontos localizados na APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), o setor Foz do Rio Doce é representado pelos pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e o setor Norte é composto pelos pontos localizados na região de Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1 (Campanha 1 e 2) e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. 127

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Lista de colaboradores do PMBA/Fest-RRDM atuantes durante o período de produção do RSE2021, agrupados por Anexo e Subprojeto e Gerências. 10

Quadro 2: Lista de siglas dos Materiais Suplementares referentes ao RSE2021 PMBA/Fest-RRDM. 16

1 SUMÁRIO EXECUTIVO

O presente documento apresenta o conteúdo do Relatório Semestral de Evolução (RSE2021) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest-RRDM), para fins de acompanhamento do seu desenvolvimento por parte da CTBio. O período de análise para o RSE2021 foi definido utilizando a série temporal entre setembro de 2018 e março de 2021. Porém, é importante ressaltar que as atividades de campo ficaram suspensas entre março e dezembro de 2020, conforme solicitado pela Fundação Renova, tendo em vista a pandemia da COVID-19 no território brasileiro. Assim, a lacuna de dados de campo existente entre os meses citados, apesar de irreparável, foi acordada e é de conhecimento de todos os envolvidos.

O RSE2021 é composto por um relatório técnico-científico e seus respectivos Materiais Suplementares, além do Relatório Trimestral de Acompanhamento do PMBA/Fest-RRDM. Para fins administrativos, o RSE2021 é denominado Relatório Técnico 37 (RT-37), e sua parte de Acompanhamento, por sua vez, RT-37A. O RT-37 é composto por 4 itens, incluindo este Sumário Executivo como o primeiro item. Os itens 2 a 4 apresentam as Sínteses Integrativas dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, respectivamente, considerando a análise espaço-temporal dos indicadores abióticos e bióticos utilizados pelo PMBA/Fest-RRDM e estão contidos neste documento. Acompanhando o presente relatório, está sendo disponibilizado o Material Suplementar para cada Ambiente estudado, compondo também a parte técnica do RSE2021. O Relatório Trimestral de Acompanhamento do PMBA/Fest-RRDM se desenvolve em documento à parte.

A análise técnico-científica do RSE2021 foi elaborada com base nos principais indicadores abióticos e bióticos já apresentados nos relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM (Relatório Anual 2019, Relatório Semestral de Evolução 2020 e Relatório Anual 2020). O relatório foi estruturado de tal forma que a narrativa se desenvolveu separadamente para os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, contemplando os resultados de todos os estudos realizados pelos Anexos do PMBA/Fest-RRDM, em consonância com o previsto no TR4, com suas modificações até então aprovadas pela CTBio. Para cada Ambiente, foi usada uma abordagem de descrição e análise evolutiva dos principais indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade, buscando, sempre que possível, uma evolução histórica com dados anteriores ao rompimento da barragem e anteriores ao início do PMBA/Fest-RRDM.

Ressalta-se que todas as ferramentas e critérios de análise que subsidiaram a elaboração dos relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM e a avaliação de impacto são as mesmas que estão sendo empregadas na elaboração do RSE2021. Neste contexto, a comparação das análises espaço-temporais empregadas e avaliativas das condições ambientais e da biodiversidade foram definidas e interpretadas de acordo com os diferentes critérios já adotados anteriormente no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Assim, foi realizada a comparação dos resultados obtidos no período de coleta do PMBA/Fest-RRDM com **(A)** dados pretéritos pré-rompimento; **(B)** dados pretéritos pós-rompimento da barragem identificados pela RRDM, mas anteriores ao PMBA/Fest-RRDM; **(C)** análise espacial dos resultados

entre pontos amostrais impactados e não impactados; **(D)** correlação direta com a presença dos metais característicos do rejeito; **(E)** dados disponíveis na literatura científica; **(F)** dados disponíveis na legislação nacional vigente; e **(G)** valores orientadores internacionais.

Além dos dados pretéritos já considerados no âmbito dos produtos anteriores do PMBA/Fest-RRDM, foram também considerados os eventuais novos dados pretéritos levantados, assim como artigos científicos publicados com dados relacionados ao rompimento da barragem de Fundão e à área afetada pelo mesmo. Foram também passíveis de incorporação para discussão e comparação, mesmo que não em totalidade de malha e frequência amostral, dados oriundos de outros programas e relatórios técnicos que foram disponibilizados para acesso do PMBA/Fest-RRDM via Fundação Renova. Importante salientar que o conteúdo das Sínteses Integrativas do RSE2021 é resultante do processamento e análise dos dados obtidos ao longo dos 32 meses de atuação do PMBA/Fest-RRDM (setembro de 2018 a março de 2021), com ênfase nos dados coletados após a produção do Relatório Anual de 2020 (RA2020), nos meses de dezembro de 2020 e janeiro, fevereiro e março de 2021. Para as coletas e análises foram utilizadas as metodologias já descritas anteriormente nos Protocolos de Coleta e Análise do PMBA/Fest-RRDM e também enviadas juntamente ao Relatório Anual de 2020 como Material Suplementar.

A parte técnico-científica que compõe o RT-37 é, portanto, um documento consolidado que apresenta, de forma objetiva, clara e integrada, a evolução temporal e espacial da qualidade ambiental e da biodiversidade na área monitorada no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Neste caso, a presença de gráficos, tabelas, figuras, diagramas, esquemas ilustrativos e/ou mapas que justifiquem os resultados apresentados também foi explorada, visando dar sustentação aos achados reportados ao longo do texto das Sínteses Integrativas e estão disponibilizados sob a forma de Material Suplementar ao RSE2021, entregue em pasta de arquivos juntamente ao presente relatório.

O Relatório Trimestral de Acompanhamento do PMBA/Fest-RRDM (RT-37A), que abrange a execução física de campo e laboratório, apresenta a evolução das campanhas de campo e análises laboratoriais (realizado x previsto nos Planos de Trabalho). O relatório apresenta, ainda, os dados de execução financeira, com o acompanhamento do desembolso da Fundação Renova para a FEST no âmbito do Acordo de Cooperação Técnico-Científica (previsto x desembolsado x executado).

A produção deste importante documento, com reconhecida qualidade técnico-científica, só foi possível através da participação de profissionais altamente capacitados em todas as etapas de execução do PMBA-Fest/RRDM. No Quadro 1 é apresentada a lista de todos os colaboradores do PMBA/Fest-RRDM atuantes durante a produção do RSE2021 e que participaram do processo de elaboração do presente documento, seja através da execução de atividades de campo e/ou laboratório, contribuindo para a discussão dos resultados e redação do documento, ou ainda atuando nos apoios gerencial, técnico e científico.

Quadro 1: Lista de colaboradores do PMBA/Fest-RRDM atuantes durante o período de produção do RSE2021, agrupados por Anexo e Subprojeto e Gerências.

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
ANEXO 1 ECOTOXICOLOGIA	
ADALTO BIANCHINI	LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS
AMANDA DA SILVEIRA GUERREIRO	LEANDRO PIROVANI DE SANT ANA
ANA PAULA MILLANI GUTIERREZ	LETICIA BARENHO PINHO
CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS	LIZIANE CARDOSO MARUBE
CARLOS EDUARDO DELFINO VIEIRA	LORENA ZIVIANI BEVITORIO
CHRISTIAN FLORIAN GOBEL	LUCAS ANTONIO MARTINS ROCHA
CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS	LUIZ RENATO SILVEIRA DA ROSA
CLAUDIA MENDES DE SOUZA	MARTA MARQUES DE SOUZA
DOUGLAS MARCELINO DA SILVA ROCHA	MAYSA DO VALE OLIVEIRA
EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO	NATALIA SOARES LEITE
ESTEFANI PORTO DA ROSA	NATHANE ROSA RODRIGUES
FILIFE BERBETI RANGEL	PATRICIA GOMES COSTA
FRANCINE RODRIGUES PEDRA	REGINA COIMBRA ROLA
HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS	SARA ALVES DA CUNHA
HUGO EMILIANO DE JESUS	TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES
JULIANA CARRICONDE HERNANDES	TAIANE COELHO SOARES
JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI	TAMARA OLIVEIRA DUARTE
JULIANA ZOMER SANDRINI	THAYS DE ANDRADE GUEDES
KARINE GOMES NETO	VANDA ARTIFON PEREIRA
LAYRA LETHICIA RODRIGUES LOPES WERNER	
ANEXO 3 MARINHO - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS	
ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO	LEILA DE LOURDES LONGO
ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA	LUAN DE OLIVEIRA CERQUEIRA
ANNIE DA SILVA CASSAMALI	MARIANE ROSA THOMAZ DA SILVA
CRISLANE BARBOSA DAS NEVES	MARINA LOPES MARINHO
CRISLENE CRISTO RIBEIRO	PAULO RICARDO ALVES GOMES FREIRE
CRISTIANA GAMA PACHECO STRADIOTTI	RAVINIA MANOEL RIBEIRO
EMILAYNE VITORIA PIMENTA FERREIRA	RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO
JOAO VICTOR DOS ANJOS SILVA	RODOLFO LEANDRO NASCIMENTO SILVA
JORGE DE ALMEIDA FILHO	THIAGO CAZONI
ANEXO 3 MARINHO - FITOPLÂNCTON	
ANA REGIA DEPOLI CABRAL DE MACEDO	JULINE RODRIGUES DA CONCEIÇÃO
BRENER FREITAS DE ALVARENGA	KASSIA DO NASCIMENTO LEMOS
CAROLYNE MEES ZEN	MARIANA MAGNAGO ALVES
CINTIA MARIA ANCONA	PAULO HENRIQUE DA SILVA CHEBLE
GABRIELA VITALINO CRESTAN	POLLYANNA PEREIRA BORGIO AUER
GEORGETTE CRISTINA SALVADOR LAZARO	
ANEXO 3 MARINHO - FUNDOS RECIFAIS	
ALINE SHIMADA DA CRUZ	LUDMILLA DO NASCIMENTO FALSARELLA
ARTHUR CUMPLIDO	MARIA ANITA IATAROLA MATTENBERGER TOZZI
CLARA PAIVA PIRES	MARIA JULIA PINTO DA FONSECA FERNANDES W

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
CLAUDIO ANDRE MACIEL DE MATOS	MARIANA SOARES SA
DANDARA SOUSA SILVA	MICHELLE AMARIO
DANIELA CHAVES AFONSO	MYLLENA DA SILVA PEREIRA
DANIELA MARQUES DA SILVA	NICOLE CRISTINA FERNANDES DA COSTA
DILSON SILVESTRE CAJUEIRO FILHO	PAULO SERGIO SALOMON
FERNANDO COREIXAS DE MORAES	PEDRO CARDIAL DA SILVEIRA
GABRIEL DE OLIVEIRA CARDOSO	RAFAEL BERNARDO MENEZES
GABRIEL NASCIMENTO DAMIANIK VALDETARO	RICARDO DA GAMA BAHIA
GABRIELLA ALMEIDA LEAL	RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA
GRACE PACHECO DE OLIVEIRA	RODRIGO LEO DE MOURA
LARISSA MARACAJA PORTO MARTINS	TATIANA VILLALBA VIANA
LELIS ANTONIO CARLOS JUNIOR	TAYANA DOS SANTOS LOUZADA
LEONARDO TAVARES SALGADO	VITORIA FERREIRA DEFAVERE
LIVIA BONETTI VILLELA	
ANEXO 3 MARINHO - HIDROGEOQUÍMICA	
AMANDA CAMARA DE SOUZA	IASMIM DE DEUS GARGUR LEAL
ANA CAROLINE CABRAL	JORGE PINTO DA SILVA FILHO
BARBARA PEREIRA STORCK	MARCO TADEU GRASSI
BETHANIA DAL COL LEHRBACK	MARIANA MONTEIRO DOS SANTOS GANDRA
CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES	NATHALIA MACHADO BETZEL
CESAR ALEXANDRO DA SILVA	NINIVE SOARES SILVA
CESAR DE CASTRO MARTINS	RAFAEL GARRETT DOLATTO
CLARISSA HEIDERIQUI COMERIO	RAYANA ALVARENGA COSTA
CYBELLE MENOLLI LONGHINI	RENATA CAIADO CAGNIN
EDUARDO SCHETTINI COSTA	RENATO RODRIGUES NETO
ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA	RICARDO DA CUNHA BISI JUNIOR
EMERSON LUIS YOSHIO HARA	RUBENS CESAR LOPES FIGUEIRA
FABIAN SA	WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR
HENZZA FERREIRA ROCHA	
ANEXO 3 MARINHO - ICTIOPLÂNCTON	
ANA CAROLINA FONTOURA VALENTE	LUIZ MANOEL COSENZA
ANA CRISTINA TEIXEIRA BONECKER	MARCIA SALUSTIANO DE CASTRO
CRISTINA DE OLIVEIRA DIAS	MARTA CRISTIANE DE CARVALHO QUINTAS
FABIANA TEIXEIRA BONECKER	RAFAEL OLIVEIRA DE FRANÇA
ANEXO 3 MARINHO - MAPEAMENTO DE HABITAT	
ALEX CARDOSO BASTOS	JESSICA ARAUJO MARIANO
ANA CAROLINA RIBEIRO FIESCHI LAVAGNINO	JOSE ANTONIO BAPTISTA NETO
ANA LAURA LOPES PIOL	PEDRO SMITH MENANDRO
ERIKA DOS ANJOS CAMPODELL ORTO JARDIM	RAIANA NEUMANN PACHECO
FERNANDA VEDOATO VIEIRA	VALQUIRIA MARIA DE CARVALHO AGUIAR
GEANDRÉ CARLOS BONI	
ANEXO 3 MARINHO - MODELAGEM NUMÉRICA	
BRUNO BORLINI DUARTE	MARIELA GABIOUX
DIEGO LUIZ FONSECA	PAULO EDUARDO DE SOUZA BEIRAL
FERNANDA ARANTES LIMA	RENATO ARUK TORRES

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
GUILHERME BRIGAGAO MONTEIRO DE CASTRO	RENATO DAVID GHISOLFI
JUCA DAMASIO	SABRINA APARECIDA RAMOS DA FONSECA
JULIA TAVARES SALVIATO	SUSANA BEATRIZ VINZON
LEO GONÇALVES MACHADO	TAYNA ROSA MARTINS PAIVA
MARCOS NICOLAS GALLO	
ANEXO 3 MARINHO - SEDIMENTOLOGIA	
ANITA GOMES RUSCHI	LIVIA RODRIGUES GARCEZ
ARTHUR SANT ANA CAVICHINI	LORENA FERREIRA MONTEIRO
CAIO VINICIUS GABRIG TURBAY RANGEL	MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO
CAROLINE FIORIO GRILO	MAYARA DE OLIVEIRA BANDEIRA
FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE	RAFAEL CARVALHO NEVES
KAREN LARYSSA OLIVEIRA FADINI	VALERIA DA SILVA QUARESMA
KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA	VIVIAN TRANCOSO CAMPOS
ANEXO 3 MARINHO - ZOOPLÂNCTON	
BIANCA SALVADOR	MAIKON DI DOMENICO
CRISTIANE SCARTON GOMES DE OLIVEIRA	PEDRO DE SOUZA LAINO
GABRIEL HARLEY COSTA SANTOS	PRISCILA TEIXEIRA AMARAL
GUSTAVO MARTINS ROCHA	SERGIO LUIZ COSTA BONECKER
LUCIANO ALBERTO ELIA JUNIOR	VITOR DE OLIVEIRA CONCEICAO
LUIZ FERNANDO LOUREIRO FERNANDES	
ANEXO 3 DULCÍCOLA - ANÁLISES QUÍMICAS	
CAROLINA DO CARMO SOUZA	VANYA MARCIA DUARTE PASA
DANNIEL BRANDAO MENDES	VIRGINIA SALETE COTTA PEREIRA
PAULO JORGE SANCHES BARBEIRA	
ANEXO 3 DULCÍCOLA - BACIA INTEGRAÇÃO	
CARLOS EDUARDO STEIN	LARISSA BERTOLDI
DANILO DE LIMA CAMELO	LUAN MAURI CYRINO
FERNANDO HENRIQUE LEMOS	LUIZ ANIBAL DA SILVA FILHO
GILBERTO FONSECA BARROSO	MARLLON EMANUEL MARTINS REIS
JULIA DE ALMEIDA LEITE	
ANEXO 3 DULCÍCOLA - BACIA INTEGRAÇÃO ESTUÁRIO	
ADRIANO ROMAO FRANCISCO	LORENA FRASSON LOUREIRO
ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA	MARCO AURELIO COSTA CAIADO
DANIEL RIGO	MONICA DE SOUZA MENDES
GUSTAVO BAPTISTA DE ALMEIDA	SEBASTIAO FRANCISCO TEIXEIRA
LIVIA LUCHI RABELLO	VICTORIA ALVES GOUVEA
ANEXO 3 DULCÍCOLA - FITOPLÂNCTON	
ALESSANDRA DELAZARI BARROSO	LARISSA BASSANI DE OLIVEIRA VIGANOR
AMANDA MARTINS BATISTA	MARIA CAROLINE GAVA
FABRICIO BRONZONI DE OLIVEIRA	
ANEXO 3 DULCÍCOLA - MACRÓFITAS	
BRENNO GARDIMAN SOSSAI	VALQUIRIA FERREIRA DUTRA
FRANCISCO ALVARO ALMEIDA NEPOMUCENO	VICTOR SANTOS MIRANDA
RENARA NICHIO AMARAL	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
ANEXO 3 DULCÍCOLA - PERIFÍTON	
BIANKA GERHARDT ENDLICH	LUCINEIDE MARIA SANTANA
BRUNA FADUL DE SOUZA	MATEUS SARDI TRANCOSO
IZABELA CLARA MARQUES BALINHAS	STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA
KAROLINE BARROS DE SOUZA	VALERIA DE OLIVEIRA FERNANDES
ANEXO 3 DULCÍCOLA - ZOOPLÂNCTON	
BRUNA LANA DELFIM	GLEICE DE SOUZA SANTOS
DEBORAH MARIA DE OLIVEIRA	RAQUEL XAVIER CALVI
EDISSA EMI CORTEZ SILVA	YURI GOMES REZENDE
ENEIDA MARIA ESKINAZI SANT ANNA	
ANEXO 4 PRAIAS - BENTOS PRAIAS	
AMANDA MOREIRA DEOLINDO	KARLA GONÇALVES DA COSTA
BRUNA ADENALIAN COELHO TEIXEIRA	KARLA PARESQUE
EDUARDA SCALFONI TAVARES	RAYNARA COSTA PEREIRA
EMANUELY EZIDIO DA SILVA	REBECA STEFHANE SOARES MORAIS
GEAN ZANETTI	TAMARA FUZARI PINTO
ISABELA JABOUR E SILVA	TARCILA LINHARES BARBOSA
JACQUELINE DE ALMEIDA NEVES	TATHIANA GUERRA SOBRINHO
JESSER FIDELIS DE SOUZA FILHO	VANESSA SIMÃO DO AMARAL
ANEXO 4 PRAIAS - MORFODINÂMICA	
ALEXANDRE BURINI	JACQUELINE ALBINO
BERNARDO GASPERAZZO URQUIA	LUCAS BERMUDES DE CASTRO
BRENDA SILVA DE SOUZA	LUISA DA SILVA LOPES
DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI	LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA
DIETER CARL ERNST HEINO MUEHE	PEDRO HENRIQUE FERREIRA ATANASIO
ANEXO 4 PRAIAS - GEOQUÍMICA	
BRUNA SILVA CORREA	MARIA TEREZA WEITZEL DIAS CARNEIRO LIMA
GEISAMANDA PEDRINI BRANDAO ATHAYDE	MATHEUS BARBOSA RASCH
JEFFERSON RODRIGUES DE SOUZA	ROMULO SILVEIRA RODRIGUES
LUIZA VALLI VIEIRA	TIAGO PEREIRA CUNHA
MAIARA KRAUSE	
ANEXO 5 MANGUEZAL	
ADRIANO ALVES FERNANDES	JOAO VICTOR DE ABREU FERNANDES
ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO	KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA
ANTELMO RALPH FALQUETO	LAIS ALTOE PORTO
BRENNO NASCIMENTO DE MATTOS	LUCAS DE ALMEIDA LEITE
BRYAN BRUMMELHAUS DE MENEZES	MARCELO BARCELLOS DA ROSA
CAMILA PATRICIO DE OLIVEIRA	MARCOS PAULO BERRIBILLI
CAROLINA SILVA PALMA	MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA
DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES	NEILSON VICTORINO DE BRITES JUNIOR
EDILSON ROMAIS SCHMILDT	RAQUEL VIDAL DOS SANTOS LEOPOLDO
EDUARDO ALMEIDA FILHO	SAMIRA LEITE
GEOVANA DE SOUZA CHAVES	SAULO FURTADO RONCONI VIEIRAS
HELIA DEL CARMEN FARIAS ESPINOZA	SAVIA SOARES PASCOALINI
IVONEY GONTIJO	VERONICA D ADDAZIO PINHEIRO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
JAQUELINE ORLANDI PARIS	
ANEXO 5 RESTINGA	
ADRIANO NUNES NESI	MARCOS ANTONIO BACCARIN
ALINE DELON FIRMINO	MARIELA MATTOS DA SILVA
ANDREA BITTENCOURT MOURA BACCARIN	NAMIR GABRIELY MATOS LOPES
AUXILIADORA OLIVEIRA MARTINS	OBERDAN JOSE PEREIRA
DIOLINA MOURA SILVA	PEDRO CORREA DAMASCENO JUNIOR
DOUGLAS TINOCO WANDEKOKEN	RODRIGO THEOFILO VALADARES
GIOVANNY MORAES METZCKER DE SOUZA	ROMARIO DE OLIVEIRA SILVA JUNIOR
GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES	SABRINA GARCIA BROETTO
JACIARA LANA COSTA	THAIS ARAUJO DOS SANTOS
JULIA BRANDAO DE OLIVEIRA	VANESSA NOGUEIRA SOARES
JULIANA DA SILVA PENHA	WAGNER LUIZ ARAUJO
KAROLINY PORTES ALVES	
ANEXO 6 MEGAFAUNA - SOBREVOOS E ACÚSTICA	
AGNALDO SILVA MARTINS	JOAO PEDRO MOTTA MURA
AMANDA BARON DI GIACOMO	JONATHAS DA SILVA BARRETO
ARTUR ANDRIOLO	KALIANY DOS SANTOS BARBOSA BRAGANCA
CESAR ROCHA DE MIRANDA XAVIER	LUCIANO CAJAIBA ROCHA
FERNANDA MARIA NERI	NELSON BARCELOS PEREIRA
GIOVANNE AMBROSIO FERREIRA	THAMIRES BRIDE VENTURA
JOAO BATISTA TEIXEIRA	THIAGO ORION SIMOES AMORIM
ANEXO 6 MEGAFAUNA - CETÁCEOS	
ALEXANDRE DE FREITAS AZEVEDO	LEONARDO SERAFIM DA SILVEIRA
ANA PAULA CAZERTA FARRO DA ROSA	LETICIA VERSIANI GOMES DA SILVA
DAHIANI NUNES BOSSI	MONIZZE VANNUCI E SILVA
DRIENNE MESSA FARIA	MYLLA CARLA CESCONE FREIRE
GINA NUNES TEIXEIRA	PAULO HOLZ DE SOUZA
HAYDEE ANDRADE CUNHA	POLLYANNA BRAGA MACHADO
JORDANA BORINI FREIRE	SANDIELI DOS SANTOS SUDRE
JOSE LAILSON BRITO JUNIOR	TATIANA LEMOS BISI
JULIANA YWASAKI LIMA	
ANEXO 6 MEGAFAUNA - AVES MARINHAS	
ALINE BARBOSA DA SILVA	GUSTAVO DA ROSA LEAL
ALINE MITCHELI CARVALHO RAMOS FREGONEZI	IGOR DA CUNHA LIMA ACOSTA
ARTHUR DE BARROS BAUER	JULIA JACOBY DE SOUZA
BARBARA ORAIDES LEAL ROCHA	LEANDRO BUGONI
CYNTHIA CAMPOLINA DE MELLO VIANNA	LEONARDO MARQUES FURLANETTO
DIEGO ALEXANDRE SALGUEIRO RODRIGUES	LUCAS MILMANN DE CARVALHO
GENYFFER CIBELE TROINA	MARCIO AMORIM EFE
GUILHERME TAVARES NUNES	MARCIO REPENNING
ANEXO 6 MEGAFAUNA - TARTARUGAS MARINHAS	
JOSE ERICKSON ALVES SILVA	SANDRA LUDWIG
LAIS AMORIM FERREIRA	SARAH MARIA VARGAS
MONIQUE PEREIRA DO NASCIMENTO	WELTON QUIRINO PEREIRA

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
PAULA RODRIGUES LOPES GUIMARAES	
ANEXO 7 ICTIOFAUNA DULCÍCOLA	
AUREO BANHOS DOS SANTOS	PAULA NUNES COELHO
BRUNO EDESIO DOS SANTOS MELO	PEDRO SENNA TAYLOR BITTENCOURT
CIDIMAR ESTEVAM DE ASSIS	ROBERTA CUNHA DE OLIVEIRA
DEBORA FERREIRA MACHADO	ROMMEL ROBERTO ROJAS ZAMORA
FABIO DE LIMA MUNIZ	SANDRA MARCELA HERNANDEZ RANGEL
FABRICIO BERTUOL	SIMONE GOMES DUARTE E MOURA
IZENI PIRES FARIAS	TATYANA GOMES SILVA PRATES
JORGE ABDALA DERGAM DOS SANTOS	TOMAS HRBEK
KESSIA LEITE DE SOUZA	VALERIA NOGUEIRA MACHADO
LUCAS CAETANO DE BARROS	VINICIUS COMASTRI ARRUDA
LUCAS MARCON	WANDER RIBEIRO FERREIRA
NATALIA MARTINS TRAVENZOLI	
ANEXO 7 ICTIOFAUNA MARINHA	
ANASTÁCIA AMALIA DAMASCENO RODRIGUES	LINDA MAGDALENA KRISTINA EGGERTSEN
CARLOS WERNER HACKRADT	MARCELO SOETH
CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO	MARIANA NASCIMENTO DA SILVA
ESTER FELIPE BARBOSA	MARIO VINICIUS LOPES CONDINI
FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT	MAURICIO HOSTIM SILVA
FABRICIO DE ANDRADE FREHSE	MERIELLE DE OLIVEIRA SÁ
FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DARO	PRISCILA PLESLEY ALVES DA SILVA
FLAVIO TOSCANO SZABLAK	RAFAEL SOUZA LAURINDO
FRANCIELLE CARDOSO ANDRADE	REBEKA FERREIRA MARTINS
HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR	RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA
HELEN AUDREY PICHLER	RICARDO MARQUES DIAS
ISIS RIBEIRO EVANGELISTA	RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO
JEAN CHRISTOPHE JOYEUX	RYAN CARLOS DE ANDRADES
JEANE CAMPOS SILVA	SARA BUTTROSE KENNEDY
JULIANA BELTRAMIN DE BIASI	TULIA ISABEL MARTINEZ AGUILAR
JULIEN CHIQUIERI	VINICIO OLIVEIRA MARTINS
KATHIANI VICTOR BASTOS	VINICIUS CASTRO SANTOS
LANA TUMANG LUCAS	VITOR LEONARDO AMARAL RODRIGUES
LAYZA ROXANNE SANTANA DE LIMA	
ANEXO 8 SEDIMENTAÇÃO ABROLHOS	
BRUNO VINICIUS XIMENES DE OLIVEIRA	JOAO RICARDO COUTINHO DE BARCELLOS
CLAUDIO DE MORISSON VALERIANO	MANUELA DE OLIVEIRA CARVALHO
EDUARDO DELFINO SODRE	NEWTON DE MAGALHAES NETO
ELAINE ALVES DOS SANTOS	PEDRO ADALBERTO RAMOS BIZELLI
HEITOR EVANGELISTA DA SILVA	SERGIO JOSE GONCALVES JUNIOR
HUGO LEONARDO CIDREIRA MONTEIRO	VICTOR HUGO DE AVELAR REZENDE
LOGÍSTICA ANEXO 3 MARINHO	
AROLD DO DOS REIS ROCHA JUNIOR	FERNANDA PERASSOLI
DANIELLE PERON D AGOSTINI	
ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-RRDM	
ACRE FERNANDES DA SILVA	LUCIMAR TADEU SCALZER
ANA CAROLINA ALMEIDA OLIVEIRA CHEIBUB	LUIS OSCAR RODRIGUES BOBADILHA
ARILDO DETEMANN	MARCOS AURELIO BERTUCE
CARLOS GILMAR ZUCOLOTTI JUNIOR	MICHELLE SEQUINE BOLZAN
CARLOS JOSE FRAGA	PATRICIA BOURGUIGNON SOARES
CELESTE MARILY PACHECO	RAFAEL PETRI
CRISTIANE SILVEIRA MACHADO	RAYANO ROCHA RIBEIRO
ELLEN MIDIAN ALMEIDA RAASCH	REJANE RODRIGUES MONTEIRO
EUSTAQUIO VINICIUS RIBEIRO DE CASTRO	ROSANGELA SOARES CAMARGO
FERNANDO COUTINHO BISSOLI	SABRINA FELIX BERTUANI
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	VALDEMAR LACERDA JUNIOR
KARLA PEREIRA RAINHA	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
KENNEDY GERA NISHIO	WANESSA DA COSTA CRUZ
LORENZO COSTA QUEIROZ	
NÚCLEO DE ATUAÇÃO INTEGRADA EM REDE (NAIR)	
ANNA PAULA LAGE RIBEIRO	PETRUSCA MELLO COSTA FILHA
CAROLINE DE MARCHI PIGNATON	RAFAEL NEVES GONZAGA
KARLA LIBARDI GALLINA FERRARI	TAIS DE FATIMA RAMOS GUIMARAES
LAZARO VILLELA NETO	
COORDENAÇÃO TÉCNICA (CTEC)	
LARA GABRIELA MAGIONI SANTOS	TARCILA FRANCO MENANDRO
LAURA SILVEIRA VIEIRA SALLES	

Em seguida, é apresentada a lista de Materiais Suplementares que acompanham o RSE2021 em forma de arquivo de documentos. Os Materiais Suplementares compreendem as tabelas, figuras, esquemas e gráficos mais detalhados que foram utilizados ao longo do processo de análise dos dados e elaboração do RSE2021. Estes materiais foram identificados e referenciados por meio de siglas que representam o título do arquivo disponibilizado para consulta.

Como forma de subsidiar o entendimento da malha amostral do PMBA/Fest-RRDM, foram inseridos dois Materiais Suplementares gerais, onde é apresentada a localização geográfica das estações amostrais, bem como o mapa amostral de cada Anexo e suas modificações entre o Ano 1 de monitoramento e o período chamado de Transição, que se estende de outubro de 2019 até o presente momento.

O título dos Materiais Suplementares, por sua vez, representa a origem do arquivo, ou seja, o Anexo/Subprojeto que deu origem ao Material Suplementar. No Quadro 2 é apresentada a lista de siglas atribuídas aos Materiais Suplementares, bem como suas respectivas origens dentro da estrutura organizacional do PMBA/Fest-RRDM:

Quadro 2: Lista de siglas dos Materiais Suplementares referentes ao RSE2021 PMBA/Fest-RRDM.

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
GERAIS	
MAPMBAS1	Malha amostral do PMBA/Fest-RRDM / Material Suplementar 1
MAPMBAS2	Malha amostral do PMBA/Fest-RRDM / Material Suplementar 2
AMBIENTE DULCÍCOLA	
A1DS1	Anexo 1 Ecotoxicologia / Dulcícola / Material Suplementar 1
A3DAQS1	Anexo 3 Dulcícola / Análises Químicas / Material Suplementar 1
A3DAQS2	Anexo 3 Dulcícola / Análises Químicas / Material Suplementar 2
A3DIFS1	Anexo 3 Dulcícola / Integração fluvio-estuarina / Material Suplementar 1
A3DIFS2	Anexo 3 Dulcícola / Integração fluvio-estuarina / Material Suplementar 2
A3DFS1	Anexo 3 Dulcícola / Fitoplâncton / Material Suplementar 1
A3DLS1	Anexo 3 Dulcícola / Limnologia / Material Suplementar 1
A3DMS1	Anexo 3 Dulcícola / Macrófitas / Material Suplementar 1
A3DPS1	Anexo 3 Dulcícola / Perifíton / Material Suplementar 1
A3DZS1	Anexo 3 Dulcícola / Zooplâncton / Material Suplementar 1
A7DES1	Anexo 7 Dulcícola / Ecologia / Material Suplementar 1
A7DGS1	Anexo 7 Dulcícola / Genética / Material Suplementar 1
AMBIENTE COSTEIRO	
A1CS1	Anexo 1 Ecotoxicologia / Costeiro / Material Suplementar 1
A4PBS1	Anexo 4 Praias / Bentos / Material Suplementar 1
A4PBS2	Anexo 4 Praias / Bentos / Material Suplementar 2
A4PGS1	Anexo 4 Praias / Geoquímica / Material Suplementar 1
A4PMS1	Anexo 4 Praias / Morfodinâmica / Material Suplementar 1
A5MS1	Anexo 5 Manguezal / Material Suplementar 1
A5RS1	Anexo 5 Restinga / Material Suplementar 1
AMBIENTE MARINHO	
A1MS1	Anexo 1 Ecotoxicologia / Marinho / Material Suplementar 1
A3MBS1	Anexo 3 Marinho / Subprojeto Bentos de Fundos Inconsolidados / Material Suplementar 1
A3MFS1	Anexo 3 Marinho / Fitoplâncton / Material Suplementar 1
A3MIS1	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 1

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
A3MIS2	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 2
A3MIS3	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 3
A3MIS4	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 4
A3MIS5	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 5
A3MIS6	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 6
A3MIS7	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 7
A3MIS8	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 8
A3MIS9	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 9
A3MIS10	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 10
A3MIS11	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 11
A3MIS12	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 12
A3MIS13	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 13
A3MIS14	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 14
A3MIS15	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 15
A3MIS16	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 16
A3MIS17	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 17
A3MIS18	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 18
A3MIS19	Anexo 3 Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 19
A3MHS1	Anexo 3 Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 1
A3MHS2	Anexo 3 Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 2
A3MHS3	Anexo 3 Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 3
A3MHS4	Anexo 3 Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 4
A3MMhS1	Anexo 3 Marinho / Mapeamento de Habitat / Material Suplementar 1
A3MMS1	Anexo 3 Marinho / Modelagem Numérica / Material Suplementar 1
A3MSS1	Anexo 3 Marinho / Sedimentologia / Material Suplementar 1
A3MZS1	Anexo 3 Marinho / Zooplâncton / Material Suplementar 1
A3MZS2	Anexo 3 Marinho / Zooplâncton / Material Suplementar 2
A6MAS1	Anexo 6 Megafauna / Aves / Material Suplementar 1
A6MCS1	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 1
A6MCS2	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 2
A6MCS3	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 3

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
A6MCS4	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 4
A6MCS5	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 5
A6MCS6	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 6
A6MCS7	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 7
A6MCS8	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 8
A6MCS9	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 9
A6MCS10	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 10
A6MCS11	Anexo 6 Megafauna / Cetáceos / Material Suplementar 11
A6MSbS1	Anexo 6 Megafauna / Sobrevôo / Material Suplementar 1
A6MSbS2	Anexo 6 Megafauna / Sobrevôo / Material Suplementar 2
A6MSbS3	Anexo 6 Megafauna / Sobrevôo / Material Suplementar 3
A6MSbS4	Anexo 6 Megafauna / Sobrevôo / Material Suplementar 4
A6MTS1	Anexo 6 Megafauna / Tartarugas / Material Suplementar 1
A7MICS1	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 1
A7MICS2	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 2
A7MICS3	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 3
A7MICS4	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 4
A7MICS5	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 5
A7MICS6	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 6
A7MICS7	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 7
A7MICS8	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 8
A7MICS9	Anexo 7 Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 9
A8S1	Anexo 8 Sedimentação em Abrolhos / Material Suplementar 1

2 SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE DULCÍCOLA

Os resultados apresentados para os ambientes fluviais e lacustres monitorados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM foram, na sua maioria, obtidos no Baixo Rio Doce, entre a UHE Eliezer Batista e a foz do Rio Doce com o mar. Considerando os diferentes objetos e protocolos de estudo de cada subprojeto, as malhas amostrais de cada subprojeto ou Anexo não tiveram sobreposição espacial completa, nem a mesma frequência temporal de coletas. Por outro lado, devido às restrições sanitárias decorrentes da pandemia da Covid-19, existe uma lacuna nos dados do Ano 2 e início do Ano 3, de março a novembro de 2020, quando as atividades de campo ficaram interrompidas. Os resultados do período chuvoso do Ano 3, de outubro de 2020 a março de 2021, foram comparados com os dados coletados desde o início do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.

De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), o grau de ameaça aos ecossistemas deve ser expresso como o risco de perda da biota nativa característica de cada ecossistema (<https://www.iucn.org/resources/conservation-tools/iucn-red-list-ecosystems>). No contexto dessa proposta, os resultados obtidos nas abordagens abióticas e bióticas são uma avaliação de risco de processos ecossistêmicos, que podem estar atuantes como resultado da passagem do rejeito de minério.

Em termos abióticos, o escopo dos estudos incluiu a análise espacial das médias anuais de precipitação por sub-bacia, as ações de resposta à passagem do rejeito de minério, o saneamento básico, bem como vários índices relacionados ao tratamento de esgotos. Os fluxos de turbidez e de sedimentos foram caracterizados em relação aos valores esperados para a bacia enquanto as estratificações térmicas foram caracterizadas em lagos e lagoas. Estudos mineralógicos foram executados nos ambientes fluviais e lacustres, na busca por tendências espaciais e temporais dos minerais. Na procura de assinaturas do rejeito, foram realizadas análises de terras raras em todos os ambientes. A análise química de elementos e de compostos orgânicos demonstrou padrões de comportamento específico para cada elemento e compostos orgânico avaliado, em cada ambiente amostrado.

Na integração de dados abióticos com seus reflexos na biota, os estudos ecotoxicológicos visaram caracterizar a condição de três compartimentos (água, sedimento e biota), por meio de quatro índices: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana, além da determinação de metais e arsênio (As) na água e no sedimento. Na busca por táxons indicadores de presença de metais ou de condições eutróficas, ambos os estudos das comunidades de fitoplâncton e de perífiton mostraram um aumento no número de táxons. Os estudos em zooplâncton visaram a integração dos dados de metais (fração total e dissolvida) com a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton.

Em termos de macrobiodiversidade, os estudos de macrófitas reforçaram a manutenção das tendências observadas nos anos anteriores. As comunidades de macroinvertebrados aquáticos foram avaliadas

em relação às condições ecológicas dos pontos de coleta, que foram classificados como impactado, alterado e natural. Finalmente, as comunidades de peixes do Baixo Rio Doce foram avaliadas sob o ponto de vista de sua ecologia, dados genéticos e ictioplanctônicos.

De outubro de 2020 a março de 2021, as maiores médias anuais da Bacia do Rio Doce se concentraram nas regiões de cabeceira formadoras do Rio Doce, nas bacias dos rios Piranga e Carmo, bem como nas bacias dos rios Piracicaba e Santo Antônio. O período chuvoso do terceiro ano do PMBA/Fest-RRDM (outubro/2020 a março/2021) obteve valores de totais pluviométricos mais próximos daqueles observados no período chuvoso da série histórica anterior ao rompimento da barragem de rejeitos (1884-2014) (*Material Suplementar A3DIFS1 – Figura 1 a Figura 4*). As bacias dos rios Suaçuí Grande, Pancas, Manhuaçu, Santa Maria do Rio Doce, Guandu e Piranga tiveram acumulados de precipitação mais elevados no período chuvoso do Ano 3 que a média da série histórica anterior ao rompimento da barragem (*Material Suplementar A3DIFS1 – Figura 5 a Figura 21*). O período chuvoso do Ano 1 foi o que apresentou menor acumulado de precipitação em todo o período do PMBA/Fest-RRDM.

O regime de vazões do Rio Doce é determinado pelas precipitações, com estação seca de abril a setembro e estação úmida de outubro a março. As vazões médias e máximas diárias para período chuvoso do Ano 1 (519 e 2.584 m³/s) foram muito inferiores às obtidas nos Ano 2 (988 e 5.179 m³/s), e Ano 3 (873 e 2.889 m³/s). Observa-se que a vazão média do período chuvoso do Ano 3 apresentou valor próximo às obtidas no Ano 2. Essas vazões médias foram inferiores à vazão média de período chuvoso (1.229 m³/s) para a série histórica da estação fluviométrica Colatina (56994500) para os anos 1938-2014 (*Material Suplementar A3DIFS1 – Figura 26 a Figura 28*).

O maior aporte de água doce que chega à região estuarina da Bacia do Rio Doce é advindo de montante do reservatório de Aimorés (UHE Eliezer Batista), que corresponde à porção mineira da bacia. Para o período chuvoso do Ano 1, a média do aporte a montante do reservatório foi de 87,3% durante a realização das campanhas (outubro/2018 a março/2019). Já para o período chuvoso do Ano 2, a média do aporte a montante do reservatório foi de 83,2% durante a realização das campanhas (novembro/2019 a março/2020). Para o período chuvoso do Ano 3, a média do aporte a montante do reservatório foi de 72,0% durante a realização das campanhas (dezembro/2020 a fevereiro/2021) (*Material Suplementar A3DIFS1 – Tabela 1 a Tabela 7*). Das sub-bacias a jusante do reservatório, a do Rio Manhuaçu (MG) é a que mais contribuiu com aporte de água doce que chegou à região estuarina, seguida da sub-bacia do Rio Guandu (ES).

A partir dos dados, informações e análises realizadas no âmbito do Subprojeto “Subsídios à compreensão global das relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre o aporte de fluxos de água, sedimentos e nutrientes no ambiente estuarino-marinho”, bem como estudos da literatura, os aspectos e impactos com potencial interferência sobre os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e metais na bacia do Rio Doce foram sistematizados em forma de matriz (*Material Suplementar A3DIFS1 - Quadro 1*). Uma breve síntese de

todas as bases de dados e informações consultadas, mapeadas e analisadas neste subprojeto se encontra apresentada no *Material Suplementar A3DIFS1 - Quadro 2*.

Foram identificadas e mapeadas ações de resposta (compensação, reparação e recuperação) relacionadas à recuperação de APPs e reflorestamento, à melhoria da infraestrutura de saneamento básico, ao controle da produção e aporte de sedimentos e ao manejo de rejeitos. A espacialização e caracterização das ações (referentes ao período de novembro/2015 a março/2021) se encontram apresentadas nas *Figuras 22, 23 e 24 do Material Suplementar A3DIFS1*.

Uma matriz com a síntese do acompanhamento das atas de reuniões das Câmaras Técnicas é apresentada no *Material Suplementar A3DFS2 - Quadro 3* (em formato de planilha eletrônica), referente ao período de janeiro/2019 a julho/2021. Esses documentos fornecem um detalhamento sobre as ações que estão sendo priorizadas e discutidas nas reuniões.

Quanto ao saneamento básico (referente ao ano de 2019), o Índice de coleta de esgotos (IN015) apresentou melhoria, enquanto que o Índice de perdas na distribuição (IN049) e o Índice de esgoto tratado (IN046) apresentaram redução, isto tanto em relação ao ano de 2015 como ao de 2018. A espacialização destes índices se encontra representada na *Figura 25 do Material Suplementar A3DIFS1*.

Os fluxos de sedimentos do Rio Doce, estimados a partir da estação E21, foram definidos como representativos de todo aporte que ocorre da bacia para o oceano e zona costeira. Durante o monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, nesta seção, foram observados expressivos valores médios e máximos de descargas sólidas totais (5.328 e 190.000 t.d⁻¹, respectivamente). O mesmo ocorreu para fluxos de nutrientes e metais, cujos valores instantâneos médios e máximos estimados nas datas das campanhas foram: 14,4 e 157,5 t.d⁻¹ para fósforo total (P), 1,3 e 4,2 t.d⁻¹ para fósforo inorgânico dissolvido (PID), 248,1 e 1.460,1 t.d⁻¹ para nitrogênio total (N), 132,3 e 652,1 t.d⁻¹ para nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), 59,7 t.d⁻¹ e 242,5 t.d⁻¹ para alumínio total (Al), 188,6 e 1.035,4 t.d⁻¹ para ferro total (Fe) e, 3,4 e 13,6 t.d⁻¹ para manganês total (Mn) (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 1*). Cabe ressaltar que esses valores poderão ser muito superiores em eventos hidrológicos com maiores valores de precipitações e vazões, durante os quais há ressuspensão de sedimentos de fundo e carreamento desses materiais para a foz do Rio Doce e oceano costeiro adjacente.

Os valores de turbidez (1,5 a 369,7 UNT com média de 75,3±83,1 UNT) e de MPS (0,5 a 310,0 mg/L com média de 50,7±56,1 mg/L) foram significativamente superiores aos registrados no período chuvoso de 2018/2019 (9,55 a 209,00 UNT; 2,50 a 145,00 mg/L) em relação ao período seco de 2019 (0,62 a 24,30 UNT; 0,13 a 17,00 mg/L) (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 2 a 4*). Os maiores valores de turbidez, assim como os de MPS, foram registrados em Regência (E26) em dezembro/2019, estando estes valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (100 UNT), aplicada como referência para águas doces de Classe 2.

Nos ecossistemas lacustres profundos ($Z_{\text{méd}} > 3,0\text{m}$) há uma tendência de estratificação térmica da coluna d'água durante o período chuvoso, com diferença significativa entre as amostras de superfície, 1% de luz e fundo para os parâmetros oxigênio dissolvido e pH conforme observados para os Lagos Nova e Limão (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 7 a 16*). Devido à condição térmica mais homogênea da coluna d'água, o Lago Juparanã não apresentou diferenças significativas entre as três profundidades para os parâmetros monitorados.

As lagoas ($Z_{\text{méd}} < 3,0\text{m}$) tendem a apresentar estratificação térmica fraca com a coluna d'água misturada. Ressalta-se que a Lagoa Monsarás apresenta águas salobras no fundo da coluna d'água, conforme constatado pelos perfis de CTD com condições oligohalinas (0,5 a 5,0) a mesohalinas (5,1 a 18,0), sendo que na campanha amostral 18, em março/2020, foram registradas condições polihalinas (salinidade de 27 na profundidade de 1,57 m) (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 17 e 18*).

A mineralogia revelou a ocorrência de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, anatásio, rutilo, goethita, hematita e, eventualmente, feldspato-K em amostras de sedimentos coletadas no período de outubro/2018 a fevereiro/2021 em ecossistemas fluviais e lacustres do baixo Rio Doce. A caulinita foi o mineral predominante nesses ambientes, exceto na Lagoa do Areal (E24), onde os sedimentos são goethíticos. Dentre os oxihidróxidos de Fe, a goethita se mostrou a maior proporção nos sedimentos de todas as estações amostrais. As propriedades mineralógicas dos sedimentos variaram qualitativamente (composição) e quantitativamente nos ambientes avaliados ao longo do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 19 a 30*), e até o presente momento, a análise temporal dos teores minerais não evidenciou notável variação durante os períodos chuvoso e seco.

O MPS é constituído de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, goethita e hematita (*Material Suplementar A3DLS1, Figura 31*). Testemunhos de sedimentos de ambientes lacustres apresentaram diferenças marcantes na composição mineralógica (*Material Suplementar A3DLS1, Figuras 32 a 37*). Nos lagos foram identificados caulinita (mineral predominante), mica, gibbsita, quartzo, anatásio, goethita e hematita. Nas lagoas, ambientes deposicionais distintos, uma camada lamosa predominantemente constituída por caulinita e teores ligeiramente mais altos de goethita, e de aproximadamente 45 cm de espessura, foi identificada sobrejacente a uma camada arenosa essencialmente quartzosa na Lagoa do Areão (E23). Os testemunhos de sedimentos das Lagoas do Areal (E24) e Monsarás (E25) mostraram composição majoritariamente goethítica e quartzosas, respectivamente.

As análises de Terras Raras, realizadas de novembro/2020 a março/2021, confirmaram a condição de referência negativa do Rio Guandu em relação à presença do rejeito, enquanto os Lagos Nova e Limão e a calha do Rio Doce apresentaram sinais claros da presença do rejeito. Os valores de Al total e dissolvido em água (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 1 e 9*) apresentaram valores bem mais elevados nos períodos chuvosos de 2020 e 2021, em comparação àquele de 2019, para os rios Guandu e Doce. Comportamento similar ocorreu para o Ba, Pb e V total em água nos rios e lagoas, conforme mostra o *Material Suplementar A3DAQS1, Figura 2, 7 e 8*, respectivamente. Este comportamento foi menos intenso para o Fe dissolvido no Rio Doce, que mostrou uma tendência de estabilização/ redução,

mas com valores mais elevados nas lagoas com valores acima do limite CONAMA classe 2 (*Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 11, 20 e 21*). Na Figura 29 do *Material Suplementar A3DAQS1*, onde são apresentados os fluxos, observa-se que os valores de Al total em água estão acima do limite NOAA crônico para todas as amostras.

Foi observado que os valores de Fe em sedimentos são mais elevados nos lagos que nas lagoas, que por sua vez são mais elevados que nos rios, indicando maior lixiviação onde há maior fluxo de água (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 17*). Observou-se uma tendência histórica de redução da concentração de Fe em sedimentos se comparados os dados do PMBA/Fest-RRDM com os dados pretéritos do IEMA e PMBA (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 18*), com tendência a estabilização nos últimos dois anos (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 19*). Isto indica que grande parte do rejeito da barragem de Fundão, depositado na calha do Rio Doce, está sendo transportado de forma efetiva em direção ao mar.

Ainda no que tange aos metais nos sedimentos, destaca-se o elevado teor de As total na Lagoa do Areal (estação 24), valores bem acima do limite do CONAMA classe 2 (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 12*). Ressalta-se que o Cr e Mn em sedimentos apresentaram valores mais elevados nos lagos e lagoas, se comparado com os rios (*Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 13 e 15*).

O *Material Suplementar A3DAQS2* apresenta os principais resultados obtidos para os contaminantes orgânicos. No *Material Suplementar A3DAQS2, Figura 1*, observa-se que os teores de compostos poliaromáticos totais tiveram seus valores reduzidos no período de dezembro/2020 a março/2021. O mesmo comportamento aconteceu para os fenóis totais e esteróis totais (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 2 e Figura 3*). Este comportamento ocorreu devido a um maior controle ambiental e/ou impacto da pandemia da Covid-19, uma vez que estes parâmetros estão ligados às atividades industriais e antropogênicas.

O monitoramento ecotoxicológico realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM executou 5 campanhas até março de 2021, nomeadas como: Campanha 1, realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em setembro/outubro de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e Campanha 5, realizada em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). Cabe ressaltar que devido à pandemia da Covid-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em agosto/setembro de 2020 (período seco). No âmbito deste monitoramento, analisou-se a condição da água, sedimento e biota, através de, basicamente, quatro índices: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais e As na água e no sedimento.

Com relação às concentrações de metais e As na água (fração dissolvida), os resultados referentes ao período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) mostram que a foz do Rio Doce (RDO-16) e as Lagoas do Areal (LAL-01) e Monsarás (LMN-01) apresentaram as maiores concentrações da maioria dos elementos analisados (*Material Suplementar A1DS1, Figura 1*), reforçando o padrão

observado na série temporal realizada pelo Anexo 1, onde as Lagoas do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e do Areão (LAO-02), bem como o Lago Nova (LNV-01) e os pontos na calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13) e na foz do Rio Doce (RDO-16) apresentaram os maiores níveis de contaminação. Para o sedimento, a presença de metais e As, em conjunto, indicaram um padrão espacial de contaminação que também se repetiu ao longo das cinco campanhas realizadas, com poucas variações. Neste aspecto, o ponto no Rio Doce em Linhares (RDO-15) destaca-se como um local criticamente contaminado, visto que as maiores concentrações dos metais analisados estiveram associadas ao sedimento superficial deste ambiente, em todas as campanhas realizadas pelo Anexo 1, incluindo o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021). Ainda neste período, os pontos de amostragem no Lago do Limão (LLM-01) e nas Lagoas do Areal (LAL-01) e Palmas (LPA) também apresentaram concentrações elevadas de metais (*Material Suplementar A1DS1, Figura 2*).

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos dos diferentes níveis da cadeia trófica foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 3, 4, 7, 10 e 11*) e Índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 5, 6, 8, 9, 12 e 13*). Observou-se que, no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), os maiores níveis de bioacumulação de metais no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) foram encontrados nos setores Afluente e Rio, em padrão semelhante ao observado no período chuvoso de 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020) (*Material Suplementar A1DS1, Figura 5*). Porém, a bioacumulação de metais e As foi variável entre os períodos de amostragem, sem um padrão claro de contaminação (*Material Suplementar A1DS1, Figura 6*). É importante ressaltar que os teores de Fe e de outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb ainda são encontrados em níveis bastante elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos valores obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em novembro/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (Bianchini, 2019) (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 1*).

Para camarões, os maiores níveis de bioacumulação de metais, durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), foram observados no setor Afluente, seguido pelo setor Lagoas. Adicionalmente, os valores de IBR bioacumulação indicam um aumento temporal nos níveis de metais nos camarões coletados nestes dois setores, principalmente, no setor Lagoas (*Material Suplementar A1DS1, Figura 8*). O IBR bioacumulação também se mostrou fortemente associado a elementos característicos do rejeito, ainda que sem um padrão espaço-temporal claro (*Material Suplementar A1DS1, Figura 9*). Comparações entre valores médios de metais no músculo de camarões coletados na malha dulcícola do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM e concentrações médias de metais no músculo de camarões coletados na foz do Rio Doce antes da chegada dos rejeitos de mineração, indicam níveis mais elevados de Cd, Cr e Mn, em todas as coletas realizadas pelo Anexo 1 (2018 a 2021), em praticamente todos os setores. Para o Cu e Fe, também foram registradas maiores concentrações em comparação aos dados pretéritos, destacando-se, no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), os setores Rio e Lagos para Cu e Afluente e Lagos para Fe (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 2*).

Os resultados de bioacumulação em peixes coletados durante período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) indicaram associações diferentes entre os metais e as estações amostrais ao comparar-se as duas guildas tróficas consideradas (onívoros/herbívoros e carnívoros). Em peixes herbívoros/onívoros, a maioria dos metais esteve associada a pontos do Rio Doce (RDO-11 e RDO-13), ao seu afluente (RGU-01), bem como a alguns ambientes lacustres (LAL-01, LJP-01 e LPA) (*Material Suplementar A1DS1, Figura 10*). Por outro lado, na comunidade de peixes carnívoros, a maioria dos metais e os de maior contribuição para a ordenação estiveram associados a estações amostrais mais específicas, localizadas da calha do Rio Doce (RDO-11, RDO13 e RDO-15) (*Material Suplementar A1DS1, Figura 11*). Diante do exposto, e em uma perspectiva temporal, pode-se observar um aumento nos valores de IBR bioacumulação estimados para peixes coletados nos setores Rio e Lagos durante período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) em comparação ao registrado para os Anos 1 e do monitoramento. Além disso, o índice mostra que a acumulação média de metais e As nos peixes foi homogênea entre os setores, diferentemente do observado anteriormente (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 12 e 13*). De maneira geral, os peixes de ambas as guildas tróficas apresentaram concentrações médias de metais em seus músculos superiores àquelas encontradas em músculos de peixes coletados em novembro/2015, antes da chegada da pluma de rejeitos. No período chuvoso de 2021, os valores médios foram maiores para Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb. Estes resultados indicam a persistência de metais oriundos do rejeito no ambiente dulcícola, mesmo passados pouco mais de cinco anos do rompimento da barragem de Fundão (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 3*).

Os padrões observados para os biomarcadores de exposição e efeito nos organismos dos diferentes níveis da cadeia trófica foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 14, 17, 20 e 21*) e Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 15, 16, 18, 19, 22 e 23*). O IBR biomarcador mostrou uma redução acentuada da resposta biológica dos organismos planctônicos coletados no Afluente no período chuvoso de 2021, em relação ao período chuvoso de 2020 (Campanha 5 e Campanha 4, respectivamente) (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 15*). Porém, assim como nos resultados do IBR bioacumulação, não foi possível observar um padrão claro na resposta ou efeito biológico ao longo de todo o monitoramento (*Material Suplementar A1DS1, Figura 16*). Isto pode estar relacionado a elevadas flutuações populacionais deste grupo trófico, composto por organismos de ciclo de vida curto.

Em camarões, os valores médios e perfis do IBR biomarcador foram semelhantes nos períodos chuvosos em 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020) e 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), com destaque para os setores Rio e Lagoas, que apresentaram os maiores índices. Estes setores também se destacaram no período seco de 2019 (Campanha 3, setembro/outubro 2019), porém com valores de IBR maiores (*Material Suplementar A1DS1, Figura 18*). Com relação à contribuição dos diferentes biomarcadores, é notável o aumento de danos no DNA e/ou danos oxidativos em lipídeos e, principalmente, em proteínas nos Anos 2 e 3 (Campanha 3, setembro/outubro 2019; Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020 e Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), em comparação com o Ano 1 de

monitoramento (Campanha 1, setembro/outubro 2018 e Campanha 2, janeiro/fevereiro 2019). Cabe ressaltar que os níveis de danos oxidativos e de metalotioneínas, proteínas associadas com a detoxificação de metais, foram maiores durante o período seco de 2019 (Campanha 3, setembro/outubro 2019), em relação às demais campanhas, com destaque para o setor Rio. No entanto, levando-se em consideração especificamente o período chuvoso de 2021, os biomarcadores que mais se destacaram nos camarões foram: atividade da Na^+, K^+ -ATPase nas brânquias e dano em DNA (sítio AP) na hemolinfa (*Material Suplementar A1DS1, Figura 19*). Apesar das variações mencionadas acima, pode-se dizer que os camarões coletados nos setores Rio e Lagoas apresentaram maiores níveis de efeito biológico, evidenciado, principalmente, nas três últimas coletas (Campanhas 3, 4 e 5, acima mencionadas), o que indica um padrão contínuo de contaminação destes setores (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 18 e 19*).

Para a comunidade de peixes, notou-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador no setor Rio e, de maneira mais sutil, no setor Lagos, ao longo de todo o monitoramento (2018 a 2021). Particularmente no período chuvoso de 2021 (Campanha 5; janeiro/fevereiro 2021), os peixes coletados no setor Rio apresentaram maior nível de efeito biológico em relação aos demais setores, corroborando os dados de bioacumulação de metais (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 22 e 12, respectivamente*). No entanto, a contribuição dos biomarcadores para o IBR de peixes não apresentou um padrão claro ao longo de todo o monitoramento (*Material Suplementar A1DS1, Figura 23*).

Em relação à comunidade microbiana, grupos bacterianos analisados em amostras de água demonstraram a presença de táxons (hgcl clade, *Novosphingobium*, *Polynucleobacter*, *Sediminibacterium* e *Sporichthyaceae*) sugeridos como bioindicadores de metais e do rejeito de mineração em todas as campanhas avaliadas. Estes táxons foram também relatados poucos dias após ao rompimento da barragem em rios da bacia do Rio Doce impactados pelo rejeito e não foram encontrados em um rio considerado como não-impactado (Rio Água Fria; Reis et al., 2020), localizado na mesma bacia. Adicionalmente, nos períodos chuvosos de 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020) e de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), observou-se um aumento dos táxons *Acinetobacter* e *Exiguobacterium*, conhecidos bioindicadores de metais, por apresentarem elevada tolerância a estes elementos. Assim como os demais táxons citados acima, *Acinetobacter* também estava presente em grande abundância em rios contaminados pela pluma de rejeitos de minérios dias após o rompimento da barragem de Fundão (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 24, 25, 27 e 28*). Em relação ao sedimento, os táxons sugeridos como bioindicadores da presença de metais e, portanto, do rejeito da barragem de Fundão, são *Anaerolineaceae* e *Pirellulaceae*, os quais mantiveram-se em grande abundância na maioria das estações da malha dulcícola do Anexo 1 e em todo o período monitorado pelo PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 26 e 29*).

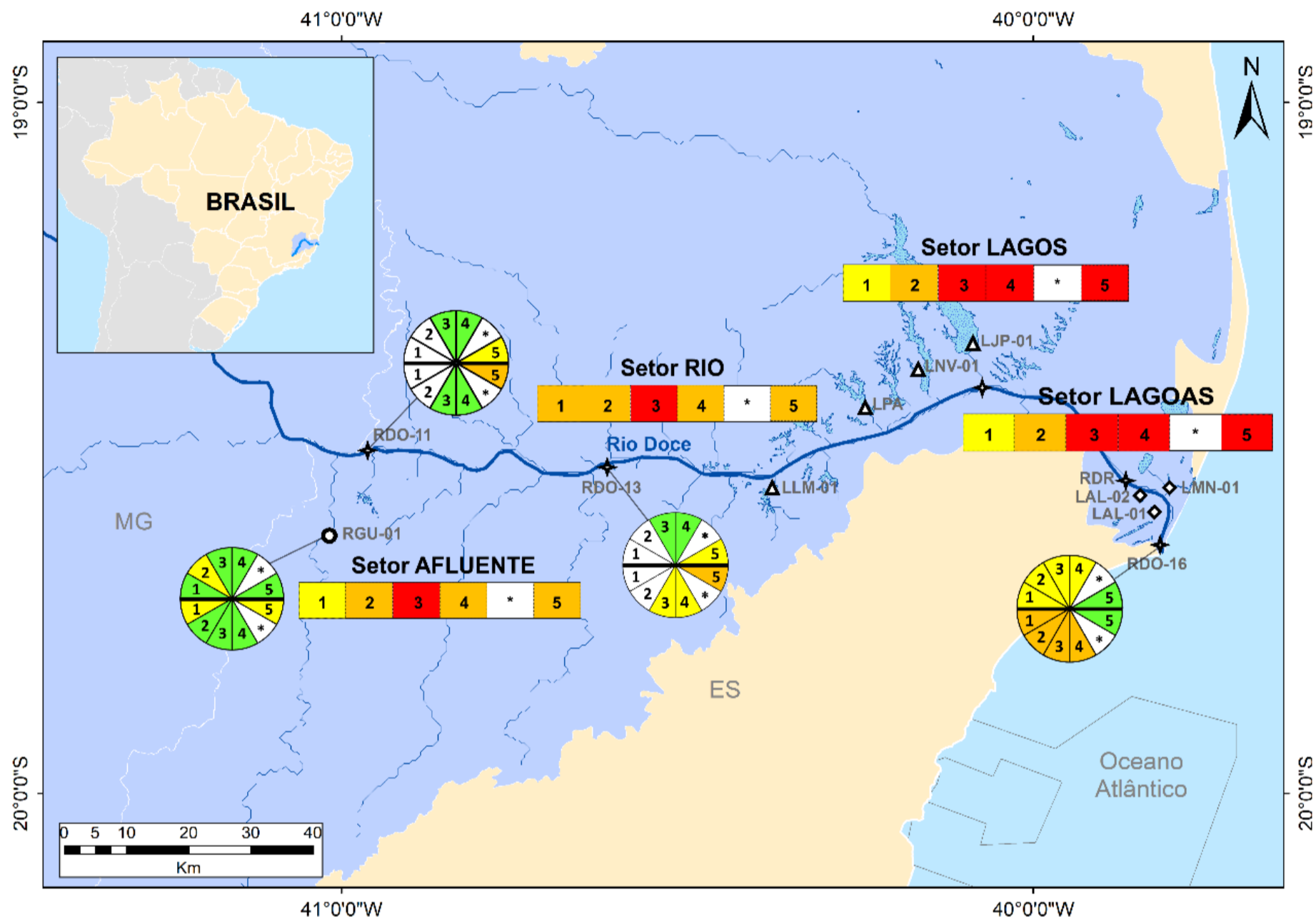
Os ensaios de toxicidade, resumidos no Índice de Toxicidade apresentados na Figura 1, indicam que a água e o sedimento do afluente do Rio Doce (Rio Guandu: RGU-01) não apresentaram toxicidade na maior parte do monitoramento, em contraste com os pontos da calha do Rio Doce e estuário. Nos

pontos localizados na calha do Rio Doce, em Baixo Guandu (RDO-11) e Colatina (RDO-13), a toxicidade tanto da água quanto do sedimento aumentou no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), em comparação com o Ano 2 (Campanha 3, setembro/outubro 2019 e Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020). Porém, no estuário do Rio Doce, a toxicidade que vinha se mantendo leve para a água e moderada para o sedimento, apresentou uma redução em ambas as matrizes no período chuvoso de 2021, sendo classificadas como não-tóxicas (*Material Suplementar A1DS1, Tabelas 1 e 2*). Apesar dessa diferença, durante todo o período de monitoramento, a maior toxicidade esteve associada ao sedimento em comparação com a água, sugerindo um efeito crônico dos metais associados a esse compartimento. Análises de Componentes Principais (PCAs) aplicadas com dados de toxicidade e presença de metais na água superficial (fração dissolvida) e sedimento mostram que no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) as variáveis Toxicidade da água e Toxicidade do sedimento ficaram associadas ao ponto na calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13), diferentemente dos anos anteriores, onde estas variáveis apresentaram-se, principalmente, associadas ao estuário do Rio Doce (RDO-16). No caso da água, os metais que mais contribuíram para a toxicidade foram Pb, Cr, Ni e Cu, enquanto no caso do sedimento, a toxicidade ficou fortemente associada ao Hg (*Material Suplementar A1DS1, Figuras 30 e 31, respectivamente*). As diferenças apontadas aqui para o período chuvoso de 2021, com relação aos anos anteriores de monitoramento, sugerem que, em 2021, a carga tóxica estava represada na calha do Rio Doce e a dinâmica hidrológica no rio contribuiu, de alguma forma, para a redução da contaminação do seu estuário.

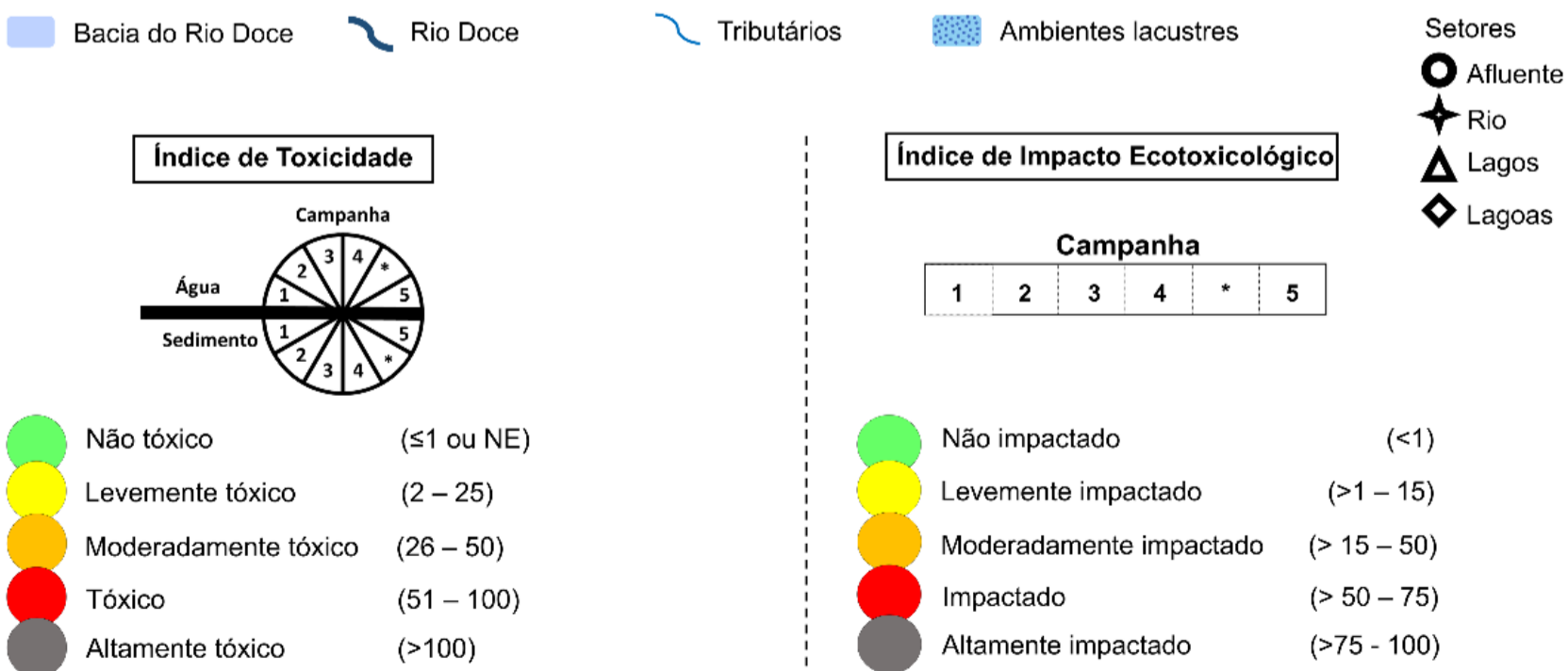
Além do Índice de Toxicidade, a Figura 1 traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), que é um índice semiquantitativo, o qual integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) em um único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) da escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazerem prejuízo para os ecossistemas e, portanto, maior o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1DS1, Quadro 4*. Os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados no mesmo índice, pois não são realizados em todos os pontos da malha amostral dulcícola e os resultados não são apresentados por setor. Na perspectiva do IIE, o setor Rio, que representa a calha principal do Rio Doce, incluindo seu estuário, e o setor Afluente, representado pelo Rio Guandu, mostraram um comportamento temporal similar, com o maior valor de IIE observado no período seco de 2019 (Campanha 3, setembro/outubro 2019), seguido de uma leve recuperação nas campanhas subsequentes, que compreenderam os períodos chuvosos de 2020 e de 2021. Os setores Lagos e Lagoas também apresentaram o mesmo perfil temporal de impacto ecotoxicológico mas, diferentemente dos setores fluviais, houve uma intensificação do impacto a partir do período seco de 2019, reforçando a necessidade de se concentrar

os estudos de monitoramento e estratégias de recuperação/mitigação nestas regiões. Em suma, estes resultados sugerem que os ambientes lacustres adjacentes à calha do Rio Doce podem servir como reservatórios de altas concentrações de metais em níveis tóxicos, possivelmente pela ausência de fluxos relevantes nestes ambientes, o que evidencia efeitos crônicos mais severos para a biota local. Adicionalmente, ressalta-se a importância da realização de um monitoramento de longo prazo que busque caracterizar e compreender melhor como variáveis sazonais (e.g. pluviosidade, vazão, fluxos de sedimentos e ressuspensão) podem modular os impactos biológicos dos rejeitos de Fundão sobre a biota aquática dulcícola.

Figura 1: Anexo 1 dulcícola - Mapa síntese dos resultados de bioacumulação de As e metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade - apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), a Campanha 2 em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em setembro/outubro de 2019 (período seco), a Campanha 4 em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). O setor Afluente é representado pelo Rio Guandu (RGU-01); o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), em Colatina (RDO-13), ambos os pontos monitorados a partir da Campanha 3, em Linhares (RDO-15), Regência (RDR; monitorado apenas nas Campanhas 1 e 2) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01); Nova (LNV-01) e Palmas (LPA; monitorado a partir da Campanha 3) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02; monitorado apenas nas Campanhas 1, 2 e 3). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados quanto às suas toxicidades pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para agosto/setembro de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da Covid-19



Legenda



Para a comunidade fitoplanctônica, em comparação com os dados anteriores a dezembro de 2020 (RT-18I_A3D; RRDM, 2020), houve a adição de 15 novos táxons encontrados nas amostras coletadas no período de dezembro/2020 a fevereiro/2021, aumentando de 316 para 331 táxons registrados. Tal adição ainda não consolida o cenário de estabilidade da curva de rarefação de espécies (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 1*), mostrando que a comunidade fitoplanctônica da região do baixo Rio Doce pode apresentar uma biodiversidade ainda maior do que os registros encontrados até o momento. Também é possível observar o aumento no registro de novos táxons, durante a amostragem do período chuvoso do Ano 3, para os ambientes das lagoas e do Rio Doce (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 1*).

A diversidade se manteve com valores próximos aos registrados nos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2, porém com tendência de redução, principalmente, nas estações amostrais do Rio Doce, no mês de fevereiro, em comparação com o mês de fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 2E*). A densidade de células de cianobactérias no Rio Guandu apresentou redução no período chuvoso do Ano 3, em comparação com os períodos chuvosos anteriores, se mantendo abaixo dos limites da Resolução CONAMA 357 (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 3F*). Valores abaixo da Resolução CONAMA 357 também foram registrados para as estações amostrais das lagoas e do Rio Doce (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 3E e H*), sendo que o padrão de variação da densidade de células de cianobactérias, nestes ambientes, se manteve semelhante aos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2. Já para as estações amostrais dos lagos, a densidade de células de cianobactérias, embora com valores menores que os registrados nos períodos chuvosos anteriores, foi maior em relação aos rios e lagoas, inclusive com valores bem acima dos limites permitidos na Resolução CONAMA 357 (*Material Suplementar A3DFS1, Figura 3G*).

Em relação ao perifíton, os dados do presente relatório contemplam os já apresentados no Relatório Anual 2020 (RT-36B; RRDM, 2020) e o período de dezembro/2020 e fevereiro/2021. Não houve campanha em março/2021, devido às restrições sanitárias resultantes da pandemia da Covid-19. Considerando a análise quantitativa, houve aumento do número total de espécies registradas de 435 para 482 no período de dezembro/2020 a fevereiro/2021. Exceto para lagos, houve aumento no número de espécies registradas exclusivas nos ambientes analisados (Rio Doce, Rio Guandu e lagoas), além do aumento do número de espécies comuns aos quatro ambientes (42 para 49 espécies) (*Material Suplementar A3DPS1, Figura 1*). Quanto à comparação das variáveis descritoras da comunidade perifítica analisadas (riqueza por amostra, densidade total, índices de Simpson e Shannon, equitatividade, percentual de matéria orgânica, e peso seco), não foi observada diferença relevante entre as campanhas que indique recuperação ou impacto na comunidade nas estações amostrais (*Material Suplementar A3DPS1, Tabela 1 e Figura 2*). Nos rios Doce e Guandu, é possível observar uma tendência de diminuição no número de espécies e dos índices de diversidade durante as estações chuvosas. Nos lagos, não foi observado claro padrão temporal de variação de riqueza e diversidade relacionado com o período chuvoso ou seco, mas sim relacionados com o ambiente estudado. O Lago Juparanã (E20) tende a ter menores valores de riqueza e diversidade ao longo de todo o

monitoramento. Para as lagoas, nos períodos chuvosos 2019/2020 e 2020/2021, houve aumento na riqueza de espécies registradas, porém com baixo reflexo nas alterações dos índices de diversidade.

A estrutura da comunidade perifítica foi similar àquela observada nas outras campanhas, em todas as estações amostrais (*Material Suplementar A3DPS1, Figura 3*), exceto no Lago Juparanã (E20 – *Material Suplementar A3DPS1, Figura 3C*). Essa diferença parece estar relacionada com o aparecimento de espécies como a diatomácea *Brachysira microcephala* (Grunow) Compère e espécies de *Mougeotia* (Zygnematophyceae). O gênero *Mougeotia* foi apontado no Relatório Anual 2020 (RT-36B; RRDM, 2020) como sendo indicadora de locais com concentrações de Mn total acima do limite permitido pela resolução CONAMA 357/05, e é apontada como acumuladora de metais (John, 2003).

No Relatório Anual 2020 (RT-36B; RRDM, 2020) foram identificadas espécies indicadoras de alta concentração de Fe total e de Mn total, a partir dos dados analisados e utilizando-se o método do IndVal (Indicator Values). A abundância média dessas espécies em cada estação amostral foi avaliada comparando os dados apresentados no Relatório Anual 2020 (RT-36B; RRDM, 2020) com aqueles gerados entre dezembro/2020 e fevereiro/2021. Para o Fe total (*Material Suplementar A3DPS1, Figura 4*), houve redução média das abundâncias de quase todas as espécies, exceto *Eunotia juettnerae*, que esteve presente nas lagoas (E24, E25 e E25a) e foi registrada pela primeira vez no Lago Juparanã (E20). Em relação às espécies indicadoras de Mn total (*Material Suplementar A3DPS1, Figura 5*), observa-se a diminuição da abundância de algumas espécies e a manutenção de abundâncias médias similares para a *Gomphonema* aff. *naviculoides* e *Mougeotia* spp. Esta última, conforme citado anteriormente, é acumuladora de metais, sendo que nas coletas de dezembro/2020 a fevereiro/2021 esteve presente nas estações de todos os ambientes lênticos. De forma geral, os dados indicam que não houve mudança significativa na comunidade perifítica no período analisado para o presente relatório, em comparação àquela apresentada no Relatório Anual 2020 (RT-36B; RRDM, 2020).

O estudo das macrófitas do Baixo Rio Doce, no período chuvoso do Ano 3, inventariou dois novos táxons: *Ludwigia sedioides* e *Poaceae* sp.2. Com esses novos registros, a diversidade γ amostrada ao longo do monitoramento passou a ser 107 spp. (*Material Suplementar A3DMS1*). Houve acréscimo na riqueza de espécies em todas as estações amostrais, com destaque para E22 (*Material Suplementar A3DMS2*), com o aumento de 15 espécies. A Lagoa Monsarás e o Rio Guandu continuaram apresentando os maiores níveis de riqueza, enquanto a menor riqueza foi observada em E0 (Rio Doce em Itapina). Seis espécies consideradas naturalizadas foram encontradas (*Material Suplementar A3DMS1*), mas são as espécies *Eichornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba* as mais preocupantes, por serem de difícil controle, transformando-se em invasoras altamente competitivas.

A abundância espacial de *Eichornia azurea* (E0, E19, E20, E21, E22, E23, E26) foi maior nos lagos e no Rio Doce (*Material Suplementar A3DMS3a*), enquanto a abundância espacial de *E. crassipes* (E0, E19, E20, E21, E22, E23, E26) foi maior no Rio Doce, em relação aos lagos (*Material Suplementar A3DMS3b*). Já a abundância temporal apresenta-se em crescimento nos lagos e, especialmente, no Rio Doce, para as duas espécies (*Material Suplementar A3DMS4*).

Para o zooplâncton, esta síntese integrativa contemplou os dados de metais (fração total e dissolvida) e dados de diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton dulcícola referentes aos estudos realizados na calha fluvial do Rio Doce, lagos e lagoas, em 3 períodos chuvosos: de dezembro de 2018 a fevereiro de 2019 (C1), de dezembro de 2019 a fevereiro de 2020 (C2) e de dezembro de 2020 a fevereiro de 2021 (C3), bem como em 2 períodos secos: de abril a maio de 2019 (S1) e de abril a maio de 2021 (S2). A dinâmica temporal dos metais típicos da assinatura geoquímica do rejeito (Al, Ba, Fe, Mn, Zn) revelou forte influência dos padrões hidrodinâmicos dos períodos analisados, com tendência de aumento nas estações localizadas na foz da calha fluvial. A variação espacial dos contaminantes associados ao rejeito indicou maiores concentrações de metais nos períodos chuvosos C2 e C3. As lagoas e o rio apresentam uma maior contribuição de metais, em comparação com os lagos (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 1 e 2*).

Foram encontradas 125 espécies do zooplâncton em todos os ambientes estudados. Destas, 12 espécies foram exclusivas para o ambiente fluvial, 11 espécies apresentaram ocorrência exclusiva para os lagos e 11 espécies só foram registradas nas lagoas (A3DZS1, Tabela 1). Duas espécies exóticas foram encontradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro 1957, que ocorreu em todos os ambientes estudados; e o rotífero *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), que foi registrado apenas nos lagos (*Material Suplementar A3DZS1, Tabela 1*). A densidade do zooplâncton apresentou valores maiores nos lagos e lagoas, em todas as campanhas. No entanto, não foram observadas tendências temporais (diferenças entre período seco e chuvoso) na densidade zooplancônica (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 3*). O ambiente fluvial apresentou menor riqueza (diversidade alfa) e menor diversidade de Shannon na C3, em relação às lagoas e aos lagos (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 4 e 5*). No entanto, a equitabilidade foi maior no ambiente fluvial (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 6*), indicando maior distribuição proporcional entre as espécies, sem dominância exclusiva de poucas espécies. Não foram observadas tendências temporais (diferenças entre período seco e chuvoso) nas métricas de diversidade taxonômica acima citadas.

A composição do zooplâncton também apresentou diferenças entre os períodos (chuvoso e seco) e os ambientes de estudo, onde foi possível observar, através de plotagens de escalonamento multidimensional, uma nítida separação entre os 3 ambientes estudados (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7*). A análise de redundância revelou que os metais e a turbidez estão mais relacionados com o ambiente fluvial, tanto no período seco como no chuvoso, e que as espécies mais abundantes estão inversamente correlacionadas com os metais e a turbidez (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 8*). Esses resultados indicam que os ambientes lacustres são importantes fontes de espécies e de biomassa zooplancônica para os ambientes fluviais. Além disso, a maior densidade, biomassa, riqueza e diversidade do zooplâncton nos ambientes lacustres pode indicar que esses ecossistemas podem apresentar uma maior resiliência em comparação com os ambientes fluviais em ecossistemas dulcícolas submetidos à poluição por rejeito de minério. Os ambientes lacustres podem ter um papel importante na recuperação das comunidades zooplancônicas dos ambientes fluviais,

contribuindo para o aumento da biomassa do zooplâncton, que constitui um importante recurso alimentar utilizado por níveis tróficos superiores.

Também foi investigado se concentrações altas de metais teriam um efeito negativo nas funções ecossistêmicas desempenhadas pelo zooplâncton nos ambientes estudados. Foi utilizado o número de entidades funcionais (EF) como um indicador de diversidade funcional do zooplâncton. Cada espécie possui uma EF que consiste em uma combinação única de traços funcionais (características morfo-fisiológicas dos organismos). Por exemplo, *Notodiaptomus conifer* (copépode) é uma espécie do mesozooplâncton ($> 200 \mu\text{m}$) de habitat limnético, com um ciclo de vida longo (> 50 dias), com capacidade alta de escape de predadores. A espécie *Lecane lunaris* (rotífero) apresenta uma combinação de traços funcionais diferente da espécie acima citada, pois pertence ao microzooplâncton ($< 200 \mu\text{m}$), possui hábitat litorâneo, tem um ciclo de vida curto (< 30 dias) e não apresenta capacidade de escape de predadores. As espécies mencionadas pertencem a EFs diferentes e, por isso, desempenham funções ecossistêmicas diferentes. O número de EFs do zooplâncton apresentou uma correlação negativa com a concentração de Fe, Al e Mn.

A riqueza funcional (outro índice de diversidade funcional que se refere ao espaço funcional, ou seja, quantidade de nichos ocupados pelas espécies) também apresentou uma correlação negativa com os metais. Esses resultados indicam uma perda de funções ecossistêmicas em todos os ambientes de estudo em momentos em que as comunidades zooplanctônicas estão submetidas a altas concentrações de metais. Um modelo conceitual foi elaborado para sumarizar os principais achados científicos obtidos com os nossos resultados, destacando as implicações dos mesmos para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas dulcícolas estudados (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 9*).

O monitoramento de macroinvertebrados bentônicos do Baixo Rio Doce, de caráter trimestral, foi iniciado em dezembro de 2019 e devido à interrupção das atividades de campo do PMBA/Fest-RRDM decorrente da pandemia da Covid-19, foi retomado em dezembro/2020. Assim, os macroinvertebrados bentônicos foram analisados com base em dados obtidos nos períodos chuvosos de 2019/2020 e de 2020/2021 do PMBA/Fest-RRDM. Foi aplicado o protocolo de avaliação de condições ecológicas e os pontos de coleta foram classificados como impactado, alterado e natural (*Material Suplementar A7DES1, Figura 1*). Foi encontrado um total de 1.050 macroinvertebrados nos trechos de rios e 1.933 nas lagoas. Em geral, predominaram larvas de insetos pertencentes à família Chironomidae e minhocas d'água da classe Oligochaeta, ambos característicos e presentes em altas densidades em locais degradados que apresentam altas concentrações de matéria orgânica. No geral, nos trechos de rios e lagoas, as densidades de organismos não diferiram significativamente entre os períodos amostrados, com exceção dos pontos P04 (calha do Rio Doce em Linhares), P07 (Ribeirão Palmas) e P06 (Lagoa do Óleo), nos quais foi evidente a maior densidade no período chuvoso 2019/2020 (Anova $p < 0,05$, *Material Suplementar A7DES1, Figura 2*). As maiores riquezas de organismos foram encontradas nos trechos lóticos categorizados como alterados (P07 – Ribeirão das Palmas) e natural (P09 – Córrego São Pedro Frio) (*Material Suplementar A7DES1, Figura 1 e 2*).

A comunidade de peixes do Baixo Rio Doce apresenta uma tendência de empobrecimento de sua diversidade, especialmente nos ambientes da calha do Rio Doce. A evolução temporal ao longo das 20 campanhas de monitoramento da ictiofauna dulcícola mostra uma diminuição na riqueza e na abundância das espécies coletadas no período chuvoso 2020/2021 (dezembro/2020 à março/2021), em relação aos demais períodos monitorados: período chuvoso 2018/2019 (outubro/2018 à março/2019), período seco 2019 (abril/2019 à setembro/2019) e período chuvoso 2019/2020 (novembro/2019 à fevereiro/2020) (*Material Suplementar A7DES1, Figura 3 e Figura 4*). A diminuição no número de espécies foi significativa para os ambientes amostrados na calha do Rio Doce (*Material Suplementar A7DES1, Figura 3*), sendo esta diminuição mais pronunciada para as espécies nativas do que para as espécies introduzidas (*Material Suplementar A7DES1, Tabela 1*). Apesar da observação de diminuição na riqueza e abundância de ictiofauna, não se observou diferenças significativas nas médias de biomassa amostradas entre os diferentes períodos sazonais (*Material Suplementar A7DES1, Figura 5*). Para os ambientes lênticos, os indicadores de abundância total e de nativas amostrados no período chuvoso 2020/2021 foram significativamente menores que no período chuvoso 2018/2019 (*Material Suplementar A7DES1, Tabela 1 e Figura 5*). Quando se considera a evolução espacial do monitoramento, observa-se que, apesar da proporção de ictiofauna nativa ser maior que a de introduzidas (com exceção do ponto 1B -Reservatório de Mascarenhas, e ponto 10 - Lagoa das Palmas), a proporção de biomassa de introduzidas é superior à de nativas, em praticamente todos os pontos amostrais (*Material Suplementar A7DES1, Figura 6*). Esse resultado é consistente com as análises de biologia reprodutiva, onde se observou a hegemonia de espécies introduzidas quanto ao recrutamento de indivíduos. Os índices e fatores reprodutivos dos peixes mais abundantes da calha do Rio Doce mostraram variações reprodutivas ao longo das 20 campanhas de monitoramento da ictiofauna dulcícola, com picos reprodutivos maiores nos períodos chuvosos do que no período seco nas diferentes espécies: *Astyanax lacustris*, *Genidens genidens*, *Megaleporinus conirostris*, *Pachyurus adspersus*, *Trachelyopterus striatulus*, *Hoplias malabaricus*, *Cichla kelberi* e *Pygocentrus nattereri* (*Material Suplementar A7DES1, Figura 7*). Entretanto, duas espécies nativas (*Hoplias malabaricus* e *Trachelyopterus striatulus*) e uma espécie introduzida (*Cichla kelberi*) também apresentaram atividades reprodutivas no período seco. Em relação à ecologia trófica das assembleias de peixes, ao longo do PMBA/Fest-RRDM no Baixo Rio Doce, foi possível observar uma mudança das guildas tróficas nos períodos chuvoso 2018/2019 e seco/2019 e para os períodos chuvosos 2019/2020 e 2020/2021. No geral, os detritívoros e insetívoros predominaram nos períodos chuvoso 2018/2019 e seco 2019, enquanto os bentófagos, insetívoros e iliófagos se destacaram nos períodos chuvosos 2019/2020 e 2020/2021 (*Material Suplementar A7DES1, Figura 8a*). Para a evolução espacial, os pontos de amostragem localizados na calha do Rio Doce foram representados principalmente pelas guildas tróficas bentófagos, detritívoros e insetívoros. Por outro lado, nos ambientes lagoas e córregos/ribeirão as guildas tróficas foram mais variadas, com destaque para os detritívoros, carnívoros e bentófagos; insetívoros e onívoros para os ambientes córregos/ribeirão (*Material Suplementar A7DES1, Figura 8b*). Ao considerar as espécies nativas e introduzidas (i.e., não nativas) no Baixo Rio Doce, observa-se que

o número de indivíduos por guilda trófica é maior nas espécies nativas, com exceção dos carnívoros, herbívoros, piscívoros e zooplactívoros (*Material Suplementar A7DES1, Figura 9*).

No que se refere aos estudos genéticos, foi detectada uma diminuição substancial (21%) da diversidade filogenética e funcional das comunidades de peixes nativos na comparação entre o Ano 1 (PD = 22.348) e o Ano 2 (PD = 17.578), porém o mesmo não ocorreu na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 17.947). Quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto, um padrão semelhante, de decréscimo da diversidade filogenética, foi observado na comparação entre o Ano 1 (PD = 32.561) e o Ano 2 (PD = 27.410), no entanto, a diminuição foi de apenas 16%. Na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 26.943), novamente houve uma tendência de estabilidade na diversidade filogenética. A inclusão das espécies introduzidas, como era de se esperar, produziu maior diversidade filogenética em todos os anos estudados. A redução da diversidade filogenética do Ano 1 para o Ano 2 foi consistente entre os diferentes conjuntos de dados, indicando que essa é uma diminuição real. A perda relativa de diversidade filogenética de comunidades de peixes nativos (21%) foi maior na comparação com a comunidade total (nativas + introduzidas; 16%), indicando que as espécies nativas foram as mais impactadas pelo desastre ambiental. Em geral, espécies exóticas são mais resilientes do que espécies nativas, competindo com elas por recursos, podendo ainda atuar como predadoras de algumas dessas espécies. Portanto, o aumento na biomassa das espécies introduzidas pode ser um dos fatores que contribuíram para essa perda de diversidade filogenética das espécies nativas, e isso pode ajudar a acelerar o processo de extinção local de algumas delas.

Na comparação entre as comunidades de peixes do Alto e do Baixo Rio Doce, observou-se que a diversidade filogenética das assembleias de espécies nativas é 30% maior na região do Alto Rio Doce (PD = 31.829), em comparação com a das assembleias de espécies nativas do Baixo Rio Doce (PD = 22.348). A diferença passou a ser de 10% quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto. Apesar disso, a comunidade de peixes do Alto Rio Doce continuou com diversidade filogenética (PD = 36.051) superior às do Baixo Rio Doce (PD = 32.561). Os resultados da comparação entre o Baixo e o Alto Rio Doce ajudam a reforçar a hipótese de que houve uma contribuição desproporcional das espécies introduzidas nas assembleias de peixes, principalmente do Baixo Rio Doce, as quais estariam iniciando um processo de substituição das espécies nativas daquela região.

Os marcadores microssatélites indicaram que todas as sete espécies avaliadas por meio de análises genético-populacionais (*Astyanax lacustris*, *Deuterodon intermedius*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, *Knodus moenkhausii*, *Pachyurus adspersus* e *Poecilia vivipara*) apresentaram níveis de endogamia elevados, uma vez que os índices de endogamia (FIS) tiveram valores entre 0,25 e 0,80, todos significativos nos Anos 1, 2 e 3 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1*). Em contrapartida, os índices de fixação (FST), que indicam estrutura genético-populacionais, foram baixos (<0,10) para todas as espécies, sendo que somente *P. adspersus* e *P. vivipara* apresentaram valores significativos nos Anos 1 e 2, e apenas *P. vivipara* no Ano 3. Esses resultados indicam que essas espécies possuem

populações geneticamente diferenciadas que estão espacialmente segregadas, embora essa segregação seja muito sutil.

Populações endogâmicas são aquelas que apresentam uma maior probabilidade de indivíduos aparentados acasalarem entre si, de modo que a persistência da endogamia nas populações naturais produz efeitos danosos em longo prazo, podendo resultar em uma perda de diversidade genética total e eventualmente conduzi-las ao vortex da extinção, ao menos localmente. Ainda não está claro se essa endogamia é natural ou foi causada pelos recentes impactos sofridos pelas populações dessas espécies. No entanto, a endogamia em condições naturais é esperada apenas como um evento raro e em espécies com comportamentos específicos, então a generalidade dos processos endogâmicos encontrados nos resultados reportados aqui pode ser uma consequência da diminuição drástica no tamanho efetivo populacional dessas espécies. Essa hipótese é corroborada pelos valores estimados pelo índice de Garza-Williamson (G-W), que foram significativos para todas as espécies nos Anos 1, 2 e 3, indicando a ocorrência de eventos de gargalo populacional recente (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1*). O índice G-W baseia-se no princípio de que a magnitude da diminuição no número de alelos de uma população, em uma determinada faixa de tamanho, é proporcional à severidade e à duração da redução do tamanho populacional sofrida. Portanto, nossos resultados indicam que os impactos sofridos por essas espécies, em decorrência do desastre ambiental, provavelmente foram severos, visto que ocorreram há pouco tempo em uma escala demográfica.

De um modo geral, os índices de diversidade nos marcadores microsatélites indicaram uma tendência de baixa diversidade genética para todas as populações locais das espécies analisadas. As duas espécies com maior diversidade gênica média nos microsatélites foram *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius*. Elas apresentaram números de alelos, amplitude no tamanho dos alelos e diversidade gênica acima da média na comparação com as demais espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 2 e Tabela 3*). No que se refere à comparação entre os anos de coleta, foi possível observar uma estabilidade nos índices de diversidade de ambas as espécies nos três anos de amostragem (Ano 1, Ano 2 e Ano3). A pequena diminuição da diversidade genética de *A. lacustris* do Ano 1 para o Ano 2 poderia estar relacionada com o menor sucesso de captura em alguns pontos amostrais no Ano 2, mas aparentemente não representa uma perda real de diversidade genética.

Nas demais espécies, não foram encontradas diferenças nos índices de diversidade genética entre os Anos 1, 2 e 3. Dentre as quais, três espécies (*G. brasiliensis*, *K. moenkhausii* e *P. adspersus*) apresentaram índices de diversidade genética semelhantes entre si (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 4, Tabela 5 e Tabela 6*) e inferiores aos de *A. lacustris*. Por sua vez, *D. intermedius*, *H. malabaricus* e *P. vivipara* foram as espécies que apresentaram os menores índices de diversidade genética (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 7 e Tabela 8*), no entanto, as causas podem ser distintas. Uma possível explicação para a baixa diversidade de *H. malabaricus* é o reduzido tamanho amostral em todos os pontos de coleta, enquanto que para *P. vivipara* isso pode ter sido resultado da utilização de primers heterólogos na amplificação e genotipagem dos fragmentos, visto que essa foi

uma das espécies que foi melhor amostrada. Do ponto de vista da conservação, a baixa diversidade genética é preocupante, pois ela implica em menor resiliência a eventos estocásticos como alterações ambientais drásticas.

Os índices de diversidade genética obtidos a partir dos genes mitocondriais COI e Cytb, em sua maioria, foram concordantes entre si e superiores aos encontrados com os dados de microsatélites para todas as espécies, com exceção de *P. adspersus*. Pequenas diferenças nos padrões também foram observadas, oferecendo informações complementares que nos permitem caracterizar de maneira mais acurada a genética das populações estudadas. Assim como nos resultados de microsatélites, as espécies com os maiores índices de diversidade genética foram *A. lacustris* e *D. intermedius* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 9 e Tabela 10*). Embora tenha sido encontrada uma pequena diferença na diversidade haplotípica na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2 no gene COI de *A. lacustris*, possivelmente ela foi resultado do baixo tamanho amostral obtido no Ano 2.

Em *G. brasiliensis*, foi observada uma heterogeneidade na diversidade genética entre os diferentes pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 11*). Uma vez que não há discrepância nos tamanhos amostrais entre eles, a heterogeneidade observada não pode ser atribuída a esse fator. Uma possível explicação seria a amostragem de múltiplas linhagens em um mesmo ponto de coleta, o que já foi detectado previamente utilizando-se a técnica do DNA barcode e métodos de delimitação de espécie baseados em um único locus. Caso essa hipótese seja confirmada, é importante destacar que as populações de *G. brasiliensis* coletadas nos pontos P2, P6 e P7 apresentaram índices de diversidade genética muito baixos, e devem ser priorizadas do ponto de vista da conservação.

Em *Knodus moenkhausii*, foi observado um surpreendente aumento da diversidade genética em ambos os marcadores mitocondriais (COI e Cytb) na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2, com destaque para o gene Cytb no Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 12*). Por sua vez, *P. adspersus* foi a espécie que apresentou os menores índices de diversidade genética no gene COI, sobretudo no Ano 2, embora tenha sido a espécie com maior tamanho amostral em todos os pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 13*). Os índices de diversidade baseados no gene Cytb foram semelhantes entre o Ano 1 e o Ano 2, e com valores maiores que os observados com o gene COI, sendo provavelmente uma característica intrínseca da espécie em relação a esses genes. Por sua vez, *Hoplias malabaricus* foi a espécie com a maior deficiência no tamanho amostral (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 14*), e, portanto, não foi possível fazer inferências confiáveis sobre a diversidade genética dessa espécie. Por fim, *P. vivipara* apresentou diversidade genética relativamente maior no gene Cytb em comparação com o gene COI, porém em ambos foram observados níveis semelhantes de diversidade genética na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 14*).

Com relação ao monitoramento do ictioplâncton no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, este foi iniciado no período chuvoso de 2020/2021 e permitirá uma avaliação das alterações produzidas pelo rompimento da barragem de Fundão nos peixes em suas fases iniciais de vida. Os resultados obtidos até o

momento, mostram que, espacialmente, as maiores densidades de ovos e larvas de peixes foram registradas no Rio Doce, contrapondo com os seus principais afluentes, que revelaram pouca expressividade como locais de desova das espécies da região (*Material Suplementar A7DES1, Figura 10*). A estação de amostragem P2 no Rio Doce (Colatina-ES) pode ser considerada, preliminarmente, como sendo o principal local de desova dos peixes no Baixo Rio Doce, cujas densidades de ovos e larvas de peixes foram superiores a todas as estações de amostragem (*Material Suplementar A7DES1, Figura 10 e Figura 11*). Na Foz do Rio Doce (estação P4), as densidades de larvas também foram maiores, superando a média de 3 larvas para cada 10m³ de água (*Material Suplementar A7DES1, Figura 11*). O Rio Santa Maria foi o único afluente com registro de uma maior atividade reprodutiva, entretanto a sua composição de larvas em deriva é constituída predominantemente por indivíduos da espécie *Pygocentrus nattereri*. Aliás, as espécies introduzidas de bagre (*Pimelodus maculatus*) e piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) representaram, até o momento, 53% da densidade total de larvas registradas. No período analisado, um total de 15 táxons foram identificados até o menor nível taxonômico possível, dos quais 6 estão em nível de espécie. Quanto à viabilidade do ictioplâncton, foram registradas anomalias morfológicas na maioria das larvas capturadas na calha do Rio Doce. Entre os aspectos verificados estão: (i) sedimento avermelhado aderido ao corpo, cabeça, boca e abdômen; (ii) sedimento avermelhado em cavidades internas como boca e trato digestório; e (iii) trato digestório danificado (*Material Suplementar A7DES1, Figura 12*). Por sua vez, nenhuma anomalia foi verificada nas larvas amostradas nos afluentes (pontos controle). Tal padrão indica uma relação direta da área afetada pelo rompimento da barragem (percurso por onde passou a pluma de rejeitos) e as alterações na integridade morfológica dos peixes nas fases iniciais de vida.

2.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE DULCÍCOLA

Os dados abióticos registrados no ambiente Dulcícola indicam condições semelhantes à média histórica, assim como os valores de sedimentação e de precipitação. Por sua vez, os índices de tratamento de esgoto mostraram melhorias em relação ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Os estudos mineralógicos mostraram heterogeneidade na composição dos minerais nos diferentes ambientes, especialmente em algumas lagoas. As terras raras permitiram comprovar uma assinatura do rejeito, a qual não ocorre no Rio Guandu. A análise química indicou um aumento progressivo de Al, Ba, Pb e V nos rios e nas lagoas, em relação aos dois primeiros anos do PMBA/Fest-RRDM, enquanto o Fe mostrou uma tendência à estabilização e redução nesse mesmo período. Os compostos orgânicos mostraram uma redução, a qual foi interpretada como reflexo da diminuição das atividades econômicas na bacia.

As análises químicas realizadas pela ecotoxicologia indicaram a foz do Rio Doce e as lagoas Areal e Monsarás como os locais com maior acumulação de metais e As dissolvidos na água. Por outro lado, a concentração de metais no sedimento foi máxima na calha do Rio Doce em Linhares, no Lago do

Limão e nas Lagoas do Areal e Palmas. Em relação ao zooplâncton, os teores de Fe e de outros elementos, tais como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb, foram observados em níveis bastante elevados, quando comparados aos valores obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em novembro/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos. Em camarões, foi observada a mesma tendência de aumento de valores médios de Cd, Cr e Mn no músculo, em comparações com concentrações médias desses metais no músculo de camarões coletados na foz do Rio Doce antes da chegada dos rejeitos de mineração. As concentrações de Cu e Fe também apresentaram valores mais elevados, em diferentes ambientes. No grupo dos peixes, observou-se um aumento de bioacumulação, dependendo do grupo trófico das espécies. De forma específica, os valores médios foram maiores, no período deste relatório, para Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb. Portanto, estes resultados indicam a persistência e o aumento de metais oriundos do rejeito. O IBR (índice de resposta biológica) demonstrou, ao longo dos 3 anos de monitoramento, uma condição estável de impacto nos biomarcadores nos camarões. Por sua vez, nos peixes foi observado um aumento gradual do IBR ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM. Os ensaios de toxicidade demonstraram um efeito, a longo prazo, do sedimento da calha do Rio Doce. O Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE) proposto, é um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) da escala biológica estes impactos estão presentes. O IIE mostra que o setor Rio, que representa a calha principal do Rio Doce, incluindo seu estuário, e o setor Afluente, representado pelo Rio Guandu, tem um comportamento temporal similar, com o maior valor de IIE observado no período seco de 2019 (setembro/outubro), seguido de uma leve recuperação nas amostragens subsequentes, que compreenderam os períodos chuvosos de 2020 e de 2021. Estes ambientes passaram de “*impactado*” no período seco de 2019 para a categoria de “*moderadamente impactado*” nas campanhas seguintes. Em contraste, os setores Lagos e Lagoas também apresentaram o mesmo perfil temporal de impacto ecotoxicológico mas, diferentemente dos setores fluviais, houve uma intensificação do impacto a partir do período seco de 2019, quando passaram a ser categorizados como “*impactados*”, permanecendo dessa forma durante as amostragens realizadas nos períodos chuvosos de 2020 e 2021. Nos pontos localizados em Baixo Guandu (RDO-11) e Colatina (RDO-13), a toxicidade tanto da água quanto do sedimento aumentou no período chuvoso de 2021 (janeiro/fevereiro 2021) em comparação com o Ano 2 (setembro/outubro 2019 e janeiro/fevereiro 2020). Porém, no estuário do Rio Doce, a toxicidade que vinha se mantendo “*leve*” para a água e “*moderada*” para o sedimento, apresentou uma redução em ambas as matrizes no período chuvoso de 2021, sendo classificadas como “*não-tóxicas*”. Durante todo o monitoramento, a maior toxicidade esteve associada ao sedimento em comparação com a água, sugerindo um efeito crônico dos metais associados a esse compartimento.

Enquanto as variações apontadas pelos Índices (IIE e índice de Toxicidade) ressaltam a importância da realização de um monitoramento de longo prazo para uma compreensão dos impactos ecotoxicológicos das variáveis sazonais (e.g. pluviosidade, vazão, fluxos de sedimentos e

ressuspensão) sobre a biota aquática dulcícola, a degradação ambiental é evidente na macrobiota. Os estudos de macrófitas indicam a crescente abundância das espécies oportunistas de macrófitas aquáticas, *Eichornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba*, que pode estar relacionada ao processo de eutrofização da água, que reduz o oxigênio dissolvido e diminui o pH da água, de forma coincidente com o perfil das comunidades de macroinvertebrados, que são características de ambientes com altas concentrações de matéria orgânica. Sete das espécies nativas de peixes, com nichos ecológicos diferentes, demonstram gargalo genético das suas populações, enquanto que mais da metade das larvas de ictioplâncton coletadas correspondem a duas espécies introduzidas. Em geral, as comunidades de peixes sofrem uma redução geral na riqueza e abundância, sendo esta tendência mais evidente nas espécies nativas, com alterações nas guildas tróficas ao longo dos anos, caracterizando em geral, uma comunidade aquática em fase de transição, com perda de riqueza filogenética e funcional. Os resultados do PMBA/Fest-RRDM indicam que, após o impacto agudo da passagem do rejeito de minério, há efeitos crônicos dos elementos Al, Fe, Va, Pb, Cr, Ba, Mn e Zn nas comunidades biológicas, em todos os pontos amostrais do Rio Doce, sobretudo nas estações próximas à foz deste rio, que podem ser consideradas como áreas deposicionais integrativas da presença do rejeito e da condição ambiental do Rio Doce.

Assim, considerando a proposta da IUCN, o risco de perda da biodiversidade aquática nativa do Baixo Rio Doce está hoje representado pela ameaça de dois processos ecossistêmicos: (1) a degradação do ambiente abiótico, refletida na redução da sua capacidade de carga, e (2) condições bióticas alteradas, na medida em que as espécies introduzidas ou invasoras, aumentam sua presença no ecossistema.

3 SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE COSTEIRO

No ambiente Costeiro, o PMBA/Fest-RRDM aborda diferentes aspectos geológicos, físicos, químicos, ecotoxicológicos e ecológicos relacionados aos ecossistemas praias, restingas e manguezais. A área em estudo compreende a linha de costa situada desde os municípios de Serra (ES) até Caravelas (BA), compreendendo, portanto, diferentes setores costeiros geomorfológicos. Para a porção do Espírito Santo, são contemplados três setores ao longo da área de estudo, em função da distribuição das unidades geológicas, como os tabuleiros da Formação Barreiras e as planícies costeiras quaternárias.

Estão compreendidos no monitoramento do ambiente Costeiro os seguintes Anexos e respectivos Subprojetos:

- Anexo 4 Praias – Subprojetos: Morfodinâmica, Geoquímica e Bentos
- Anexo 5 Manguezal – Subprojetos: Dinâmica, Anatomia, Atividade antirradicalar, Cultivo, Estrutura, Fauna, Ecofisiologia, Geoquímica, Pigmentos e Sedimentologia
- Anexo 5 Restinga – Subprojetos: Fitossociologia, Florística, Microbiota do solo, Viabilidade do pólen, Fotossíntese e Perfil

Ambientes costeiros como praias, restingas, manguezais, deltas e estuários são caracterizados pela transição continente-oceano e refletem variações ocorrentes nos ambientes dulcícola e marinho, pois recebem tanto a carga fluvial transportada através da bacia hidrográfica como o material retrabalhado constantemente na plataforma continental, tanto por carga de fundo quanto em suspensão. Além disso, as características abióticas de cada ecossistema abordado são de extrema importância para a compreensão dos processos atuantes em cada local. As praias, restingas e manguezais compreendidos nos estudos do PMBA/Fest-RRDM estão localizados em um segmento da linha de costa brasileira que abrange distintos setores geomorfológicos, como o dos tabuleiros da Formação Barreira formando falésias, em geral associados a terraços de abrasão, resultado do recuo erosivo das referidas falésias, bem como as planícies costeiras quaternárias, como é o caso da planície deltaica do Rio Doce (Figura 2). Em todos os ambientes costeiros foram avaliados aspectos geomorfológicos, sedimentológicos, químicos, biológicos, ecotoxicológicos e ecológicos, com a finalidade de identificar possíveis impactos ambientais relacionados ao rejeito de mineração.

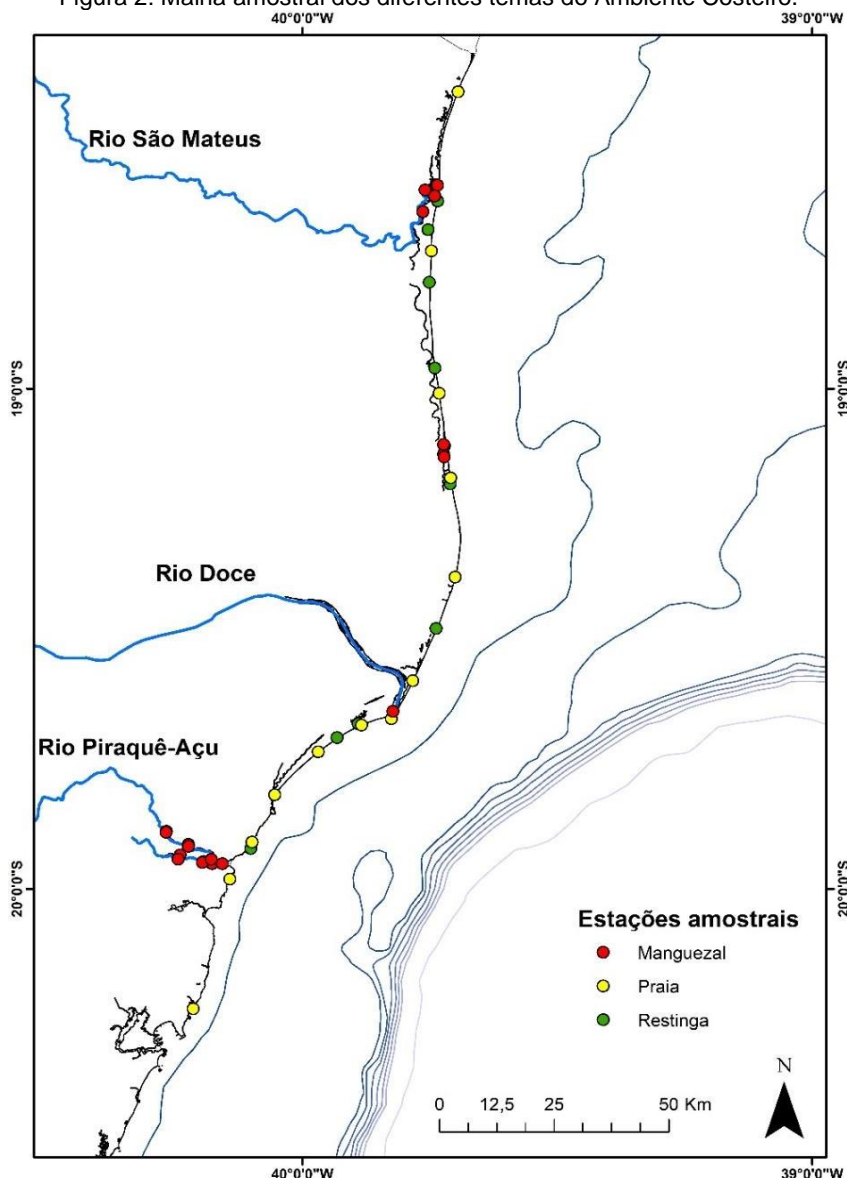
Foi observado que, na plataforma continental e nas praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce, ocorreu o enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos proveniente do aporte do rejeito de mineração (APLYSIA, 2016; Costa et al., 2017), tornando-se necessário o monitoramento de possíveis efeitos do aporte de rejeitos sobre a fauna bentônica e o ambiente praias, além dos ecossistemas manguezal e restinga associados.

As praias avaliadas no presente monitoramento compreendem os terraços de abrasão e planície costeira do Rio Doce, setores potencialmente atingidos pela lama do rejeito, nos quais foram avaliados aspectos morfodinâmicos, geoquímicos e biológicos. A partir da integração entre a morfodinâmica da

praia, caracterizada principalmente pela granulometria, variabilidade topográfica e declividade da face praial, foi adotada uma compartimentação das praias em 3 setores (Compartimentos A, B e C), que refletiram de forma diferenciada na distribuição dos elementos químicos e na diversidade ecológica da comunidade bentônica (a listagem completa da fauna bentônica está apresentada no *Material Suplementar A4PBS2*). Estes compartimentos então, pelas características morfodinâmicas e influência distinta em relação ao potencial de contaminação pelos rejeitos de mineração, foram assim individualizados:

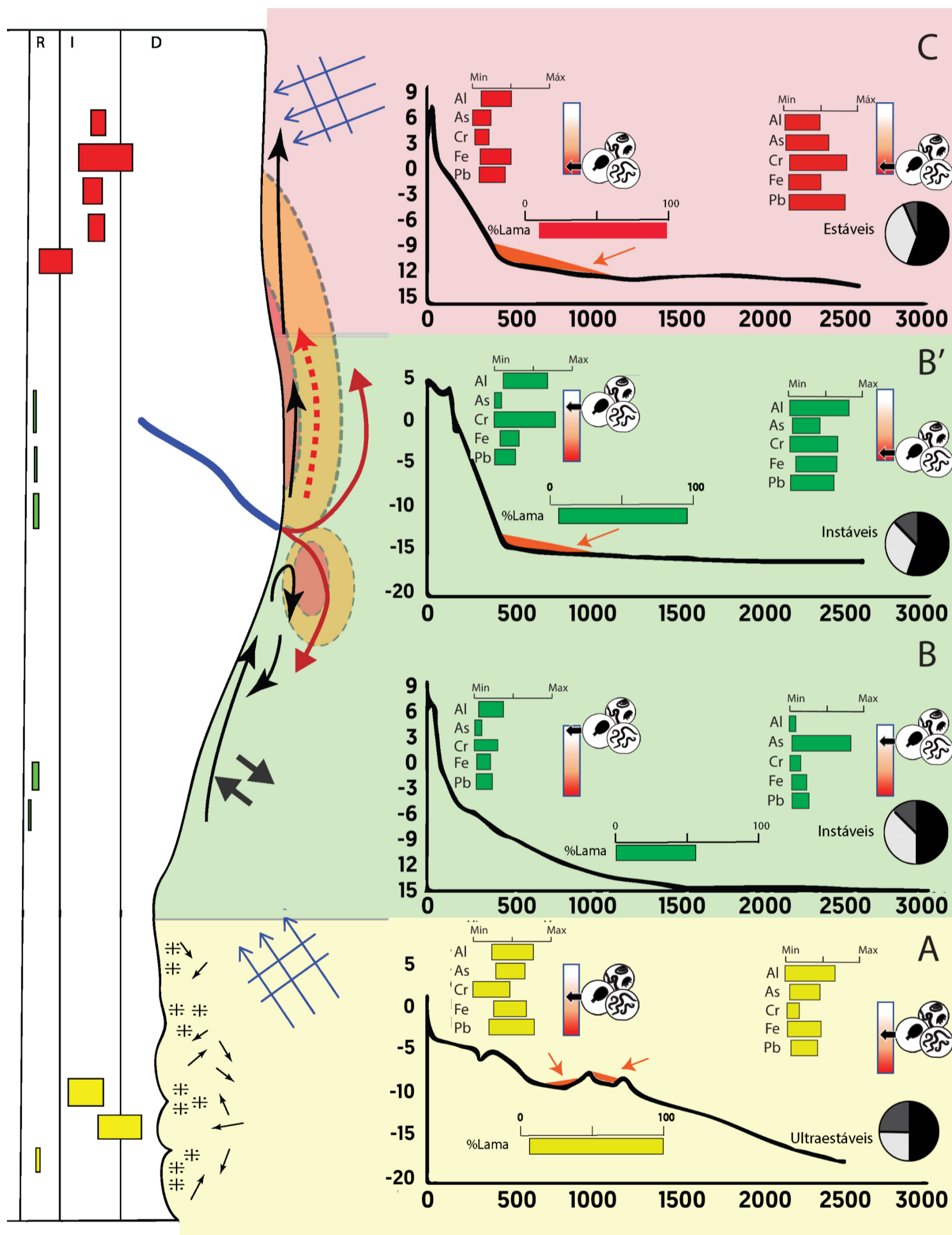
- Compartimento A: compreende as praias Mole, Formosa e Putiri, caracterizado pelo litoral de terraços de abrasão da Formação Barreiras;
- Compartimento B: compreende as praias da planície sul do rio Doce e as mais próximas a desembocadura ao norte, e é representado pelas praias Barra do Riacho, Terra Indígena, Rebio Comboios, Regência e Povoação. Ao longo do monitoramento, ficou melhor definida a atuação da carga e descarga do rio Doce nas estações representadas pelas praias Rebio Comboios, Regência e Povoação, o que levou a sugerir o subcompartimento B’;
- Compartimento C: compreende as praias de Degredo, Pontal do Ipiranga, Barra Nova, Guriri e Itaúnas.

Figura 2: Malha amostral dos diferentes temas do Ambiente Costeiro.



A Figura 3 apresenta a síntese gráfica dos processos morfodinâmicos, distribuição de sedimentos, dos elementos químicos e das alterações da comunidade bentônica nas praias. De maneira geral, nos ambientes praias, os sedimentos finos (lama) do aporte fluvial do Rio Doce, assim como o material proveniente do rompimento da barragem de rejeito de mineração, são depositados predominantemente na antepraia, ou seja, a extensão submarina do prisma praial até a profundidade de mobilização mais efetiva dos sedimentos por ação das ondas (*Material Suplementar A4PMS1, Figuras 14 e 15*). Como consequência desse comportamento, o sedimento da antepraia apresentou as maiores concentrações dos elementos químicos associados aos rejeitos de mineração, destacando-se Al, Fe e Cr.

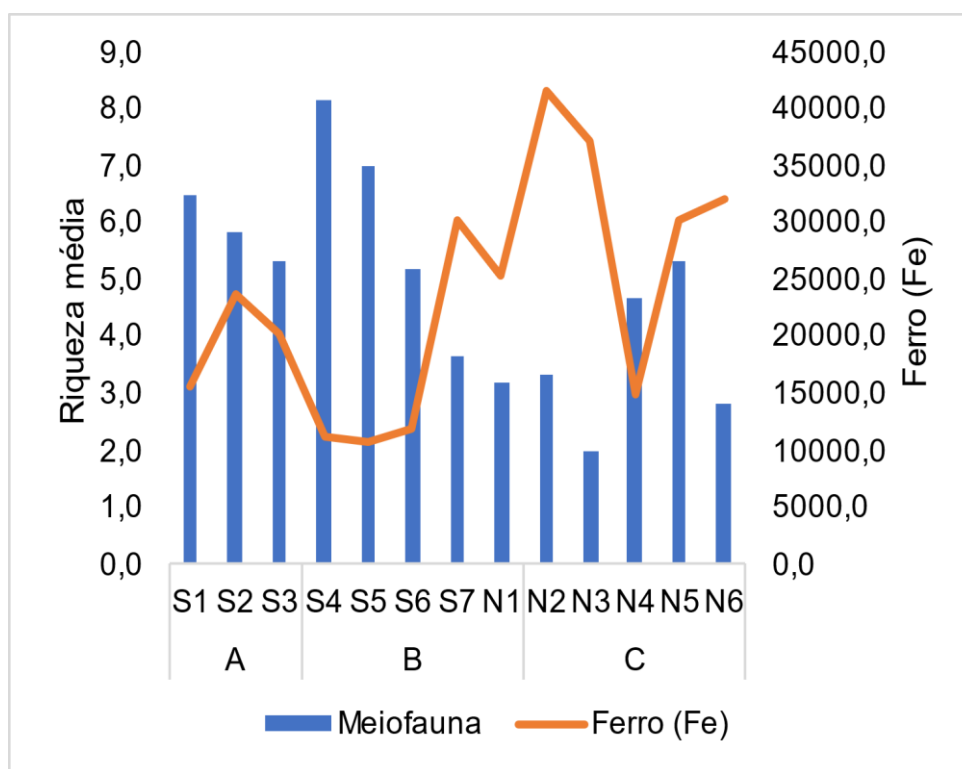
Figura 3: Integração dos parâmetros, sedimentológicos, morfodinâmicos, meteoceanográficos, geoquímicos e bentônicos da praia emersa e antepraia nos três compartimentos (A, B-B' e C) monitorados na costa do Espírito Santo. Os retângulos coloridos à esquerda indicam o estado morfodinâmico das praias monitoradas (R – refletivo, I – intermediário, D – dissipativo). Setas azuis indicam os a direção dos principais sistemas de ondas e ventos atuantes na área monitorada. Setas pretas representam a direção predominante do transporte longitudinal de sedimentos. Setas laranjas representam a direção de transporte da pluma do Rio Doce. As áreas com limites pontilhados representam regiões preferenciais de acúmulo de lama. A seta laranja pontilhada representa o transporte preferencial de lama pelo fundo. À direita, estão mostrados os perfis topobatimétricos representativos de cada compartimento, com indicadores dos valores mínimos e máximos de alguns elementos químicos e estado da fauna bentônica (esquerda: praia emersa; direita: antepraia). O estado da fauna bentônica é representado pelo gradiente de vermelho (pior situação) para branco (melhor situação). As áreas em laranja indicadas pelas setas no perfil topobatimétricos representam as áreas preferenciais de deposição de lama na antepraia. Por fim, são apresentados os teores de lama (mínimos e máximos) para antepraia de cada compartimento e os teores de minerais pesados (gráfico de pizza: preto - minerais estáveis, cinza claro - instáveis e cinza escuro – minerais ultraestáveis).



*Fauna bentônica – barra de escala variando do branco (nenhuma alteração) ao vermelho (máximo de alterações observadas). As alterações compreendem resultados da diversidade ecológica (densidade, riqueza e diversidade) da macrofauna, meiofauna, nematofauna e grupos chave analisados que foram diferentes do previsto pela literatura e as relações dos parâmetros ecológicos da fauna com a lama e elementos químicos analisados.

Considerando a localização da desembocadura do Rio Doce e o predomínio das correntes de deriva litorânea (Oliveira et al., 2015) (Figura 3), denota-se que o potencial de transporte e deposição do material lamoso segue no sentido norte, a partir da desembocadura do rio. Assim, as isóbatas de 5 e 10 m do Compartimento C e do subcompartimento B' (Rebio Comboios, Regência e Povoação) apresentam depósitos de sedimentos finos com as maiores concentrações de elementos químicos, destacando o Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni e Pb, sendo alguns destes com fonte relacionada ao rejeito de mineração proveniente do rompimento da barragem de Fundão (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 15 e Material Suplementar A4PGS1, Figuras 1 e 2*). Nesses locais, diversos parâmetros da fauna bentônica foram afetados pela presença destes elementos químicos, como mostra a Figura 4, onde a riqueza da meiofauna foi reduzida com o aumento de Fe no sedimento (*Material Suplementar A4PBS1*).

Figura 4: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza média da meiofauna bentônica na antepraia durante o período de monitoramento.



Consequentemente, as praias do Compartimento C, representadas pelas localidades de Degredo (N2), Pontal do Ipiranga (N3), Barra Nova (N4), Guriri (N5) e Itaúnas (N6) são as áreas mais afetadas pelo aporte do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. A presença de lama e areia fina na antepraia, em combinação com perfis praias de menor inclinação, favorece a permanência e distribuição transversal dos elementos químicos, desde a antepraia até as praias, restingas e ao longo dos manguezais (*Material Suplementar A4PMS1, Figuras 11, 12 e 16 e Material Suplementar A4PGS1, Figura 3*). A presença da lama, mesmo em baixa quantidade, afetou negativamente todos os componentes da fauna bentônica, incluindo os grupos-chaves Oligochaeta e *Excirolana braziliensis*. Os elementos químicos depositados no sedimento causaram a redução dos valores de densidade e

riqueza da macrofauna bentônica, que deveriam ser altos nesse tipo de praia, como previsto na literatura. Por sua vez, os valores dos parâmetros da nematofauna foram maiores, mostrando afinidade por elementos como As, Al, Mn e Ni (*Material Suplementar A4PBS1*).

Junto à desembocadura (B'), os processos deltaicos interagem com a costa permitindo uma segunda área da deposição de sedimentos finos e, conseqüentemente, de elementos químicos associados. Morfodinamicamente, a carga e descarga do Rio Doce influenciam na mobilidade e desenvolvimento de processos erosivos e deposicionais dos perfis de praia, bem como o alcance sazonal dos elementos químicos na porção alta da praia e restingas associadas. Contudo, as praias desse compartimento, ainda representado pelas estações de Barra do Riacho (S4) e Terra Indígena (S5) ao sul (totalizando o Compartimento B) apresentam areias grossas, grande capacidade de percolação e exfiltração na face da praia, características responsáveis pela tipologia refletiva (Figura 3), onde transportes transversais de sedimentos são mais limitados à proximidade da linha de costa. Desta forma, mesmo com a proximidade da deposição da lama na antepraia adjacente, observa-se baixos teores de elementos químicos na praia emersa (*Material Suplementar A4PGS1, Figura 3*), onde a comunidade bentônica apresentou menores evidências de impactos quanto aos contaminantes. Como a comunidade é adaptada aos estresses naturais atuantes, a ausência de contaminantes favorece o recrutamento e permanência dos organismos da macrofauna bentônica.

No litoral sul (Compartimento A), há a probabilidade de o material resultante do rompimento da barragem de Fundão alcançar as praias por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste (Figura 3, vide seta de pluma sentido sul por ocasião de ventos de NE). Contudo, fontes locais, associadas aos terraços de abrasão da Formação Barreiras e aporte fluvial do Rio Piraquê-Açu, se revelam também como fontes potenciais para os elementos químicos verificados. As altas densidade e riqueza da macrofauna registradas nesse compartimento são, possivelmente, conseqüências das características morfológicas dos recifes, que são ambientes mais complexos e, por isso, favorecem a presença de uma comunidade mais rica. Além disso, a macrofauna apresentou relações positivas com os teores de carbonato de cálcio registrados nessas praias, enquanto o aumento da diversidade da macrofauna está relacionado aos grãos mais finos. Com relação aos elementos químicos, com a inclusão dos dados da campanha de janeiro/2021, os parâmetros ecológicos dos componentes da fauna bentônica mostraram relações com as concentrações de Al, As, Ba e Ni, que são altas nesse compartimento, mas que possivelmente são provenientes de fontes locais (*Material Suplementar A4PBS1*).

A última campanha do período chuvoso foi realizada após um período de vazão moderada a alta nos meses precedentes, aliada a ondas moderadas a baixas, com características construtivas (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 1*). Os processos morfodinâmicos locais foram mantidos. Por ocasião da maior vazão fluvial (novembro e dezembro de 2020), provavelmente ocorreu a sobre-elevação do nível relativo do mar, principalmente nas proximidades da desembocadura do Rio Doce (no compartimento B') e no compartimento norte C, localizado no sentido de recebimento da deriva litorânea do aporte do Rio Doce, e ainda com contribuição da carga das bacias hidrográficas dos Rios São Mateus e Itaúnas.

Com o aumento do nível oceânico, houve inundação e consequente recuo e aumento da altura da berma nos perfis destes compartimentos (*Material Suplementar A4PMS1, Figuras 9 e 11*). As condições de ondas que se seguiram e o aporte de carga fluvial na antepraia foram responsáveis pela recuperação da maioria dos perfis ao norte, mas ainda existe a manutenção de evidências erosivas (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 11*). O perfil ao sul (S7 Regência), devido à deriva preferencial para norte, encontra-se ainda recuado na campanha chuvosa de janeiro/2021 (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 9*). Este comportamento, associado à carga e à descarga do rio Doce dos perfis S6, S7 e N1 (compartimento B'), causa a maior variação morfológica associada à alta declividade da antepraia, comportamento consolidado durante o monitoramento, permitindo sua subcompartimentação (*Material Suplementar A4PMS1, Figuras 2 e 9*).

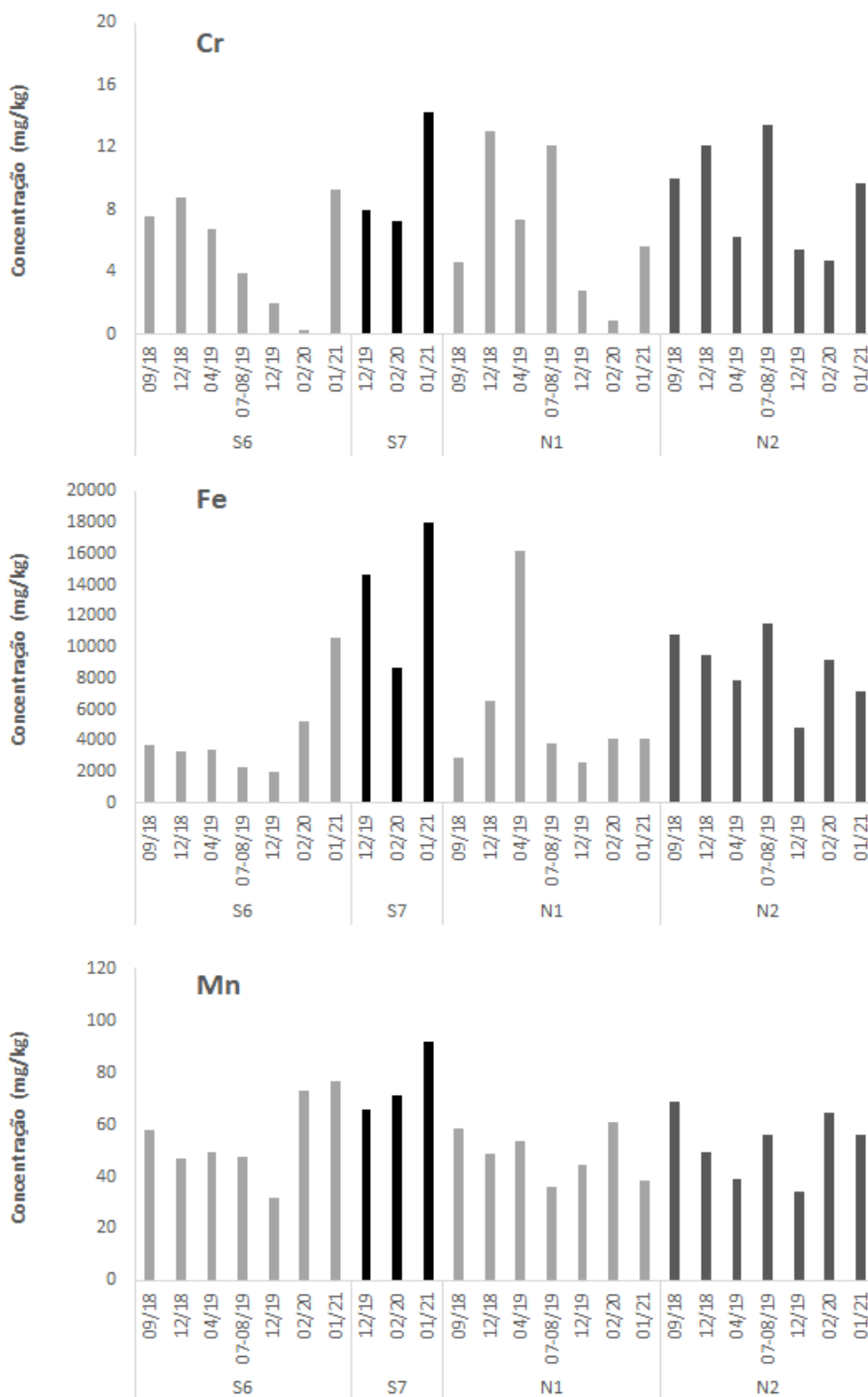
A sedimentologia das praias respaldou o processo morfológico dos Compartimentos B, B' e C, onde os teores de lama na antepraia se mantiveram semelhantes aos demais períodos chuvosos, mais altos que o período seco, indicando a ciclicidade do aporte fluvial (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 14*). Por sua vez, os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e também da fração carbonática para as praias do compartimento C (houve aumento dos teores de CaCO_3 no compartimento C) (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 13*). Além disso, os minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, área de deposição da carga recente do Rio Doce, enquanto nos perfis de maior mobilidade B' predominam os minerais estáveis (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 13*).

No Compartimento A, se confirma como resultado a deposição de sedimentos essencialmente marinhos (abundância de CaCO_3), como processos morfológicos particulares associados à presença dos terraços de abrasão (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 13*). Com condições de ondas construtivas do período e o predomínio de transporte para norte, o compartimento ao extremo sul da área monitorada, provavelmente, não recebeu a pluma do Rio Doce e nem o transporte por correntes, limitada ainda pela presença dos terraços de abrasão na antepraia. Os altos teores de lama presentes são associados à rugosidade do substrato, que cria bolsões de lama (Figura 5) e não apresenta incremento direto com a alta vazão do Rio Doce (*Material Suplementar A4PMS1, Figura 14*).

Quanto à distribuição dos elementos químicos ao longo das praias, foi possível identificar uma grande variabilidade ao longo do monitoramento, não sendo possível detectar, ainda, uma diminuição na concentração dos mesmos. Resultados semelhantes estão sendo obtidos pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de água e de sedimentos (PMQQS) (*Material Suplementar A4PGS1, Figura 4*). A compartimentalização da costa em A, B e C foi mantida em relação aos elementos químicos. Na parte emersa do perfil praiar, o compartimento A se destaca por apresentar as maiores concentrações dos elementos químicos, principalmente As, Ba, Mn, Ni e V. Com relação aos compartimentos B e C, os elementos que merecem destaque na parte emersa são Al, Co, Cr, Fe e Pb (*Material Suplementar A4PGS1, Figuras 1 e 3*). Na última campanha de amostragem 01/21 observou-se um pequeno aumento nas concentrações de Fe, Cr e Mn no sedimento da praia emersa,

em relação aos dados obtidos na campanha 12/19 no compartimento B1, representado pelas estações próximas a desembocadura do Rio Doce (S6, S7, N1 e N2) (Figura 5).

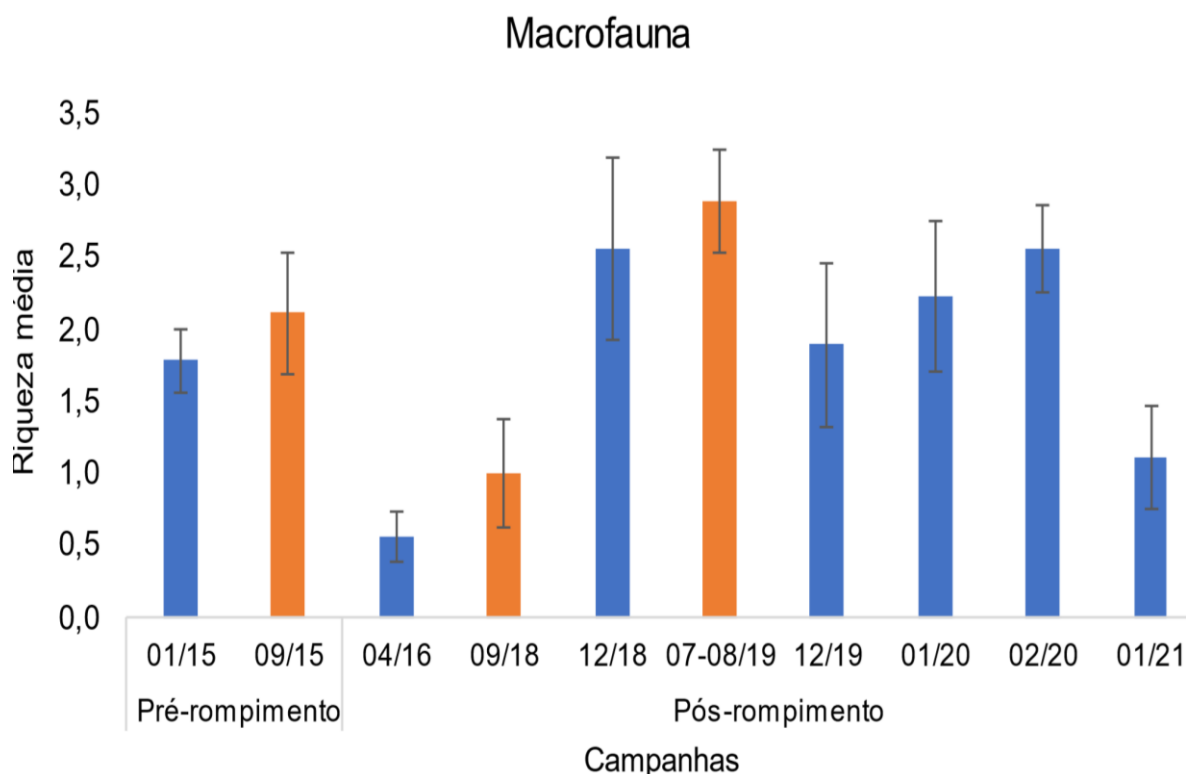
Figura 5: Concentração média (mg/kg) de Cr, Fe e Mn em sedimentos da berma, face superior, face inferior e antepaia rasa nas estações Rebio Comboios (S6), Regência (S7), Povoação (N1) e Degredo (N2) ao longo do PMBA.



Quanto às isóbatas de 5 e 10 m, de maneira geral, há uma tendência de diminuição nas concentrações dos elementos químicos para algumas praias, ao longo do monitoramento. Contudo, na isóbata de 10 m, nas praias do compartimento B' e C, foram observados os maiores teores de elementos químicos, principalmente aqueles associados ao rejeito de mineração (Al, As, Fe e Cr), (*Material Suplementar A4PGS1, Figuras 2 e 5*), juntamente com os maiores teores de lama nos sedimentos. Isso causou a redução da densidade e riqueza da meiofauna bentônica, principalmente de Nematoda, na isóbata de 10 m, com menores valores no compartimento C. Os parâmetros de meiofauna e nematofauna apresentaram relações inversas com o aumento de As, Al, Fe e Pb (*Material Suplementar A4PBS1*).

Os valores dos parâmetros da fauna bentônica das praias continuam instáveis. A densidade e riqueza da macrofauna tiveram os valores mais baixos registrados na campanha de 01/21 ou semelhantes aos registrados no Ano 1. Já a riqueza e diversidade da nematofauna aumentou (*Material Suplementar A4PBS1*). Em Degredo (N2), as alterações na diversidade ecológica da fauna bentônica, após o rompimento da barragem de Fundão, continuam demonstrando o impacto do rejeito na praia. Na campanha 01/21, para a maioria dos parâmetros da fauna bentônica analisada, incluindo as densidades dos grupos-chaves, é possível observar alterações que chegam a valores semelhantes ao período pós-rompimento, demonstrando uma instabilidade no ambiente (Figura 6) (*Material Suplementar A4PBS1*).

Figura 6: Riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados amostrados antes do PMBA (Mauri, 2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. Campanha 01/20 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial 02/20 realizada após cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em vermelho, período seco.

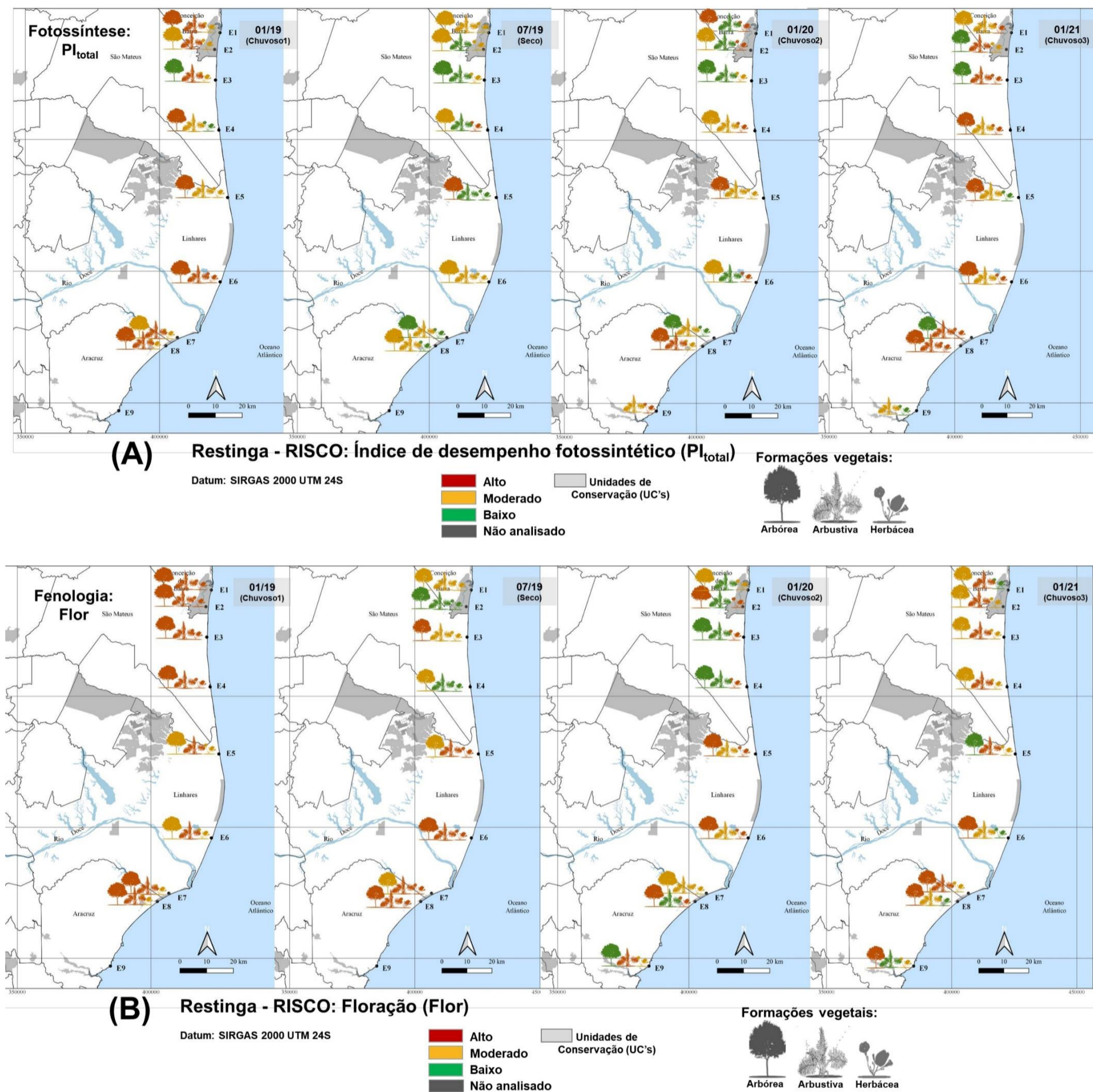


De maneira geral, no ambiente praial, os maiores impactos decorrentes do material proveniente do Rio Doce sobre a comunidade bentônica estiveram associados aos Compartimentos B' e C, que recebem e depositam os maiores teores de lama e contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa. Alterações nos padrões de ondas e das descargas fluviais refletem nas oscilações temporais das concentrações dos elementos químicos e na instabilidade dos padrões ecológicos da comunidade bentônica. O período chuvoso certamente incrementa os aportes terrígenos e mantém o padrão cíclico dos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e bentônicos, quando se salienta que as alterações observadas na fauna bentônica nessa última campanha (janeiro/2021) também foram percebidas pelos invertebrados de praia (anfípodes e isópodes) amostrados pelo Anexo 1 Ecotoxicologia, que apresentaram os mais altos valores de IBR biomarcador nos compartimentos A e, principalmente, C.

No que se refere ao monitoramento da restinga, durante o Ano 3 (Período chuvoso 01/21 - dezembro/2020 a março/2021), houve a inclusão de 159 novos espécimes no inventário florístico, representando um acréscimo de 8,5% em relação à amostragem total. Portanto, o PMBA conta, atualmente, com 2.035 espécimes de angiospermas coletadas nas nove estações amostrais (*Material Suplementar A5RS1, Figura 1 e Quadro 1*), reunindo 334 espécies, dispostas em 82 famílias (*Material Suplementar A5RS1, Quadro 2*).

A distribuição de elementos químicos acima dos valores pré-rompimento (EIA-Nutripetro realizado em 2013 - PSG, 2013) acompanhou a gradação transversal entre mar-continente, indicando a contribuição da proximidade à costa para maior contaminação da vegetação de restinga: Formação Herbácea > Arbustiva > Arbórea (*Material Suplementar A5RS1, Figura 2 e 3*). As restingas mais próximas à desembocadura do Rio Doce (Compartimento B), entre Cacimbas (E6) e Rebio Comboios (E7 e E8), apresentaram maiores alterações de indicadores de estresses relacionados à contaminação pelo rejeito de mineração. Dentre os elementos acima dos limites pré-rompimento, destacam-se As, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, Zn, Cr e Ni, dos quais Mn, Zn, As e Pb apresentaram maiores evidências de impacto biológico, como verificado ao longo dos três anos de biomonitoramento dos indicadores de produtividade primária e fenologia (Figura 7).

Figura 7: (A) Índice de desempenho fotossintético (PI_{total}) e (B) Fenologia - Floração das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da restinga. Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde), determinados considerando-se a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas nos períodos: 01/19 (Chuvoso 1), 07/19 (Seco 1), 01/20 (Chuvoso 2) e 01/21 (Chuvoso 3).



Devido à variação inerente da fenologia das espécies da restinga entre períodos chuvosos e secos, a Situação de Risco para os indicadores de Floração foi calculada considerando-se os períodos chuvosos em separado do período seco, a fim de melhor representar suas tendências intrínsecas.

Esses resultados representam não somente uma tendência para a contaminação do ambiente restinga e sua vegetação, mas também se refletiram nos demais indicadores biológicos (atividade fotossintética, metabólitos, reserva de carboidratos, sistema antioxidante e processos reprodutivos) (*Material Suplementar A5RS1, Quadro 3, Figuras 4 a 11*). A elevação da Situação de Risco para a vegetação demonstrou uma maior vulnerabilidade em resposta ao persistente impacto sobre os processos fisiológicos, comprometidos pelas concentrações elevadas de elementos que impactaram negativamente os indicadores (*Material Suplementar A5RS1, Figuras 12 e 13*). Dentre eles, os metabólitos foram significativamente influenciados pelos teores foliares de As e Pb, ou ainda para as plantas da formação arbórea, que apresentaram aumento das Situações de Risco no período chuvoso 01/21 para os indicadores de Fotossíntese e Estresse Oxidativo. As plantas dessa formação, embora mais afastadas da praia são influenciadas pelo aporte de elementos que chegam ao litoral, principalmente no período chuvoso.

Embora a variabilidade de respostas biológicas seja ampla entre as localidades da restinga, a persistência de danos biológicos próximos à foz do Rio Doce (tanto a norte quanto a sul), consolida as tendências observadas de contaminação da região e seu impacto sobre a biota. Entretanto, destaque deve ser dado à localidade de Cacimbas, à margem norte do Rio Doce, como área de impacto recorrente, corroborando um possível deslocamento do material contaminante no sentido norte, resultado da deriva litorânea.

Alterações no ajuste morfodinâmico decorrentes de alterações granulométricas na antepraia, podem aumentar o espriamento das ondas e o transporte da lama para a praia alta, reduzindo a permeabilidade dos sedimentos e, conseqüentemente, permitir o alcance do material do rejeito na restinga adjacente. Somado à observação espacial, destaca-se, como tendência temporal do monitoramento da vegetação da restinga, o aporte de sedimentos finos, especialmente nas formações herbáceas e arbóreas das restingas no período chuvoso 01/21 (*Material Suplementar A5RS1, Figura 14 e 15*). Neste período, os maiores acúmulos de argila estiveram associados aos maiores eventos de inundação, e no Compartimento B, próximo à foz do Rio Doce, somam-se ao relevo acidentado como fatores que contribuem para os maiores indícios de impacto. A argila tem a tendência de associar-se à matéria orgânica, acumulando óxidos de ferro e manganês, corroborando os resultados de distribuição de elementos químicos ao longo das estações amostrais (Hickey et al, 2008) (*Material Suplementar A5RS1, Figura 16*).

Os fatores abióticos mostraram que o período seco 07/19 se destaca como de maior incidência de elementos químicos acima dos limites pré-rompimento (PSG, 2013) (*Material Suplementar A5RS1, Figuras 17*). As alterações das condições de contaminação nesse período tiveram por consequência a maior bioacumulação de elementos químicos, corroborado pelos maiores valores de Índice Integrado de Poluição no sedimento (IPI) e o Fator de Bioacumulação (BAF), o que refletiu no número de Alertas de Perigo para a contaminação da vegetação (*Material Suplementar A5RS1, Figuras 18, 19, 20 e 21*). A análise mais aprofundada dos padrões observados para o período seco depende do acréscimo de

demais amostragens, uma vez que as coletas referentes à 07/20 (julho/2020) foram inviabilizadas em virtude da pandemia da COVID-19.

Em relação à perspectiva para a recuperação da vegetação de restinga, os resultados obtidos até o momento, mostraram importantes variações espaciais entre as estações amostrais monitoradas, possibilitando assim o mapeamento dos aspectos que poderão influenciar a sobrevivência da flora deste ecossistema e subsidiar as perspectivas futuras.

O monitoramento demonstrou baixas taxas de germinabilidade de sementes nas estações ao norte da Foz do Rio Doce, somadas à redução da viabilidade dos grãos de pólen pelo comprometimento do tecido da antera e emissão precoce do tubo polínico dessas espécies, indicando uma redução da capacidade reprodutiva. Somados a isso, em termos fenológicos, a formação herbácea foi a que mais destoava do padrão observado temporalmente para as outras formações (*Material Suplementar A5RS1, Figura 22*). Os resultados mostram contraste entre o término de floração e o início da frutificação entre o período chuvoso 01/20 e chuvoso 01/21. Esse assincronismo foi mais evidente em Cacimbas (compartimento B), relacionado também ao florescimento precoce e respectivo pico de frutificação destoante do encontrado no período chuvoso 01/19. Este assincronismo também pode ser observado na formação herbácea presente no Compartimento A e Compartimento C, com exceção da vegetação da APA de Conceição da Barra (E1), a qual manteve o sincronismo observado nas fenofases.

A consolidação destas informações demonstra que o florescimento precoce é o principal fator destoante entre as comunidades herbáceas das estações, especialmente observado em Cacimbas (E6).

Ainda é prematuro afirmar que elementos minerais oriundos do Rompimento da Barragem estejam alterando esta sincronia. Entretanto, somam-se a isto outros indícios encontrados no ambiente costeiro, tais como os compartimentos contendo maior deposição de elementos minerais na preamar, a maior dispersão pelo spray marinho, o aumento do espraiamento das ondas e o transporte da lama para a praia alta. Torna-se plausível concordar então que os padrões de Risco apontados pelos indicadores de estresse da vegetação da restinga sejam resultantes da somatória dessas variáveis.

O monitoramento dos manguezais demonstrou que, nos estuários da costa capixaba, as maiores concentrações de metais observadas no período avaliado no PMBA/Fest-RRDM estão presentes nas regiões a jusante, ou seja, próximas à foz dos rios, sugerindo uma influência marinha na contribuição destes elementos. Isto ocorre principalmente durante períodos chuvosos, não sendo diferente no período seco, porém há aumento das concentrações de metais mais a montante, indicando, portanto, que esta contribuição marinha adentra ainda mais no sistema, deslocando-se até as porções mais distantes no estuário superior (Figura 8). Este aspecto torna-se mais acentuado nos períodos de menor vazão dos rios. No estuário do Rio Caravelas, há menor evidência para assumir que a fonte de contaminação são metais relacionados com a presença do rejeito de mineração.

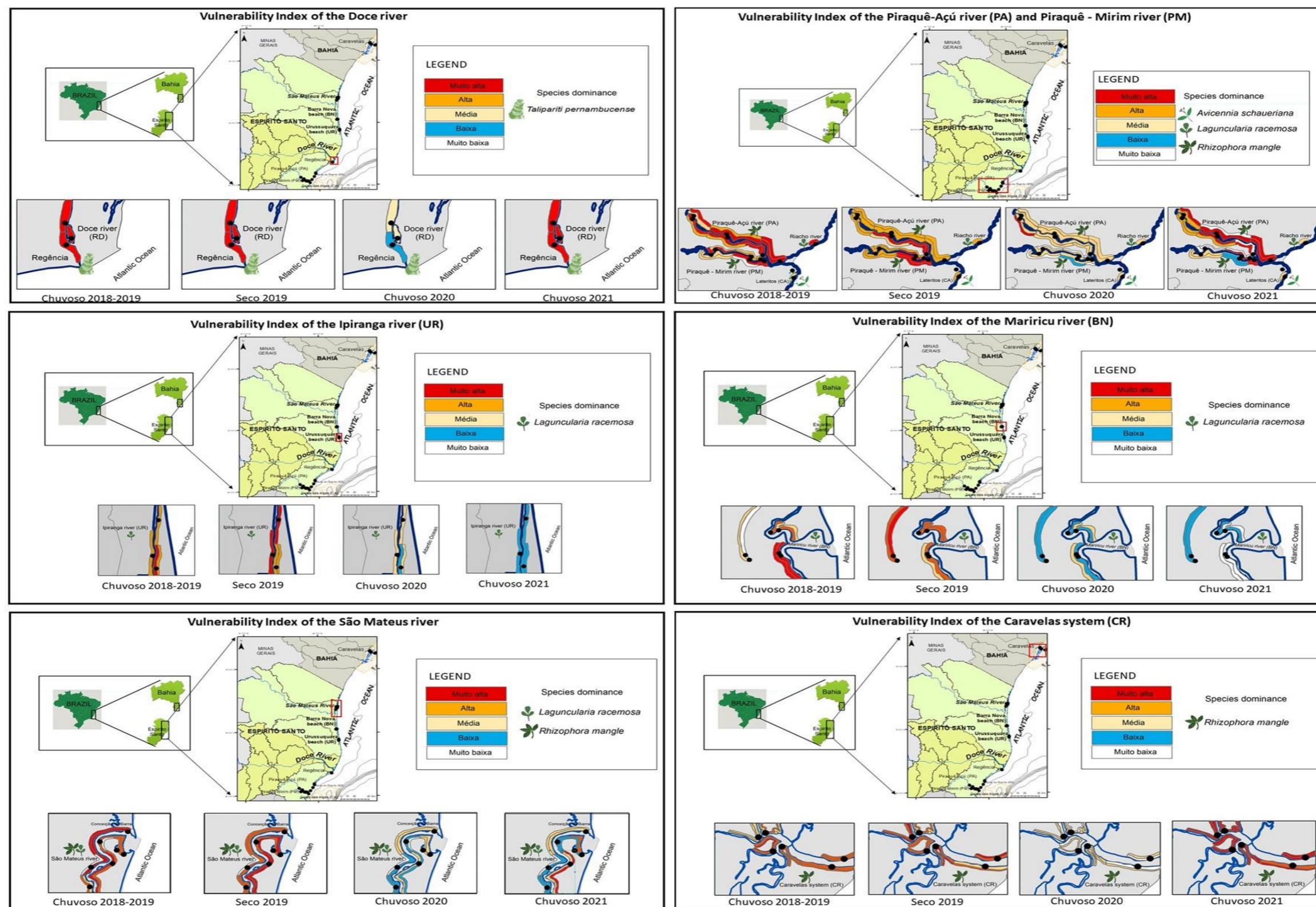
Na avaliação integrada entre todos os parâmetros, estabelecendo-se um índice de vulnerabilidade ambiental para os manguezais em função do comportamento dos indicadores abióticos e bióticos, torna-se nítida a influência do clima e da vazão dos rios sobre os processos de perda em qualidade

ambiental (Figura 8). Avaliando os dados de precipitação acumulada (www.meteorologia.incaper.es.gov.br), observa-se que a precipitação acumulada no ano de 2019 em todas as bacias no território do Espírito Santo foi inferior àquela observada no ano de 2020. Os primeiros meses de 2021, quando ocorreram as coletas deste período chuvoso atual, descreve tendência similar ao ano de 2019, entretanto, com um volume de chuvas um pouco mais elevado.

Os estuários dos rios Ipiranga (Urussuquara) e Mariricu (Barra Nova) indicam diminuição da contaminação ao longo do monitoramento, aspecto explicado pelas modificações iniciais nos perfis de praias possibilitando maior intrusão da maré e, conseqüentemente, aporte dos rejeitos e metais associados. A diminuição registrada corresponde ao domínio da corrente de transporte de sedimentos em direção ao norte, sendo este transporte acentuado com a diminuição da vazão dos rios em detrimento das menores precipitações observadas no ano de 2019 (www.meteorologia.incaper.es.gov.br). Neste período do monitoramento, foi possível constatar o fechamento ou diminuição da abertura destes estuários para o oceano, fato que amenizou os processos de contaminação decorrentes do aporte crônico dos rejeitos e metais associados pela vazão do Rio Doce.

Os rios Piraquê-Açú e Mirim estão situados em bacias hidrográficas com característica mineralógica contendo óxidos e hidróxidos de Fe, que podem ser uma fonte autóctone de contaminação. Entretanto, os valores registrados no monitoramento foram bastante elevados, acima daqueles obtidos em estudos anteriores (Mirlean et al., 2012; Costa et al., 2016), indicando fonte alóctone de contaminação. Os dados do monitoramento para o ano de 2020 indicam contaminação com Fe, mas com redução das concentrações. Analisando este resultado com os dados de precipitação acumulada para o ano 2020, no período de coleta, a bacia hidrográfica dos rios Piraquê teve os maiores índices de precipitação entre os sistemas monitorados, correspondendo com os menores valores de contaminação com o Fe. Este aspecto sugere que a bacia hidrográfica não é fonte de contaminação por Fe e Mn. Os dados de As, elemento associado à Formação Barreiras, não apresentou correlação com os dados de Fe nas amostras obtidas no sedimento para os dois rios em questão, conforme já discutido em relatórios anteriores. Em relação ao Al, outro elemento associado à Formação Barreiras, em algumas florestas houve correlação com o Fe durante o ano de menor precipitação em 2019 (*Material Suplementar, A5MS1, Figuras 5 a 10*).

Figura 8: Índices de Vulnerabilidade determinados com base nos indicadores abióticos e bióticos para o monitoramento dos manguezais dos rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Ipiranga (UR), Mariricu (BN), São Mateus (SM); áreas Costa das Algas (CA) e Caravelas (CR); e o sistema paludal do Rio Doce (RD) e apresentados pelos períodos de monitoramento com destaque para a sazonalidade climática (chuvoso e seco).



Dados de produtividade das florestas de manguezais identificam estresse causado por metais relacionados ao rejeito de mineração, já indicando forte comprometimento em várias florestas, como observado para as áreas do Rio São Mateus e no sistema Piraquê-Açu e Mirim. Os estuários menores, como Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova, assim como nos manguezais na APA Costa das Algas, também apresentam comprometimento, mas restrito a um número menor de floresta e de distribuição no estuário. Nos dois últimos períodos de monitoramento, registra-se melhoria nos índices de performance da vegetação, entretanto, os valores estão se aproximando daqueles observados no ano de 2018. Dados pretéritos em algumas regiões do Espírito Santo indicavam alterações negativas na performance vegetal já em 2018, conforme reportado em relatórios anteriores.

Como esperado, de acordo com dados reportados na literatura, as espécies vegetais apresentaram comportamento e respostas diferentes às altas concentrações de Fe e Mn, correspondendo às suas estratégias fisiológicas em resposta às concentrações de sais e nutrientes no ambiente. A espécie *Rhizophora mangle* apresentou resposta aos metais fortemente vinculadas aos índices de precipitação, descrevendo sua susceptibilidade em relação ao aporte de água doce. Por outro lado, a espécie *Avicennia schaueriana*, ao contrário do que seria esperado por ser uma espécie com maior controle sobre a concentração de sais e nutrientes, apresentou redução nas atividades de fotossíntese ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A5MS1, Figura 24*). Por sua vez, *Talipariti pernambucense*, espécie presente na região da foz do Rio Doce, apesar de não se ter dados pretéritos, indicava boas condições de performance vegetal (*Material Suplementar A5MS1, Figura 26*). Entretanto, ao longo do monitoramento registrou declínio na assimilação em relação aos dados iniciais. Comparativamente com as demais espécies de mangue, a *T. pernambucense* possui melhor performance vegetal, ainda que apresente as maiores concentrações de Fe e outros metais associados no seu tecido foliar. Destaca-se que esta espécie é classificada como uma espécie oportunista e ruderal, possuindo maior plasticidade ecológica. Por sua vez, *Laguncularia racemosa*, dentre as espécies de mangue, foi aquela que apresentou maior concentração de Fe nas folhas (*Material Suplementar A5MS1, Figura 31*).

No que diz respeito à avaliação da performance vegetal por espécie e por estuário, Barra Nova no Rio Maricú apresenta maior comprometimento para *R. mangle* e *L. racemosa*, sendo a primeira também comprometida eco-fisiologicamente no Rio Piraquê-Mirim (*Material Suplementar A5MS1, Figuras 21 a 27*). Caravelas apresenta menor eficiência para a espécie *A. schaueriana*, aspecto que pode estar associado a distribuição desta espécie nas áreas mais salinas nesta região, provocando sinergismo entre o estresse salino e o aumento nos metais observados no estuário. Em relação à estrutura da floresta, a análise dos dados de mortos descreve aumento na mortalidade para *L. racemosa* comparados com os dados originais de 2018, por ocasião da determinação da parcela permanente (*Material Suplementar A5MS1, Figura 18*).

Importante destacar que a atividade antirradicalar, avaliada por meio do DPPH•, mostrou alterações ao longo do monitoramento. Isto sugere menor capacidade da vegetação em eliminar as espécies reativas de oxigênio (EROs), podendo ser observado pelos maiores valores de IC50 evidenciados nos períodos chuvoso/20 e chuvoso/21, especialmente nos estuários onde há presença de *R. mangle* (*Material*

Suplementar A5MS1, Figura 35). Uma possível razão para o estresse oxidativo observado está relacionado a uma reduzida eficiência na capacidade antioxidante dos indivíduos, provocada pela presença de metais pesados, os quais são geradores de EROs.

Em relação à fauna, todos os estuários apresentam problemas com contaminação, conforme pode ser constatado nas análises ecotoxicológicas. Entretanto, destaca-se uma preocupação com as áreas onde está ocorrendo contaminação com Pb, uma vez que a biomagnificação deste elemento pode causar sérios problemas neurológicos para o homem. Salienta-se que a população nestas localidades, e ainda mais nas áreas mais isoladas, alimenta-se cotidianamente destes produtos do manguezal. As florestas de mangue mais impactadas com Pb estão localizadas próximas aos estaleiros das comunidades tradicionais, sendo este elemento fortemente associado à adsorção com os óxidos-hidróxidos de Fe. A presença mais elevada do Fe em suspensão pode ter remobilizado o Pb depositado preteritamente nestas localidades, sendo depositados nas áreas do estuário inferior.

Houve agravamento na estrutura das populações do caranguejo *Ucides cordatus* para o sistema Piraquê-Acú e Mirim, em termos de densidade, uma vez que as variações sazonais não identificaram um retorno em torno da média para o ambiente, diferentemente das demais áreas estudadas (*Material Suplementar, A5MS1, figuras 42 e 43*). Em geral, a distribuição da densidade de indivíduos ao longo do ano diminuiu no inverno, em razão do período de troca de carapaça. Porém, comparando-se anualmente os verões, a tendência da população é manter ou aumentar seus níveis de densidade. Existem duas explicações para isto: pressão de captura (principalmente para o rio Piraquê-Açu) e resposta da população aos efeitos residuais do Fe. Este elemento já ocorria em grandes concentrações neste sistema estuarino, sendo a situação agravada com o aumento nas concentrações de Fe e dos outros metais associados a ele, como observado no monitoramento. A presença elevada de metais e metais-traço pode interferir no fitness da espécie e resultar em perdas por deficiência reprodutiva e diminuição do tamanho médio populacional, as quais podem ser irreparáveis em longo prazo. Tendo em vista o efeito crônico dos rejeitos associados a calha do Rio Doce e aos depósitos marinhos na plataforma interna, mesmo com indicadores de melhoria para as espécies da fauna, é importante destacar que as populações estão apresentando uma alta variabilidade em termos de densidade e de largura da carapaça durante o monitoramento.

Apesar de não estarem disponíveis dados pretéritos para todas as áreas monitoradas, os dados de fecundidade, quando comparados com base nas amostragens pretéritas para o Rio São Mateus, eram preocupantes em todos os estuários. A avaliação da fecundidade é importante para a conservação da espécie, haja vista que menores taxas de fertilidade podem resultar em menor taxa de reposição de indivíduos maduros e eliminados (ou por morte natural ou por captura). Este aspecto, destacado para os anos iniciais de monitoramento, já está apresentando sinais de melhoria, principalmente pelo declínio na contaminação verificado no ano de 2020. Este resultado já pode ser observado na resposta da população de *U. cordatus*, onde todos os estuários, exceto Caravelas, registraram aumento nos dados de fecundidade (*Material Suplementar, A5MS1, Figuras 110 a 111*). Este fato é reforçado pelas observações do aumento na densidade dos indivíduos por área de manguezal nos estuários, indicando

aporte de juvenis. Importante ressaltar que junto deste aumento em densidade, o tamanho médio do caranguejo tendeu a um aumento no último registro, exceto para Caravelas, onde houve declínio no tamanho médio (*Material Suplementar, A5MS1, figuras 135 e 136*).

A espécie de caranguejo *C. guanhumi* apresentou menor variabilidade nos dados de densidade entre estuários e entre os anos de monitoramento, refletindo a menor susceptibilidade do habitat da espécie a contaminação pelos rejeitos, exceto para o Rio Doce. Neste rio, a espécie não demonstrou declínio no tamanho médio da carapaça, entretanto, apresenta uma diminuição na densidade de indivíduos (*Material Suplementar, A5MS1, figuras 137 e 138*), com modificações na estrutura populacional (*Material Suplementar, A5MS1, figura 105*).

O monitoramento ecotoxicológico realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM executou 5 campanhas nos manguezais até março de 2021, nomeadas como: Campanha 1, realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em setembro/outubro de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e Campanha 5, realizada em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). Cabe ressaltar que devido à pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em agosto/setembro 2020 (período seco). No âmbito deste monitoramento, analisou-se a condição ecotoxicológica da água, sedimento e biota costeira, através de, basicamente, dois índices: bioacumulação de metais e biomarcadores; além da determinação de metais na água e no sedimento.

Com relação à concentração de metais e As na água (fração dissolvida) dos manguezais, os resultados referentes ao período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) indicaram que a maior parte dos metais analisados esteve associado às estações amostrais RSC1 e RSC2, ambas localizadas na Revis Santa Cruz, e à estação RSM (Rio São Mateus) (*Material Suplementar A1CS1, Figura 1*). Este padrão espacial também foi observado durante as Campanhas 3 (setembro/outubro 2019) e 4 (janeiro/fevereiro 2020) (RRDM, 2020). De maneira geral, as concentrações de metais e As em amostras de água coletadas em regiões de manguezais ao longo das expedições feitas pelo Anexo 1, apresentaram evidente padrão espacial, estando mais relacionadas aos pontos RSC e RSM.

Nas amostras de sedimento coletadas nas regiões de manguezal no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), os resultados indicaram que as estações amostrais FRG (foz do Rio Doce), RUR (Rio Urussuquara) e RSC2 formaram um agrupamento caracterizado pela maioria dos metais/metaloide analisados, incluindo aqueles mais associados aos rejeitos de minério, tais como As, Fe, Mn, Cr e Al (*Material Suplementar A1CS1, Figura 2*). Resultados semelhantes foram observados durante o período chuvoso anterior (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020), onde as maiores concentrações dos principais metais associados ao rejeito (Mn, Cr e Fe) também estiveram relacionadas ao manguezal do Rio Urussuquara (RUR), o ponto ao norte mais próximo à foz do Rio Doce (RRDM, 2020).

Nas praias, os resultados das análises das concentrações de metais e As na água (fração dissolvida) referentes ao período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) indicaram a formação de

três agrupamentos espaciais distintos, cada qual caracterizado por metais específicos (*Material Suplementar A1CS1, Figura 3*). As estações amostrais Urussuquara (DNU), Vila de Cacimbas (DNC) e Regência (DSR) apresentaram-se bem relacionadas aos elementos Cu, Hg, As e Ni. Já os pontos Aracruz – Putiri (ARP), Aracruz – Refúgio (ARR) e Guriri (DNG) apresentaram-se bem relacionados aos metais Al, Pb e Cd. Por outro lado, os pontos Comboios (DSC), Povoação (DNP) e Pontal do Ipiranga (DNPI) apresentaram boa relação com os metais Cr, Mn e Zn. De forma muito interessante, é possível observar a formação destes mesmos três agrupamentos nas ordenações (PCAs) geradas para as outras campanhas. Apesar disto, vale ressaltar que, para o caso das Campanhas 2 (janeiro/fevereiro 2019), 3 (setembro/outubro 2019), 4 (janeiro/fevereiro 2020) e 5 (janeiro/fevereiro 2021), o Fe passou também a se agrupar aos pontos ARP, ARR, DNG, juntamente com os metais Pb e Cd. Com base nos resultados expostos acima, é possível observar que os metais/metaloide avaliados nas amostras de água coletadas no ambiente praias ao longo dos 3 anos de monitoramento possuem um claro padrão que se repete tanto no tempo como no espaço, com pouquíssimas variações, formando os três agrupamentos de pontos e metais supracitados.

Com relação ao sedimento, é possível observar um claro padrão espacial para a distribuição dos metais e As em amostras coletadas no ambiente praias ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020), incluindo o último período chuvoso monitorado (Campanha 5 – janeiro/fevereiro 2021) (*Material Suplementar A1CS1, Figura 4*). Sendo assim, cabe aqui ressaltar algumas relações que se repetiram durante os três anos de estudo. Por exemplo, os pontos de Cacimbas (DNC) e Regência (DSR) se mostraram bem caracterizados pela presença dos metais Cr, Cd, Hg e Al, indicando uma tendência desses elementos em ocorrer na foz do Rio Doce e norte da região. Além disto, o ponto Aracruz – Putiri (ARP) se mostrou intimamente relacionado aos elementos Cu, Mn, Fe, Pb e Ni, mostrando a tendência de ocorrência destes metais mais ao sul da foz do Rio Doce. Ainda, as estações amostrais de Povoação (DNP), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU), Guriri (DNG) e Comboios (DSC) foram bem caracterizadas pela concentração de As, evidenciando que este metaloide caracteriza melhor os pontos mais ao norte da foz do Rio Doce, com exceção a Comboios, que se localiza ao sul da foz do Rio Doce.

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 5, 8, 11*) e Índice de Bioacumulação (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar A1CS1, Figuras, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 25 e 26*). Para caranguejos de manguezais coletados no período chuvoso de 2021 (Campanha 5 – janeiro/fevereiro 2021), os resultados do IBR bioacumulação indicaram um padrão espacial semelhante às três campanhas anteriores (Campanhas 2, 3 e 4), nas quais o setor B (foz do Rio Doce) se destaca com relação aos demais setores em relação aos níveis de metais nestes organismos (*Material Suplementar A1CS1, Figura 6*), com destaque para os metais Cd, Cu, Hg, Mn e Pb (*Material Suplementar A1CS1, Figura 7*). Por outro lado, os resultados do IBR bioacumulação em caranguejos maria-farinha e outros invertebrados (anfípodes e isópodes) coletados nas praias apontaram, de maneira geral, uma diminuição temporal nos níveis de metais no organismo, em todos

os setores monitorados, com os maiores valores do índice associados à Campanha 1 (setembro/outubro 2018). Todavia, a partir da Campanha 2 (janeiro/fevereiro 2019), os níveis de metais nos organismos coletados nas praias do setor C mantiveram-se próximos entre si nas campanhas subsequentes, fazendo com que o setor C se destacasse sobre os demais setores nos últimos dois períodos chuvosos monitorados (Campanha 4 – janeiro/fevereiro 2020 e Campanha 5 – janeiro/fevereiro 2021) (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 9, 10, 12 e 13*). Estes resultados sugerem um aporte contínuo de metais para as praias ao norte da foz do Rio Doce.

Os padrões de resposta de biomarcadores nos organismos costeiros também foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 14, 17 e 20*) e Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 15, 16, 18, 19, 21 e 22*). Em ambos grupos de organismos, caranguejos de manguezais e outros invertebrados de praia (isópodes e anfípodes), foram observados maiores valores de IBR biomarcador no setor C durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5 – janeiro/fevereiro 2021), indicando o aumento de estresse fisiológico nos organismos deste setor. Cabe destacar que este padrão espacial de resposta biológica em caranguejos de manguezais foi observado pela primeira vez ao longo dos três anos de monitoramento ecotoxicológico. Embora o IBR bioacumulação tenha apontado que os caranguejos coletados no setor B durante a Campanha 5 apresentaram os maiores nível de metais nos tecidos, as análises químicas em amostras de água e sedimento indicaram que alguns manguezais do setor C, como os manguezais do Rio São Mateus (RSM), Rio Urussuquara (RUR) e Rio Caravelas (RCA) (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 1 e 2*), estiveram associados a diversos metais como Cd, Hg e Pb, metais estes que apresentam grande potencial de causar danos biológicos em organismos aquáticos. Todavia, o mesmo padrão não foi observado para caranguejos coletados nas praias durante o período chuvoso de 2021, o que pode estar relacionado com as características biológicas intrínsecas desta espécie. Nestes organismos, o maior valor do índice de resposta biológica esteve associado ao setor A, ao sul da foz do Rio Doce. Estas diferenças observadas nos níveis de efeito biológico entre os diferentes organismos de praia podem estar relacionadas ao fato de que anfípodes e isópodes ocorrem na região entre marés, a qual estabelece contínuo contato com a água do mar, o que pode potencializar o processo de obtenção de contaminantes provenientes desta matriz, com consequente aumento dos efeitos biológicos. Por outro lado, o caranguejo de praia permanece majoritariamente em áreas emersas, portanto, com menos contato com a água, o que pode acarretar uma exposição menos contínua aos metais tóxicos em comparação aos microcrustáceos.

Com relação aos resultados das quantificações de metais/metaloide em amostras de aves (penas e sangue), o IBR bioacumulação também indicou uma diminuição temporal nos níveis de metais nestes organismos, tal qual observado nos organismos de praia, sendo que os maiores valores do índice foram obtidos na Campanha 1 (setembro/outubro 2018 – estação seca) (*Material Suplementar A1CS1, Figuras 25 e 26*). Os resultados do IBR bioacumulação específicos para a Campanha 5 (janeiro/fevereiro 2021 – estação chuvosa) indicaram um leve aumento nos níveis de metais nas aves em relação às Campanhas 2, 3 e 4; mas sem diferenças espaciais evidentes, quando comparados os

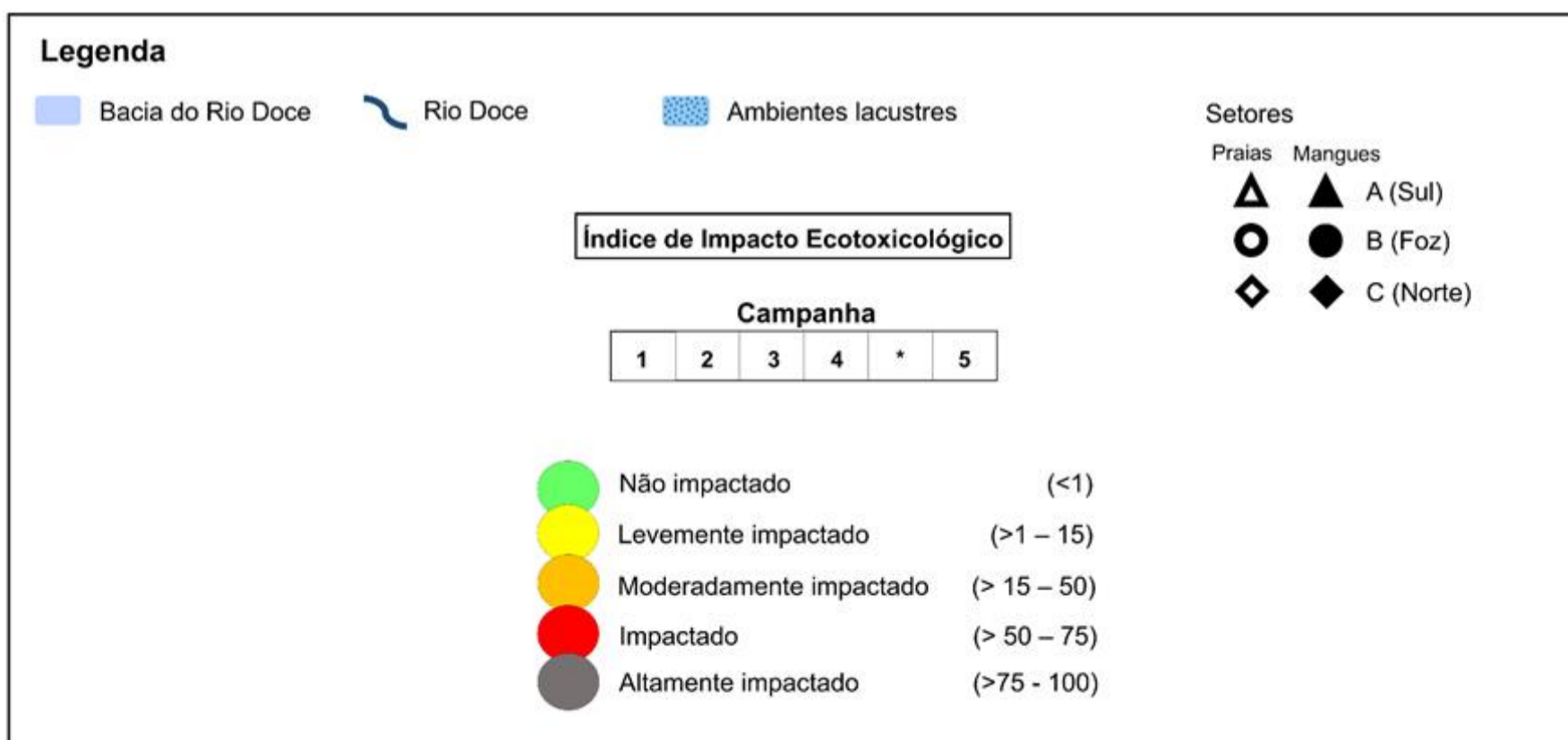
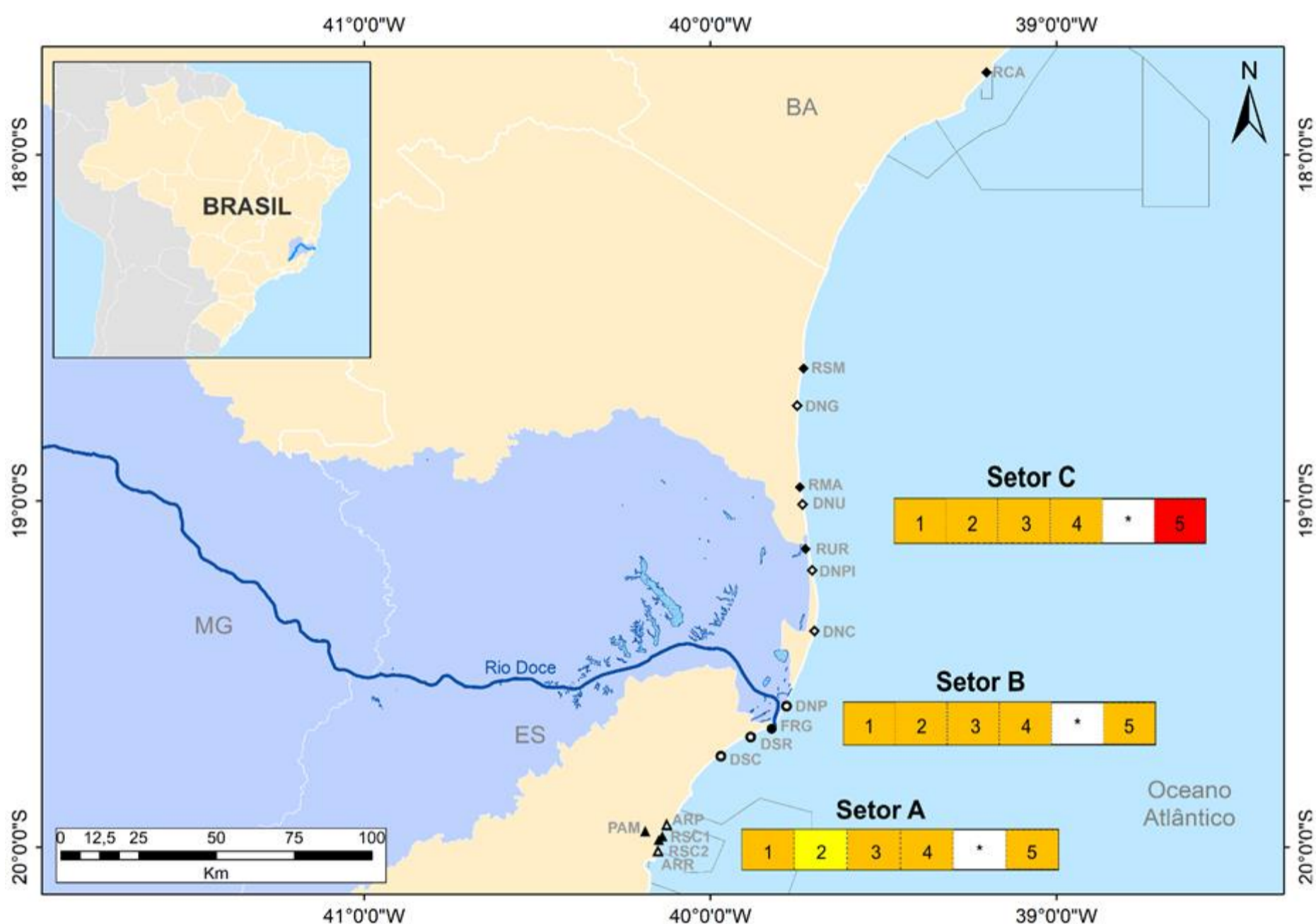
três setores amostrais no último período monitorado. De fato, a ordenação espacial obtida a partir da PCA evidenciou a formação de três agrupamentos (*Material Suplementar A1CS1, Figura 23*). No primeiro deles, as amostras obtidas na região de mangue, localizadas ao sul da foz do Rio Doce, apresentaram-se bem caracterizadas pela maioria dos metais analisados no sangue, com exceção apenas do Zn, e pelo Cr, Mn e Zn nas penas. No segundo grupo, as amostras obtidas em regiões de praia (denominado como litoral/costeiro nos gráficos) localizadas ao norte da foz do Rio Doce, se relacionaram aos elementos Cr no sangue e Hg, Cd, As, Pb determinados nas penas. Já, o terceiro grupo foi formado pelas amostras coletadas em regiões de estuário localizadas no entorno da foz do Rio Doce, as quais foram caracterizadas pelo Cu e Fe nas penas e Zn no sangue. Com base nestes resultados, é possível observar que, durante a Campanha 5 (janeiro/fevereiro 2021), as aves coletadas na região de mangue foram as que apresentam maiores níveis de bioacumulação no sangue, enquanto os animais provenientes da região costeira e estuarina apresentaram maior bioacumulação nas penas, padrão este similar ao observado para o período chuvoso anterior (Campanha 4 – janeiro/fevereiro 2021) (RRDM, 2020).

Com relação aos resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves, é possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 5 (janeiro/fevereiro 2021) (*Material Suplementar A1CS1, Figura 24*) a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes da área de estuário foram bem caracterizadas pela presença de pesticidas. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de mangue se relacionaram às concentrações de HPAs e PCBs. Ainda, as amostras oriundas da região de litoral não apresentaram relações estreitas com os contaminantes orgânicos avaliados. Considerando o exposto acima, é possível observar que os níveis de compostos orgânicos no sangue das aves coletadas no contexto deste monitoramento não apresentaram um padrão temporal evidente de contaminação, uma vez que as diferentes classes de contaminantes orgânicos estiveram associadas a compartimentos diferentes ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1 (RRDM, 2020), o que pode ser reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de habitats por estes animais, entre os diferentes ecossistemas costeiros.

A Figura 9 traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazerem prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1CS1, Quadro 1*, tendo sido obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia. De maneira geral, o IIE demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “moderadamente impactado” ao longo de

todas as campanhas realizadas. Todavia, durante o período chuvoso de 2021, o IIE apontou uma intensificação dos impactos no setor C, ao norte da foz do Rio Doce, que passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, no contexto de uma perspectiva ecotoxicológica. Dados sedimentológicos das praias (Anexo 4 - Praias) apontaram que durante o período chuvoso de 2021 (campanha realizada em janeiro de 2021), os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e também da fração carbonática para as praias do setor C. Além disso, minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, indicando áreas de deposição da carga recente do Rio Doce. Sendo assim, a deposição de carga recente do Rio Doce nas praias do setor C, durante o período chuvoso de janeiro e fevereiro de 2021, poderia explicar a intensificação dos níveis de bioacumulação e efeitos biológicos, resumidos no IIE, nos diferentes organismos monitorados nesta região.

Figura 9: Figura Integrada – Anexo 1 Costeiro: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e efeitos biológicos (biomarcadores) (Índice de Impacto Ecotoxicológico - apresentado por setor) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), a Campanha 2 em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em setembro/outubro de 2019 (período seco), a Campanha 4 em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). O Setor A é representado pelas estações amostrais avaliadas no ambiente praiar Aracruz 1 - Refúgio (ARR) e Aracruz 2 - Putiri (ARP) e pelos manguezais da confluência dos rios Piraquê Açú e Mirim (PAM) e manguezais de franja na área do Revis de Santa Cruz (RSC1 e RSC2), localizados ao sul da foz do Rio Doce. O Setor B é representado pelas praias Doce Sul - Comboios (DSC), Doce Sul - Regência (DSR) e Doce Norte - Povoação (DNP) localizadas nas proximidades da foz do Rio Doce, e pelos manguezais da foz do Rio Doce (FRG); e o Setor C é composto pelas praias Doce Norte - Vila de Cacimbas (DNC), Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI), Doce Norte - Urussuquara (DNU) e Doce Norte - Guriri (DNG) e pelos manguezais do Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA), localizados ao norte da foz do Rio Doce. Os espaços em branco com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para agosto/setembro de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.



3.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE COSTEIRO

No ambiente praias os maiores impactos decorrentes do material proveniente do Rio Doce sobre a comunidade bentônica estiveram associados aos compartimentos B' e C, compartimentos que recebem e depositam, devido ao sentido da deriva longitudinal preferencial, os maiores teores de lama e contaminantes na antepraia e, em menor quantidade na praia emersa. Alterações nos padrões de ondas e das descargas fluviais refletiram nas oscilações temporais das concentrações dos elementos químicos e na instabilidade dos padrões ecológicos da comunidade bentônica. O período chuvoso incrementou os aportes terrígenos, mantendo o padrão cíclico dos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e bentônicos. Conclui-se que apesar da mobilidade e alta dinâmica do sistema praias, os aportes frequentes da carga fluvial alimentam as praias com a fração lamosa, rica em contaminantes, que afeta a biota local.

A amplitude de resposta após três anos de monitoramento da restinga parece indicar uma concentração de maiores impactos nas localidades próximas à foz do Rio Doce. As características granulométricas do sedimento, bem como a concentração dos teores de metais disponíveis, mostram um padrão de agrupamento das localidades de restinga monitoradas que se alinham aos observados para a compartimentalização das praias (Compartimento A, B, C). Dentre as restingas monitoradas, Cacimbas (E6) é a localidade com maior indício de impacto por contaminação de metais no sedimento e vegetação. Dados do monitoramento das praias e do ambiente marinho mostram a presença de bolsões de lama, que assim como a deriva litorânea no sentido norte, podem contribuir para a manutenção de altos teores de contaminantes nesta localidade, devido à ressuspensão do fundo e redistribuição de elementos traços afetando o metabolismo primário e a fenologia reprodutiva da vegetação das restingas. As maiores correlações negativas com os indicadores biológicos foram observadas com Mn, Zn, As e Pb, afetando diretamente as taxas de fotossíntese e os teores de metabólitos primários.

O manguezal é um ecossistema que apresenta alta resiliência e isto lhe confere, perante alguns impactos ambientais, alta capacidade de respostas e menor tendência ao colapso, como é o caso de contaminação por metais. Desta forma, ele se torna um ambiente propício para o estoque e armazenamento de poluentes de origem orgânica e inorgânica. Assim como possui resiliência, o manguezal uma vez em presença de tensores como os metais em excesso, pode vir a colapsar mediante o efeito sinérgico com outros tensores naturais como a elevação da temperatura ambiental ou alterações climáticas.

A região afetada pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão, no que diz respeito aos manguezais neste monitoramento, compreende os estuários avaliados no setor norte do Espírito Santo, a saber desde Aracruz até o sistema estuarino de Caravelas. Estes estuários passaram por diferentes intensidades de contaminação e de periodicidade de impacto, que induzem comportamento distinto dos metais nestes sistemas. Define-se, portanto, que a região paludal do Rio Doce, com sua fauna e flora, estão sob contaminação crônica.

Os estuários menores na costa norte capixaba tiveram sua contaminação reduzida, tendo em vista as modificações no transporte de sedimentos, e os rios São Mateus, Piraquê-Açú e Mirim encontram-se em contaminação periódica, em função das variáveis meteorológicas e oceanográficas locais. Assim como os estuários apresentaram comportamentos distintos, tanto na distribuição destes contaminantes quanto na periodicidade da contaminação, a flora também produziu respostas distintas entre as espécies. Entretanto, os resultados de todas as espécies, avaliadas em longo prazo, indicam preocupações com a qualidade ambiental do ecossistema na manutenção de suas populações em níveis similares anteriores ao evento do rompimento da barragem de Fundão.

No que diz respeito a fauna avaliada no monitoramento, a situação da espécie *U. cordatus* é mais preocupante porque seu habitat encontra-se com contaminação ou esta já se apresentou com elevada concentração de metais em todos os estuários. Além do aspecto de contaminação, as populações locais estão sob pressão de captura, uma vez que este é um recurso econômico para várias famílias ribeirinhas, o que pode agravar a recuperação da população em longo prazo. Cabe ressaltar que, até o momento, há indícios de capacidade de recuperação das populações. Por outro lado, *C. guanhumi* não teve seu habitat contaminado, entretanto, a espécie, assim como *U. cordatus*, possui parte do seu ciclo de vida no ambiente costeiro/marinho, estando também sujeita à contaminação crônica na plataforma interna e na região da foz do Rio Doce.

Quanto aos estudos ecotoxicológicos, o Anexo 1 propôs o Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazerem prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE foi obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia. De maneira geral, o IIE demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “*moderadamente impactado*” ao longo de todas as campanhas realizadas. Todavia, durante o período chuvoso de 2021, o IIE apontou uma intensificação dos impactos no setor C, ao norte da foz do Rio Doce, que passou da categoria de “*moderadamente impactado*” para “*impactado*”, no contexto de uma perspectiva ecotoxicológica. Dados sedimentológicos das praias (Anexo 4) apontaram que durante o período chuvoso de 2021 (campanha realizada em janeiro de 2021), os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e também da fração carbonática para as praias do setor C. Além disso, minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, indicando áreas de deposição da carga recente do Rio Doce. Sendo assim, a deposição de carga recente do Rio Doce nas praias do setor C, durante o período chuvoso de janeiro e fevereiro de 2021, poderia então explicar a intensificação dos níveis de bioacumulação e efeitos biológicos, resumidos no IIE, nos diferentes organismos monitorados nesta região.

4 SÍNTESE INTEGRATIVA DO AMBIENTE MARINHO

A área do monitoramento no Ambiente Marinho compreende a região da Plataforma Continental, dependendo dos subprojetos considerados, desde Guarapari/ES até Caravelas/BA. As estações de análise e coleta de material, incluindo água do mar, sedimentos e organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, estão distribuídas nos seguintes locais: Guarapari, Vitória, Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz, Foz do Rio Doce, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra, Itaúnas, Mucuri e Abrolhos. Ressalta-se que, atualmente, na região de Guarapari e Vitória/ES são realizadas amostragens para estudos de peixes recifais e ecotoxicologia. As coletas são realizadas em locais com profundidade variando entre 10 e 50 m, dependendo da região. A frequência de amostragem depende do objetivo proposto em cada estudo executado, sendo realizadas coletas mensais, trimestrais e semestrais, conforme as variáveis ambientais a serem abordadas.

Estão compreendidos no monitoramento do Ambiente Marinho, os seguintes Anexos e subprojetos:

- Anexo 1: Ecotoxicologia;
- Anexo 3: Monitoramento Marinho – Subprojetos: Modelagem numérica, Mapeamento de Habitat, Sedimentologia, Hidrogeoquímica, Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Bentos de Fundos Inconsolidados, Fundos Recifais, Rodólitos e Macroalgas;
- Anexo 6: Megafauna – Subprojetos: Cetáceos, Tartarugas, Aves e Sobrevoos;
- Anexo 7: Ictiofauna Marinha – Subprojetos: Estuarino Norte, Estuarino Sul e Peixes Recifais;
- Anexo 8: Sedimentação em Abrolhos – Subprojetos: Geoquímica Isotópica/Mineralogia e Sensoriamento Remoto;

O Anexo 1 – Ecotoxicologia e alguns subprojetos do Anexo 3 – Monitoramento Marinho, com exceção de parte do subprojeto Modelagem Numérica, bem como dos subprojetos Mapeamento de *Habitat* e Fundos Recifais, Rodólitos e Macroalgas, apresentam seus resultados por setores, os quais são relatados a seguir: Setor Abrolhos; Setor Norte – Degredo a Itaúnas; Setor Foz do Rio Doce (Subsetores Foz do Rio Doce Norte, Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Foz Sul); Setor APA Costa das Algas – APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz; e Setor Sul – Guarapari e Vitória.

No monitoramento do ambiente marinho são geradas informações quanto à presença do sinal do rejeito de mineração; *habitat* de fundo; forçantes físicas; qualidade da água e dos sedimentos; efeitos ecotoxicológicos e alterações nos organismos; populações e comunidades biológicas presentes no ambiente marinho, incluindo plâncton, bentos, macroalgas, recifes de corais, peixes (estuarinos, costeiros e recifais), cetáceos (golfinhos e baleias), tartarugas e aves marinhas.

O mapeamento do fundo da Plataforma Continental mostrou que o ambiente marinho estudado é marcado por um mosaico de *habitat* que reflete as diferentes forçantes que atuam nesta área, em

escalas temporais e espaciais distintas. A área de estudo do PMBA/Fest-RRDM ao longo do ambiente marinho é marcada por *habitat* lamoso e arenoso em fundos planos, *habitat* recifais em diferentes profundidades, *hardgrounds* e crostas carbonáticas, rodolitos associados a diferentes morfologias, incluindo vales incisos na plataforma (Oliveira et al., 2020). A partir de dados regionais, áreas específicas foram definidas para o mapeamento de habitats em alta resolução, considerando a vulnerabilidade do habitat (rodolitos e recifes) e sua relação com a dispersão ou presença da pluma de rejeito ou do rejeito acumulado (fundo lamoso/arenoso na foz do Rio Doce). O mapeamento de *habitat*, a partir de dados de batimetria, backscatter e imagens coletadas por dropcameras, vem se mostrando uma ferramenta eficaz e adequada para mapear, classificar e apresentar a extensão dos *habitat* observados em alta resolução.

Com a continuidade do mapeamento na região adjacente à foz do rio Doce, que já soma uma área de cobertura do fundo marinho de 228 km², foi possível apresentar a distribuição de *habitat* em uma faixa 3 vezes maior em relação ao último mapa, cobrindo mais pontos de monitoramento, e com o mesmo padrão que vinha sendo observado: um *habitat* predominantemente lamoso, de morfologia plana, com algumas escarpas e sulcos erosivos; e uma transição para um *habitat* arenoso com cristas e bancos oblíquos à linha de costa. Fica claro que a morfologia do fundo responde a processos diferentes ao sul e norte da foz do rio Doce. Ao sul, o fundo é mais plano e representaria o depocentro (como mostra as linhas sísmicas coletadas e apresentadas no Ano 1) e ao norte a morfologia indica ravinas e sulcos erosivos, mostrando uma ação maior de processos de erosão com potencial transporte para offshore e em direção norte. O mapa atualizado marca bem a mudança do *habitat* lamoso para o *habitat* areno-lamoso com bancos e cristas (*Material Suplementar A3MMhS1*).

Já no setor da APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz, onde já foi mapeado marcante heterogeneidade morfológica e *habitat* de alta vulnerabilidade (rodolitos), a ampliação do mapeamento foi focada na região mais rasa e próxima à costa, onde houve evidência de presença de rejeito (RRDM, 2020) e chegada da pluma (Econservation, 2017). Esses dados foram coletados depois de março de 2021, e será possível o reconhecimento de fundos rígidos já relatados em literatura científica (Vieira et al., 2019), além de que a nova distribuição e classificação de *habitat* será peça fundamental para a compreensão da conectividade entre *habitat* costeiros e profundos (dados em processamento).

Na região dos Recifes Esquecidos, o mapeamento foi ampliado para a região *offshore*, totalizando uma área de cobertura do fundo de 169,7 km². Assim foi possível apresentar a distribuição de *habitat* em uma faixa 6 vezes maior, com imagens que já perfazem 202 pontos de amostragem para validação da classificação de *habitat*. O mapeamento dessas estruturas recifais apontam para mais de 3000 recifes isolados, com profundidade de topo variando de 12 a 32 metros e altura alcançando 12 metros. Esse é um *habitat* que também possui alta vulnerabilidade e definitivamente tem um significado ecológico para o sul de Abrolhos que precisa ser melhor investigado. A morfologia desta região se mostrou bastante heterogênea, além da presença das estruturas recifais, formas de fundo como *furrows*, dunas e *ripples* são marcantes, evidenciando a dinâmica existente na região, somados à presença de canais.

A ampliação da área mapeada em cada um dos setores focos deste estudo vem corroborando a assertividade dos métodos e resultados já apresentados, além de permitir uma caracterização detalhada do fundo marinho e inferências que saem da escala local para uma compreensão regional dos *habitat* na Plataforma Continental do Espírito Santo.

A variabilidade espaço-temporal das forçantes ondas e vazão fluvial condicionam o comportamento da pluma do Rio Doce no ambiente marinho. Do ponto de vista físico, foram observados padrões de ventos com características diferentes durante os períodos chuvosos (caracterizados pelo aumento da vazão fluvial) e secos (caracterizados pela maior energia de ondas).

Apesar da vazão fluvial do Rio Doce ter apresentado diferenças importantes entre os três anos de execução do PMBA/FEST-RRDM (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 1*), o comportamento observado foi próximo à climatologia (Oliveira e Quaresma, 2017). Durante o período chuvoso do Ano 3, a vazão fluvial do Rio Doce apresentou valores de média e mediana de 862 m³/s e 791 m³/s, respectivamente. Em comparação ao mesmo período nos anos anteriores, esse valor médio foi 47,3% maior em relação ao mesmo período do Ano 1 (585 m³/s) e 12,7% menor em relação ao Ano 2 (988 m³/s), enquanto que o valor da mediana foi 80% e 9% maior do que os dois anos anteriores (439 m³/s e 726 m³/s, respectivamente), mas 18% menor do que o valor mediano climatológico da estação úmida definida por Oliveira e Quaresma (2017)¹ (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 2*). Os valores de vazões medianas mensais e vazão máxima diária do período chuvoso do Ano 3 foram maiores do que no período entre abril e setembro (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 33 e 34*), e são maiores em relação ao Ano 1 (com exceção de outubro), enquanto para o Ano 2 e para a climatologia esses valores foram maiores para todos os meses exceto fevereiro e março (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 2*). Ao longo do período chuvoso do Ano 3, a vazão permaneceu 57% do tempo na condição climatológica definida como Úmida (Oliveira e Quaresma, 2017), um valor superior ao tempo que essa condição ocorreu nos anos anteriores (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 3*). Concomitantemente, a porcentagem do tempo caracterizado pela condição de Seca extrema (12%) foi significativamente inferior aos anos anteriores.

Os valores máximos de vazão foram observados em dezembro de 2018 (2313 m³/s) e janeiro de 2019 (2584 m³/s) no Ano 1; janeiro (5179 m³/s) e março (3885 m³/s) de 2020 no Ano 2; e em janeiro (1887 m³/s) e fevereiro (2994 m³/s) de 2021 no Ano 3. Além disso, é importante destacar o número de dias em que a vazão foi superior ao limite para evento extremo de cheia (>2379 m³/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), nos Anos 1 e 3, os eventos extremos de cheia foram registrados somente em 3 dias (janeiro de 2019) e 4 dias (fevereiro de 2021), respectivamente.

¹ A estação úmida definida por Oliveira e Quaresma (2017) ocorre entre novembro e março e é caracterizada pelos maiores valores medianos de vazão (965 m³/s) com a co-ocorrência de alta carga de sedimento e alta descarga de água.

Os períodos chuvosos, de modo geral, foram marcados pela ocorrência de ventos predominantemente N-NE (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 5*), correntes sul-sudoeste (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 6*) e pluma dirigida para sul (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 7 – painel esquerdo*), em oposição aos períodos secos com recorrentes eventos de entradas de frentes frias que ocasionam inversões na direção de ventos e correntes e, consequentemente, de deslocamento da pluma do Rio Doce. Essa condição típica dos períodos chuvosos também favorece a ressurgência costeira da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nos setores Foz do Rio Doce Sul e APA Costa das Algas (Palóczy, 2016; Perassoli et al., 2020) (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 7 – painel direito e Figura 8*). Nesses setores também foram encontradas diminuições dos valores de salinidade superficial medidas pela perfilagem de CTD durante a campanha de 01/2021. Esse parâmetro é um importante traçador da influência fluvial no ambiente marinho (*Material Suplementar A3MMS1, Figuras 8 e 9*). Esses valores de salinidade foram característicos de Água Costeira (AC), conforme determinado pela análise de massas de água (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 8*).

A pluma de água doce observada também esteve associada a um incremento nos valores de turbidez superficial e da concentração de clorofila-a (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 7 – painéis esquerdo e central*). O aumento na turbidez superficial no subsetor Foz do Rio Doce Central, subsetor Foz do Rio Doce Sul e setor APA Costa das Algas foi visualizado nas imagens de sensoriamento remoto e pode ser exemplificado pela imagem de turbidez calculada do dia 1º de janeiro de 2021 (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 7*), dia que antecedeu o início das atividades embarcadas para coleta de dados *in situ* no ambiente marinho na campanha de 01/2021. Coerentemente, a turbidez superficial medida pela perfilagem de CTD foi elevada nos pontos mais rasos do subsetor Foz do Rio Doce Central e no ponto mais próximo à foz no subsetor Foz do Rio Doce Sul (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 10*). Os picos de turbidez medidos próximos à foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 4*) foram coerentes com picos de vazão fluvial (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 1*).

Durante os períodos chuvosos, as ondas foram provenientes principalmente dos quadrantes NE, E e SE (e.g. Fundeio 3, *Material Suplementar A3MMS1, Figura 11*), destacando-se a predominância de ondas incidentes do quadrante E no período chuvoso do Ano 3 em comparação aos anos anteriores. Os valores de Hs (altura significativa de onda) mais frequentes no período chuvoso foram entre 1,0 e 1,5 m em todos os anos de monitoramento e o valor médio de Hs para o período chuvoso para o Ano 2 foi maior entre os três anos, seguido pelo Ano 3 e pelo Ano 1. Apesar disso, a menor variabilidade da série temporal e a menor frequência de ondas com Hs maior que 2,0 m foram observadas entre agosto/2020 e março/2021. Neste período as maiores ondas medidas foram associadas à entrada de frentes e *swell* dos quadrantes SSE e SE (e.g. Fundeio 3, *Material Suplementar A3MMS1, Figura 11*). Além disso, as médias mensais do período chuvoso apresentaram valores de Hs maiores no Ano 2 e Ano 3 comparativamente ao Ano 1, exceto em março. Por sua vez, o Ano 2 também apresentou valores médios mensais de Hs maiores do que os registrados no Ano 3 com exceção dos meses de outubro e fevereiro (e.g. Fundeio 3, *Material Suplementar A3MMS1, Figura 12*), destacando o mês de março/2020, que apresentou os maiores valores em comparação aos períodos chuvosos dos três anos,

associado principalmente desenvolvimento da Tempestade Tropical Iba na região (RRDM, 2020; RT-19D). Especificamente durante a realização da campanha 12/2020, ventos e ondas apresentaram mesma direção predominante (NE) (*Material Suplementar A3MMS1, Tabela 1*). Enquanto nas campanhas 01/2021 e 02/2021, também marcadas pelo predomínio de ventos de NE, observou-se que os ventos locais pouco influenciaram a direção de pico das ondas incidentes (predominantes do quadrante E) na região da plataforma continental onde está localizado o Fundeio 3.

Os resultados numéricos da modelagem da concentração de sedimentos em suspensão (CSS), realizada para o período seco do Ano 1 (RRDM, 2020) sugerem que: (a) ondas com $H_s > 1\text{m}$ seriam capazes de ressuspender sedimentos depositados na plataforma, sendo a CSS proporcional à magnitude das ondas (quando a quantidade de material não é limitante); (b) a direção do vento é determinante na direção de deslocamento da pluma ao longo da plataforma. Com base nesses resultados pode-se inferir para o período chuvoso do Ano 3, o desenvolvimento de uma pluma de sedimentos em suspensão, originada tanto pelo aporte fluvial quanto pelo fenômeno de ressuspensão por ondas (H_s médio = $1,24\text{m} \pm 0,27\text{m}$; Fundeio 3), se deslocando para sul em resposta ao padrão hidrodinâmico resultado da predominância de ventos de quadrante N-NE. Evidências desse padrão antes mencionado podem ser observadas tanto nos valores de turbidez no fundo nas estações de coletas do subsetores Foz do Rio Doce Sul e nos pontos costeiros do setor APA Costa das Algas obtidos pela perfilagem de CTD (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 10*) quanto no aumento dos valores de turbidez no fundeio F1 (ao sul da foz) (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 13*) quando comparado com F4 (ao norte da foz) (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 14*).

A captura dos sedimentos da pluma e dos sedimentos ressuspensos do depósito da plataforma pela corrente litorânea pode se configurar como um processo relevante do transporte dos sedimentos e rejeitos oriundos do Rio Doce para o Norte. Nas seções no entorno da foz do Rio Doce, N1 (ao norte da foz) e S5 (ao sul da foz), as vazões litorâneas residuais máximas foram as maiores do litoral analisado (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 15*). A estimativa de vazões litorâneas na região da foz do Rio Doce indica que os transportes, na direção norte ou sul, podem ser da ordem ou superiores ao aporte fluvial em épocas de estiagem e inferiores ao aporte fluvial (entre 15 e 40 %) em períodos chuvosos. Destaca-se que, em função do aumento da frequência de ondas incidentes do quadrante E-NE nos Anos 2 e 3, em comparação ao Ano 1, existiu uma tendência do aumento da deriva na direção Sul. Apesar disso, as vazões litorâneas residuais na seção N1 continuaram sendo para o norte, ao se considerar um balanço anual, da ordem de 3% e 5% da média da vazão do Rio Doce para o Ano 1 (2019) e Ano 2 (2020), respectivamente. Já para seção S5, as vazões litorâneas foram para o sul e intensificadas do Ano 1 para o Ano 2, com magnitudes de 2% a 5% da média da vazão do Rio Doce, respectivamente. Especificamente para o período chuvoso do Ano 3, devido à dominância de ondas com direção E-NE, a presença de deriva na direção norte foi de apenas 29% na seção N1 e chegou a 99% para a direção sul na seção S5.

As condições hidrometeorológicas atuantes na região monitorada em conjunto com a tensão crítica de ressuspensão do sedimento direcionam a evolução espaço-temporal dos indicadores

sedimentológicos, como qualidade ambiental da coluna de água, através da Concentração de Material Particulado em Suspensão – MPS, e a mobilidade do sedimento de fundo (transporte e deposição sedimentar). Vale salientar ainda que o sinal de rejeito no sedimento de fundo através de indicadores mineralógicos também é uma resposta às alterações físicas do sedimento após o rompimento da barragem.

No Ano 1, o aporte de sedimento em suspensão foi maior entre novembro 2018 e janeiro de 2019, enquanto no Ano 2, os maiores aportes foram observados entre janeiro e março de 2020 e, no Ano 3, o maior aporte de sedimento em suspensão ocorreu entre dezembro de 2020 e fevereiro de 2021 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 35*). Destaca-se que em fevereiro de 2020 (Ano 2), a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 13 vezes maior que em fevereiro de 2019 (Ano 1) e que em março de 2020 (Ano 2). Além disso, a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 30 vezes maior que em março de 2019 (Ano 1). Já no período chuvoso do Ano 3, a carga de sedimento em suspensão tendeu a ser menor que no ano anterior. Entretanto, essa carga total mensal se manteve superior ao Ano 1, com destaque para fevereiro de 2021 (Ano 3), quando foi aproximadamente 18 vezes superior a fevereiro de 2019 (Ano 1) e similar a fevereiro de 2020 (Ano 2).

Os setores Abrolhos (ABR 01 e ABR 03) e Norte apresentaram as maiores concentrações de MPS no Ano 2 em relação aos Anos 1 e 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 1 e 2*). Para o setor Norte, esse padrão foi observado para as profundidades superfície e meio, enquanto para o fundo as maiores concentrações de MPS foram observadas no Ano 3 (janeiro de 2021). Essa maior concentração de MPS no fundo esteve associada a menores teores de matéria orgânica (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 2*; Mediana = 35,4%; IQR = 15,6%) comparados ao período chuvoso do Ano 1 (Mediana = 61,1%; IQR = 37,6%) e Ano 2 (Mediana = 65,7%; IQR = 52,2). A maior concentração de MPS no Ano 2 na superfície e no meio da coluna d'água no setor Norte, está relacionada ao fato de dezembro de 2019 e janeiro de 2020 terem sido mais chuvosos que os meses de: dezembro de 2018 e janeiro de 2019 (Ano 1) e dezembro de 2020 e janeiro de 2021 (Ano 3). Essa maior ocorrência de pluviosidade se deu para todo centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Por outro lado, a maior concentração de MPS próximo ao fundo associada a menores teores de matéria orgânica pode indicar a influência dominante de processos de ressuspensão. Uma análise das condições hidrodinâmicas durante os dias que antecedem às campanhas no setor norte mostra que, além dos eventos de ressuspensão causados principalmente por correntes derivadas por vento e ondulações oriundos do quadrante sul (RRDM/RT-19C, 2019), a atuação das correntes de maré durante o período de sizígia pode resultar no aumento da concentração de MPS próximo ao fundo. A campanha de janeiro de 2021 no setor Norte foi realizada durante a maré de sizígia. No setor Norte, a análise da variabilidade das correntes mostra uma dominância da maré semidiurna, sendo que nesse setor as correntes de maré são mais intensas que às observadas nos setores da Foz do Rio Doce e da APA Costa das Algas (RRDM/RT-36D, 2020).

Na região da Foz do Rio Doce, o aumento da concentração de MPS associada às condições de vento propicia uma dispersão do material em suspensão, afetando os setores Norte e APA Costa das

Algas/REVIS de Santa Cruz. Como descrito anteriormente e observado também em estudos prévios (Oliveira, 2018; RRDM/RT-19D, 2019), o transporte de sedimento em direção ao setor APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz ocorre durante principalmente condições de ventos de norte e nordeste, os quais favorecem correntes para sul, sudeste e sudoeste; enquanto o transporte de sedimento para o subsetor Foz do Rio Doce Norte e setor Norte ocorre, principalmente, durante ventos do quadrante sul. Como pode ser visto nas *Figuras 36 e 37 do Material Suplementar A3MSS1*, enquanto durante o período chuvoso dos Anos 1 e 3 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.

Para o subsetor Foz do Rio Doce Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 3 e 4*), foi observado que, durante o Ano 2, as concentrações de MPS no meio e próximos ao fundo foram semelhantes às observadas durante o Ano 1, enquanto que na superfície foi observado um aumento das concentrações de MPS ao longo dos dois primeiros anos. No período chuvoso do Ano 3, as concentrações de MPS, em média, foram semelhantes às observadas no período chuvoso do Ano 2, com as maiores concentrações sendo observadas em fevereiro de 2021, com destaque para as estações localizadas na porção rasa do setor (até 20 m). No subsetor Foz do Rio Doce Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 6 e 7*), as concentrações de MPS durante o Ano 2 foram 1,6 vezes maiores que no Ano 1, considerando todo o setor. Durante o período chuvoso do Ano 3, as concentrações de MPS foram, em média, maiores que as observadas durante os dois primeiros anos do PMBA/Fest-RRDM. Além disso, considerando-se os estratos superfície e fundo, as concentrações no período chuvoso do Ano 3 foram superiores às observadas no período chuvoso do Ano 2. Mensalmente, as maiores concentrações foram observadas em janeiro de 2021 na superfície e no meio da coluna d'água, e em fevereiro de 2021 na camada próxima ao fundo. Novamente, as maiores concentrações foram observadas nas estações localizadas na porção rasa do setor (até 20 m). No subsetor Foz do Rio Doce Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 9 e 10*), durante o Ano 2, as concentrações de MPS foram próximas às observadas no Ano 1, de forma que tendências temporais significativas foram ausentes para todas as profundidades. Entretanto, assim como para o subsetor Foz do Rio Doce Central, durante o período chuvoso do Ano 3, as concentrações de MPS foram, em média, maiores que as observadas durante os dois primeiros anos de monitoramento. Vale destacar que esse aumento no MPS no Ano 3 foi observado ao longo de toda a coluna d'água, com destaque novamente para as estações localizadas em profundidades inferiores a 20 m.

No geral, o comportamento das concentrações de MPS no período chuvoso do Ano 3 para os três setores da Foz do Rio Doce continua mostrando a influência direta das condições hidrometeoceanográficas observadas antes e durante a campanha, visto que as campanhas de dezembro de 2020 e janeiro de 2021 foram realizadas durante ou logo após eventos hidrológicos no

Rio Doce, associadas a condições de calmaria na plataforma (ventos fracos e baixa energia hidrodinâmica). A título de exemplificação, a campanha de dezembro de 2020 na Foz do Rio Doce começou no dia seguinte ao pico de um evento hidrológico (vazão máxima de 1868 m³/s no dia 14/12/2020). No dia do pico do evento a carga de sedimento em suspensão do Rio Doce [3,69x10⁵ toneladas/dia; estação P21 em Linhares (Anexo 3 Dulcícola – PMBA/Fest-RRDM)] chegou a ser aproximadamente 39 vezes maior que a carga de sedimento em suspensão estimada para o dia 06/12/2020 (9,37x10³ toneladas/dia), dia de início do evento hidrológico. Em relação à dispersão preferencial de MPS para os subsetores da Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul, onde foram observadas as maiores concentrações de MPS (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 6, 7, 9 e 10*), esse padrão é um reflexo dos ventos de norte, nordeste e leste predominantes durante os eventos hidrológicos do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 37*).

O setor APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz é fortemente influenciado pelo material aportado pelo Rio Doce durante condições conjuntas de eventos de cheia e ventos do quadrante norte como já destacado (Oliveira, 2018; RRDM/RT-19D, 2019; RRDM/RT-36D, 2020). 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, com posterior aumento generalizado das concentrações de MPS no Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 12*). As estações rasas apresentaram as maiores concentrações de MPS em janeiro de 2021 e as estações profundas em julho de 2019. As menores concentrações no setor APA Costa das Algas foram observadas em janeiro de 2020 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 12*). 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 m³/s; (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 33*), enquanto que a Campanha de Janeiro de 2021 (02 a 04/01) foi realizada 5 dias após um evento hidrológico no Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 33*). Durante o evento hidrológico de janeiro de 2021 e nos dias subsequentes, ventos do quadrante norte e correntes para sul e sudoeste foram observados na região da foz do Rio Doce, os quais favorecem a dispersão de MPS para sul. As maiores concentrações de MPS nas estações profundas em julho de 2019 resultaram da mobilidade do sedimento de fundo por ondas superficiais de gravidade. Em julho de 2019, foram observados os maiores valores de altura significativa de onda sobre a plataforma ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM (RRDM/RT-19D, 2019).

O indicador mobilidade do sedimento de fundo (calculado para o mês de cada campanha) foi calculado para os setores Norte, subsector Foz do Rio Doce Norte, subsector Foz do Rio Doce Central e subsector Foz do Rio Doce Sul. No setor Abrolhos, somente a estação ABR 01 apresentou coleta de material para a análise de densidade durante os três anos de coleta do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 49*). A estação ABR 01 apresentou um aumento da densidade úmida do sedimento superficial e, conseqüentemente, da tensão crítica de ressuspensão no Ano 2 (janeiro de 2020), em relação aos valores observados no Ano 1 (dezembro de 2018 e abril de 2019). No Ano 3 (janeiro de 2021), a estação ABR 01 apresentou densidade semelhante à observada no Ano 2.

Em relação à mobilidade do sedimento de fundo calculada para o setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 41*), ressalta-se que, para grande parte das estações, não houve recuperação de material para a análise de densidade superficial durante as campanhas em função da característica arenosa dessas estações. Exceções a esse comportamento são as estações DEG 02 e BS 01 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 50*). De forma geral, foi encontrado um aumento do potencial de mobilidade entre dezembro de 2018 (aproximadamente 40% do tempo) e janeiro de 2020 (>53% do tempo), com posterior redução desse potencial em janeiro de 2021 (aproximada 45% do tempo), para todo esse setor.

Para os três setores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 40*) foi observada uma redução da mobilidade no período chuvoso do Ano 3 quando comparada ao período chuvoso do Ano 2. Essa redução da mobilidade ocorreu devido a um aumento da densidade do sedimento superficial (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 51, 52 e 53*) e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão, associado a uma redução da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 38*), quando comparados ao período chuvoso do Ano 2. O aumento da densidade do sedimento superficial se refletiu na menor presença de fundos de lama fluida em relação ao Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 58*), sendo que fundos de lama fluida não foram identificados na campanha de dezembro de 2020. Além disso, na campanha de janeiro de 2021, fundos de lama fluida somente estavam presentes nas estações SDS 19 e SDS 20, e na campanha de fevereiro de 2021 somente na estação SDS 19. Durante o período chuvoso do Ano 3, na região da Foz do Rio Doce, o subsetor Foz do Rio Doce Sul foi o que apresentou os maiores potenciais de mobilidade (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 40*), resultado da menor densidade do sedimento superficial observada no setor (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 51, 52 e 53*), enquanto os menores potenciais de mobilidade foram apresentados pelo subsetor Foz do Rio Doce Norte. Mensalmente (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 40*), os três subsetores da Foz do rio Doce apresentaram os maiores potenciais de mobilidade em janeiro de 2021 (Foz do Rio Doce Sul: 53,95%; Foz do Rio Doce Central: 31,74%; Foz do Rio Doce Norte: 26,70%). Já os menores potenciais foram encontrados em dezembro de 2020 para os subsetores Foz do Rio Doce Sul (27,80%) e Foz do Rio Doce Norte (19,97%), e em fevereiro de 2021 no subsetor Foz do Rio Doce Central (22,32%). Para o setor APA Costa das Algas, não houve coleta de densidade do sedimento superficial na Campanha de janeiro de 2021.

Durante o período chuvoso do Ano 3, a presença do sinal do rejeito foi observada nos setores Norte (DEG 01 e BS 01), Foz do Rio Doce Norte, Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 60 a 63*). Nos setores da Foz do Rio Doce, com exceção da estação SD 05 (subsetor Foz do Rio Doce Central, 50 m de profundidade), todas as outras estações apresentaram sinal do rejeito em pelo menos uma campanha do período chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 62*). Os setores Abrolhos e APA Costa das Algas não apresentaram sinal do rejeito (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 60 e 63*). A evolução espaço-temporal do sinal de rejeito continua respondendo ao padrão de longo-prazo do transporte de sedimento na região marinha adjacente à foz do Rio Doce, com os maiores volumes sendo observados na porção rasa dos setores

onde o sinal foi identificado. Além disso, juntamente com a fração lamosa, o material oriundo da Barragem de Fundão apresenta direção preferencial de transporte para norte/nordeste, sendo transportado preferencialmente em profundidades inferiores a 20 m, a partir da Foz do Rio Doce. Dentro dos setores da Foz do Rio Doce, os maiores valores de IMS (%) (Iron Mineralogical Set - marcador da influência de rejeitos no sedimento; Orlando et al., 2020) foram observados no subsetor Foz do Rio Doce Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 29, 30 e 31*). Apesar do tempo decorrido (novembro de 2015 a fevereiro de 2021), os dados mostram que as concentrações do IMS na Foz do Rio Doce não apresentaram redução de seus valores (análise comparativa com dados pré-rompimento; *Material Suplementar A3MSS1, Figuras 29, 30 e 31*). Ademais, a manutenção de um patamar dinâmico da concentração de IMS no sedimento na região próxima à foz do Rio Doce (estação SD 01) indica que o material que chega à foz apresenta um regime de fluxo contínuo. Esse patamar dinâmico também é possível de ser identificado nas estações do subsetor Foz do Rio Doce Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 29*).

Dados observados em testemunhos coletados no Ano 1 já apresentavam essa tendência de padrão de acúmulo de sedimento na região estudada. Dados do testemunho no subsetor Foz do Rio Doce Central (T13) mostram a presença de rejeito (índice mineralógico IMS) até 30 cm 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. 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 subsetor Foz do Rio Doce Norte, até Degredo. Entretanto, os testemunhos ao norte de Degredo não tiveram o valor de IMS que estatisticamente indique a presença do rejeito para os testemunhos coletados no Ano 1, embora o IMS esteja acima dos valores do *background*.

Especificamente para a região de Abrolhos foi realizado o estudo da assinatura isotópica dos sedimentos exógenos, a partir de uma recomendação do PMBA/Fest-RRDM e direcionado especificamente para as UCs. Os resultados das campanhas para as razões $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$, no contexto da série temporal de Abrolhos até o Ano 3, apontaram para a presença na região de Abrolhos de sedimentos caracterizados pela mistura dos rejeitos da Barragem de Fundão e do material sedimentar do leito do Rio Doce naquela região (*Material Suplementar A8S1, Figura 1*). Tal detecção em Abrolhos se manteve constante para as localidades monitoradas no arco interno da zona recifal (corroborado por modelos de dispersão da literatura) e é fortemente dependente das condições meteorológicas atuantes no arco externo de Abrolhos. Os períodos nos quais foram detectadas as maiores influências ocorreram no período de outono e início de inverno, em condições de ventos moderados e não em condições de ventos intensos (*Material Suplementar A8S1, Figura 1*). Acredita-se 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, maior aporte sedimentar do material dos rios que influenciam a sedimentação em Abrolhos. Os resultados mostram que há uma aparente sazonalidade no sinal isotópico do Rio Doce na Região de Abrolhos (*Material Suplementar A8S1, Figura 2 e 3*). Ficou evidente também que os períodos de maior precipitação na zona costeira que levam a uma maior vazão dos principais rios da região não influenciam diretamente os resultados da influência do Rio Doce sobre o sinal isotópico nos sedimentos de Abrolhos, mostrando assim que são os sistemas frontais sobre o oceano o principal modulador do transporte sedimentar (*Material Suplementar A8S1, Figura 4 e 5*). As calibrações satelitais para os dados de Material Particulado em Suspensão (MPS) para Abrolhos foram concluídas (*Material Suplementar A8S1, Figura 6 e 7*) e as séries temporais, relacionadas com uma análise multivariada com a precipitação, ventos superficiais e vazão de diversos rios, mostram uma sazonalidade do MPS em Abrolhos, com máximo observado para os meses Julho-Agosto-Setembro e mínimo observado para os meses Janeiro-Fevereiro-Março (*Material Suplementar A8S1, Figura 8, 9 e 10*). Visando futuras ações de mitigação, foi utilizado uma suposição dos dados do modelo para MPS e as rotas de navio pela plataforma *Marine-Traffic* (*Material Suplementar A8S1, Figura 11*) avaliando um potencial de contaminação dos navios que trafegam entre as áreas de alta carga sedimentar próximas a foz do Rio Doce para a região de Abrolhos. Os cálculos realizados para enriquecimento de Fe (ferro) a partir da razão Fe/Al corroboraram os resultados isotópicos para o conjunto de armadilhas em Abrolhos, evidenciando maiores fatores de enriquecimento no arco interno e menores no arco externo (*Material Suplementar A8S1, Figura 12 e 13*).

A análise hidrogeoquímica realizada em Abrolhos e nos demais setores do PMBA/Fest-RRDM apresenta as distribuições dos principais elementos químicos ao longo da Plataforma Continental enquanto discute suas relações com a dinâmica e interação biótica local.

Em relação à ocorrência de nitrogênio amoniacal, a Síntese Integrativa entre ambientes do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020) destacou sua ocorrência em níveis acima dos dados pretéritos para toda a malha amostral do período seco do Ano 1 (de abril a setembro de 2019), condição esta atribuída à ressuspensão do sedimento em virtude do aumento da energia por ventos e ondas neste período (*Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.5, 1.12, 1.19 e 1.26*), o que favorece a reciclagem de nutrientes e a produção regenerada por algas não silicosas. Por outro lado, o aumento significativo da vazão no período chuvoso do Ano 2 (2019/2020) promoveu um importante incremento de sílica dissolvida (*Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.1, 1.8, 1.15 e 1.22*), fazendo com que este nutriente fosse menos limitante e possibilitando a produção primária recente por diatomáceas e demais grupos fitoplanctônicos, análise esta que depende do tempo de resposta entre as campanhas amostrais. No presente relatório evolutivo semestral foram comparados os dados de nutrientes das campanhas referentes aos três meses de janeiro amostrados ao longo do PMBA (01/19, 01/20 e 01/21), que compreendem uma maior malha amostral do Anexo 3 Marinho e são referentes aos períodos chuvosos. Houve diminuição significativa nas concentrações de nutrientes na campanha 01/2021 em todos os setores, exceto para N-amoniacal, que aumentou e apresentou as maiores concentrações para períodos chuvosos nos setores Norte (máximo 3,99 $\mu\text{mol/L}$) e Abrolhos (máximo 3,4 $\mu\text{mol/L}$)

(Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.5 e 1.12). As vazões medidas no Rio Doce entre 12/2020 e 01/2021 estiveram dentro dos valores médios para a bacia (aproximadamente 1500 m³/s) em período chuvoso. É possível que a redução dos nutrientes disponíveis na região marinha na campanha 01/2021 tenha ocorrido devido ao consumo pelo fitoplâncton, uma vez que foi observado o aumento na densidade destes produtores primários no Ano 3, incluindo as diatomáceas, que podem ser responsáveis pela diminuição do teor de sílica dissolvida vinda do rio em condições normais de vazão. A sílica dissolvida teve concentrações mais altas nas amostras de água de fundo na APA Costa das Algas (máximo 2,69 $\mu\text{mol/L}$) em 01/2021, próximas às máximas encontradas nesta região em 01/2020 (Material Suplementar A3MHS1, Figura 1.22). Há uma tendência de aumento nas concentrações dos nutrientes na Foz na campanha 02/2021, porém com médias dentro do padrão observado ao longo do PMBA/Fest-RRDM. Durante esta campanha de fevereiro de 2021, a vazão e a turbidez do rio estavam muito baixas, indicando que este aumento relativo dos nutrientes tenha ocorrido por reciclagem destes na plataforma continental. Observou-se limitação em fósforo para todas as amostras da campanha 01/2021 e uma maior limitação em sílica, em relação aos mesmos meses do Ano 1 e Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. É provável que esta limitação seja decorrente do consumo destes nutrientes pela maior densidade fitoplanctônica. Se esta condição persistir, o maior aporte de nitrogênio, em detrimento do fósforo e da sílica, pode afetar a produção primária nova garantida pelas diatomáceas e favorecer a proliferação de algas não silicosas, sustentadas por produção regenerada (Billen e Garnier, 2007).

As principais respostas da especiação do fósforo no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM foram relativas às frações ligadas aos óxidos de Fe(III) cristalinos e amorfos (RRDM, 2020). Notou-se a presença de P associado a Fe cristalino ao longo do Ano 1 em todos os setores monitorados. Porém, no Ano 2, as espécies de P estavam majoritariamente ligadas a fração de óxidos de Fe amorfos e presentes apenas no setor da Foz e na APA Costa das Algas (Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.29 a 1.32). Sabendo que o rejeito é tipicamente constituído de oxi-hidróxidos Fe(III) na forma de hematita e goethita (cristalino), as espécies de P ligada a esta fração, durante o Ano 1, podem indicar o aporte e/ou remobilização de um material semelhante ao da Barragem de Fundão na plataforma (Queiroz et al., 2020). Os óxidos amorfos seriam, portanto, um material mais reativo trazido pelo Rio Doce, que pode ser um subproduto dos óxidos cristalinos originários do rejeito, como sugere Queiroz et al. (2020). Tendo em vista que essas frações ocorrem em detrimento uma da outra, quanto maior for o conteúdo de P ligado aos óxidos de Fe amorfos, mais transformados foram os oxi-hidróxidos de Fe(III) cristalinos. Embora a contribuição fluvial tenha sido mais significativa a partir da campanha de novembro de 2019, 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 também um retrabalhamento destas espécies pela mobilização do fundo marinho e transformação em fase mais reativa (amorfa). Na presente análise evolutiva, que compreende o Ano 3 do monitoramento, houve o aumento significativo de fósforo ligado aos óxidos de Fe(III) cristalino (redutível) nas campanhas 12/2020, 01/2021 e 02/2021, em relação ao período chuvoso anterior (2019/2020) (Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.29 a 1.32). A presença destes óxidos cristalinos também foi observada no Ano 1, o que pode indicar uma ciclagem de um material com características semelhantes ao rejeito na região marinha, seja por aporte

recente ou ressuspensão. Houve a presença de P ligado a óxidos de Fe(III) amorfos em Abrolhos em 01/2021, o que não havia sido registrado anteriormente (*Material Suplementar A3MHS1, Figura 1.29*). Também foi observada uma piora na qualidade do sedimento no setor Abrolhos, indicada pelo índice SQG-q, discutido mais adiante. Um fator de destaque no Ano 3 é a maior representatividade das frações de fósforo ligadas a óxidos de ferro tanto redutível quanto amorfos, no conteúdo total de fósforo no sedimento de praticamente todos os setores e campanhas deste período. Além disso, houve o aumento do conteúdo de ortofosfato na água intersticial na maioria dos setores, indicando maior labilidade do fósforo presente no sedimento no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS1, Figuras 1.29 a 1.32*).

A presente avaliação para os resultados coletados no período chuvoso do Ano 3 (12/2020 a 02/2021) mostra o decréscimo das concentrações de metais lábeis, especialmente AILábil e FeLábil, nos setores Abrolhos e Norte, para a campanha C20 (01/2021), em comparação às condições registradas durante o período chuvoso do Ano 2 (11/19 e 01/20) (Mann-Whitney, $p < 0,05$; *Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1 e 2, Tabelas 8 e 9*). As concentrações médias de FeLábil e AILábil em 01/2021 foram, respectivamente, $3,18 \pm 0,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,98 \pm 1,57 \mu\text{g.L}^{-1}$ em Abrolhos; $2,84 \pm 0,67 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,78 \pm 1,61 \mu\text{g.L}^{-1}$ no setor Norte (*Material Suplementar A3MHS2, Tabela 3*). Na foz do Rio Doce, foi observada redução dos níveis de FeLábil em 12/2020 ($1,96 \pm 0,64 \mu\text{g.L}^{-1}$, Foz do Rio Doce Sul), em relação ao Ano 1 (12/18; $3,13 \pm 3,25 \mu\text{g.L}^{-1}$, Foz do Rio Doce Sul) (Mann-Whitney, $p < 0,05$; *Material Suplementar A3MHS2, Figura 4, Tabela 11*); sendo que não houve diferença significativa quando comparado ao Ano 2 (12/2019). Durante as campanhas 01/2021 e 02/2021 foi registrado o incremento das concentrações de FeLábil, em relação às coletas correspondentes do Ano 1 (i.e. 01/2019 e 02/2019), com reflexos nos setores Foz do Rio Doce Sul (máxima de $8,14 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 01/2021) e Foz do Rio Doce Central (máxima de $6,27 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 02/2021) (Mann-Whitney, $p < 0,05$; *Material Suplementar A3MHS2, Figura 4, Tabelas 4 e 11*). Na região da APA Costa das Algas também foi registrado o aumento de FeLábil em 01/2021 para as águas rasas, quando comparado ao período chuvoso do Ano 2 (01/2020), alcançando máxima de $7,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Mann-Whitney, $p < 0,05$; *Material Suplementar A3MHS2, Figura 6, Tabelas 4 e 13*).

Em geral, o aumento das concentrações das formas de metais lábeis no subsetor Foz do Rio Doce Sul, subsetor Foz do Rio Doce Central e setor APA Costa das Algas seguiu o padrão de dispersão do material particulado em suspensão (MPS) no Ano 3, o qual foi associado ao predomínio de ventos do quadrante Norte, Nordeste e Leste (Subprojeto Sedimentologia – PMBA/Fest-RRDM). Em contraste ao que foi avaliado no Ano 1 e Ano 2, foi identificado o decréscimo do grau de labilidade para ZnLábil, que ocorreu predominantemente abaixo do limite de quantificação para todos os setores e campanhas do Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1, 2, 4 e 6*). Esse metal está envolvido no processo de deposição da frústula de silicato em diatomáceas, e sua remoção da coluna d'água pode estar associada à absorção por esse grupo fitoplanctônico, tendo em vista que foi observado aumento na densidade de diatomáceas durante o Ano 3 (Subprojeto Fitoplâncton Marinho – PMBA/Fest-RRDM) e decréscimo das concentrações de silício no mesmo período.

O padrão de distribuição espaço-temporal em função das concentrações de carbono orgânico dissolvido indica pouca correspondência das formas lábeis, principalmente AILábil, com compostos

orgânicos e possível maior influência de associações inorgânicas ou formas metálicas livres, conforme previamente observado nos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 5*). Esses resultados coincidem com o decréscimo do teor de matéria orgânica no MPS, indicando a presença de material particulado predominantemente inorgânico (Subprojeto Sedimentologia – PMBA/Fest-RRDM). Conforme destacado no relatório RA2020 (RRDM, 2020), os maiores incrementos de metais lábeis foram registrados durante o período seco do Ano 1, mostrando que os eventos de ressuspensão e ciclagem interna na plataforma continental podem assumir maior importância para a remobilização de elementos na forma solubilizada do que novos aportes decorrentes da descarga do Rio Doce (Longhini et al., 2021).

Na fração dissolvida, as concentrações de metais e metaloide (As) durante o Ano 3 (12/2020 a 02/2021) foram similares ou menores aos níveis encontrados no período pré-PMBA para os setores de Abrolhos e Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MHS2, Tabela 1, Figura 3*). É possível observar que as concentrações de elementos dissolvidos no setor de Abrolhos (Ni, As, Ba, Pb, Cr, Fe e Zn) apresentaram um aumento em relação à campanha 16. Contudo, ainda menores do que aquelas observadas no período seco do Ano 1. Em relação aos elementos metálicos e metaloide associados ao MPS, estes apresentaram concentrações médias maiores que o pré-PMBA, sendo que os elementos Al, As, Ba, Fe, Pb, V e Zn foram maiores no Período de Transição (*Material Suplementar A3MHS2, Tabela 5, Figura 7*). Os elementos na fração sedimentar apresentaram concentrações similares ou superiores (V, As, Ba, Pb, Cr, Mn e Zn), em relação às campanhas anteriores, similares àquelas encontradas na campanha 4 do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS2, Tabela 6, Figura 8*).

Os setores Norte e Foz do Rio Doce apresentaram uma tendência de aumento das concentrações de quase todos os elementos nas frações particulada (associada ao MPS) e sedimentar (exceto Cu e Hg) quando comparada às últimas campanhas antes da interrupção das coletas causadas pela pandemia da COVID-19. O setor APA Costa das Algas apresentou variações similares, onde os elementos dissolvidos As, Ba, Co, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn apresentaram tendências semelhantes àquelas observadas na Foz do Rio Doce, com aumentos das frações dissolvida, particulada e sedimentar nos períodos chuvosos, durante campanhas de maiores vazões, e no período seco, durante aumento da energia de ondas na plataforma continental.

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 63,8%, 46% e 51,6% da distribuição dos dados de metais no sedimento, fração dissolvida e particulada, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 14*). A discussão integrada considerou as quatro condições avaliadas (Ano 1 Chuvoso, Ano 1 Seco, Ano 2 Chuvoso e Ano 3 Chuvoso), cujos resultados mostraram que 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 da fração de metais. A vazão apresentou correlação positiva com um maior número de metais no sedimento (e.g. Fe, Al e Zn) e associadas ao MPS (e.g. Fe, Al, Mn, Ba, V, Cu e Zn), especialmente nos períodos chuvosos do Ano 2 e Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 14; Tabela 14*). Essas relações marcam o aporte

de metais associados ao material particulado em suspensão em momentos de maior influência continental. A altura de ondas mostrou correlação negativa com Fe, Al e Zn no sedimento, os quais foram correlacionados positivamente a essa força física para a fração particulada (Zn) e dissolvida (Fe), 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, correlacionaram-se de forma positiva com a altura de ondas, com consequente resposta aos processos internos de reciclagem na plataforma continental por ressuspensão sedimentar (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 14; Tabela 14*).

Ao longo do monitoramento, as concentrações de compostos orgânicos nitrogenados (aminas) apresentaram uma tendência de diminuição nas amostras de água em todos os setores (RRDM, 2020). Nas últimas campanhas de coleta, realizadas durante o período chuvoso do Ano 2 (10/19 a 02/20), as concentrações atingiram níveis máximos de $47,19 \mu\text{g L}^{-1}$ (compostos nitrogenados totais), registrados nos subsetores do Foz do Rio Doce Central (SD 03) e Foz do Rio Doce Norte (SDN 13), em decorrência do regime de chuvas registrado na época, influenciando também no aporte proveniente do Rio Doce, devido ao aumento significativo de vazão. Entretanto, estes valores ainda foram menores do que aqueles observados durante o período seco do Ano 1 (04/2019 a 09/2019). Ainda assim, de forma geral, para os demais subsetores da Foz do Rio Doce não foram observadas elevações dos níveis de concentração de aminas, assim como para os setores mais distais que sofrem menor influência de descarga do Rio Doce. Comparando os resultados das últimas campanhas de coleta (12/2020 a 02/2021) (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.1, 3.6, 3.11, 3.12 e 3.18*) com aqueles das campanhas realizadas nos períodos chuvosos anteriores, verifica-se ainda um perfil de estabilidade dos níveis de concentração de aminas, com tendência de diminuição em grande parte dos setores monitorados. Exceções foram observadas principalmente no subsetor Foz do Rio Doce Sul (SDS 20 – $15,08 \mu\text{g L}^{-1}$) e no setor Norte (BS – $10,03 \mu\text{g L}^{-1}$) durante a campanha 12/2020. Ainda que menores, os níveis de concentração remanescentes destes compostos denotam a recalcitrância dos contaminantes provenientes da lama de rejeito de minério de ferro, sendo ainda remobilizados e disponibilizados para o ambiente.

Quanto aos níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais detectados em amostras de água, verificou-se aumento durante o período chuvoso (2019/2020), em especial na estação ABR 01 ($102,10 \mu\text{g L}^{-1}$) (RRDM, 2020). Foram observadas ainda elevações nos níveis de concentração destes compostos no subsetor Foz do Rio Doce Central, devido à maior vazão durante o período chuvoso 2019/2020, e diminuição para os demais setores, muito provavelmente por efeito de diluição. Nas campanhas realizadas no período de 12/2020 a 02/2021, os níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais apresentaram aumento significativo (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.16, 3.23*), atingindo máximos de concentração acima dos valores pretéritos, em especial no setor Foz do Rio Doce ($769 \mu\text{g L}^{-1}$ - SD 03). Aumentos para níveis superiores aos observados durante a campanha chuvosa de 2019/2020 também foram registrados nos pontos amostrais do setor APA Costa das Algas (concentração máxima $12,32 \mu\text{g L}^{-1}$ – CA 01). No setor Norte, elevações nos níveis de concentração

também foram detectadas. Quando comparadas às últimas campanhas do Ano 2, estas são inferiores às aquelas observadas nas campanhas chuvosas do Ano 1 ($6,85 \mu\text{g L}^{-1}$ - BN 01). Ao observar os resultados referentes às amostras de sedimento, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos reduziram para os níveis mínimos registrados durante o monitoramento, sendo similares aos dados pretéritos da região (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.17, 3.24*).

Assim como hidrocarbonetos alifáticos totais, os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) também apresentaram aumento de concentração nas amostras de água coletadas no período chuvoso. Os valores observados são similares àqueles observados nos períodos de chuva de 2019/2020 (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.4, 3.9, 3.14 e 3.21*). Assim como anteriormente descrito no RSA2020 (RRDM, 2020), o regime de chuvas se mantém como um dos principais fatores de remobilização de HPAs para esta região, seja via deposição atmosférica por precipitação, seja por meio do aporte de material terrígeno, como sugere o aumento das concentrações de HPAs totais registradas neste período. A influência do período chuvoso na dispersão destes contaminantes também foi observada durante as campanhas de 12/2020 a 02/2021. Neste período, as concentrações de HPAs totais em amostras de água da Foz do Rio Doce atingiram os valores máximos registrados durante todo o programa de monitoramento ($420,32 \text{ ng L}^{-1}$). Com relação à matriz sedimento, as concentrações de HPAs na maioria dos setores se mantiveram inferiores quando comparadas aos valores observados em período chuvoso. A exceção deste padrão de diminuição nas concentrações ocorre nos pontos amostrais da Foz do Rio Doce. Neste setor, as concentrações mantêm o perfil de distribuição e concentração anteriormente registrados nas campanhas de período chuvoso (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.5, 3.10, 3.15 e 3.22*), com valores muito superiores a dados pretéritos ao PMBA/Fest-RRDM.

As concentrações de esteróis em amostras de água também mantiveram a tendência de aumento observada durante os períodos chuvosos em todos os setores (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.2, 3.7 e 3.19*). O aumento significativo observado nas campanhas de 12/2020 a 02/2021 deve-se, portanto, ao regime de chuvas e consequentemente de um maior aporte de material continental, em todos os setores monitorados. Quanto às concentrações em amostras de sedimento, observa-se uma diminuição das concentrações em todos os setores, quando comparadas aos resultados do período chuvoso de 2019/2020 (*Material Suplementar A3MHS3, Figuras 3.3, 3.8 e 3.13*). Dentre os esteróis, observou-se uma maior contribuição relativa dos estanóis, em especial o estigmastanol. Esse esteroide sugere fontes autóctones referente às diatomáceas e principalmente matéria orgânica oriunda de outros organismos fitoplanctônicos. Em ambientes marinhos, esteróis saturados podem ser associados às mesmas fontes dos homólogos insaturados. Assim, é comum encontrar a presença de estanóis e seus homólogos insaturados (estigmasterol como exemplo, que indica o aporte terrígeno). Entretanto, mesmo nos pontos mais próximos à foz do Rio Doce, as concentrações de esteróis insaturados de origem terrígena é inferior aos estanóis, o que indica que os estanóis em maior abundância possam ocorrer por processos da diagênese como produto de hidrogenação dos esteróis insaturados, havendo

assim uma maior degradação dos esteróis alóctones e uma reciclagem do material autóctone com maior facilidade.

Bifenilas policloradas (PCBs) e os pesticidas organoclorados (POCs) DDTs, HCHs e Dieldrin têm sido recorrentes nos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, principalmente nos sedimentos dos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 1 – 3 e Figuras 3.25 – 3.32; RRDM, 2019; 2020*). A frequência e variedade de POCs registrados em água tem decaído desde o Ano 1, sendo registrado no Ano 3 somente p,p' - DDTs e no setor Foz do Rio Doce. Em geral, as concentrações de PCBs e POCs detectados do Ano 3 não ultrapassaram os limites máximos permitidos nas resoluções CONAMA 454/12 e 357/05, mantendo-se em níveis similares ao registrado no Ano 2 e inferiores ao Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS3, Tabelas 1 – 3*). DDTs (DDT e seus metabólitos DDD e DDE) é o contaminante organoclorado de maior preocupação na região marinha, especialmente nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas. Durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM, DDT tem sido o contaminante com: i) maior frequência de ocorrência nas amostras; ii) maiores concentrações em água e sedimento e; iii) com registros de valores excedentes aos limites máximos permitidos nas resoluções CONAMA 454/12 e 357/05 (RRDM, 2019; 2020). Além disso, o conjunto de resultados obtidos até o momento aponta expressivo aumento nos níveis de DDT em sedimentos do setor Foz do Rio Doce após o rompimento da barragem (*Material Suplementar A3MHS1, Figura 3.33*). A média entre os resultados dos três anos de monitoramento ($1,40 \pm 17,75 \mu\text{g kg}^{-1}$) registrado durante o PMBA/Fest-RRDM é 7 vezes maior que o valor máximo previamente registrado ($0,20 \mu\text{g kg}^{-1}$; RRDM, 2020; Souza et al., 2022), evidenciando a influência do derramamento da lama de rejeitos na recente introdução de DDT no Rio Doce e ambiente marinho adjacente. Sendo um pesticida banido nacionalmente desde 2009, a principal hipótese é de que a lama de rejeitos liberada pelo rompimento da barragem agiu como um fator de remobilização e arraste de material contaminado da bacia do Rio Doce para o ambiente marinho (RRDM, 2019; 2020). Análise de evolução temporal no setor Foz do Rio Doce apresenta menores concentrações de DDTs em água nos Anos 2 e 3, em relação ao Ano 1 (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$; *Material Suplementar A3MHS3, Figura 3.34*), e aumento significativo de DDTs nos sedimentos no Ano 3, em relação ao Ano 2, retornando aos níveis registrados no Ano 1 (Kruskal-Wallis $p = 0,002$; *Material Suplementar A3MHS3, Figura 3.35*), sugerindo queda no fluxo de introdução de DDTs via Rio Doce desde o Ano 1, mas crescente acúmulo destes contaminantes nos sedimentos. Essa tendência poderá ser mais bem avaliada com a análise do conjunto completo de dados do Ano 3. Nos demais setores não houve variação temporal significativa.

Com relação aos critérios estabelecidos para a qualidade da água, observou-se uma melhora quanto aos níveis de nutrientes inorgânicos dissolvidos no período chuvoso do Ano 3, com redução da frequência de ocorrência de amostras acima dos valores pretéritos para ortofosfato, nitrito, nitrato e silício em todos os setores considerados (*Material Suplementar A3MHS4, Figura 1*). Em relação ao N-amoniacoal, cerca de 100% das amostras coletadas no período chuvoso do Ano 3 apresentaram níveis superiores às condições pré-desastre nos setores Abrolhos e Norte. Para o setor Foz do Rio Doce, essa frequência foi inferior a 50%, seguindo o padrão observado para os períodos chuvosos de 2019 e

2020 (Ano 1 e Ano 2 do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, respectivamente) (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 2, Figura 1*).

Também foi observado um decréscimo da frequência de metais dissolvidos em concentrações acima dos níveis estabelecidos pela legislação pertinente durante o Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 4*). Em termos comparativos, durante o período chuvoso do Ano 2, o metal Ni dissolvido apresentava-se em condição crônica em 51% das amostras para o setor Foz do Rio Doce, enquanto 100% das amostras ocorreram em níveis normais (abaixo dos limites agudo e crônico) nos setores Norte, Foz e APA Costa das Algas no período chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 4; Figuras 6, 11 e 16*). Houve o aumento de amostras em níveis crônicos para Fe dissolvido no período chuvoso do Ano 3, mas com baixa frequência de ocorrência (máximo de 33% em Abrolhos) (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 4, Figuras 2*). No que se refere aos HPAs, todos os compostos apresentaram concentrações em conformidade com a legislação vigente para as amostras de água durante o período chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 5*).

A análise da qualidade de sedimentos para metais e arsênio (As), baseada no índice *Sediment Quality Guideline* (SQG-q Metais), mostrou o aumento da frequência de ocorrência de amostras classificadas como moderadamente impactadas em comparação ao período chuvoso do Ano 2 (de 17% para 67% no setor Abrolhos; de 58% para 100% no setor Norte, por exemplo), configurando degradação da qualidade do sedimento (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 6, Figuras 19, 20, 21 e 22*). No setor Norte, a qualidade alterou de não impactada em 01/2020 para moderadamente impactada em 01/2021 para a região de Itaúnas, enquanto foi observada uma melhora da qualidade em Conceição da Barra. Nas regiões de Degredo, Barra Seca e Barra Nova, a condição manteve-se como moderadamente impactada (*Material Suplementar A3MHS4, Figura 17*). Com relação ao setor Foz do Rio Doce, ocorreu, predominantemente, degradação da qualidade para metais e As em 12/2020 e 01/2021, em relação às campanhas correspondentes de 12/2019 e 01/2020, para todos os setores avaliados (*Material Suplementar A3MHS4, Figuras 17 e 21*). O índice SGQ-q para HPAs mostrou condições não impactadas para todos os setores e campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3. A pior condição para SGQ-q HPAs esteve associada ao período chuvoso do Ano 2, em que 21% das amostras foram classificadas como moderadamente impactadas no setor Foz do Rio Doce, enquanto 7% ocorreram em níveis elevadamente impactados no setor APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 7, Figuras 18, 21 e 22*). Essa última condição foi associada ao aumento da vazão mensal média característica do Ano 2 e possível remobilização de contaminantes orgânicos acima da cota de inundação.

Assim, os resultados observados para o Ano 3 mostram um padrão similar ao que foi identificado durante as campanhas de maior vazão do Rio Doce nos Anos 1 e 2, marcadas pela degradação da qualidade do sedimento quanto aos níveis dos elementos metálicos e As (Longhini et al., 2021). A deterioração da qualidade da água foi associada ao aumento das concentrações de metais (As e Ni total na água; formas dissolvidas de Co e Fe) durante o período seco do Ano 1 (especialmente nas campanhas 05/2019 e 06/2019, que precederam a tempestade Iba), quando ocorreram os menores

níveis de vazão do Rio Doce em associação ao incremento na altura de ondas (Longhini et al., 2021). Nessas condições, eventos de ressuspensão do material sedimentar fino e das nanopartículas de óxidos-hidróxidos de Fe(III) pela ação das ondas provocaram a redistribuição de metais do sedimento para a coluna d'água (Longhini et al., 2021). A ausência de informações sobre o período seco dos Anos 2 e 3 limita a análise acerca da evolução e reincidência de alterações na qualidade da água sob condições de baixa vazão *versus* elevada energia pela ação de ondas, atestando a necessidade da realização de coletas nessas condições para fins comparativos.

Não foram observadas assinaturas dos elementos terras raras compatíveis às assinaturas do rejeito da Barragem de Fundão, tanto no Ano 2 quanto no Ano 3. Estas foram observadas apenas no Ano 1, principalmente no sedimento do período seco. Da mesma forma, para os contaminantes emergentes investigados, as amostras de água que foram coletadas nas campanhas 19, 20 e 21 apresentaram níveis de concentração inferiores aos limites de detecção ou quantificação do método.

Como pode ser observado, após o rompimento da barragem, o ambiente marinho sofreu uma fertilização em relação aos nutrientes e metais, favorecendo o aumento da biomassa (clorofila-a) e da densidade numérica do fitoplâncton. A comunidade fitoplanctônica, que antes era típica de ambiente oligotrófico, apresentou redução da diversidade e favorecimento de espécies oportunistas, imediatamente após a chegada do rejeito (impacto agudo). Ademais, grupos específicos como as diatomáceas penadas, dinoflagelados e as haptofíceas - especificamente os cocolitoforídeos - deixaram de aparecer nas amostras. Logo após o período inicial, houve o aumento dos feopigmentos, uma vez que a comunidade não se sustentou, ficando senescente. Em seguida, iniciou-se um período de impacto crônico, o qual se mantém até o momento presente. Nesse estágio, os eventos de alta vazão do Rio Doce ou de ressuspensão do sedimento estuarino e marinho criaram ciclos de oscilação da saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica, culminando na variação no estágio de sucessão ecológica com a predominância de organismos mais resistentes e adaptáveis às condições adversas. Nota-se uma sutil recuperação das diatomáceas, que foram retornando aos poucos e voltando a ter representatividade, principalmente nas campanhas do Ano 3. Em contrapartida, dinoflagelados e cocolitoforídeos passaram a apresentar uma reduzida proporção e frequência de ocorrência na comunidade fitoplanctônica (RRDM, 2019; RRDM, 2020; *Material Suplementar A3MFS1*).

Durante o PMBA/Fest-RRDM é nítido que há uma forte contribuição do material aportado pela foz do Rio Doce na atenuação da luz, RFA – radiação fotossinteticamente ativa, pois os maiores valores do coeficiente de atenuação da luz - K_d (RFA) - se localizam nesta região. Entretanto, eventos de altas vazões, como eventos de inundação, parecem diluir as propriedades que alteram o K_d (RFA), aumentando a área de abrangência da pluma (RRDM, 2020; *Material Suplementar A3MFS1, Figuras 89 a 91*). Essas alterações podem ser as responsáveis por determinados cenários observados na composição da comunidade fitoplanctônica, como a ausência do grupo Haptophytas e o favorecimento das cianobactérias em determinados momentos, uma vez que a luz é fator preponderante e seletivo na comunidade fitoplanctônica. Todavia, tais hipóteses só poderão ser confirmadas com a continuidade do monitoramento, tendo em vista que não há dados pré-PMBA/Fest-RRDM para K_d (RFA).

Em relação ao parâmetro eficiência fotossintética, os valores não apresentaram diferenças estatisticamente significativas durante o PMBA/Fest-RRDM, segundo o teste de Kruskal-Wallis. Contudo, as estações de amostragem localizadas sob a influência da pluma do Rio Doce com alta concentração de material em suspensão, como a estação SD 01 (Campanha Emergencial 1, janeiro de 2020) e estação extra SDPd 02 (janeiro de 2021), apresentaram redução acentuada da eficiência fotossintética (RRDM, 2020; *Material Suplementar A3MFS1, Figuras 9, 10, 15, 24, 25, 30, 39, 40, 53, 54, 67, 68, 73, 82, 83, 88*). A redução da eficiência fotossintética pode ser atribuída a grande quantidade de sedimentos em suspensão, que limitaria a penetração de luz e causaria o comprometimento severo da eficiência fotossintética (Berges; Falkowski, 1998) e a sedimentação de organismos maiores. A redução poderia se dar também pela toxicidade de componentes disponíveis em suspensão às células do fitoplâncton. No entanto, os dados químicos do Subprojeto Hidrogeoquímica – PMBA/Fest-RRDM não corroboram esta segunda hipótese, pois os valores de poluentes não foram mais altos quando comparados àqueles observados nas outras campanhas (RRDM, 2020).

Ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, as alterações deletérias sobre a comunidade fitoplanctônica foram maiores nas estações próximas ao setor Foz do Rio Doce, mas se apresentaram para toda a área estudada, reduzindo em magnitude à medida em que se afastavam da foz do Rio Doce. As regiões adjacentes ao sul e ao norte da foz parecem ser afetadas de forma diferente, possivelmente devido à distribuição e posicionamento da pluma do Rio Doce (RRDM, 2019; RRDM, 2020; *Material Suplementar A3MFS1*).

De um modo geral, ocorreu um aumento da densidade numérica fitoplanctônica no Ano 3 (*Material Suplementar A3MFS1*), em comparação com aquela observada no Ano 1 (RRDM, 2019) e no Ano 2 (RRDM, 2020). No Ano 3, ocorreram os maiores picos de densidade numérica nos subsetores Norte da Foz do Rio Doce e Foz do Rio Doce Sul, enquanto os maiores picos de pigmentos foram reportados nos três setores da Foz do Rio Doce. Ainda com relação aos pigmentos, em Abrolhos houve o aumento da clorofila-*a* e clorofila ativa, enquanto nos setores Norte e APA Costa das Algas a clorofila-*a* reduziu no Ano 3, quando comparado ao Ano 2 (*Material Suplementar ASMFS1*).

Em termos de composição quantitativa, as cianobactérias *Synechococcus* spp. e *Synechocystis* spp., bem como as algas verdes unicelulares da fração nanofitoplanctônica (até 20 µm) prevaleceram (*Material Suplementar A3MFS1*), semelhante ao que foi observado nos Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019; RRDM, 2020). Tais grupos oportunistas multiplicam-se rapidamente e são mais resistentes e adaptáveis às instabilidades ambientais (naturais e/ou antropogênicas); em contraposição às espécies frágeis, como os cocolitoforídeos (Filo Haptophyta). Entretanto, houve um aumento da contribuição das diatomáceas, chegando à contribuição de 90% da composição quantitativa na estação SD 04, em fevereiro de 2021, com destaque para a diatomácea penada oportunista *Pseudo-nitzschia* spp. (*Material Suplementar A3MFS1*). Embora fosse esperado uma tendência geral de um aumento na abundância relativa de diatomáceas no fitoplâncton ao longo do tempo, com contribuições próximas ao pré-rompimento da barragem, esperava-se uma maior variedade de espécies.

Cabe mencionar que o enriquecimento do ambiente por ferro pode estimular a floração de diatomáceas do gênero *Pseudo-nitzschia*, que, em sua maioria, são potenciais produtoras de ácido domóico, uma neurotoxina (Trick et al., 2010). O incremento de ferro também altera a estrutura da comunidade ao favorecer espécies como a *Pseudo-nitzschia* e as cianobactérias supracitadas, que também são potenciais produtoras de cianotoxinas. Essas toxinas podem causar efeitos negativos nas redes alimentares costeiras, atingindo níveis ecologicamente prejudiciais com a fertilização de ferro em larga escala (Cohen et al., 2018).

Os gêneros cocóides (esféricas/ovaladas) das cianobactérias *Synechococcus* spp. e *Synechocystis* spp., das clorofíceas *Chlorella* spp. e da diatomácea penada *Pseudo-nitzschia* apresentaram significativa contribuição na densidade total e ocorrência frequente nos setores. Nas amostras qualitativas, os táxons mais frequentes foram os representantes dos grupos das cianobactérias filamentosas do gênero *Trichodesmium* spp. (observado em todos os setores, como um organismo individual ou em tufos) e a diatomácea penada *Cylindrotheca Closterium*. A diatomácea *Cylindrotheca Closterium* é uma espécie indicadora de eutrofização (Jaanus et al., 2009), que em conjunto com as cianobactérias cocóides e clorofíceas supracitadas continuam sendo os organismos mais frequentes desde o início do PMBA/Fest-RRDM, principalmente nos três setores da Foz do Rio Doce, na APA Costa das Algas e Abrolhos. Os dinoflagelados aumentaram sua contribuição qualitativa no Ano 3 nos setores Norte e Foz do Rio Doce Central.

A análise espaço-temporal dos resultados apontados pelos índices do fitoplâncton (*Material Suplementar A3MFS1, Figura 92, Figura 93 e Figura 94*) sugerem que os setores apresentam uma comunidade moderada a altamente impactada. Os indicadores ambientais do fitoplâncton não mostraram recuperação para as condições anteriores ao rompimento da barragem e nem melhoria do Ano 1 (RRDM, 2019; 2020) para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. A qualidade ambiental foi influenciada pelos eventos de alta vazão e eventos de ressuspensão dos sedimentos, que aumentam a área de abrangência dos efeitos sobre o fitoplâncton, conforme demonstrado pelas amostragens ocorridas nos eventos de maior vazão do Rio Doce no período chuvoso. Cabe mencionar que a classificação altamente impactada apresentou um sutil aumento nos setores, exceto para o setor Abrolhos cujos resultados são ainda inconclusivos. Os dados coletados nas estações MUC 01 e MUC 02, no setor Abrolhos, apontam um agravamento da saúde fisiológica do setor, o que deve ser confirmado com um período maior do PMBA/Fest-RRDM. Ademais, nenhum setor apresentou amostras com dados dentro da normalidade no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

Assim como os eventos de enchente do Rio Doce, eventos de maior hidrodinamismo, como a tempestade tropical Iba, provocam grande ressuspensão de sedimentos e consequente efeito sobre a comunidade fitoplanctônica, o que sugere que o momento imediatamente após tais eventos deve ser monitorado, por evidenciar possíveis impactos. Eventos de *El Niño* e *La Niña* também devem ser considerados, caso se enquadrem no período do PMBA/Fest-RRDM, por se tratar de eventos naturais periódicos, que alteram regimes de ventos e de chuva e que podem contribuir para o impacto e sua propagação no ambiente.

Assim como para a comunidade fitoplanctônica, as diferentes condições ambientais que apresentam potencial de redistribuição de material sedimentado oriundo da calha do Rio Doce, tais como eventos de alta vazão (Lee et al., 2016) e eventos de maior energia de ondas (Longhini et al., 2021; Oliveira et al., 2021), influenciam os organismos zooplanctônicos na coluna d'água. Os meses de janeiro de 2019, 2020 e 2021 foram os que apresentaram os maiores valores de vazão do Rio Doce e os menores valores de energia de ondas. Por outro lado, os meses de abril, julho e novembro de 2019 foram os que apresentaram os menores valores de vazão do Rio Doce e os maiores valores de energia de ondas. Com as duas maiores forçantes com maior potencial de disponibilização do material enriquecido com o rejeito de mineração tendo picos em momentos distintos do ano, é possível isolar tais variáveis ambientais de forma a compreender a dimensão dos seus efeitos sobre a comunidade zooplanctônica.

Para isso, foram utilizados bioindicadores de qualidade ambiental que possuem forte embasamento bibliográfico, como a variação dos valores dos Índices Ecológicos (riqueza, diversidade e Equitabilidade) (Qinghong, 1995; Johnston e Roberts, 2009; Davari et al., 2011) e a variação na abundância das espécies mais resistentes e mais sensíveis às condições ambientais, que são objeto do monitoramento (Uttah et al., 2013; Benedetti et al., 2016; Campos et al., 2017). As análises desses bioindicadores demonstram uma comunidade mais impactada quando os valores de vazão do Rio Doce estiveram maiores, principalmente no setor Foz do Rio Doce.

Os valores de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e riqueza de Margalef variaram significativamente entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MZS1, Tabela 1*), sendo que ambos tiveram os seus menores valores nas campanhas de alta vazão (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 1a – f*), indicando uma comunidade zooplanctônica mais fragilizada nos momentos de maior aporte do material proveniente do Rio Doce. Esse padrão pode ser explicado pelo deslocamento predominante da pluma do rio para Sul nos momentos de alta vazão, afetando, desta forma, principalmente a comunidade zooplanctônica dos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas. Como resultado, foi observada uma comunidade com maior dominância das espécies resistentes às altas concentrações de MPS e de metais, como demonstrado na análise de SIMPER (*Material Suplementar A3MZS1, Tabelas 2 e 3*).

Uma destas espécies é o Copepoda *Paracalanus cf. parvus*. O Copepoda do gênero *Paracalanus* inclui espécies de hábito alimentar generalista e tolerantes a altos níveis de poluição, turbidez e sólidos em suspensão (Liu et al., 2013; Shi et al., 2017; Béjaoui et al., 2019). Também possui associação positiva com a biodisponibilidade de metais nos sólidos em suspensão (Obuidallah et al., 2005), apresentando maior capacidade de resistir aos efeitos tóxicos destes elementos. De um modo geral, *P. cf parvus* foi encontrado em todos os setores monitorados (Abrolhos, Norte, Foz do Rio Doce, APA Costa das Algas e Sul), mas seu valor como bioindicador surge da sua dinâmica populacional. Ao longo do período de monitoramento, a abundância relativa dessa espécie demonstrou uma variação significativa no setor Foz do Rio Doce entre as campanhas amostrais, com pico de dominância nos momentos de maior vazão do Rio Doce, principalmente em sua forma juvenil (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 2*).

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 e Chong, 2016). Portanto, este indicador também aponta para uma região mais impactada no setor Foz do Rio Doce nas campanhas realizadas durante os períodos de alta vazão do rio Doce, que apresentaram maiores proporções de juvenis em relação aos adultos dessa espécie.

O Copepoda *Temora turbinata* é outra espécie bioindicadora, de hábito alimentar generalista (Turner, 1984) e resistente a uma ampla gama de variações ambientais (Bradford, 1977; Ara, 2002). No setor Foz do Rio Doce, essa espécie apresentou seu pico populacional na campanha de julho de 2019, indicando que, apesar de menos impactada em relação às campanhas de maior vazão do Rio Doce, nos momentos de maior energia de ondas também são registrados indicadores de impacto para a comunidade zooplancônica na região. Os maiores valores de energia de ondas na foz do Rio Doce ocorrem principalmente na isóbata de 20 m (Quaresma et al., 2015), expondo esse material novamente para as espécies planctônicas. Por outro lado, esse foi o período de menor aporte do Rio Doce, devido a menor incidência de chuvas, e que apresentou os maiores valores dos índices ecológicos para a região. Isso indica que o maior valor de densidade de *T. turbinata* 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 (RRDM, 2020a, RRDM, 2020b). 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.

Outra espécie indicadora de ambientes impactados por partículas inorgânicas é *Oikopleura longicauda*, uma espécie de Appendicularia, um grupo basal dos cordados. Esses organismos apresentam registro de 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 resposta mais rápido do que aquele da comunidade zooplancônica como um todo (Bollens e Landry, 2000). Estes são capazes de selecionar partículas durante a ingestão de alimento, assim como são 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, condição ambiental que foi registrada principalmente durante a campanha Emergencial de janeiro de 2020. Além disso, registramos as maiores abundâncias relativas da espécie durante os momentos de intenso fluxo pluvial ao longo do período amostral (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 3a*).

Enquanto favorecem as espécies mais resistentes citadas acima, condições ambientalmente estressantes tendem a suprimir espécies sensíveis (Fernandes et al., 2020), como o cladócero *Penilia*

avirostris, também apontada como indicadora. Cladóceros são sensíveis às diferentes condições ambientais, inclusive à grandes concentrações de partículas na água (Venkataramana et al., 2017). Nessas condições, *P. avirostris* 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 e Orcutt, 1986).

Além disso, a espécie *P. avirostris* possui ciclo de vida concentrado apenas nos períodos mais quentes do ano, quando apresentam um crescimento populacional acelerado (Lipej et al., 1997; Atienza et al., 2007, 2008; Miyashita et al., 2010) entre janeiro e abril. A espécie *Penilia avirostris* é capaz de modificar sua estratégia reprodutiva para produzir ovos de resistência (Onbé, 1985; Egloff et al., 1997). Isso ocorre por diferentes fatores, tais como diminuição de temperatura e de fotoperíodo, ou outras condições ambientalmente desfavoráveis, tal como a presença de poluentes (Hairston e Cáceres, 1996). Desta forma, nos meses mais frios e com menor fotoperíodo, sua abundância se reduz drasticamente, modificando sua estratégia reprodutiva para produzir ovos de resistência, que irão eclodir quando estiverem sob condições favoráveis novamente.

No Ano 1, todas as estações do ano foram amostradas, o que permitiu uma comparação da sua dinâmica populacional em cada um dos setores com o que seria esperado com base nas características intrínsecas de *P. avirostris*. Naquele ano, o período de atividade da espécie se iniciou em janeiro, quando *P. avirostris* foi a espécie dominante nos setores Norte, APA Costa das Algas e Sul. Porém, nenhum indivíduo foi observado no setor Foz do Rio Doce durante o momento de vazão mais intensa do rio, onde ela só foi registrada na campanha seguinte, quando já havia se iniciado o período de baixa vazão (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 3b*). Esse foi mais um forte indicativo de que a fonte de impacto na região costeira vem predominantemente da calha do Rio Doce. No ano seguinte, foi observada uma vazão ainda mais intensa em janeiro de 2020, que inclusive estimulou uma campanha emergencial de coleta, com intenção de detecção dos seus efeitos no ambiente. Naquele momento, mais uma vez, a espécie foi encontrada em densidades extremamente baixas no setor Foz do Rio Doce; porém, ela também não foi observada nos demais setores monitorados. Em janeiro de 2021, não foi registrado nenhum indivíduo (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 3a*). Infelizmente não se pode fazer nenhuma inferência sobre os motivos da espécie não ter sido mais registrada na região, pois as coletas do ano de 2020 possuem uma grande lacuna temporal com a interrupção das campanhas devido à pandemia da COVID-19, o que é ainda mais prejudicial quando se trata de uma espécie com presença sazonal no zooplâncton. As análises futuras com os dados das demais campanhas de 2021 podem ajudar no entendimento dessa questão.

A análise canônica mostra que existem correlações significativas entre a variação da comunidade zooplânctônica e os parâmetros ambientais analisados, estruturando as campanhas entre períodos de maior e menor vazão do Rio Doce, principalmente no setor Foz do Rio Doce, como proposto neste documento (*Material Suplementar A3MZS1, Tabela 4; Material Suplementar A3MZS2, Figura 4*). Este padrão também é confirmado pela análise de coordenadas principais (PCO) (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 5*). Além disso, foi observada uma forte correlação negativa da comunidade

zooplancônica com a força de vazão do rio e uma forte correlação positiva com a altura de ondas na região. A comunidade de janeiro de 2021 apresentou características típicas dos períodos de maior vazão, sendo agrupada junto às campanhas de janeiro de 2019 e 2020. Os coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) demonstram que a correlação negativa dos valores de vazão do Rio Doce com a comunidade zooplancônica são mais fortes a partir de um intervalo de 15 dias ($r = -0,49$), em relação ao intervalo de 3 dias ($r = -0,22$). Esse padrão encontra respaldo na literatura, que indica resposta da comunidade zooplancônica após mais de 10 dias de exposição a um impacto ambiental (Hoover et al., 2006). Em relação a energia de ondas, a correlação positiva ($r = 0,62$) pode ter relação indireta com uma possível ressurgência local em julho de 2019, momento com maior energia de ondas na região, uma vez que não existe nexo causal direto entre o aumento da energia de ondas e a melhora da comunidade zooplancônica. Essa possível ressurgência é indicada pelos dados do copépode *Calanoides carinatus*, típico indicador deste fenômeno oceanográfico na costa (Lopes et al., 1999; Sywula et al., 2002). Momentos de ressurgência tendem a melhorar as condições ambientais para o zooplâncton (Fernandes et al. 2020; Conceição et al., 2021), mas ainda carece de estudo mais detalhado para sua confirmação em julho de 2019.

As campanhas agrupadas pelos elevados valores de volume de vazão do Rio Doce também foram aquelas que apresentaram correlação positiva com as concentrações dos principais metais presentes no rejeito de mineração, dentre as campanhas trimestrais e semestrais, que são as que tiveram coletas quanti/qualitativas de zooplâncton. Dentre estes metais, destacamos principalmente: níquel, cobre, arsênio, cádmio, chumbo e ferro. O cobre, cádmio e ferro são inclusive utilizados como traçadores da presença do rejeito no ambiente costeiro monitorado (Sá et al., 2021). Crustáceos como os copépodes, grupo predominante dentro do zooplâncton, representam o grupo mais afetado pela toxicidade dos metais (Mance, 1987). A exposição ao cádmio pode reduzir as taxas de natação e de ingestão de alimento no zooplâncton, afetando o crescimento e a reprodução (Bodar et al., 1988; Gulati et al., 1988) e também está associado com baixo crescimento populacional de cladóceros (Heugens et al., 2006), como a espécie *P. avirostris*. A exposição ao cobre reduz as taxas de alimentação em copépodes e também afeta a sobrevivência larval e o desenvolvimento, o que está associado com baixas densidades populacionais no ambiente natural (Reeve et al., 1976). Por sua vez, o chumbo é reconhecidamente tóxico para organismos aquáticos (Aouini et al., 2018). Além disso, as concentrações de metais podem causar efeitos cumulativos genotóxicos através do estresse oxidativo intracelular em diferentes espécies de copépodes (Goswami et al., 2014; Kim et al., 2014).

Os valores de MPS tendem a se elevar em momentos de alta vazão em rios, independente da presença de rejeito de mineração em sua calha e, além disso, também apresentam efeitos nocivos ao zooplâncton (Venkataramana et al., 2017). Porém, os valores de correlação negativa da comunidade zooplancônica com os valores de MPS foram muito baixos ($r = -0,07$), indicando que o impacto negativo da pluma do Rio Doce na região marinha, observado principalmente durante os períodos de alta vazão, são principalmente advindos dos efeitos dos metais presentes na calha do rio, em função do rompimento da barragem de Fundão (Rocha et al., em preparação).

Em relação às espécies indicadoras de impacto ambiental apresentadas para o presente monitoramento, foram observadas altas correlações com os eixos da análise, demonstrando sua contribuição para diferenciação entre as campanhas e suas relações com os parâmetros ambientais. Os juvenis de *Paracalanus spp.* e o cordado *Oikopleura longicauda*, grupos resistentes à particulados inorgânicos, foram associadas às maiores concentrações de metais, características das campanhas do período de alta vazão do Rio Doce (janeiro de 2019, 2020 e 2021). Por sua vez, *Penilia avirostris*, espécie de alta sensibilidade ambiental, foi particularmente associada à campanha de abril de 2019, quando ainda estava em seu período reprodutivo e o Rio Doce já havia reduzido o seu aporte para a região costeira (*Material Suplementar A3MZS2, Figura 4*).

As análises priorizaram a utilização de indicadores biológicos que apresentassem nexos causais, embasado por bibliografia especializada, com os possíveis efeitos nocivos dos componentes de rejeito de mineração carreado pela pluma do Rio Doce até a região marinha adjacente, após o evento do rompimento da barragem de Fundão. É preciso reforçar que séries temporais curtas (1-2 anos) são importantes para a determinação de alguns padrões. No entanto, séries de médio (>3 anos) e longo prazo (>10 anos) são mais eficientes para aumentar o conhecimento das flutuações da comunidade planctônica e como estas se relacionam com fatores antrópicos e climáticos nas oscilações sazonais ou interanuais em regiões costeiras (Teixeira-Amaral et al., 2017).

A influência da vazão e do consequente aporte de material pelo Rio Doce também foi observada para o ictioplâncton. Para realização das análises, foram realizadas coletas em superfície e na coluna d'água. De maneira geral, as abundâncias de ovos e larvas de peixes foram baixas (<100 indivíduos.100 m⁻³) ao longo do PMBA/Fest-RRDM, tanto na superfície quanto na coluna de água.

Em relação aos ovos de peixes foram observados picos pontuais durante todo o período de estudo, na superfície (*Material Suplementar A3MIS1*) e na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS2*). Entretanto, 49% das abundâncias registradas na superfície (*Material Suplementar A3MIS1*) e 89% observadas na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS2*) ficaram abaixo de 100 ovos.100 m⁻³. De maneira geral, as menores abundâncias médias de ovos de peixes ocorreram nas campanhas dos meses de novembro de 2018 e janeiro de 2019, quando a vazão do Rio Doce foi mais alta, consequentemente com maior aporte de sedimentos oriundos do rompimento da barragem de Fundão na área costeira adjacente. Os maiores valores médios de ovos de peixes foram obtidos na superfície durante a campanha de abril de 2019, quando a vazão do Rio Doce estava baixa (*Material Suplementar A3MIS3*). Há uma grande variação entre as abundâncias médias de ovos de peixes em cada setor e ao longo do monitoramento. Na superfície e na coluna d'água houve diferença significativa apenas entre as campanhas. As abundâncias médias de ovos registradas em janeiro de 2021 foram maiores que as observadas em janeiro de 2019 e 2020, principalmente nos setores APA Costa das Algas e Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MIS3*). Entre os ovos registrados na superfície, a maioria foi classificada como "inviável", ou seja, já estavam mortos no momento da coleta. Esses ovos chegaram a representar entre 50% e 90% do total coletado em cada campanha (*Material Suplementar A3MIS4*).

As abundâncias médias de larvas de peixes também foram baixas ao longo do monitoramento na superfície (*Material Suplementar A3MIS5*) e na coluna d'água (*Material Suplementar A3MIS6*). Aproximadamente 91% e 99% das abundâncias de larvas coletadas na superfície e na coluna d'água, respectivamente, ficaram abaixo de 100 larvas.100 m⁻³. Não houve um padrão de distribuição desses valores nem em relação aos setores e nem às campanhas (*Material Suplementar A3MIS7*). Em janeiro de 2021, houve um aumento da abundância média de larvas de peixes no setor Foz do Rio Doce na superfície, em relação a janeiro de 2019 e de 2020, nesse mesmo setor (*Material Suplementar A3MIS7*). As abundâncias variaram significativamente na superfície e na coluna de água entre os setores e entre as campanhas. A exceção foi na coluna d'água para campanhas.

As maiores diversidades de larvas de peixes foram registradas na coluna d'água. Na superfície, os maiores valores foram encontrados nos setores Norte e Abrolhos (*Material Suplementar A3MIS8*), enquanto que na coluna d'água não houve um padrão (*Material Suplementar A3MIS9*). A equitabilidade variou de forma semelhante à diversidade (*Material Suplementar A3MIS8 e A3MIS9*). Os valores de diversidade e equitabilidade variaram significativamente entre as campanhas e entre os setores, com exceção da coluna d'água para os quatro setores. As curvas de acumulação de espécies das amostras coletadas na superfície (*Material Suplementar A3MIS10*) e das obtidas ao longo da coluna d'água (*Material Suplementar A3MIS11*) durante todo o monitoramento mostraram que ainda não houve uma estabilização no número de táxons obtidos.

Entre novembro de 2018 e janeiro de 2021, foram coletadas 74 famílias e 125 espécies, que variaram ao longo do monitoramento quanto à abundância relativa e frequência de ocorrência na superfície (*Material Suplementar A3MIS12*) e na coluna d'água (*Material Suplementar A3MIS13*). Foram registradas larvas de Characiformes e Siluriformes, o que indica a influência da água doce nas estações localizadas mais próximas à foz do Rio Doce. A presença de larvas de famílias com hábitos mesopelágicos (ex: Myctophidae, Gonostomatidae, Phosichthyidae, Paralepididae) nas estações mais profundas indica a presença da Água Central do Atlântico Sul (*Material Suplementar A3MIS12 e A3MIS13*). De maneira geral, as famílias abundantes e frequentes na superfície e na coluna d'água, ao longo do PMBA/Fest-RRDM, são: Engraulidae, Clupeidae, Gobiidae, Haemulidae e Sciaenidae. A maioria dos táxons pode ser considerada rara, pouco abundante e pouco frequente (*Material Suplementar A3MIS14 e A3MIS15*).

A análise de similaridade mostrou que houve diferença significativa entre as assembleias de larvas de peixes coletadas na superfície e entre as campanhas (*Material Suplementar A3MIS16*). As assembleias de larvas de peixes observadas na coluna d'água foram significativamente diferentes entre as campanhas e entre os setores (*Material Suplementar A3MIS16*). As assembleias foram formadas principalmente por larvas das famílias Engraulidae (manjubas) e Clupeidae (sardinhas), tanto na superfície quanto na coluna d'água. Além dessas famílias, deve-se destacar também a contribuição de Haemulidae (cocoroca), Sciaenidae (corvina) e Carangidae (palombeta). Na campanha Emergencial, as larvas da Ordem Characiformes (características de água doce) também contribuíram para a formação das assembleias (*Material Suplementar A3MIS16*).

Um dos possíveis efeitos do rejeito que chegou na região marinha observados sobre o ictioplâncton foi a presença de larvas de peixes com o trato digestório danificado (RRDM, 2019; 2020). Essas larvas ocorreram em todos os setores ao longo de todo o monitoramento (*Material Suplementar A3MIS17*).

A Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A3MIS18 e A3MIS19*) integrada dos parâmetros abióticos com o ictioplâncton mostrou que houve uma influência do rompimento da barragem no ambiente marinho afetando esses organismos. Na PCA realizada com as amostras coletadas tanto na superfície quanto na coluna d'água a explicação foi de 26% em cada análise (*Material Suplementar A3MIS18 e A3MIS19*). Os ovos classificados como inviáveis (-0,2) foram correlacionados com a fração particulada dos metais/semi-metais, principalmente com o cobalto (Co-p) e ferro (Fe-p) (*Material Suplementar A3MIS18*). As abundâncias (0,1) e diversidade de larvas de peixes (0,2) foram correlacionadas com a fração dissolvida dos metais/semi-metais, principalmente ferro (Fe), manganês (Mn) alumínio (Al) e cromo (Cr) (*Material Suplementar A3MIS19*). A análise evidenciou a separação das amostras coletadas em janeiro de 2019, quando houve uma alta vazão do Rio Doce, das campanhas realizadas em janeiro de 2020 (emergencial) que foi um período de inundação, e em janeiro de 2021, quando a vazão não foi muito alta quando comparada com a série histórica (*Material Suplementar A3MIS18 e A3MIS19*). Esses resultados foram semelhantes aos observados nas campanhas realizadas durante os Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM.

A abundância nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas foi menor que nos setores Norte e Abrolhos (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 1a*), e nas estações mais rasas até 20 m (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 1b*), mas não mostrou variação significativa ao longo do período de monitoramento (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 1c*). O número de táxons (riqueza) encontrados foi menor no setor Foz do Rio Doce em comparação com os demais setores (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 2a*), e nas estações mais rasas até 20 m (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 2b*), enquanto ao longo do monitoramento o número de táxons se manteve em 9 ± 2 táxons, exceto na campanha 01/2019 onde houve um aumento para 11 ± 3 táxons (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 2c*). Ao longo do período de monitoramento, foram obtidos 409.231 indivíduos (Ano 1 = 234.990 ind.; Ano 2 = 114.559 ind. e Ano 3 = 59.682 ind.). Até o momento, foram identificados 16 filos distintos, sendo estes Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Echiura, Annelida, Sipuncula, Arthropoda (Crustacea), Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Hemichordata e Chordata.

Os valores para estes indicadores diminuem drasticamente nas amostras com presença do rejeito indicada pelo Índice Mineralógico do Ferro (IMS). Isto acontece tanto para a abundância (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 3*) quanto para o número de táxons (riqueza) (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 4*), exibindo uma influência direta, forte e que se agrava com o aumento da intensidade da presença do rejeito. Essa relação é mais nítida nas estações mais próximas da foz e com menores profundidades, com maiores valores de IMS. Entretanto, esse efeito independe da profundidade: se há ocorrência do rejeito, há diminuição dos valores de abundância e número de táxons (*Material Suplementar A3MBS1, Figuras 5 e 6*).

A composição da comunidade macrobentônica foi analisada para os três Anos do PMBA/Fest-RRDM, mas também para o Ano 1 isoladamente, que contou com maior refinamento taxonômico, onde todos os indivíduos dos dois maiores grupos – Mollusca e Annelida, foram identificados em nível de família. O mesmo padrão encontrado para Ano 1 (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 7*) ficou evidente quando os Anos 1, 2 e 3 foram analisados em conjunto (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 8*), porém com menor detalhamento devido a menor resolução taxonômica, em grandes grupos. A maior parte da variação existente na comunidade está presente entre os diferentes setores e profundidades. Nenhuma variação significativa foi encontrada ao longo do tempo.

Foi identificada clara distinção das comunidades macrobentônicas presentes no setor Foz do Rio Doce e em áreas adjacentes, ao sul – nas estações mais rasas do setor APA Costa das Algas, e, sobretudo, no setor Norte – na localidade de Degredo (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 9*). Por exemplo, a estação DEG 01 (setor Norte) sempre agrupou com as estações do setor Foz do Rio Doce (subsetores Norte e Central), independente da campanha (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 9*), ou seja, as comunidades nestas estações possuem grande similaridade, estando sob influência dos metais Ba, Al, Pb e Co, da forte presença do rejeito e da grande quantidade de lama nas amostras (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 7*). Nestas áreas predominam vestígios de moluscos e poliquetas (Spionidae e Magelonidae) já conhecidos na literatura por resistirem a diversos impactos, sobretudo, de soterramento.

No Ano 1, com a resolução taxonômica em nível de família, a estruturação espacialmente bem marcada da comunidade macrobentônica foi bastante dependente da composição do sedimento (cerca de 25%), como era de se esperar. Porém, outros 42% dependem da relação entre a concentração de metais, presença do rejeito e percentual de lama nas amostras (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 10*). Essa influência é dependente da escala espacial utilizada, ganhando destaque quando os setores são comparados. Esses valores são menores quando são analisados os três anos juntos, isto se deve a resolução taxonômica que foi menor, porém as proporções para cada matriz preditora são mantidas (*Material Suplementar A3MBS1, Figura 11*).

A ocorrência de sedimentos dominados por lama perto da foz do Rio Doce foi descrita antes do rompimento da barragem de Fundão (Oliveira e Quaresma, 2018). Entretanto, este ambiente mudou drasticamente após o rompimento da barragem de Fundão, devido à entrada da lama de rejeitos, sobrepondo a composição de sedimentos anteriores (Gomes et al., 2017; Grilo et al., 2018; Aguiar et al., 2020; Quaresma et al., 2020) e acumulando ao longo do tempo (D'Azeredo Orlando et al., 2020). Esta é uma área sob alta energia e circulação oceânica, o que pode espalhar e ampliar esses impactos (Oliveira e Quaresma, 2018). Já existem na literatura especializada registros de impactos de rejeitos de minérios em ecossistemas marinhos que perduram após 29 anos (Burd, 2002). Além disso, modelos baseados em modelagem hidrológica e de circulação costeira já publicados, juntamente com o mapeamento de ecossistemas, previram que a intensidade da pluma de lama residual diminuirá com o tempo, mas a área total em risco será ampliada (Marta-Almeida et al., 2016; Magris et al 2019; Coimbra et al., 2020). Em relação a essa perspectiva, os resultados produzidos, analisados e apresentados até

aqui são também um registro temporal crítico do que esperamos ser um programa de monitoramento de longo prazo dos impactos do rompimento da barragem de Fundão no ecossistema marinho.

O monitoramento a longo prazo também é importante em ecossistemas de reconhecida sensibilidade e importância, como os ecossistemas recifais, considerados os sistemas mais biodiversos do oceano e abrigam organismos sensíveis a mudanças no ambiente, tais como corais e algas coralináceas. Além disso, recifes e bancos de rodólitos abrigam espécies de importância para a pesca (e.g. peixes, lagostas), são importantes para o turismo, protegem a costa, e fornecem diversos outros serviços ecossistêmicos da mais alta relevância. Trata-se, portanto, de sistemas ideais para avaliar os possíveis impactos do rompimento da barragem de Fundão no mar, bem como para o desenvolvimento de ações de engajamento social no sentido da recuperação da área marinha afetada pelo desastre. O norte do Espírito Santo e sul da Bahia abrangem os maiores e mais complexos recifes do Atlântico Sul, os maiores bancos de rodólitos do mundo, e uma importante rede de Áreas Marinhas Protegidas com o objetivo de conservar e promover o uso sustentável da biodiversidade.

O estudo dos efeitos do rompimento da barragem sobre fundos recifais e bancos de rodólitos foi baseado em um consórcio entre abordagens amostrais e analíticas, cada uma com vantagens e limitações distintas. O grande desafio num projeto dessa natureza é separar a variabilidade natural dos efeitos do desastre. Por exemplo, a avaliação da magnitude, da extensão e da persistência de alterações nos diferentes níveis de organização biológica pode ser embasada em contrastes do tipo Antes-Depois (*before-after* - BA). Tais avaliações devem ser conduzidas, preferencialmente, com uso de áreas controle, compondo o delineamento Antes-Depois, Controle-Impacto (*before-after control-impact* - BACI). Os controles visam isolar efeitos relacionados e não-relacionados ao desastre (e.g. mudanças no clima, outras contaminações) a partir da identificação de interações entre tempo e local. Séries temporais antecedentes e posteriores ao evento (BACI *paired series*) e controles múltiplos (*beyond*-BACI) adicionam robustez, mas, no caso das áreas recifais potencialmente impactadas pelo rompimento, os dados antecedentes são limitados.

Boa parte dos recifes e bancos de rodólitos da região estudada, tais como os Recifes Esquecidos e os bancos de rodólitos da APA Costa das Algas (APACA), no ES, não havia sequer sido mapeada/caracterizada em seus aspectos básicos (e.g. localização, extensão) até o início do PMBA/Fest-RRDM, 3 anos após o rompimento da barragem de Fundão. Os recifes e bancos de rodólitos na área próxima ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PARNAMA), na BA, já haviam sido mapeados, mas a cobertura dos bancos de rodólitos não havia sido caracterizada. Por outro lado, os recifes do PARNAMA e adjacências, a ~200 km da foz do rio Doce, possuem 10 anos de *baselines* de cobertura e, portanto, podem funcionar como controle, ressaltando-se algumas limitações. Essa área setentrional está submetida a estressores (e.g. instalação portuárias, dragagem) cujos efeitos podem se confundir com os do desastre, e há evidências da chegada de contaminantes advindos do rompimento da barragem de Fundão. Ou seja, não se trata de uma área livre de influências do evento (q.v. resultados do subprojeto Hidrogeoquímica - PMBA/Fest-RRDM). Assim, contrastes do tipo Controle-Impacto (CI) podem ser confundidos por estressores locais e enviesados pela

dispersão/remobilização de material associado ao rompimento. Os recifes adjacentes ao litoral, na APACA, representam a única área recifal próxima à foz do rio Doce com dados de cobertura bêntica antecedentes ao rompimento da barragem, permitindo o emprego da abordagem BA, mas não há recifes análogos que possam funcionar como controle (BACI). Além dos aspectos espaço-temporais resumidos acima é importante considerar as escalas dos processos de interesse. Por exemplo, processos físico-químicos e geohidrológicos operam em macro e mesoescalas espaciais e temporais, mas também podem se apresentar de forma bastante dinâmica (e.g. distribuição e deslocamento de massas d'água), condicionando alterações locais bruscas e espacialmente heterogêneas. 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. fecundidade, mortalidade), na forma de efeitos crônicos e cumulativos. Por fim, 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 fragmentada e com hiatos temporais, em função da intensa dinâmica metapopulacional característica dos sistemas recifais.

Diante do cenário complexo exposto acima, o subprojeto Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas atuou em diferentes frentes de investigação acerca dos efeitos do rompimento da barragem, a saber: 1) avaliação de tendências temporais na cobertura dos recifes adjacentes ao litoral na APACA; 2) contrastes do tipo BA envolvendo a cobertura destes recifes na APACA; 3) inventário da flora associada aos recifes costeiros da APACA, uma das mais diversas da costa brasileira; 4) contrastes espaço-temporais da cobertura bêntica e de indicadores de saúde de corais (e.g. fluorimetria de pulso amplificado, abundância e identidade taxonômica de fotosimbiontes) envolvendo os Recifes Esquecidos e os recifes do PARNAMA e adjacências; 5) reconstrução, através do estudo de bandas de crescimento, de *baselines* de concentração de elementos traço em corais coletados próximos ao PARNAMA; 6) estudo mineralógico, granulométrico e morfológico dos sedimentos depositados em armadilhas, em algas, e na superfície de recifes e rodolitos, a diferentes distâncias da foz do rio Doce; 7) construção de *baselines* pós-rompimento, com dados da estrutura do ecossistema e aspectos funcionais (e.g. recrutamento, biomineralização, caracterização biológica e físico-química da coluna d'água) a diferentes distâncias da foz do rio Doce. O subprojeto também investiu esforços para: 8) comparação, teste e desenvolvimento de protocolos amostrais custo-efetivos para monitorar recifes e bancos de rodolitos em médio e longo prazo; 9) avaliar, como estratégia de restauração, a efetividade de transplantes de corais de áreas menos contaminadas para áreas mais contaminadas; 10) produzir uma síntese de resultados e recomendações em linguagem plana. Uma parte dos resultados foi publicada ou submetida para publicação. Foram constatados possíveis efeitos do rompimento da barragem desde o nível de organismos (e.g. integridade celular de macroalgas, elementos traço em bandas de crescimento) e das comunidades bênticas (e.g. alterações espaço-temporais na estrutura de comunidades) até o nível dos processos ecológicos característicos dos recifes e bancos de rodolitos (e.g. mineralização de CaCO_3 , recrutamento, fotossíntese, natureza sedimentar do fundo recifal), como segue.

A avaliação de tendências temporais na cobertura bêntica dos recifes adjacentes ao litoral na APACA revelou heterogeneidade espacial ao longo da malha amostral e uma intensa sazonalidade na cobertura, envolvendo uma redução importante no dossel de macroalgas nos períodos mais turbulentos do ano e uma recuperação que se processa ao longo do primeiro semestre. Esse segundo aspecto é essencial como elemento de monitoramento e interpretação do conjunto de informações sobre esses recifes, uma vez que a sazonalidade dos dados de "baseline" deve ser levada em conta nas comparações BA. Assim, controlando o efeito da sazonalidade, foi observada redução significativa na diversidade desses recifes e um aumento progressivo, após o rompimento, da participação de algas pardas tolerantes a metais e impalatáveis para peixes e outros herbívoros. O estudo dos sedimentos superficiais depositados nos recifes adjacentes ao litoral na APACA revelou um gradiente de concentração de hematita inversamente relacionado com a foz do Rio Doce, indicando aporte crônico do Rio Doce e atenuação latitudinal desses aportes. O inventário da flora marinha associada aos recifes costeiros do norte do ES confirma se tratar da área com maior diversidade de flora marinha no Brasil.

Os contrastes espaço-temporais de cobertura bêntica envolvendo os recifes do PARNAMA e adjacências (BA) envolveram a compilação de uma base de dados antecedente ao rompimento da barragem, adquirida no âmbito do PELD-Abrolhos e outros projetos, complementada pelos monitoramentos no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Foram detectados efeitos negativos das anomalias térmicas mais recentes (especialmente de 2019 em diante) e um declínio consistente na cobertura coralínea dos recifes próximos à operação de dragagem ao largo de Caravelas. Não foram encontradas evidências de alterações no nível das comunidades bênticas dessa área, que pudessem ser relacionadas ao rompimento da barragem, mas tais efeitos tendem a se configurar em escalas temporais mais longas. As séries temporais de cobertura dos Recifes Esquecidos (ES) ainda são relativamente curtas. Até o momento, não há evidências de alterações no nível das comunidades bênticas dessa área, que possam ser relacionadas ao rompimento da barragem. No entanto, também não se pode afirmar que não houve efeito nessa área recifal atingida mais fortemente pelas plumas oriundas do Rio Doce. Assim, ressalta-se que um contraste robusto entre os Recifes Esquecidos e a área do PARNAMA e adjacências depende da execução do PMBA/Fest-RRDM conforme concebido, *i.e.*, com pelo menos cinco anos de dados.

A reconstrução de *baselines* de concentração de elementos traço em corais coletados próximos ao PARNAMA foi feita através do estudo de bandas de crescimento do coral *Montastraea cavernosa*, formadas antes e após o rompimento da barragem. Para isso foram empregadas amostras obtidas na plataforma externa, a cerca de 200 km ao norte da foz do Rio Doce, ou seja, em uma localidade afastada de possíveis ruídos advindos de fontes locais costeiras hipossalinas e/ou ricas em sedimentos terrígenos. As bandas revelaram um pico significativo de Fe incorporado no esqueleto em 2016, após o rompimento da barragem, acompanhado por anomalias na maioria dos oito outros elementos-traço examinados (em ordem decrescente de concentração média: Sr, Cr, Ba, Cd, V, Y, Zn e Pb). A partir de 2016, a concentração da maioria desses elementos traço (Pb, V, Y e Zn) aumentou e foi acompanhada por um decréscimo na taxa de crescimento do coral. As evidências coligidas confirmam que elementos

associados ao rompimento da barragem, alguns deles potencialmente nocivos à saúde dos organismos recifais, alcançaram as adjacências dos PARNAMA, na Bahia.

O estudo mineralógico, granulométrico, elementar e morfológico dos sedimentos depositados em armadilhas de sedimentos, na superfície do fundo e em algas e rodolitos coletados a diferentes distâncias da foz do Rio Doce permitiu identificar frações com assinaturas similares às do rejeito da barragem colapsada. Essa abordagem multidisciplinar permitiu caracterizar as partículas de óxidos de ferro oriundas do rompimento como facetadas e anguladas, com faces cristalinas de minerais ortorrômbicos e romboédricos, características dos minerais goetita e hematita, respectivamente. Tais partículas facetadas e anguladas podem corresponder a presença do rejeito da barragem, ao passo que partículas de sulfetos de ferro ou de óxidos de ferro retrabalhadas e com bordas/arestas desgastadas são mais associadas a processos biogênicos ou erosivos. Sedimentos com a assinatura do rejeito foram identificados majoritariamente na APACA e nos bancos de rodolitos próximos a foz do Rio Doce, inclusive no interior dos nódulos, tendo sido pouco frequentes nos Recifes Esquecidos e raros nos recifes adjacentes ao PARNAMA, onde foram identificados apenas com análises microelementares e microestruturais e não representaram fração detectável nas análises difratométricas. Nessas últimas duas áreas, a maior parte dos minerais ferrosos correspondeu a sulfetos de ferro (greigita), sendo que os óxidos de ferro foram menos abundantes. No entanto, ressalta-se que foram detectados, em partículas de óxidos de ferro encontradas em rodolitos, elementos-traço (Mn, Cr, As, Ti, Pb e Ni) com potencial tóxico e que podem impactar a biomineralização do CaCO_3 . Partículas com a assinatura elementar e estrutural do rejeito, e com presença de elementos traço potencialmente nocivos (Mn, Cr, Ni, Zn, Cu), foram encontradas aderidas à superfície do talo de macroalgas verdes, pardas e vermelhas, principalmente na APACA. Tais partículas foram significativamente menos frequentes em macroalgas dos Recifes Esquecidos e do PARNAMA e adjacências. Análises dos cloroplastos e da estrutura da parede celular das macroalgas revelaram maior integridade nas amostras do PARNAMA e desorganização de bandas tilacóides e em fibrilas da parede celular nas amostras da APACA. Apesar de constituírem indícios de impacto, a relação entre os danos celulares e o rompimento da barragem não é inequívoca e depende de análises em andamento.

A construção de *baselines* acerca da estrutura de comunidades e dos aspectos funcionais dos bancos de rodolitos envolveu, inicialmente, uma caracterização detalhada desses ecossistemas ao largo da foz do Rio Doce. Trata-se do embasamento primordial para o exame de tendências temporais e contrastes espaciais, cuja consolidação só pode ser lograda ao término dos monitoramentos do PMBA/Fest-RRDM. Os bancos de rodolitos das adjacências do PARNAMA também foram caracterizados com a mesma abordagem amostral. Porém, trata-se de uma área muito maior e mais heterogênea que demanda maior esforço analítico. Uma parte desse estudo na área mais setentrional, com dados de peixes e da cobertura do fundo, gerados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM e do PELD-Abrolhos, já foi concluída. O detalhamento da cobertura bêntica e as primeiras análises temporais sobre esse ecossistema serão finalizadas no próximo ciclo de execução. Os bancos de rodolitos das adjacências

do PARNAMA possuem extensos dosséis de macroalgas e não são diretamente comparáveis, numa abordagem CI, com os da foz do Rio Doce.

Os protocolos mais correntes para monitoramento de áreas recifais (AGRRA, *ReefCheck* e fotoquadrados) foram comparados com base em paisagens de referência construídas a partir de ortomosaicos tridimensionais com resolução sub-centimétrica, gerados por fotogrametria *structure-from-motion* (SfM). As duas paisagens de referência, com cerca de 450 m² cada, abrangeram recifes com características contrastantes em termos de dominância de corais, macroalgas foliosas e turf, permitindo explorar a contexto-dependência nas estimativas de cobertura. O poder de detecção de mudanças de cada método foi avaliado com conjuntos de dados simulados baseados em distribuições Gaussianas com média e desvio estabelecidos a partir dos dados empíricos obtidos com cada protocolo. Posteriormente, cada conjunto de dados foi perturbado (reduções sucessivas de médias) em diferentes posições e os pontos de mudança foram detectados com o método Bayesiano *change point*. Os resultados desse estudo permitem comparar os resultados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM com dados da literatura científica e apontam para a pertinência de se empregar fotomosaicos como estratégia custo-efetiva de monitoramento de longo prazo nos recifes da região afetada e de áreas controle.

Para avaliar a viabilidade de transplantes de corais, como estratégia de restauração, foram feitos deslocamentos de colônias de *Mussismilia hartii* entre os Recifes Esquecidos e o Parcel dos Abrolhos. As colônias (n=20) estavam localizadas originalmente no mesmo *habitat* (topo dos recifes), sendo que uma parcela delas foi realocada no mesmo recife, no sentido de funcionar como controle de manipulação. Alguns pólipos das colônias manipuladas também foram incubados em um sistema portátil desenvolvido na UFRJ, no sentido de gerar estimativas robustas de consumo e produção de oxigênio, fotossíntese (ETR, Fv/Fm), bem como do balanço carbonático. Foi feita a identificação genética por *metabarcoding* (marcador ITS-2) de fotosimbiontes em 62 espécimes de 4 espécies de corais construtores (*Montastraea cavernosa*, *Mussismilla braziliensis*, *Mussismilla hartii* e *Favia gravida*) com estratégias reprodutivas e distribuição geográfica contrastantes. Um *screening* da microbiota procarionte (marcador 16S rDNA) também foi produzido. Variantes genéticas (haplótipos) de fotosimbiontes do gênero *Cladocopium*, ainda desconhecidas da ciência foram observadas em sítios profundos no coral *M. hartii*, assim como ocorrência de novos haplótipos de *Symbiodinium* para a região. Análises multivariadas de escalonamento multidimensional mostraram que a composição de fotosimbiontes é mais dependente do tipo de coral hospedeiro, enquanto a comunidade procarionte está mais associada aos sítios. Em última instância, os resultados permitirão avaliar como o ambiente influencia o microbioma e o metabolismo dos corais e, também, se transplantes de corais de áreas mais saudáveis para áreas contaminadas são viáveis, contribuindo para aprimorar iniciativas de restauração do tipo *coral gardening*.

As análises utilizando CAUs (*Calcification Accretion Units*), para avaliação do balanço carbonático e do processo de assentamento de organismos, revelaram que a produção de massa calcária tendeu a ser maior nos recifes do PARNAMA em relação aos Recifes Esquecidos, enquanto que os maiores valores

de produção de massa não-calcária foram observados no banco de rodolitos do PARNAMA. Os menores valores de razão entre a massa calcária e não calcária foram registrados para os Recifes Esquecidos, indicando maior contribuição de organismos não-construtores na colonização do substrato nesta área recifal comparado aos recifes do PARNAMA. As taxas de crescimento de algas calcárias incrustantes formadoras de rodolitos revelaram taxas semelhantes entre os anos analisados no banco de rodolitos do PARNAMA. Essas taxas tendem a ser maiores nos rodolitos do PARNAMA do que naqueles dos Recifes Esquecidos, mais próximos à foz do Rio Doce.

Quanto a ictiofauna recifal, dado a ausência de dados pretéritos e referências na literatura, e com a adoção do desenho amostral *Beyond-BACI*, foi possível detectar nas áreas próximas a foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, atingidas diretamente pela lama de rejeito, alterações na assembleia 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; C1 = Recifes Esquecidos, C2 = Cassurubá, C3 = Parcel dos Paredes, C4 = PARNA Abrolhos, C5 = Vitória e C6 = Guarapari, *Material suplementar A7MICS6, Figura 1*). Devido às adequações na malha amostral realizadas ao final do Ano 1, visando incluir formações recifais mais ao sul da foz do Rio Doce, e sendo tais recifes de origem distinta (predominantemente rochosos) das formações recifais ao norte do Rio Doce (predominantemente biogênicas), optou-se por separar as análises de dados dos indicadores ecológicos segundo os 2 tipos recifais. Desta forma, os Controles 1 ao 4 representam as formações recifais biogênicas, presentes ao norte, e os Controles 5 e 6, as formações rochosas, localizadas na região sul.

De uma forma geral, no Ano 3, as menores médias de abundância e biomassa de peixes recifais foram observadas na zona Impacto (*Material suplementar A7MICS6, Figura 2*). Na área norte (zona Impacto e C1-C4, *Material suplementar A7MICS6, Figura 1*), as assembleias de peixes recifais amostradas na zona Impacto apresentaram diferenças significativas para abundância, riqueza e diversidade (índice de Margalef e Shannon - Wiener), quando comparado com as demais zonas, indicado pelo contraste (I vs. C) (PERMANOVA; *Material suplementar A7MICS6, Tabela 1-3*). Na área sul, por outro lado, existem diferenças significativas entre Impacto e Controles para abundância, composição de comunidade, e no índice de equitatividade de Pielou (PERMANOVA; *Material suplementar A7MICS6, Tabela 5-8*). O resultado encontrado é similar àqueles encontrados nos Anos 1 e 2 (RRDM, 2020). Adicionalmente, efeitos temporais na resposta ao impacto (identificado através da interação T x 'IvsC') foram observados para a abundância (PERMANOVA & NMDS, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 1-3, 5-7, Figura 2-4*), assim como variações significativas a pequena escala (S x 'I vs C' e T (S x 'I vs C')) foram observadas para todos os indicadores (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 1-8*). A assembleia de peixes recifais na zona Impacto foi mais homogênea entre si (NMDS, *Material suplementar A7MICS6, Figura 2-4*).

Considerando a área norte (zona I e C1-C4), foi constatada uma perda de diversidade de espécies raras (0D) de peixes recifais na zona Impacto em relação às zonas Controle (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 4, Figura 5*), assim como a diversidade alfa 1D e 2D (espécies

abundantes e espécies dominantes, respectivamente) também foram significativamente diferentes e menores na zona Impacto comparado às zonas de controles (I vs C) (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 4*). No entanto, na área sul (zona I, C5, C6), os padrões são menos evidentes.

A composição trófica da assembleia de peixes recifais difere em vários aspectos entre a zona Impacto e as controles. A abundância de herbívoro-detritívoros, piscívoros, invertívoros e herbívoros foram significativamente menores na zona Impacto quando comparado com os controles na área norte (C1-C4) (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 9-12, Figura 6 e 7*), enquanto que na área sul (C5-C6) espécies que se alimentam de invertebrados sésseis foram menos abundantes na zona impacto (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 26, Figura 6*). Para biomassa, somente os onívoros-planctívoros foram significativamente menos representados na zona Impacto (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 22, Figura 8, 9*). Para as espécies *Scarus trispinosus* (herbívoro-detritívoro), *Sparisoma axillare* (herbívoro-detritívoro) e *Abudefduf saxatilis*, (onívoro-planctívoros) a distância para o Rio Doce é uma das variáveis mais fortes para explicar a abundância nos pontos de amostragem (RDA, *Material suplementar A7MICS6, Figura 10*). Várias espécies extremamente comuns na província brasileira ocorreram em baixas abundâncias na zona Impacto, por exemplo *Abudefduf saxatilis* (onívoro-planctívoro), *Acanthurus bahianus* (herbívoro-detritívoro) e *Stegastes fuscus* (herbívoro) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 11*).

A variação espacial e temporal das assembleias de peixes e crustáceos estuarinos e marinhos nos estuários monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM (Rio Doce, Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açu) ao longo dos três períodos de amostragem (Ano 1 = fevereiro/2019, Ano 2 = fevereiro/2020 e Ano 3 = janeiro/2021) foi avaliada por meio de análises multivariadas e univariadas sobre dados de abundância, densidade (indivíduos/100 m²), biomassa (g/100 m²) e riqueza (número de espécies), bem como biomassa das guildas tróficas de peixes. A abordagem *Beyond-BACI* foi utilizada para testar a hipótese de que a lixiviação/ressuspensão do rejeito na bacia do Rio Doce (local impactado) causou um padrão diferente de variação entre os períodos de amostragem quando comparado à variação natural nos locais controles (Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açu). Tal diferença foi analisada com base em um modelo misto de Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) considerando os seguintes fatores: Período (fixo; Anos 1, 2 e 3); Local (fixo; Impacto - Rio Doce, e Controles); Estuário (aleatório; aninhado em Local); e Área (aleatório; aninhado em Estuário). Quando os resultados da interação entre os fatores Período x Local foram significativos, considerou-se que as assembleias de peixes e crustáceos do Rio Doce potencialmente variaram entre os períodos de forma distinta daquelas dos estuários controles.

A estrutura da ictiofauna estuarina/marinha não variou significativamente entre o Rio Doce e os estuários controle entre os períodos amostrados, conforme a interação entre os fatores Período x Local (*Material Suplementar A7MICS1, Tabela 1*). Também não foram observadas diferenças significativas nos indicadores entre os períodos e locais, demonstrando tendências temporais similares no Rio Doce e nos estuários controle (*Material Suplementar A7MICS1, Figura 1A – 1F; Tabela 2*), a exemplo do que

foi observado nas comparações entre o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (novembro/ 2018 e fevereiro/2019) e o Período de Transição (novembro/dezembro de 2019 e fevereiro/2020) (RRDM, 2020). Por outro lado, diferenças significativas na biomassa entre as áreas de cada estuário e os períodos foram observadas apenas nos controles, indicando homogeneidade no local impactado. Enquanto a densidade aumentou entre os períodos em algumas áreas e períodos dos estuários controle, no Rio Doce os valores diminuíram, notadamente na área interna. Além disso, a riqueza também não variou significativamente entre os períodos na área interna do Rio Doce. As espécies dominantes em biomassa e abundância se alternaram entre os períodos nos estuários controle, porém, notadamente na área interna do Rio Doce, o bagre-guri *Genidens genidens* dominou nos três períodos, com um aumento de contribuição de abundância e biomassa, entre 2019 (44 e 75%, respectivamente) e 2020 (62% e 85%).

Quanto à carcinofauna, o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) continuou representando a espécie dominante na área do PMBA/Fest-RRDM, seguida dos camarões *Penaeus paulensis*, *Sicyonia dorsalis*, *Peisos petrunchevitchi* e dos siris *Callinectes ornatus* e *Callinectes danae*. Devido à falta de estudos da fauna de crustáceos na região, o monitoramento proporcionou o primeiro registro para a grande maioria das espécies, incluindo seis novos registros no Ano 3, até o momento. Como resultado das análises multivariadas e univariadas foi observado que a fauna de crustáceos no Rio Doce apresentou uma variação temporal semelhante àquela dos estuários controle, o que pode ser verificado pela ausência de interação significativa entre os períodos e locais de amostragem (*Material suplementar A7MICS2, Tabela 1 e 2*). No entanto, a interação significativa entre Período x Área mostra que as assembleias de crustáceos que ocorrem nas áreas internas e externas de cada estuário apresentam variação temporal importante. Particularmente para o Rio Doce, houve um aumento significativo da densidade (ind/100m²), biomassa (g/100m²) e riqueza de espécies de crustáceos na área externa entre o Ano 1 e o Ano 3, enquanto valores substancialmente baixos continuam ocorrendo na sua área interna (*Material suplementar A7MICS2, Figura 1*).

Trinta e três espécimes de peixes marinhos foram avaliados molecularmente no Ano 3 por DNA *Barcoding*. Destes, 28 apresentaram um percentual de homologia de 99 a 100% em pelo menos um dos bancos de sequências (*GenBank* e *Bold*). Em 11 espécimes (39,28%), representando 10 espécies e 7 famílias, a identificação molecular e morfológica foram congruentes (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 12, Quadros 1 e 2*); em 15 espécimes (53,57%), representando 13 espécies e 11 famílias, a identificação molecular e morfológica foram incongruentes (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 12, Quadros 1 e 2*); em 2 espécimes (7,14%), identificados morfológicamente até o nível de gênero, foram identificados molecularmente até nível de espécie: *Cynoscion jamaicensis* e *Syacium papillosum* (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 12*). Nos três anos de estudo, 923 espécimes de peixes marinhos foram identificados via DNA *Barcoding*, representando 195 espécies e 60 famílias: 800 espécimes apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100%; em 527 espécimes (65,87%), de 120 espécies e 49 famílias, a identificação morfológica e molecular foram congruentes (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 11*);

em 226 espécimes (28,25%), de 85 espécies e 30 famílias, a identificação morfológica e molecular foram incongruentes (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 11*); 47 espécimes (5,87%) identificados morfológicamente até o nível de gênero foram identificados molecularmente até o nível de espécie (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1, Figura 1 a 11*).

Quanto ao recrutamento larval, uma marcada diferença espacial entre a zona Impacto (Rio Doce) e os demais rios controles (Piraquê-Açu, São Mateus e Mucuri) foi observada, principalmente no que se refere aos parâmetros de turbidez e claridade da água (KD490), sempre menores no Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 1, Tabela 1*), seguindo a mesma tendência dos anos anteriores (Anos 1 e 2). A flutuação temporal de tais fatores ambientais são fundamentais para o estudo do recrutamento de peixes, pois influenciam diretamente no sucesso e sobrevivência do período larval. No entanto, ao longo do Ano 3 se observou uma tendência de aumento na abundância total de pós-larvas de peixes (2,4 vezes maior no Ano 3, em relação ao acumulado dos períodos anteriores), assim como um maior registro do número de famílias (~30% a mais) e espécies/taxa (65% maior que a campanhas com maior riqueza específica até o momento; a saber dezembro/2018) (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 2, Tabela 2 e 3*).

A biomassa, riqueza e o comprimento total médio foram estatisticamente menores na zona Impacto em relação aos controles (I vs C), mas também variaram significativamente ao longo dos períodos amostrais (I vs C x Te), demonstrando a mesma tendência de aumento que as demais variáveis (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 3, Tabela 4 e 5*). Já os índices de diversidade verdadeira (α 0D, 1D e 2D) também responderam significativamente ao impacto ao longo do tempo (I vs C x Te), principalmente o indicador de espécies raras (0D) que foi menor na área impacto, seguindo o mesmo padrão dos anos anteriores. Entretanto, durante a campanha de fevereiro/2021, a abundância de espécies raras foi a maior já registrada durante o monitoramento, independente da zona amostrada (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 4, Tabela 6*), acompanhando a tendência temporal de aumento de alguns indicadores ecológicos. Por outro lado, o comprimento total médio das pós-larvas apresentou um padrão recorrente ao longo de todo o monitoramento, onde larvas de menores tamanhos foram capturadas na zona impacto (Rio Doce), em comparação com a média dos demais controles (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 5*), o que pode indicar (i) mortalidade seletiva de larvas de espécies de maiores tamanhos como as pertencentes às famílias Clupeidae, Engraulidae e Atherinopsidae (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 2*) ou (ii) maior capacidade de evitar a captura pelas armadilhas luminosas empregadas (ver RRDM, 2020). Por fim, a composição de espécies repetiu o mesmo padrão apresentado no relatório anterior, onde durante os meses mais quentes e de maior atividade reprodutiva, há um maior número de espécies de larvas de peixes se aproximando da região costeira e, portanto, maior homogeneidade espacial, enquanto durante os meses de inverno, de maior ressuspensão de sedimentos devido às tormentas, uma maior separação espacial se observa na assembleia de pós-larvas de peixes capturadas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 6*).

Essas evidências de incremento ao longo do tempo de alguns dos indicadores de recrutamento larval podem indicar uma possível recuperação da ictiofauna, que se traduz em maior sucesso reprodutivo e,

consequentemente, chegada de maior número de espécies de pós-larvas. Contudo, somente a continuidade do monitoramento permitirá avaliar se (i) as variações temporais são naturais e reflexo de flutuações no sucesso de eventos reprodutivos ou (ii) se trata de uma resposta estável de recuperação crescente ao longo do tempo.

Quanto ao recrutamento de espécies de pós-larvas recifais, também foi possível observar uma separação espacial constante ao longo do monitoramento quanto às variáveis ambientais mensuradas, onde as zonas mais costeiras sofreram maior influência de variáveis como turbidez, maré, claridade da água (KD490) e oxigênio dissolvido (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 7*). Similarmente ao observado na assembleia de espécies estuarinas, uma maior abundância e riqueza de famílias e espécies/taxa (~9% maior) foi observada no Ano 3, em comparação com os anos anteriores, exceto para a abundância total que foi maior no Ano 1 (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 8 e 9, Figura 7*). Todos os indicadores ecológicos (abundância, biomassa, comprimento médio, composição de espécies, riqueza, diversidade, equitatividade e diversidade verdadeira) foram significantes na interação Zona x Tempo (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 10-12, Figura 8 e 9*), indicando forte influência temporal nos indicadores monitorados. Adicionalmente, ao longo de todos os anos de monitoramento, foi observado que a moda da distribuição de frequência do tamanho médio das pós-larvas cresce em direção aos recifes costeiros (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 10*; ver RRDM, 2020), o que pode refletir no deslocamento larval direcionada aos *habitat* costeiros a partir dos locais de desova à medida que se dispersam pelo ambiente pelágico. Somado a isso, se observa uma maior heterogeneidade na composição da assembleia larval da área mais distante da costa (Abrolhos e Parcel dos Abrolhos) em comparação à área costeira (Parcel das Paredes e Cassurubá), e uma maior similaridade interna entre as zonas dessas áreas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 11*).

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 de Fundão. Contudo, padrões espaciais claros podem ser percebidos em relação à 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 podem dispersar a lama de rejeito para escalas espaciais ainda maiores, os dados obtidos até o momento, auxiliam no entendimento dos padrões ecológicos regionais, o que é fundamental para a continuidade dos monitoramentos e a realização de novas avaliações.

No que tange à biomassa (g/100 m²) das guildas tróficas, a variação da assembleia de peixes do Rio Doce entre os períodos selecionados (fev. 2019, fev. 2020 e jan. 2021) foi similar àquela dos estuários controle, como evidenciado pela ausência de interação significativa entre o período e o local de amostragem (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 1*). Isso indica que novos aportes ou a ressuspensão do rejeito entre os períodos analisados não influenciaram significativamente a estrutura trófica da ictiofauna estuarina e costeira da região mais afetada pelo rejeito. Além disso, não foram identificadas diferenças significativas na estrutura trófica da ictiofauna entre o local impactado e os

controles (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 1*). Resultados semelhantes foram encontrados anteriormente, nas comparações entre o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM (nov 2018 e fev 2019) e o período de transição (nov/dez 2019 e fev 2020) (RRDM, 2020).

As análises univariadas também não mostraram diferenças temporais significativas no estuário do Rio Doce, em comparação aos estuários controle, na biomassa das quatro guildas tróficas mais representativas (zoobentívoros, zooplancívoros, onívoros e piscívoros; *Material Suplementar A7MICS5, Figura 1 e Tabela 2*). A interação significativa entre Período \times Local para os zoobentívoros (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 2*), deve-se a biomassa significativamente maior dessa guilda no local impactado do que nos controles em 2019, mas não nos outros anos (*Material Suplementar A7MICS5, Figura 1*). Porém, não foram encontradas diferenças entre os períodos, tanto nos locais controles como no impactado, sugerindo que ambos seguiram um padrão temporal similar.

O padrão de menor diversidade trófica para a comunidade estuarina do Rio Doce no período chuvoso em comparação com o período seco e o potencial papel das chuvas na remobilização do sedimento foram apresentados e discutidos no último relatório (RRDM, 2020). Neste caso, análises isotópicas realizadas em linguados (família Achiridae), peixes estuarinos que possuem forte associação com o substrato, permitem reforçar o padrão anteriormente observado para a comunidade, ainda de forma mais acentuada. Os nichos isotópicos modelados (SEAc; *sample-sized corrected standard ellipses area*) a partir de assinaturas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) de indivíduos coletados no ano de 2020 registraram valores de $2,7\text{‰}$ no período chuvoso e $7,8\text{‰}$ no período seco no Rio Doce, enquanto que no estuário controle foi registrado o padrão inverso com valores de $5,0\text{‰}$ e $1,3\text{‰}$ no período chuvoso e seco, respectivamente.

Utilizando análises microquímicas do otólito, a concentração média do ferro (Fe), principal elemento presente na lama do rejeito, foi mais abundante apenas em *C. parallelus* capturado no estuário do Rio Doce, enquanto a concentração média do manganês (Mn) apresentou as maiores concentrações no estuário do Rio Doce tanto para *C. parallelus* quanto *G. genidens*. Os demais elementos analisados variaram suas concentrações em relação aos locais e espécies. Utilizando as concentrações dos elementos Fe, Mn e Ba nos otólitos, ao longo da vida do *G. genidens*, com idade superior a 4 anos, pode-se observar que o Fe apresentou uma concentração média maior no Rio Doce do que nos demais estuários. A incorporação dos elementos químicos nos otólitos ocorre de diversas formas e por diferentes fatores bióticos e abióticos, de modo que varia de espécie para espécie, explicando assim as diferentes concentrações dos elementos químicos nos otólitos das três espécies, principalmente do estuário do Rio Doce.

O indicador diversidade genética se mostrou de extrema importância na verificação da capacidade de adaptação dos peixes estuarinos e recifais às mudanças ambientais ocasionadas pelo rompimento da barragem de Fundão. As análises e comparações da diversidade genética de seis espécies comerciais e ecologicamente importantes de peixes marinhos (*L. analis*, *C. fulva*, *E. morio*) e estuarinos (*T. paulistanus*, *P. harroweri*, *L. grossidens*) por meio de marcadores microssatélites, ao longo do gradiente de impacto da lama de rejeitos da foz do Rio Doce e áreas adjacentes, revelaram um desvio significativo

nas expectativas do equilíbrio de Hardy Weinberg em todas as espécies, principalmente nas estuarinas, sendo 89 locus (75,9%) em peixes estuarinos (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 1, Figura 1*) e 68 locus (63%) em peixes marinhos (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 2, Figura 1*).

Alelos privados estão presentes em todas as espécies e locais, podendo ser considerado um indicativo de restrição ao fluxo de genes, indicando certa diferenciação entre as populações. As espécies estuarinas apresentaram maior número de alelos privados no estuário do Rio Doce, totalizando 95 alelos privados, seguindo do estuário do Rio São Mateus, com o total 65 alelos privados (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 3, Figura 2*). Para as espécies marinhas, não houve números de alelos privados concentrados em uma só área amostrada, sendo a área 2 (porção sul do Banco de Abrolhos) a que conteve o menor número de alelos privados para as três espécies do estudo (total de 27 alelos privados) (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 3, Figura 2*).

Os valores de F_{st} revelaram uma diferenciação genética moderada para as espécies estuarinas *T. paulistanus* e *P. harroweri*, entre os quatro estuários (variando de 0,076 a 0,110 e 0,060 a 0,122, respectivamente), enquanto para *L. grossidens* foi observado uma diferenciação genética moderada somente entre o Doce e os demais estuários (variando de 0,083 a 0,131). Todos os valores de F_{st} foram estatisticamente significativos ($p < 0,05$), exceto para *L. grossidens* entre São Mateus e Ipiranga (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 4*). Quanto às espécies marinhas, foram observados valores significativos entre todas as áreas para *C. fulva* e *E. morio*, com F_{st} variando de 0,033 a 0,371 e 0,061 a 0,262, respectivamente. A espécie *L. analis* apresentou valor significativo, mas com baixa diferenciação genética entre as áreas 1 e 4 ($F_{st} = 0,018$) (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 5*).

Os valores de F_{st} foram confirmados pela análise de estrutura genética, que retratou dois clusters genéticos ($k = 2$) para espécies estuarinas (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 3*). Entre as espécies marinhas, no entanto, três grupos genéticos foram percebidos para *L. analis* e *C. fulva*. A falta de diferenciação genética robusta entre as áreas amostradas para espécies marinhas *C. fulva* e *L. analis* pode ser atribuída à ausência de barreiras biogeográficas e o amplo deslocamento dos organismos no ambiente marinho, ocasionando o maior fluxo genético. Já para *E. morio* foram retratados dois grupos genéticos distintos entre as áreas 1 e 2, em relação à área 3 e 4, podendo ser atribuído à característica biológica da espécie, que forma agregações reprodutivas (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 4*). A combinação de dados genéticos aqui fornecidos endossa a hipótese de que a pluma de rejeitos de mineração contribuiu para a perda de diversidade genética e estruturação gênica nas espécies de peixes analisadas, principalmente as espécies estuarinas.

Por meio da telemetria acústica foi constatado que a distribuição do robalo *Centropomus parallelus* está restrita aos canais marginais e profundos no Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 1*), mantendo o padrão já observado anteriormente no PMBA/ Fest-RRDM (RRDM, 2020). Esse resultado indica que o assoreamento da região estuarina pode estar restringindo a disponibilidade de *habitat* para a população desta espécie. Desta forma, o adensamento dos robalos nos canais facilita a captura e aumenta a pressão pesqueira sobre a população. Com relação à movimentação dos robalos, não foi verificado migração de indivíduos para montante no Rio Doce, diferentemente do que seria esperado

para a espécie (Boucek et al., 2019). Além disso, 44% dos indivíduos rastreados no Rio Doce ($n = 4$) migraram para área marinha e não retornaram, o que não ocorreu no Rio São Mateus, onde nenhum robalo foi detectado na área marinha (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 1*). O fato dos robalos no Rio Doce saírem para o mar e, aparentemente, não retornarem ao rio, indica uma possível conectividade entre as populações dos estuários da região, o que foi constatado pelas análises de microquímica de otólitos (RRDM, 2020). Adicionalmente, a probabilidade de detecção (presença) dos robalos na foz do Rio Doce foi afetada negativamente pelos níveis locais de turbidez (PMQQS, 2021), como determinado pelo Modelo Linear Generalizado binomial (MLG, $b = -0,0027$, erro padrão $\pm 0,0003$, $p < 0,0001$). Embora essa relação tenha sido variável entre os indivíduos monitorados (*Material suplementar A7MICS8, Tabela 2 e Figura 2*), os resultados demonstram que os elevados níveis de sedimento em suspensão na foz do Rio Doce podem inibir significativamente a presença dos robalos no local.

Quinze indivíduos de *Mycteroperca bonaci* foram monitorados através telemetria acústica passiva no PARNA Abrolhos do Ano 1 ao Ano 3 (*Material Suplementar A7MICS9, Tabela 1*). Os indivíduos de *M. bonaci* apresentaram padrões de movimentos variados entre si, exibindo índices de residências e área de vida variados (MCPs entre 0,001 – 36,7 ha e KUDs 95 entre 0,0006 – 12,9 ha) (*Material Suplementar A7MICS9, Tabela 2, Figura 1-3*). O tamanho (comprimento total) dos indivíduos marcados não demonstrou relação direta com a área de vida (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 4*). Os peixes utilizaram áreas diferentes, sendo detectados constantemente ao longo do período de estudo, resultando em movimentos heterogêneos entre os indivíduos da mesma espécie, sugerindo síndromes comportamentais na espécie em estudo.

Portanto, se faz necessário o aprofundamento dos estudos de telemetria para avaliação dos padrões de movimentação e de conectividade de *habitat*, através da inclusão de locais controles, no intuito de entender como espécies com alta capacidade de movimentação, como o badejo-quadrado, poderiam servir de carregadores de metais pesados e contaminantes entre ambientes recifais distintos.

Seguindo na cadeia trófica, o PMBA/Fest-RRDM compreende estudos realizados na megafauna marinha (cetáceos, baleias, tartarugas e aves). Com relação a ocorrência de cetáceos na área que abrange a região da foz do Rio Doce até a foz do Rio Piraquê-Açu, continuaram sendo observados indivíduos imaturos na composição dos grupos e registros de comportamento de alimentação de *Sotalia guianensis* no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, entre dezembro de 2020 a março de 2021. Por monitoramento embarcado, foram realizadas 288 avistagens, que representam 85 grupos observados predominantemente nas faixas de profundidades de 10,1 a 15 m ($N = 31$) e 15,1 a 20 m ($N = 35$). Houve um aumento de 167% no registro de imaturos no Ano 3 (13 grupos e 16 indivíduos imaturos; Ano 1 e Ano 2 = 6 imaturos cada) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 1*). O comportamento de alimentação representou 6,25% dos registros na área do Rio Doce e 93,75% na do Rio Piraquê-Açu. No monitoramento por ponto fixo, no qual a visualização é próxima a costa (baixas profundidades), foram realizadas 44 avistagens em Linhares e 31 em Aracruz, sendo 15 e 17 grupos, respectivamente. Foram detectadas diferenças significativas no número de avistagens e no número de grupos entre os pontos

de rio e praia de Linhares nos 3 anos de estudo, sendo que o ponto de praia apresentou o maior número de avistagens e o maior número de grupos (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 2*). Em Aracruz, houve redução de 60% no número de grupos entre o Ano 1 e o Ano 3, bem como redução de 83% no número de registros de comportamento de alimentação do Ano 1 para o Ano 3 no ponto B ($p = 0,0284$) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 3*). Houve 3x mais registros de comportamento de alimentação entre os pontos de praia de Linhares, em relação à Aracruz, no Ano 3, portanto, uma situação inversa do que aquela que ocorria nos outros anos, nos quais os maiores valores eram para Aracruz (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 4*).

O monitoramento de encalhes de cetáceos observado entre outubro de 2020 a março de 2021, considerado aqui como Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, apesar da interrupção das atividades devido à pandemia da COVID-19, foi realizado com 100% de eficiência, no que diz respeito aos atendimentos e exames necroscópicos dos médicos veterinários das ONGs envolvidas (*Material suplementar A6MCS2, Quadros 1 e 2*). Efeitos de sazonalidade como incidência de frentes frias podem afetar o padrão de circulação oceânica costeira que afeta a taxa de chegada de carcaças à costa, não sendo, portanto, indicado a comparação de índices observados durante período chuvoso (correspondente entre outubro e março) com índices anuais. Assim sendo, as comparações apresentadas neste relatório levam em consideração apenas os mesmos períodos correspondentes dos anos anteriores.

Foi registrado o total de 57 encalhes de cetáceos durante o período. Comparado com os resultados dos dois últimos anos de monitoramento, houve um pequeno aumento de 9% em relação ao Ano 1 e aumento de 30% das ocorrências em relação ao Ano 2 (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 1*). Na avaliação dos animais atendidos no Ano 3, não houve registro de encalhes de cetáceos vivos, 3,5% dos atendimentos foram de animais recém-mortos (COD II), 12,7% dos animais em processo inicial de decomposição (COD III), 64,5% em processo avançado de decomposição (COD IV) e 19,3% em mumificação (COD V).

Considerando apenas o período chuvoso, de cada um dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, foi criado um índice de encalhe mensal para padronizar a análise comparativa entre os períodos (*Material suplementar A6MCS2, Figura 1*). Para os encalhes de *Pontoporia blainvillei*, houve uma diminuição gradativa ao longo dos anos consecutivos; para *Sotalia guianensis*, também houve uma diminuição na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2, porém seguido de um aumento significativo ($p < 0,01$ Mann-Witney Pairwise) entre o Ano 2 e o Ano 3 (*Material suplementar A6MCS2, Figura 1*).

Quanto às espécies de cetáceos encalhados, o primeiro semestre do Ano 3 apresentou a menor diversidade de espécies encalhadas, em relação aos anos anteriores. Foi observada a predominância das espécies com distribuição costeira, sendo que o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) apresentou 84,21% (48/57) das ocorrências, seguido da toninha (*Pontoporia blainvillei*) com 14,04% (8/57) e apenas um encalhe de baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) com 1,75% (1/57). Estes resultados não se diferenciaram da prevalência observada nos anos anteriores (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 1*).

Quanto à proporção sexual, no primeiro semestre do Ano 3, foi observada a ocorrência apenas de exemplares machos de toninhas (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 2*). No caso dos botos-cinza, a razão sexual entre machos e fêmeas foi proporcional (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 3*).

Em relação à faixa etária, as toninhas imaturas (juvenis e filhotes) apresentaram mais registros de encalhes no período chuvoso dos monitoramentos dos Anos 1 e 3 (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 4*). Para os botos-cinza, os adultos apresentaram maior proporção, com resultados semelhantes entre os períodos chuvosos dos anos anteriores (*Material suplementar A6MCS2, Tabela 5*).

O diagnóstico de morte dos cetáceos encalhados indicou que as principais causas envolvendo todas as espécies permaneceu sendo o emalhe e os processos infecciosos. Através das análises comparativas entre os períodos chuvosos dos anos de monitoramento observou-se que, para as toninhas, a distribuição dos óbitos por emalhes se manteve em São Mateus e Linhares e que o Ano 3 apresentou o maior índice de ocorrência em São Mateus (*Material suplementar A6MCS2, Figura 2*). Na análise dos botos-cinza, nos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2, os casos de emalhes se distribuíram mais na região ao Norte do Rio Doce e apresentaram os municípios com os maiores índices de emalhe. Porém, no Ano 3, os casos de emalhes se distribuíram também para a região Sul da costa. Os maiores índices observados foram em São Mateus, Vila Velha e Itapemirim (*Material suplementar A6MCS2, Figura 3*). Em relação aos casos de processos infecciosos em toninhas, não houve registro no período do Ano 3. Porém, para os botos-cinza a distribuição das ocorrências permaneceu mais concentrada na região Norte da costa, apresentando os maiores índices de encalhes com diagnóstico de infecção nos municípios em Conceição da Barra, São Mateus, Linhares e Marataízes (*Material suplementar A6MCS2, Figura 4*).

Além da questão meteorológica e oceanográfica mencionada anteriormente, a sazonalidade da atividade de pesca pode também enviar análises e índices de impactos que não levam em consideração o ano todo. Assim para permitir uma avaliação aprofundada de impactos causados pelo rompimento da barragem de Fundão nos cetáceos da região litorânea afetada pelos sedimentos, se faz necessário a continuidade do monitoramento, e a reavaliação periódica, a cada 12 meses, para acompanhamento da evolução de taxas anuais de animais encalhados, causa de óbitos, distribuição e possíveis impactos relacionados ao rompimento da barragem.

Com relação ao estado de saúde dos cetáceos, as análises histopatológicas dos indivíduos coletados no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM identificaram que 75% dos espécimes analisados foram compatíveis com comprometimento da higidez, de acordo principalmente com os resultados dos achados pulmonares. As amostras do Ano 3 estavam com alto grau de degradação, sendo 79% correspondentes a COD IV e V, maior que o observado nos Anos 1 e 2, comprometendo assim a identificação da prevalência e padrões dos achados patológicos (*Material Suplementar A6MCS3*). Os resultados corroboram com a literatura e não divergiram dos Anos 1 e 2, bem como de amostras pré-PMBA/Fest-RRDM, e aliados aos achados bacteriológicos, muitos são compatíveis com processos infecciosos, que podem estar associados ao *habitat* e a qualidade do ecossistema. Diversas alterações ósseas foram identificadas nos Anos 1 e 2, com alterações que indicam desde senilidade a fraturas e anomalias

ósseas, que podem inclusive estar relacionadas a alterações ambientais e precisam ser monitoradas a longo prazo. Os resultados encontrados ao longo de todo o período monitorado pelo PMBA/Fest-RRDM, incluindo os achados histopatológicos e outros estudos com cetáceos, indicam que os organismos estão expostos a fatores ambientais que podem comprometer sua saúde, ressaltando a importância da continuidade do monitoramento.

Nas análises de prevalência de patógenos microbianos e fúngicos nas amostras do Ano 3 foram identificadas bactérias já encontradas para os cetáceos analisados nos Anos 1 e 2. Contudo, o número amostral foi pequeno. Nenhum fungo foi encontrado nas amostras do Ano 3, diferentemente das análises realizadas nos Anos 1 e 2, que identificaram *Candida spp.* em orifícios naturais, pulmão e pele. Destacam-se os gêneros *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter*, *Providencia*, *Edwardsiella*, bactérias encontradas nos cetáceos ao longo de todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, e que podem causar diversas infecções, contribuindo para a diminuição da imunidade, na debilidade e saúde dos indivíduos ou até mesmo ser a causa de morte. Além disso, diversos patógenos encontrados podem ser considerados oportunistas e agir sobre os espécimes com a saúde já comprometida por outros fatores. No Ano 2, foram encontradas bactérias não isoladas no Ano 1, o que pode indicar mudanças ambientais e alterações no sistema imune dos cetáceos, ressaltando que o monitoramento a longo prazo pode evidenciar prevalências e padrões para compreensão da saúde dos indivíduos.

Em relação aos elementos-traço em cetáceos, foi observado que as concentrações máximas de mercúrio total (HgT) em fígado de *Sotalia guianensis* estão acima do limite de tolerância estabelecido na literatura que pode causar danos hepáticos nos mamíferos marinhos ($100 \text{ a } 400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p. u.) para todas as regiões de estudo, exceto para a Região 2 - Rio Doce. As concentrações hepáticas médias dos indivíduos de botos-cinza analisados durante os Anos 1, 2 e 3 encontram-se na mesma ordem de grandeza que as médias mais elevadas do Brasil, encontradas em botos-cinza da costa do Rio de Janeiro. As concentrações hepáticas em botos-cinza da Região 3 - Barra do Riacho, que haviam aumentado em relação ao Ano 1, permaneceram na mesma ordem de grandeza que as concentrações medianas reportadas no RA2020 (mediana de $0,88 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Ano 1 para $9,74 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Ano 3; RRDM, 2020). O mesmo foi observado para as concentrações musculares em botos-cinza da Região 4 - Metropolitana (mediana de $0,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Ano 1 foi para $0,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Ano 3). Em relação aos dados pretéritos, indivíduos de *Pontoporia blainvillei* da costa do Espírito Santo coletados no período de 2003 a 2015 (Manhães et al., 2021) apresentaram concentrações de HgT no músculo, fígado e rim similares às encontradas no PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A6MCS4*).

Para os demais elementos-traços, concentrações elevadas de Fe, Mn e Cd ainda foram encontradas em alguns indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados durante os Anos 2 e 3. É importante levar em consideração que tais elementos também são destacados nos principais resultados de outros subprojetos, como os achados do Ambiente Dulcícola, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos. As concentrações medianas de Cd no rim para todas as regiões da costa do Espírito Santo estão acima dos valores reportados na literatura. Destacam-se

as regiões 2 - Rio Doce, 3 - Barra do Riacho e 4 - Metropolitana, que tiveram suas concentrações medianas de Cd aumentadas com o acréscimo dos animais analisados entre o RA2020 (RRDM, 2020) e o presente relatório. Ainda, na região do Rio Doce, as medianas das concentrações renais de Cu, Fe, Mn e Zn também aumentaram com o acréscimo de animais analisados. No fígado, as medianas das concentrações de Cd, Fe, Mn e Zn também mostraram um ligeiro aumento para estas três regiões. Com exceção do Cd, as medianas das concentrações dos elementos-traço estão na mesma ordem de magnitude daquelas reportadas na literatura. Entretanto, a literatura apresenta estudos realizados em diferentes estados da costa brasileira, inclusive em áreas mais urbanizadas e industrializadas que a costa do Espírito Santo. As únicas diferenças significativas encontradas entre as cinco regiões da costa do Espírito Santo, foram para as medianas das concentrações de Cu e Mn no fígado, com os maiores valores reportados para a Região São Mateus. É importante ressaltar a boa cobertura espacial das amostras, que só foi possível após os 30 meses de monitoramento: (1) Região São Mateus, n= 44; (2) Rio do Doce, n=8; (3) Barra do Riacho, n= 16; (4) Metropolitana, n= 24 e; (5) Extremo Sul, n=23, possibilitando análises estatísticas em todas as regiões. Com o aumento de indivíduos coletados e analisados nas Regiões do Rio Doce e da Barra do Riacho, um melhor panorama para essas áreas foi obtido. Com a análise conjunta de dados dos Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM foi possível obter uma cobertura amostral relevante da costa do ES para o entendimento do perfil das concentrações de elementos nestes animais, com dados mais robustos do que os relatórios anteriores (*Material Suplementar A6MCS4*).

Para as toninhas (*Pontoporia blainvillei*), as concentrações de Fe e Mn encontradas no fígado e a concentração de Cd no rim estão acima daquelas reportadas por alguns estudos. Em comparação com o RA2020 (RRDM, 2020), foram analisadas mais três toninhas da Região 1 - São Mateus. As concentrações medianas de Cd no rim dos animais analisados no PMBA/Fest-RRDM são maiores do que os valores pré e pós-rompimento do estudo de Manhães et al. (2021), com destaque para o único indivíduo da Região 2 - Rio Doce, que apresentou valores uma ordem de grandeza maior no rim e no fígado (EAE_S44 = 1,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,48 $\mu\text{g.g}^{-1}$). As medianas das concentrações de Fe no fígado dos animais analisados neste período do PMBA/Fest-RRDM também são maiores que as dos animais coletados pré e pós-rompimento da barragem (2015-2019) e reportados por Manhães et al. (2021), novamente com destaque para o único indivíduo da Região 2 - Rio Doce (EAE_S44 = 593 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Inversamente, as concentrações medianas de Mn no fígado são maiores nos animais analisados logo após o rompimento da barragem de Fundão (2015 a 2019, Manhães et al., 2021) do que as encontradas neste período do PMBA/Fest-RRDM. Além disso, a concentração mediana de amostras pretéritas (32 *P. blainvillei* coletadas de 2004 a 2015) é maior do que as do presente estudo (Manhães et al., 2021). Estes achados, embora limitados pelo número amostral de dez indivíduos (nove da região 1 - São Mateus e um da região 2 - Rio Doce), 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 do PMBA/Fest-RRDM. A continuidade do monitoramento proporcionará um maior número amostral de toninhas e uma avaliação mais detalhada e robusta do perfil de concentração

de elementos-traço nestes cetáceos ameaçados que habitam a costa do Espírito Santo, assim como já foi obtido para *Sotalia guianensis* (*Material Suplementar A6MCS4*).

Com relação às concentrações médias de compostos organoclorados nos cetáceos, foram encontradas altas concentrações de Σ PCB em botos-cinza das 5 regiões monitoradas, e no indivíduo macho de golfinho-de-dentes-rugosos, que excedem os valores de $17 \mu\text{g.g}^{-1}$ lipídios, concentrações essas que são sugeridos como desencadeadoras de efeitos deletérios em mamíferos marinhos. Além disso, essas concentrações são similares às reportadas para populações que residem em áreas que sofrem com a alta pressão antrópica. O monitoramento contínuo da área de estudo durante os Ano 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM e o aumento do número amostral por região demonstrou concentrações médias elevadas de compostos organoclorados ao longo de toda a costa do estado do Espírito Santo. Tais concentrações de compostos organoclorados podem ter consequências para a manutenção das populações e devem ser monitoradas. Comparativamente, as toninhas ($n=8$) coletadas na região 1 apresentaram concentrações menores de Σ PCB e Σ DDT e similares de HCB e Mirex aos botos-cinza ($n=38$) da mesma região. No entanto, o número amostral das toninhas ainda é baixo e requer maior esforço amostral e investigação (*Material Suplementar A6MCS5*).

Avaliando-se as concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural, os compostos metoxilados representaram mais de 90% do perfil para os cetáceos coletados, seguidos dos PBDEs e PBEB. As elevadas concentrações de compostos metoxilados podem refletir a influência do Banco de Abrolhos na costa do Espírito Santo. Já para os compostos organobromados de origem antrópica, as concentrações médias de PBDE em botos-cinza das cinco regiões são similares, exceto pela Região 2 - Rio Doce, cuja concentração é uma ordem de grandeza inferior às demais. As concentrações encontradas nessas regiões são semelhantes e/ou uma ordem de grandeza maiores às observadas em locais altamente impactados na costa do Brasil, como a Baía de Guanabara, no estado do Rio de Janeiro. Em relação às toninhas, as concentrações de compostos organobromados de origem natural e antrópica se assemelham às do boto-cinza da mesma região (*Material Suplementar A6MCS6*).

Sobre as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), o perfil foi similar entre todas as regiões da costa do Espírito Santo, demonstrando um predomínio de HPAs de origem pirolítica. A presença de benzo(a)pireno (que possui cinco anéis aromáticos em sua composição) em botos-cinza e toninhas é um achado relevante. Em botos-cinza, este composto foi detectado em 24% dos indivíduos e em 43% das toninhas. O benzo(a)pireno possui alto potencial carcinogênico em mamíferos e já foi sugerido como a principal causa de neoplasias em belugas (Desforges et al., 2012). As concentrações médias de Σ HPA no tecido hepático de botos-cinza analisados durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM SUSEPA encontram-se na mesma ordem de grandeza que daquelas de indivíduos da mesma espécie da Baía de Guanabara (RJ), exceto para a região São Mateus, que apresentou valores uma ordem de grandeza superiores aos observados por Barros et al. (2014) (*Material Suplementar A6MCS7*).

Das espécies analisadas, somente o boto-cinza (*S. guianensis*) teve tamanho amostral adequado para avaliação da estrutura etária e sexual dos animais encalhados. Dos exemplares analisados, a partir da determinação das idades, 42,5% eram maduros e 57,5% eram imaturos. Dos animais cuja maturidade foi determinada pela análise das gônadas, 59,6% eram imaturos (50% dos machos e 36,1% das fêmeas). Portanto, as duas metodologias indicam que a maioria dos indivíduos analisados de *S. guianensis* da população do Espírito Santo morreu antes de chegar à idade reprodutiva. Desse modo, é necessária atenção, uma vez que os botos-cinzas da população do Espírito Santo estão morrendo antes de alcançar a maturidade sexual, o que afeta negativamente a manutenção da população (*Material Suplementar A6MCS8*).

Dados dos índices de diversidade e estruturação genética de cetáceos no litoral do Espírito Santo, com marcadores moleculares mitocondriais, continuam evidenciando uma diminuição da diversidade genética para os indivíduos avaliados até março de 2021 (N=286) quando comparados os períodos pré (N=139) e pós-rompimento (N=147) da barragem para a espécie *Sotalia guianensis* (boto-cinza), para todas as populações avaliadas (Redução na diversidade haplotípica: Região 1: 44,56%; Região 2: 55,42 %; Região 3; 56,34 %), sendo que, os menores valores continuam sendo observados na região do Rio Doce pós-rompimento da barragem (Nh=6; h=0.353 +/- 0.058; π =0.064 +/- 0.063)(*Material Suplementar A6MCS9, Figuras 1 e 2, Tabelas 1, 2, 3*). Marcadores moleculares nucleares (microsatélites) evidenciaram valores de diversidade genética baixos para a população no período pós-rompimento (Anos 1, 2 e 3) (*Material Suplementar A6MCS9, Figura 3, Tabelas 4, 5, 6*). Para a espécie *Pontoporia blainvillei* (toninha), continua sendo observada uma baixa diversidade genética mitocondrial (N=59; Nh=3; h=0.0672+/-0.0447; π =0.0393+/-0.051) com apenas um haplótipo principal, observado em 96,6% da população do litoral do Espírito Santo (*Material Suplementar A6MCS9, Figura 4*).

A análise de isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio em amostras de *Sotalia guianensis* coletadas nos Anos 1, 2 e 3 (n=120) apontam para uma separação em quatro grupos: 1) região 1 - São Mateus, 2) região 2 - Rio Doce, 3) Regiões 3 - Barra do Riacho e 4 - Metropolitana, e 4) região 5 - Extremo sul (*Material Suplementar A6MCS5, Tabela 1 e Figura 1*). Esses resultados sugerem ecologia alimentar e área de forrageamento distintas para os indivíduos da espécie ao longo da costa do Espírito Santo, e é possível que essa separação esteja associada, pelo menos em parte da distribuição, a desembocadura e/ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio dos indivíduos. Com isso, um impacto local pode afetar toda uma população ecológica de *S. guianensis* em particular. Não foi encontrada diferença na ecologia alimentar entre fêmeas e machos, assim como entre juvenis e adultos de *S. guianensis*. A única exceção foram os adultos da região 5 que apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ maiores em relação aos juvenis, sugerindo que estes se alimentam de presas de nível trófico mais elevado. Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ 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 (*Material Suplementar A6MCS5, Figura 2*), conforme sugerido nos relatórios anteriores. Os espécimes de *S. guianensis* da região 1 apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ associados a presas coletadas na região do Rio São

Mateus e Rio Ipiranga, enquanto os resultados apontam que os indivíduos da região 2 se alimentam na área sob influência do Rio Doce. Em relação à *Pontoporia blainvillei*, foram verificados valores diferentes de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre os indivíduos coletados na região 1 ($n=9$; $-16,4\pm 0,3\text{‰}$ e $13,6\pm 0,6\text{‰}$) e região 2 ($n=1$; $-16,5\text{‰}$ e $12,7\text{‰}$) (*Material Suplementar A6MCS5, Figura 1*). Por fim, os resultados de isótopos estáveis de *P. blainvillei* foram distintos em relação aos indivíduos de *S. guianensis* coletados nas cinco regiões, sugerindo que essas espécies ocupam nichos ecológicos diferentes na costa do Espírito Santo. O aumento do número de amostras tem possibilitado um entendimento mais claro e amplo da ecologia trófica das espécies de cetáceos investigadas (*Material Suplementar A6MCS10*).

Com relação a interação de cetáceos com a pesca, durante o Ano 1 foi realizado monitoramento da pesca em seis comunidades através de entrevistas durante o desembarque pesqueiro. Nesta fase, os dados eram voltados para a atividade da pesca, tipos de equipamentos e interação com cetáceos. Foi também um período para se estabelecer uma relação de confiança com as comunidades antes de se discutir as questões relativas ao rompimento da barragem. Durante o Ano 3, foram entrevistados 94 membros das mesmas seis comunidades para avaliar sua percepção do impacto do rompimento da barragem sobre a atividade pesqueira (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 1*). A faixa etária, o tempo de exercício da atividade e os materiais de pesca que possuem podem ser vistos no material suplementar (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 2, 3 e 4*). Todos os 94 entrevistados afirmaram que a pesca foi afetada pelo rompimento da barragem. Para 54,2% a pesca precisou ser interrompida em algum momento, 53,2% disseram ter que aumentar o esforço de pesca e 44,7% tiveram que buscar outras áreas de pesca (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 5*). Questionados por quanto tempo a pesca foi afetada, a grande maioria (96,8%) afirma que a pesca ainda é afetada (entrevistas feitas em fevereiro de 2021). Dos entrevistados, 74,5% dos pescadores informaram ter percebido mudanças no pescado. O tipo de mudança observado era uma pergunta aberta, então cada pescador podia descrever com suas próprias palavras o que tinha observado. Buscou-se agrupar estas respostas em categorias, sendo que algumas respostas abrangiam mais de uma categoria (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 6*). Dos 70 pescadores que observaram mudanças, 62,9% relataram a presença de peixes mortos ou doentes. Alguns depoimentos: “os peixes e os camarões estão contaminados, eles vêm com uma cor cinza não tem mais a cor normal”; “peixe com deficiência física, escamas com coloração diferente”; “muito peroá morto em várias regiões de pesca. A curvina tem diminuído, principalmente no inverno”. Para 34,3% deles, os peixes ou a pesca diminuíram: “não pode pescar pescadinha, diminuiu a pesca”; “os peixes sumiram, estão em áreas mais distantes, estão doentes e com feridas”; “diminuiu o pescado, os peixes estão vindo mais magros (secos)”. Dos 94 pescadores entrevistados, 57 deles (60,6%) afirmaram que houve mudanças em relação à avistagem de golfinhos e baleias após o rompimento da barragem, com a maioria (71,9%) informando que estes animais são vistos com menor frequência (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 6*).

Em relação às aves marinhas, os estudos realizados mostram que os dados de rastreamento remoto das aves marinhas de Abrolhos, bem como de contagens de aves na praia e no mar na foz do Rio Doce

e adjacências, indicam que as aves permaneceram utilizando a região como área de alimentação durante o Ano 3 (*Material Suplementar A6MAS1, Figuras 1 a 12, e Tabelas 1 a 6*). As espécies *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* seguem utilizando o entorno do arquipélago como área de forrageio, enquanto as demais espécies identificadas nas contagens apresentaram concentrações mais elevadas na foz do Rio Doce e nas adjacências do arquipélago dos Abrolhos. A estimativa de nicho isotópico bidimensional ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), com base em amostras de sangue de *P. aethereus*, indicou uma maior amplitude no Ano 1 ($\text{SEAc} = 1,52\text{‰}^2$), uma substancial diminuição no Ano 2 ($\text{SEAc} = 0,17\text{‰}^2$) e leve aumento no Ano 3 ($\text{SEAc} = 0,62\text{‰}^2$). Não houve diferença significativa de forma univariada para ambos os elementos, embora tenha sido observada uma diminuição nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ para *P. aethereus*. Para *S. leucogaster*, foi observada variação temporal na amplitude do nicho isotópico similar à de *P. aethereus*, sendo o Ano 1 com $\text{SEAc} = 1,21\text{‰}^2$, Ano 2 com $\text{SEAc} = 0,52\text{‰}^2$, e Ano 3 com $\text{SEAc} = 1,20\text{‰}^2$. No entanto, a diminuição nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ no Ano 3 foi significativa em relação ao Ano 2 para *S. leucogaster*, sugerindo uma diminuição no nível trófico das presas ingeridas (*Material Suplementar A6MAS1, Figuras 13 a 15, e Tabelas 7 e 8*).

De modo geral, foi observado um aumento significativo nas concentrações de elementos essenciais e não essenciais nas penas de *P. aethereus* e *S. leucogaster*. No sangue, há uma tendência de diminuição ou manutenção das concentrações de elementos essenciais e não essenciais, exceto para As, para o qual foram detectados aumentos significativos para *P. aethereus* e *S. leucogaster* no Ano 3, em relação aos demais períodos analisados (*Material Suplementar A6MAS1, Figuras 16 e 17, e Tabelas 9 e 10*). O aumento significativo de As no sangue das aves segue padrão observado no ambiente marinho, a partir de dados de material particulado em suspensão (MPS; Anexo 3 – Subprojeto Hidrogeoquímica PMBA/Fest-RRDM). Em relação aos contaminantes orgânicos, tem sido observada uma tendência geral de diminuição dos compostos analisados, tanto no sangue como nas penas das aves (*Material Suplementar A6MAS1, Figura 18, e Tabela 11*). As análises de hemograma e hematoscopia, realizadas nas amostras do Ano 3, indicam que as aves estavam em condições satisfatórias de saúde, embora os quadros de heterofilia observados possam sugerir quadros inflamatórios agudos e de estresse, conforme já observado nos anos anteriores. Três indivíduos de *P. aethereus* (15%) apresentaram múltipla resistência ao teste de antibiograma, seguindo padrão observado nos anos anteriores.

Não foi possível obter dados referentes à demografia, reprodução e diversidade genética para *P. aethereus* e *S. leucogaster*, bem como aos parâmetros monitorados em *Pterodroma arminjoniana* (amostragem na ilha da Trindade) e *Sterna hirundinacea* (ilhas costeiras do Espírito Santo), devido às restrições impostas pela pandemia da COVID-19. No entanto, uma análise global dos resultados do Ano 3 indica uma clara continuidade de uso da foz do Rio Doce e adjacências pelas aves marinhas e costeiras para alimentação e, portanto, o aumento nas concentrações de As no sangue sugere uma relação com a ingestão de presas contaminadas pelos rejeitos na região.

Para os estudos em tartarugas marinhas, três espécies foram avaliadas, sendo *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro).

Os animais foram avaliados quanto a diversidade genética para os marcadores mitocondriais (região D-loop do DNA mitocondrial) e de microssatélites (DNA nuclear), durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM para área impactada no Espírito Santo (ES) e comparadas com as áreas controle na Bahia (BA) (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 1, Quadro 1*). Quando possível, dados genéticos foram compilados através de dados pretéritos já publicados na literatura (Naro-Maciel et al., 2012; Dutton et al., 2013; Shamblyn et al., 2014; Vargas et al., 2019), por meio de amostras coletadas antes do rompimento da barragem e/ou doadas por meio de parcerias acadêmico-científicas. Posteriormente, esses dados foram utilizados para comparar os resultados entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem.

Para o DNA mitocondrial, foram observados haplótipos exclusivos para *C. mydas* e *C. caretta* nas áreas avaliadas, que, além de designar linhagens exclusivas do Atlântico Sul, não são encontradas em nenhuma outra parte do mundo. Ainda, foi observada uma redução significativa na distribuição e/ou frequência dos haplótipos para as três espécies de tartarugas, interferindo diretamente em suas diversidades haplotípicas, quando os períodos e áreas foram comparados (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1; Figuras 2A-F; 3A-I; 4A-E*). Para a população de *C. caretta* da Praia de Povoação (ES), houve perda de 12% da diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós-rompimento da barragem foram comparados, além da diversidade genética encontrada ter sido 21% menor em comparação à área controle em Areembepe (BA) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1, Figura 2A-F*). Para a população de *C. mydas* da APA Costa das Algas (ES), houve 13% de perda na diversidade haplotípica em relação ao período pré-rompimento da barragem. Foi observada ainda uma diversidade haplotípica 23% menor em Coroa Vermelha (BA) do que na área controle (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1, Figura 3A-I*), sendo uma das menores diversidades relatadas para áreas de alimentação da espécie no Atlântico Sul (dados compilados em Savada et al., 2021). Para *D. coriacea* da Foz do Rio Doce (ES), houve redução de 8% da diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós-Rompimento da barragem foram comparados (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1, Figura 4A-E*). No entanto, as comparações pareadas através do índice F_{ST} (estruturação populacional) não foram significativas para *C. caretta* e *D. coriacea*, mas para *C. mydas* algumas poucas comparações foram significativas (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 2*).

Por outro lado, com base nos dados de microssatélites, foram detectadas oscilações no número de alelos (N_a), riqueza alélica (A_r), heterozigosidades observadas (H_o) e esperadas (H_e), e tamanho populacional efetivo (N_e) para as três espécies de tartarugas quando os períodos, anos e áreas foram comparados (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3, Figuras 2G; 3J; 4F*). Para *C. caretta*, foram detectados padrões espaço-temporais específicos entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem, e entre as áreas avaliadas (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 2H-I*), provavelmente relacionados ao comportamento filopátrico desta espécie de tartaruga. Já as duas populações de *C. mydas* (APA Costa das Algas – ES e Coroa Vermelha – BA) apresentaram três padrões genéticos amplamente distribuídos entre os anos e áreas (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 3K-M*), podendo

indicar que os juvenis das duas áreas compartilham o(s) mesmo(s) local(is) de nascimento e, consequentemente, a mesma origem genética.

Uma vez que, grande parte da história de vida das tartarugas marinhas ocorre nas áreas de alimentação, a APA Costa das Algas é uma importante área para os juvenis de *C. mydas* durante o seu crescimento e amadurecimento. Ainda, foram detectadas diferenças significativas para as comparações pareadas através do índice θ_{ST} (estruturação populacional) para as três espécies de tartarugas marinhas, com poucas exceções (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 2*). A situação de *D. coriacea* da Foz do Rio Doce (ES) é a mais delicada, pois ela apresenta um dos menores índices de diversidade genética para marcadores de microsatélites (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1, Tabela 3, Figura 4A-F*) relatados na literatura para a espécie (Crim et al., 2002; Alstad et al., 2011; Stewart e Dutton, 2011). Além disso, é uma população criticamente ameaçada de extinção (Tiwari et al., 2013), pouquíssima abundante, de baixo tamanho populacional efetivo (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 3*) e que possui na Foz do Rio Doce a única localidade regular de desova na região do Atlântico Sudoeste (Colman et al., 2019).

De forma geral, a baixa diversidade genética detectada para as espécies de tartarugas marinhas por meio de ambos os marcadores de DNA (mitocondrial e nuclear) e avaliados por períodos (pré e pós-rompimento da barragem), anos (Ano 1, Ano 2 e Ano 3) e áreas (impactadas no ES e controle na BA) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 1, Tabela 3, Figuras 2-4*), sugere que essas populações possuem menor resiliência, capacidade de driblar os impactos antrópicos, e de se manterem geneticamente saudáveis a longo prazo. Aliado a isso, as mudanças no perfil praiar, condições climáticas e outros fatores estocásticos (RT-36D - RRDM, 2020; RT-36E - RRDM, 2020) podem comprometer a sobrevivência a longo prazo das linhagens específicas das tartarugas que utilizam as áreas impactadas do ES para desovar, bem como das áreas de alimentação utilizadas pelos juvenis de *C. mydas*.

A área afetada pela pluma principal de rejeitos de mineração na APA Costa das Algas (ES) também apresenta uma situação complexa quanto à saúde dos juvenis de *C. mydas*, por estas apresentarem-se menos saudáveis (alterações em parâmetros clínicos, bioquímicos e hematológicos) (*Material Suplementar A6MTS1, Tabelas 4 e 5*) ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM, quando comparados com a população de *C. mydas* de Coroa Vermelha (BA). A infestação por ectoparasitas se manteve maior nas tartarugas do Espírito Santo, assim como a maior prevalência de fibropapilomas (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 5*). Apesar das tartarugas da Bahia apresentarem fibropapilomas, nenhuma apresentou escore severo da doença (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 4*). Comparando com os dados pretéritos do Instituto Marcos Daniel, a prevalência de fibropapilomatose foi maior para Espírito Santo do que para Bahia nos 5 anos anteriores a 2021, com uma redução em 2020, mas ainda superior do que na Bahia (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 6*). Não foi possível fazer uma correlação entre os contaminantes e os dados de saúde dos indivíduos analisados nos Anos 2 e 3, pois os dados de metais pesados e compostos orgânicos ainda estão em processamento. No entanto, a presença periódica dos rejeitos remobilizados pelas condições oceanográficas e

hidrológicas, conforme relatado pelo Anexo 3 Marinho - PMBA/Fest-RRDM (RT23- RRDM, 2019), expõe constantemente as tartarugas *C. mydas* do Espírito Santo aos metais pesados característicos do rejeito, bem como a outros contaminantes mobilizados pelo seu fluxo, sendo este um dos fatores que, juntamente com os aspectos inerentes à biologia da espécie na fase juvenil e à baixa diversidade genética, tornam a região estudada um *hotspot* de ameaças à conservação.

Ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM, as tartarugas *C. caretta* que desovam na área impactada no Espírito Santo (Praia de Povoação) apresentaram uma condição corporal pior do que as tartarugas da área controle na Bahia (Arembepe), com maior carga epibiônica e maior contagem de parasitas (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 7*), além de continuarem apresentando lesões oculares e tumores sugestivos de fibropapilomatose (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 6*). No Ano 3, observa-se que as tartarugas do Espírito Santo apresentaram menores contagens de leucócitos, heterófilos e monócitos, e maiores contagens de trombócitos e linfócitos, o que pode estar relacionado a doenças inflamatórias, infecções parasitárias, resposta a tumores (como fibropapilomas) e/ou função imune suprimida (*Material Suplementar A6MTS1, Tabela 7*). As diferenças encontradas para os parâmetros bioquímicos, indicam que tais parâmetros isolados não são indicativos de uma condição clínica específica, podendo estar relacionados ao período reprodutivo. A conclusão das análises dos dados de contaminantes em andamento permitirá a realização de correlações entre os parâmetros de saúde e reprodutivos e os contaminantes, para verificar se os metais pesados e compostos orgânicos estão impactando a fisiologia dos animais.

A megafauna na região da Plataforma Continental também foi avaliada em estudos de monitoramentos bioacústicos, sobrevoos tripulados e monitoramento com drone. Os resultados obtidos a partir dos sobrevoos tripulados apontam que a população de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) que ocorre no litoral do Espírito Santo (ES) está isolada e apresenta a menor densidade de indivíduos e área de vida dentre todas as populações da espécie. Quanto ao uso do *habitat* da megafauna marinha costeira nas áreas mais impactadas pela lama de rejeito (até 3 km da costa), a comparação dos resultados de monitoramentos bioacústicos e sobrevoos tripulados mostrou que, ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, a população remanescente da toninha na área de manejo FMA I concentrou-se ao sul da foz do Rio Doce (*Material Suplementar A6MSbS2, Figura 1*). Em relação ao Ano 3, os registros acústicos obtidos em um total de 526,18 milhas náuticas navegadas (*Material Suplementar A6MSbS1, Figura 1*), mostram que a distribuição de toninhas permanece concentrada ao sul da foz do Rio Doce (*Material Suplementar A6MSbS1, Figura 2*). Além disso, foi demonstrado o efeito da turbidez das áreas mais impactadas pela lama na atenuação e degradação dos sinais acústicos (cliques de ecolocalização) usados pela espécie na busca por alimento (*Material Suplementar A6MSbS1, Tabela 1*). Essa região ao sul do Rio Doce, também apresentou alta densidade de grupos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (*Material Suplementar A6MSbS2, Figura 2*).

O monitoramento com drones mostra a condição do ambiente e da megafauna marinha em áreas mais atingidas pela lama do rompimento da barragem de Fundão e reforça essa hipótese devido ao aumento gradual dos índices de avistagens ao longo dos trimestres desde o início da amostragem. Isso indica

uma maior dependência da população remanescente da espécie já altamente ameaçada de uma pequena área dentro da região mais impactada pela lama de rejeito. Embora a proporção de juvenis seja relativamente pequena (entre 9 e 14%), verificou-se que quase a totalidade dos indivíduos encontra-se em atividade de alimentação, indicando que a biomassa que pode estar relacionada à absorção de elementos derivados da lama de rejeito pode estar sendo incorporada na população através da cadeia alimentar (*Material Suplementar A6MSbS3, Figura 1, 2 e 3*). Uma amostra dos vídeos registrados com DRONE e ROV pode ser observada no *Material Suplementar A6MSbS4*. Os detalhes metodológicos e uma discussão aprofundada dos resultados estão disponíveis em duas publicações científicas, Barreto et al. 2021 e Giacomo et al. 2021, respectivamente.

Em relação à abundância da megafauna costeira na plataforma continental do ES, incluindo as áreas mais impactadas pela lama de rejeito, foram confirmados as maiores concentrações da biomassa da megafauna (cetáceos, aves e quelônios) nos três *hotspots* identificados a saber: 1) área costeira da foz do Rio Doce e cerca de 30 km ao sul desta (aves e cetáceos), 2) áreas recifais costeiras e de plataforma continental da APA Costa das Algas (quelônios), 3) plataforma continental norte do Espírito Santo associada provavelmente à área dos Recifes Esquecidos (quelônios). Com relação aos quelônios e aves marinhas, os resultados obtidos nos sobrevoos tripulados também apontam a área da APA Costa das Algas, do REVIS de Santa Cruz e da foz do Rio Doce como importantes locais de concentração desses grupos (*Material Suplementar A6MSbS2, Figuras 3 e 4*).

Ressalta-se que as maiores concentrações da megafauna se encontram próximas ou dentro das áreas mais impactadas pela lama de rejeito. Os meses de janeiro a março, que fazem parte da estação chuvosa, apresentaram os maiores índices de riqueza e abundância de megafauna, o que está provavelmente associado à alta descarga fluvial do Rio Doce trazendo aportes de nutrientes para a região costeira e consequentemente incrementando a cadeia alimentar com maior oferta de alimento.

De acordo com a modelagem de dispersão da pluma de rejeitos oriunda do rompimento da Barragem de Fundão, a região ao sul do Rio Doce foi a área que recebeu o maior aporte de metais pesados após a chegada da lama ao oceano (Magris et al., 2019). A concentração da toninha, espécie de golfinho mais ameaçada do oceano Atlântico Sul, bem como de outros grupos da megafauna marinha em regiões costeiras ao sul do Rio Doce, reforçam a importância do monitoramento de longo prazo na região atingida, tendo em vista que os efeitos deletérios em grupos topo de cadeia tendem a ser cumulativos expressando-se em escalas temporais maiores.

O monitoramento ecotoxicológico do PMBA/Fest-RRDM avaliou diferentes níveis da cadeia trófica, além de matrizes abióticas (água e sedimento). Foram executadas 5 campanhas até março de 2021, as quais estão nomeadas como: Campanha 1, realizada em setembro/outubro de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em janeiro/fevereiro de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em setembro/outubro de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em janeiro/fevereiro de 2020 (período chuvoso) e Campanha 5, realizada em janeiro/fevereiro de 2021 (período chuvoso). Cabe ressaltar que, por causa da interrupção das atividades devido à pandemia da COVID-19, não foi realizada a amostragem em agosto/setembro de 2020 (período seco). No âmbito deste monitoramento.

analisou-se a condição ecotoxicológica da água, sedimento e biota, através de, basicamente, quatro índices: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais na água e no sedimento.

De maneira geral, as análises ecotoxicológicas apresentaram perfis espaciais e sazonais que acompanharam as variações abióticas, sendo evidenciado, principalmente, nos setores onde há sinal do rejeito de mineração nos depósitos sedimentares. Setores como a Foz do Rio Doce, APA Costa das Algas e Norte, com destaque para a região de Degredo, corroboram com esta expectativa, uma vez que apresentaram os maiores níveis de contaminação por metais na água e sedimento ao longo de todo período de monitoramento realizado pelo Anexo 1. Neste sentido, os resultados observados para o período chuvoso 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) evidenciam este perfil. Com relação à contaminação da água, os resultados indicaram que diferentes localidades do ambiente marinho estiveram associadas a determinados metais. Por exemplo, a região da APA/REVIS (CA2, CA3, CA5) e Degredo (DEG2) apresentaram as maiores concentrações de Al, As, Pb, Ni e Cd dissolvido, e a região de Abrolhos (ABR2 e ABR4) se mostrou mais associada aos metais Zn e Hg (*Material Suplementar A1MS1, Figura 1*). Já os metais Fe e Mn, indicadores da presença dos rejeitos, mostraram-se mais associados à região da Foz do Rio Doce (FRD6 e FRD10) e região de Degredo (DEG1) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 1*). Com relação ao sedimento, os resultados do período chuvoso 2021 também indicaram um padrão de contaminação espacial mais concentrado nas regiões mais próximas da foz do Rio Doce, pois a maior parte dos metais esteve associada aos setores Foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD8, FRD9, FRD10), APA Costa das Algas (CA1 e CA3) e Degredo (DEG1 e DEG2) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 2*).

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica marinha foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 3, 6, 9, 10 e 13*) e Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar A1DM1, Figuras 4, 5, 7, 8, 11, 12, 14 e 15*). Com relação à concentração de metais na biota, os níveis de Fe nos organismos-base da cadeia trófica (plâncton) coletados durante o período chuvoso 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) ainda estão elevados em comparação com os dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão, sendo os maiores valores médios registrados para os períodos chuvosos de 2020 e 2021, coincidindo com períodos de maior vazão do Rio Doce (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 1*). Adicionalmente, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no zooplâncton, mesmo após cinco anos do rompimento da barragem (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 1*). A ordenação obtida através da PCA mostrou que todos os metais analisados no fitoplâncton estiveram mais associados à pontos da foz do Rio Doce (FRD3 e FRD8) e grande parte dos metais mensurados no zooplâncton estiveram associados à localidade de Degredo (DEG2) durante o período chuvoso de 2021 (*Material Suplementar A1MS1, Figura 3*). Os resultados do IBR bioacumulação para o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) apontaram que no plâncton (considerando o fito e o zooplâncton em conjunto) amostrado na foz do Rio Doce a bioacumulação foi maior do que nos demais setores, mantendo-se

elevada como observado no período chuvoso de 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020), indicando um alto grau de contaminação neste setor (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 4 e 5*). Tendo em vista o ciclo de vida relativamente curto dos organismos zooplanctônicos, é sugerido que os altos níveis de metais acumulados neste grupo de organismos em comparação aos valores pretéritos à chegada dos rejeitos de mineração no ambiente marinho, reflitam uma biodisponibilização constante de metais na região marinha. Esta observação, especificamente para áreas mais impactadas, se repete em níveis tróficos superiores.

Os resultados de bioacumulação de metais em camarões também indicaram uma forte associação com os elementos característicos do rejeito, com as localidades mais próximas à foz do Rio Doce (FRD1) e a localidade de Degredo (DEG1) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 6*). Cabe destacar que durante o último período chuvoso monitorado (Campanha 5, jan/fev 2021) houve um aumento considerável nas concentrações de Fe no músculo dos camarões coletados nos setores Foz do Rio Doce e Norte, em relação às campanhas anteriores, sendo estas concentrações cerca de 4 a 5 vezes superiores a concentrações reportadas para o período de impacto mais agudo (dezembro/2015 a fevereiro/2016), considerando a chegada dos rejeitos nessas regiões marinhas (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 2*). Ademais, o índice de bioacumulação, que considera todos os metais em conjunto e os três tecidos de camarões analisados (brânquias, hepatopâncreas e músculo), apontou que os indivíduos amostrados também no setor Sul apresentaram níveis de metais nos tecidos próximos aos níveis observados para o setor Foz do Rio Doce, durante o período chuvoso de 2021 (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 7 e 8*). Neste contexto, a ordenação gerada pela PCA aponta a localidade de Vitória (VIX1) associada à determinados metais como Cd, Zn, Pb e Hg nos tecidos de camarões (*Material Suplementar A1MS1, Figura 6*), indicando uma fonte de contaminação destes elementos nesta região mais antropizada.

Os peixes de ambas guildas tróficas (onívoros/herbívoros e carnívoros), coletados ao longo de todo período amostral (2018 – 2021), também apresentaram níveis elevados de metais no músculo quando comparados aos dados reportados para o período de impacto mais agudo (dezembro/2015 a fevereiro/2016), considerando a chegada dos rejeitos nessas regiões marinhas, principalmente com relação os metais Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb. Além disso, tal qual observado para camarões, houve um aumento considerável nos teores de Fe no músculo na comunidade de peixes amostrados durante o último período chuvoso (janeiro/fevereiro 2021), em relação aos períodos amostrais anteriores (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 3*). A PCA aplicada para peixes onívoros/herbívoros mostrou uma ordenação específica, onde a maioria dos metais analisados esteve associado com as localidades da foz do Rio Doce (FRD6 e FRD8), APA/REVIS (CA1) e Degredo (DEG1 e DEG2) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 9*). Da mesma forma, a ordenação gerada com os resultados referentes aos peixes carnívoros, indicou que a maior parte dos metais analisados estiveram associados à foz do Rio Doce (FRD3 e FRD8) e a localidade de Degredo (DEG1), porém também à pontos mais distantes tanto ao sul (VIX1) quanto ao norte da foz (ITA1) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 10*). O IBR bioacumulação, considerando peixes de ambas guildas tróficas e todos os tecidos de peixes avaliados

(brânquias, fígado e músculo) coletados durante o período chuvoso de 2021, foi semelhante para todos os setores monitorados, bem como com relação aos demais períodos de monitoramento, exceto com relação à Campanha 1 (setembro/outubro 2018), cujos valores foram bem superiores para os setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte. De forma um pouco mais detalhada, cabe destacar que no período chuvoso 2021 houve um leve aumento nos valores médios de IBR bioacumulação para peixes coletados nos setores Sul e Norte em comparação com as amostragens realizadas em 2019 e 2020 (Campanhas 2, 3 e 4) (*Material Suplementar A1MS1, Figura 11 e 12*).

Para os corais e hidrocorais coletados na região de Abrolhos, o IBR bioacumulação apontou uma diminuição expressiva nos níveis de metais nestes organismos durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021) em comparação às campanhas anteriores (*Material Suplementar A1MS1, Figura 14 e 15*). Todavia, um padrão espacial consistente se repete ao longo de todo o período amostral, indicando que os corais e hidrocorais amostrados no ponto ABR01, localizado mais próximo à costa, apresentam os maiores níveis de bioacumulação de metais em relação aos demais pontos de coleta.

Os padrões observados para os biomarcadores nos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica também foram analisados através da Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 16, 19, 22, 23 e 26*) e do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 17, 18, 20, 21, 24, 25, 27 e 28*). Os resultados do IBR biomarcador indicaram um notável aumento nos níveis de resposta (dano lipídico e concentração de metalotioneínas) no plâncton coletado em todos os setores durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), em comparação aos períodos amostrais anteriores, com destaque para o setor Norte como sendo aquele onde se observou o maior efeito biológico durante este último período amostral (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 17 e 18*). Para camarões, houve um aumento nos valores de IBR biomarcador no período chuvoso 2021 com relação ao Ano 2, mas eles foram semelhantes ao do Ano 1, exceto para o setor Sul, representado nesta amostragem pela localidade VIX1, onde os organismos apresentaram um aumento de resposta biológica em decorrência da exposição à metais (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 19, 20 e 21*), corroborando com os resultados do IBR bioacumulação. Para a comunidade de peixes monitorada durante o período chuvoso de 2021, o IBR biomarcador indicou um leve aumento temporal nos níveis de efeito biológico em todos os setores, em relação aos períodos anteriores de coleta, com destaque para o setor Norte, tal qual observado na comunidade planctônica amostrada neste mesmo período (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 24 e 25*). Para os corais e hidrocorais amostrados no setor Abrolhos, o IBR biomarcador também aumentou consideravelmente em todos os pontos amostrais durante o período chuvoso 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), em comparação aos períodos amostrais anteriores, com destaque para os biomarcadores associados à calcificação e regulação iônica e osmótica que tiveram suas atividades aumentadas (*Material Suplementar A1MS1, Figura 27*). É importante apontar que os resultados do IBR biomarcador estimados para corais e hidrocorais foram contrários aos resultados do IBR bioacumulação, que mostraram uma nítida redução nos níveis de metais acumulados nestes

organismos no período chuvoso 2021. De fato, o aumento expressivo no IBR biomarcador está refletindo o aumento na atividade de enzimas relacionadas à calcificação e regulação iônica e osmótica (Ca-ATPase, Mg-ATPase e anidrase carbônica), que sabidamente são fortemente influenciadas de forma negativa por diversos metais (*Material Suplementar A1MS1, Figura 28*). Assim, a redução nos níveis corporais de metais durante o período chuvoso de 2021 pode ter favorecido o aumento na atividade destas enzimas mencionadas.

A microbiota presente na água e no sedimento da região marinha adjacente ao Rio Doce, incluindo sua foz, foi analisada quanto a abundância relativa e distribuição espacial do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 29 - 41*). É possível observar que alterações na comunidade microbiológica da água do mar estiveram relacionadas às alterações microbianas detectadas na água do Rio Doce, tanto durante o período chuvoso de 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020) quanto no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021). Neste sentido, o gênero bacteriano *Acinetobacter*, cuja abundância aumentou drasticamente nas águas do Rio Doce durante o período chuvoso de 2020, e que ainda se apresentou elevada no período chuvoso de 2021, também foi encontrado nas águas marinhas, porém com abundância reduzida durante o período chuvoso de 2021. De fato, este gênero foi mais abundante nas águas marinhas no período chuvoso de 2020 que foi marcado por grande evento de pluviosidade (RRDM, 2020). Já no período chuvoso de 2021, a abundância do gênero *Acinetobacter* no ambiente marinho retornou a patamares similares aos observados antes do período chuvoso de 2020. Este fato indica que eventos extremos de pluviosidade intensa que aumentam o nível do Rio Doce e sua vazão (Zorzal-Almeida e Fernandes, 2021), podem influenciar diretamente a comunidade microbiana da região marinha adjacente ao rio. Portanto, pode-se dizer que alterações na água do Rio Doce associadas ao rompimento da barragem de Fundão, mesmo cinco anos após o desastre, continuam afetando a microbiota marinha, inclusive em áreas de proteção e conservação ambiental. Cabe destacar que a composição e abundância da microbiota são de suma importância para os ciclos biogeoquímicos, produção primária, degradação de compostos orgânicos e na ciclagem de nutrientes.

A comunidade bacteriana associada aos corais, parece também ter sido afetada pelas alterações na comunidade microbiana na água do Rio Doce observadas com maior intensidade durante o período chuvoso de 2020 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020) e perpetuadas no período chuvoso de 2021 (Campanha, janeiro/fevereiro 2021), 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. Além disto, durante período chuvoso de 2021, as amostras de coral revelaram grande dominância de grupos bacterianos altamente associados à doenças em corais e alteração da comunidade microbiana (disbiose) que não haviam sido observadas em campanhas anteriores, tais como Clostridia e Rhodobacter (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 35 e 36*). A disbiose pode aumentar a suscetibilidade dos corais a patógenos oportunistas e, em última análise, causar sua morte. Porém, mesmo que a disbiose não leve o coral à morte, ele fica mais suscetível a impactos ambientais futuros, como os relacionados as mudanças climáticas. Estes resultados sugerem que o rompimento

da barragem de Fundão está possivelmente afetando a saúde dos corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos mesmo anos após o ocorrido, sendo que após períodos de elevada pluviosidade o impacto pode ser ainda maior.

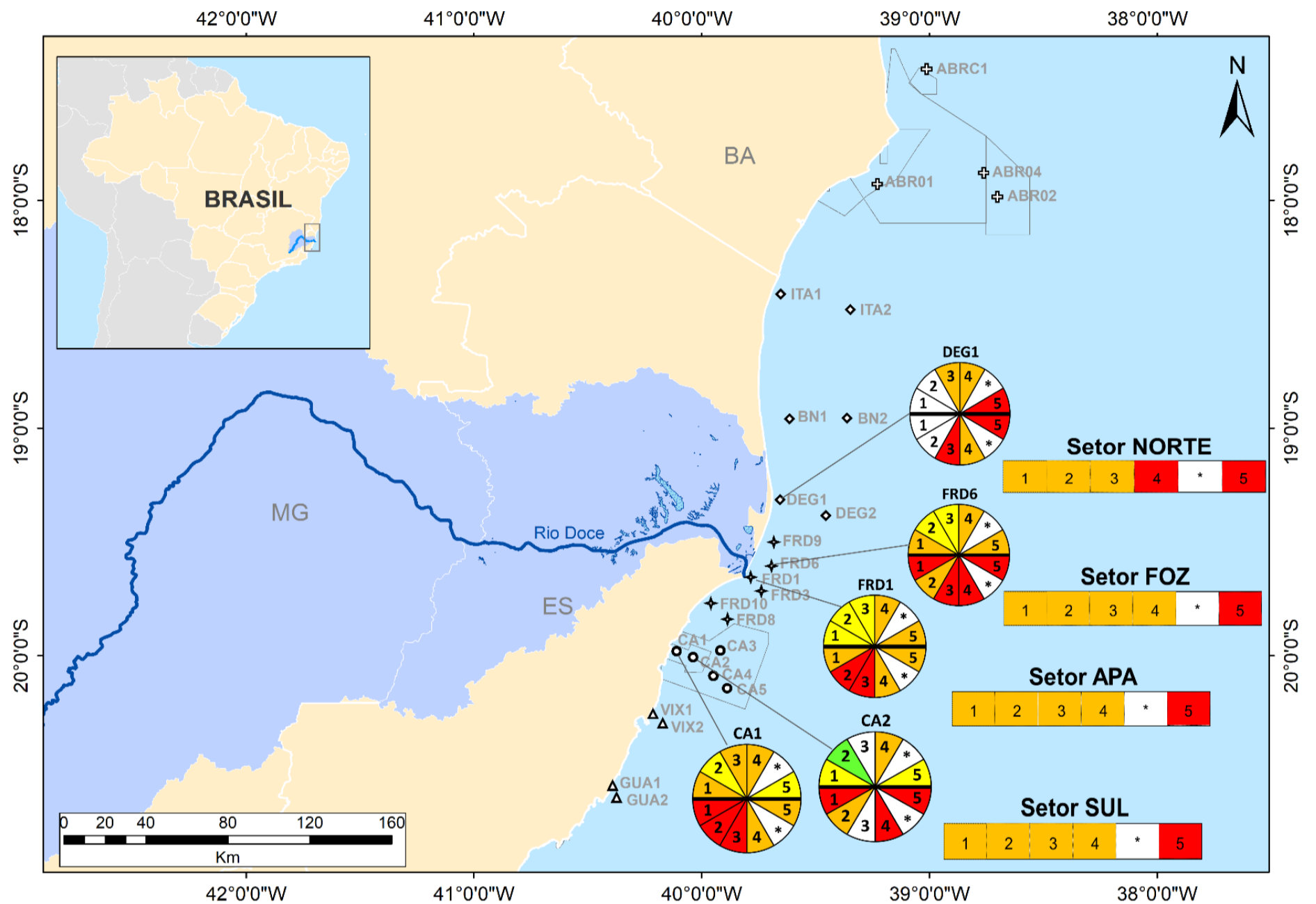
Os ensaios de toxicidade com organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, resumidos no Índice de Toxicidade apresentado na Figura 10 Integrada – Anexo 1 marinho, indicam que a água e o sedimento da foz do Rio Doce, REVIS Santa Cruz e região de Degredo continuam impactados do ponto de vista ecotoxicológico. Porém, no período chuvoso de 2021, os pontos ao norte da foz (FRD6 e DEG1) se mostraram mais impactados e suas matrizes (água e sedimento) foram classificadas como moderadamente tóxicas ou tóxicas, com destaque para Degredo, que passou de moderadamente tóxico para tóxico no referido período. Amostras coletadas ao sul da foz e Costa das Algas (FRD1 e CA1) tiveram a toxicidade de seus sedimentos reduzida ao longo do monitoramento, com valores menores para as amostras coletadas nos períodos chuvosos de 2020 e 2021 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020 e Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021, respectivamente). De maneira geral, o sedimento se mostrou mais tóxico que a água. A toxicidade foi atribuída, principalmente, pelos ensaios de desenvolvimento embrio-larval com ouriço-do-mar e de reprodução com microcrustáceo (copépode *Nitokra sp*) (*Material Suplementar A1MS1, Tabelas 1 e 2 e Figuras, 42, 43 e 44*). As PCAs aplicadas com os valores de toxicidade e níveis de metais obtidos para os diferentes pontos amostrais no período chuvoso de 2021, mostram que a variável Toxicidade da água ficou associada ao ponto em Degredo e aos metais Cr e, principalmente, Fe. Já, a variável Toxicidade do sedimento ficou associada ao ponto em Degredo (DEG1) e a um dos pontos no REVIS Santa Cruz (CA2), sem mostrar relação clara com nenhum dos metais analisados (*Material Suplementar A1MS1, Figuras 45 e 46*). Estes resultados sugerem que, no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021), Degredo foi a região mais impactada com relação aos outros pontos da malha amostral marinha onde analisou-se a toxicidade da água e sedimento.

Além do Índice de Toxicidade, a Figura 10 Integrada – Anexo 1 marinho traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazerem prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1MS1, Quadro 4*. Os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados no mesmo índice, pois não são realizados em todos os pontos da malha amostral marinha e os resultados não são apresentados por setor.

Em conjunto, todos os indicadores ecotoxicológicos integrados por meio do IIE apontam, de maneira geral, para a intensificação temporal e gradativa dos impactos dos rejeitos de minério, em todos os

setores amostrais marinhos monitorados. Nas três primeiras campanhas de coleta (setembro/outubro 2018 - estação seca; janeiro/fevereiro 2019 – estação chuvosa e setembro/outubro 2019 - estação chuvosa), todos os setores mostraram-se “moderadamente impactados”, na perspectiva ecotoxicológica, e no período chuvoso seguinte (janeiro/fevereiro 2020), o setor Norte passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, mantendo-se nesta categoria no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021). Estes resultados corroboram o Índice de Toxicidade, que apontou que durante o período de 2021, os pontos ao norte da foz (FRD6 e DEG1) se mostraram impactados e suas matrizes (água e sedimento) foram classificadas como moderadamente tóxicas ou tóxicas. Durante o período chuvoso de 2021, o IIE também apontou uma intensificação dos impactos nos demais setores amostrais marinhos, além do setor Norte, acima mencionado. O efeito sazonal pode estar associado ao regime de chuvas, vazão do Rio Doce e fluxo de sedimentos, influenciando na variação espacial da concentração de metais na biota de diferentes níveis tróficos e respectivos efeitos biológicos decorrentes da exposição e acumulação de metais tóxicos. Diante do exposto, ressalta-se a importância da realização de um monitoramento de longa escala que busque caracterizar e compreender melhor como variáveis sazonais (e.g. pluviosidade, vazão, fluxos de sedimentos, ressuspensão, eventos oceanográficos) podem modular os impactos biológicos dos rejeitos de Fundão sobre a biota aquática marinha.

Figura 10: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso) e a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso). O setor Sul é representado pelos pontos de Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX, respectivamente), o setor APA Costa das Algas é representado pelos pontos localizados na APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), o setor Foz do Rio Doce é representado pelos pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e o setor Norte é composto pelos pontos localizados na região de Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1 (Campanha 1 e 2) e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.



4.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS – AMBIENTE MARINHO

Comparativamente aos anos anteriores, no período chuvoso do Ano 3, a pluma de sedimentos em suspensão, originada tanto pelo aporte fluvial quanto pelo fenômeno de ressuspensão por ondas, deslocou-se preferencialmente para sul, conforme o padrão hidrodinâmico, sendo evidenciado pelos valores de turbidez nas águas de fundo do subsetor Foz do Rio Doce Sul e pontos costeiros do setor APA Costa das Algas. Por outro lado, a corrente litorânea continua configurando um processo relevante do transporte dos sedimentos e rejeitos oriundos do Rio Doce para o Norte.

Nos setores Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul, as concentrações de MPS durante o período chuvoso do Ano 3 foram, em média, maiores que as observadas durante os dois primeiros anos do PMBA. Nos três subsetores da Foz do Rio Doce, as maiores concentrações de MPS foram observadas nas estações localizadas na porção rasa do setor (até 20 m). No geral, o comportamento das concentrações de MPS no período chuvoso do Ano 3 para os três subsetores da Foz do Rio Doce continua mostrando a influência direta das condições hidrometeorológicas observadas antes e durante as campanhas, desde que a dispersão preferencial de MPS para os setores da Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul, onde foram observadas as maiores concentrações de MPS, é um reflexo dos ventos de norte, nordeste e leste predominantes durante os eventos hidrológicos do Rio Doce, durante o período chuvoso do Ano 3. No setor APA Costa das Algas, foi observada uma diminuição na concentração de MPS no Ano 2 em relação ao observado no Ano 1, com posterior aumento generalizado das concentrações de MPS no Ano 3, de forma que as estações rasas desse setor apresentaram as maiores concentrações de MPS, ao longo de todo o PMBA, em janeiro de 2021. No setor Foz do Rio Doce Norte, as concentrações de MPS No período chuvoso do Ano 3, em média, foram semelhantes às observadas no período chuvoso do Ano 2, com as maiores concentrações sendo observadas em fevereiro de 2021. Os setores Abrolhos (ABR 01 e ABR 03) e Norte apresentaram as maiores concentrações de MPS no Ano 2 em relação ao Ano 1 e Ano 3.

Em relação à mobilidade do sedimento de fundo, foi observada uma redução da mesma no período chuvoso do Ano 3, quando comparada ao período chuvoso do Ano 2, para os três subsetores da Foz do Rio Doce e para o setor Norte. Essa redução da mobilidade ocorreu devido a um aumento da densidade do sedimento superficial e, conseqüentemente, da tensão crítica de ressuspensão, associado a uma menor energia hidrodinâmica (menores valores de tensão de cisalhamento de fundo) observada na plataforma. Quanto ao indicador presença do sinal do rejeito, durante o período chuvoso do Ano 3, a presença do sinal do rejeito foi observada nos setores: Norte (DEG 01 e BS 01), Foz do Rio Doce Norte, Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul. Nos subsetores da Foz do Rio Doce, com exceção da estação SD 05 (Foz do Rio Doce Central, 50 m de profundidade), todas as outras estações apresentaram sinal do rejeito em pelo menos uma campanha do período chuvoso do Ano 3. Os setores Abrolhos e APA Costa das Algas não apresentaram sinal do rejeito quanto ao índice mineralógico.

Entretanto, os resultados das razões $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$, no contexto da série temporal de Abrolhos até o Ano 3, apontaram para a presença na região de Abrolhos de sedimentos caracterizados pela mistura dos rejeitos da barragem de Fundão e do material sedimentar do leito do Rio Doce naquela região. Tal detecção em Abrolhos se manteve constante para as localidades monitoradas no arco interno da zona recifal, sendo fortemente dependente das condições meteoceanográficas atuantes no arco externo de Abrolhos.

Os sistemas frontais também promovem, generalizadamente, maior aporte sedimentar do material dos rios que influenciam a sedimentação em Abrolhos. Os resultados mostram que há uma aparente sazonalidade no sinal isotópico do Rio Doce na Região de Abrolhos. Ficou evidente também que os períodos de maior precipitação na zona costeira que levam a uma maior vazão dos principais rios da região não influenciam diretamente os resultados da influência do Rio Doce sobre o sinal isotópico nos sedimentos de Abrolhos, mostrando assim que são os sistemas frontais sobre o oceano o principal modulador do transporte sedimentar.

Ao longo da Plataforma Continental a qualidade de sedimentos para metais e arsênio (As) mostrou o aumento da frequência de ocorrência de amostras classificadas como moderadamente impactadas em comparação ao período chuvoso do Ano 2 para os setores Norte e Abrolhos, configurando degradação da qualidade do sedimento. No setor Norte, a qualidade alterou de não impactada em janeiro/2020 para moderadamente impactada em janeiro/2021 para a região de Itaúnas, enquanto foi observada uma melhora da qualidade em Conceição da Barra. Nas regiões de Degredo, Barra Seca e Barra Nova, a condição manteve-se como moderadamente impactada. Com relação ao setor Foz do Rio Doce, ocorreu, predominantemente, degradação da qualidade para metais e As, em relação às campanhas anteriores correspondentes. O índice de qualidade de sedimentos para HPAs mostrou condições não impactadas para todos os setores e campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3.

Os resultados hidrogeoquímicos observados para o Ano 3 mostram um padrão similar ao que foi identificado durante as campanhas de maior vazão do Rio Doce nos Anos 1 e 2, marcadas pela degradação da qualidade do sedimento quanto aos níveis dos elementos metálicos e As. A deterioração da qualidade da água foi associada ao aumento das concentrações de metais durante o período seco do Ano 1, quando ocorreram os menores níveis de vazão do Rio Doce em associação ao incremento na altura de ondas.

Os indicadores ambientais do fitoplâncton apontam uma comunidade moderada a altamente alterada, com contínuos processos de reinício de sucessão da comunidade recém-perturbada, seja pelo aporte de material do Rio Doce em períodos de maior precipitação, bem como pela ressuspensão dos nutrientes para a coluna d'água por causa de eventos de aumento de energia das ondas na região monitorada. A comunidade fitoplanctônica permanece com densidade total alta quando comparada aos dados anteriores ao rompimento da barragem, com os maiores picos de densidade e de pigmentos obtidos no Ano 3. Ainda, o fitoplâncton avaliado neste Ano continua estruturado, tal qual nos Anos 1 e 2, com maior contribuição e dominância de organismos nanofitoplanctônicos ($<20\ \mu\text{m}$) oportunistas,

pioneiros, cosmopolitas e adaptáveis às perturbações ambientais, que se multiplicam rapidamente frente à biodisponibilidade de nutrientes (macro e micro) e que utilizam mecanismos estratégicos (ecológicos, fisiológicos, bioquímicos e morfológicos) peculiares de cada espécie para explorar recursos e garantir sua manutenção e adaptação no ambiente hostil.

Além das microalgas planctônicas, cocóides e unicelulares dos grupos das cianobactérias e das algas verdes (clorofíceas unicelulares), o Ano 3 também foi marcado pelo aumento da contribuição das diatomáceas, com destaque da diatomácea penada *Pseudo-nitzschia* spp., que podem ter acarretado o decréscimo da concentração de sílica e a possível absorção do zinco lábil da coluna d'água. Todavia, a contribuição das diatomáceas na abundância relativa do fitoplâncton ainda não corresponde à variedade de espécies pré-rompimento, assim como a abundância, variedade e a frequência de ocorrência dos cocolitoforídeos (Grupo do Filo Haptophyta), que persistem reduzidos nos setores da Plataforma Continental. Ademais, as cianobactérias filamentosas ($>20\ \mu\text{m}$) *Trichodesmium* spp., foram frequentes qualitativamente em todos os setores, assim como a diatomácea penada *Cylindrotheca closterium*, que é uma espécie indicadora de eutrofização. Diante do exposto, a comunidade fitoplantônica ainda não mostrou recuperação para as condições anteriores ao rompimento da barragem e nem melhoria do Ano 1 para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

Na comunidade zooplantônica, é possível verificar que o material depositado na calha do Rio Doce é a maior fonte de impacto na região costeira, para onde ele é transportado nos momentos de maior vazão do rio. Além disso, existem alguns indicativos de que, dentre os poluentes depositados na calha do rio, as altas concentrações de metais representam uma fonte ainda mais impactante do que o MPS, apesar deste também apresentar importantes resultados sobre a comunidade.

As abundâncias do ictioplâncton variaram muito ao longo da área de estudo durante os três anos do monitoramento, mas de maneira geral foram baixas, com picos de ovos de peixes em algumas estações de coleta. A maioria dos ovos de peixes foi classificado como “inviáveis”, pois já estavam mortos antes da coleta (sem embrião). As assembleias de larvas de peixes variaram ao longo do monitoramento entre os setores e entre as campanhas, mas de maneira geral, observa-se um predomínio de larvas das famílias Engraulidae, Clupeidae, Gobiidae, Haemulidae e Sciaenidae. Os efeitos do rejeito que chegou à área marinha sobre a comunidade ictioplantônica pode ser observado pela presença de larvas de peixes com trato digestório danificado e pela correlação dos ovos “inviáveis” com metais/semimetais, tais como cobalto e ferro.

A comunidade bentônica, especialmente no setor Foz do Rio Doce, estações rasas do setor APA Costa das Algas e Norte (estações de Degredo), apresentam características de uma comunidade sob efeito crônico da chegada do rejeito de minérios na plataforma continental. Esse efeito se demonstra na estruturação diferenciada entre esses setores em comparação com as demais estações do monitoramento, observada por todo o período estudado, o que caracteriza um efeito constante e persistente no médio e longo prazo. O sedimento dos setores da Foz do Rio Doce, APA Costa das

Algas e região de Degredo ainda se encontra impactado, sugerindo uma amplitude observada para o impacto semelhante à resposta evidenciada pela comunidade bentônica.

O comportamento da fauna bentônica contrasta com o efeito descrito para comunidades biológicas da coluna d'água. Enquanto o fito e zooplâncton, bem como a ictiofauna, apresentam respostas rápidas a eventos meteorológicos que aumentam a vazão do Rio Doce ou que causam ressuspensão e transporte de sedimentos, os efeitos na comunidade bentônica são estáveis, se mantêm com poucas variações ao longo do tempo, apresentando impacto claro e geograficamente delimitado (APA costeira, Foz do Rio Doce e Degredo).

O aumento significativo na densidade (ind./100 m²) e riqueza de espécies de peixes e crustáceos marinhos/estuarinos, bem como na biomassa (g/100 m²) de crustáceos marinhos/estuarinos, na foz do Rio Doce no Ano 3 pode estar relacionado à tendência de aumento de nutrientes observada em janeiro/2021. Como consequência, o aumento de peixes e camarões (presas) provavelmente tem atraído indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e resultado no maior registro de encalhes no Ano 3 (Cetáceos/Megafauna – Anexo 6). Por outro lado, o aumento nos níveis de metais nos peixes e camarões em comparação com dados pretéritos, e particularmente de Fe nos tecidos de peixes e camarões em relação aos períodos de amostragem anteriores (Ecotoxicologia – Anexo 1), evidencia a contaminação da biota.

Nesse sentido, é possível que substâncias tóxicas (e.g. metais) sejam transmitidas também por biomagnificação para níveis tróficos superiores, o que corrobora o diagnóstico de altas concentrações encontradas em cetáceos. Na área interna adjacente à foz do Rio Doce, destacou-se a diminuição da densidade de peixes em geral, e aumento da biomassa relativa do bagre-guri *Genidens genidens*, uma espécie resiliente que também apresentou maior valor do elemento ferro nos otólitos nesta área, quando comparada aos estuários controle. Por meio da telemetria acústica de peixes estuarinos, foi constatado que a distribuição do robalo *Centropomus parallelus* no Rio Doce está restrita aos canais marginais, sem migração de indivíduos a montante do rio, apenas para área marinha, o que difere dos indivíduos monitorados no Rio São Mateus. Adicionalmente, a presença dos robalos na foz do Rio Doce foi negativamente relacionada aos elevados níveis de turbidez.

Ao longo de 3 anos foi possível detectar o efeito do impacto em diversos indicadores da ictiofauna incluindo os (i) estágios iniciais de peixes marinhos através da redução na abundância, biomassa, tamanho e o número de espécies raras de pós-larvas presentes na foz do Rio Doce, (ii) na diversidade genética revelados através de baixos valores de riqueza alélica, grande número de locus em desvio do equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE) e grande número de alelos privados, e (iii) na assembleia de peixes recifais, com diferenças em abundância, composição de comunidade e diversidade e com menor abundância de espécies herbívoras, herbívoro-detritívoras, piscívoras e invertívoras na zona do impacto. Os indicadores de impacto foram mais evidentes em espécies associadas a ambientes estuarinos (tanto em pós-larvas quanto diversidade genética). No entanto, observou-se uma tendência de crescimento de alguns indicadores ecológicos (principalmente em pós-larvas) que podem indicar

uma recuperação das assembleias de peixes. Considerando os resultados apresentados, é de suma importância que o monitoramento da ictiofauna e da carcinofauna se dê em longo prazo, a fim de discernir entre flutuações temporais naturais das populações e aquelas causadas pelo rompimento da barragem.

Em relação à megafauna marinha, observou-se que tartarugas, aves e cetáceos ocorreram em densidades e abundâncias relativamente altas, utilizando as áreas para alimentação, reprodução, desova e cuidado parental, sobretudo em quatro áreas mais afetadas pelos efeitos da lama de rejeito a saber: região costeira 30 km ao sul da foz do Rio Doce, REVIS de Santa Cruz, foz do Rio Doce, e entorno do arquipélago dos Abrolhos, sendo essas áreas consideradas como *hotspot* de diversidade e abundância da megafauna, e indicando a alta vulnerabilidade desse grupo de organismos aos efeitos do aporte dos rejeitos de minério na região costeira. Os resultados demonstram a continuidade no uso da região pela Megafauna, em especial como área de alimentação, o que representa uma exposição continuada aos contaminantes provenientes do rompimento barragem de Fundão. A exposição continuada é corroborada pelo aumento das concentrações de elementos não essenciais nos tecidos biológicos da megafauna, inclusive em alguns casos quando comparados os períodos pré e pós-rompimento.

Tal contaminação tem origem nos eventos sucessivos de recontaminação da coluna d'água no ambiente marinho, através da ressuspensão de rejeitos depositados na plataforma continental, e do aumento da vazão do Rio Doce no período chuvoso, o que gera uma nova entrada de rejeito residual na região costeira. A exposição aos contaminantes, inicialmente através de um evento pontual e agudo, seguido de uma contaminação crônica do sistema utilizado pela megafauna marinha, pode levar a efeitos deletérios em níveis populacional e específico, visto que a região é utilizada por populações e espécies ameaçadas de extinção, em sua maioria com baixa diversidade genética, e de baixa resiliência. Potenciais efeitos da contaminação do sistema têm sido observados nos diferentes grupos monitorados, a exemplo das lesões oculares em tartarugas marinhas, altas taxas de contaminantes nos tecidos de aves e cetáceos, baixo sucesso reprodutivo das aves marinhas que nidificam em Abrolhos, e aumento do número de botos-cinza mortos nas praias (encalhados). Nesse contexto, os dados gerados sobre a megafauna marinha no âmbito do PMBA/Fest-RRDM reforçam a necessidade de atenção às espécies que utilizam a área, em especial àquelas ameaçadas de extinção.

Em conjunto, os indicadores ecotoxicológicos integrados por meio do IIE apontam, de maneira geral, para a intensificação temporal e gradativa dos impactos em todos os setores amostrais marinhos monitorados. Nas três primeiras campanhas de coleta (setembro/outubro 2018 - estação seca; janeiro/fevereiro 2019 – estação chuvosa e setembro/outubro 2019 - estação chuvosa), todos os setores mostraram-se “moderadamente impactados”, na perspectiva ecotoxicológica; e no período chuvoso seguinte (janeiro/fevereiro 2020), o setor Norte passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, mantendo-se nesta categoria no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021). Durante o período chuvoso de 2021, o IIE também apontou uma

intensificação dos impactos nos demais setores amostrais marinhos, além do setor Norte, acima mencionado.

Por sua vez, os resultados dos ensaios de toxicidade com organismos de diferentes níveis da cadeia trófica foram integrados entre si através do Índice de Toxicidade. De maneira geral, os resultados deste índice indicam que a água e o sedimento da foz do Rio Doce, REVIS Santa Cruz e região de Degredo continuam impactados do ponto de vista ecotoxicológico. Porém, no período chuvoso de 2021, os pontos ao norte da foz do rio Doce (FRD6 e DEG1) se mostraram mais impactados e suas matrizes (água e sedimento) foram classificadas como moderadamente tóxicas ou tóxicas, com destaque para Degredo que passou de moderadamente tóxico para tóxico, no referido período. Amostras coletadas ao sul da foz e Costa das Algas (FRD1 e CA1) tiveram a toxicidade de seus sedimentos reduzida ao longo do monitoramento, com valores menores para as amostras coletadas nos períodos chuvosos de 2020 e 2021 (Campanha 4, janeiro/fevereiro 2020 e Campanha 5, janeiro/fevereiro 2021, respectivamente). Em resumo, tanto o Índice de Impacto Ecotoxicológico quanto o Índice de Toxicidade mostram uma intensificação dos impactos na região marinha ao longo do monitoramento, principalmente nos pontos localizados ao norte da foz do Rio Doce.

5 REFERÊNCIAS

- Alstad, T. I.; Shamblin, B. M.; Bagley, D. A.; Ehrhart, L. M.; Nairn, C. J. **Isolation and characterization of tetranucleotide microsatellites from the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*)**. Conservation Genetic Resources 3, 457-460, 2011.
- Aouini, F., Trombini, C., Volland, M., Elcafsi, M., Blasco, J. **Assessing lead toxicity in the clam *Ruditapes philippinarum*: bioaccumulation and biochemical responses**. Ecotoxicol. Environ. Saf., 158, 193-203. DOI: <https://10.1016/j.ecoenv.2018.04.033>. 2018.
- APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS. Monitoramento Ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS). Relatório técnico nº 1763/2016, rev.1, 2016
- Ara, K. **Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil**. Scientia Marina, 66(4), 399-406. 2002
- 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, 151(4), 1385-1396. 2007.
- Barreto, J., Cajaíba, L., Teixeira, J.B., Nascimento, L., Giacomo, A., Barcelos, N., Fettermann, T., Martins, A. **Drone-monitoring: Improving the detectability of threatened marine megafauna**. Drones 5, 1–14. doi:10.3390/DRONES5010014. 2021.
- 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, 219,395-408. 2019.
- Benedetti, F.; Gasparini, S.; Ayata, D. **Identifying copepod functional groups from species functional traits**. Journal of Plankton Research 38: 159-166. 2016.
- Berges, J.A.; Falkowski, P.G. **Physiological stress and cell death in marine phytoplankton: Induction of proteases in response to nitrogen or light limitation**. Limnol.Oceanogr., v.43, n.1, p.129-135, 1998.
- Bianchini, A. **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, 2019.
- Billen, G.; Garnier, J. **River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae**. Marine Chemistry, v. 106, n. 1-2, p. 148-160, 2007.

- Bodar, C.W.M., Van Leeuwen, C.J., Voogt, P.A., Zandee, D.I. **Effect of cadmium on the reproduction strategy of *Daphnia magna***. *Aquat. Toxicol.*, 12(4), 301-309. DOI: [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90058-6](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90058-6). 1988.
- 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*, 201, 43-56. 2000.
- Boucek, R.; Trotter, A.; Blewett, D.; Ritch, J.; Santos, R.; Stevens, P.; Massie, J.; Rehage, J. **Contrasting river migrations of common snook between two Florida rivers using acoustic telemetry**. *Fish. Res.* 213, 219-225. 2019.
- 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*, 11(1), 131-144. 1977.
- Burd, B. J. **Evaluation of mine tailing effects on a benthic marine infaunal community over 29 years**. *Marine Environment Research* 53, 481–519. 2002.
- Campos, C.C.; Garcia, T.M.; Neumann-Leitão, S.; Soares, M.O. **Ecological indicators and functional groups of copepod assemblages**. *Ecological Indicators*, 83, 416-426. 2017.
- Chew, L.L.; Chong, V.C. **Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications**. *PeerJ*, 4, e2052. 2016.
- Cohen, N.R.; Gong, W.; Moran, D.M.; Mcilvin, M.; Saito, M.A.; Marchetti, A. **Transcriptomic and proteomic responses of the oceanic diatom *Pseudo-nitzschia granii* to iron limitation**. *Environ. Microbiol.*, v.20, n.8, p. 3109-3126, 2018.
- Coimbra, K. T. O.; Alcântara, E.; De Souza Filho, C. R. **Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundao dam tailings, Brazil – New constraints based on satellite data**. *Science of the Total Environment* 733, 138101. 2020.
- Colman, L. P.; Themé, J. C. A.; Almeida, A. D. E. P.; Baptistotte, C., Barata, P. C. R.; Brederick, A. C.; Ribeiro, F. A.; Vila-Verde, L.; Godley B. J. **Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988–2017: reproductive biology and conservation**. *Endangered Species Research* 39, 147-158, 2019.
- Conceição, L.R., Demoner, L.E., Pereira, J.B., Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Bastos, A.C., et al. **Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean**. *Estuar. Coast. Shelf Scie*, 254, 107325. 2021.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em <

<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693> >. Acesso em 06 de setembro de 2021.

Costa, E. S.; Sá, F.; Silva, C. A.; Lerhback, B. D.; Neto, R. R. **Monitoramento hidrogeoquímico da foz do rio doce: metais: total, dissolvido, material particulado em suspensão e sedimentos superficiais.** In: BASTOS, A. C. (Co). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brasil, p.121-163, 2017.

Costa, E.S., Grilo, C.F., Wolff, G.A., Thompson, A., Figueira, R.C.L., Sá, F., Neto, R.R., **Geochemical records in sediments of a tropical estuary (Southeastern coast of Brazil).** Reg. Stud. Mar. Sci. 6, 49-61. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.03.008>. 2016.

Crim, J. L.; Spotila, L. D.; O'connor, M.; Reina, R.; Williams, C. J.; Paladino, F.V. **The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny.** Molecular Ecology 11, 2097-2106, 2002.

D'Azeredo Orlando, M. T.; Galvão, E. S.; Cavichini, A. S.; C. V. G. T.; Orlando, C. G. P.; Grilo, C. F.; Soares, J.; Oliveira, K. S. S.; Sá, F.; Junior, A. C.; Bastos, A. C.; Da Silva Quaresma, V. **Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure.** Chemosphere 257, 127184. 2020.

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, 2(1), 389-398. 2011.

Dutton, P. H.; Roden, S. E.; Stewart, K. R.; Lacasella, E.; Tiwari, M.; Formia, A.; Thomé, J. C.; Livingstone, S. R.; Eckert, E.; Chacon-Chaverri, D.; Rivalan, P.; Allman, P. **Population stock structure of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Atlantic revealed using mtDNA and microsatellite markers.** Conservation Genetics 14, 625-636, 2013.

Econservation. **Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumas de Turbidez no Meio Marinho.** Relatório Técnico RT ECV 138/17. 146p. 2017.

Egloff, D.A.; Fofonoff, P.W.; Onbé, T. **Reproductive biology of marine cladocerans.** Advanced Marine Biology, 31, 79-168. 1997.

Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C.S., ... & Rocha, G.M. **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, 736, 139621. 2020.

- Giacomo, A.B.D., Barreto, J., Teixeira, J.B., Oliveira, L., Cajaíba, L., Joyeux, J.C., Barcelos, N., Martins, A.S. **Using drones and ROV to assess the vulnerability of marine megafauna to the Fundão tailings dam collapse**. Sci. Total Environ. 800, 149302. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149302. 2021.
- Gomes, L. E; Correa, L. B.; Sá, F.; Neto, R. R.; Bernardino, A. F. **The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil**. Marine Pollution Bulletin 120, 28–36. 2017.
- Goswami, P., Thirunavukkarasu, S., Godhantaraman, N., Munuswamy, N. **Monitoring of genotoxicity in marine zooplankton induced by toxic metals in Ennore estuary, Southeast coast of India**. Mar. Pollut. Bull., 88(1-2), 70-80. DOI: <https://10.1016/j.marpolbul.2014.09.025>. 2014.
- Grilo, C. F.; Quaresma, V. 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, 1–11. 2018.
- Gulati, R.D., Bodar, C.W., Schuurmans, A.L., Faber, J.A., Zandee, D.I. **Effects of cadmium exposure on feeding of freshwater planktonic crustaceans**. Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol., 90(2), 335-340. DOI: [https://10.1016/0742-8413\(88\)90007-2](https://10.1016/0742-8413(88)90007-2). 1988.
- Hairston, N.G.Jr., Cáceres, C.A. **Distribution of crustacean diapauses: micro and macroevolutionary pattern and process**. Hydrobiologia, 320, 27-44. 1996.
- Heugens, E.H., Tokkie, L.T., Kraak, M.H., Hendriks, A.J., Van Straalen, N.M., Admiraal, W. **Population growth of Daphnia magna under multiple stress conditions: joint effects of temperature, food, and cadmium**. Environ. Toxicol. Chem., 25(5), 1399-1407. DOI: <https://10.1897/05-294r.1>. 2006.
- Hickey, P.J.; Mcdaniel, P.A.; Strawn, D.G. **Characterization of iron- and manganese-cemented redoximorphic aggregates in wetland soils contaminated with mine wastes**. J Environ Qual. v. 23; 37(6): p.2375-85. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0488>. 2008.
- 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, 318, 187-201. 2006.
- Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. Tempo - Mapas de Precipitação. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/PrecAcumulada>. Acesso em: Julho de 2021.
- Jaanus, A.; Toming, K.; Hällfors, S.; Kaljurand, K.; Lips, I. **Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period**. Hydrobiologia, v.629, n.1, p. 157-168, 2009.
- John, J. Phycoremediation. In: AMBASHT, R.S. & AMBASHT, N.K. (Eds.). **Modern trends in applied aquatic ecology**. New York: Kluwer Academix/Plenum Publishers. p. 133-149, 2003.
- Johnston, E.L.; Roberts, D.A. **Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis**. Environmental Pollution, 157(6), 1745-1752. 2009.

Kim, B. M., Rhee, J. S., Jeong, C. B., Seo, J. S., Park, G. S., Lee, Y. M., Lee, J. S. **Heavy metals induce oxidative stress and trigger oxidative stress-mediated heat shock protein (hsp) modulation in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus***. Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol., 166, 65-74. DOI: <https://10.1016/j.cbpc.2014.07.005>. 2014.

LACTEC – Instituto LACTEC. Caracterização parcial do rejeito de mineração do Complexo de Germano. Relatório técnico - Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. 965p. 2018.

Lee, C.S., Lee, Y.C., & Chiang, H.M. **Abrupt state change of river water quality (turbidity): Effect of extreme rainfalls and typhoons**. Science of the Total Environment, 557, 91-101. 2016.

Lipej, L.; Mozetič, P.; Turk, V.; Malej, A. **The trophic role of the marine cladoceran *Penilia avirostris* in the Gulf of Trieste**. Hydrobiologia, 360(1-3), 197-203. 1997.

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, 12(3), 452–458. 2013.

Lombard, F.; Selander, E.; Kiørboe, T. **Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian *Oikopleura dioica***. Limnology and Oceanography, 56(4), 1504-1512. 2011.

Longhini, C.M., Rodrigues, S.K., Costa, E.S., da Silva, C.A., Cagnin, R.C., Gripp, M., ... & Sá, F. **Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach**. Science of The Total Environment, 149883. 2021.

Lopes, R.M., Brandini, F.P., Gaeta, S.A. **Distribution patterns of epipelagic copepods off Rio de Janeiro (SE Brazil) in summer 1991/1992 and winter 1992**. Hydrobiologia., 411, 161-174. 1999.

Magris, R. A.; Marta-Almeida, M.; Monteiro, J. A. F.; Ban, N. C. **A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil)**. Science of the Total Environment 659: 828-840. 2019.

Mance, G. **Toxicity of metals to marine life**. In: **Pollution threat of heavy metals in aquatic environments** (pp. 174-232). Springer, Dordrecht. 1987.

Marta-Almeida, 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**. Marine Pollution Bulletin 112, 359–364. 2016.

Mirlean, N., Medeanic, S., Garcia, F.A., Travassos, M.P., Baisch P., 2012. Cont. Shelf Res. 35, 129–136. <https://doi:10.1016/j.csr.2012.01.006>.

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, 157(11), 2511-2519. 2010.

- Naro-Maciel, E.; Bondioli, A. C. V.; Martin, M.; Almeida, A. P. A.; Baptistotte, C.; Bellini, C.; Marcovaldi, M. A.; Santos, A. J. B.; Amato, G. **The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern atlantic.** *Journal of Heredity* 103, 792-805, 2012.
- ObuidAllah, A.; Abdelkhalik, A.; Abu-Eldahab, H.; Abdul-Rahman, N.; Mahdy, A. **Impact of heavy metal contamination on seasonal abundance of planktonic copepods inhabiting mangrove area in Safaga, Red Sea, Egypt.** *Egyptian Journal of Experimental Biology (Zoology)*, 1, 123-130. 2005.
- 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). 144 f. Doutorado (Doutorado) - programa de Pós Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2018.
- 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, K. S. S.; Quaresma, V. S. **Condições típicas de vento sobre a região marinha adjacente à costa do espírito santo.** *Revista Brasileira de Climatologia* 22, 501-523. 2018.
- Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., Nogueira, I.C.M., Vieira, F.V., & Bastos, A.C. **Wave-driven sediment mobility on the Eastern Brazilian shelf under different weather systems.** *Geo-Marine Letters*, 41(3), 1-17. 2021.
- Oliveira, N., Bastos, A.C., Quaresma, V.S., and Vieira, F.V. **The Use of Benthic Terrain Modeler (BTM) in the Characterization of Continental Shelf Habitats.** *Geo-Marine Letters* 40, no. 6 (December 2020): 1087–97. <https://doi.org/10.1007/s00367-020-00642-y>. 2020.
- Oliveira, T.C.A.; Albino, J.; Venancio, I.D. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of Rio Doce. **Quaternary Environmental Geosciences**, v. 6, n. 1, p. 20–25, 2015.
- Onbé, T. **Seasonal fluctuations in the abundance of populations of marine cladocerans and their resting eggs in the Inland Sea of Japan.** *Marine Biology*, 87, 83-88. 1985.
- Paffenhöfer, G.A. & Orcutt, J.D. **Feeding, growth and food conversion of the marine cladoceran *Penilia avirostris*.** *Journal of Plankton Research*, 8(4), 741-754. 1986.
- Palóczy, A. et al. **Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S, Brazil).** *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 121, n. 7, p. 5134-5163, 2016.
- 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.
- PMQQS. Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Fundação Renova, 2021. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download> Acessado em 02 de agosto 2021.

PSG. Estudo de Impacto Ambiental: Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro. Vitória: PSG EQUILIBRIUM DO BRASIL LTDA, 2013. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2013/Nutripetro/EIA%20-%20Nutripetro.pdf>. Acesso em: 04 nov. de 2020.

Qinghong, L. **A model for species diversity monitoring at community level and its applications.** Environmental Monitoring and Assessment, 34(3), 271-287. 1995.

Quaresma, V. S.; Bastos, A. C.; Leite, M. D.; Costa, A.; Cagnin, R. C.; Grilo, C.; Zogheib, L.; Oliveira, K. S. S. **The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf.** Continental Shelf Research, 104172. 2020.

Quaresma, V.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, 45(4), 635-644. 2015.

Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Barcellos, D., Nóbrega, G. N., Antelo, J., Otero, X. L., & Bernardino, A. F. **From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils.** Journal of Environmental Management, v. 278, p. 111575, 2020.

Reeve, M.R., Grice, G.D., Gibson, V.R., Walter, M.A., Darcy, K., Ikeda, T. **A controlled environmental pollution experiment (CEPEX) and its usefulness in the study of larger marine zooplankton under toxic stress.** Effects of pollutants on aquatic organisms, 145-162. 1976.

Reis, M. P., Suhadolnik, M. L. S., Dias, M. F., Ávila, M. P., Motta, A. M., Barbosa, F. A. R., Nascimento, A. M. A. **Characterizing a riverine microbiome impacted by extreme disturbance caused by a mining sludge tsunami.** Chemosphere, 253, 126584, 2020.

RRDM – Rede Rio Doce Mar. Anexo 3 - Análise abiótica e biótica no Ambiente Marinho. Zooplâncton. RT 19K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Fitoplâncton. RT-19F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 212 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 6 Megafauna. RT-23, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 531 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-36B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, p. 494, 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-36C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 422 pag. 2020

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre ambientes. RT-36E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 37 pag. 2020.

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.

Sá, F., Longhini, C.M., Costa, E.S., Silva, C.A., Cagnin, R.C., Gomes, L.E.O., Lima, A.T., Bernardino, A.F., Neto, R.R. **Time-sequence development of estuarine metal(loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil.** Sci. of the Tot.Envir., v.9999. 2021.

Savada, C. S.; Prosdocimi, L.; Domit, C.; Almeida, F. S. **Multiple haplotypes of *Chelonia mydas* juveniles in a threatened hotspot area in Southern Brazil.** Genetic and Molecular Biology 44, 3, e20200410, 2021.

Shamblin, B. M.; Bolten, A. B.; Abreu-Grobois, F. A.; Bjørndal, K. A.; Cardona, L.; Carreras, C.; Nel, R.; Clusa, M.; Monzón-Argüello, C.; Nairn, C. J.; Nielsen, J. T.; Nel, R.; Soares, L. S.; Stewart, K. R.; Vilaça, S. T.; Türkozan, O.; Yilmaz, C.; Dutton, P. H. **Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences.** PLoS One 9, e85956, 2014.

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, 57, 72-84. 2017.

Stewart, K. R., Dutton, P. H. **Paternal genotype reconstruction reveals multiple paternity and sex ratios in a breeding population of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*).** Conservation Genetics 12, 1101-1113, 2011.

- Sywula, T., Waife, G., Sell, J., Azewska, I. **Genetic subdivision of the upwelling copepod *Calanoides carinatus* (Krøyer, 1849) off the continental shelf of Ghana.** Journ. of Plank. Res. 24(5), 523-525. 2002.
- Teixeira-Amaral, P.; Amaral, W.J.A.; Ortiz, D.O.; Agostini, V.O.; Muxagata, E. **The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production.** Marine Biology Research, 13(1), 48-61. 2017.
- Tiwari, M.; Wallace, B. P.; Girondot, M. ***Dermochelys coriacea* (Southwest Atlantic Ocean subpopulation).** The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967838A46967842. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013.RLTS.T46967838A46967842.en>. 2013.
- Trick, C.G.; Bill, B.D.; Cochlan, W.P.; Wells, M.L.; Trainer, V.L.; Pickell, L.D. **Iron enrichment stimulates toxic diatom production in high-nitrate, low-chlorophyll areas.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America - PNAS, v. 107, n. 13, p. 5887-5892, 2010.
- Turner, J.T. **The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs.** Zoological studies, 43(2), 255-266. 2004.
- Turner, J.T. **Zooplankton feeding ecology: contents of fecal pellets of the copepods *Temora turbinata* and *T. stylifera* from continental shelf and slope waters near the mouth of the Mississippi River.** Marine Biology, 82(1), 73-83. 1984.
- Uttah, E.; Ogbeche, J.; Ukpong, G.I.; Ajang, R.; Iboh, C.; Ayanda, O.I. **The Taxa Structure and Composition of Zooplankton Communities of Bonny Estuary: A Bio-indication of Anthropogenic Activities.** The Pacific Journal of Science and Technology, 14 (2). pp. 365-641. 2013.
- Vargas, S. M.; Lins, L. S. F.; Molfetti, É.; Ho, S. Y. W.; Monteiro, D.; Barreto, J.; Colman, L.; Vila-Verde, L.; Baptistotte, C.; Thomé, J. C. A.; Santos, F. R. **Revisiting the genetic diversity and population structure of the critically endangered leatherback turtles in the South-west Atlantic Ocean: insights for species conservation.** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 99, 31-41, 2019.
- Venkataramana, V., Sarma, V.V.S.S., & Reddy, A.M. **Impact of river discharge on distribution of zooplankton biomass, community structure and food web dynamics in the Western coastal Bay of Bengal.** Regional Studies in Marine Science, 16, 267-278. 2017.
- Vieira, F. V., Bastos, A.C., Quaresma, V.S. Leite, M.D., Costa Jr, A, Oliveira, K.S.S., Dalvi, C.F., et al. **Along-Shelf Changes in Mixed Carbonate-Siliciclastic Sedimentation Patterns.** Continental Shelf Research 187 (October 2019): 103964. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.103964>. 2019.

Zorzal-Almeida, S; Fernandes, V.O. **Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin.** Science of The Total Environment, v. 796, p. 48965, 2021.