

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

**RELATÓRIO ANUAL 2020 DO PMBA/Fest-RRDM
EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E
NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE DULCÍCOLA**

RT-36B RRDM/DEZ 20

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Dezembro de 2020

COORDENAÇÕES

Ambiente Dulcícola

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Ambientes Marinho e Costeiro

Fabian Sá (UFES)

Anexo 1

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Subprojetos

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

Anexo 3

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Edmilson Teixeira (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Subprojetos

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnico-Científica (CTEC)

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Escritório de Projetos (EscPro)

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)

Alex Cardoso Bastos

SUMÁRIO

1	EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE DULCÍCOLA	37
1.1	CARACTERIZAÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE	37
1.1.1	Hidrologia	37
1.1.2	Indutores, pressões ambientais e ações de resposta existentes na bacia	51
1.2	CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES BIÓTICAS	75
1.2.1	Fitoplâncton	75
1.2.2	Perifíton.....	88
1.2.3	Macrófitas	102
1.2.4	Zooplâncton	120
1.3	CALHA DO RIO	135
1.3.1	Caracterização da qualidade da água e do sedimento	135
1.3.2	Caracterização dos fluxos de sedimentos, nutrientes e metais	152
1.3.3	Terras raras	161
1.3.4	Mineralogia de sedimentos e Materiais Particulados em Suspensão (MPS)	168
1.3.5	Avaliação espaço-temporal das comunidades bióticas e sua relação com as variáveis ambientais	174
1.4	LAGOS E LAGOAS	184
1.4.1	Caracterização da qualidade da água e do sedimento	184
1.4.2	Terras raras	203
1.4.3	Mineralogia de sedimentos e Materiais Particulados em Suspensão (MPS)	208
1.4.4	Avaliação espaço-temporal das comunidades bióticas e sua relação com as variáveis ambientais.....	221
1.5	ÍNDICE INTEGRADO DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIIB) DOS AMBIENTES LÊNTICOS E LÓTICO	231
1.5.1	Considerações finais.....	235
1.6	ICTIOFAUNA.....	236

1.6.1	Composição e estrutura da comunidade de peixes	236
1.6.2	Estrutura e Dinâmica das populações de ictiofauna	284
1.6.3	Ecologia trófica	298
1.6.4	Biologia reprodutiva	308
1.6.5	Padrões de ocorrência e proposta de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério.	319
1.6.6	Avaliação genética.....	321
1.6.7	Composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados	325
1.6.8	Discussão	360
1.7	ECOTOXICOLOGIA	370
1.7.1	Ambiente Dulcícola: metais e arsênio em amostras de água e sedimento.....	370
1.7.2	Padrões de bioacumulação de metais e arsênio.....	379
1.7.3	Respostas de biomarcadores em organismos coletados no ambiente dulcícola e estuário do rio doce	402
1.7.4	Ensaio Ecotoxicológicos	419
1.7.5	Monitoramento ecotoxicológico da microbiota.....	428
1.7.6	Indicadores ecotoxicológicos: Discussão integrada.....	451
1.8	REFERÊNCIAS	458

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce. A) período úmido do ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019; B) período úmido do ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 (Período de Transição).....	38
Figura 2: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce para o período úmido da série histórica (1985-2014).....	39
Figura 3: Vazões específicas em L/s.km ² para diversas bacias das estações fluviométricas da Bacia do Rio Doce.....	42
Figura 4: Gráfico de chuva e vazão (médias mensais) durante o PMBA/Fest-RRDM.	46
Figura 5: Relação chuva-vazão média mensal durante o PMBA/Fest-RRDM.	47
Figura 6: Vazões médias diárias estimadas no Rio Doce (E21), obtidas com dados do PMBA/Fest-RRDM.....	49
Figura 7: Comparação entre vazões médias diárias no Rio Doce (E21) e vazão média de período úmido e QMLT, ambas em Colatina (56994500 1938-2014).....	50
Figura 8: Modelo conceitual de indutores, pressões e alteração de estado das águas do Baixo Rio Doce.	51
Figura 9: Panorama dos indicadores de perda de água na distribuição e coleta e tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do Rio Doce, ano base 2018.	57
Figura 10: Painel de avaliação de intervenções na bacia do Rio Doce sobre a Qualidade da Água - Empreendimentos Licenciados.	61
Figura 11: Painel de avaliação de intervenções na bacia do Rio Doce sobre a Qualidade da Água – Outorga concedida.	63
Figura 12: Ações relacionadas ao reflorestamento e recuperação de APPs na bacia hidrográfica do Rio Doce.....	68
Figura 13: Ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica do Rio Doce.....	71
Figura 14: Ações relacionadas ao manejo de rejeitos e ao controle de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce.....	74
Figura 15: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), diversidade beta e componentes turnover (preto) e aninhamento (branco) (C) e compartilhamento de espécies da comunidade fitoplancônica entre os ambientes estudados (D).	76

Figura 16: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e Equitabilidade de Pielou (M-P) da comunidade fitoplanctônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.....	77
Figura 17: Densidade total (A-D), densidade de células de cianobactérias (E-H) e clorofila-a (I-L) da comunidade fitoplanctônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2. Linha vermelha representa limites máximos para corpos hídricos de classe 2, segundo resolução CONAMA 357/2005.....	80
Figura 18: Ordenação das estações amostrais do Rio Doce (A), rio Guandu (B), lagos (C) e lagoas (D) em função da composição de espécies, utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS).	84
Figura 19: Análise de diversidade funcional da comunidade fitoplanctônica – riqueza funcional (A-D) e dispersão funcional (E-H) – ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.	86
Figura 20: Relação entre riqueza taxonômica e riqueza funcional (A) e diversidade taxonômica de Shannon e dispersão funcional (B) da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados.	87
Figura 21: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), diversidade beta e componentes turnover (preto) e aninhamento (branco)(C) e compartilhamento de espécies entre os ambientes estudados (D).	89
Figura 22: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e equitabilidade (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.....	91
Figura 23: Densidade total (A-D), clorofila-a (E-H), peso seco (I-L) e percentual de matéria orgânica (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso	93
Figura 24: Ordenação das estações amostrais do rio Doce (A), rio Guandu (B), lagos (C) e lagoas (D) utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS).....	95
Figura 25: Grupos funcionais da comunidade perifítica – alto perfil (A-D), baixo perfil (E-H), móveis (I-L) e fitoplanctônica - ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso.	100
Figura 26: Mapa-base das estações amostrais.	102
Figura 27: Riqueza acumulada de macrófitas aquáticas nas diferentes estações amostrais.	103
Figura 28: Riqueza média. A. Riqueza média por estação amostral. B. Riqueza média por período sazonal para cada ambiente.	104

Figura 29: Riqueza total de macrófitas para as estações amostrais ao longo do tempo.	105
Figura 30: Riqueza total mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente.	105
Figura 31: Diversidade β . A. Partição dos componentes da diversidade β nos ambientes. Preto = Turnover e Branco = Nestedness. B. Diagrama indicando o número de espécies exclusivas de cada ambiente e as espécies comuns.	106
Figura 32: Curva de rarefação total e para cada ambiente.	107
Figura 33: Abundância média. A. Abundância média por estação amostral. B. Abundância média por período sazonal para cada ambiente.	107
Figura 34: Abundância total de macrófitas para os ambientes fluviais (azul) e lacustres (preto) ao longo do tempo.	108
Figura 35: Abundância total mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente. .	108
Figura 36: Dominância de Macrófitas Aquáticas. A. Dominância por estação amostral. B. Dominância por período sazonal e ambiente.	109
Figura 37: Dominância de Macrófitas Aquáticas ao longo do tempo do tempo.	110
Figura 38: Dominância de Simpson mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente.	110
Figura 39: Abundância de <i>Eichhornia crassipes</i> . A. Espacialmente nos ambientes de ocorrências. B. Temporalmente nos ambientes de ocorrências, sendo lagos (azul) e rio Doce (preto).	111
Figura 40: Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> . A. Espacialmente nos ambientes de ocorrências. B. Temporalmente nos ambientes de ocorrências, sendo Lagos (azul), rio Doce (preto) e Lagoas (vermelho).	111
Figura 41: Mapa do Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS para as estações amostrais ao longo dos três períodos sazonais. A. rio Guandu – Tributário. B. rio Doce. C. Lagos. D. Lagoas. E. NMDS para os ambientes: Amarelo: rio Guandu; Vermelho: rio Doce; Azul: Lagos; Verde: Lagoas.	113
Figura 42. Análise de agrupamento UPGMA entre áreas da bacia hidrográfica do rio Doce e uma área externa. Lilás: áreas lacustres do alto rio Doce: LS-MG – Lagoa Silva (Pivari et al. 2008); VRD-MG – Vale do Rio Doce (Pivari et al. 2011); 3IPERD-MG – Três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce (Ferreira et al. 2010). Cinza: área externa à bacia hidrográfica do rio Doce: PEI-ES – Parque Estadual de Itaúnas. Verde: Estações de lagoas do PMBA: E25-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E25A-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E24-pmba-ES – Lagoa Areal; E23-pmba-ES – Lagoa Areão. Azul: Estações de lagos do PMBA: E18-pmba-ES – Lago Limão; E19-pmba-ES – Lago Nova; E20-pmba-ES – Lago Juparanã. Vermelho: Estações da calha do rio Doce do PMBA: E0-pmba-ES – Itapina; E21-pmba-ES	

– Porto de Linhares; E22-pmba-ES – Povoação; E26-pmba-ES – Regência. Amarelo: Estação de rio tributário ao rio Doce do PMBA: E17-pmba-ES – rio Guandu. 119

Figura 43. Variação temporal e espacial da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). Traços pontilhados representam as estações dos lagos na profundidade de compensação da luz. 121

Figura 44: Variação temporal e espacial da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). Traços pontilhados representam as estações dos lagos na profundidade de compensação da luz. 125

Figura 45: Variação espacial da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). 129

Figura 46. Variação sazonal da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). 130

Figura 47: Variação espacial da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). 132

Figura 48: Variação sazonal da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). 133

Figura 49: Análise de redundância (RDA) de grupos funcionais do zooplâncton (longevidade, capacidade de escape e tamanho), variáveis limnológicas (NT, MPS, PT, OD, Chla, COT) e metais (Al, Fe, Zn, Ba e Cu) nas estações do Rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas. NT e PT: nitrogênio e fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; Chla: clorofila a; COT: carbono orgânico total; MPS: material particulado em suspensão. 134

Figura 50: Análise de redundância (RDA) de grupos funcionais do zooplâncton (classificados de acordo com diferentes estratégia de alimentação), variáveis limnológicas (NT, MPS, PT, OD, Chla, COT) e metais (Al, Fe, Zn, Ba e Cu) nas estações do Rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas. NT e PT: nitrogênio e fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; Chla: clorofila a; COT: carbono orgânico total; MPS: material particulado em suspensão; Rot.Suspensivoro.Susp.: rotíferos filtradores e suspensívoros; Raspador.Clad: cladóceros raspadores; Filtrador.Cop: copépodes filtradores; Filtrador.Rot; rotíferos filtradores; Filtrador.Clad: cladóceros filtradores; Raptorial.Cop: copépodes raptoriais. 135

Figura 51: Concentração de Chumbo Total em Água- Ambiente Dulcícola – Calha do Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico).....	144
Figura 52: Concentração de Alumínio Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio (limite CONAMA e NOAA crônico).....	145
Figura 53: Concentração de Ferro Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico).....	145
Figura 54: Teor de Ferro Total em Sedimentos do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.	147
Figura 55: Teor de Ferro Total em Água do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.....	148
Figura 56: Teor de Ferro Dissolvido na água do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.....	149
Figura 57: Concentração de fenóis em amostras coletadas nas calhas do Rio Doce e Guandu, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.	150
Figura 58: Concentração de PCBs em amostras coletadas nas calhas do Rio Doce e Guandu, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.....	151
Figura 59: Descargas médias diárias de sedimentos totais e suspensos estimadas para o Rio Doce (E21).....	153
Figura 60: Descargas de sedimentos totais (Qt), médias mensais e máximas diárias, no Rio Doce em Linhares – E21, estimadas para o período do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.....	153
Figura 61: Estimativas de fluxos de Fósforo Total (PT) na estação E21.....	154
Figura 62: Estimativas de fluxos de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) na estação E21.....	155
Figura 63: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Total (N) na estação E21.....	156
Figura 64: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID) na estação E21.	156
Figura 65: Estimativas de fluxos de Silicato (SiD) na estação E21.	157
Figura 66: Estimativas de fluxos de Alumínio Total na estação E21.....	160
Figura 67: Estimativas de fluxos de Ferro Total na estação E21.	160
Figura 68: Estimativas de fluxos de Manganês Total na estação E21.	161

Figura 69: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano.....	163
Figura 70: Comparação entre as Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) das amostras cedidas pelo IEMA e amostras reportadas por Silva, D.C. (2018).....	164
Figura 71: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de sedimento do Rio Guandu (E17) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	165
Figura 72: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de sedimento do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	166
Figura 73: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de MPS do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) e do rejeito do minério do Complexo de Germano	167
Figura 74: Difrátogramas de raios-X obtidos de sedimentos em ambiente fluvial (rio tributário Guandu, E17). Campanhas: outubro/2018 (C1), dezembro/2018 (C3), julho/2019 (C10), setembro/2019 (C12). Mi = mica, Qz = quartzo, An = anatásio, Ru = rutilo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.....	168
Figura 75: Teores de caulinita em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.....	169
Figura 76: Teores de oxihidróxidos de Fe em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	169
Figura 77: Teores de quartzo em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.....	170
Figura 78: Teores de mica em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.....	170
Figura 79: Teores de TiO ₂ (anatásio+rutilo) em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	171
Figura 80: Teores de gibbsita em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.....	171
Figura 81: Difrátogramas de raios-X obtidos de materiais particulados em suspensão (MPS) em ambiente fluvial (rio tributário Guandu, E17; calha do Rio Doce, E22 e E26). Campanhas: outubro,	

novembro e dezembro/2019, e janeiro/2020. Mi = mica, Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita. 172

Figura 82: Ordenação das estações amostrais ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) divididas por ambientes: Rio Doce (A), Rio Guandu (B), Lagos (C), Lagoas (D). São representadas nos gráficos as variáveis com correlação significativa e maior que 0,4 ou menor que -0,4 com pelo menos um dos eixos. 175

Figura 83: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perifíton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) no Rio Doce. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 15). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada na Tabela 14. 179

Figura 84: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perifíton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) no Rio Guandu. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 16). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada na Tabela 14. 182

Figura 85: Correlação de Pearson da Riqueza e da Diversidade de Shannon com algumas variáveis selecionadas para cada comunidade nas estações amostrais dos ecossistemas lóticos. Os metais foram representados por sua fração total. 184

Figura 86: Resultados de Valores Médios e Mediana (Boxplot) para os três períodos de coleta no ambiente lacustre para Ferro Total e valores ao longo tempo para diferentes estações. 195

Figura 87: Concentrações de Ferro Dissolvido e Manganês Total para o ambiente lacustre 197

Figura 88: Teor de Ferro Total –Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico. 198

Figura 89: Teor de Ferro Dissolvido –Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico. 198

Figura 90: Teor de Ferro em Sedimentos em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM para diferentes períodos. 199

Figura 91: Variação do teor de fenóis em água para os Lagos e Lagoas monitorados em todo o PMBA/Fest-RRDM. 200

Figura 92: Concentrações de PCBs para os diferentes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA-Fest-RRDM. 202

Figura 93: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago do Limão (E18) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	204
Figura 94: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago Nova (E19) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	205
Figura 95: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago Juparanã (E20) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	206
Figura 96: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento da Lagoa do Areão (E23) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	207
Figura 97: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento da Lagoa Monsarás (E25) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.	208
Figura 98: Difrátogramas de raios-X obtidos de sedimentos em ambientes lacustres, lagos (E18 e E19) e lagoas (E24). Campanhas: outubro/2018 (C1), dezembro/2018 (C3), julho/2019 (C10), setembro/2019 (C12). Mi = mica, Qz = quartzo, An = anatásio, Ru = rutilo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.	209
Figura 99: Difrátogramas de raios-X dos concentrados de oxihidróxidos de Fe obtidos após tratamento com NaOH 5 mol L ⁻¹ em sedimentos de ambientes lacustres, lagos do Limão (E18), Nova (E19) e Juparanã (E20), e lagoas do Areão (E23), do Areal (E24) e Monsarás (E25 e E25a). Gt = goethita, Qz = quartzo.	210
Figura 100: Teores de caulinita em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	212
Figura 101: Teores de oxihidróxidos de Fe em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	213
Figura 102: Teores de quartzo em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	214
Figura 103: Teores de mica estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.	215

Figura 104: Teores de TiO_2 (anatásio+rutilo) em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada. 216

Figura 105: Teores de gibbsita em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada. 217

Figura 106: Difrátogramas de raios-X obtidos de sedimentos de ambientes lacustres (lagos) em diferentes profundidades nos lagos do Limão (E18), Nova (E19) e Juparanã (E20). Ka = caulinita, Mi = mica, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio e Qz = quartzo. 218

Figura 107: Difrátogramas de raios-X obtidos de sedimentos de ambientes lacustres (lagoas) em diferentes profundidades nas lagoas do Areão (E23), do Areal (E24) e Monsarás (E25). Ka = caulinita, Mi = mica, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio, Qz = quartzo e Fd = feldspato-K. 219

Figura 108: Difrátograma de raios-X obtidos de materiais particulados em suspensão (MPS) em ambiente lacustre (Lagoa Areal, E24 e Lagoa Monsarás, E25 e E25a). Campanhas: outubro, novembro e dezembro/2019, e janeiro/2020. Mi = mica, Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita. 220

Figura 109: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perifíton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) nos Lagos. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 18). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada no Tabela 14. 224

Figura 110: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perifíton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) nas Lagoas. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 18). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada no Tabela 14. 228

Figura 111: Correlação de Pearson da Riqueza e da Diversidade de Shannon com algumas variáveis selecionadas para cada comunidade nas estações amostrais dos ecossistemas lênticos. Os metais foram representados por sua fração total. 231

Figura 112: Índice Integrado de Integridade Biótica (IIIB) ao longo das coletas e estações amostrais na bacia do Baixo Rio Doce, ao longo os três períodos climáticos (A-D; C1 – chuvoso 1; S – seca; C2 – chuvoso 2). Média e intervalos de confiança de 95% dos IIIB nas estações amostrais (E). Boxplot dos Índices de Integridade Biótica (IIB) das comunidades fitoplanctônica (F), perifítica (G), de macrófitas (H), e zooplanctônica (I) ao longo das estações amostrais. E-I: Rio Doce (vermelho), Rio Guandu (amarelo); lagos (azul); lagoas (verde). 233

Figura 113: Correlação de Pearson do Índice Integrado de Integridade Biótica (IIIB) e dos Índices de Integridade Biótica das comunidades estudadas com algumas variáveis selecionadas. Os metais foram representados por sua fração total. Ambientes lóticos = E0, E21, E22, E26, E17. Ambientes lênticos: E18, E19, E20, E23, E24, E25, E25A.....	234
Figura 114: Diagrama de Venn mostrando a riqueza de ictiofauna capturada com cada metodologia de coleta. Dados relacionados à pesca elétrica não são apresentados. (A) Considerando toda a comunidade, (B) apenas a comunidade de espécies nativas e (C) apenas a comunidade de espécies introduzidas.	236
Figura 115: <i>Harttia loricariformis</i> Steindachner 1877 Cascudo-folha coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	240
Figura 116: <i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	241
Figura 117: <i>Hypomasticus steindachneri</i> (Eigenmann 1907) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	242
Figura 118: <i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	244
Figura 119: <i>Characidium cricarens</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	245
Figura 120: <i>Deuterodon cf. taeniatus</i> (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	247
Figura 121: <i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	248
Figura 122: <i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier 1830) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	250
Figura 123: <i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	251
Figura 124: <i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	252
Figura 125: <i>Microcambeva jucuiensis</i> Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	254

- Figura 126: *Trinectes paulistanus* (Miranda Ribeiro 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV. 255
- Figura 127: Estimadores de riqueza total nos locais amostrados na calha do rio;(a) Ponto 1, (b) Ponto 1B, (c) Ponto 2, (d) Ponto 3, (e) Ponto 4, (f) Ponto 8B, e (g) Ponto 8. 257
- Figura 128: Estimadores de riqueza total nos locais amostrados no ribeirão e córrego;(a) Ponto 7, (b) Ponto 9 258
- Figura 129: Estimadores de riqueza total amostrado nas lagoas;(a) Ponto 5, (b) Ponto 6, (c) Ponto 10. 259
- Figura 130: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) ao longo das campanhas em cada ambiente amostrado e petrecho. Colunas representam cada ambiente: (a)-(c), calha do rio; (d)-(f), lagoas; (g)-(i), córrego. Os apetrechos são representados em cada linha: (a)-(g), redes de espera; (b)-(h), tarrafa; (c)-(i), arrasto. 261
- Figura 131: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de espera ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07. 262
- Figura 132: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de arrasto ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07. 263
- Figura 133: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com tarrafa ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07..... 264
- Figura 134: As dez espécies mais abundantes capturadas com rede de espera nos pontos de amostragem da calha, lagoas e córrego. Barras em azul representam as espécies nativas e barras em vermelho representam as espécies introduzidas. Ver identificação dos pontos em *Material Suplementar A7DS5*..... 265
- Figura 135: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de espera ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f), Ponto 08B, (g) Ponto 08, (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10, (k) Ponto 07..... 266
- Figura 136: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com tarrafa ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto

01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08, (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10, (k) Ponto 07. 267

Figura 137: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de arrasto ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto 02, (c) Ponto 03, (d) Ponto 04, (e) Ponto 08B, (f) Ponto 08, (g) Ponto 05, (h) Ponto 06, (i) Ponto 10, (j) Ponto 07. 268

Figura 138: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) ao longo das campanhas em cada ambiente amostrado e apetrecho. Colunas representam cada ambiente: (a)-(c), calha do rio; (d)-(f), lagoas; (g)-(i), córrego. Os petrechos são representados em cada linha: (a)-(g), redes de espera; (b)-(h), tarrafa; (c)-(i), arrasto. 269

Figura 139: Índice de Jaccard entre as campanhas, separado por apetrechos de pesca: (a) redes de espera, (b) tarrafa, e (c) arrasto. Valores próximos de 1 indicam maior diferença na composição de espécies entre campanhas dentro de cada ponto amostral. 275

Figura 140: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com redes de espera. 276

Figura 141: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com tarrafa. 276

Figura 142: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com arrasto. 277

Figura 143: Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) descrevendo a variação da abundância das espécies capturadas com diferentes petrechos de pesca durante os períodos de seca (marrom) e chuva (preto). (a) Redes de espera, (b) tarrafa e (c) rede de arrasto. Não foram observadas grandes discrepâncias na abundância das espécies entre os dois períodos. 278

Figura 144: Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) descrevendo a variação da abundância das espécies capturadas com diferentes petrechos de pesca em diferentes tipos de ambientes. (a) Redes de espera, (b) tarrafa e (c) rede de arrasto. Cada cor representa um ambiente diferente (Rio, verde; azul, ribeirão; vermelho, lagoas). As redes de espera coletaram um conjunto maior de espécies no ambiente Rio. A diferenciação maior da abundância das espécies ficou mais evidente nos resultados do arrasto. 279

Figura 145: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período de chuvas de novembro/2019 a fevereiro/2020. 280

Figura 146: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período de seca de 2019. 281

Figura 147: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período de chuva de 2019.....	282
Figura 148: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lênticos do baixo Rio Doce no período de seca de 2019.....	283
Figura 149: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lênticos do baixo Rio Doce no período de chuvas de 2019 a 2020.....	284
Figura 150: Ocorrência das espécies nativas e introduzidas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.....	285
Figura 151: Número de espécies por guilda trófica (a); número de espécies introduzidas e nativas por guilda trófica (b); azul espécies nativas, vermelho espécies introduzidas.	299
Figura 152: Espécies mais abundantes coletadas em cada método de amostragem. Arrasto (a), tarrafa (b), redes de espera (c) e pesca elétrica (e). Para a especificação da guilda trófica das espécies ver Tabela 28.	301
Figura 153: Análise de NMDS do conteúdo estomacal, por ambiente amostrado, (a) lagoas; (b) córregos; e (c) calha do rio. Vermelho: espécies introduzidas; azul: espécies nativas. Para códigos das espécies ver Tabela 28.	302
Figura 154: NMDS das espécies da calha do rio que tiveram seu conteúdo estomacal analisado por agrupamentos tróficos: comedores de peixe mais outros itens de origem animal (a), comedores de matéria orgânica; inorgânica (b), comedores de plantas (c), comedores de invertebrados (d), comedores de itens de origem vegetal e animal (e), comedores de peixe (f). Vermelho: espécies introduzidas; azul: espécies nativas. Para códigos das espécies ver Tabela 28.	304
Figura 155: NMDS dos itens alimentares ingeridos pelos agrupamentos tróficos: comedores de peixe mais outros itens de origem animal (a), comedores de matéria orgânica; inorgânica (b), comedores de plantas (c), comedores de invertebrados (d), comedores de itens de origem vegetal e animal (e), comedores de peixe (f). insT: insetos terrestres; insA: insetos aquáticos; mato: matéria orgânica ; ara: Arachnida ; sed: sedimento; veg: vegetal; pei: peixe; mic: microcrustáceos; cam: camarão; tec: Tecameba; alg: algas; det: detrito; mol: Mollusca; invN: outros invertebrados.	305
Figura 156: Relação gonadosomática e índice gonadal das espécies na calha do rio. A – <i>Astyanax lacustris</i> ; B- <i>Genidens genidens</i> ; C- <i>Hoplias malabaricus</i> ; D- <i>Megaleporinus conirostris</i> ; E – <i>Pachyurus adspersus</i> ; F – <i>Trachelyopterus striatulus</i> . Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices. Linhas são as medias dos indivíduos por campanha.	310

Figura 157: Relação gonadossomática e índice gonadal das espécies nas lagoas. A – <i>Astyanax lacustris</i> ; B- <i>Hoplias malabaricus</i> ; C- <i>Pachyurus adspersus</i> . Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. Linhas são as medias dos indivíduos por campanha.	311
Figura 158: Fator de condição total e somático. A – <i>Astyanax lacustris</i> ; B- <i>Genidens genidens</i> ; C- <i>Hoplias malabaricus</i> ; D- <i>Megaleporinus conirostris</i> ; E – <i>Pachyurus adspersus</i> ; F - <i>Trachelyopterus striatulus</i> . Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho.	312
Figura 159: Variação do fator de condição e do fator de condição relativo. A – <i>Astyanax lacustris</i> ; B- <i>Genidens genidens</i> ; C- <i>Hoplias malabaricus</i> ; D- <i>Megaleporinus conirostris</i> ; E – <i>Pachyurus adspersus</i> ; F - <i>Trachelyopterus striatulus</i> . Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho.....	313
Figura 160: Fator de condição relativo dos machos, conforme dados do Convênio UFV-Renova. A- <i>Hoplias malabaricus</i> ; B- <i>Hypostomus affinis</i> ; C- <i>Hypostomus luetkeni</i> ; D- <i>Loricariichthys castaneus</i> ; E- <i>Megaleporinus conirostris</i> ; F- <i>Oligosarcus acutirostris</i> ; G- <i>Oligosarcus argenteus</i> ; H- <i>Pseudauchenipterus affinis</i>	314
Figura 161: Fator de condição relativo das fêmeas. A - <i>Hypostomus affinis</i> ; B - <i>Loricariichthys castaneus</i> ; C - <i>Oligosarcus acutirostris</i> ; D - <i>Oligosarcus argenteus</i>	315
Figura 162: Secções histológicas de gônada de <i>Geophagus brasiliensis</i>	316
Figura 163: As nove espécies com maior número de recrutas. Dentre as nove espécies com maior número de recrutas, apenas a Corvina <i>P. adspersus</i> , o Cará <i>G. brasiliensis</i> e o Peixe-flor <i>A. tajasica</i> são nativas.	318
Figura 164: Resultado da aplicação do protocolo de avaliação de condições ecológicas segundo Callisto et al. (2002).	325
Figura 165: Proporção das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce.	328
Figura 166: Proporção das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lênticos do baixo Rio Doce.	329
Figura 167: Riqueza máxima encontrada nos pontos de amostragens dos trechos lóticos do baixo Rio Doce.	330
Figura 168: Riqueza média coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 20-A20 corresponde ao ponto P04 do PMBA/Fest-RRDM. (Figura extraída do relatório Econservation).	331
Figura 169: Riqueza máxima encontrada nos pontos de amostragens dos trechos lênticos do baixo Rio Doce (dez/2019).	331

Figura 170: Riqueza média coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 18-N18 (seta vermelha tracejada) corresponde ao ponto P05 (lagoa do Limão) do PMBA/Fest-RRDM. (Figura extraída do relatório Econservation).	332
Figura 171: Densidade média (Ind/m ²) e erro padrão (\pm erro pad) de macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).	333
Figura 172: Densidade média (Ind/m ²) e erro padrão (\pm erro pad) coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 20-A20 (dez/2017) corresponde ao ponto P04 (calha do Rio Doce) do PMBA (dez/2019).	333
Figura 173: Densidade média (Ind/m ²) e erro padrão (\pm erro pad) de macroinvertebrados coletados nos trechos lânticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).	334
Figura 174: Densidade média (Ind/m ²) e erro padrão (\pm erro pad) coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 18-N18 (dez/2017) corresponde ao ponto P05 (lagoa do Limão) do PMBA (dez/2019).	334
Figura 175: Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).	342
Figura 176: Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes aquáticos lânticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).	343
Figura 177: Análise NMDS da distribuição dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados (GTFs) e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lóticos (áreas coloridas) classificados segundo o protocolo de Callisto et al. (2002) em impactado, alterado e pouco alterado/natural em dezembro de 2019.	344
Figura 178: Análise NMDS mostrando a distribuição dos grupos tróficos de macroinvertebrados (GTFs) e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lânticos (áreas coloridas) em dezembro de 2019.	344
Figura 179: Riquezas de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas ao longo 7 trechos lóticos no baixo Rio Doce em dezembro de 2019.	346
Figura 180: Riquezas de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas em 3 lagoas localizadas no trecho baixo do Rio Doce em dezembro de 2019.	347
Figura 181: Análise NMDS mostrando a distribuição dos macroinvertebrados e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lóticos (áreas coloridas) classificados segundo o protocolo de Callisto et al. (2002) em impactado, alterado e pouco alterado/natural em dezembro de 2019.	348

Figura 182: Análise NMDS mostrando a distribuição dos macroinvertebrados e áreas de amostragens nos trechos lânticos no baixo Rio Doce. Os pontos representam as amostras distribuídas nas lagoas (áreas coloridas) em dezembro de 2019.	348
Figura 183: Análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Jaccard das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	349
Figura 184: Análise de agrupamento pela distância Euclidiana (dissimilaridade) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	350
Figura 185: Análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Jaccard das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	350
Figura 186: Análise de agrupamento pela distância Euclidiana (dissimilaridade) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	351
Figura 187: Parâmetros físico-químicos de qualidade de água mensurados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.	352
Figura 188: Parâmetros físico-químicos de qualidade de água mensurados nos trechos lânticos (lagoa do Limão, lagoa do Óleo e lagoa das Palmas) do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.	353
Figura 189: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	355
Figura 190: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	356
Figura 191: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.....	357
Figura 192: Mapa de qualidade de água dos trechos lóticos do baixo Rido Doce. Qualidade de água avaliada pelo Índice Biótico Bentônico (IBB) de Ferreira et al. (2011) com base nas métricas de macroinvertebrados bentônicos bioindicadoras de qualidade de água em dezembro de 2019.....	358
Figura 193: Gráfico de porcentagem de Chironomideos com deformidades no mento capturados nos trechos lóticos e lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.	359

Figura 194: Gráfico de porcentagem de tipos de deformidade encontrada no mento de Chironomídeos dos trechos lóticos e lênticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019. 359

Figura 195: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-02), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 372

Figura 196: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-02), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 372

Figura 197: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 374

Figura 198: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).... 374

Figura 199: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa

Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 376

Figura 200: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 376

Figura 201: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 377

Figura 202: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento, coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 378

Figura 203: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lagoa Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Regência (RDR), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 382

Figura 204: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos

amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lagoa Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Regência (RDR), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 383

Figura 205: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 384

Figura 206: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15). 385

Figura 207: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 386

Figura 208: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. 387

Figura 209: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás

(LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR), e foz do Rio Doce (RDO-16). 388

Figura 210: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 389

Figura 211: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 390

Figura 212: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 391

Figura 213: Valores de Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 392

Figura 214: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha

3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice..... 393

Figura 215: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 394

Figura 216: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 395

Figura 217: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 396

Figura 218: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 396

Figura 219: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).... 397

Figura 220: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 398

Figura 221: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e Rio Doce em Linhares (RDO-15)..... 399

Figura 222: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 399

Figura 223: Valores de Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 –

estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 401

Figura 224: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e o peso destes para a composição do índice..... 402

Figura 225: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 405

Figura 226: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 405

Figura 227: Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 407

Figura 228: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 408

Figura 229: Análise de Componentes Principais aplicada lipoperoxidação (LPO) na brânquia (LPO_br) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_br) e dano no DNA na hemolinfa de camarões (AP) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos

pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 409

Figura 230: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) na brânquia (LPO_br) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_br) e dano no DNA na hemolinfa de camarões (AP) coletado durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 410

Figura 231: Valores de Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 412

Figura 232: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 413

Figura 233: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 414

Figura 234: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados nas estações

amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 415

Figura 235: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo II (carnívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 416

Figura 236: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo II (carnívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 417

Figura 237: Valores de Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa). 418

Figura 238: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 419

Figura 239: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas durante a campanha 3 (set/out

2019 - período seco) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). 423

Figura 240: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020 - período chuvoso) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). 423

Figura 241: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019 - período seco) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). 424

Figura 242: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2019 - período chuvoso) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). 425

Figura 243: Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM ao longo do Ano 1 (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 2 – jan/fev 2019) e Período de Transição (campanha 3- set/out 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar o valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). Os pontos RDO-11 e RDO-13 passaram a ser monitorados a partir do Período de Transição. 427

Figura 244: Localização das estações de coleta do ambiente dulcícola e abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de água de superfície das campanhas 1 a 4 (set/out 2018 – jan/fev 2020), respectivamente. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). As estações listadas a seguir não foram coletadas nas quatro campanhas e seus gráficos representam: RDO-11: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); RDO-13: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LPA: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LAO-02: campanhas 1 a 3 (set/out 2018 – set/out 2019)..... 429

Figura 245: Localização das estações de coleta do ambiente dulcícola e abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de sedimento das campanhas 1 a 4 (set/out 2018 – jan/fev 2020), respectivamente. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã

(LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). As estações listadas a seguir não foram coletadas nas quatro campanhas e seus gráficos representam: RDO-11: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); RDO-13: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LPA: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LAO-02: campanhas 1 a 3 (set/out 2018 – set/out 2019)..... 430

Figura 246: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 433

Figura 247: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 434

Figura 248: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 435

Figura 249: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do ambiente dulcícola considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 437

Figura 250: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 439

Figura 251: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 440

Figura 252: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 442

Figura 253: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 443

Figura 254: Classificação taxonômica das amostras de sedimento do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 445

Figura 255: Classificação taxonômica das amostras de sedimento do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 446

Figura 256: Análise de componentes principais (PCA) das amostras sedimento do ambiente dulcícola: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 449

Figura 257: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 450

Figura 258: Síntese dos resultados integrados de bioacumulação (IBR bioacumulação), efeitos biológicos (IBR biomarcador), toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) e indicadores microbianos para o ambiente dulcícola. Os organismos coloridos em amarelo, azul, verde e laranja representam os maiores valores de IBR, índice de toxicidade ou indicadores microbianos para a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), respectivamente. 456

Figura 259: Regiões criticamente impactadas considerando os níveis de contaminação ambiental, toxicidade, indicadores microbianos, bioacumulação e efeitos biológicos dentro da malha amostral do ambiente dulcícola, monitorado durante as quatro campanhas de monitoramento ecotoxicológico, realizadas no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. 457

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Médias das vazões médias, das máximas e das mínimas anuais e vazões específicas para as bacias das de cada estação fluviométricas selecionada para o período de 1985 a 2014.....	40
Tabela 2: Vazões médias das sub-bacias hidrográficas por relação de área.	43
Tabela 3: Lista de cianobactérias já registradas como produtoras de toxina para outros ecossistemas aquáticos brasileiros segundo Sant'Anna et al. (2008).....	83
Tabela 4: Espécies com Valor de Indicação (VI) significativo ($p > 0.05$) às faixas de ferro dissolvido (Fe dis.) na Bacia do Baixo rio Doce e correlação de Pearson da abundância das espécies com as concentrações do metal. Limite na resolução CONAMA 357/05, para c para classe II de águas doces: $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. Não houve espécie com valor de VI significativo entre $0,30$ e $0,60 \text{ mg L}^{-1}$	97
Tabela 5: Espécies com Valor de Indicação (VI) significativo ($p > 0.05$) às faixas de manganês total (Mn T.) na Bacia do Baixo rio Doce e correlação de Pearson da abundância das espécies com as concentrações do metal. Limite na resolução CONAMA 357/05, para classe II de águas doces: $0,1 \text{ mg L}^{-1}$	98
Tabela 6: Dissimilaridade SIMPER entre as áreas analisadas.....	112
Tabela 7: Rio Guandu e Rio Doce: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton das estações nos três período sazonais estudados. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).....	122
Tabela 8: LAGOS: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nos três período sazonais estudados. S: profundidade de coleta superficial. PC: profundidade de compensação da luz. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).	126
Tabela 9: LAGOAS: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nos três períodos sazonais estudados. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).	127
Tabela 10: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do Rio, considerando os limites do CONAMA e NOAA para o PMBA/Fest-RRDM.	143
Tabela 11: Localização das amostras de rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano coletadas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA)	161
Tabela 12: Valores de PAAS para normalização dos ETR recomendados por McLennan (1989), em ppm.....	162

Tabela 13: Percentual de explicação da variação dos dados dos dois primeiros eixos (CP) da Análise de Componentes Principais e correlação das variáveis ambientais com os mesmos. Em negrito, as correlações significativas maiores que 0,4 ou menores que -0,4, apresentadas na Figura 82.....	176
Tabela 14: Significado ambiental dos eixos extraídos da Análise de Componentes Principais, realizada a partir das variáveis abióticas, para cada um dos ambientes.	177
Tabela 15: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para o Rio Doce. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos <i>Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4</i>	180
Tabela 16: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para o Rio Guandu. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos <i>Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4</i>	183
Tabela 17: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Dulcícola- Lagos e Lagoas, considerando os limites do CONAMA e NOAA	194
Tabela 18: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para os Lagos. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos <i>Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4</i>	225
Tabela 19: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para os Lagoas. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos <i>Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4</i>	229
Tabela 20: Abundância das espécies amostradas no baixo Rio Doce por ponto de coleta. Ver Material Suplementar A7DS4 para localização dos pontos.	237
Tabela 21: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com rede de espera.	270
Tabela 22: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com tarrafa.	270
Tabela 23: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com o arrasto.	270
Tabela 24: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com rede de espera nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.	271

Tabela 25: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com tarrafa nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.	272
Tabela 26: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com rede de espera nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.	273
Tabela 27: Levantamento da ictiofauna para o Baixo Rio Doce considerando informações de ocorrência das espécies antes e após o rompimento da barragem do Fundão em novembro de 2015. Categoria de Habitat segue o que é proposto por Fricke e Van der Laan (2020). D: dulcícola; E: estuarino; M: marinho. Fonte de Registro: (1) CTA-UHE Mascarenhas; (2) Vieira (2010); (3) Relatório Econservation-Renova; (4) Convênio Renova-UFV; (5) SpeciesLink; (6) PMBA/Fest-RRDM. IN: Instrução Normativa 53/2020 (espécies de interesse comercial).	291
Tabela 28: Valores da porcentagem de volume (V%) das categorias alimentares consumidas pelas espécies de peixes do baixo Rio Doce, seus respectivos códigos e o número de estômagos analisados por espécie. Asterisco indica valores menores do que 0,1% e em negrito as categorias com maior porcentagem de contribuição para cada espécie. Cód: Código das espécies; N: número de estômagos analisados; Sed: sedimentos; Det: detritos; M.Org: matéria orgânica; Veg: vegetal; Tec: Tecameba, Rot: Rotífera; Moll: Mollusca; Micr: microcrustáceos; Cam: camarão; Arach: Arachnida; I.Terr: insetos terrestres; I.Aqu: insetos aquáticos; O.Inv: outros invertebrados; L.Amp: larva de Amphibia.....	306
Tabela 29: Valores de L50 e IGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas pelo PMBA/Fest-RRDM.	317
Tabela 30: Espécies nativas candidatas e intolerantes e tolerantes a ambientes alterados pela passagem ou permanência do rejeito, na bacia do Rio Doce. Algumas delas apresentam particularidades relacionadas com as três regiões do Rio Doce. As fontes de dados incluíram dados do Convênio UFV-Renova, dados obtidos Econservation-Renova e pelo PMBA/Fest-RRDM.....	319
Tabela 31: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo Callisto et al. (2002).	326
Tabela 32: Densidade (Ind/m ²) e erro padrão (\pm erro pad), grupos tróficos funcionais (GTFs), (F%) frequência nas unidade amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce (dez/2019).	337
Tabela 33: Densidade (Ind/m ²), classificação em grupos tróficos funcionais (GTFs), (F%) frequência nas unidade amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lânticos do baixo Rio Doce (dez/2019).	339

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

A evolução espaço-temporal da qualidade ambiental e da biodiversidade aquática no Baixo Rio Doce foi avaliada a partir de abordagens abióticas (hidrológicas, geoquímicas e limnológicas), ecotoxicológicas e bióticas (fitoplâncton, perifíton, zooplâncton, macrófitas, ictiofauna e macroinvertebrados). Embora os problemas relacionados com a erosão e risco de perda da biodiversidade aquática sejam comuns aos observados em escala global, a redução da vazão na bacia do Rio Doce é particularmente alta em comparação com outras bacias do Brasil, representando um estressor geral que agrava os efeitos múltiplos da degradação ambiental, a perda de conectividade entre os ambientes e as perspectivas de piora das condições ecossistêmicas no contexto do aquecimento global.

1.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE

1.1.1 Hidrologia

Foram realizadas análises hidrológicas, por meio da criação e complementação de uma base de dados, análise dos dados, estudos quantitativos e, por fim, modelagem matemática utilizando o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), com o intuito de simular o fluxo de água e, assim, caracterizar hidrologicamente a Bacia do Rio Doce e compreender o aporte de água doce no ambiente estuarino-marinho do Rio Doce.

Em relação à precipitação, é sabido que na Bacia do Rio Doce, o regime de chuvas está dividido em período seco, entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. O período chuvoso apresenta maiores índices pluviométricos nos meses de dezembro e janeiro, sendo que as maiores médias pluviométricas anuais se concentram nas regiões de cabeceira da bacia, onde se encontram os rios Piranga e Carmo, formadores do Rio Doce, e os rios Piracicaba e Santo Antônio. No primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região, registrando os maiores volumes acumulados no período úmido nas bacias do rio Piranga e do rio do Carmo, em Minas Gerais, respectivamente 1253 mm e 947,9 mm. No Período de Transição, que corresponde ao período úmido do segundo ano do PMBA/Fest-RRDM, verificou-se que o regime de chuvas também se mostrou similar ao padrão sazonal histórico da bacia. O maior valor registrado entre as estações analisadas foi na bacia do rio Santo Antônio, seguido do registrado na bacia do rio do Carmo, respectivamente, 1.212,7 mm e 1.175,9 mm. Em relação ao período úmido da série histórica (1984-2014), o acumulado de precipitação foi menor durante os períodos úmidos do PMBA/Fest-RRDM. A chuva acumulada máxima da série histórica foi 1413,7 mm.

No que se refere à evolução temporal das precipitações, ao se comparar os períodos úmidos do primeiro e segundo ano de monitoramento, houve aumento de chuvas de um ano para o outro. A média dos totais pluviométricos das estações analisadas no período úmido do Ano 1 foi de 696 mm e

para o Período de Transição foi de 802 mm, portanto, houve um aumento de 106 mm no comparativo entre os dois períodos úmidos. Das 17 estações analisadas em toda a Bacia do Rio Doce, 13 registraram pluviosidades maiores no Período de Transição e somente 1 estação, localizada na bacia do rio Guandu, apresentou similaridade entre os registros pluviométricos, com diferença de aproximadamente 6 mm, a menos, do valor registrado no primeiro ano (*Material Suplementar A3DIFS1, Figuras 3 a 19*). A Figura 1 e a Figura 2 apresentam o acumulado das precipitações na Bacia do Rio Doce para diferentes períodos.

Figura 1: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce. A) período úmido do ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019; B) período úmido do ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 (Período de Transição).

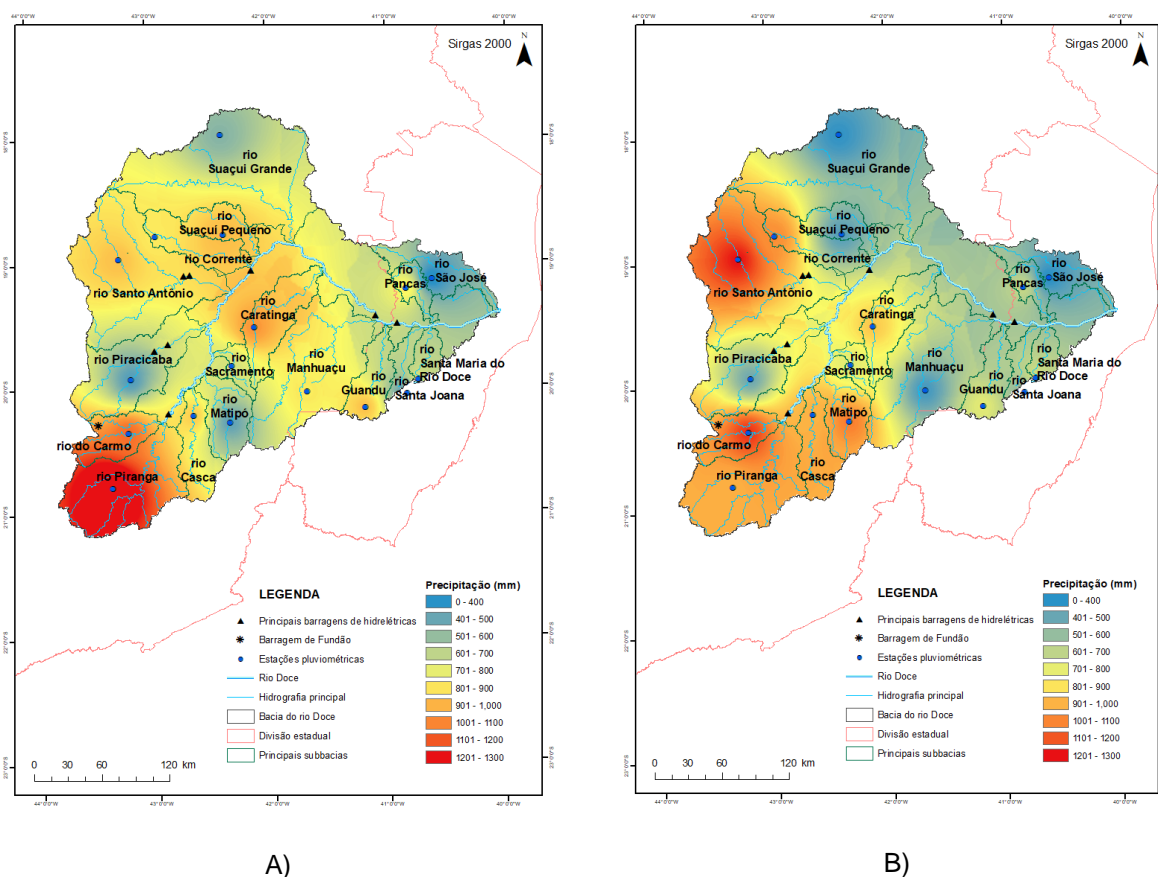
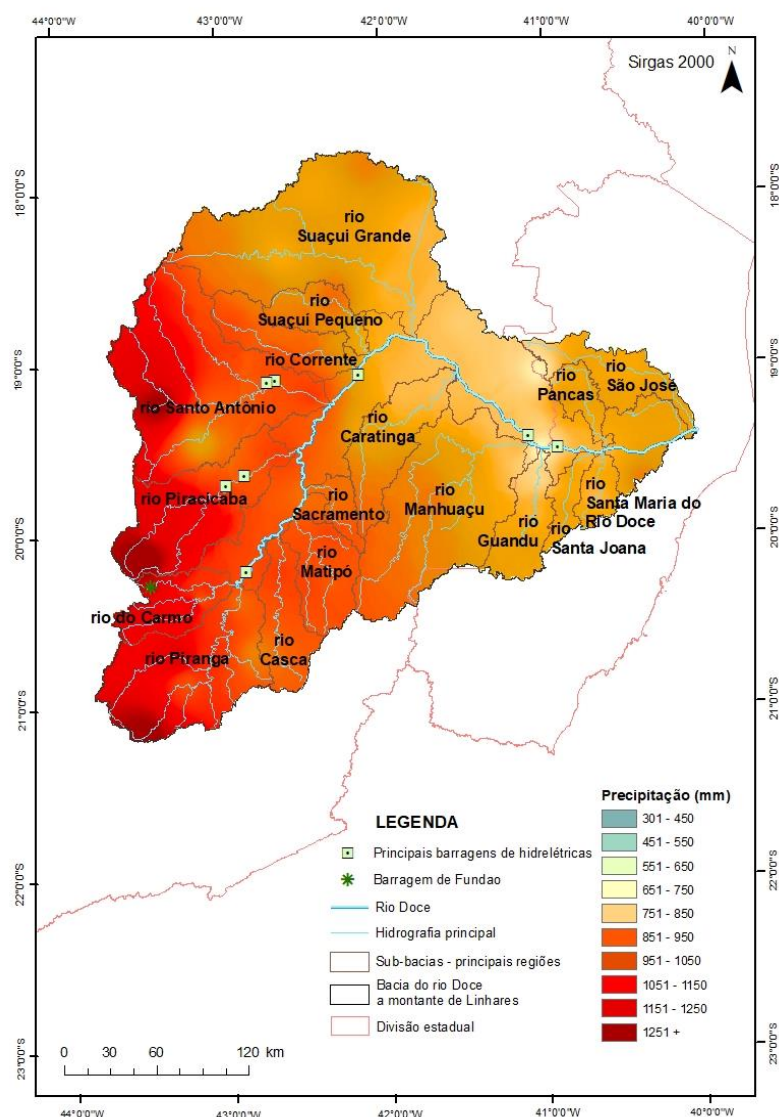


Figura 2: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce para o período úmido da série histórica (1985-2014).



No que diz respeito à variação espacial da precipitação, a Bacia do Rio Doce possui como característica maiores volumes de precipitação pluviométrica em sua parte alta (região de cabeceira – Bacias dos Rios Santo Antônio, Piracicaba, do Carmo e Piranga). O padrão foi parcialmente mantido durante o PMBA/Fest-RRDM. Para o período úmido do primeiro ano de monitoramento (Figura 1 A), o padrão divergiu, chovendo menos na Bacia do rio Piracicaba e na Bacia do rio Santo Antônio e havendo melhor distribuição da chuva pela bacia. Já para o período úmido do segundo ano de monitoramento (período de transição) (Figura 1 B), o padrão de chuva apresentou maior similaridade, mantendo menores precipitações pluviométricas na bacia do rio Piracicaba e menores acumulados na parte baixa da bacia, que corresponde à sua porção capixaba. Em geral, os índices pluviométricos foram menores durante todo o PMBA/Fest-RRDM em relação ao histórico do período úmido (1985-2014) (Figura 2).

As regiões que registraram maiores quantidades de chuva no Ano 1 foram as bacias dos rios Piranga, Manhuaçu e Suaçuí Pequeno (*Material Suplementar A3DIFS1, Figuras 17, 12 e 5, respectivamente*), que se localizam na parte alta da bacia. Observou-se que os menores índices pluviométricos no período úmido do Ano 1 foram registrados na bacia do rio São José (344,1 mm), e na bacia do rio Santa Joana (403,5 mm), ambas na parte baixa da bacia (*Material Suplementar A3DIFS1, Figuras 11 e 14, respectivamente*). No período de transição, o menor valor foi registrado na bacia do rio São José (479,0 mm). A bacia do rio Manhuaçu, porém, teve uma diminuição no total de chuva do primeiro para o segundo ano, de 229,88 mm, estando entre as menores pluviosidades registradas na Bacia do Rio Doce no segundo ano.

Durante todo o PMBA/Fest-RRDM foram realizadas análises dos totais pluviométricos diários nos 7 dias que antecederam as campanhas de monitoramento realizadas, bem como nos períodos de amostragem de cada campanha (Detalhamento no *Material Suplementar A3DIFS1, Tabelas 12 a 45*).

No que diz respeito à fluviometria global da bacia, as vazões específicas por sub-bacia, em L/s.km² são apresentadas na Tabela 1. Na mesma tabela, são apresentadas, também, médias das vazões médias, média das vazões máximas e médias das vazões mínimas para 40 estações pluviométricas localizadas na Bacia do Rio Doce.

Tabela 1: Médias das vazões médias, das máximas e das mínimas anuais e vazões específicas para as bacias das de cada estação fluviométricas selecionada para o período de 1985 a 2014.

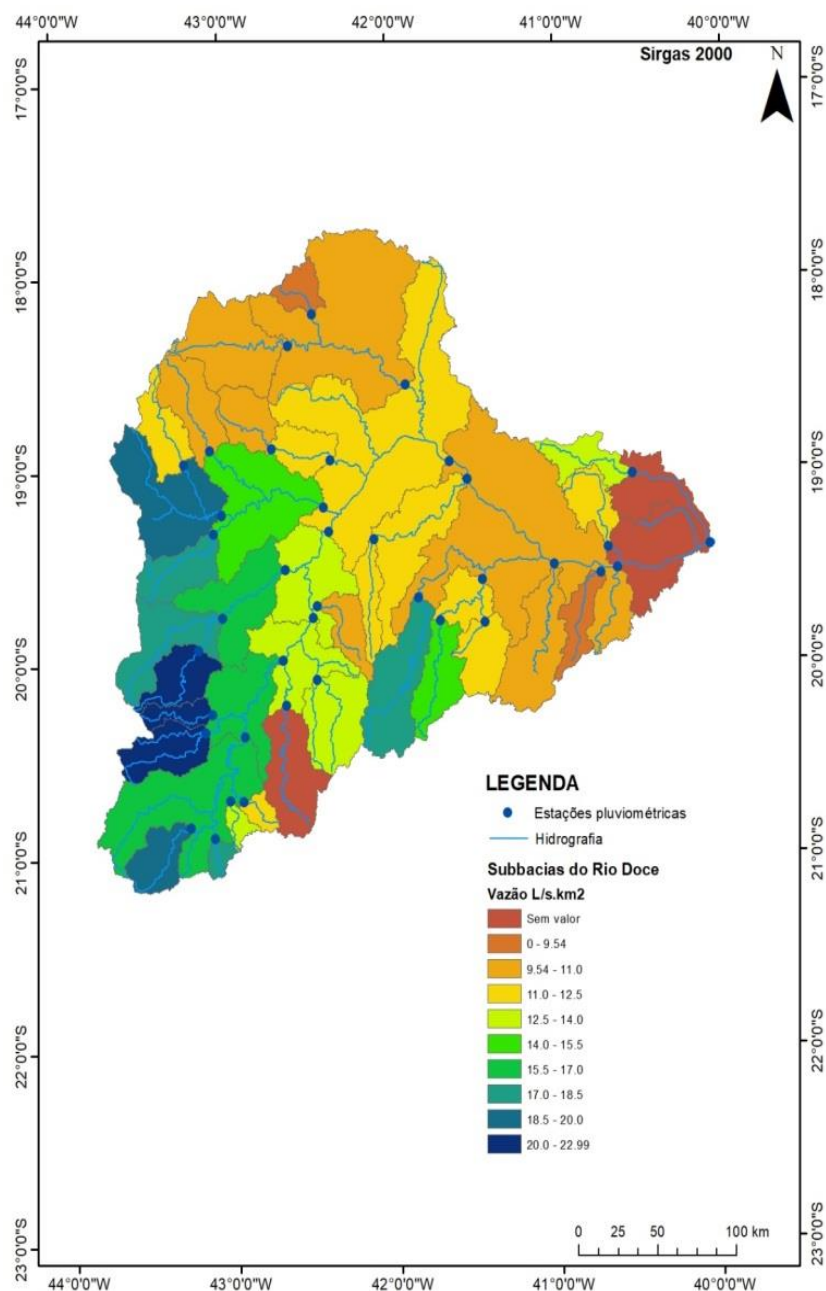
Código	Estação	Área de drenagem (km ²)	Média das máximas (m ³ /s)	Média das mínimas (m ³ /s)	Vazões médias (m ³ /s)	Produção por sub-bacia (L/s.km ²)
56846000	Porto de Santa Rita	1965	112,26	10,23	22,85	11,63
56055000	Braz Pires	1089	118,50	7,93	20,33	18,67
56090000	Fazenda Varginha	324	19,98	2,13	3,92	12,10
56110005	Ponte Nova jusante	6132	610,30	35,64	100,10	16,32
56335001	Acaiaca jusante	1371	223,01	12,72	29,75	21,70
56337000	Fazenda Ocidente	531	115,74	5,39	12,25	23,07
56425000	Fazenda Cachoeira D'Antas	10079	835,33	71,54	165,50	16,42
56510000	Instituto Florestal Raul Soares	1800	202,74	6,43	23,92	13,29
56539000	Cachoeira dos Óculos montante	15836	1036,50	88,78	220,01	13,89
56570000	Pingo D'Água	814	84,34	2,90	8,98	11,03
56610000	Rio Piracicaba	1163	204,88	7,22	23,88	20,53
56659998	Nova Era IV	3060	478,33	18,09	53,34	17,43
56696000	Mário de Carvalho	5270	594,97	30,82	84,19	15,98
56719998	Belo Oriente	24200	1614,00	124,03	313,13	12,94
56765000	Dom Joaquim	972	145,04	2,87	14,20	14,61
56775000	Ferros	4058	899,17	16,92	81,04	19,97
56787000	Fazenda Barraca	1280	258,25	6,68	23,07	18,02
56800000	Senhora do Porto	1521	119,44	4,84	16,38	10,77

Código	Estação	Área de drenagem (km ²)	Média das máximas (m ³ /s)	Média das mínimas (m ³ /s)	Vazões médias (m ³ /s)	Produção por sub-bacia (L/s.km ²)
56825000	Naque Velho	10170	1046,97	43,07	148,92	14,64
56845000	Fazenda Corrente	1064	64,21	2,94	10,38	9,76
56860000	São Pedro do Suaçuí	2610	158,46	9,04	24,53	9,40
56870000	Santa Maria do Suaçuí	670	53,76	1,56	5,73	8,55
56891900	Vila Matias Montante	10200	397,06	21,81	67,37	6,60
56920000	Tumiritinga	55425	3284,07	266,49	669,39	12,08
56935000	Dom Cavati	784	126,93	2,63	9,41	12,00
56940002	Barra do Cuieté jusante	3250	317,59	8,26	29,40	9,05
56978000	Santo Antônio do Manhauçu	2287	276,53	11,57	41,33	18,07
56988500	Ipanema	1420	174,40	6,71	20,61	14,51
56989001	Mutum	1187	146,96	3,73	13,38	11,27
56989400	Assaraí montante	3190	341,61	11,11	36,85	11,55
56998400	Barra de São Gabriel	1070	107,20	2,62	13,29	12,42
56992000	Baixo Guandu	2135	228,77	6,20	21,03	9,85
56994500	Colatina	75800	4982,78	296,41	829,86	10,95
56995500	Ponte do Pancas	919	129,82	1,51	10,77	11,72
56993551	Jusante Córrego da Piaba	873	113,41	1,04	7,61	8,72
56075000	Porto Firme	4251	349,83	27,64	71,02	-
56085000	Seriquite	342	48,87	1,68	4,17	12,19
56065000	Senador Firmino	291	30,64	2,23	5,07	17,42

A Figura 3 apresenta a espacialização das vazões específicas nas principais sub-bacias. As maiores vazões específicas, em L/s.km² (deflúvio areal médio) correspondem a bacias apresentando maiores pluviosidades. Considerando que o valor auferido para a sub-bacia Colatina está relacionado a toda a bacia a montante da mesma e que a bacia da estação Colatina abrange cerca de 91,4% da Bacia do Rio Doce, pode-se afirmar que o deflúvio areal médio da bacia é de cerca de 10,95 L/s.km².

As sub-bacias com menores deflúvios médios são, em ordem crescente, Vila Matias Montante (bacia do rio Itambacuri), Santa Maria do Suaçuí (Rio Suaçuí Pequeno), Jusante Córrego da Piaba (Rio Santa Joana), Barra do Cuieté Jusante (Rio Cuieté), São Pedro do Suaçuí (Rio Suaçuí Pequeno), Fazenda Corrente e Baixo Guandu (Rio Guandu).

Figura 3: Vazões específicas em L/s.km² para diversas bacias das estações fluviométricas da Bacia do Rio Doce.



Os maiores deflúvios médios são observados, em ordem decrescente, nas estações Fazenda Ocidente, Acaiaca Jusante (ambas na sub-bacia do rio do Carmo), Rio Piracicaba (sub-bacia do rio Piracicaba), Ferros (sub-bacia do rio Santo Antônio), Braz Pires (sub-bacia do rio Piranga), Santo Antônio de Manhuaçu (no rio Manhuaçu), Fazenda Barraca (sub-bacia do rio Santo Antônio), Nova Era IV, Senador Firmino, Fazenda Cachoeira Dantas, Mário de Carvalho e Ponte Nova Jusante (as cinco últimas na sub-bacia do rio Piranga).

A Tabela 2 apresenta os resultados dos trabalhos de transposição dos dados das estações fluviométricas para as sub-bacias que compõem a Bacia do Rio Doce.

Tabela 2: Vazões médias das sub-bacias hidrográficas por relação de área.

Sub-bacias hidrográficas	Estação Fluviométrica mais próxima	Área Territorial da Sub-bacia	Vazão média da sub-bacia	Porcentagem da vazão média total
Bacia do rio Manhuaçu	Assaraí montante	8811,82	101,803	11
Bacia do rio Guandu	Baixo Guandu	2162,25	21,345	2
Bacia do rio São José	Barra de São Gabriel	2392,24	29,702	3
Bacia do ribeirão Traíra	Barra do Cuieté Jusante	763,219	6,968	0,7
Bacia do rio Caratinga	Barra do Cuieté Jusante	3217,47	29,375	3
Bacia do rio Eme	Barra do Cuieté Jusante	903,381	8,248	0,9
Bacia do rio Batatas	Barra do Cuieté Jusante	312,743	2,855	0,3
Bacia do córrego Capim	Barra do Cuieté Jusante	140,736	1,285	0,1
Bacia do Rio Doce - Trecho 3	Belo Oriente	1858,92	24,053	2,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 2	Cachoeira dos Óculos Montante	423,48	5,860	0,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 5	Colatina	4458,34	48,427	5
Bacia do Rio Doce - Trecho 1	Fazenda Cachoeira D'Antas	978,782	16,038	1
Bacia do rio Carmo	Fazenda Ocidente	2287,15	52,959	5
Bacia do rio Matipó	Instituto Florestal Raul Soares	2559,31	32,732	3
Bacia do rio Santa Joana	Jusante Córrego da Piaba	912,338	7,777	0,8
Bacia do rio Santa Maria do Rio Doce	Jusante Córrego da Piaba	961,314	8,194	0,9
Bacia do Rio Doce - Trecho 6	Colatina	2164,83	23,515	2
Bacia do rio Piracicaba	Mario de Carvalho	5460,09	87,231	9
Bacia do rio Santo Antônio	Naque Velho	9923,83	144,885	16
Bacia do ribeirão dos Óculos	Pingo D'Água	187,473	1,969	0,2
Bacia do ribeirão Mombaça	Pingo D'Água	323,282	3,395	0,3
Bacia do rio Sacramento	Pingo D'Água	844,684	8,872	0,9
Bacia do rio Pancas	Ponte do Pancas	1052,72	12,323	1
Bacia do córrego da Manga	Ponte Nova Jusante	19,0292	0,306	0,03
Bacia do rio Piranga	Ponte Nova Jusante	6642,12	106,722	11
Bacia do rio Sem Peixes	Ponte Nova Jusante	190,492	3,061	0,3

Sub-bacias hidrográficas	Estação Fluviométrica mais próxima	Área Territorial da Sub-bacia	Vazão média da sub-bacia	Porcentagem da vazão média total
Bacia do córrego Moreira	Porto Santa Rita	87,4375	1,014	0,1
Bacia do ribeirão da Onça	Porto Santa Rita	166,981	1,936	0,2
Bacia do rio Corrente	Porto Santa Rita	2458,02	28,504	3
Bacia do rio Suaçuí Pequeno	Porto Santa Rita	1727,46	20,032	2
Bacia do rio Casca	Rio Casca	2506,7	33,635	3
Bacia do rio Guanhães	Senhora do Porto	546,42	5,889	0,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 4	Tumiritinga	1888,16	22,938	2
Bacia do ribeirão Santa Helena	Vila Matias Montante	511,933	3,530	0,3
Bacia do rio Itambacuri	Vila Matias Montante	12426,2	85,691	9

Conforme pode ser observado, os formadores do Rio Doce, rios Piranga e Carmo, são responsáveis por cerca de 16% da vazão do Rio Doce afluente ao seu estuário. As bacias dos rios Santo Antônio, Manhuaçu, Piracicaba e Itambacuri são as que mais contribuem no deflúvio médio do rio Doce, respectivamente 16%, 11%, 9% e 9%. A contribuição das pequenas bacias que drenam diretamente para o Rio Doce soma cerca de 14% do deflúvio médio.

A Usina Hidrelétrica Eliezer Batista se situa imediatamente a montante da área onde se localizam os pontos de monitoramento de água para o PMBA/Fest-RRDM. O lago formado pelo represamento das águas possui volume útil de 185,11 milhões de m³ (CEMIG, 2019) e tem potencial para interferir na hidrologia e qualidade da água do Rio Doce, sobretudo em períodos de baixas vazões, quando os tempos de residência das águas no lago são maiores.

Os tempos de detenção da água no lago da hidrelétrica nas semanas anteriores às campanhas de monitoramento variaram entre 0,8 dias (semana anterior à campanha 16) e 16,1 dias (nos 7 dias antecedentes à campanha 12 – setembro de 2019). Durante as campanhas de monitoramento, os tempos de detenção variaram entre 0,9 dias (durante a última campanha) e 15,8 dias (campanha 11, relativa ao mês de agosto de 2019) (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabelas 46 e 47*).

A influência do reservatório na qualidade da água pode variar entre as diferentes campanhas de monitoramento, já que um maior tempo de detenção resulta em maior oportunidade de sedimentação de material suspenso, podendo resultar em melhor qualidade da água a jusante do reservatório (CHIEN, 1984). Por outro lado, em épocas de maiores vazões, o reduzido tempo de concentração pode tornar sem efeito ou de efeito reduzido a presença do reservatório sobre a qualidade da água a jusante do reservatório, devido ao reduzido tempo de oportunidade de sedimentação do material que aporta no mesmo (CHRISTOFOLETTI, 1981). Soma-se a isso o fato de, em épocas chuvosas, as concentrações de sólidos nas águas serem mais elevadas devido à erosão das encostas e de bancos

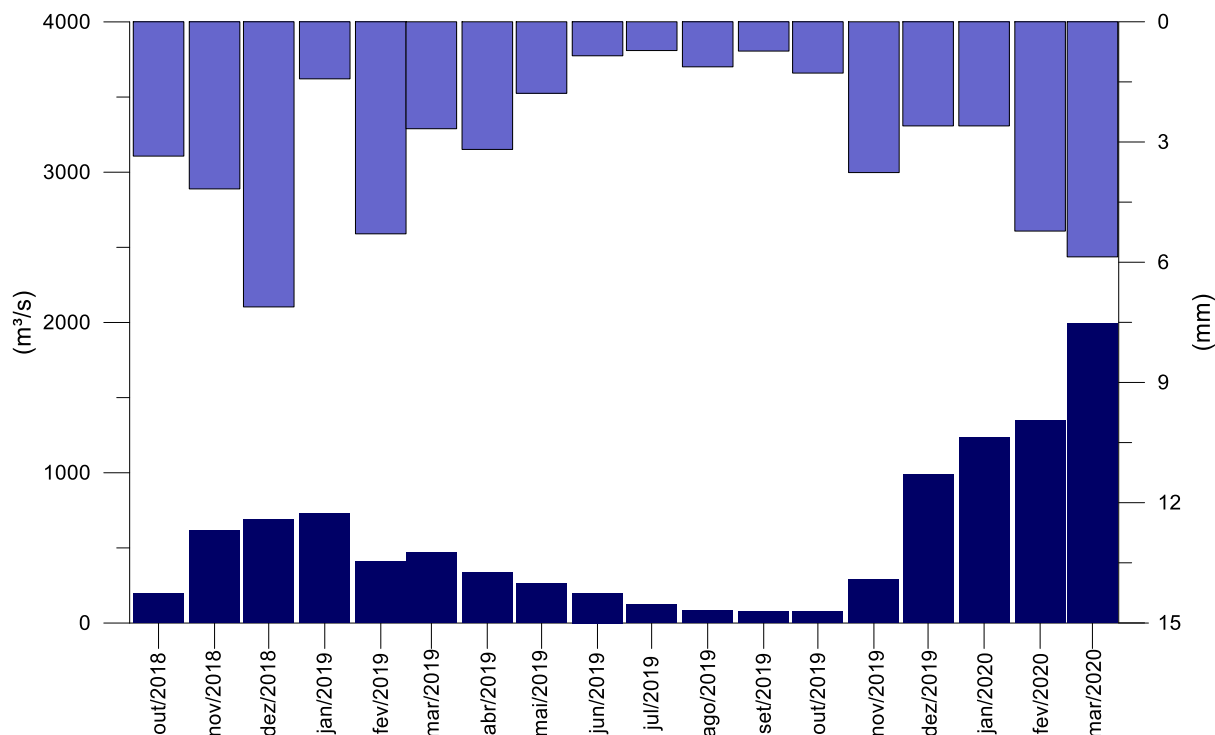
dos rios e da ressuspensão de material particulado que se encontra no fundo dos cursos d'água da bacia (CAIADO, 1994). Pode-se inferir, ainda, que as vazões a montante e a jusante do lago possuem uma relação distinta para períodos secos e úmidos. Em períodos de maior pluviosidade, as vazões a montante do reservatório da usina podem ser maiores que as vazões a jusante do mesmo. Já em períodos de estiagem, as vazões a montante do lago são menores que as de jusante do mesmo.

Devido ao significativo volume de água no reservatório da UHE Eliezer Batista (UHE Aimorés), cujas águas apresentam tempo de residência de até mais de 16 dias, decidiu-se por desconsiderar as contribuições individuais advindas das sub-bacias situadas a montante da UHE. Foram então apresentadas as contribuições conjuntas de todas as sub-bacias de montante da UHE, acrescidas das contribuições de cada uma das sub-bacias, cujas águas afluem ao Doce a jusante, a saber, dos rios Manhauçu, Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce, afluentes da margem direita do Rio Doce, e rios Pancas e São José, afluentes da margem esquerda.

Com o objetivo de otimizar as discussões dos resultados dos monitoramentos de águas e sedimentos, decidiu-se por incluir, no escopo inicial do PMBA/Fest-RRDM, metodologia que buscasse identificar as origens das águas que estivessem sendo monitoradas. Sabe-se que a vazão que passa em uma seção é oriunda da contribuição de toda a bacia, entretanto, um evento pluviométrico que ocorre em uma sub bacia ou região pode resultar em um percentual maior, na seção de monitoramento, de águas advindas daquela sub bacia/região. Assim, se antes das campanhas de coleta de água ocorrerem fortes chuvas nas regiões de cabeceiras e as partes mais próximas à foz se mantiverem sem chuva, grande parte da vazão no ponto de monitoramento terá origem nas cabeceiras, percorrendo as águas um grande trecho impactado pelos resíduos das barragens, podendo promover o revolvimento dos sedimentos de fundo, resultando em altas concentrações de poluentes. Por outro lado, se as regiões de cabeceiras se mantiverem sem chuva e ocorrerem significativas precipitações nas bacias localizadas nas partes mais baixas da bacia, mais próximas à foz, parte significativa da água a ser monitorada percorrerá um menor trecho impactado do leito do Rio Doce, podendo resultar em águas de melhor qualidade, pela menor oportunidade de revolvimento de sedimentos de fundo.

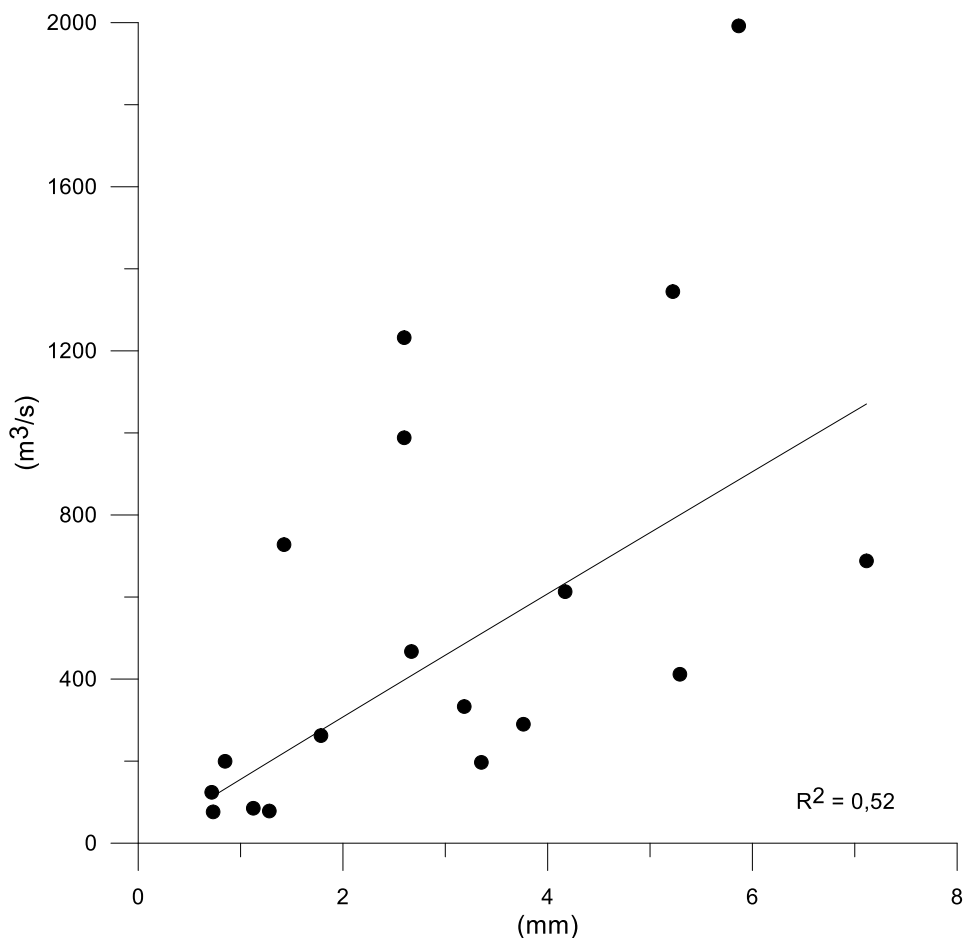
As vazões no exutório de uma bacia apresentam relação direta com as águas precipitadas sobre esta. Entretanto, fatores como a forma da bacia, sua declividade média, tipo de solo, uso e manejo do solo, além de fatores geológicos como profundidade do lençol freático, contribuição do lençol freático para o lençol profundo, velocidade de água no lençol, entre outros, interferem na relação chuva vazão, fazendo com que esta apresente, via de regra, baixa correlação, conforme pode ser observado na Figura 4.

Figura 4: Gráfico de chuva e vazão (médias mensais) durante o PMBA/Fest-RRDM.



A Figura 5 apresenta a relação chuva x vazão calculada para a Bacia do Rio Doce. Para tanto, foram calculadas as precipitações médias mensais por meio de operações executadas em Sistema de Informação Geográfica e calculadas as vazões médias mensais no exutório. Conforme pode ser observado, a relação chuva mensal média x vazão mensal média resultou em um baixo Coeficiente de Determinação (R^2), o que evidencia a necessidade de incorporação de outros fatores na análise, além das precipitações, para calcular as vazões nas sub bacias.

Figura 5: Relação chuva-vazão média mensal durante o PMBA/Fest-RRDM.



Dessa forma, decidiu-se por aplicar o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na Bacia do Rio Doce com o objetivo de otimizar a simulação hidrológica e fornecer dados de composição de vazão do Rio Doce durante as campanhas de monitoramento, utilizando o que há de mais avançado em termos de modelo hidrológico.

A fase terrestre do ciclo hidrológico é simulada pelo SWAT com base em um balanço hídrico diário que leva em conta o teor inicial de água no solo, a precipitação, o escoamento superficial, a evapotranspiração, a quantidade de água saindo da zona insaturada do solo e o retorno de água de zonas mais profundas para a zona insaturada.

O SWAT considera que o escoamento superficial ocorre sempre que a taxa de precipitação excede a taxa de infiltração. Os modelos envolvidos no escoamento superficial consideram uma taxa de infiltração muito alta no início da precipitação, diminuindo à medida que esta continua. Quando a taxa de aplicação de água é maior que a taxa de infiltração, o modelo simula o preenchimento de depressões superficiais, iniciando o escoamento superficial assim que estas são completamente preenchidas.

Em áreas com solo de alta permeabilidade nas camadas superficiais e uma camada impermeável ou semipermeável na baixa superfície, o modelo incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento da água no subsolo em que o deságue da água subterrânea depende da condutividade hidráulica do solo, da inclinação da superfície e da espessura da camada saturada. O modelo considera uma divisão de recarga entre aquíferos rasos e profundos, sendo que o aquífero raso é o responsável pelo fluxo superficial de base do canal principal ou de uma extensão dentro da sub bacia, simulando a descarga diária de água de acordo com a condutividade hidráulica e altura do lençol, a qual varia conforme balanço entre as taxas de entrada e saída de água do interior do mesmo. A água que atinge o aquífero profundo é considerada perdida pelo modelo. O modelo SWAT utiliza a equação de Manning para definir a taxa e a velocidade de fluxo ao longo da rede de drenagem. A água é direcionada através da rede de canais usando o método de direcionamento de variáveis de armazenamento ou o método de Muskingum, que são variações do modelo da onda cinemática.

Conforme se pode observar, a aplicação do modelo SWAT possibilitou que apenas uma ferramenta computacional fosse utilizada para automaticamente gerar a relação chuva x vazão em cada sub bacia e estabelecer a velocidade média da água nos trechos ao longo da calha do Rio Doce, resultando na simulação diária de suas vazões nas seções de monitoramento. É relevante observar que, como a determinação das relações chuva x vazão nas sub bacias e da velocidade de água nos canais são etapas intermediárias para o cálculo das vazões no estuário, julgou-se desnecessária a apresentação de resultados de cálculos intermediários, já que a origem das vazões e o regime hídrico do Rio Doce é que são utilizados nas discussões dos resultados do monitoramento das águas e sedimentos.

Foram simulados os fluxos diários médios no SWAT em m^3/s e estimados os percentuais das águas que chegaram ao estuário do Rio Doce durante as campanhas de monitoramento das águas e sedimentos.

As contribuições das bacias de montante da UHE variaram entre 80,5% e 87,3% do fluxo, respectivamente nos períodos antecedentes às campanhas de amostragem 15 e 11, demonstrando que, correspondendo a grande parte da bacia, garantem sempre a maior parte das vazões que chegam ao estuário (Detalhamento no *Material Suplementar A3DIFS1, Tabelas 12 a 45*).

Quanto à velocidade média das águas no canal, os valores simulados pelo SWAT a montante do reservatório da UHE Aimorés variaram de 0,64 m/s a 0,89 m/s e a jusante do reservatório (região a montante de Linhares) os valores variaram de 0,75 m/s a 1,37 m/s. Os menores valores simulados, tanto para montante quanto para jusante do reservatório, foram registrados durante as campanhas 10 e 12, referentes aos meses julho e setembro, respectivamente. Já os maiores valores simulados, tanto para montante quanto para jusante do reservatório, foram registrados durante a campanha 6 (março de 2019) (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabelas 60 a 65*).

As campanhas de monitoramento possibilitaram a obtenção de 19 pontos cota x vazão, apresentados na (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 66*). Desse modo, foi possível melhorar o ajuste da curva de descarga para a estação E21. No ajuste da curva, 68% das estimativas de vazões apresentaram erros percentuais iguais ou inferiores a 10%. Considerando todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, o primeiro período úmido, out/2018 a mar/2019 (Ano 1), foi marcado por valores de vazões abaixo das médias históricas para os mesmos meses, enquanto o segundo período úmido, out/2019 a mar/2020 (período de Transição) foi marcado por valores elevados de vazões na bacia do Rio Doce, quando comparados aos registrados no mesmo período do Ano 1 (Figura 6).

Comparando-se as vazões médias e máximas diárias apenas para períodos chuvosos do Ano 1 do período de Transição, observou-se valores de vazões muito superiores no período de Transição, nos meses de dez/2019 a mar/2020 (Figura 7). As vazões médias e máximas foram 519 e 2.584 m³/s, no Ano 1, e 988 e 5.179 m³/s, no período de Transição, respectivamente. Cabe observar que a referida estação recebe contribuição de vazões de toda a bacia hidrográfica do Rio Doce. O mês de março/2020 apresentou o maior valor de vazão mensal, 1.933 m³/s, muito superior à vazão média de longo termo (QMLT), 914 m³/s, obtida para a estação Colatina (56994500 – 1938 a 2014). Embora o mês de março tenha apresentado a maior vazão média, o mês de janeiro/2020 apresentou o maior pico de vazão, 5.179 m³/s no dia 29/01/2020. Apesar de elevado, esse valor já foi superado em outros eventos de cheia do Rio Doce, com valores extremos em torno de 13.000 m³/s na cheia de 1979; 8.000 m³/s em 1997 e 10.700 m³/s em 2013 (SNIRH, 2019).

Figura 6: Vazões médias diárias estimadas no Rio Doce (E21), obtidas com dados do PMBA/Fest-RRDM.

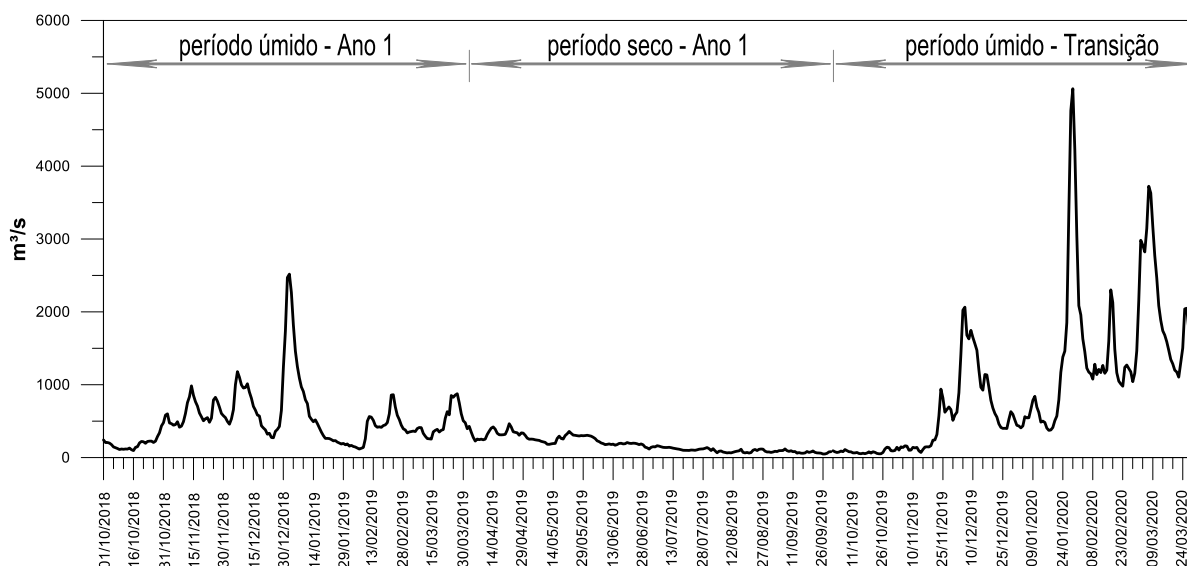
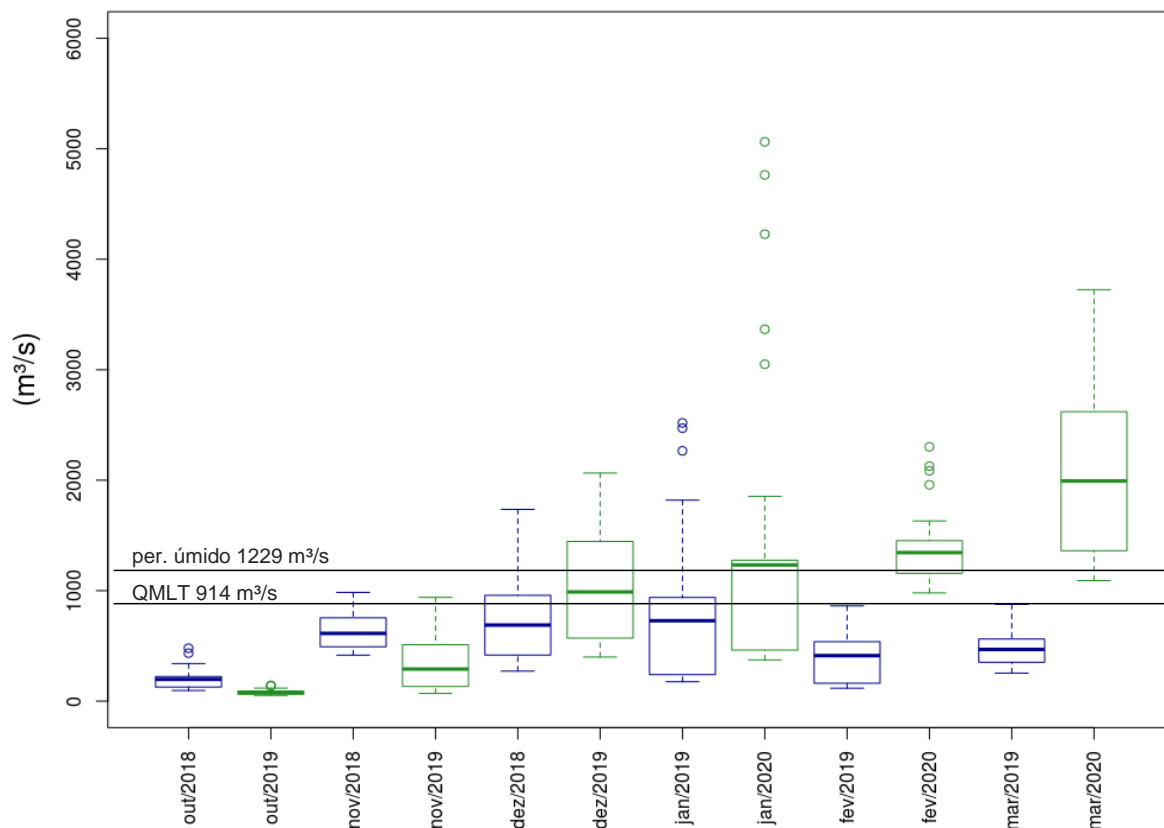


Figura 7: Comparação entre vazões médias diárias no Rio Doce (E21) e vazão média de período úmido e QMLT, ambas em Colatina (56994500 1938-2014).



Nas duas estações onde foram realizados monitoramentos sedimentométricos, E21 e E22, os sedimentos suspensos apresentaram características granulométricas semelhantes. Na E21 as amostras apresentaram 41,6% na classe de siltes (0,004 a 0,0624 mm), 47,8% de argilas (< 0,004 mm) e 11,7% de areias (0,0625 a 1,000 mm). Na estação E22 as amostras apresentaram 51,2% na classe de siltes (0,004 a 0,0624 mm), 39,9% de argilas (< 0,004 mm) e 8,9% de areias (0,0625 a 1,000 mm). O sedimento de fundo se apresentou composto por areias, correspondendo a 91% das amostras coletadas, em cada seção monitorada, ou seja, não houve deposição significativa de sedimentos finos. Classificação granulométrica é apresentada na Tabela 68 (*Material Suplementar A3DIFS1*).

No trecho final do Rio Doce, entre a foz e seção transversal aproximadamente 2.600 m, observou-se presença de água salobra para alguns pontos, no período seco do Ano 1, durante maré enchente. Maiores detalhes podem ser observados no relatório do Ano 1 (PMBA/Fest-RRDM, 2019). No período de Transição, com vazões mais elevadas, o trecho do Rio Doce localizado entre as estações de monitoramento E21 e E26 (seção de medição com ADCP) apresentou fluxo unidirecional. Resultados estatísticos de salinidade e temperatura medidos no E26 são apresentados na Tabela 69 (*Material Suplementar A3DIFS1*).

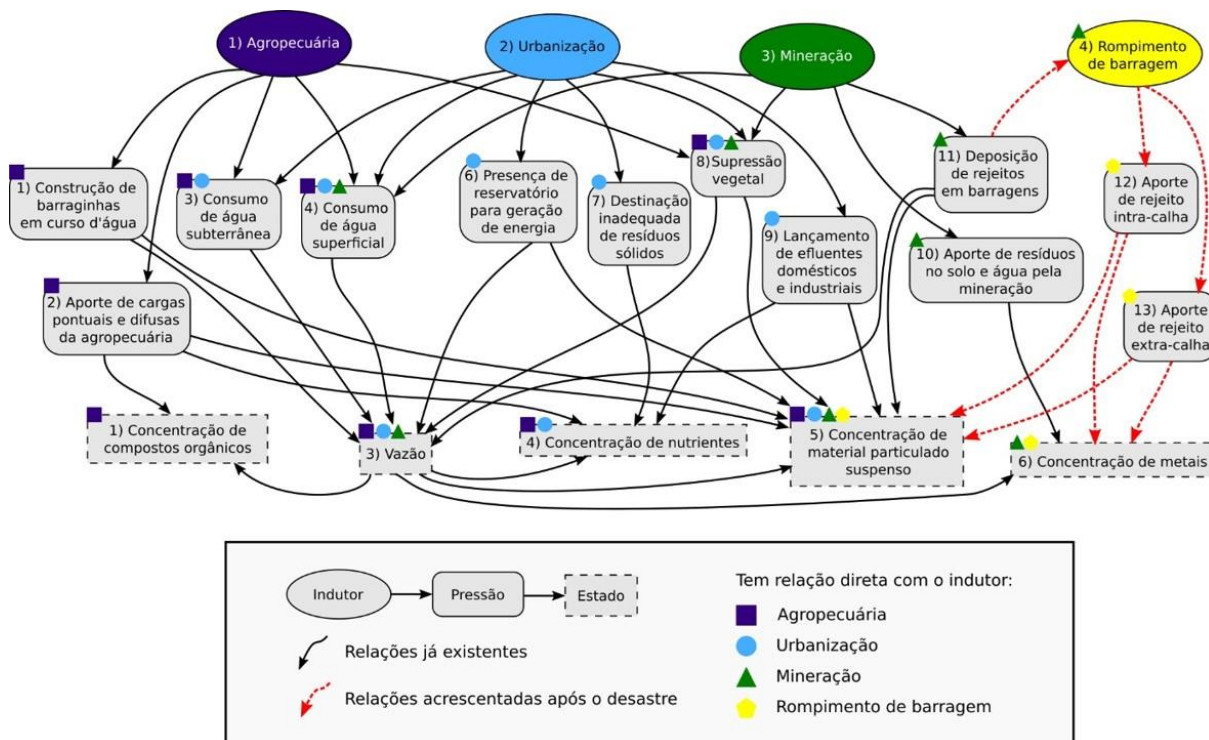
1.1.2 Indutores, pressões ambientais e ações de resposta existentes na bacia

As práticas realizadas sobre o território, avaliadas a partir das formas de uso e manejo da cobertura da terra e da água disponível, exercem influência sobre as funções ecossistêmicas dos ambientes, afetando processos como retenção de água da chuva, infiltração, escoamentos superficiais e subsuperficiais e produção de sedimentos. Logo, compreender a distribuição espacial e temporal desses usos sobre o território da bacia hidrográfica do Rio Doce é essencial para subsidiar o entendimento de como essas forças podem produzir variações nos fluxos de água, sedimentos e nutrientes e metais.

O diagnóstico de indutores de pressões ambientais realizado no primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM evidenciou que a agropecuária, a urbanização e a mineração são os mais relevantes na bacia do Rio Doce. Verificou-se que esses indutores produzem pressões que interferem na qualidade e quantidade dos corpos hídricos da bacia, tais como: presença de barragens para fins diversos; consumo de água; lançamento de efluentes e de cargas difusas; supressão vegetal; disposição de resíduos sólidos; aporte de resíduos da mineração; e disposição de rejeitos em barragem. Com o rompimento da barragem novas pressões ambientais surgiram estressando ainda mais os ambientes aquáticos.

Na Figura 8 é apresentado um modelo conceitual elaborado para auxiliar na avaliação das relações entre as pressões ambientais identificadas, oriundas dos indutores antrópicos, e o estado do meio abiótico dos corpos hídricos da bacia do Rio Doce.

Figura 8: Modelo conceitual de indutores, pressões e alteração de estado das águas do Baixo Rio Doce.



No modelo conceitual apresentado na Figura 8 as caixas, também chamadas de conceitos (NOVAK; CANAS, 2010), são elementos que caracterizam o sistema em análise e as setas representam as inter-relações entre eles. As linhas contínuas representam os elementos e as potenciais interferências no sistema no cenário anterior à ocorrência do rompimento da barragem. Por outro lado, as linhas pontilhadas (em vermelho) representam os novos elementos e interferências que surgiram após a ocorrência do rompimento, produzindo um novo cenário no sistema impactado.

Essas novas pressões atuam com as demais pressões já existentes antes do desastre e convergem para alterar o estado de ambientes abióticos e bióticos da bacia, gerando impactos sobre os fluxos de água, nutrientes, sedimentos e metais e, por conseguinte, demandando ações de resposta para mitigá-los, adaptá-los ou preveni-los.

Nesse tópico, busca-se caracterizar com maior detalhe os indutores e respectivas pressões ambientais identificadas no primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM (Figura 8), com potencial influência sobre a variação nos fluxos de água, sedimentos, nutrientes e metais, bem como as ações de respostas que estão sendo implementadas na bacia.

No que diz respeito ao indutor agropecuária, em termos de uso e cobertura da terra, sua atividade é a que cobre a maior área do território delimitado pela bacia hidrográfica do Rio Doce. Só a área de pastagem ocupa 63% do desse território, voltada principalmente à criação de bovinos. A área agrícola ocupa 1% da bacia hidrográfica, sendo o café o cultivo predominante (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 50*). A predominância da pastagem é mais evidente na porção média da bacia, por outro lado as áreas agrícolas se destacam mais na porção espírito-santense (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 51*). Na porção espírito-santense da bacia (Baixo Rio Doce), em particular, a pastagem (4.961 km²) cobre 33% do território delimitado por essa região hidrográfica, enquanto a de café (2.139 km²) ocupa 14%.

Na região hidrográfica Pontões e Lagoas do Rio Doce, a tipologia pastagem é a mais relevante em termos de área relativa, cobrindo percentual de 32% (1.740km²) de seu território (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*). A segunda tipologia de uso mais expressiva é o cultivo de café, 18% (994km²) e está mais concentrado na porção mediana da região (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 53*).

Já na região hidrográfica do Rio Guandu possui a maior área relativa de pastagens do Baixo Doce, abrangendo 41% (1025 km²) de seu território (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*) e se distribui ao longo de toda região (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 54*). A produção de café é a atividade agrícola que mais se destaca, ocupando 13% (310 km²) do território e se concentra na parte alta da região, nos municípios de Brejetuba e Afonso Cláudio.

Na região hidrográfica do Rio Santa Joana, a pastagem também cobre maior parte do território, 33% (303 km²) (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*), e se distribui ao longo da porção média e baixa (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 55*), especialmente. Na porção alta da região, destaca-

se a produção de cultivos temporários. De modo geral, o café é o cultivo mais representativo ocupando uma área relativa de 14% (132 km²).

Na região hidrográfica do rio Santa Maria do Doce a área relativa de pastagem é de 40% (727 km²) (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*), distribuída ao longo da porção média e baixa, principalmente (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 56*). O cultivo do café é a principal atividade agrícola, 10% (184 km²), e está concentrado na porção alta da região, entre São Roque do Canaã e Santa Teresa.

Na região hidrográfica Barra Seca e Foz a pastagem é a tipologia antrópica mais presente, cobrindo 28% (1164 km²) da área, seguindo de café (12%) (518 km²) (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*). As áreas de pastagem estão mais concentradas na porção alta e baixa da região hidrográfica (São Gabriel da Palha e Linhares) (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 57*). Por outro lado, os cultivos agrícolas e a silvicultura se concentram na região média (Vila Valério, Sooretama e Jaguaré).

Um mapeamento de áreas degradadas, realizado pelo Centro de Desenvolvimento do Agronegócio (CEDAGRO), em 2012, evidenciou que 9,5% (1.418 km²) da área do Baixo Rio Doce está coberta por áreas agrícolas ou de pastagem degradadas. Devido à falta de manejo adequado, essas áreas são fontes de cargas difusas de sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e poluentes orgânicos que afluem aos corpos hídricos. As regiões hidrográficas com maiores áreas agrícolas degradadas mapeadas foram as dos rios Guandu (340 km²) e Santa Joana (288 km²). Um estudo conduzido por UFMG, Fundação Renova e UFMG (2018) mostrou que na porção espírito-santense da bacia, a bacia do Rio Guandu é a que apresenta maior potencial natural de erosão, com áreas onde os valores superam 3600 t.ha⁻¹.ano⁻¹. A cabeceira da bacia do Rio Santa Joana também se enquadra nesse panorama.

Como apresentado na Figura 8, as pressões ambientais comumente associadas à atividade agropecuária são a supressão vegetal para ampliação da área de cultivos e o consumo de água (TORRES et al., 2019); construção de barragens para irrigação (MAFRA; DE SOUZA, 2018); e o aporte de cargas pontuais e difusas de nutrientes, compostos orgânicos e de sedimentos (VON SPERLING, 2007; TUNDISI, 2008).

No que diz respeito ao indutor urbanização, dados levantados em ANA (2016) mostram que na bacia hidrográfica do Rio Doce há população da ordem de 3,6 milhões de habitantes. A maior parte dos municípios inseridos na bacia possui população inferior a 10 mil habitantes. Os mais populosos da bacia (>100 mil hab.) são: Ipatinga (Alto Rio Doce), Governador Valadares (Médio Rio Doce) e Colatina e Linhares (Baixo Rio Doce).

Conforme visto em IGAM (2010), a urbanização média dos municípios inseridos na bacia hidrográfica saltou de 39,7% na década de 1970 para 70% no ano de 2000. Dados do censo agropecuário (IBGE, 2007) mostram que, em 2007, a urbanização média reduziu ligeiramente ao percentual de 69%. Contudo, se considerados apenas os municípios com população superior a 50.000 habitantes, o percentual de urbanização em 2007 foi de 93%. No recorte do Baixo Rio Doce, a população estimada

para o ano de 2017 foi de cerca de 603 mil habitantes (SEAMA, 2018 a). Desse total, 74% eram residentes na área urbana e 26% na área rural. Dos 20 municípios com sede urbana localizada nessa região hidrográfica, cinco apresentaram taxa de urbanização maior que 75%, entre eles Linhares, onde situa-se a foz do Rio Doce; oito com taxa entre 50 e 75% e sete com taxa entre 25% e 50%.

As áreas urbanas cobrem 0,5% do território da bacia hidrográfica do Rio Doce (Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52). Apesar de pouco expressivas em relação à área total, as áreas urbanas geram pressões ambientais significativas (Figura 8) sobre o estado dos ambientes aquáticos, uma vez que demandam considerável vazão de retirada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos para abastecimento público e industrial (TUNDISI, 2008); são relevantes fontes de lançamento de efluentes domésticos e industriais e de geração de resíduos sólidos (VON SPERLING, 2007); produzem supressão vegetal com o crescimento da mancha urbana (DE CASTRO, 2007); e demandam construção de reservatórios para geração de energia (TUNDISI, 2008).

Na porção espírito-santense, destacam-se as manchas urbanas de Colatina na região hidrográfica dos Pontões e Lagoas do Rio Doce; de Colatina e Linhares no Santa Maria do Doce; Afonso Cláudio e Baixo Guandu na região hidrográfica do Rio Guandu; Itaguaçu e Itarana na região do Rio Santa Joana; e de Linhares no Barra Seca e Foz do Rio Doce.

A Mineração é outro indutor de pressões ambientais na bacia do Rio Doce e é uma das atividades econômicas de maior relevância na bacia hidrográfica do Rio Doce. Teve seu início no século XVIII com a produção de ouro. Declinado o ciclo do ouro, houve descoberta de consideráveis reservas de Ferro e Manganês, haja vista que os solos predominantes na região, segundo Santos (1970), são Argissolo e Latossolo, os quais possuem teores significativos de óxidos de ferro.

A partir da Segunda Guerra Mundial, a mineração no Brasil passou a ser ainda mais elevada. O fato de o combustível importado para o transporte brasileiro das ferrovias se tornar inviável, fez com que a mineração de carvão fosse reconsiderada. Além disso, os países em combate da época demandavam matérias primas que podiam ser encontradas nas jazidas minerais brasileiras, abrindo assim grandes oportunidades de exportação. Nesse cenário aconteceu o Acordo de Washington, que envolveu os países que contribuíam na guerra por meio da exportação de matéria prima. Com isso, o Brasil recebeu apoio financeiro para construir um terminal marítimo, modernizar ferrovias e abrir uma mina na bacia do Rio Doce.

Tais acontecimentos ao longo da história impulsionaram a atividade minerária na bacia, fazendo da região uma referência mundial no segmento minerário. Sua expansão exigiu maior retirada de recursos hídricos da bacia e supressão vegetal, aportando subprodutos oriundos dos processos minerários ao solo e água ao longo de anos, gerando passivos ambientais.

Evidentemente, há um passivo ambiental associado à atividade minerária ao longo de todos esses anos, na bacia do Rio Doce. Atualmente, a atividade minerária ocupa uma área relativa de 2% do território da bacia do Rio Doce (Material Suplementar A3DIFS1, Figura 50) e é mais representativa na região do Alto Rio Doce (Material Suplementar A3DIFS1, Figura 51). Apesar do percentual

relativamente pequeno, é uma atividade que produz significativas pressões ambientais (Figura 8) como a supressão vegetal (MECHI; SANCHES, 2010), poluição da água e solo especialmente por metais (SÁNCHEZ, 2013), consumo de água e deposição de rejeitos em barragens (DUARTE, 2008).

Todos esses indutores geram pressões ambientais na bacia, as quais afetam o estado do meio abiótico e biótico dos ambientes aquáticos presentes na bacia hidrográfica do Rio Doce.

Uma dessas pressões é a presença de barragens para fins diversos e está relacionada com os indutores agropecuária e urbanização (Figura 8). Verificou-se que no Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB, 2020) existem 266 barragens cadastradas na bacia hidrográfica do Rio Doce, onde os usos mais expressivos para as barragens cadastradas são contenção de rejeitos de mineração (36%) e irrigação (35%). Na porção espírito-santense, a finalidade de uso mais expressiva é a irrigação. Do total de barragens cadastradas no estado (117 barragens), cerca de 80% são para fins de irrigação. Já na porção mineira, a finalidade de uso mais expressiva é a contenção de rejeitos de minério. Do total de barragens cadastradas nessa porção (149 barragens), 64% são para fins de contenção e 30% para fins de hidroeletricidade.

Das 266 barragens cadastradas na bacia hidrográfica do Rio Doce, 171 (64%) são para fins diversos como irrigação (95 barragens), hidroeletricidade (48 barragens) e abastecimento humano (10 barragens) e as demais são contenções de rejeitos de mineração (95 barragens). Verificou-se que das 171 barragens para fins diversos, 162 apresentavam Classificação de Risco (CR) de rompimento e Potencial de Dano (PD) (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 66*). Para a classificação quanto ao risco, a ANA leva em conta critérios como: características técnicas; estado de conservação; e existência de plano de segurança das barragens. Por outro lado, para a classificação do potencial de dano a ANA leva em consideração critérios como: volume do reservatório; potencial de perdas de vidas humanas; e potenciais impactos ambientais e socioeconômicos.

Dessas 162 barragens de usos diversos, notou-se que 22% delas se concentram na faixa de baixo risco e alto potencial de dano (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 66*). Quando considerada essa faixa, observou-se que todas as barragens, exceto a Usina Hidrelétrica de Mascarenhas (Baixo Guandu/ES), estavam localizadas no estado de Minas Gerais (incluindo a Usina Hidrelétrica de Aimorés). Destaca-se que as barragens classificadas com alto risco e alto potencial de dano, um total de 9%, situam-se na região do Baixo Rio Doce (ES), destinadas à irrigação (10), a regularização (02) e ao abastecimento humano (01).

Coelho (2019) discute que a presença dessas barragens, como Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, controlam as vazões diárias afetando os processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos. Evidentemente, a alteração desses processos ambientais pode influenciar tanto a geomorfologia do trecho de Rio a jusante como a qualidade de suas águas. Essas estruturas também causam fragmentação dos ecossistemas fluviais e por isso podem, segundo Bizerril (1999), acarretar redução na diversidade genética das populações impactadas e, em longo prazo, seu desaparecimento.

Outra pressão ambiental na bacia é o consumo de água superficial e subterrânea, que está associada aos indutores agropecuária, urbanização e mineração (Figura 8). A agricultura irrigada é a atividade que mais demanda água superficial na região hidrográfica do Baixo Rio Doce, particularmente aquela voltada ao cultivo do café. De acordo com SEAMA (2018 a) a vazão de retirada dos corpos hídricos pela agricultura irrigada é de $48,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, valor que corresponde a 95% de toda água demandada no Baixo Rio Doce ($51,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). O abastecimento público para fins de consumo humano é o segundo uso que mais demanda água nessa região, cerca de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, representando 3% do valor total da demanda. Chama-se atenção para o fato de que 78% dessa demanda de abastecimento é oriunda da população urbana. Outros usos como o pecuário, industrial e minerário somam $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, correspondendo a 2% do valor total demandado de água na região. No caso do setor pecuário, o rebanho mais representativo é o bovino.

Coelho (2019) destaca que a bacia do Rio Doce foi uma das bacias brasileiras que apresentou maior redução da vazão de suas águas ao longo de décadas, em função de aspectos como irrigação, pecuária, urbanização e mineração.

O lançamento de efluentes domésticos e industriais e o aporte de cargas da agropecuária são pressões ambientais relacionadas com os indutores urbanização e agropecuária, respectivamente (Figura 8). No primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM verificou-se que a precariedade do saneamento básico é uma das principais pressões sobre a disponibilidade hídrica regional, seja em termos quantitativos devido a captações para abastecimento de água e perdas por vazamento, seja em termos qualitativos devido ao aporte de matéria orgânica e nutrientes aos corpos hídricos. Nesse relatório são apresentados dados mais recentes sobre o panorama do saneamento básico na bacia, a partir de dados coletados Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), ano base de 2018 (Figura 9). Percebe-se na Figura 9 que ainda muitos municípios não possuem informação sobre saneamento cadastrada no SNIS.

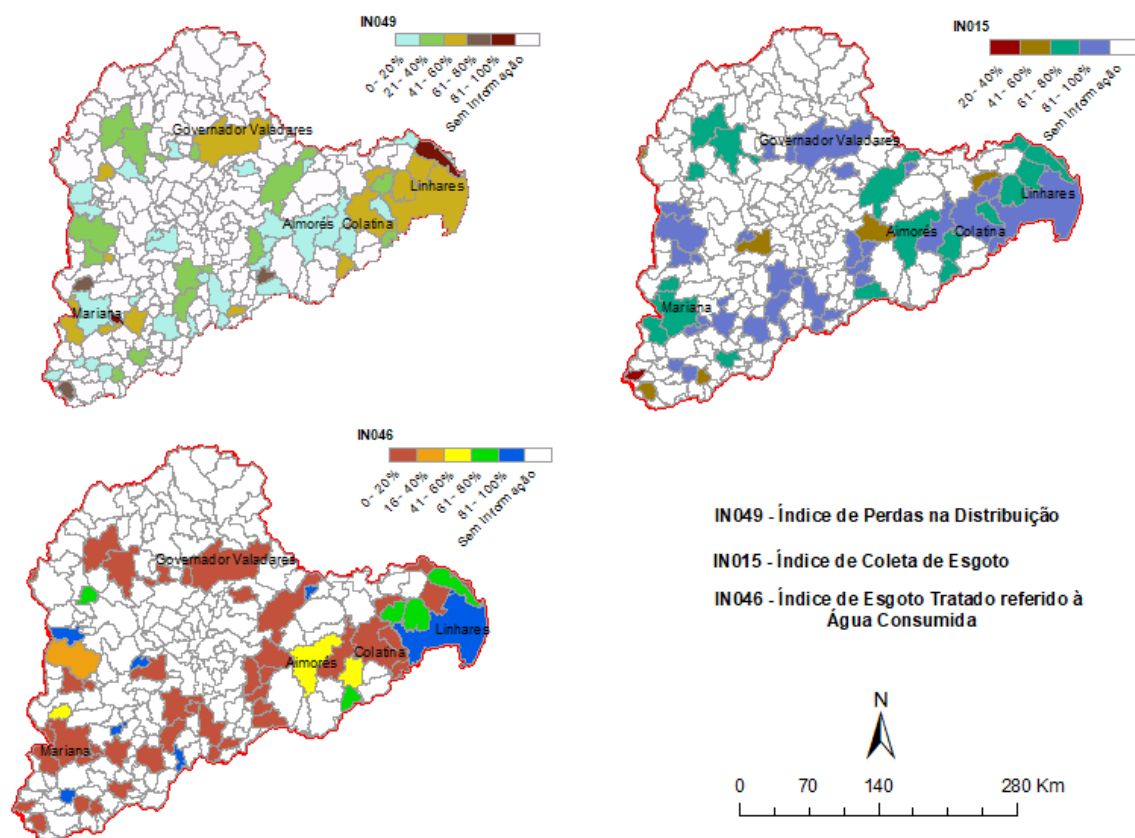
Em relação aos dados analisados no ano 1 do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, percebeu-se que os índices de perdas de água na distribuição–IN049 (29%), de coleta–IN015 (83%) e de tratamento de esgoto–IN046 (19%) permaneceram no mesmo patamar. Ressalta-se que essas estatísticas se referem apenas aos municípios que possuem informação, um percentual de 24% em relação ao número total de municípios inseridos na bacia do Rio Doce.

Na Figura 9, o índice de perdas de água nas redes de distribuição (IN049) mostra que dos municípios que possuem informação, a maioria (29) possui perdas na faixa de 0 a 20%. Seis municípios possuem perdas superiores a 60%. No Baixo Rio Doce, destaca-se de forma negativa o município de Jaguaré. Ressalta-se que quanto maior o percentual de perdas, maior é a pressão do abastecimento público sobre os recursos hídricos, haja vista que maior será a demanda de retirada de água nos corpos hídricos.

No que se refere à coleta de esgoto, a maior parte dos municípios (41) que possuem informações têm índice de coleta (IN015) superior a 80%. Apesar de o valor médio do índice de coleta de esgoto na

bacia ser relativamente alto (83%), o valor médio do índice de tratamento de esgoto (IN046) na bacia é de 19%. Ou seja, nem todo o esgoto coletado é tratado. Na Figura 9 Nota-se que a maioria dos municípios (42) com informações disponíveis no SNIS possuem índice de tratamento na faixa de 0 a 20%, valor sensivelmente abaixo da média da região Sudeste (50%) e dos estados de Minas Gerais (38%) e Espírito Santo (42%). No Baixo Rio Doce, destaca-se positivamente o município de Linhares.

Figura 9: Panorama dos indicadores de perda de água na distribuição e coleta e tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do Rio Doce, ano base 2018.



SEAMA (2018 a) estimou que a carência de coleta e tratamento de esgoto na porção capixaba da bacia do Rio Doce é responsável pelo aporte de $14,8 \text{ t.dia}^{-1}$ de DBO remanescente em seus corpos hídricos. O referido montante corresponde a 78,3% de todo o aporte de carga orgânica estimado para a porção capixaba ($18,9 \text{ t.dia}^{-1}$). Esse resultado é coerente com o panorama crítico de tratamento de esgoto verificado na bacia. Outra parcela da carga orgânica lançada (16,6%) é originada do setor industrial e de mineração. Já a carga aportada pela atividade agropecuária é difusa e originada em áreas agrícolas, de pecuária (pastagens) e florestais, correspondendo a 5,1% do total aportado no Baixo Rio Doce.

Outra pressão ambiental presente na bacia é Supressão vegetal, associada aos indutores agropecuária, urbanização e mineração (Figura 8). O bioma no qual a bacia do Rio Doce está majoritariamente (98% de sua área) inserida é o da Mata Atlântica. Como visto em Fundação SOS

Mata Atlântica e INPE (2018), esse bioma é caracterizado por uma das florestas tropicais mais relevantes no que diz respeito à diversidade de espécies do planeta. Atualmente, o remanescente florestal da mata atlântica no país é cerca de 12,4%.

Analizando dados da Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2018), observou-se que no estado do Espírito Santo, onde está inserida a região do Baixo Rio Doce, houve considerável redução da área desmatada ao longo dos anos. Entre os anos 90-95, a área desmatada foi cerca de 22.428 ha; entre os anos 2000 e 2005, a área desmatada foi de 778 ha; e entre os anos de 2011 e 2014, a área desmatada foi da ordem de 20 ha. Após 2014, a área desmatada voltou a subir no estado chegando ao patamar de 330 ha, entre 2015 e 2016.

A supressão vegetal acelera processos erosivos, especialmente em áreas com alta susceptibilidade natural à erosão. A bacia do Rio Doce se insere nesse contexto. Segundo IGAM (2010), 58% da área da bacia possui susceptibilidade forte à erosão e 30% susceptibilidade média. Em ANA (2016) é possível observar que o potencial de produção de sedimentos varia de 200 a 400 t.km⁻².ano⁻¹ em algumas regiões de cabeceira da bacia. Tal fato interfere na concentração de material particulado nos corpos hídricos, característica físico-química dos rios, em que sua alteração provoca o assoreamento dos rios.

Cerca de 30% do território da bacia do Rio Doce está coberto por remanescentes florestais (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 50*, especialmente em sua porção mais alta, parte mais declivosa da bacia (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 51*). Quando considerada somente a área do Baixo Rio Doce, verificou-se que os remanescentes florestais cobrem 32% da região.

Na região hidrográfica Pontões e Lagoas do Rio Doce, a mata nativa e a mata nativa em estágio inicial de regeneração e somadas, correspondem a 20% da região hidrográfica (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*). Nela verifica-se distribuição dispersa de fragmentos florestais, associados aos cultivos agrícolas e extensas áreas de pastagem (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 53*). Na região hidrográfica do Rio Guandu, os fragmentos de mata nativa e mata nativa em estágio de regeneração ocupam 25% de sua área (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*) e estão dispersos ao longo da região. Fragmentos de maior extensão podem ser observados em Laranja da Terra (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 54*). Já na região hidrográfica do Rio Santa Joana, os fragmentos de mata nativa e mata nativa em estágio de regeneração somam 28% de área relativa (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*) e são mais extensos, provavelmente devido ao terreno com alta declividade, o qual dificulta a atividade de agricultura (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 55*). Na região hidrográfica do Santa Maria do Doce, os fragmentos de mata nativa e mata nativa em estágio de regeneração correspondem a 22% (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*) e estão mais concentradas na região de Santa Teresa (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 56*). Na região hidrográfica Barra Seca e Foz, as áreas de mata nativa e mata nativa em estágio inicial de regeneração cobrem 28% de seu território (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 52*). A maior parcela da área florestada nessa região hidrográfica está inserida na Reserva Biológica de

Sooretama (278,6 km²) e nas margens do Rio Doce a jusante da sede de Linhares (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 57*).

Quanto à supressão vegetal, dados do Atlas da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo (SEAMA, 2018 b) indicam que entre os anos de 2007 e 2015 os remanescentes florestais de mata nativa e mata nativa em estágio inicial de regeneração tiveram ligeiro aumento. Em termos percentuais o incremento foi da ordem de 0,5% e em termos absolutos o incremento foi aproximadamente 7100 ha, somadas as duas tipologias. A análise dos dados apontou que nesse período houve redução da área de pastagem, cerca de 3,2% (\cong 48.700 ha).

Um estudo conduzido por UFV, Fundação Renova e UFMG (2018) mostrou que das áreas de APP de mata ciliar na bacia do Rio Doce, um total estimado de 800 mil hectares, 70% está antropizada (ausência de cobertura vegetal nativa). O maior passivo de antropização das APPs se concentra no Médio Rio Doce. No Baixo Rio Doce, os maiores passivos das APPs de mata ciliar estão situados na região oeste do Espírito Santo, em municípios como São Gabriel da Palha, Vila Valéria e Águia Branca, onde os percentuais de antropização variam de 80 a 100%. No que diz respeito às APPs de topo de morro, o referido estudo evidenciou que os maiores graus de antropização se concentram no Médio Doce e Baixo Doce. A bacia hidrográfica do Rio Santa Joana se destaca na porção espírito-santense com percentuais de antropização que variam de 80 a 100%. Zhang et al. (2017) destacam a retirada da vegetação como um aspecto que interfere na vazão ecológica, uma vez que causa a diminuição das taxas fotossintéticas e, principalmente, de evapotranspiração da região, que em grande escala tem potencial para alterar as taxas de precipitação. A modificação do regime de precipitação se reflete no regime de vazões, reduzindo a produção de água de uma bacia.

A disposição inadequada de resíduos sólidos é uma pressão ambiental vinculada ao indutor urbanização (Figura 8). Os núcleos populacionais existentes nas sedes urbanas são os focos principais de geração de resíduos sólidos urbanos como os de origem domiciliar, de limpeza urbana e de construção civil. A carência de sistemas de coleta apropriados para esses resíduos e a disposição final inadequada potencializam as chances de substâncias nocivas atingirem os corpos hídricos superficiais ou subterrâneos, por meio de escoamento superficial ou infiltração no solo, nessa ordem.

Dados de IGAM (2010) mostram que o volume total gerado de resíduos sólidos urbanos na bacia hidrográfica do Rio Doce, em 2010, foi de 1770 t.dia⁻¹, sendo que o Baixo Rio Doce contribuiu com 10% desse total (183 t.dia⁻¹) e o Alto e Médio Doce com os outros 90% (1587 t.dia⁻¹). Apenas 37% do volume total gerado foram dispostos de forma adequada. A partir de dados de geração de resíduos sólidos urbanos municipais, obtidos em SEAMA (2019), estimou-se que no Baixo Rio Doce a geração de resíduos foi de aproximadamente 364 t.dia⁻¹, em 2017. Os municípios de Colatina e Linhares foram os que mais contribuíram para esse total, 26% e 35%, respectivamente. Para 2030, a perspectiva de geração de resíduos sólidos urbanos é de 415 t.dia⁻¹.

O aporte de resíduos da mineração e a disposição de rejeitos em barragem são pressões ambientais atreladas ao indutor mineração (Figura 8). Conforme visto em ANA (2016), existem cerca de 370

áreas de concessão de lavras na bacia. As atividades de extração de ferro e minério de ferro são as mais relevantes, uma vez que representam 31% das concessões de lavras. Essas atividades estão localizadas na região do Alto Rio Doce. Na região do Baixo Rio Doce concentram-se atividades de extração de rochas ornamentais (granitos e gnaisses), as quais representam 25% das concessões de lavras.

O setor de mineração demanda água para realização de suas atividades e aporta resíduos de seus processos no solo e na água, não facilmente quantificáveis. A implantação e operacionalização das lavras e de seus complexos agregados geralmente requerem supressão vegetal e criação de reservatórios para deposição dos rejeitos oriundos do processo minerário. No que tange a esse último aspecto, das 266 barragens cadastradas na bacia hidrográfica do Rio Doce na base de dados do SNISB (2020), 95 são destinadas à contenção de rejeitos de mineração – todas localizadas no estado de Minas Gerais. Dessas 95 barragens apenas 59 possuem informações sobre a categoria de risco e o potencial de dano (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 67*).

Do total de 59 barragens com classificação, verificou-se que o maior percentual de barragens (53%) se concentra na faixa de baixo risco e alto potencial de dano (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 67*). É necessário frisar que as barragens que romperam na mina de Germano, em 2015, e de Feijão, em 2019, estavam nessa faixa de classificação. Chama atenção, nesse contexto, o fato de o Brasil ter uma capacidade muito limitada para fiscalização de todas as barragens. Segundo ANA (2018), em 2017 foram fiscalizadas apenas 780 das 18694 barragens cadastradas no país, o que corresponde a um percentual de 4%. Desde o ano de 2015, o total anual de barragens fiscalizadas estagnou, dando indícios de que a capacidade de fiscalização está limitada, o que pode contribuir para novos desastres.

A fim de subsidiar avaliação de potenciais fontes de interferência sobre a quantidade e qualidade da água do Rio Doce (fluxos de água, nutrientes, sedimentos e metais), buscou-se compreender a distribuição espacial, percentuais e quantitativos do número de registros de empreendimentos licenciados e registros de outorgas pelo uso da água concedidas.

Na Figura 10 são apresentados os empreendimentos licenciados na bacia do Rio Doce e vigentes para o período de 2018 a 2020. Verificou-se um número reduzido de empreendimentos cadastrados no banco de dados de licenciamento na porção mineira da bacia, comparado à porção espírito-santense. Provavelmente essa discrepância seja em função de baixa coleta de informação do órgão licenciador. Também é necessário frisar que é possível que nem todo empreendimento passível de licenciamento existente na bacia passou de fato pelo processo de licenciamento. Ou seja, o número de empreendimentos possivelmente está subestimado, particularmente na porção mineira. Ao todo, foram identificados 1.657 empreendimentos cadastrados em toda a bacia do Rio Doce, dos quais 1.457 possuem potencial interferência sobre a qualidade da água.

Figura 10: Pannel de avaliação de intervenções na bacia do Rio Doce sobre a Qualidade da Água - Empreendimentos Licenciados.



Nota: PIRG (Piranga); PIRC (Piracicaba); SAAN (Santo Antônio); CARA (Caratinga); SUAG (Suaçuí Grande); MANH (Manhuaçu); PLRD (Pontões e Lagoas do Rio Doce); GD (Guandu); SJ (Santa Joana); SMRD (Santa Maria do Rio Doce); BSFD (Barra Seca e Foz do Rio Doce)

Por meio do mapa apresentado na Figura 10 percebe-se que as bacias hidrográficas do Espírito Santo possuem empreendimento licenciados distribuídos em todo seu território. As regiões de maior concentração se encontram próximo à calha do Rio Doce nas bacias dos rios Guandu (GD), Santa Joana (SJ), Pontões e Lagoas do Doce (PLRD), Santa Maria do Doce (SMRD) e Barra Seca e Foz do Doce (BSFD), com destaque para os municípios de Linhares e Colatina. Embora a quantidade de empreendimentos identificados na porção mineira seja relativamente pequena, as sub-bacias dos rios Piranga e Piracicaba são as que, nessa porção, concentram maior número.

No gráfico de empreendimentos por setor (Figura 10A), observa-se que 26% dos empreendimentos com potencial interferência sobre a qualidade de água é referente à mineração e beneficiamento de rochas ornamentais. Seguido do setor de Petróleo e Gás, com 16,7%, que se concentra no litoral do Espírito Santo. Na Figura 10B é apresentado o número de empreendimentos por tipologia e por sub-bacia. As sub-bacias que apresentam maior número de empreendimentos licenciados são a Barra Seca e Foz (BSFD), Pontões e Lagoas (PLRD), Guandu (GD) e Piranga (PIRG), respectivamente. Na região do Barra Seca e Foz (BSFD) o maior número de licenças é referente ao setor de Petróleo e

Gás (243), que se concentra, principalmente nos municípios de Linhares e São Mateus. Seguido do setor de Extração de Areia (110), que estão concentradas próximas dos principais cursos d'água, calha do Rio Doce, do Rio Barra Seca, nas proximidades da Lagoa Juparanã e outras lagoas do município de Linhares. Na região hidrográfica Pontões e Lagoas (PLRD), o maior número de licenças é para o setor de Mineração de Rochas Ornamentais (141), que se distribui em todo território da bacia, mas principalmente próximo à calha do Rio Doce, onde também se observa maior número de licenças relacionadas à Extração de Areia, tanto nas proximidades, quanto na calha do Rio Doce. As intermediações da lagoa Juparanã abrangem as bacias PLRD e BSFD, e em seu entorno os empreendimentos licenciados são principalmente dos setores da Indústria Madeireira, Extração de Areia, Indústria Alimentícia e atividades Agrossilvopastoris. As atividades Agrossilvopastoris também se fazem presentes no entorno da lagoa Nova.

Na bacia do Rio Guandu (GD) o maior número de licenças se refere às atividades de Mineração de Rochas Ornamentais (155), distribuídas em todo o território, mas em maior proporção na porção alta da bacia, no município de Afonso Cláudio. Outra tipologia de empreendimento que se destaca é o da Extração de Areia, que se distribui ao longo dos principais cursos d'água. Na região do rio Santa Maria do Doce (SMRD), o maior número de licenças se refere à Extração de Areia, sobretudo no entorno dos principais cursos d'água. Contudo, no ponto que apresenta maior densidade de empreendimentos, no município de São Roque do Canaã, verificou-se também a presença da Indústria Madeireira.

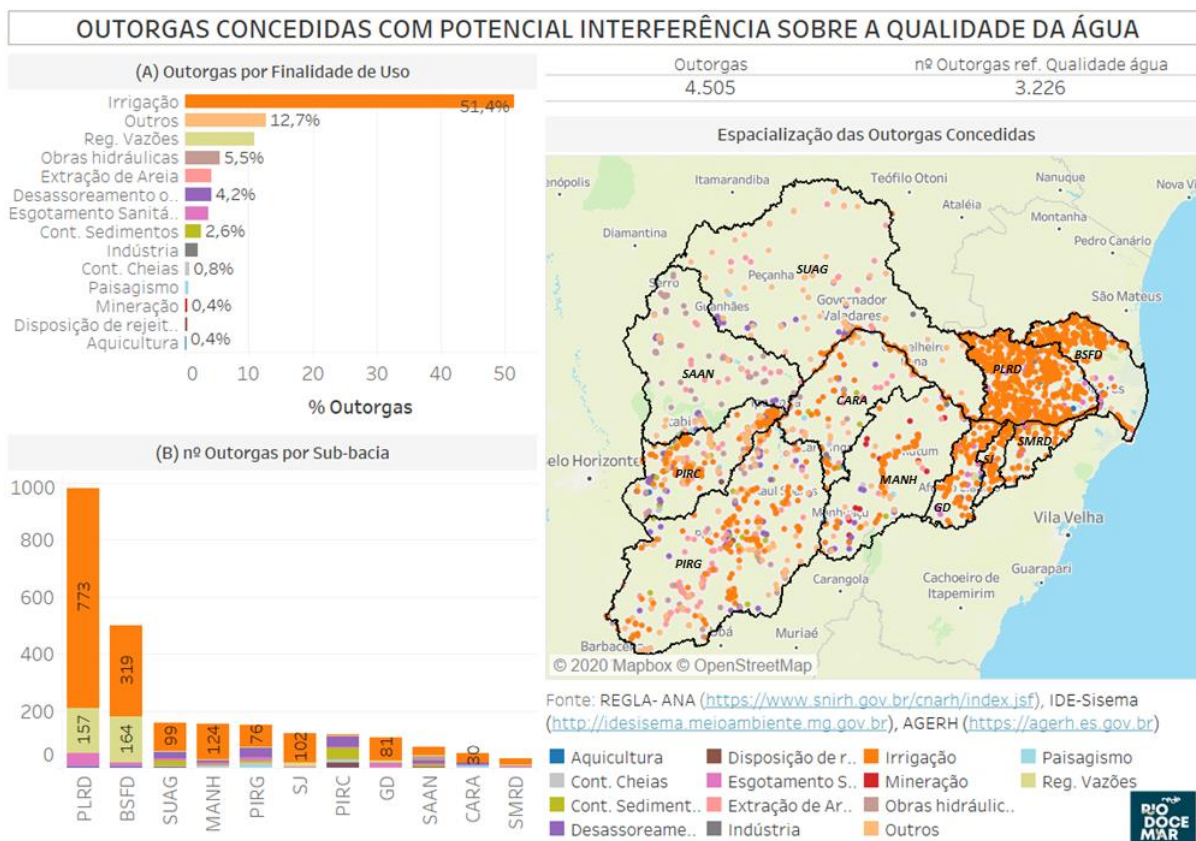
Na bacia do Rio Piracicaba (PIRC), os principais tipos de empreendimentos identificados são referentes à atividade de Mineração (24), que se concentra na parte alta da bacia, próximo a Mariana, e os setores da Indústria Química (9) e Metalúrgica (9), ambas as tipologias mais localizadas nos municípios de Ipatinga, na parte baixa da bacia, próximo à foz do rio Piracicaba. Na bacia do Rio Piranga (PIRG), o setor de Mineração também está mais concentrado na parte alta da bacia, no município de Mariana, onde se localizava a Barragem de Fundão. A tipologia de maior expressão são as atividades Agrossilvopastoris (39), distribuídas em todo o território da bacia.

As demais bacias da porção mineira apresentam poucos registros de empreendimentos licenciados. Na bacia do Rio Santo Antônio (SAAN) se destaca a atividade de Mineração (12); já em Suaçuí Grande (SUAG) se destaca a indústria Alimentícia (10); na bacia do Rio Manhuaçu (MANH), Mineração de Rochas Ornamentais (7); e na de Caratinga (CARA), o setor de Infraestrutura (2).

No que diz respeito aos empreendimentos licenciados e sua potencial influência nos fluxos de água, nutrientes, sedimentos e metais, o setor de mineração de rochas ornamentais é o que possui o maior número de empreendimentos com potencial para afetar o fluxo de água (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 58*), sedimentos (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 60*) e metais (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 61*) na bacia do Rio Doce. Esse setor está mais presente na bacia do Rio Guandu. Já a indústria alimentícia é a que possui o maior número de empreendimentos licenciados com potencial para afetar o fluxo de nutrientes (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 59*).

Na Figura 11 são apresentadas as intervenções outorgadas para uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Doce. Ao todo, foram identificados 4.505 registros de outorga, dos quais 3.226 possuem potencial interferência sobre a qualidade de suas águas.

Figura 11: Painel de avaliação de intervenções na bacia do Rio Doce sobre a Qualidade da Água – Outorga concedida.



Nota: PIRG (Piranga) ; PIRC (Piracicaba); SAAN (Santo Antônio); CARA (Caratinga); SUAG (Suaçuí Grande); MANH (Manhuaçu); PLRD (Pontões e Lagoas do Rio Doce); GD (Guandu); SJ (Santa Joana); SMRD (Santa Maria do Rio Doce); BSFD (Barra Seca e Foz do Rio Doce)

Por meio do mapa apresentado na Figura 11, percebe-se que os registros estão amplamente distribuídos na bacia. Contudo, verifica-se maior concentração na porção espírito-santense, nas sub-bacias Pontões e Lagoas do Rio Doce (PLRD), Guandu (GD) e Santa Joana (SJ). Na porção mineira, boa parte dos registros está concentrada na bacia do Rio Piracicaba (PIRC) e Piranga (PIRG). É importante destacar que o número reduzido de registros de outorgas na porção mineira ocorre em função da baixa adesão ao cadastramento, deficiência que não se limita ao território mineiro, mas que aparentemente o afeta em maior medida.

No gráfico de outorgas por finalidade de uso (Figura 11A), observa-se que 54,4% dos registros de outorga com potencial interferência sobre a qualidade de água é referente a Irrigação, seguido de Outras finalidades de usos, com 12,7%. Na B é apresentado o número de outorgas por finalidade de uso por sub-bacia. As sub-bacias que apresentam maior número de registros de outorgas são a dos

Pontões e Lagoas (PLRD) e Barra Seca e Foz (BSFD), na porção capixaba, e Suaçuí Grande (SUAG) na porção mineira. Tanto nas regiões dos Pontões e Lagoas (PLRD) e de Barra Seca e Foz (BSFD), o maior número de outorgas registradas se refere a Irrigação, 773 e 319, respectivamente, seguido da finalidade de Regularização de Vazão. Na região dos Pontões e Lagoas (PLRD), nota-se uma distribuição de outorgas de irrigação por todo território. Enquanto que na região do Barra Seca e Foz, há uma concentração de outorgas de irrigação na porção mais alta da bacia, nos municípios de Jaguaré, Vila Valério e São Gabriel da Palha. Já nas proximidades da Lagoa Juparanã, Lagoa Nova e outras lagoas do município de Linhares, os principais registros de outorga também são relativos à Irrigação, além de Esgotamento Sanitário e Aquicultura. Na Bacia do rio Santa Joana (SJ) e Guandu (GD) os registros de outorgas para Irrigação também são predominantes, com 102 e 81 registros, nessa ordem.

Na porção mineira da Bacia do Rio Doce, a finalidade de uso da água para Irrigação também é predominante nas bacias dos Rios Manhuaçu (124), Suaçuí Grande (99) e Piranga (76), enquanto na bacia do Rio Piracicaba o maior número de registros é para Controle de Sedimentos (45) e Desassoreamento e Limpeza (40).

No que diz respeito aos usuários outorgados e sua potencial influência sobre os fluxos de água, nutrientes, sedimentos e metais, a agricultura irrigada é o setor que possui o maior número de usuários com potencial para afetar o fluxo de água (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 62*), nutrientes (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 63*) e sedimento (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 64*) na bacia do Rio Doce. A região dos Pontões e Lagoas do Rio Doce concentra o maior número de outorgas para essa finalidade de uso. Já a extração de areia é a atividade que possui maior número de usuários com potencial para afetar o fluxo de metais na bacia (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 65*). A bacia do rio Piranga é a que concentra maior número de outorgas para essa finalidade de uso.

Ressalta-se que muitas das pressões caracterizadas até aqui já estavam presentes na bacia hidrográfica do Rio Doce antes mesmo da ocorrência do rompimento da barragem de rejeitos. No cenário pós-desastre, o rompimento da barragem de rejeitos surgiu como um dos indutores de pressões ambientais, por meio do aporte de rejeito intra e extra calha do Rio Doce e de seus afluentes formadores.

Com o passar da onda de rejeitos proveniente da barragem de Fundão, parte do volume de rejeito ficou depositada às margens da calha do Rio Doce e de seus afluentes formadores (Córrego Santarém, Rio Gualaxo do Norte e Rio Carmo). Esses depósitos de rejeitos se estenderam da barragem de Fundão até o reservatório da UHE Risoleta Neves. Trabalhos (DA SILVA; CUNHA; VIGLIO, 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016) relataram que o comprometimento das áreas marginais dos rios afetados variou de 50 a 200 m de distância a partir de suas calhas. Em alguns trechos do Rio Gualaxo do Norte, a espessura do rejeito depositado chegou a 10 m de altura. Com o avanço da onda de rejeitos sobre a planície de inundação do Rio Doce e de seus afluentes, parte da vegetação ciliar e do solo foi carregada consigo. Freitas, Silva e Menezes (2016) mostram que cerca

de 1030 hectares de cobertura vegetal foram danificados. Mais recentemente, Da Silva Junior et al. (2018) estimaram danos ainda maiores (1289 ha).

Apesar de existirem ações voltadas ao manejo de rejeitos e de revegetação nessas áreas diretamente afetadas, parte do rejeito que ainda está depositado sobre o solo ou misturado nele poderá eventualmente aportar aos corpos hídricos, por meio de carreamento em eventos de chuva, afetando a qualidade das águas.

A parcela do rejeito que não ficou retida nas planícies de inundação foi transportada através da calha dos cursos d'água, depositando-se no leito dos rios (afluentes e Rio Doce) e em reservatórios. No Plano de Manejo de Rejeitos da área afetada pelo rompimento da barragem (CH2M, 2017) é possível identificar que as calhas dos rios afetados pela onda de rejeito foram descaracterizadas. Houve depósito de rejeitos tanto no fundo dos cursos d'água afluentes ao Doce como em seus bancos arenosos, especialmente no trecho entre o local do rompimento até o reservatório da UHE Risoleta Neves. Estima-se que nesse trecho (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020 a), de aproximadamente 113 km, ficou retida metade do volume de rejeitos que afluiu da barragem de Fundão (cerca de 20 milhões de metros cúbicos). Só no reservatório da UHE Risoleta Neves, ficaram depositados 10,5 milhões de metros cúbicos de rejeito. A outra metade, a parte mais fina do rejeito, afluiu pelas comportas da usina e percorreu cerca de 550 km, distribuindo-se no leito do Rio Doce até desaguar no mar.

No que se refere às pressões oriundas do rompimento da barragem de Fundão, apesar de existirem ações voltadas ao manejo de rejeitos e de revegetação principalmente nas áreas diretamente afetadas, parte do rejeito que ainda está depositado sobre o solo ou misturado nele poderá eventualmente aportar aos corpos hídricos, por meio de carreamento em eventos de chuva, afetando a qualidade das águas. Destacam-se outros eventos que podem contribuir para o aporte de rejeito na coluna d'água, como: com altas vazões, há possibilidade de os rejeitos depositados no leito do Rio serem ressuspensos e transportados para jusante; descarga de fundo de reservatórios, como o de Risoleta Neves; atividades voltadas ao manejo de rejeito nos reservatórios assoreados, como dragagem de fundo, e nas demais áreas impactadas.

Todas essas pressões ambientais caracterizadas acima produzem impactos diretos e indiretos à qualidade dos ambientes aquáticos da bacia e, por conseguinte, à sua biodiversidade, demandando ações de resposta para minimizá-los. Nesse contexto, foram identificadas e mapeadas ações de resposta (compensação, reparação e recuperação) às pressões ambientais existentes sobre o meio abiótico e biótico dos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Doce. Tais ações possuem caráter estrutural ou não estrutural. Dentre as de caráter estrutural foram observadas ações relacionadas à recuperação de APPs e ao reflorestamento; ao saneamento básico; à prevenção e controle de produção e/ou aporte de sedimentos; e ao manejo de rejeitos. Por outro lado, as ações de caráter não estrutural foram ações de gestão relacionadas à elaboração de projetos básicos, estudos e monitoramentos ambientais, planos de ação, capacitações, articulações institucionais e firmamento de parcerias, entre outras, relacionadas aos temas supracitados. Salienta-se que a maioria das ações identificadas estava relacionada à atuação da Fundação Renova e dos próprios municípios. A seguir

serão apresentadas as ações de resposta identificadas na bacia hidrográfica do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão.

A partir do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, as ações de proteção e recuperação de APPs e de reflorestamento na bacia hidrográfica do Rio Doce foram intensificadas, especialmente na porção alta da bacia onde ficam localizados os municípios de Mariana, Barra Longa, Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado. Isso porque nessa região, segundo CH2M (2017), houve depósito expressivo de rejeito e erosão em calhas e planícies aluvionares.

Muitas das ações de resposta mapeadas ocorreram no contexto de programas implementados pela Fundação Renova, como forma de reparar ou compensar os danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão. Dentre os programas, salientam-se: o de Recuperação da Área Ambiental 1 (PG025), de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente e Recargas Hídricas (PG026) e o de Recuperação de Nascentes (PG027). De modo geral, esses programas têm o objetivo de: revegetar inicialmente 800 hectares e, em seguida recuperar, 2.000 hectares na área ambiental 1 (PG025); recuperar 40.000 hectares de APPs degradadas na bacia do Rio Doce (PG026); e de recuperar 5000 nascentes, sendo 500 por ano (PG027).

Até dezembro de 2017, durante o período de ações emergenciais, houve plantio emergencial de 808 hectares para controle de processos erosivos e 113 afluentes foram recuperados na área impactada dos municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020b). No que tange à recuperação de nascentes, houve proteção e cercamento de 511 nascentes nas bacias dos rios Pancas, Santa Maria do Doce e Suaçuí Grande. Em 2018 houve recuperação de 539 nascentes nas bacias dos rios Piranga, Pontões e Lagoas do Rio Doce e Suaçuí.

Em setembro de 2019, deu-se início a primeira fase de recuperação dos 40 mil hectares de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e recarga hídrica na Bacia do Rio Doce, localizadas em Minas Gerais e Espírito Santo. Como visto em Fundação Renova (2020 b), até agosto de 2020, foram executados 431 hectares de restauro florestal em área impactada e 452 quilômetros de cercamento de APPs ao longo dos municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado. Por outro lado, no que se refere à recuperação de nascentes, em 2019, deu-se início ao terceiro ano de recuperação. Estava prevista a recuperação de 350 nascentes nas bacias dos rios Piracicaba e Suaçuí e de 150 nascentes nos municípios de Colatina, Marilândia e Linhares. Nem todas as nascentes foram recuperadas devido a atrasos para iniciar as ações e, posteriormente, devido ao avanço nos casos de Coronavírus (Covid-19).

Na porção capixaba, em particular, notaram-se ações relacionadas à proteção e recuperação de nascentes em Baixo Guandu e Colatina. No contexto da porção capixaba da bacia se inserem dois programas com potencial para contribuir no panorama do reflorestamento e recuperação de APPs, são eles: o Reflorestar, já bem estabelecido, e o Programa de Recomposição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Nascentes (P52) do PIRH-Doce (IGAM, 2010), ainda pouco

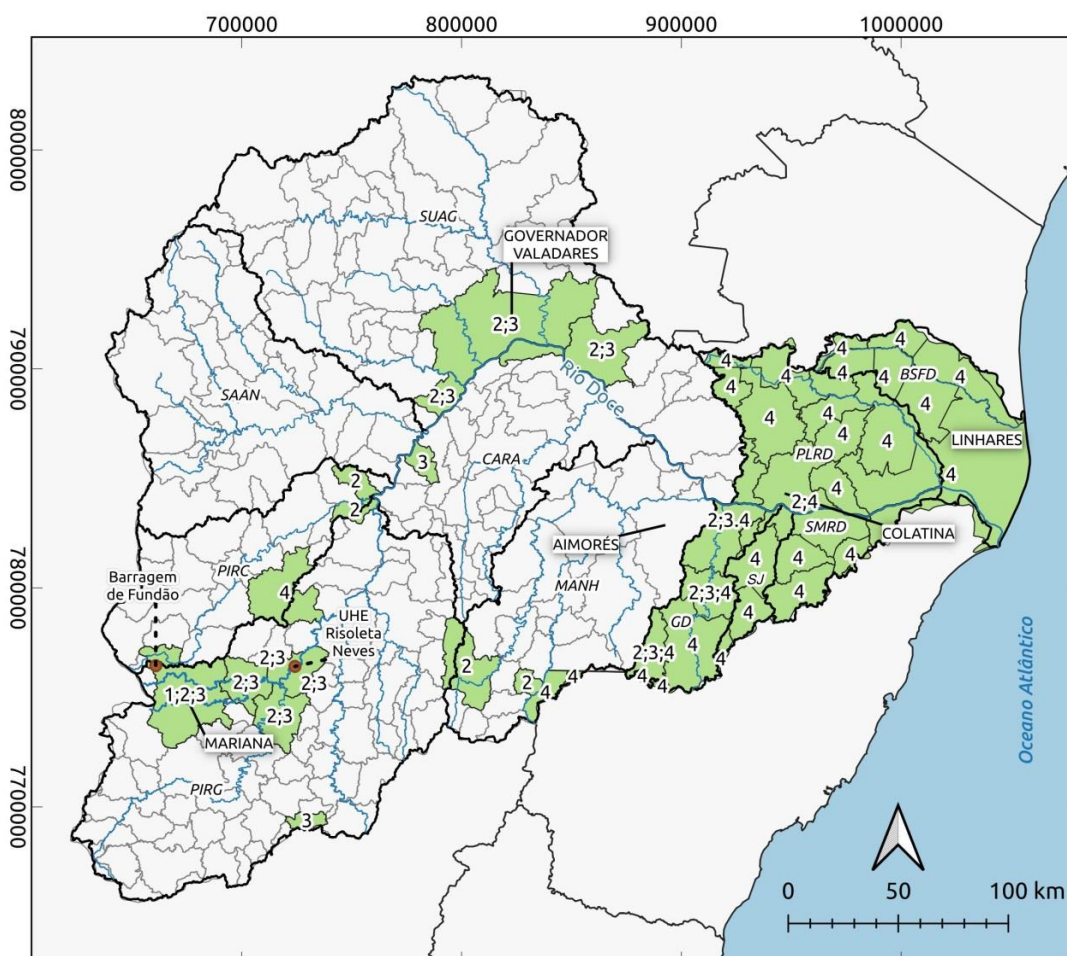
desenvolvido. O primeiro é uma iniciativa da Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (SEAMA) e o segundo do CBH-Doce e de sua agência de bacia.

Dados de SEAMA (2020) mostram que até o final de 2019, estavam vigentes cerca de 1950 contratos de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) no âmbito do Reflorestar na porção capixaba da bacia hidrográfica do Rio Doce (Figura 12). Entre os anos de 2015 e 2019, aproximadamente 4795 hectares foram destinados à recuperação com apoio de PSA. Contribuindo para esse total, destacam-se os municípios de Muniz Freire (16,0%), Afonso Cláudio (9,1%), Iúna (6,6%) e Brejetuba (6,0%). Pagiola, Platais e Sossai (2019) salientam que intervenções como essas têm potencial para produzir benefícios sobre a qualidade das águas, especialmente no que se refere à remoção de turbidez.

O investimento em ações dessa natureza se justifica, considerando sua relevância para a manutenção do equilíbrio ambiental (PIRES et al., 2009; TUCCI; MENDES, 2006). As APPs, segundo Pinheiro (2011) e Attanasio et al. (2012), têm importante papel na promoção de serviços ecossistêmicos como: controle de aporte de sedimentos, espécies químicas resultantes de processos erosivos, na estabilidade de margens de rios e infiltração de água no solo.

Na Figura 12, são apresentadas as ações relacionadas ao reflorestamento e recuperação/proteção de APPs, mapeadas por município, na bacia do Rio Doce. As ações associadas à Fundação Renova se concentram em Minas Gerais (Mariana, Barra Longa, Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado) e estão principalmente voltadas à recuperação florestal e proteção de nascentes. Na porção espírito-santense, destacam-se ações das prefeituras municipais (proteção de nascentes, principalmente) e do Programa Reflorestar. Este último tem intervenções em praticamente todos os municípios da porção espírito-santense.

Figura 12: Ações relacionadas ao reflorestamento e recuperação de APPs na bacia hidrográfica do Rio Doce.



ACÇÕES RELACIONADAS AO REFLORESTAMENTO E APPs (NOV/2015 - SET/2020)

- Pontos de Referência
- Sub-bacias Doce
- Hidrografia
- Municípios c/ ações encontradas de reflorestamento e APP
- Limites Municipais
- Limite Estadual

SISTEMA DE COORDENADAS UTM
SISTEMA DE REFERÊNCIA SIRGAS 2000 23S
NOVEMBRO/2020

FONTE: FUNDAÇÃO RENOVA; SITES
MUNICIPAIS; PROGRAMA REFLORESTAR/ES

SUBCATEGORIAS

- 1 - Enriquecimento de vegetação
- 2 - Recuperação e proteção de nascentes
- 3 - Restauração Florestal
- 4 - Ações do Reflorestar



Outra tipologia de ações de resposta identificada na bacia foram àquelas relacionadas ao saneamento básico. A carência de infraestrutura adequada de coleta e tratamento de esgoto na bacia do Rio Doce já era evidente antes mesmo do rompimento da barragem de rejeitos, em 2015, e foi ressaltada no PIRH-Doce (IGAM, 2010). No contexto do PIRH-Doce, o Programa de Universalização do Saneamento (P41) e o Programa de Saneamento da Bacia (P11) contemplam ações para melhoria do panorama do saneamento básico na bacia, no meio urbano e rural; porém, pouquíssimas ações estruturantes previstas foram executadas no âmbito dos mesmos.

Após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG), a Fundação Renova vem disponibilizando recursos financeiros para 39 municípios banhados pelo Rio Doce e por trechos impactados dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, sendo 35 localizados em Minas Gerais e 4 no Espírito Santo. Essa atuação se dá no âmbito dos programas Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação Adequada de Resíduos Sólidos (PG031) e Melhoria dos Sistemas de Abastecimento de Água (PG032), como medida de compensação pelos danos causados, apoiando preparação de equipes técnicas municipais para elaboração/execução de planos municipais de saneamento, elaboração/execução de projetos e obras de sistemas de tratamento de esgoto e implantação de aterros sanitários regionais.

O PG031 prevê a disponibilização de recursos financeiros pela Fundação Renova no valor de R\$ 500 milhões. Desse montante, até agosto de 2020, foram repassados R\$ 12.220.043,27 para ações de esgotamento sanitário e resíduos sólidos, para municípios mineiros (Alpercata, Córrego Novo, Dionísio, Fernandes Tourinho, Iapu, Ipaba, Ipatinga, Itueta, Marliéria, Rio Casca, São Domingos do Prata, São José do Goiabal, Sem-Peixe) e capixabas (Baixo Guandu, Colatina, Linhares). Por outro lado, no âmbito do PG032, foram construídos 13 novos sistemas de tratamento de água, 10 adutoras e 15 sistemas de captação alternativos de água até agosto de 2020 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020 b).

Na Figura 13, são apresentadas ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica do Rio Doce, mapeadas por município. De modo geral, foram identificadas e mapeadas ações associadas à melhoria dos sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto, captação alternativa em poços, gerenciamento de resíduos sólidos, melhoria dos sistemas de drenagem urbana, entre outras. Na porção capixaba, Linhares se destaca com maior diversidade de ações relacionadas ao saneamento básico.

Ressalta-se que as ações mapeadas nos municípios que não estão inseridos na calha principal do Rio Doce, são executadas principalmente pelas prefeituras municipais e respectivas concessionárias de saneamento básico. Nesse caso destacam-se as ações relacionadas à melhoria da drenagem urbana, como implantação e manutenção de redes pluviais e limpeza de canais. A atenção dada à drenagem urbana pode minimizar riscos de enchentes, especialmente em áreas urbanas (TUCCI, 1997).

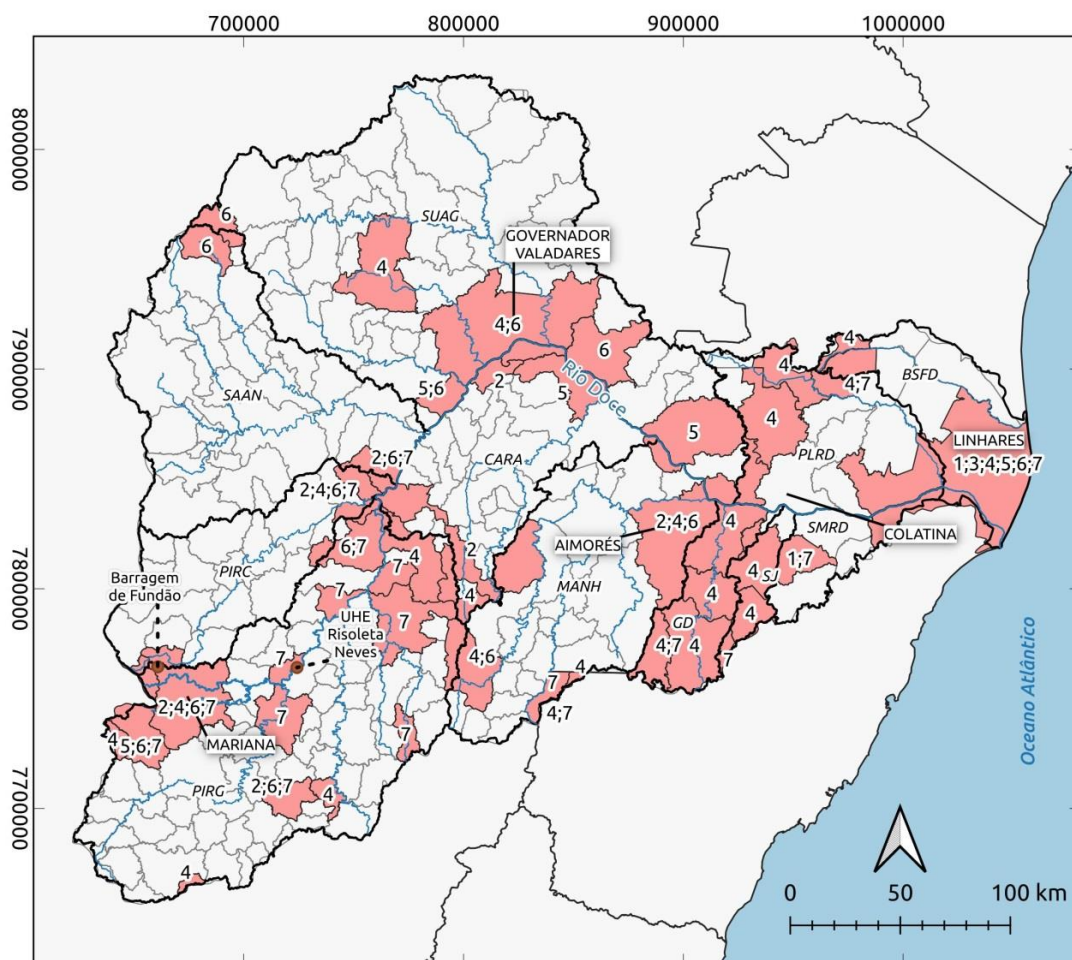
As ações relacionadas ao tratamento do esgoto sanitário dizem respeito a obras de ampliação ou aperfeiçoamento dos sistemas de coleta e tratamento do mesmo. Verifica-se na Figura 13 que ações

dessa natureza estão mais presentes nos municípios da porção mineira da bacia do Rio Doce (Ipaba, Rio Doce, Ponte Nova, São José do Goiabal, Sem-Peixe). No Espírito Santo, destacam-se os municípios Linhares, São Roque do Canaã, Brejetuba e Afonso Cláudio.

O lançamento de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos é uma das principais pressões ambientais existentes na bacia do Rio Doce. Além influenciar no fluxo de nutrientes e eutrofização de corpos hídricos (CHÃO, 2006; MOTA, 2000), afeta o equilíbrio entre as comunidades aquáticas (VON SPERLING, 2007),

Espera-se que com a implementação gradual dos planos de saneamento básico municipais pelos municípios e concessionárias de saneamento, dos programas conduzidos pela Fundação Renova e das ações previstas no PIRH-Doce, a situação crítica de coleta e tratamento de esgoto na bacia diminua com o tempo e haja, por conseguinte, melhoria na qualidade das águas.

Figura 13: Ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica do Rio Doce.



AÇÕES RELACIONADAS AO SANEAMENTO BÁSICO (NOV/2015 - SET/2020)

- Pontos de Referência
- Sub-bacias Doce
- Hidrografia
- Municípios c/ ações encontradas de saneamento básico
- Limites Municipais
- Limite Estadual

SISTEMA DE COORDENADAS UTM
SISTEMA DE REFERÊNCIA SIRGAS 2000 23S
NOVEMBRO/2020

FONTE: FUNDAÇÃO RENOVA; GEO-OBRA;
PIRH-DOCE; SITES MUNICIPAIS



SUBCATEGORIAS

- 1 - Construção de barragem fluvial
- 2 - Gerenciamento de Resíduos Sólidos
- 3 - Limpeza de lagoas urbanas
- 4 - Obras de drenagem urbana
- 5 - Obras p/ captação em poços
- 6 - Obras Sistema de Abastecimento de Água
- 7 - Obras Sistema de Esgotamento Sanitário

As ações relacionadas ao manejo de rejeitos surgiram exclusivamente após o rompimento da barragem de rejeitos de mineração. Atualmente dois programas de reparação estão sendo implementados pela Fundação Renova para tal fim: o Programa de Manejo de Rejeitos (PG023) e o Programa de Implantação de Sistemas de Contenção dos Rejeitos e de Tratamento nos Locais de Impacto (PG024). O primeiro visa a recuperação das áreas impactadas e o tratamento dos sedimentos e o segundo a construção de estruturas de contenção de sedimentos das calhas dos rios e seu entorno.

Para orientar o processo de implementação das ações de manejo de rejeitos elaborou-se um plano geral de atuação (CH2M, 2017) que dividiu a área impactada em 17 trechos, considerando: a forma como houve deposição e o tipo de deposição de materiais; as características dos cursos d'água e seu relevo; além da abrangência espacial das áreas afetadas. Devido às especificidades de cada trecho, houve necessidade de elaboração de planos de ação particulares para cada um dos trechos impactados.

Até o final do ano de 2019, os planos de manejo de rejeitos que foram aprovados ainda não haviam sido implementados e as atividades relacionadas ao manejo de rejeitos realizadas até então foram aquelas executadas durante o período emergencial (RAMBOLL, 2019).

Na Figura 14 são apresentadas as ações relacionadas ao manejo de rejeitos e controle de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce, mapeadas por município. A maior parte das ações identificadas concentra-se ao longo dos municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado (correspondentes aos trechos 1 a 12 do plano de manejo de rejeitos).

Nos trechos de 1 a 8, em Mariana, houve significativo volume de rejeitos depositado em calhas e planícies de terraços aluvionares dos rios Gualaxo do Norte e Carmo (CH2M, 2017). Nota-se na Figura 14, que no município de Mariana ocorreram ações relacionadas à implantação de estruturas de contenção de rejeitos (novas barragens e diques); retaludamento, enrocamento e revegetação; e enriquecimento da vegetação nas planícies de inundação e remoção de rejeitos. Durante a revegetação emergencial foram plantadas cerca de 41 mil mudas em aproximadamente 800 ha. Já as atividades de enrocamento, abrangeram mais de 1500 hectares ao longo das margens dos rios afetados.

Em 2019, iniciaram-se projetos de renaturalização nos trechos 6 e 7 (Mariana), com implantação de troncos ao longo do Rio Gualaxo do Norte. Cerca de 2 km deste rio foram renaturalizados. Em 2020, houve conclusão da implantação da Estação de Tratamento Natural da intracalha do trecho 8.

Até o trecho 12, foram executadas ações como: retaludamento, enrocamento e revegetação das áreas afetadas; remoção de rejeitos; implantação de biomantas para reestruturação das margens; obras na fazenda floresta para receber rejeitos e recuperação de terrenos expostos.

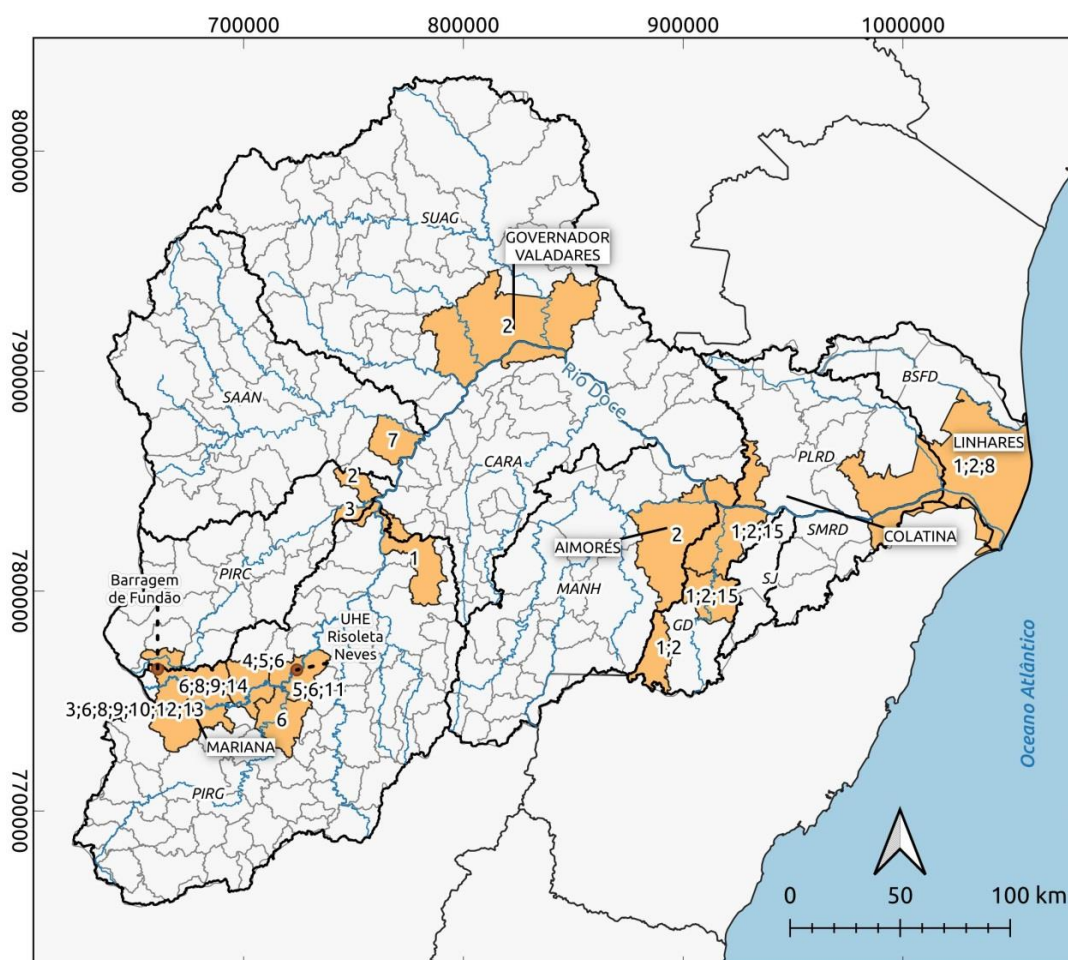
No trecho 12, onde está situado o reservatório da UHE Risoleta Neves e grande parte do rejeito que afluiu de Fundão, foram identificadas ações estruturais na usina e em seu reservatório, como:

recomposição do barramento, drenagens, dragagens, enrocamento e implantação de colchão Reno nas ombreiras. Conforme visto em Fundação Renova (2020b), até agosto de 2020, foram dragados 959 mil m³ de material do reservatório, por meio do Programa de Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves (PG009). As atividades em campo, nesse trecho, foram paralisadas desde março de 2020 devido à pandemia de Coronavírus (Covid19).

Nos trechos 13 e 14, no médio Rio Doce, situados após o barramento da UHE Risoleta Neves, foram identificadas ações relacionadas à contenção de sedimentos, especialmente, como construção de barraginhas e de caixas secas. Na porção capixaba, entre os trechos 15 e 16, foram mapeadas ações de contenção de sedimentos e ações pontuais relacionadas aos rejeitos em Linhares. Destaca-se que em 2018, foi concluída a obra de abertura do barramento em Rio Pequeno para redução dos alagamentos na lagoa Juparanã. Na bacia hidrográfica do Rio Guandu, ressalta-se a atuação do Consórcio Público Rio Guandu. O Consórcio por meio do Projeto Cultivar tem desenvolvido ações de conservação de água e solo, empregando práticas mecânicas de solo (caixa seca, barraginha, terraceamento) em propriedades rurais dos municípios de Brejetuba, Baixo Guandu e Laranja da Terra (Figura 14).

Sob a perspectiva de que os planos de manejo de rejeitos dos 17 trechos impactados irão começar a ser implementados, é importante ter conhecimento de quais alternativas de manejo de rejeito serão aplicadas e como, onde e quando serão aplicadas, e acompanhar sua implementação visto o potencial de algumas atividades de manejo (como dragagem, por exemplo) para afetar a qualidade da água de trechos do Rio Doce e sua biodiversidade.

Figura 14: Ações relacionadas ao manejo de rejeitos e ao controle de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce.



SISTEMA DE COORDENADAS UTM
SISTEMA DE REFERÊNCIA SIRGAS 2000 23S
NOVEMBRO/2020

FONTE: FUNDAÇÃO RENOVA;
SITES MUNICIPAIS



AÇÕES RELACIONADAS AO MANEJO DE REJEITOS E CONTROLE DE SEDIMENTOS (NOV/2015 - SET/2020)

- Pontos de Referência
- Sub-bacias Doce
- Hidrografia
- Municípios c/ ações encontradas de manejo de rejeitos e controle de sedimentos
- Limites Municipais
- Limite Estadual

SUBCATEGORIAS

- 1 - Caixas secas
- 2 - Construção de barraginhas
- 3 - Estruturas de contenção de rejeitos
- 4 - Obras na Fazenda Floresta
- 5 - Obras no reservatório da UHE Risoleta Neves
- 6 - Recuperação de terrenos expostos
- 7 - Recuperação de vias urbanas e rurais
- 8 - Remoção de Rejeitos

- 9 - Retaludamento, enronçamento, revegetação
- 10 - Regeneração Natural
- 11 - Dragagem
- 12 - Renaturalização de trechos de rio
- 13 - Estação de Tratamento Natural Intracalha
- 14 - Instalação de biomantas
- 15 - Terraceamento

1.2 CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES BIÓTICAS

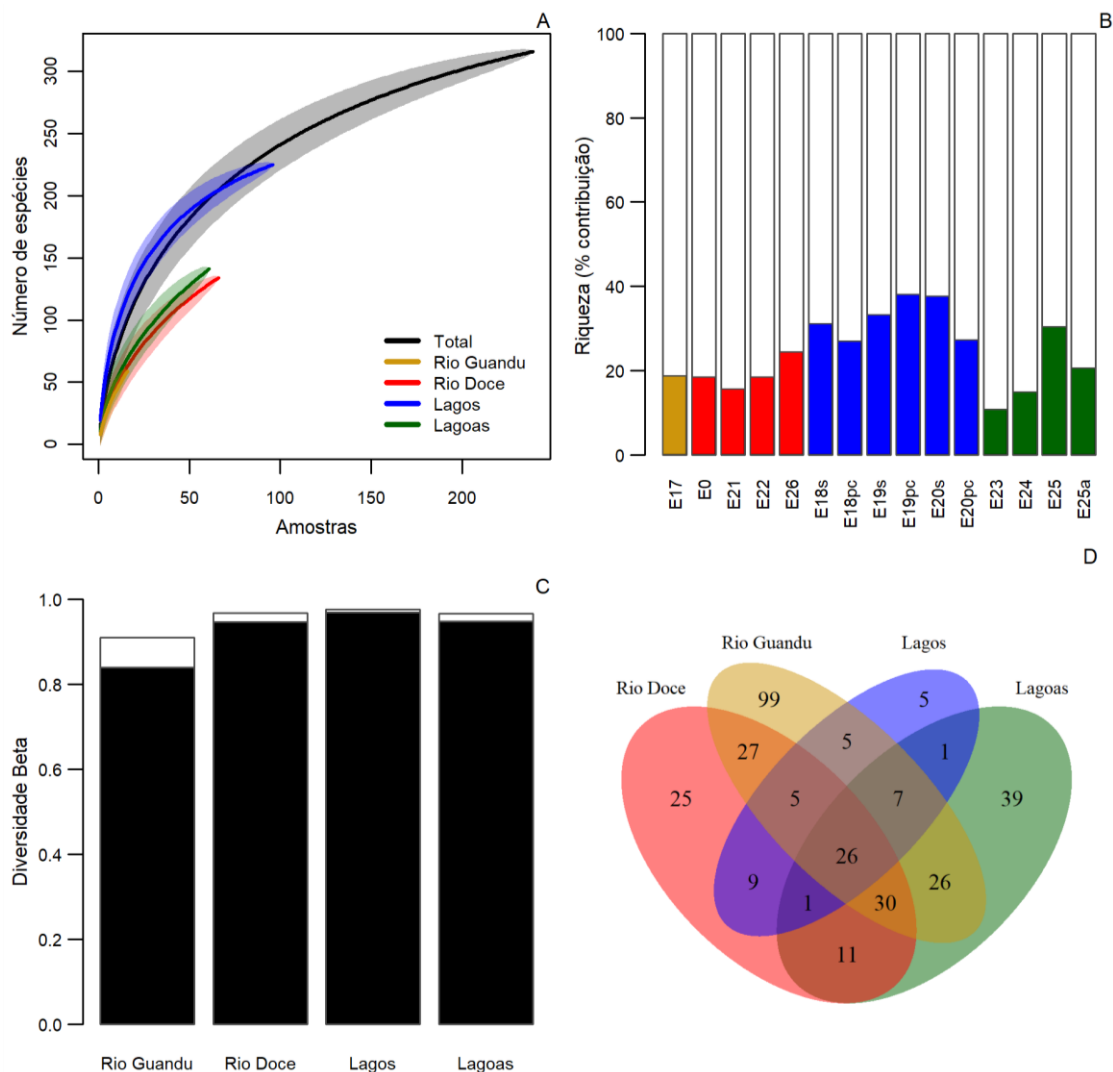
1.2.1 Fitoplâncton

Com as análises qualitativas, foram registrados 782 táxons entre aqueles já identificados em nível de espécie e aqueles em processo de identificação. Este registro representa um acréscimo de cerca de 11% em relação ao relatório anual 1, quando foram registrados 695 táxons. A ficoflórula registrada até o presente momento está distribuída em 16 Classes, sendo a classe Chlorophyceae a mais bem representada, com 21,35% dos táxons, seguida por Cyanophyceae (20,2%), Zygnemaphyceae (19,82%) e Bacillariophyceae (16,75%) (*Material Suplementar A3DFS1*). A elevada biodiversidade, especialmente dos lagos e lagoas, tem sido registrada desde estudos realizados por Huszar et al. (1990), que avaliaram a estrutura da comunidade fitoplanctônica de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, entre elas, lagoa Juparanã (E19) e lagoa Nova (E20), também contempladas neste estudo. Barros et al. (2013), ainda que em menor número de táxons, relatou elevada riqueza de espécies para a região do médio Rio Doce, registrando 481 táxons e caracterizando uma ampla heterogeneidade biótica para a região.

A análise quantitativa foi utilizada como base para a verificação dos principais parâmetros de diversidade da comunidade. Nesta análise foram registrados 316 táxons, distribuídos em 14 classes, sendo a classe Bacillariophyceae a mais bem representada em número de táxons (23,7%), seguida por Chlorophyceae (21,5%), Cyanophyceae (18,6%), Zygnemaphyceae (10,7%), Euglenophyceae (9,4%) e Trebouxiophyceae (6,6%). As demais classes (Dinophyceae, Xantophyceae, Chlamydomonadophyceae, Cryptophyceae, Crysiophyceae, Klebsormidiophyceae, Oedogoniophyceae e Synurophyceae) somam juntas 9% da riqueza observada na análise quantitativa. Embora tenha sido registrada uma riqueza relativamente elevada, a curva de rarefação de espécies (Figura 15 A) mostra uma inclinação ainda acentuada, evidenciando estar distante da estabilização de incremento no número de novos registros com a adição de novas amostras. Também é visível a inclinação da curva quando avaliados os ambientes separadamente, mostrando que a riqueza da comunidade fitoplanctônica do baixo Rio Doce ainda se encontra subestimada, evidenciando a necessidade de continuação no monitoramento para melhor conhecimento da comunidade e respostas por ela apresentadas.

As maiores contribuições relativas para a riqueza de espécies foram registradas para os ecossistemas lacustres (lagos e lagoas), principalmente nos lagos Nova (E19pc), Juparanã (E20s), com o registro de aproximadamente 40% dos táxons, e para a lagoa Monsarás (E25) com contribuição de aproximadamente 30% da riqueza (Figura 15 B). Valores reduzidos de contribuição para a riqueza foram registrados tanto para o Rio Doce quanto para o rio Guandu e as demais lagoas estudadas, sendo que destas, apenas na E26 foi registrada contribuição acima de 20%.

Figura 15: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), diversidade beta e componentes turnover (preto) e aninhamento (branco) (C) e compartilhamento de espécies da comunidade fitoplanctônica entre os ambientes estudados (D).

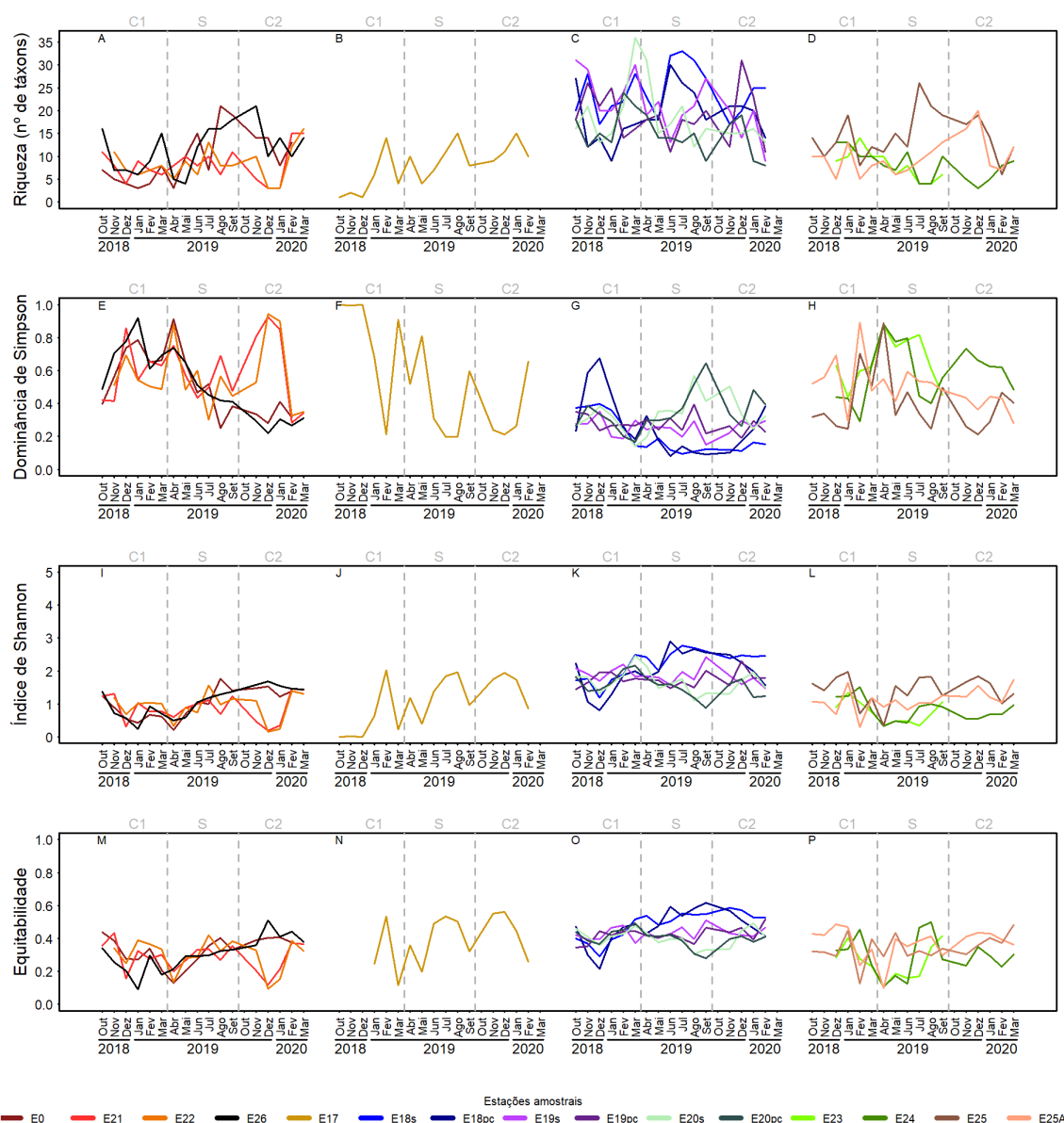


Todos os quatro ambientes estudados apresentaram elevado padrão de substituição de espécies, representado pelo componente *turnover* da diversidade beta (Figura 15C). Este padrão mostra que a comunidade fitoplanctônica não se mantém estável ao longo do tempo e do espaço, podendo ser quase que completamente substituída de acordo com a variabilidade ambiental, como relatado por alguns autores (NABOUT et al., 2007; NOGUEIRA et al., 2010; BASELGA, 2010) incluindo os estresses ambientais, apresentada por cada ambiente em cada período estudado. Ou seja, a variabilidade de curto prazo também representa um papel importante na dinâmica da comunidade fitoplanctônica do baixo Rio Doce.

A composição específica da comunidade muitas vezes foi perceptivelmente distinta entre campanhas amostrais, sofrendo substituição de espécies, que por vezes se mostraram abundantes. Durante o monitoramento, foram registradas 26 espécies comuns a todos os ambientes estudados (Figura 15

D). O rio Guandu apresentou o maior número de táxons exclusivos (99), seguido pelas lagoas (39), Rio Doce (25) e lagos (5). Embora os lagos tenham apresentado maiores valores de contribuição relativa na riqueza total de táxons, grande parte de seus registros foram concomitantes com um ou mais dos demais ambientes estudados, indicando que podem ser importantes fontes de dispersão de espécies após eventos de cheia nestes ecossistemas.

Figura 16: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e Equitabilidade de Pielou (M-P) da comunidade fitoplancônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.



Na análise quantitativa, a riqueza de espécies variou entre um único táxon, registrado nas amostras E17_out18 e E17_dez18 até o máximo de 36 táxons, registrado no lago Juparanã (E20s) em março de 2019 (Figura 16). Embora tenha sido registrado leve tendência de aumento da riqueza de espécies

para o período C2, o padrão de diferenciação espacial se mostrou mais pronunciado que o temporal para todos os ambientes estudados (Figura 16 A, B, C e D). No Rio Doce, a E26, localizada na foz do rio, apresentou valores de riqueza mais elevados em relação aos demais pontos do Rio Doce, possivelmente devido a sua localização, possivelmente recebendo inóculos de algas vindas de efluentes ou córregos tributários. Foram observadas grandes variações entre campanhas amostrais em todos os quatro ambientes estudados. O rio Guandu apresenta destaque neste padrão de grande variação em curto prazo nos valores de riqueza (Figura 16 B). Nos lagos, ocorreram menores valores de riqueza nos pontos de compensação da luz (Figura 16 C), embora essa diferença numérica não seja tão grande, a composição de espécies se mostrou distinta em comparação com os pontos superficiais, com a diversidade de cianobactérias, algumas das quais, bem adaptados a baixa luminosidade (GOMES, 2007), como é o caso de espécies do gênero *Synechocystis*, que se mostram bastante abundantes em todos os ambientes estudados durante o PMBA/FEST-RRDM.

Com relação à diversidade, foram registrados valores entre 0 e 2,9, para a dominância, 0 a 1 e para a equitabilidade, 0 a 0,89. O padrão observado no ano 1 ainda vem se mantendo nos ambientes estudados, indicando alto grau de estresse (ambiente poluído) ou médio estresse (com carga poluidora moderada) (WILHM; DORRIS, 1968). Ainda que antiga, a classificação proposta por Wilhm e Dorris (1968) se mostra uma luz para afirmações de fácil entendimento acerca da qualidade ambiental dos pontos estudados, além disso, esta classificação terá complementação com a aplicação do índice de integridade biótica (IIB) para a comunidade fitoplancônica e o índice integrado de integridade biótica (IIIB), apresentados no tópico “5.5.2 Índice Integrado de Integridade Biótica (IIIB)”.

Elevados valores de dominância foram registrados principalmente devido a densidades elevadas de cianobactérias do gênero *Synechocystis*, como registrado nas estações do Rio Doce, rio Guandu e lagoas (Figura 16 E, F e H), enquanto que os lagos apresentaram maiores valores de diversidade (Figura 16K) e, por consequência, valores mais reduzidos de dominância (Figura 16 G). *Synechocystis* trata-se de uma cianobactéria cocóide, de biovolume diminuto e alta relação superfície/volume, o que facilita a absorção de nutrientes (REYNOLDS et al., 2002). Necessita de concentrações baixas de nutrientes e recursos, sendo encontradas tanto em ambientes oligotróficos (WEHR; SHEATH, 2003) quanto em ambientes eutróficos (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1999).

Embora os lagos tenham apresentados valores mais elevados de diversidade no presente estudo, estes valores ainda são bastante reduzidos se comparados a outros ecossistemas lacustres. Huszar (1994), em seu estudo na região do Baixo Rio Doce, registrou valores mais elevados de diversidade para a comunidade fitoplanctônica (entre 3,2 e 3,5), para o lago Juparanã. A tendência à redução da diversidade com o aumento da dominância e baixa equitabilidade, encontrada nesse monitoramento, é bastante observada em ecossistemas impactados e com florações fitoplanctônicas (MARGALEF, 1983; REYNOLDS, 2006), sendo comum a alta densidade de espécies ruderais e/ou espécies nocivas, capazes de impactar ainda mais a qualidade ambiental do ecossistema, além de representar perigo à saúde humana, por meio de produção de toxinas (Codd et al., 2005; Lee et al., 2017) por

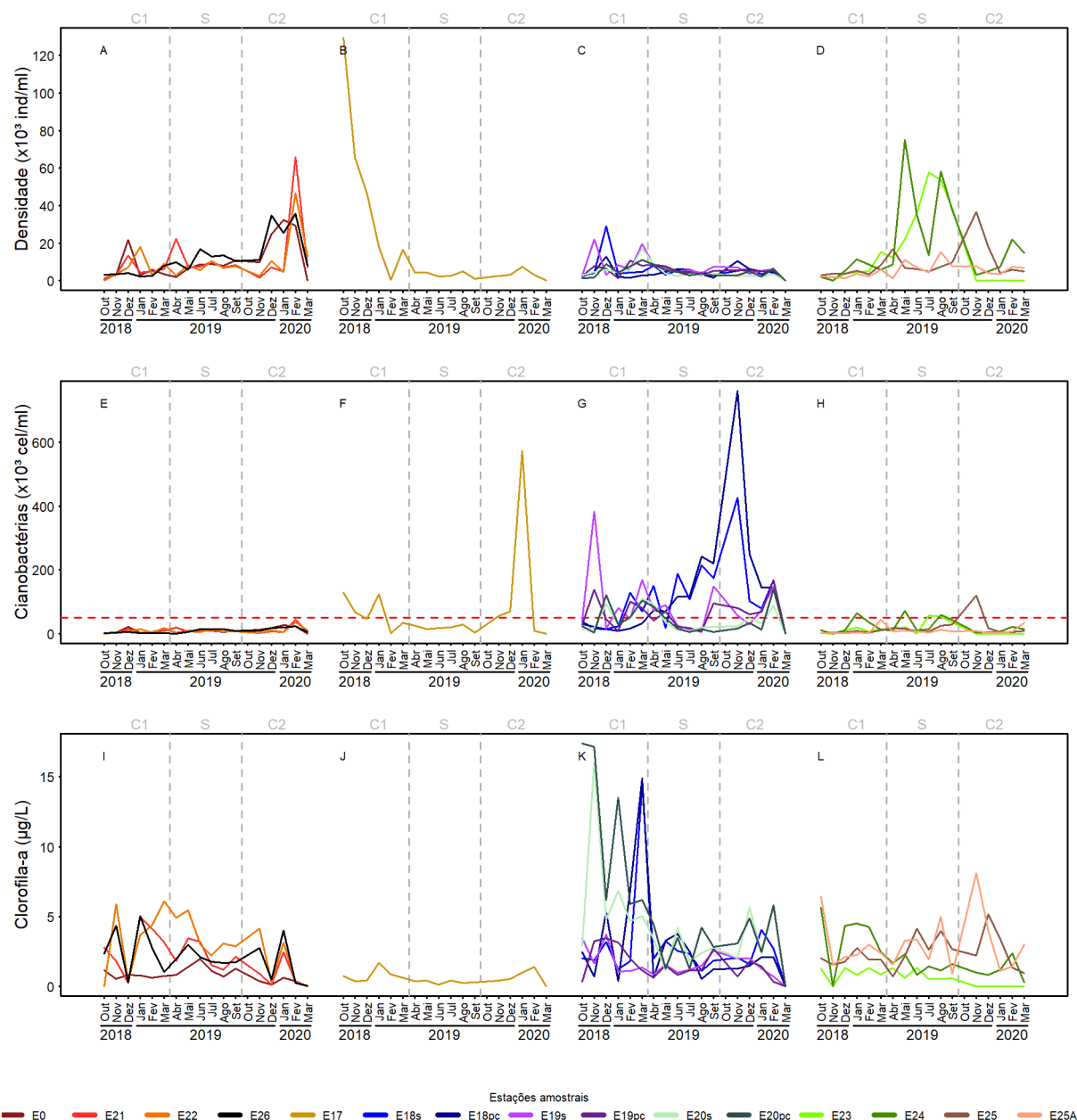
exemplo, que é o caso das cianobactérias, registradas como dominantes e/ou abundantes nos ambientes monitorados nesse estudo.

Os valores de densidade total fitoplanctônica variaram entre 0,34 a $129,4 \times 10^3$ ind/mL (Figura 17 A-D), sendo que tanto o valor máximo quanto o valor mínimo foram registrados para o rio Guandu, respectivamente nas amostras EA17_out18 e EA17_fev19. Foi possível a verificação de padrões sazonais de aumento na densidade de indivíduos nos períodos C2 para o Rio Doce (Figura 17 A) e período C1 para os lagos (Figura 17 C). Para as lagoas, houve pronunciado aumento de densidade total no período S para as lagoas Areal (E24) e Areão (E23) (Figura 17D), provavelmente relacionado às menores profundidades destas lagoas, com circulações diárias da coluna d'água. Em ambientes rasos, devido a ação de ventos, ocorre uma desestratificação química e térmica, favorecendo uma distribuição quase que homogênea das populações algais na coluna d'água (HUZSAR et al., 1994).

É importante ressaltar que grande parte dessa densidade de organismos é composta por cianobactérias, que por vezes chegou a representar 100% da densidade total registrada, no rio Guandu. Para o Rio Doce, a contribuição de cianobactérias na densidade total ficou em média em 85%, porém com contribuições que puderam chegar a 99% da densidade total na foz do rio (E26). Já nos lagos e lagoas, a contribuição média de cianobactérias para a densidade total de indivíduos foi de 76 e 84%, respectivamente.

O grupo das cianobactérias é composto por organismos de distribuição cosmopolita, sendo registrados em todo o ciclo sazonal e por vezes em densidades elevadas, tanto em região tropical como em região temperada, porém são sensíveis as mudanças abruptas das condições ambientais (HYENSTRAND et al., 1998). Além disso, apresentam diferentes estratégias adaptativas, como por exemplo a fixação de nitrogênio atmosférico (N_2) e a capacidade de armazenar fósforo (PAERL, 1988). Essas adaptações possibilitam uma elevada capacidade competitiva resultando numa contribuição significativa na composição da comunidade fitoplanctônica em termos de densidade como observado por Yunes et al. (1996), Magalhães e Azevedo (1998), Mathiensen et al. (1999, 2000), Jardim et al. (2000, 2004), Morales (2003), Yunes et al. (2003), Fernandes et al. (2005), Anjos et al. (2006), Costa et al. (2006).

Figura 17: Densidade total (A-D), densidade de células de cianobactérias (E-H) e clorofila-a (I-L) da comunidade fitoplanctônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2. Linha vermelha representa limites máximos para corpos hídricos de classe 2, segundo resolução CONAMA 357/2005.



Comparando os valores de densidade fitoplanctônica encontrados no PMBA/FEST-RRDM com aqueles registrados no PMQQS, os valores encontrados no presente estudo se mostraram extremamente maiores em todas as estações amostradas, tanto para a densidade total (ind/mL), quanto para densidade de células de cianobactérias (cel/mL). Embora tenha sido usada, em ambos os trabalhos, a mesma metodologia de análise quantitativa por sedimentação em câmaras (UTERMOHL, 1958), não é especificada a fórmula usada para o cálculo da densidade fitoplanctônica no relatório do PMQQS e os valores apresentados são surpreendentemente baixos.

Quando observada a contribuição quantitativa das células de cianobactérias, percebemos uma concentração significativamente maior de cel/mL nos lagos, principalmente nos períodos C1 e C2, quando comparados aos sistemas fluviais (Figura 17 E-H). Para o Rio Doce, há uma leve tendência de aumento na densidade de células de cianobactérias no período C2 (Figura 17 E), entretanto essa contribuição se dá principalmente por espécies unicelulares do gênero *Synechocystis*, de tamanho reduzido e pertencente à fração picoplanctônica (células entre 0,2 e 2 μm). O mesmo padrão é observado para o rio Guandu (Figura 17 F), onde há significativo aumento na densidade de células de cianobactérias no período C2, porém sem aumento significativo na densidade total (Figura 17 B). Este fato se dá pela grande contribuição dos táxons coloniais *Aphanocapsa incerta* e *Epigloeosphaerabrasilica* e do táxon filamentoso *Pseudanabaenaimnetica* em detrimento da unicelular *Synechocystis*. Ambos os ecossistemas fluviais permaneceram grande parte do tempo abaixo do limite máximo determinado pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de classe 2 (50.000 cel/mL), sendo este limite ultrapassado no rio Guandu, nos períodos C1 e C2, com maiores pluviosidades e temperaturas, condição climática que favorece a dominância desse grupo (MANTZOUKI et al., 2018).

Para os ecossistemas lacustres, a densidade de células de cianobactérias se mostrou significativamente mais elevada nos lagos (Figura 17 G) do que nas lagoas (Figura 17 H), entretanto este fato também possui relação com a composição de espécies registradas em cada ambiente. Nos lagos, além da típica *Synechocystis*, registrada em todos os ambientes contemplados pelo PMBA/FEST-RRDM, foram registradas espécies dos gêneros *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e as filamentosas *Dolichospermum*, *Raphidiopsis raciborskii* (Antiga *Cylindrospermopsis raciborskii*), *Oscillatoria* e *Pseudanabaena*, o que causou a elevação significativa na densidade de células destes organismos. Já para as lagoas, embora tenham sido registrados indivíduos de táxons coloniais ou filamentosos, grande parte da densidade se deu pela predominância gênero unicelular *Synechocystis*. Também é possível verificar a distinção sazonal nestes ambientes, sendo representadas tendências de aumento nas concentrações de células de cianobactérias nos períodos C1 e C2, característicos por elevação nas temperaturas, capazes de beneficiar o desenvolvimento destes organismos (MANTZOUKI et al., 2018).

A biomassa algal, medida pela concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g/mL}$), variou entre 0,03 $\mu\text{g/mL}$, nas estações do Rio Doce no período C2 (Figura 17 I), e 17,37 $\mu\text{g/mL}$ no ponto de compensação da luz da lagoa Juparanã no período C1 (Figura 17 K). Na superfície da lagoa, nesta mesma campanha, a concentração foi de 2,92 $\mu\text{g/mL}$. Estes valores reduzidos de clorofila *a* para o período chuvoso pode ter relação com a diluição da comunidade fitoplanctônica pela chuva, sendo mais pronunciada no Rio Doce, devido à velocidade do fluxo de água. Os valores elevados de clorofila *a* na profundidade de compensação da luz no lago Juparanã indicam um máximo metalimnético de acúmulo de biomassa. Esse padrão pode ser associado à adaptação fisiológica, como o desenvolvimento de aerótopos nas cianobactérias, ou à sedimentação passiva de indivíduos do epilímnio (REYNOLDS, 1997), como discutido por Hino et al. (1986) para o lago Dom Helvécio, Sudeste do Brasil. Para o rio Guandu, foram observados pequenos picos de elevação da clorofila-*a* nos períodos C1 e C2 (Figura 17 J),

enquanto que nas lagoas não houve padrão sazonal bem definido (Figura 17 L). Aumentos de biomassa em períodos de maior pluviosidade podem ser associados a maiores entradas de nutrientes alóctones que favorecem o crescimento do fitoplâncton. A contribuição externa de nutrientes, principalmente fósforo, via pluviosidade (KIM et al., 2007) e via deposição atmosférica (HESSEN et al., 2006) tem sido relacionada como fontes importantes para o crescimento do fitoplâncton. Não foram registrados valores de clorofila *a* acima do limite máximo determinado pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de classe 2 (30µg/mL).

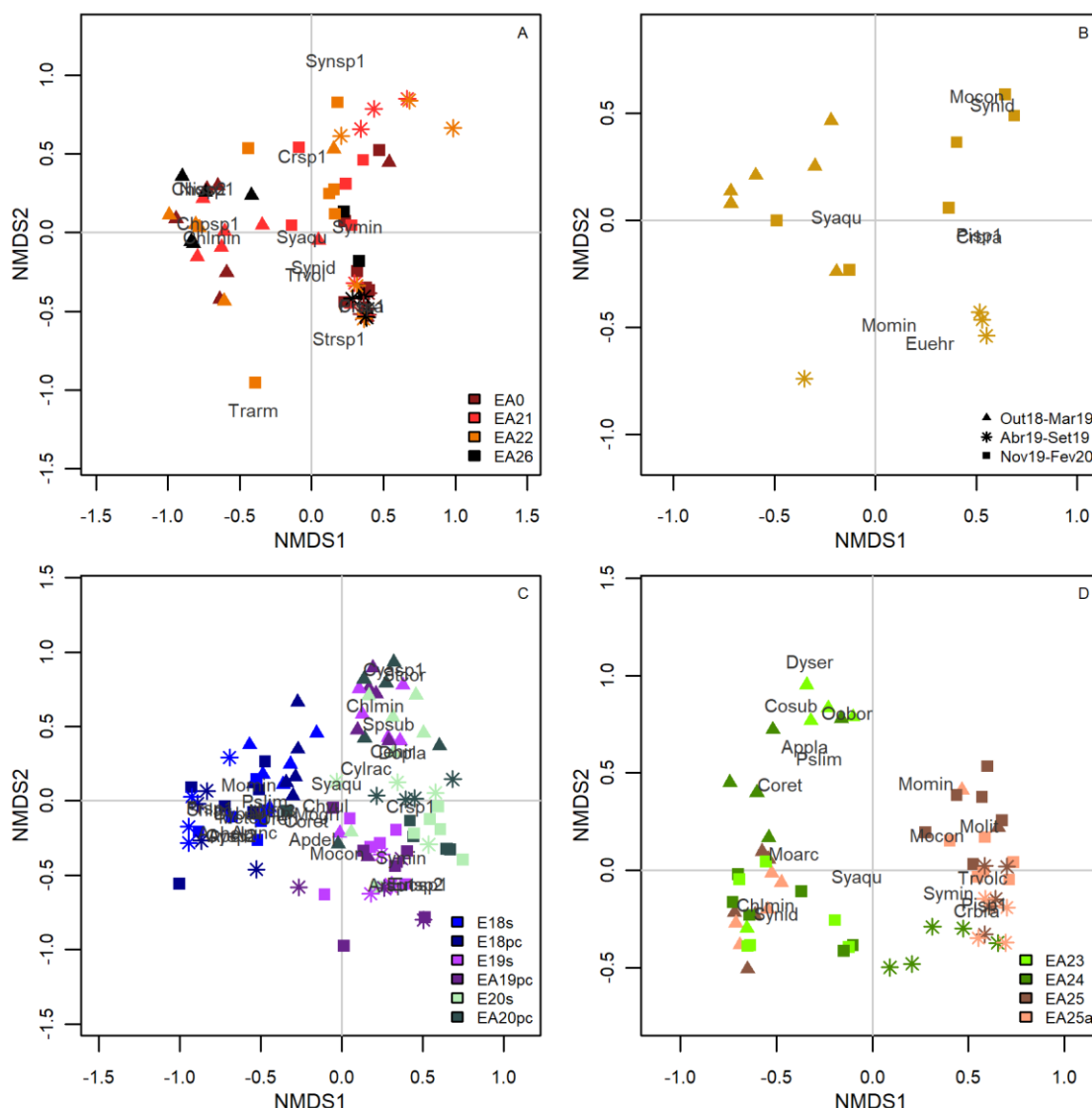
A presença de cianobactérias merece uma atenção especial, devido ao seu potencial de produção de toxinas, capazes de representar risco direto à saúde humana, pelo consumo de água contaminada e/ou risco de forma indireta, devido ao acúmulo de toxinas em tecidos de consumidores primários ou secundários (zooplâncton, peixes e/ou moluscos) (LAGOS et al., 1999; LEE et al., 2017). Esse potencial tóxico das cianobactérias pode ser influenciado positivamente em populações algais submetidas a condições de estresse (AMÉ; WUNDERLIN, 2005). Alguns estudos apontam que cepas de cianobactérias originadas de populações naturais, ao serem submetidas a condições adversas, como incremento de diversos metais, podem apresentar alterações fisiológicas capazes de induzir florações e produção de toxinas nestes organismos (HYENSTRAND et al., 2000; BANCI et al., 2004; AMÉ; WUNDERLIN, 2005; MARTÍNEZ-RUIZ; MARTÍNEZ-JERÓNIM, 2016). É importante ressaltar também que, foram registrados táxons com comprovação de produção de toxinas para outros ecossistemas brasileiros (Tabela 3), segundo Sant’Anna et al. (2008). O registro de *Synechocystis aquatilis*, *Synechococcus nidulans*, *Pseudanabaena limnetica* e *Raphidiopsis raciborskii* (antiga *Cylindrospermopsis raciborskii*), entre outros táxons com grande potencial de produção de toxinas, mesmo que em densidades reduzidas, torna indispensável o monitoramento contínuo, uma vez que cada célula de cianobactéria é uma unidade produtora de toxina em potencial, principalmente em regiões de uso intenso do corpo hídrico, seja para abastecimento doméstico (calha principal do rio), uso recreativo, como é o caso do lago Nova e Juparanã, e/ou pesca intensiva, como nas estações E21 e E26 da calha principal do Rio Doce e nas lagoas Areal e Monsarás, além de piscicultura intensiva como nos lagos Limão e Juparanã. De fato, o monitoramento de cianobactérias se torna ainda mais importante quando há diversas utilizações humanas das águas continentais. O caso conhecido ocorrido em Caruaru, em Pernambuco, mostrou que a presença de cianotoxinas na água utilizada para diálise de pacientes provocou a morte de 52 pacientes, caso conhecido como “Síndrome de Caruaru” (GRADÍSSIMO et al., 2020).

Tabela 3: Lista de cianobactérias já registradas como produtoras de toxina para outros ecossistemas aquáticos brasileiros segundo Sant'Anna et al. (2008)

	Rio Doce	Rio Guandu	Lagos	Lagoas
<i>Aphanothece</i> sp.			X	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (<i>Raphidiopsis raciborskii</i>)	X	X	X	X
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	X		X	
<i>Dolichospermum</i> sp.				X
<i>Geitlerinema amphibium</i>			X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i>			X	
<i>Microcystis wesenbergii</i>			X	
<i>Planktothrix agardhii</i>				X
<i>Planktothrix isothrix</i>		X		
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	X	X	X	X
<i>Synechococcus nidulans</i>	X	X	X	X
<i>Synechocystis aquatilis</i>	X	X	X	X

As análises de ordenação espaço-temporal da composição de espécies nas amostras para o Rio Doce não evidenciaram clara separação espacial (Figura 18 A), sugerindo a existência de um *continuum* de distribuição de espécies. Entretanto, é necessária a avaliação da comunidade após grandes eventos de cheia, a fim de verificar as trocas de espécies entre a calha principal do rio e os ecossistemas lacustres adjacentes. Além disso, há uma ordenação temporal em relação ao primeiro eixo da análise, onde as amostras referentes ao período seco (S) estiveram organizadas no lado positivo do eixo, representadas pelos táxons *Synechocystis* cf. *minuscule* e *Synechocystis aquatilis*, enquanto que amostras do período chuvoso 1 (C1) estiveram deslocadas no lado positivo do eixo e foi representada principalmente por táxons como *Chlorella* cf. *minutissima*, Chlorophyceae sp. 1, *Nitzschia* sp. 2 e *Choricystis* sp. 1, além de grande contribuição também da espécie *Synechocystis aquatilis*, presente em grande parte das amostras.

Figura 18: Ordenação das estações amostrais do Rio Doce (A), rio Guandu (B), lagos (C) e lagoas (D) em função da composição de espécies, utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS).



Para o rio Guandu, o primeiro eixo separou o período C2, caracterizado por *Synechococcus nidulans* e *Monoraphidium contortum* dos demais períodos, principalmente do período C1 (Figura 18 B), organizado no lado negativo também do eixo 1 e relacionado com as maiores densidades de *Synechocystis aquatilis*. O eixo 2 foi responsável pela separação do período seco (S), caracterizado principalmente pela presença dos táxons *Monoraphidium minutum* e *Euglena ehrenbergii*.

Para os lagos, o primeiro eixo da nMDS separou o lago Limão (E18) dos lagos Nova (E19) e Juparanã (E20) (Figura 18 C). O lago Limão foi ordenado do lado negativo do eixo 1 e teve maior representatividade dos táxons *Snowella lacustris*, *Aphanocapsa holsatica*, *Merismopedia tenuissima*, *Dynobryon bavaricum* e *Fragillaria* sp.2, durante o período S e *Nitzschia* sp. 2, *Urosolenia eriensis*, *Aphanocapsa elachista*, *Aphanocapsa incerta* e *Pseudanabaena limnetica*, para os períodos C1 e C2.

Para os lagos Nova e Juparanã, grande parte das amostras estiveram ordenadas no lado positivo do primeiro eixo, além de apresentarem separação sazonal em relação ao eixo 2, com amostras do período C1 no lado positivo e períodos S e C2 no lado negativo. Ambas as lagoas apresentaram composição semelhante de táxons, sendo representadas por *Raphidiopsis raciborskii* (Antiga *Cylindrospermopsis raciborskii*), *Dolichospermum planctonica*, Cyanophyceae sp. 1, *Chlorella* cf. *minutissima*, *Ceratium hirundinella* e *Staurostrum corniculatum*, para o período C1 e *Encyonema* sp. 1, *Eucapsis* sp. 1, *Synechocystis* cf. *minuscule*. A cianobactéria *Synechosystis aquatilis* apresentou grande representatividade nos três lagos estudados.

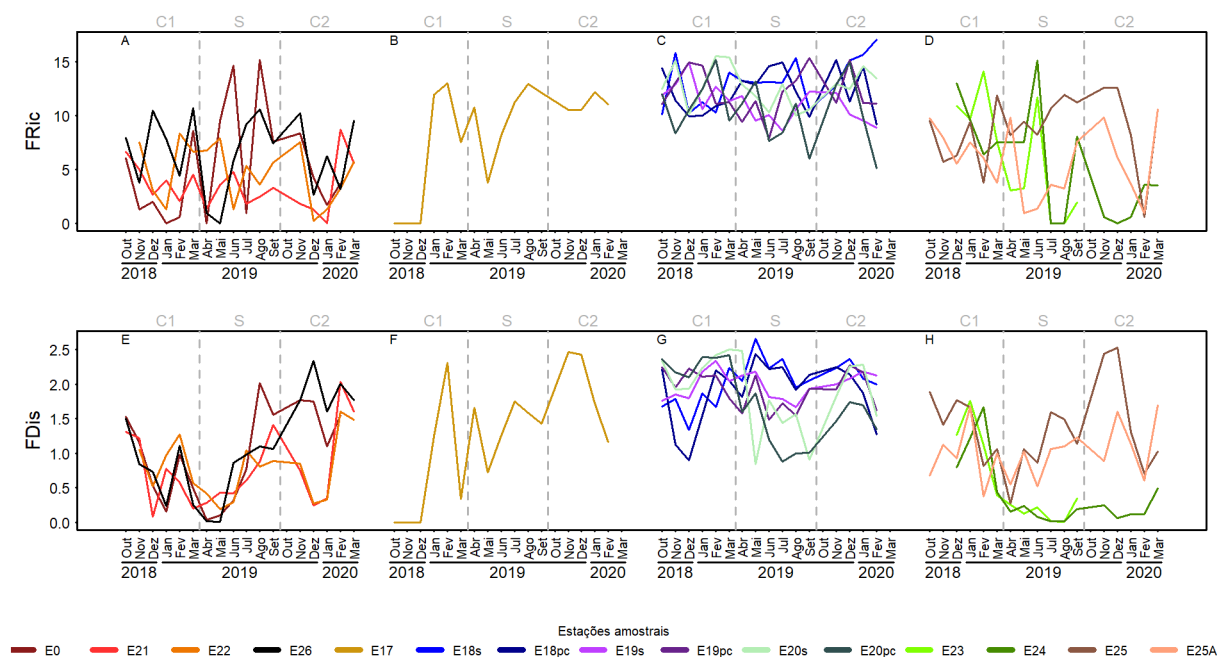
Nas lagoas, a NMDS apresentou uma distinção espacial no primeiro eixo, ficando as lagoas Areal (E24) e Areão (E23) ordenadas no lado negativo e a lagoa Monsarás (E25 e E25a) do lado positivo, enquanto que o segundo eixo foi responsável por uma organização sazonal das amostras, definindo as amostras dos períodos S e C1 da lagoa Monsarás e S e C2 das lagoas Areal e Areão, no lado negativo e C1 das lagoas Areal e Areão e C2 da lagoa Monsarás, no lado positivo (Figura 18 D). Nota-se também, uma semelhança da composição de espécies do período C1 da lagoa Monsarás com o período C2 das lagoas Areal e Areão, além de uma semelhança da composição de espécies do período seco das lagoas Areal e Areão com o período seco da lagoa Monsarás. O período C1 das lagoas Areal e Areão, foi caracterizado pelos táxons *Dynobryon sertularia*, *Oocystis borgeii*, *Coenocystis planctonica*, *Pseudanabaena limnetica* e *Coelastrum reticulatum* (atual *Hariotina reticulata*), enquanto que os períodos C2 destas lagoas, bem como o período C1 da lagoa Monsarás, foram caracterizados pelos táxons *Monoraphidium arcuatum*, *Synechococcus nidulans*, *Chlorella* cf. *minutissima* e *Synechocystis aquatilis*. O período S das lagoas Areal, Areão e Monsarás foi caracterizado pela presença dos táxons *Synechocystis* cf. *minuscule*, *Trachelomonas volvocina*, *Cryptomonas brasiliensis* e *Pinnularia* sp. 1, já os períodos C1 e C2 da lagoa Monsarás, apresentaram predominância dos táxons *Monoraphidium minutum*, *Monoraphidium litorale* e *Monoraphidium contortum*.

O uso de características funcionais da comunidade vem ganhando destaque devido a sua complementaridade aos dados tradicionais de diversidade, e por sua capacidade de relacionar a influência da comunidade biológica nos principais processos que regem o funcionamento dos ecossistemas (VILLÉGER et al., 2010; PETCHEY; GASTON, 2006), gerando resultados capazes de explicar as variações nas funções ecossistêmicas (WEIHER et al., 2011). Neste sentido, a riqueza funcional (FRic) representa o número de funções diferentes desempenhado por uma comunidade e a dispersão funcional (FDis) representa a dispersão das espécies, pesada pela abundância, dentro do espaço funcional.

A FRic apresentou valor mínimo (0) no rio Guandu, coincidindo com o menor valor de riqueza (1), entretanto o valor máximo (17) (Figura 19 A-D), foi registrado para o lago Limão, em fevereiro de 2020, não coincidindo com o maior valor de riqueza (36) registrado no lago Juparanã (Figura 19 C). As variações apresentadas nos valores de FRic para o Rio Doce (Figura 19 A), assim como o que foi registrado para a riqueza de espécies, não apresentou padrão sazonal definido, mas sim variação

mais pronunciada entre amostragens. Entretanto a E21, localizada na zona urbana de Linhares, apresentou tendência aos menores valores de riqueza funcional, indicando possíveis perdas de importantes funções ecossistêmicas conforme espécies sensíveis vão desaparecendo devido à impactos antrópicos na calha do rio, promovendo o desenvolvimento de espécies resistentes, com características morfofisiológicas semelhantes, que por muitas vezes são representadas por cianobactérias (HUSZAR; CARACO, 1998; BORICS et al., 2012).

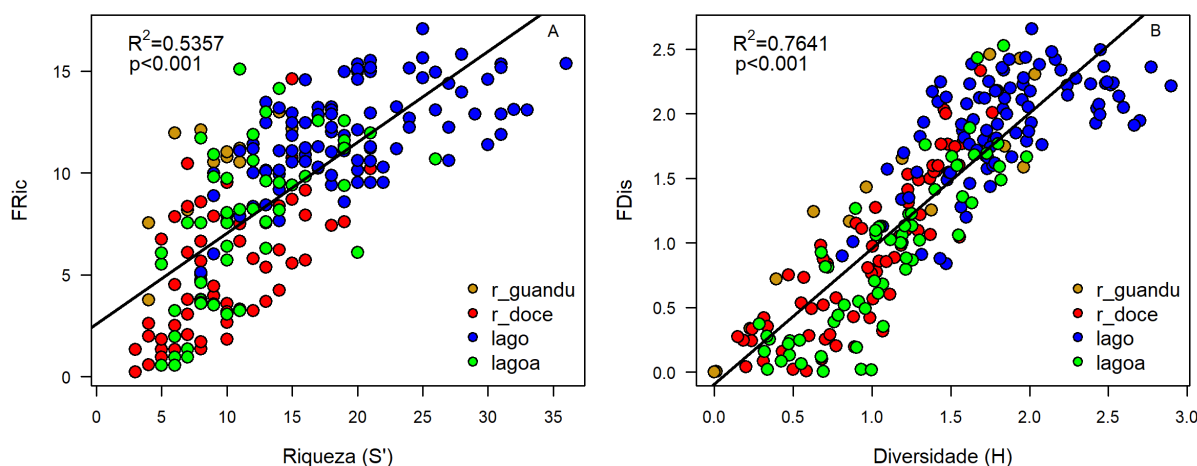
Figura 19: Análise de diversidade funcional da comunidade fitoplanctônica – riqueza funcional (A-D) e dispersão funcional (E-H) – ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.



É importante ressaltar que, embora tenha relação positiva entre os valores de riqueza taxonômica e FRic (Figura 20 A), o aumento no número de táxons em uma amostra, por vezes não significa aumento no número de riqueza funcional. Este fato pôde ser observado em todos os ambientes estudados durante o PMBA/FEST-RRDM, destacando-se as amostragens no rio Guandu e na lagoa Monsarás, quando foram registrados valores de FRic maiores que os valores de riqueza taxonômica, indicando que cada espécie desempenha compõe uma entidade funcional. Os lagos foram os ambientes com maiores valores de FRic (Figura 19 C), apresentando valores e variação semelhantes entre si, mesmo com composição de espécies distinta. Por se tratar de ecossistemas com dinâmica mais estável em comparação a ecossistemas fluviais ou lagoas rasas (LEWIS, 1987), há o desenvolvimento de maior diversidade de formas de vida e maior uniformidade na distribuição de indivíduos, aumentando o número de funções ecossistêmicas desempenhadas pela comunidade (Figura 20 B). Para as lagoas, houve discreta tendência de redução nos valores de FRic no final do período seco (S) para o período chuvoso 2 (C2). As lagoas Areal e Areão apresentaram grande contribuição de algas cocóides da classe Chlorophyceae, o que pode ter contribuído para os valores

de abaixo de FRic (Figura 19 D) quando comparadas à lagoa Monsarás, que apresentou maior diversidade de formas de vida.

Figura 20: Relação entre riqueza taxonômica e riqueza funcional (A) e diversidade taxonômica de Shannon e dispersão funcional (B) da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados.



Os padrões sazonais de dispersão funcional (FDis) (Figura 19 E-H), foram semelhantes aos padrões de diversidade de Shannon (Figura 16 I-L) e inversos aos valores de dominância (Figura 16 E-H), evidenciando a perda de função conforme uma ou poucas espécies dominam a comunidade. Para o Rio Doce foi observada tendência de redução nos valores de FDis no início do período S e elevação nos períodos C1 e C2 (Figura 19 E), enquanto que para o rio Guandu, não foram observados padrões sazonais (Figura 19 F), mas sim variações de curto prazo, provavelmente regidas também por condições locais e pequenos eventos de alterações ambientais nas condições da água, possibilitando alterações rápidas na composição de espécies.

Nos lagos, foram observados valores ligeiramente mais elevados nos períodos S e C2 para o lago Limão e redução nos valores de FDis durante o período S nos lagos Nova e Juparanã (Figura 19 F). Normalmente, com a circulação da massa d'água nos períodos de menor temperatura, há ressuspensão de material sedimentado, como nutrientes e/ou contaminantes depositados no leito do lago (LEWIS, 1973). Em decorrência dessa alteração das camadas superiores e da composição do material ressuspensão, a composição de espécies pode sofrer alterações, inclusive em seus padrões de espécies abundantes e dominantes e consequentemente alterações nas principais características morfofuncionais da comunidade. Para as lagoas, houve uma distinção espacial clara, principalmente durante os períodos S e C2 (Figura 19 G), quando as lagoas Areal e Areão apresentaram os menores valores de FDis, enquanto que a lagoa Monsarás apresentou valores mais elevados, comparando aos registrados para os lagos.

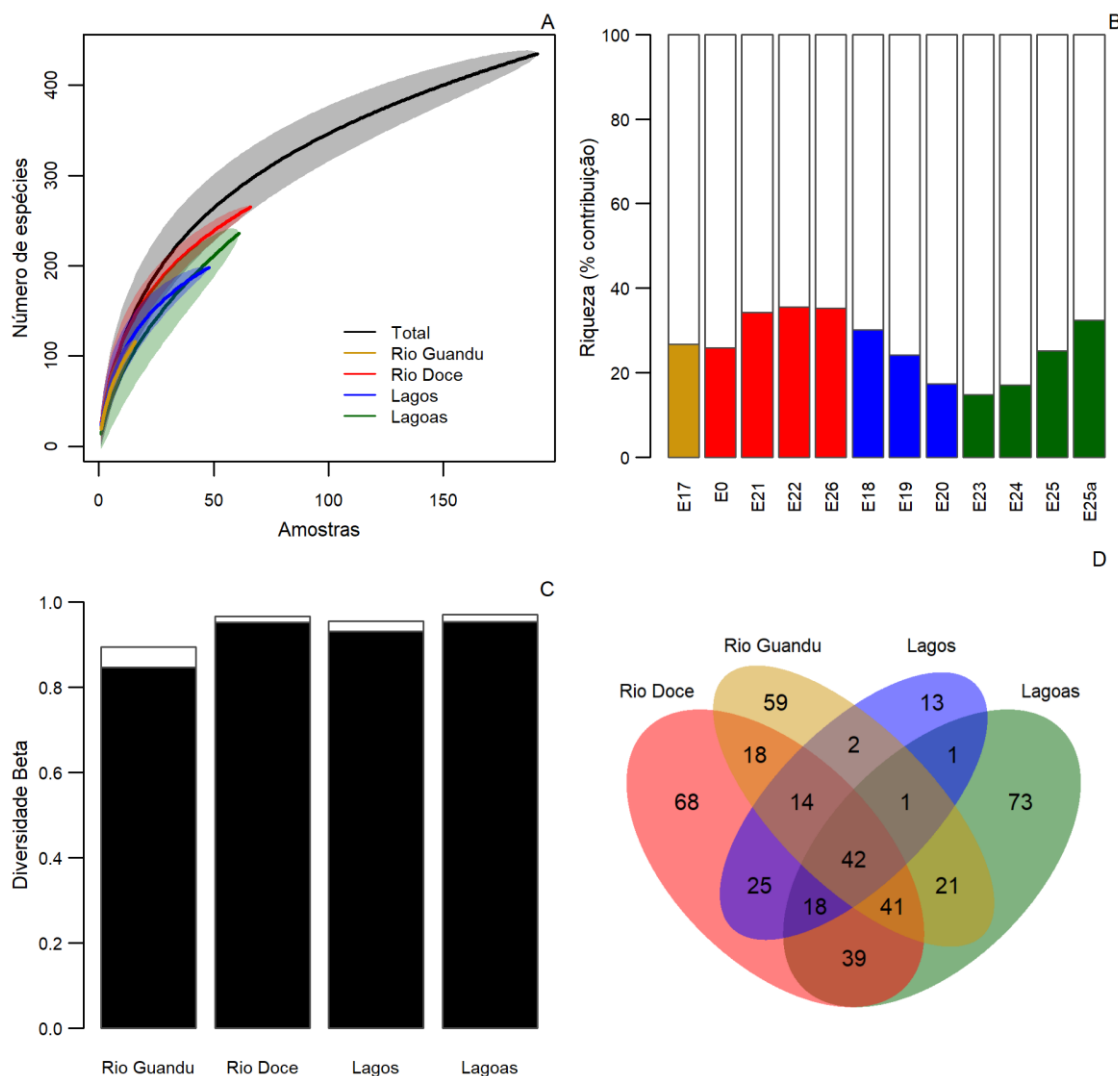
Nos itens 2.3.4 (para a calha do rio) e 2.4.3 (para lagos e lagoas) "Avaliação espaço-temporal das comunidades bióticas e sua relação com as variáveis ambientais" são apresentadas as principais relações das comunidades biológicas com a variação espaço-temporal de uma série de variáveis

ambientais indicativas de eutrofização, poluição e/ou contaminação por metais e outras substâncias. Nestas avaliações foram evidenciadas a separação das estações amostrais de acordo com sua composição de espécies, ditada pela abundância, e sua relação com cada grupo de variáveis abióticas. Foi observado que espécies de cianobactérias com potencial de produção de toxinas do gênero *Synechocystis*, na calha principal do Rio Doce, foram influenciadas e favorecidas pelas altas concentrações de Ferro e outros metais, além de concentrações elevadas de material particulado em suspensão e altas cargas de fósforo. Além disso, também foi possível ver a variação no espaço e no tempo, de espécies chaves, como a citada acima, de acordo com as variações nas condições abióticas apresentadas por cada ambiente.

1.2.2 Perifíton

Na análise qualitativa, foram registrados 961 táxons de algas perifíticas, muitos ainda em processo de identificação (*Material Suplementar A3DPS1*). O levantamento florístico registrou a presença de 18 Classes de algas, principalmente representado por Bacillariophyceae (357 táxons), com 19 táxons em Classes ainda não definidas. A análise quantitativa foi utilizada para calcular os resultados de diversidade, de modo que o esforço amostral fosse padronizado. Nela, foram registrados 435 táxons, divididos em 17 Classes, sendo as mais representativas as Classes Bacillariophyceae (33,6%), Zygnematophyceae (19,5%) e Cyanophyceae (18,4%). A análise de rarefação de espécies (ou curva do coletor Figura 21A) indica que ainda é esperado o registro de novas espécies na Bacia do Baixo rio Doce com a inclusão de novas amostragens, uma vez que não foi observada, até o momento, tendência a estabilização do número de espécies com o incremento no número de amostras. O registro de espécies inéditas com a inclusão de novas amostras também é esperado para o rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas. O número de amostras coletadas até o momento é, portanto, insuficiente para se conhecer profundamente a biodiversidade de algas perifíticas.

Figura 21: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), diversidade beta e componentes turnover (preto) e aninhamento (branco)(C) e compartilhamento de espécies entre os ambientes estudados (D).



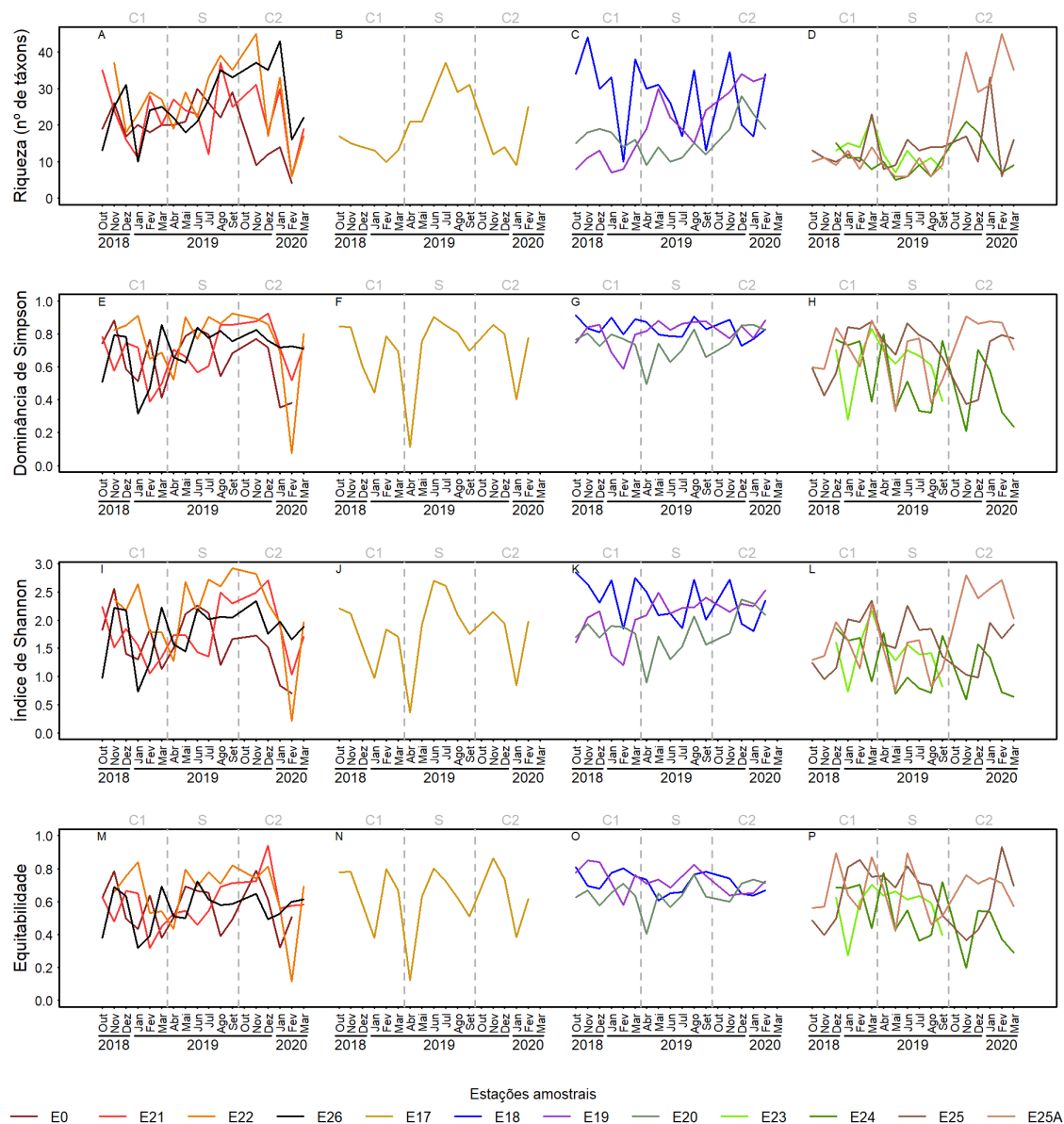
As estações E21, E22 e E26 (rio Doce) foram aquelas com maior número de táxons, com cerca de 35% do total de espécies registrados na Bacia do Baixo rio Doce, enquanto as lagoas Areão e Areal e o lago Juparanã apresentaram o menor número de táxons (~15% do total de espécies; Figura 21B). O maior número de espécies no rio Doce pode ser explicado pela maior diversidade beta, principalmente relacionado ao componente de substituição de espécie (Figura 21C). Isso implica que as comunidades não foram estáveis, em termos de composição de espécies, ao longo do tempo e espaço. Portanto, espécies podem ter aparecido em apenas algumas campanhas, quando as condições ambientais lhes eram favoráveis e desaparecido (ou tornando-se raras) em outros períodos. Esse padrão pode ser indicativo de grande variação ambiental do rio, relacionado com

baixa heterogeneidade de paisagem na bacia hidrográfica (e.g. grandes áreas de pastagem, SOININEN et al., 2015).

Quarenta e dois táxons foram comuns ao rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas (Figura 21D). As lagoas são os locais com mais táxons exclusivos (73), seguido do rio Doce (68), rio Guandu (59) e lagos (13). O rio Doce compartilha grande parte de suas espécies com os demais ecossistemas avaliados. Esses resultados indicam a importância dos ecossistemas adjacentes (afluentes, lagos e lagoas) na manutenção da biodiversidade de algas perifíticas no rio Doce, uma vez que podem servir como fonte de propágulos após algum distúrbio de intensidade maior, como foi o caso da passagem do rejeito. A conectividade entre ambientes aquáticos em uma bacia hidrográfica é um importante fator na dinâmica das comunidades, considerando os processos de dispersão e colonização de habitat que sofreram perturbações (ALTERMATT et al., 2011).

A riqueza taxonômica na bacia do Baixo rio Doce, avaliada em cada amostra coletada, variou entre 4 e 45 táxons (Figura 22), sendo esses valores extremos registrados nas amostras do rio Doce (Figura 22A). A variação de riqueza ao longo do tempo, contudo, não é exclusividade do rio Doce, tendo sido observada em períodos mais curtos (entre campanhas) em locais como na foz do rio Doce (E26) e no lago Limão (E18, Figura 22C), e também quando é considerada a sazonalidade como escala temporal. Neste caso, de uma forma geral, os períodos C1 (chuvoso 1) e S (seco) apresentaram maior estabilidade de riqueza com maior número de espécies no rio Doce e nos lagos. Na estação C2 (chuvoso 2), marcada por grande quantidade de chuva, houve maior amplitude nos valores de riqueza no rio Doce (com tendência a diminuição da riqueza quando comparado aos períodos anteriores) e nas lagoas (onde foram observados os maiores valores de riqueza ao longo do monitoramento, Figura 22C). Os lagos apresentaram, em todo o monitoramento, grande amplitude de riqueza, exceto pelo lago Juparanã (E20), que apresentou menores valores de riqueza e tendência ao aumento no período C2. O rio Guandu (Figura 22B) apresentou valor máximo de riqueza durante o período S. Vale ressaltar que o período C1 foi marcado por menores precipitações em relação ao C2.

Figura 22: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e equitabilidade (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso 2.



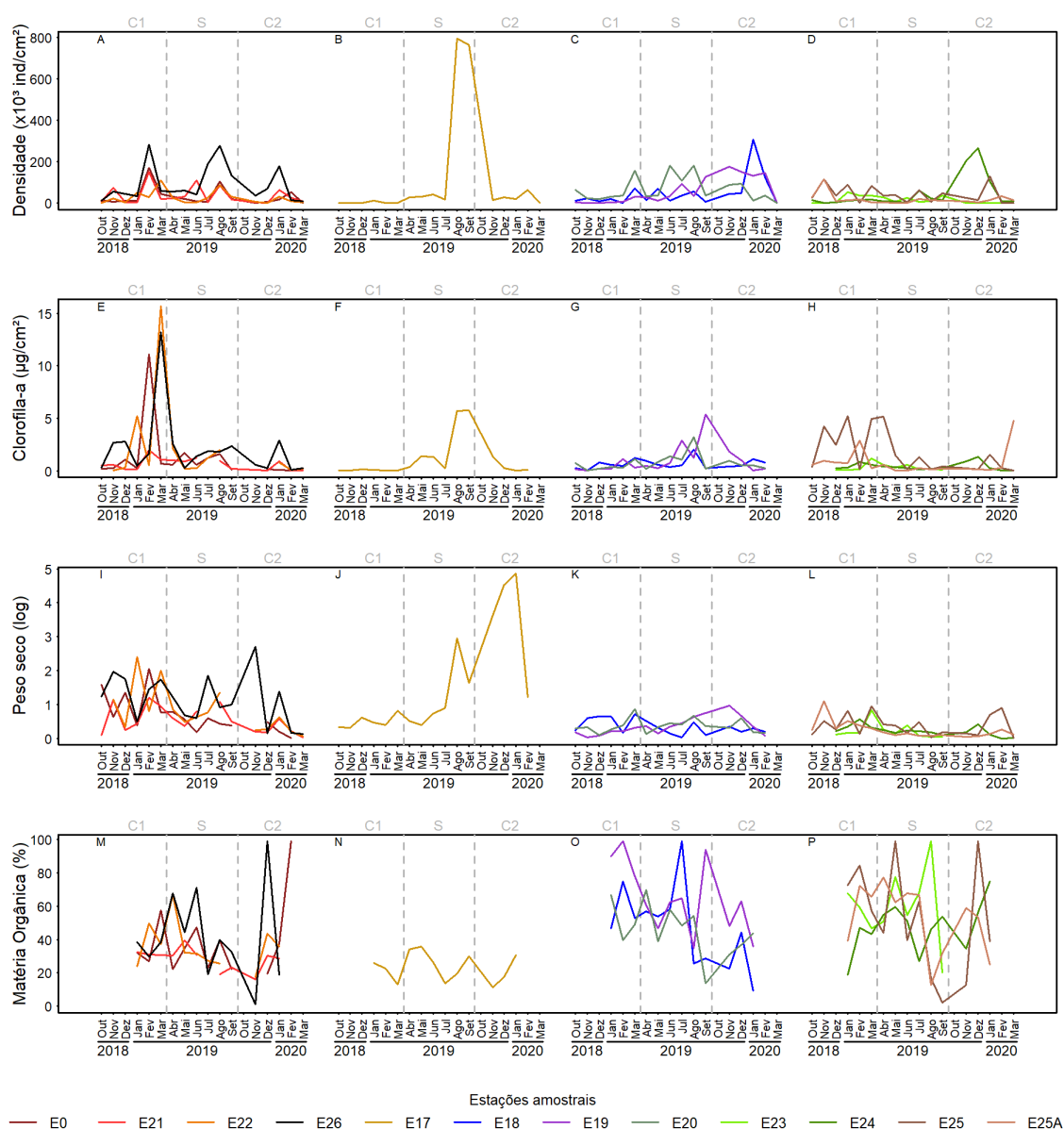
Os valores dos índices de diversidade (Índice de Shannon, Equitabilidade e dominância de Simpson) apresentaram padrões semelhantes nas estações amostrais ao longo das campanhas (Figura 22E-P). O índice de Shannon variou entre 0,20 e 2,92 bits ind⁻¹, a Equitabilidade variou entre 0,11 e 0,94, e a dominância de Simpson variou entre 0,07 e 0,92. No rio Doce foi observada tendência ao aumento da diversidade, com menor dominância de algumas espécies, durante o período S. A diversidade no rio Doce (considerando essas três métricas) atingiu o menor valor nas últimas campanhas (Jan/Fev 2020), tendendo a aumentar. No rio Guandu, a variação da diversidade foi mais evidente ao longo das campanhas, indicando que a variação ambiental de curto prazo é mais

importante para os índices diversidade do que a sazonalidade (diferente do que ocorre para a riqueza). Lagos e lagoas, apesar da variação entre campanhas, não apresentaram tendências sazonais em sua diversidade. Contudo, o lago Juparanã (E20) e a lagoa Areal (E24) apresentaram os menores valores de diversidade.

Menores valores de diversidade têm sido registrados em ambientes aquáticos impactados (JOHNSTON; ROBERTS, 2009). Contudo, não existem valores de referência para definir quais seriam os ambientes impactados. Quando comparados entre eles, os rios e as lagoas parecem ser os ambientes mais impactados da bacia. No rio Doce, a tendência a queda dos valores de diversidade nos períodos chuvosos indica um efeito alóctone dependente da precipitação, que pode estar relacionado com o uso do solo (ZORZAL-ALMEIDA et al., 2018). Entre os lagos, o lago Juparanã (E20) apresentou os menores valores de diversidade, indicando este ser o mais impactado, enquanto o lago Limão (E18) apresentou maior diversidade dentre os três lagos estudados.

A comunidade perifítica da bacia do Baixo rio Doce apresentou densidade de indivíduos variando de 541 a 794.477 indivíduos cm^{-2} (Figura 23A-D). O maior valor foi registrado no rio Guandu, ao final do período S. Aumento de densidade nesse período foram também observados no rio Doce (destaque para a foz, E26) e no lago Juparanã. Na lagoa Areal (E24), houve um aumento da densidade de indivíduos no início da estação C2, e diminuição nas últimas coletas. A tendência de aumento de densidade no período S pode ser devido à diminuição do fluxo (vazão e turbidez, observação de campo) nos rios Doce e Guandu e à diminuição das chuvas (remoção mecânica do perifíton; PIÑOSA, 2018).

Figura 23: Densidade total (A-D), clorofila-a (E-H), peso seco (I-L) e percentual de matéria orgânica (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso

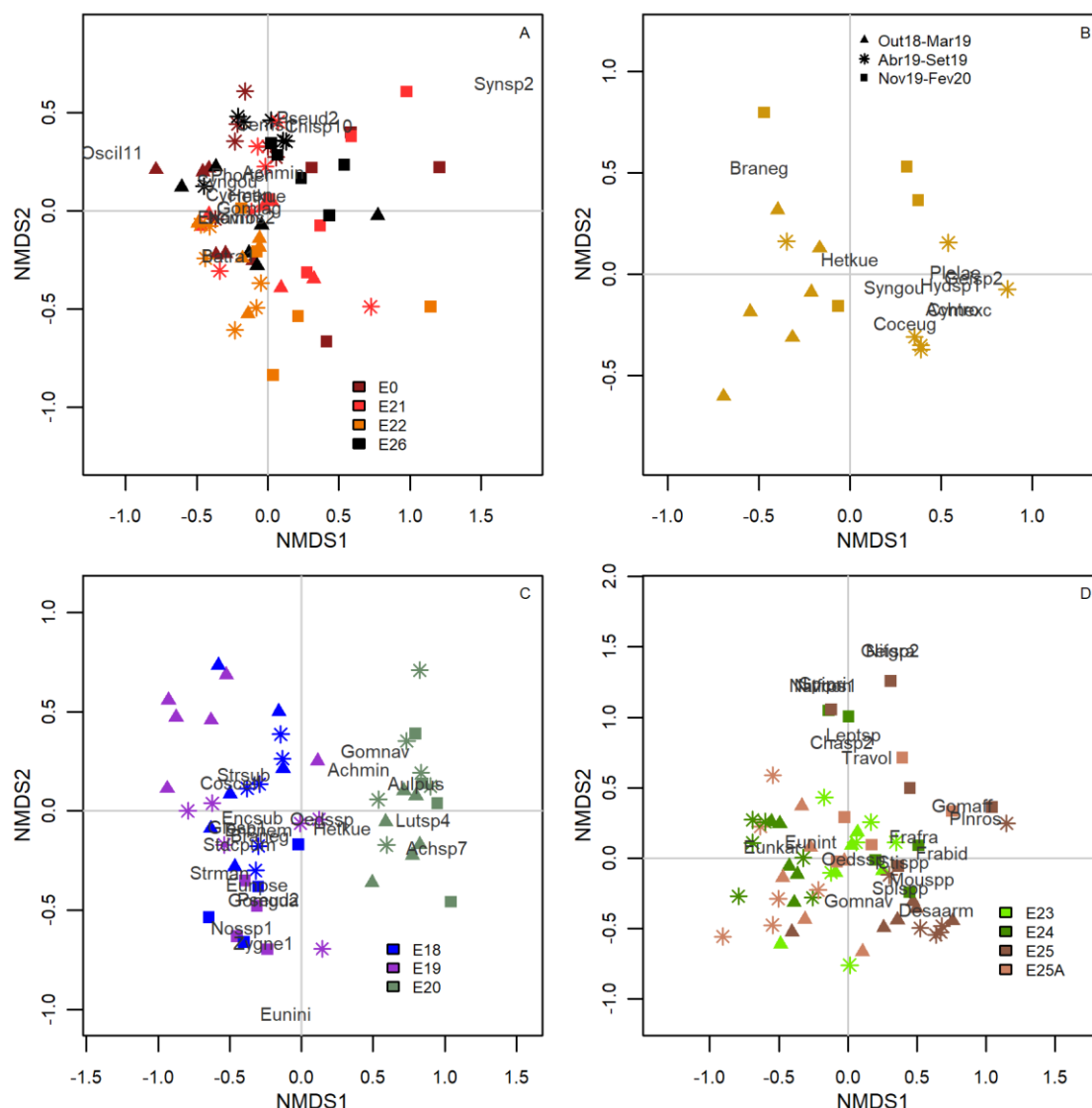


A biomassa algal (Figura 23E-H), medida pela clorofila-a do perifíton, variou entre 0,05 e 15,7 $\mu\text{g cm}^{-2}$. Os maiores valores de clorofila-a foram registrados ao final do período C1 no rio Doce e nas lagoas, e ao final do período S no rio Guandu e nos lagos. Para o rio Doce e o rio Guandu, que são ambientes lóticos, os picos de clorofila podem estar relacionados com momento de maior estabilidade na velocidade de corrente (SMITH; DUCAN, 1999). Nos ambientes lênticos (lagos e lagoas), o mecanismo de controle da biomassa algal pode ter sido o mesmo para a densidade: a remoção mecânica pela chuva. A biomassa também pode ser controlada por outros fatores como a predação (BECK et al., 2018), mas nenhuma discussão acerca da herbivoria pode ser realizada uma vez que o processo não foi tema de análise no presente relatório.

O peso seco da comunidade perifíticas na Bacia do Baixo rio Doce variou de 0,01 a 127,60 mg cm⁻² (Figura 23I-L), e o percentual de matéria orgânica, baseado na contribuição do peso seco livre de cinzas no peso seco total, variou entre 1.1 e 99.0% (Figura 23M-P). O peso seco perifítico nos ambientes lóticos variaram ao longo do tempo, com destaque para o aumento no rio Guandu, ao final do período S. Nota-se, contudo que esse aumento é devido ao aporte inorgânico de material da água, uma vez que os níveis de matéria orgânica (peso seco livre de cinzas) se mantêm similares (salvo pequenas variações) ao longo dos meses. Essa matéria orgânica tem, provavelmente, origem alóctone que é incorporada ao rio por carreamento de material de solos descobertos. No rio Doce podemos inferir a mesma conclusão, mas por caminhos opostos: apesar da manutenção dos níveis de peso seco ao longo das campanhas, nota-se tendência a diminuição da matéria orgânica ao final do período S e início do período C1. Esses resultados sugerem que existe relevante entrada de material inorgânico alóctone no rio Doce e no rio Guandu, que pode conter elementos prejudiciais à biodiversidade aquática. Esta tendência, apesar de menos evidente, parece ocorrer nos mesmos períodos para lagos (destaca-se os lagos Juparanã e Limão) e para as lagoas.

A ordenação das estações amostrais (espacial e temporalmente) foi realizada com a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS - *Non-metric multidimensional scaling*), onde todas as análises apresentaram valor de estresse menor que 0,1 (considerando um valor considerável de ajuste; BUTTIGIEG; RAMETTE, 2014). As estações amostrais no rio Doce foram ordenadas no primeiro eixo em relação, principalmente à sazonalidade (Figura 24A). Ao lado direito do eixo, estão ordenadas estações amostrais do período C2, chuvoso com maior precipitação, relacionadas principalmente com maiores densidades de *Synechococcus* sp. 2 (Synsp2). Ao lado esquerdo, estão ordenadas as estações amostrais no período S, e a maior parte das estações C1 (chuvoso com menor precipitação) relacionadas às maiores densidade de Oscillatoriales 11. Os dois táxons são pertencentes à Classe Cyanophyceae, mas com formas de vida diferentes. Enquanto Oscillatoriales 11 é uma espécie filamentosa, *Synechococcus* sp. 2 é uma espécie unicelular, de pequeno tamanho e com rápido desenvolvimento, sendo classificada como uma espécie ruderal com vantagens de crescimento populacional em ambientes perturbados ou instáveis, como parece ser o caso do rio Doce no período C2 (discutido previamente). Em termos espaciais, a comunidade de algas perifíticas da estação E22 parece ser, em média, diferente das demais. Isto pode ser resultado da maior conservação da área ripária nesta estação amostral, uma vez que as margens em E0, E21, e E26 estão em processo adiantado de degradação, seja por remoção da vegetação, seja por proximidade a regiões urbanizadas.

Figura 24: Ordenação das estações amostrais do rio Doce (A), rio Guandu (B), lagos (C) e lagoas (D) utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS).



A comunidade periférica do rio Guandu (E17) também apresentou ordenação de acordo com a sazonalidade (Figura 24B). Estações amostrais do período C1 foram ordenadas do lado esquerdo, estando relacionadas à maior abundância de *Brachysira* cf. *neglectissima*. Esta espécie tem capacidade de movimentação e, por isso, possui vantagem em matrizes periféricas com maior quantidade de material particulado (BARBOUR et al., 1999). Relacionadas às amostragens no período S estão espécies como *Pleurosira laevis* e *Hydrosera* sp. Estas duas espécies possuem hábitos filamentosos (as células estão unidas por almofadas de mucilagem). Este hábito só é possível quando não há instabilidade no fluxo de água, como é o caso do rio Guandu em períodos secos.

Nos lagos (Figura 24C), existe uma evidente distinção entre as comunidades do lago Juparanã (E20) e dos lagos Limão (E18) e Nova (E19). As estações do lago Juparanã estão relacionadas com

maiores densidades de espécies como *Gomphonema naviculoides* e *Achnanthyidium minutissimum*. Essas duas espécies tem sido relacionadas a ambientes meso-eutróficos (VAN DAM et al., 1994; SALOMONI et al., 2006, 2011), indicando que o lago Juparanã possa ter maior grau de impacto por poluição orgânica dentre os três analisados. Além disso, *Achnanthyidium minutissimum* tem sido classificada como espécie tolerante a presença de metais pesados na água (CATTANEO et al., 2004; OLENICI et al., 2017; LUIS et al., 2011). Contudo, sua presença deve ser avaliada com cautela por se tratar de uma espécie cosmopolita e ruderal.

Nas lagoas (Figura 24D), não há uma distinção espacial clara entre os ambientes estudados, de acordo com a composição de espécies. Contudo, pode-se observar a separação entre os períodos C1 e C2. O período mais chuvoso (C2) esteve relacionado com maiores densidades de táxons como *Trachelomonas volvocina* - frequentes em águas de média a altamente poluídas (WOLOWSKI; WALNE, 2007) e/ou com maiores concentrações de Mn (WILK-WOŹNIAK et al., 2011); *Gomphonema affine* - tolerante à alta condutividade (MORO; FURSTENBERG, 1997); *Planothidium rostratoholarcticum* – encontrada em rios e lagos eutróficos com alta condutividade (BAK; LANGE-BERTALOT, 2014); *Nitzschia* cf. *gracilis* – relacionada a ambientes mesotróficos (van Dam et al 1994), podendo estar relacionada com maiores concentrações de metais (WILK-WOŹNIAK et al., 2011); e *Navicula* cf. *rostellata* – diatomácea com preferência a ambientes eutróficos (VAN DAM et al., 1994). Essa relação das algas com maior pluviosidade indica que as lagoas, quando em período chuvoso, tem a qualidade das suas águas diminuídas, relacionadas com o aumento de nutrientes e, possivelmente, com o aumento de metais na água.

A análise do índice de espécies indicadoras mostrou que nove (9) táxons pertencentes às Classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Zygnemaphyceae e Cyanophyceae foram indicadores de baixas concentrações de ferro dissolvido (0,0 a 0,15 mg L⁻¹; Tabela 4) e a cianofícea colonial *Aphanocapsa annulata* foi indicadora de concentrações de ferro entre 0,15 e 0,30 mg L⁻¹. Acima dos limites da Resolução Conama 357/05, para águas dulcícolas de Classe 2 (0,3 mg L⁻¹), sete outros táxons pertencentes às Classes Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Chlorophyceae e Ulvophyceae, foram indicadores de concentrações de ferro dissolvido maiores que 0,60 mg L⁻¹. Dentre os táxons indicadores desta última faixa de concentração, *Eunotia karenae* foi a espécie com maior valor de Indicação (20.6%). Além disso, a abundância da maioria das espécies indicadoras de altos níveis de ferro dissolvido apresentou correlação positiva com as concentrações desse metal e, de modo contrário, as espécies indicadoras de baixos níveis de ferro dissolvido mostraram-se sensíveis, com sua densidade diminuindo com o aumento das concentrações do metal na água.

Tabela 4: Espécies com Valor de Indicação (VI) significativo ($p > 0.05$) às faixas de ferro dissolvido (Fe dis.) na Bacia do Baixo rio Doce e correlação de Pearson da abundância das espécies com as concentrações do metal. Limite na resolução CONAMA 357/05, para c para classe II de águas doces: $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. Não houve espécie com valor de VI significativo entre $0,30$ e $0,60 \text{ mg L}^{-1}$.

Táxon	Fe dis. mg L^{-1}	VI	r (Pearson)
<i>Fragilaria perdelicatissima</i> Lange-Bertalot & Van de Vijver		16.4	-0.28*
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>ellipsoideum</i>		13.8	-0.33*
<i>Staurastrum subanchora</i> Grönblad C.		13.6	-0.19*
<i>Staurastrum rotula</i> Nordst		13.3	-0.29*
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	0 – 0,15	10.3	-0.23*
<i>Pinnularia</i> sp.1		10.1	-0.10
<i>Gomphonema turris</i> Ehrenberg var. <i>coarctata</i> (Frenguelli) Frenguelli		9.9	-0.22*
<i>Staurodesmus convergens</i> var. <i>pumilus</i> (Nordstedt) Teiling		9.6	-0.32*
Leptolyngbyaceae 1		6.4	-0.13
<i>Aphanocapsa annulata</i> G.B.McGregor	0,15 – 0,30	8.5	0.02
<i>Eunotia karenae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot		20.6	0.24*
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald		11.5	0.15*
<i>Eunotia juettnerae</i> Lange-Bertalot		11.1	0.17*
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	> 0,60	10.9	0.18*
<i>Cosmarium</i> cf. <i>sphagnicola</i> West & G.S.West		10.1	0.14
<i>Pseudocharacium</i> sp.		8.3	0.13
<i>Staurastrum hirsutum</i> Ehrenberg ex Ralfs		8.3	0.15*

Dentre as espécies indicadoras de menores concentrações de ferro dissolvido, a abundância de *Aulacoseira ambigua* foi negativamente correlacionada às concentrações do metal, demonstrando ser sensível ao aumento dos valores de ferro na água. Em um estudo paleolimnológico realizado por Pienitz et al. (2006), essa espécie de diatomácea apresentou elevada abundância em condições mesotróficas e com menores concentrações de ferro e outros metais e houve drástica redução na sua abundância com o aumento da trofia e das concentrações de metais. No que tange às espécies indicadoras de maiores valores de ferro dissolvido na água, destaca-se *Chlorella vulgaris*, uma clorofícea unicelular que é tolerante ao ferro e necessita deste metal para o crescimento e acúmulo de lipídeos na célula, tendo assim alta demanda de ferro do ambiente, além de outros nutrientes como o fósforo (KUMARI et al., 1991; LIU et al., 2020).

A análise do índice de espécies indicadores também demonstrou que várias outras espécies de microalgas foram indicadoras de diferentes faixas de concentrações de manganês total. As diatomáceas *Encyonopsis* cf. *subminuta* e *Aulacoseira pusilla* e a zignemafícea *Cosmarium contractum* var. *ellipsoideum* foram indicadoras (VI: 27.45 a 16.51) de baixas concentrações de manganês ($0,0$ e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$) e a abundância dessas espécies foram negativamente correlacionadas ($r = -0.23$ a -0.33) com a concentração do metal, indicando que são táxons sensíveis (Tabela 5). Quinze táxons pertencentes às Classes Bacillariophyceae, Zygnematophyceae, Chlorophyceae,

Euglenophyceae e Rhodophyceae foram indicadoras de manganês na faixa de 0,1 e 0,2 mg. L⁻¹ (valores imediatamente acima do limite da Resolução CONAMA 357/05: 0,1 mg L⁻¹), sendo que a abundância da desmídea *Closterium* cf. *dianae* e da clorofícea Sphaeropleales 3 apresentaram correlação positiva significativa ($r = 0.14$ e 0.15 , respectivamente) com manganês. Nas condições com concentrações de Mn maiores que 0,02, os táxons indicadores das maiores concentrações de manganês ($> 0,2$ mg L⁻¹) foram as zignemafíceas *Spirogyra* spp. e *Mougeotia* spp., as diatomáceas *Gomphonema* aff. *naviculoides* e *Gyrosigma* sp. 2 e a rodófito *Compsopogon caeruleus*, que apresentaram correlações positivas e significativas entre seus valores de abundância e as concentrações de manganês total.

Tabela 5: Espécies com Valor de Indicação (VI) significativo ($p > 0.05$) às faixas de manganês total (Mn T.) na Bacia do Baixo rio Doce e correlação de Pearson da abundância das espécies com as concentrações do metal. Limite na resolução CONAMA 357/05, para classe II de águas doces: 0,1 mg L⁻¹.

	Mn T. mg L ⁻¹	VI	r (Pearson)
<i>Encyonopsis</i> cf. <i>subminuta</i> Krammer & E.Reichardt		27.45	-0.23*
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji et A. Houki	0 – 0,05	23.38	-0.33*
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>ellipsoideum</i>		16.51	-0.33*
Oscillatoriales 29	0,05 – 0,1	12.11	0.07
<i>Chlamydomonas</i> sp.2		17.51	0.14
<i>Closterium</i> cf. <i>dianae</i> Ehrenberg ex Ralfs		15	0.14*
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko		15	0.14
<i>Gyrosigma</i> sp.4		14.46	0.14
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützinger) Grunow		13.97	0.01
<i>Cosmarium</i> cf. <i>sphagnicola</i> West & G.S.West		11.4	0.05
<i>Characiopsis longipes</i> Borzi		10	0.12
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	0,1 – 0,2	10	0.12
<i>Cryptoglena skujae</i> Marin & Melkonian		10	0.12
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Minkevich		10	0.12
<i>Monoraphidium</i> sp.3		10	0.12
Rhodophyta 1		10	0.09
Sphaeropleales 3		10	0.15*
<i>Gomphonema</i> cf. <i>naviculoides</i> W. Smith morfotipo 2		9.93	0.14
<i>Eucapsis parallelepipedon</i> (Schmidle) Komárek & Hindák		9.43	0.07
<i>Spirogyra</i> spp.		53.08	0.01
<i>Gomphonema</i> aff. <i>naviculoides</i> W. Smith		40.2	-0.04
<i>Mougeotia</i> spp.	$> 0,2$	27.76	0.03
<i>Compsopogon caeruleus</i> (Balbis ex C.Agardh) Montagne		16.32	0.18*
<i>Gyrosigma</i> sp.2		9.81	0.12

Com relação aos táxons tolerantes às concentrações mais elevadas de manganês, *Spirogyra* spp. não apresentaram correlação positiva significativa entre sua abundância e as concentrações do metal, porém seu Valor de Indicação foi o mais elevado (53.08). *Spirogyra* é uma clorofícea

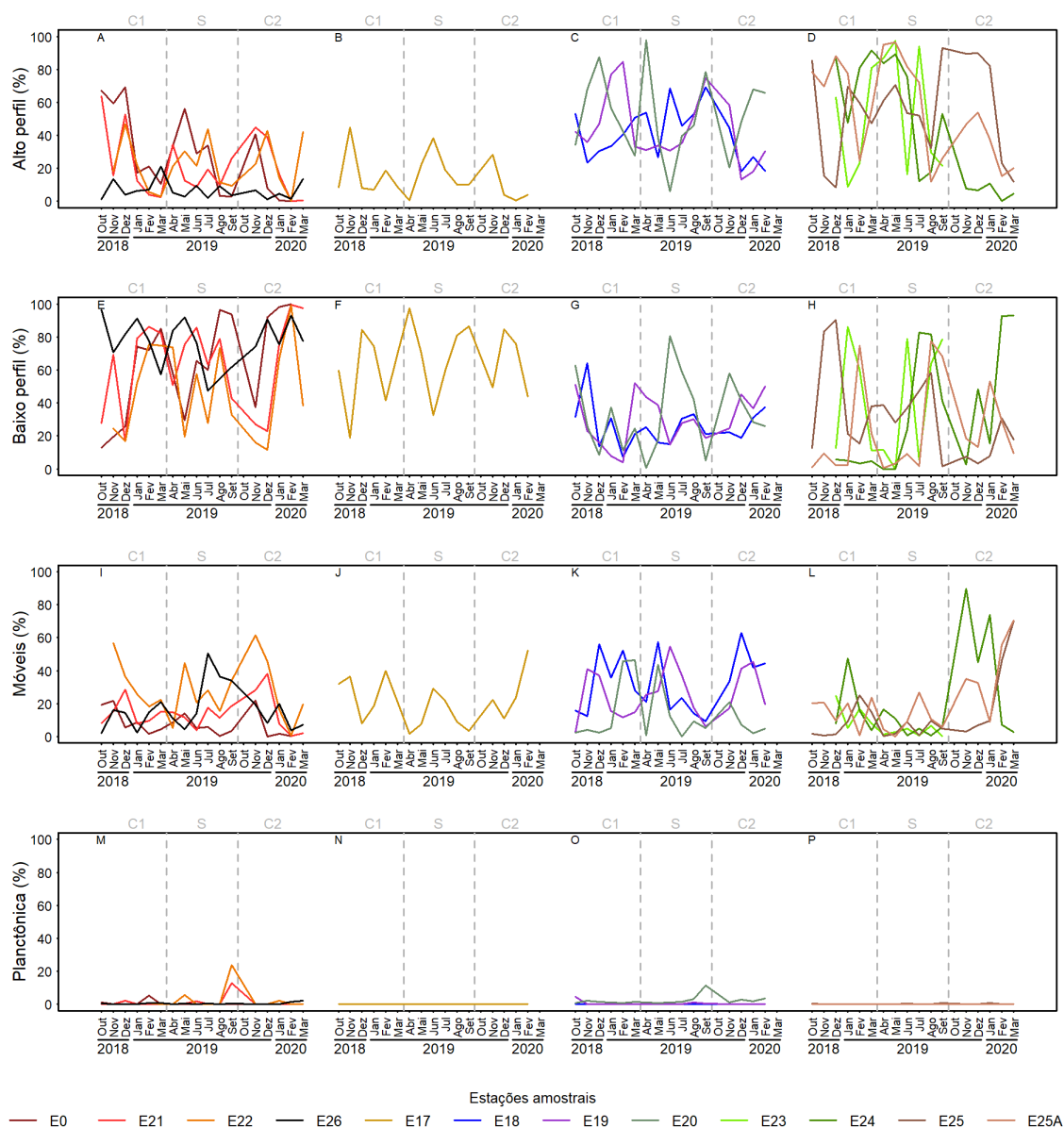
filamentosa que apresenta alta capacidade de biorremediação de manganês e outros metais presentes em águas poluídas, tais como as de minas de carvão, sendo por isso uma das espécies utilizadas em estudos de biorremediação, corroborando assim com sua tolerância aos metais (MANE; BHOSLE, 2012; VETRIVEL et al., 2017). As espécies indicadoras do presente trabalho são ilustradas no *Material Suplementar A3DPS2*.

Os grupos funcionais de Passy (2007) – baixo perfil, alto perfil e móvel – com a inclusão do grupo planctônico de Rimet e Bouchez (2011), foram utilizados para inferências sobre as alterações da qualidade de água nos ecossistemas estudados na bacia do Baixo rio Doce.

Para todos os grupos funcionais, exceto o planctônico, houve grande variação temporal. As algas classificadas como alto perfil (Figura 25A-D) foram mais representativas nos ambientes lêntico (lagos e lagoas), enquanto as de baixo perfil (Figura 25D-H) foram mais representativas nos ambientes lóticos. Este resultado está de acordo com Passy (2007), que descreve as algas de baixo perfil como mais adaptadas aos ambientes com maior fluxo de água e com menores quantidades de nutrientes, e as algas de alto perfil como adaptadas aos locais com menor fluxo e maior quantidade de nutrientes. Algas de baixo perfil também são mais resistentes aos pulsos de inundação (STENGER-KOVÁCS et al., 2013).

Quanto às algas móveis (Figura 25I-L), houve um aumento da contribuição relativa desse grupo no período C2 no rio Doce, e pode estar relacionado ao aporte de material particulado no corpo d'água causado pelo carreamento das chuvas nesse período. Maiores valores deste grupo nos lagos, principalmente nos períodos de chuva, podem estar relacionados tanto com a entrada de particulado inorgânico ou outros contaminantes. O estudo de Rimet e Bouchez (2011) relacionou a maior contribuição de algas móveis (mais especificamente diatomáceas) com contaminação por pesticidas; ainda, este grupo pode estar também relacionado com aumento da poluição orgânica (BERTHON et al., 2011). Contudo, são necessários mais dados para a confirmação dessa relação. A relação inversa entre as algas móveis (positivamente relacionadas ao aumento de nutrientes) e algas de baixo perfil (sensíveis ao aumento de nutrientes) pode indicar que o lago Juparanã (E20) esteja impactado por nutrientes, principalmente relacionado ao lançamento de efluentes orgânicos. Por último, o grupo de algas planctônicas na comunidade perifíticas esteve presente em apenas algumas amostras, sempre com baixa contribuição (Figura 25M-P). Não foram encontrados estudos sobre a variação desses grupos funcionais relacionados aos impactos por metais pesados.

Figura 25: Grupos funcionais da comunidade perifítica – alto perfil (A-D), baixo perfil (E-H), móveis (I-L) e fitoplanctônica - ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco; C2: chuvoso.



O Relatório Técnico – RT-ECV-422/18 (doravante RT-ECV) produzido pela empresa Econservation é o único disponibilizado até o momento da elaboração do presente relatório (doravante RA-PERI) que aborda a comunidade perifítica. O monitoramento apresentado no RT-ECV realizou coletas em 37 estações amostrais, desde o Alto rio Doce até o Baixo rio Doce, em locais impactados e não impactados, ao longo de 12 meses. Neste período, pela análise qualitativa, foram registrados 131 táxons, sendo a maior riqueza no trecho Médio (91 táxons) e menor riqueza no Estuário (29 táxons). O RA-PERI, mesmo trabalhando em área menor, registrou 966 táxons. Neste ponto, o RT-ECV conclui que os valores encontrados por eles são “normais” em rios. Contudo, é esperada maior riqueza de táxons quanto maior é a amostragem e a extensão espacial (CONNOR & MCCOY, 2001).

O trabalho citado nesse relatório, de Cavati e Fernandes (2008), apesar de ter sido avaliado em apenas um afluente do rio Doce (o rio Pequeno), apresentou riqueza relativamente próxima daquela apresentada no RT-ECV. A baixa riqueza apresentada no monitoramento apresentado no RT-ECV e a falta de dados em diversas coletas dificultam a comparação da riqueza entre locais impactados e não impactados.

O RT-ECV concluiu que há pouca influência da passagem do rejeito, uma vez que não foram observadas diferenças significativas na diversidade de Shannon, Equitabilidade e riqueza de espécies entre área impactadas e não impactadas. Contudo, considerando o trabalho de Cavati e Fernandes (2008) e o RA-PERI, seria esperada maior riqueza em áreas não impactadas. Somado a isso, as baixas densidades de algas perifíticas apresentadas no RT-ECV e a ausência de algas perifíticas em diversas amostras indicam a subestimação das métricas avaliadas, assim como colocam em dúvida os métodos de coleta. Por exemplo, os valores encontrados para as comunidades perifíticas no RT-ECV são muito baixos, com valores no máximo até 1579 células cm^{-2} , enquanto que no RA-PERI, esses valores podem ultrapassar 1.000.000 de indivíduos cm^{-2} . Espera-se, ainda, que os valores em células/ cm^2 seja maior, considerando que um único indivíduo pode ser composto de diversas células. Finalmente, os dados descritos no RT-ECV são baseados na densidade de células cm^{-2} , dificultando a comparação direta com os resultados apresentados no RA-PERI.

Considerando o “Atendimento a objetivos”, a Nota Técnica 15/2020 considerou que a avaliação temporal não foi realizada, estando o item “ii” parcialmente atendido. No presente relatório incluímos a apresentação dos dados com visualização mensal de sua variação, com delimitação dos períodos seco e chuvoso. Por ser a divisão temporal em que melhor se observada padrões, a sazonalidade foi destacada na análise.

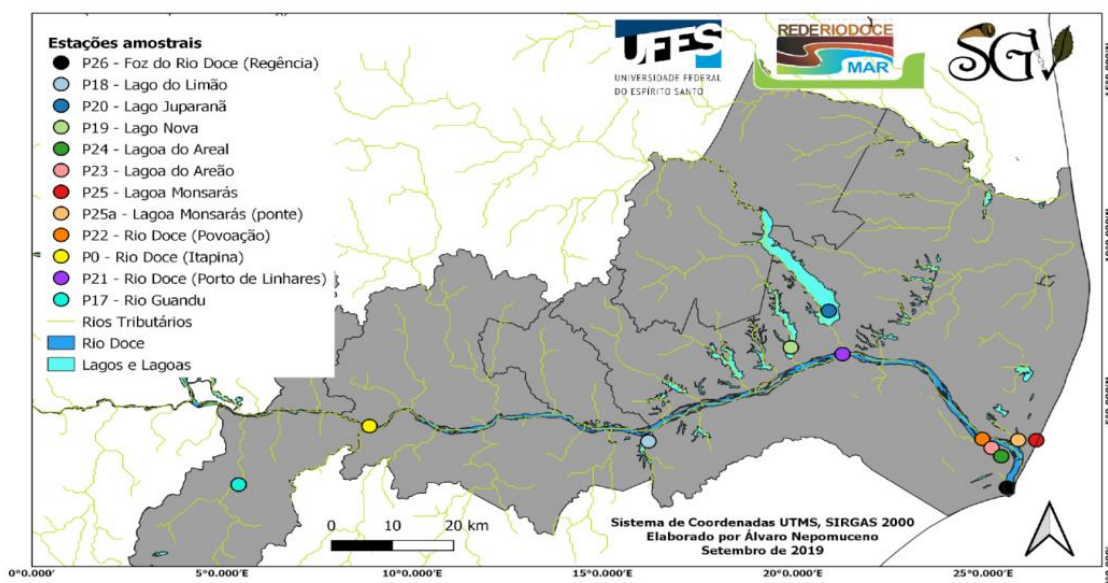
Quanto ao “Atendimento a Produtos”, a Nota Técnica 15/2020 ressalta a não realização das análises de peso seco livre de cinzas. Essa análise foi realizada, mas seus dados precisavam ser revistos. Essa variável foi tratada no Relatório de Evolução Semestral 2020, e todos os resultados são apresentados no presente relatório (tratado como % matéria orgânica). Ressaltamos que as amostras das primeiras três campanhas não foram corretamente analisadas por falta de material adequado e por ajustes metodológicos. Ainda quanto ao “Atendimento a Produtos”, a Nota Técnica 15/2020 indica apenas a análise temporal com relação à abundância. Conforme colocado no parágrafo anterior, foi realizada a avaliação temporal das variáveis não contempladas no relatório Ano 1, com interpretações sobre a variação temporal ao longo das campanhas.

Finalmente, quanto aos “Encaminhamentos” da Nota Técnica 15/2020, foi incluída uma tabela com os substratos encontrados, seu tipo (fixo/flutuante) e locais onde foram encontrados. Quanto ao Item 3.1.4 do RT - 18I - Anexo 3 Dulcícola – Perifíton, não foi encontrada no primeiro parágrafo nenhuma menção sobre “ambientes lacustres sofrerem menos estresse que ambientes fluviais”. Portanto, não é possível responder à dúvida dentro do contexto do relatório em questão. Os possíveis estressores de cada ambiente são discutidos no presente relatório.

1.2.3 Macrófitas

Após o cumprimento das metas previamente estabelecidas, os resultados aqui apresentados são referentes às 17 campanhas de coletas sistemáticas mensais ao longo das estações de amostragem (Figura 26).

Figura 26: Mapa-base das estações amostrais.

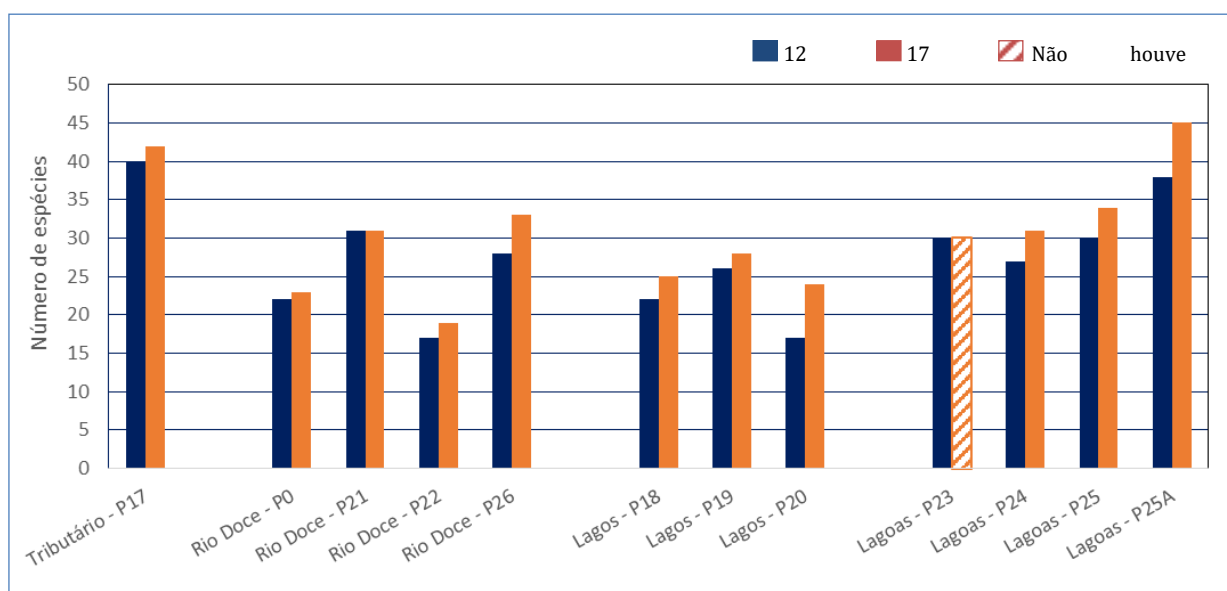


Com base nos objetivos propostos, a diversidade γ amostrada resultou em 106 táxons pertencentes a 65 gêneros e 33 famílias, das quais cinco famílias e 10 espécies correspondem a plantas vasculares sem sementes e 28 famílias e 95 espécies a angiospermas (Figura 27), corroborando a diversidade γ apresentada no relatório do ano 1, uma vez que não houve variação. Entretanto, houve aumento na diversidade α praticamente em todas as estações amostrais, exceto E21 (Porto de Linhares) e E23 (Lagoa do Areão), além disso, destaca-se o aumento da diversidade α em E25A (Lagoa Monsarás), que foi o maior entre as estações amostrais (*Material suplementar A3DMS1, Figura 27 e Figura 28 A*). Ressalta-se que nos resultados, assim como justificado na metodologia, foram inseridos apenas os dados de Lagoas (E24 - Areal, E25 e E25a - Monsarás) e calha do rio Doce (E21 - Porto de Linhares, E22 - Povoação e E26 - Porto de Regência) para o 17º mês de monitoramento. Imagens das espécies de macrófitas aquáticas podem ser visualizadas em *Material suplementar A3DMS2* e a distribuição dentre as estações amostrais em *Material suplementar A3DMS3*.

Das amostras coletadas, apenas uma está determinada em nível de família (Poaceae sp.1) pela natureza estéril das amostras. Dentre elas, a grande maioria (98 spp.) é nativa, das quais três são consideradas endêmicas do Brasil, a saber: *Rhynchospora corymbosa* (L.) Britton (Cyperaceae), *Stromanthe thalia* (Vell.) J.M.A.Braga (Marantaceae) e *Nymphaea lingulata* Wiersema (Nymphaeaceae); e seis táxons são considerados naturalizados [*Acmella oleraceae* (L.) R.K. Jansen,

Centella asiatica (L.) Urb., *Cyperus esculentus* L., *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Panicum repens* L. e *Urochloa brizantha* (Hochst. Ex A. Rich.) R.D. Webster]. Apenas 13 espécies possuem seus estados de conservação avaliados e disponíveis, das quais 12 encontram-se categorizadas como Pouco Preocupante (LC) e uma (*Sagittaria lancifolia* L. - Alismataceae) é considerada Vulnerável (VU).

Figura 27: Riqueza acumulada de macrófitas aquáticas nas diferentes estações amostrais.

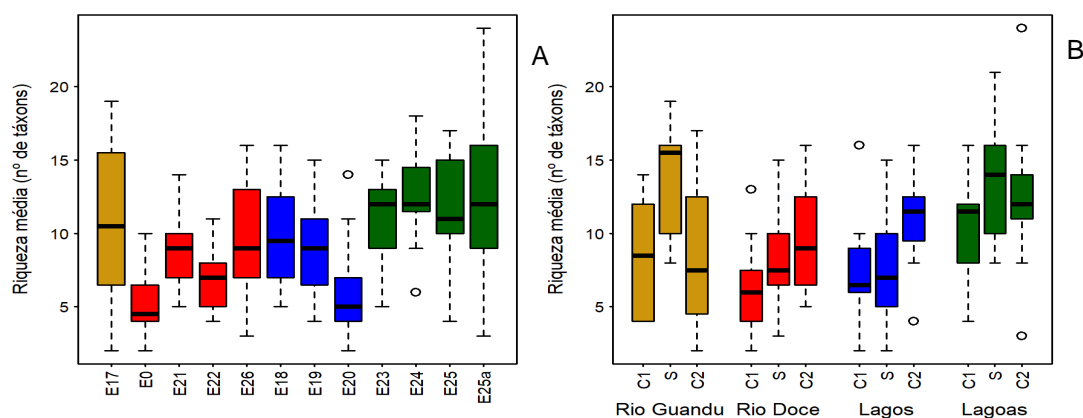


As famílias mais representativas foram Poaceae (23 spp.), Cyperaceae (22 spp.), Amaranthaceae (seis spp.) e Nymphaeaceae e Onagraceae (quatro spp., cada), enquanto os gêneros mais diversificados foram *Cyperus* L. (10 spp.), *Panicum* L. (seis spp.), *Eleocharis* R. Br., *Ludwigia* L. e *Nymphaea* L. (4 spp. cada) e *Polygonum* L. e *Utricularia* L. (3 spp. cada). As formas de vida mais representativas foram as plantas anfíbias/emergentes (46 spp.), seguidas das exclusivamente anfíbias (30 spp.) e flutuantes fixas (10 spp.). As demais formas de vida são exclusivamente flutuantes livres (seis spp.), exclusivamente emergentes (cinco spp.), flutuantes fixas/livres (três spp.), submersas fixas (duas spp.), e emergentes/flutuantes fixas [*Centella asiatica* (L.) Urb.], anfíbias/epífitas (*Cyperus gardneri* Nees) e epífitas/flutuantes livres (*Utricularia gibba* L.).

As espécies *Pfaffia tuberosa* (Spreng.) Hicken (Amaranthaceae), *Enydra anagalis* Gardner (Asteraceae), *Cyperus gardneri* Nees, *C. subsquarrosus* (Muhl.) Batters, *Eleocharis confervoides* (Poir.) Steud. (Cyperaceae), *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae), *Utricularia hydrocarpa* Vahl (Lentibulariaceae), *Micranthemum umbrosum* (Walter ex J.F.Gmel.) S.F.Blake (Linderniaceae), *Ludwigia torulosa* (Arn.) H.Hara (Onagraceae), *Cenchrus brownii* Roem. & Schult., *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn., *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gmel., *Panicum dichotomiflorum* Michx., e *P. stramineum* Hitchc. & Chase (Poaceae) são novos registros para a flora do estado do Espírito Santo.

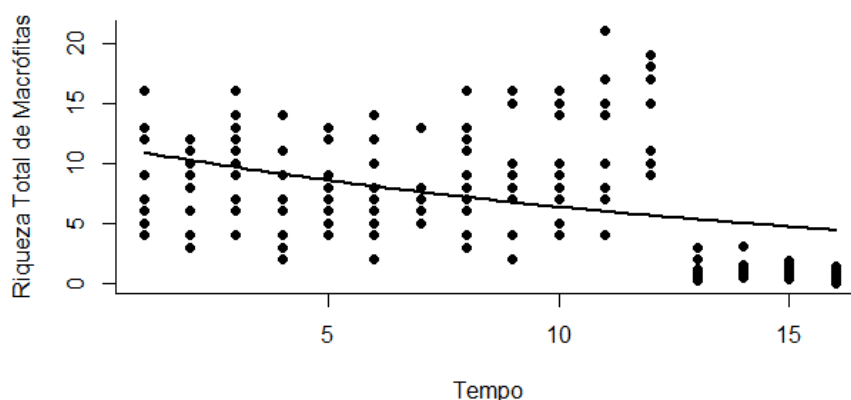
A riqueza média mostra que as estações de Lagoas (E25A, E25, E24, e E23), juntamente com o rio Guandu (E17) são os mais diversificados. Os menores valores de riqueza média foram encontrados no rio Doce, principalmente E0 (Itapina) e E22 (Povoação), e nos Lagos, principalmente no Lago Juparanã (E20) (Figura 28 A). Comparando a riqueza média por sazonalidade, verificamos que no rio Guandu, é maior no período seco em relação aos períodos chuvosos, sendo um pouco maior no segundo período chuvoso; já no rio Doce percebe-se uma crescente entre o primeiro período chuvoso, o período seco e o segundo período chuvoso; o mesmo é perceptível em relação aos Lagos, sendo mais significativa no segundo período chuvoso; já nas Lagoas, a maior riqueza média foi constata no período seco em relação aos períodos chuvosos, sendo maior no segundo período chuvoso em detrimento do primeiro período chuvoso (Figura 28 B).

Figura 28: Riqueza média. A. Riqueza média por estação amostral. B. Riqueza média por período sazonal para cada ambiente.



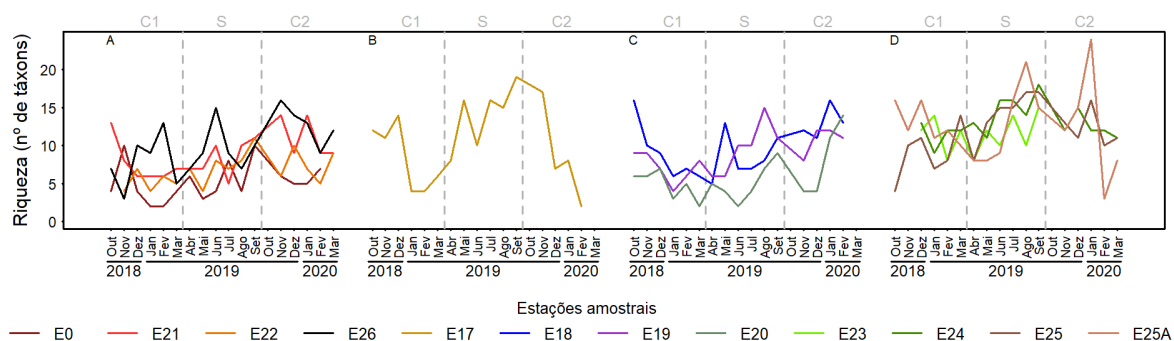
A riqueza total de espécies de macrófitas foi significativamente maior nas lagoas e no tributário, em relação ao Rio Doce e aos lagos ($F=8.5124$, $p<0.0001$), mantendo-se o observado em 12 meses de monitoramento. Rio Doce e lagos têm, em média, significativamente a mesma riqueza de macrófitas e as amostras de lagoas e do tributário apresentam, em média, número de espécies de macrófitas aquáticas similares. A riqueza também respondeu significativamente ao tempo, com tendência à redução após a 11ª campanha amostral ($F=24.69$, $p<0.0001$) (Figura 29).

Figura 29: Riqueza total de macrófitas para as estações amostrais ao longo do tempo.



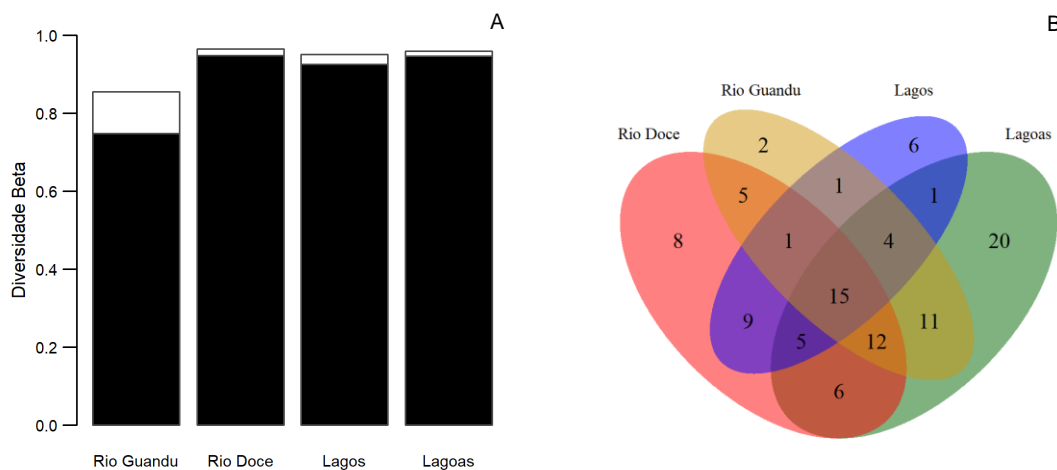
Analisando com maior detalhe, ou seja, de forma mensal, a variação da riqueza média oscilou em cada uma das estações amostrais nos diferentes ambientes lóticos e lênticos, como evidenciado na Figura 30.

Figura 30: Riqueza total mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente.



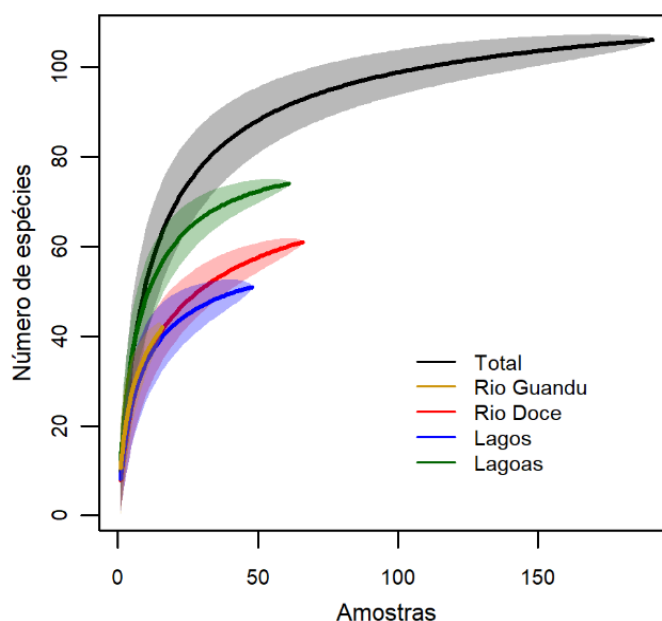
Os resultados da diversidade β regional mostraram que sua variação ocorre principalmente devido uma maior troca de espécies em detrimento do aninhamento de espécies, sendo os maiores valores de Turnover (troca de espécies) para as Lagoas, rio Doce e Lagos, respectivamente, e o menor para o rio Guandu. Consequentemente, o rio Guandu foi o ambiente que apresentou o maior valor de Nestedness (aninhamento) (Figura 31 A e B).

Figura 31: Diversidade β . A. Partição dos componentes da diversidade β nos ambientes. Preto = Turnover e Branco = Nestedness. B. Diagrama indicando o número de espécies exclusivas de cada ambiente e as espécies comuns.



As curvas de rarefação (Figura 32) indicaram que a amostragem como um todo, considerando os quatro ambientes, está caminhando para uma a suficiência amostral, dada uma possível estabilização da curva com base na abundância observada nas estações amostrais (intervalo de confiança de 95%). Entretanto, analisando a curva para cada ambiente, percebemos que nenhum está suficientemente amostrado principalmente o rio Doce, Lagos e rio Guandu, uma vez que as respectivas curvas ainda estão em uma crescente (Figura 32).

Figura 32: Curva de rarefação total e para cada ambiente.



A abundância total foi significativamente maior de forma geral ($F=4.3251$, $p=0.005676$), nas lagoas e nos lagos, especialmente em E18, E19, E25 e E25A, em relação ao Doce (maiores abundâncias em E21 e E26) e ao tributário, ao contrário do apresentado nos 12 meses iniciais onde a abundância total foi significativamente maior nas lagoas e no tributário, em relação ao Rio Doce e aos lagos (Figura 33 A). Sazonalmente, a abundância foi crescente nos quatro ambientes, desde o primeiro período chuvoso, passando pelo período seco, chegando até o segundo período chuvoso, onde a abundância foi significativamente maior dentro de cada ambiente em relação aos períodos sazonais anteriores (Figura 33 B).

Figura 33: Abundância média. A. Abundância média por estação amostral. B. Abundância média por período sazonal para cada ambiente.

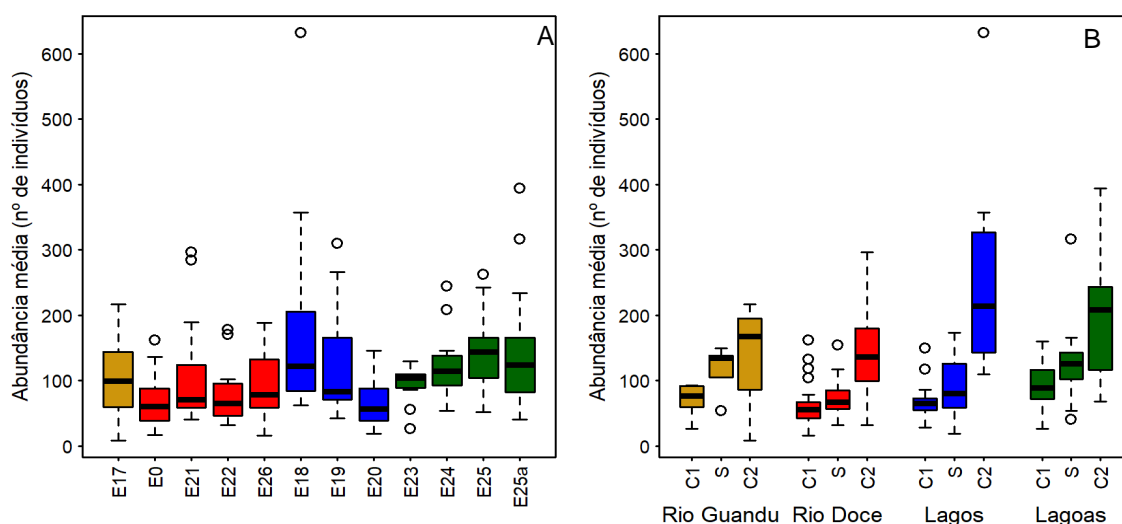
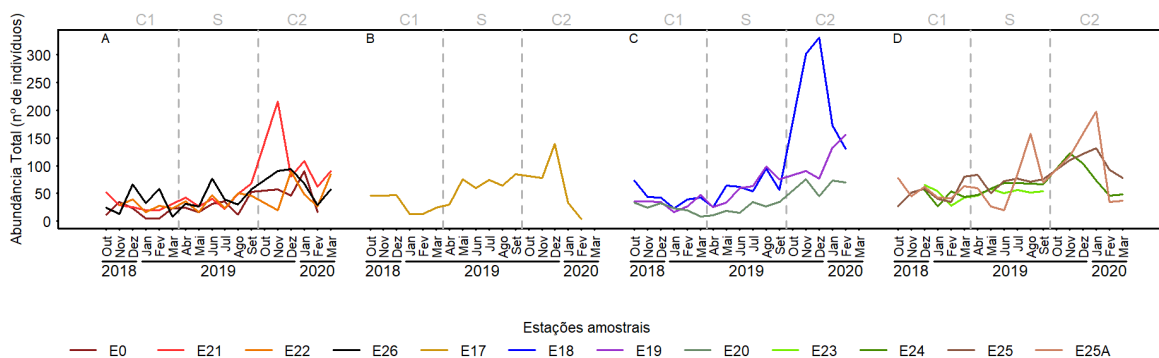
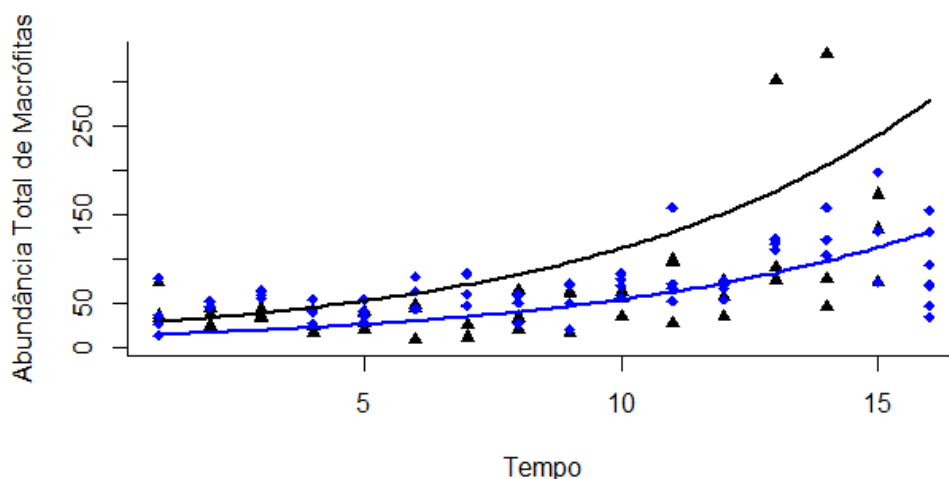


Figura 34: Abundância total de macrófitas para os ambientes fluviais (azul) e lacustres (preto) ao longo do tempo.



A abundância também continua respondendo ao tempo, aumentando com o passar deste ($F=67.74$, $p<0.00001$), sendo similar entre os ambientes lacustres (lagoas e lagos), assim como entre os ambientes fluviais (rio Doce e rio Guandu), porém diferentes entre si (Figura 34).

Figura 35: Abundância total mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente.



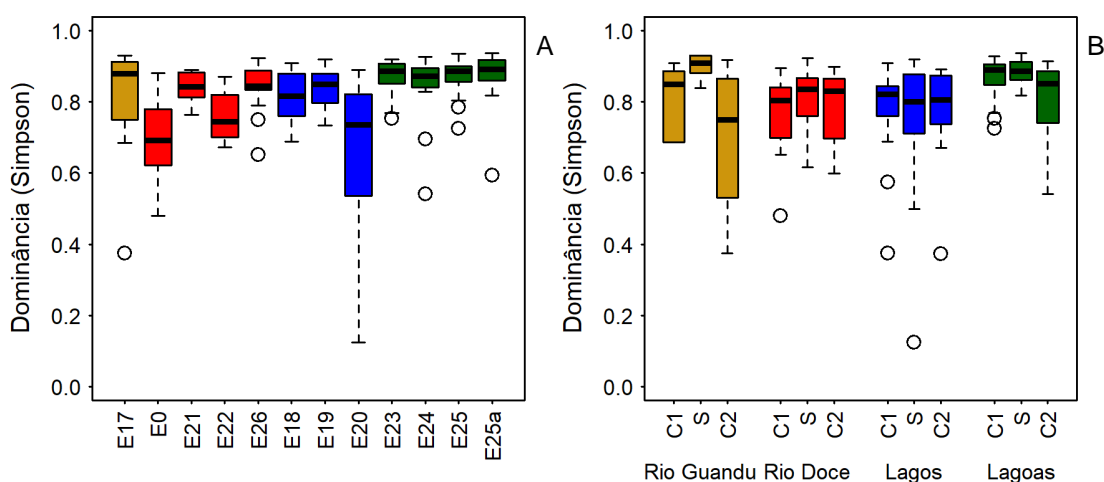
Ao analisar a variação da abundância média ao longo de cada mês do monitoramento, verificamos que oscilou em cada uma das estações amostrais nos diferentes ambientes lóticos e lênticos, como evidenciado na Figura 35.

A maior abundância nos ambientes lacustres pode ser atribuída aos períodos chuvosos, principalmente ao segundo, quando há aumento no nível da água e, conseqüentemente, diminuição dos efeitos de competição. Notar que a abundância permanece sem aumentos significativos até a 10ª campanha de coleta e que, durante o evento de cheia, há uma tendência em ascendente. Apesar de significativamente menor (espacial e temporalmente) no Rio Doce, o evento de cheia promove maior fluxo hídrico e turbidez da água, o que afeta diretamente a dinâmica da comunidade. Tais resultados fornecem indicativos populacionais de possíveis alterações na qualidade do ambiente em resposta às

condições influenciadoras: hidroquímicas e flutuações hidrológicas; tal qual indicados por Richardson et al. (1999), Heegaard et al. (2001), Maltchik et al. (2005) e Van Geest et al. (2005), Lacoul e Freeman (2006).

As análises de dominância revelam que os valores são significativamente menores nas lagoas e em duas estações do rio Doce, E21 (Porto de Linhares) e E26 (Regência), em comparação com os demais ambientes (Figura 36 A). Analisando os dados de dominância sazonalmente por ambiente, verificamos que os menores valores de dominância foram observados no período seco, corroborando os maiores valores de riqueza média no período seco do rio Guandu (Figura 36 B). Já para rio Doce, a dominância manteve um gradiente médio entre os três períodos sazonais, não variando significativamente, sendo o mesmo visualizado para os lagos; entretanto, já para as Lagoas, os níveis de dominância aumentaram apenas no segundo período chuvoso (Figura 36 B).

Figura 36: Dominância de Macrófitas Aquáticas. A. Dominância por estação amostral. B. Dominância por período sazonal e ambiente.



Há uma tendência à diminuição da dominância na comunidade com valores significativos no índice de dominância ao longo do tempo ($F=43.416$, $p<0.0001$), mais claramente detectada a partir da 10ª campanha amostral (Figura 37).

Figura 37: Dominância de Macrófitas Aquáticas ao longo do tempo do tempo.

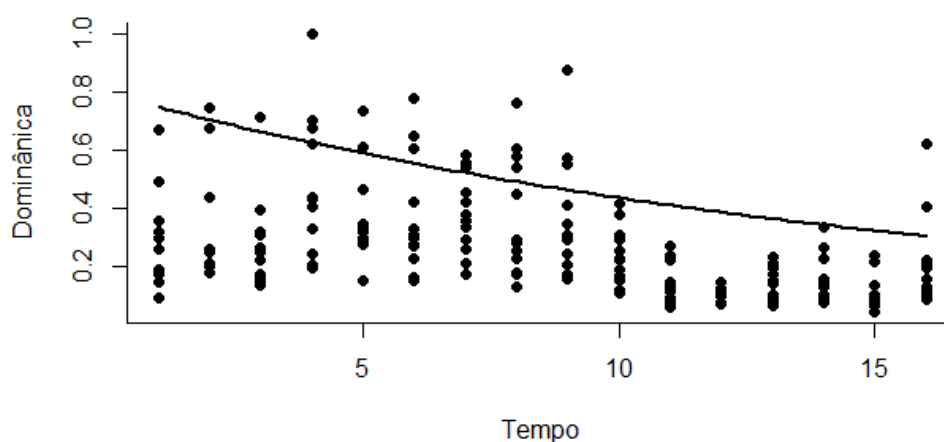
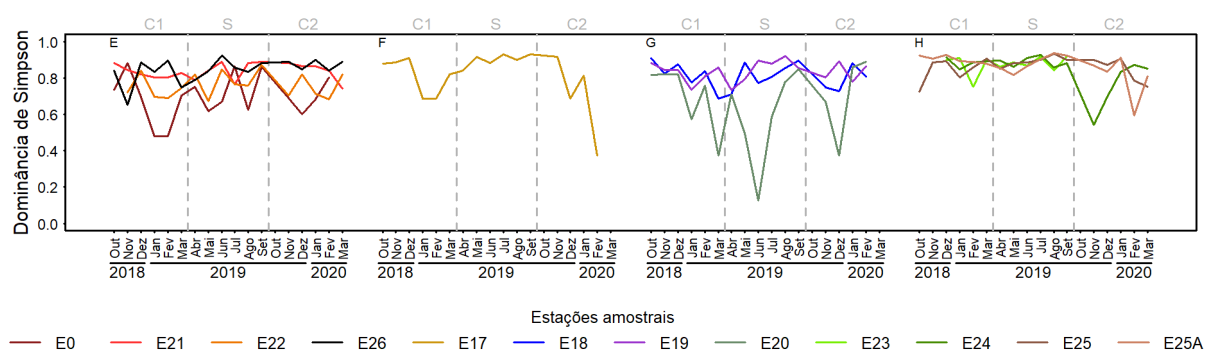


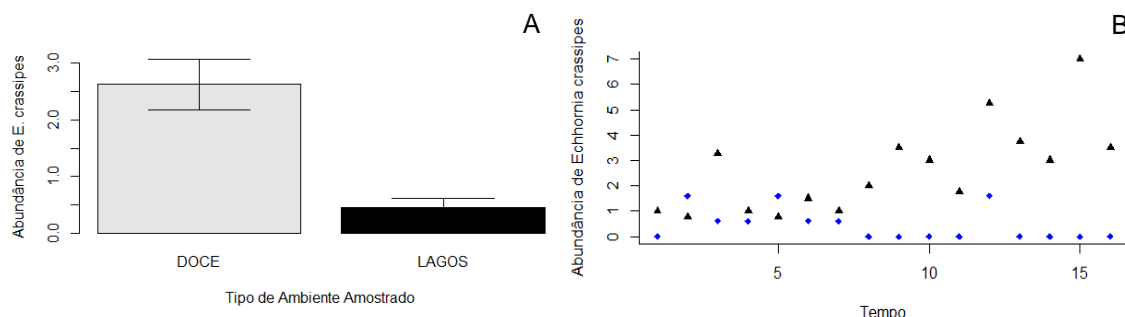
Figura 38: Dominância de Simpson mensal de macrófitas para as estações amostrais de cada ambiente.



Analisando a variação da dominância ao longo de cada mês, observamos mais detalhadamente a evolução de cada estação amostral (Figura 38), onde a variação oscilou em cada uma das estações amostrais nos diferentes ambientes lóticos e lênticos.

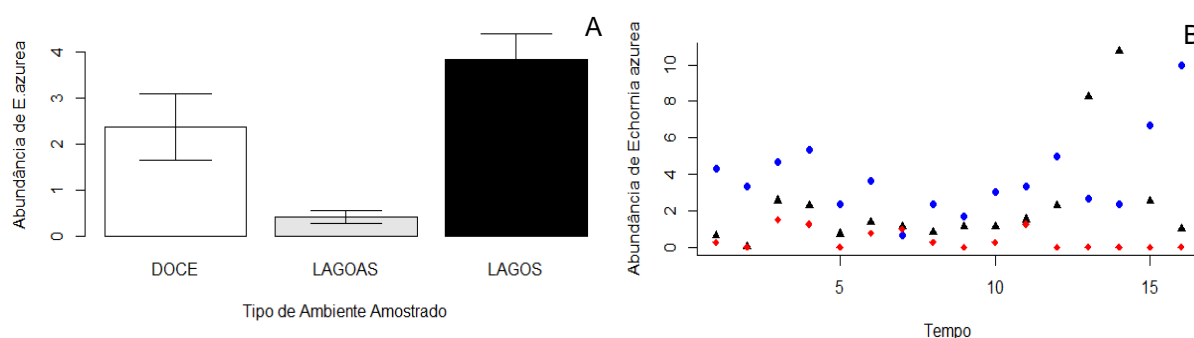
Quando analisada a espécie *Eichhornia crassipes*, ocorrente nas estações de coleta do rio Doce e lagos, mas ausente nas lagoas e no tributário, percebe-se aumento significativo da abundância no rio Doce ($\chi^2=30.57$, $p<0.0001$) em relação aos lagos, bem como ao longo do tempo, sendo mais destacado a partir do 12º mês de monitoramento (Figura 39 A e B).

Figura 39: Abundância de *Eichhornia crassipes*. A. Espacialmente nos ambientes de ocorrências. B. Temporalmente nos ambientes de ocorrências, sendo lagos (azul) e rio Doce (preto).



O mesmo pode ser observado para *Eichhornia azurea*, cuja ocorrência também detectada nas lagoas, além dos lagos e calha do rio Doce. A abundância respondeu significativamente ao tempo ($F=6.0853$, $p=0.01779$) nos lagos e rio Doce, principalmente a partir do 11º mês de monitoramento, e também espacialmente, sendo maior nos lagos, seguido do rio Doce e menor nas lagoas ($F=19.8566$, $p<0.0001$) (Figura 40A e B).

Figura 40: Abundância de *Eichhornia azurea*. A. Espacialmente nos ambientes de ocorrências. B. Temporalmente nos ambientes de ocorrências, sendo Lagos (azul), rio Doce (preto) e Lagoas (vermelho).



Essa tendência corrobora o observado nos resultados apresentados para os 12 primeiros meses. O padrão de aumento da abundância de *E. azurea* é constatado e nas lagoas a abundância se mantém baixa. Essa dinâmica pode ser atribuída ao carreamento de ilhas de vegetação, formadas por indivíduos de *E. crassipes* e *E. azurea*, pelas correntes fluviais. Elas são amplamente citadas como oportunistas, de rápido crescimento em áreas eutrofizadas (POMPEO, 2008) e vêm demonstrando, de acordo com a tendência apontada ao longo do monitoramento, um aumento temporal crescente na calha do rio Doce.

Os grupos de ambientes amostrados (rio Doce, rio Guandu, Lagos e Lagoas) seguem o padrão de divergência em termos de composição de espécies, onde a dissimilaridade média entre as áreas comparadas agora é de 56% ($R=0.5643$) (vs. 45% para os 12 meses iniciais de monitoramento).

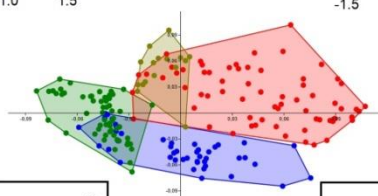
Como esperado, considerando os resultados prévios, as comunidades diferiram estatisticamente (ANOSIM, $R=0.5309$, $p<0.0001$) e o mapa de ordenação, construído pelo NMDS aponta a partição das comunidades (Tabela 6, Figura 41).

Tabela 6: Dissimilaridade SIMPER entre as áreas analisadas.

	Lagos	Lagoas	rio Doce	rio Guandu
Lagos	—	0,3998	0,5101	0,5916
Lagoas	0,3998	—	0,6219	0,6084
Rio Doce	0,5101	0,6219	—	0,4602
rio Guandu	0,5916	0,6084	0,4602	—

No mapa de ordenação NMDS para o rio Guandu, percebemos que, dentre a composição total para essa estação, aquela proveniente do período seco (☀ Abr19-Set19), está mais agrupada. Ou seja, a variação temporal no rio Guandu foi mais estática em relação aos dois períodos chuvosos, onde estes últimos também possuem composição diferente (Figura 41). Já para as estações inseridas na calha do rio Doce, verificamos uma diferenciação espacial, principalmente em E0 (Itapina) e E26 (Regência), enquanto as estações E21 (Porto de Linhares) e E22 (Povoação) estão mais relacionadas. Temporalmente, dentro das quatro estações acontece o mesmo efeito, sendo a composição do segundo período chuvoso e período seco sendo mais relacionadas, enquanto que no primeiro período chuvoso, são mais espaçadas. Comparando as estações de lagos, existe uma separação espacial bem clara, principalmente para o Lago Limão (E18), onde também é verificada uma diferença temporal, principalmente entre os dois períodos chuvosos, estando o primeiro período chuvoso (▲ Out18-Mar19) na parte positiva do NMDS2, enquanto o segundo período chuvoso (■ Nov19-Fev20) está na parte negativa do mesmo eixo. Já no Lago Nova (E19), a composição do segundo período chuvoso e período seco, estão mais associadas em detrimento da composição do primeiro período chuvoso, que é mais esparsa. Fato esse que se repete no Lago Juparanã (E20), onde a composição dos três períodos sazonais é esparsa, principalmente do período seco (☀ Abr19-Set19). Assim como nos Lagoas, nas Lagoas foi verificado uma dissimilaridade espacial na composição das estações amostrais, formando dois grupos informais, o primeiro formado por E23 (Lagoa Areão) e E24 (Lagoa Areal) e o segundo composto com E25 (Lagoa Monsarás) E25A (Lagoa Monsarás). No primeiro, as duas estações também estão separadas espacialmente, possuindo composição “própria”. Em E23, onde houve monitoramento apenas até o 12º mês, a composição do período seco é mais estável, enquanto que a do período chuvoso é mais dispersa. Já em E24, percebe-se que a composição pouco variou entre os três períodos sazonais. Porém, em E25 e E25A, houve uma maior variação da composição em relação aos três períodos sazonais, especialmente no primeiro período chuvoso (■ Nov19-Fev20).

Guandu; Vermelho: rio Doce; Azul: Lagos; Verde: Lagoas.



Ambiente Dulcícola- RA2020 – PMBA/Fest-RRDM

RRDM abranger os sistemas lacustres e fluviais, a riqueza de espécies, bem como a abundância, é similar entre o sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais e as 12 estações amostrais monitoradas no PMBA/Fest-RRDM, como demonstrado na seção de resultados.

A grande maioria das espécies possui ampla distribuição geográfica no território brasileiro e a inexistência de análises quanto aos graus de ameaça propostos pela IUCN (CNCFlora 2019) pode ser reflexo da falsa necessidade de avaliação das mesmas. *Sagittaria lancifolia* (Alismataceae), apesar de não ser endêmica do Brasil, é considerada como Vulnerável dada às especificidades e exigências ambientais. Nas áreas de monitoramento, a espécie só foi registrada para as estações E23 (lagoa Areão) e E24 (lagoa Areal) em praticamente todos os meses, onde muito provavelmente houve intrusão de rejeitos de minério conforme indicativo de imagens de satélite do período compreendido entre janeiro e fevereiro/2016, conforme assinaturas digitais das massas d'água das lagoas e do Rio Doce. Tal informação é altamente relevante quanto à manutenção e conservação da espécie.

A predominância das espécies anfíbias e emergentes pode ser atribuída à capacidade das mesmas de sobrevivência e colonização de áreas alagadas e secas (Moreira et al. 2011). As zonas marginais dos espelhos d'água fornecem condições favoráveis ao seu estabelecimento, dentre elas a baixa profundidade e a resistência à redução do volume de água (Neves et al. 2006). Os resultados quanto à maior predominância de anfíbias e emergentes aqui apresentados são corroborados por diversos trabalhos em diferentes regiões do Brasil (FRANÇA et al., 2003; FERREIRA et al., 2010; KUFNER et al., 2011; PIVARI et al., 2011; ARAÚJO et al., 2012; SOUZA et al., 2017).

Os resultados para riqueza e abundância foram similares para a o rio Doce, rio Guandu, Lagoas e parcialmente para os Lagos. Nas estações inseridas na calha do rio Doce, os valores para riqueza e abundância são menores em relação aos demais ambientes, onde E0 possui os menores valores e E26 os maiores. Entretanto, as maiores variações para dominância foram constatadas para o rio Doce, principalmente na E0. Evidenciando que o ambiente possui poucas espécies, sendo estas não tão abundantes, mas dominantes em relação a outras espécies ou, por outro lado, podem ser consideradas tolerantes frente às condições ambientais do rio Doce, como as espécies de *Eichhornia* que são consideradas hiper-acumuladores de metais e aumentaram sua abundância ao longo do tempo, uma vez que as estações da calha do rio Doce foram diretamente afetadas pela pluma de rejeitos em comparação com as demais. Já para o rio Guandu e Lagoas, é verificado o efeito contrário, pois ambos apresentam os maiores valores para riqueza e abundância, especialmente E25A, bem como os menores valores para dominância. Mostrando que possuem uma maior diversidade de espécies, sendo estas não dominantes na comunidade, e condições ambientais que favorecem uma maior riqueza e desenvolvimento da comunidade de macrófitas em relação ao rio Doce. Entretanto, para os Lagos, assim como no rio Doce, foram registrados os menores valores para riqueza e abundância, exceto E18, que apresentou valores de riqueza e abundância similares aos encontrados nas Lagoas e no rio Guandu. Porém, a variação da dominância nos Lagos também é maior em relação aos demais ambientes, principalmente na E20, que apesar de não ter sido atingida

pela pluma de rejeitos de minério devido ações interventivas no rio Pequeno, possui histórico de impacto antrópico, como o despejo de resíduos domésticos e desmatamento do entorno e borda do lago. Corroborando isso, os novos registros para a flora do Espírito Santo, ocorrem majoritariamente nos ambientes lacustres, principalmente nas Lagoas. Entretanto, *Cortaderia selloana*, *Limnobium laevigatum* e *Pfaffia tuberosa* foram registradas apenas na calha do rio Doce, sendo as duas primeiras na E21 e a última na E0, respectivamente.

Sazonalmente, a abundância dos quatro ambientes seguiu o mesmo padrão, aumentando ao longo do tempo independente dos períodos chuvosos e seco. Entretanto, o aumento da abundância se deu principalmente ao aumento da propagação de espécies dominantes e tolerantes, como *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba*, principalmente no segundo período chuvoso, que apresentou um volume hídrico maior do que o primeiro. Todavia, para a riqueza e dominância, o rio Guandu e Lagoas obedeceram ao mesmo padrão, com maior diversidade e menor dominância no período seco, sendo o contrário nos períodos chuvosos. Mostrando que os períodos chuvosos podem favorecer a dominância de algumas espécies em relação às demais, principalmente espécies flutuantes livres e tolerantes a modificações ambientais, enquanto que no período seco, a reprodução assexuada dessas espécies, é naturalmente prejudicada. Já para o rio Doce, a riqueza segue o mesmo padrão da abundância, aumentando ao longo do tempo independente do período sazonal, porém, contraditoriamente, a dominância é maior nos períodos chuvosos e menor do período seco. Isso é explicado pelo fato de que, apesar da riqueza não sofrer diminuição, no segundo período chuvoso a dominância aumentou devido à contribuição de espécies que encontram, no maior regime hídrico, condições favoráveis para aumento de sua reprodução assexuada, especialmente *Salvinia auriculata* e *S. biloba*. Nos Lagos, a riqueza o padrão de aumentar independente do período sazonal, enquanto a dominância é maior no período seco devido o predomínio de espécies anfíbias e emergentes sobre as espécies submersas, uma vez que estas últimas são sensíveis às variações de nível da coluna d'água nos lagos, sendo essa dominância um pouco menor nos períodos chuvosos, quando as populações das espécies submersas, livres e fixas, conseguem se estabelecer melhor no ambiente.

O crescente aumento da abundância ao longo dos períodos sazonais nos quatro ambientes e da riqueza no rio Doce e Lagos, bem como a variação da riqueza por período sazonal no rio Guandu e Lagoas, pode ser atribuído ao comportamento fenológico de alguns táxons, por exemplo: *Ludwigia torulosa* (Arn.) H.Hara (Onagraceae) que é uma espécie emergente/anfíbia que foi primeiramente registrada no terceiro mês de monitoramento na E24 (lagoa Areal), onde permaneceu exclusiva para tal ponto até o sétimo mês, quando, a partir da oitava expedição amostral, a espécie foi encontrada também na E18 (lago do Limão); *Cabomba furcata* Schult. & Schult. f. (Cabombaceae), que foi registrada na E24 (lagoa Areal) da 4ª à 7ª campanha amostral, não mais foi registrada a partir da 8ª expedição. E, por fim, *Polygonum punctatum* (Polygonaceae) que foi registrada apenas a partir da 10ª campanha amostral na E17 (rio Guandu) e E23 (lagoa Areão). Todas as espécies só foram encontradas em áreas sem exposição direta ao pulso de rejeitos de minério.

As diferenças nos ciclos de vida das espécies podem afetar a abundância e riqueza locais, uma vez que muitas macrófitas aqui registradas são anuais. Segundo Parolin (2002), o efeito inundação para algumas espécies pode representar um momento para rápido crescimento caulinar nos primeiros estágios de vida ou mesmo a única estratégia na tentativa de escapar da total submersão e morte do indivíduo. Outros aspectos que podem incidir diretamente no aparecimento/desaparecimento de macrófitas ao longo do tempo são o fotoperíodo e a temperatura que, de acordo com Mantovani e Martins (1988), despontam como os fatores de maior influência no desenvolvimento dessas plantas, considerando que há disponibilidade hídrica durante todo o ano. Investigações realizadas por Neiff (1990) sugerem que o crescimento de diferentes espécies de macrófitas coexistentes não ocorre no mesmo período no ecossistema aquático, onde a sobreposição dos períodos de crescimento não foi observada. Além disso, outras plantas aquáticas desaparecem rapidamente quando cobertas pela água (Neiff, 1990). Segundo esse autor, a composição vegetal com estruturas e dominâncias relativas são variadas sofrendo alterações em função da altura da coluna d'água.

Os resultados das análises de composição permitem a separação de dois grupos facilmente reconhecidos, ambientes fluviais (rio Doce e rio Guandu) e ambientes lênticos (Lagoas e Lagos), sendo os valores da abundância de *Cyperus gardneri*, *Pfaffia glomerata*, *Sagittaria lancifolia*, *Salvinia auriculata* e *Cuphea melvilla* as espécies que mais contribuem para essa segregação. Já para a segregação da composição entre rio Doce e rio Guandu, *Alternanthera tenella*, *Pfaffia glomerata*, *Torenia thouarsii*, *Ludwigia octovalvis* e *Cuphea melvilla* são as espécies que mais contribuem. Estatisticamente menos ricas e de composições essencialmente formadas por uma flora oportunista, as estações amostrais localizadas no Rio Doce possuem uma composição bem definida, sendo dissimilares. Porém, compartilham táxons pertencentes a gêneros de plantas que apresentam abundâncias médias elevadas como as espécies do gênero *Eichhornia* (Pontederiaceae) e *Salvinia* (*S. biloba* e *S. auriculata* - Salviniaceae). Táxons estes que são comumente associados a ambientes eutrofizados e/ou altamente perturbados. Vale salientar que são espécies nativas e que sua presença *per se* não representa automaticamente águas de má qualidade ambiental. Segundo Pompeo (2008), elevados valores de abundância nas comunidades, baseados principalmente no crescimento vegetativo, podem indicar alterações químicas na água como a presença de elementos tais quais nitrogênio, fósforo e carbono inorgânicos dissolvidos em altas concentrações. Já para os ambientes lênticos, que por características hidrogeológicas, principalmente em relação a morfometria, são conceitualmente diferidos em lagos e lagoas, também possuem composições típicas, apesar da simpatria de espécies entre os dois ambientes. As espécies *Cyperus gardneri*, *Montrichardia linifera*, *Eleocharis intersticta*, *Torenia thouarsii* e *Salvinia auriculata* foram as que contribuíram mais para a dissimilaridade entre os dois ambientes lacustres.

De uma maneira geral, os fatores abióticos que podem ser citados como influenciadores diretos na riqueza e composição de macrófitas aquáticas são área (OERTLI et al., 2002; JONES et al., 2003; ROLON et al., 2008), altitude (JONES et al., 2003; ROLON et al., 2008), condições hidroquímicas na água e no sedimento (RICHARDSON et al., 1999; HEEGAARD et al., 2001), luminosidade (LACOU; FREEDMAN, 2006) e flutuações hidrológicas (MALTCHIK et al., 2005; VAN GEEST et al., 2005). O

componente biótico aqui analisado fornece indicativos populacionais de possíveis alterações na qualidade do ambiente em resposta a pelo menos duas dessas condições: hidroquímicas e flutuações hidrológicas.

Dada a capacidade (ou incapacidade) de tolerância a perturbações antrópicas, alguns grupos de macrófitas podem ser utilizadas como bioindicadoras de qualidade ambiental. Informações de registro de espécies associados aos valores de abundância nas suas populações devem ser levados em consideração para determinação de ambiente com níveis toleráveis (água de boa qualidade) ou com elevadas taxas de macro e micromoléculas em suspensão na água (ambientes eutrofizados) (POMPEO, 2008). Tal condição é favorecida pelas altas concentrações de compostos orgânicos (Fósforo e Nitrogênio) e de metais pesados (Cádmio, Chumbo, Cromo, Manganês, Zinco, Níquel e Ferro) (SHOTYK; LE ROUXY, 2005).

A considerável abundância elevada de espécies oportunistas de macrófitas aquáticas está relacionada ao processo de eutrofização da água, reduzindo o oxigênio dissolvido, formando gases e diminuindo o pH da água, o que leva a efeitos deletérios sobre as comunidades aquáticas (PEDRALI, 2003; POMPEO, 2008). E, como citado anteriormente, a simples ocorrência desses táxons não indica necessariamente desequilíbrio no ecossistema. No entanto, *Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*, espécies amplamente citadas como oportunistas e de rápido crescimento em áreas eutrofizadas (POMPEO, 2008), demonstraram um aumento crescente em biomassa ao longo do tempo, a primeiro no rio Doce e Lagos, e a segunda nas Lagoas, o que demanda especial atenção para o acompanhamento e possível intervenção.

Diante dessas informações provenientes das 17 campanhas amostrais realizadas, faz-se necessário monitorar as populações das espécies registradas ao longo do tempo para que possamos ter dados suficientes e sermos capazes de apontar prováveis alterações na riqueza, abundância e composição de espécies de macrófitas aquáticas. Em relação aos ambientes não ou pouco impactados com a intrusão de rejeitos, se monitorados e bem analisados, podem servir de repositórios naturais de espécies ambientalmente exigentes e que já não são encontradas ou possuem suas populações em declínio nos ambientes que foram diretamente atingidos pela pluma de rejeitos.

Devido à ausência de dados pretéritos, não há observações pertinentes quanto à riqueza possivelmente perdida após o rompimento da barragem. No entanto, os resultados obtidos no monitoramento ambiental da bacia do baixo rio Doce na atuação da RRDM na comunidade de macrófitas aquáticas podem servir de base para o acompanhamento das populações e testar os efeitos crônicos na mesma.

Visto isso, a análise e o monitoramento da produtividade da biomassa de espécies-chave em detrimento à qualidade ambiental ao longo dos próximos anos são de crucial importância para determinar possíveis ações mitigatórias, desta forma, visando o restabelecimento possível do equilíbrio natural da biota de macrófitas aquáticas nos ambientes e as estações estudadas nesse monitoramento.

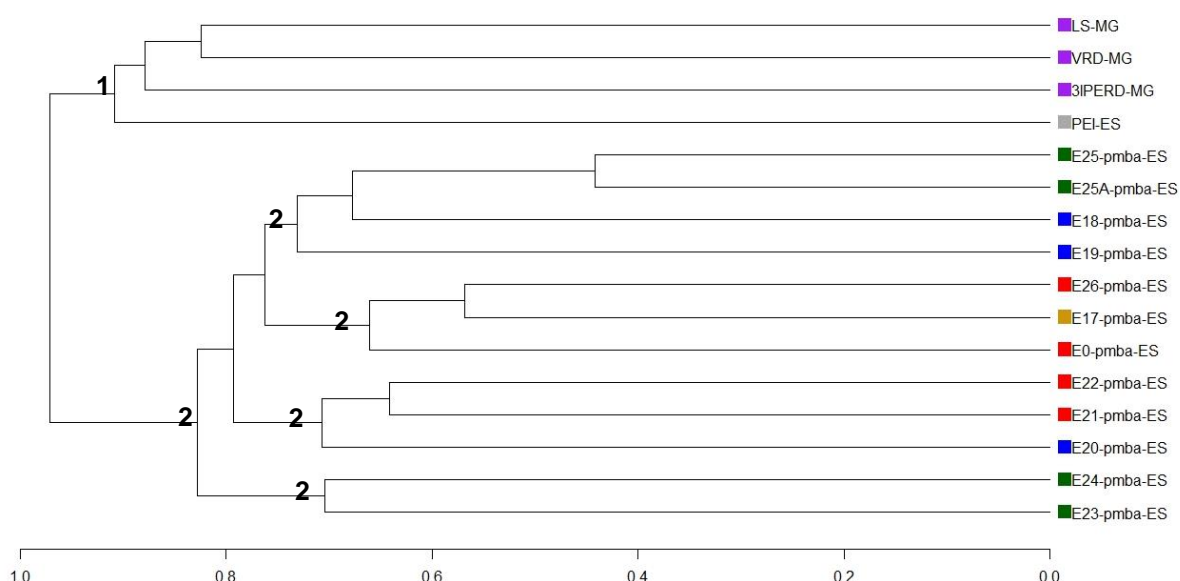
A análise de UPGMA (correlação cofenética = 0,9248; Figura 42) resultou em dois grandes grupos, o primeiro (1) formado pelas áreas fora do PMBA/Fest-RRDM, composto pelo Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, que está posicionado na base do agrupamento; e as três áreas lacustres do vale do rio Doce na porção de Minas Gerais, onde as áreas VRD-MG e LS-MG foram as mais similares floristicamente. Já o segundo (2) grande grupo, composto pelas 12 estações do PMBA/Fest-RRDM, foi segregado em quatro subgrupos (2A, 2B, 2C e 2D). O subgrupo 2A é formado por duas áreas lacustres, E23, lagoa areão e E24, lagoa areal. O subgrupo 2B é composto por três estações, E20, Lago Juparanã, que está na base do agrupamento e E21 e E22, que são mais similares e ambas estão situadas na calha do rio Doce. Já o subgrupo 2C é formado por três áreas fluviais, E0 – Itapina que está na base do agrupamento, e E26 e E17 sendo as mais semelhantes. Por fim, o subgrupo 2D é composto por quatro áreas lacustres, E19 – Lago Nova, que está na base do agrupamento, E18 – Lago Limão que está mais relacionado as estações 25 e 25A localizadas na Lagoa Monsarás.

Dentro do segundo grande grupo, onde estão inseridas as áreas do PMBA/Fest-RRDM, o subgrupo 2A é justificado por ser composto por duas lagoas geograficamente próximas, com riqueza semelhante e que compartilham treze espécies: *Bacopa monnieri*, *Eleocharis interstincta*, *Fuirena umbellata*, *Hymenachne pernambucensis*, *Ludwigia octovalvis*, *Montrichardia linifera*, *Nymphaea lingulata*, *Rhynchospora holoschoenoides*, *Sagittaria lancifolia*, *Salvinia auriculata*, *Scleria mitis*, *Telmatoblechnum serrulatum* e *Typha domingensis*. Já o subgrupo 2B mesmo sendo composto por uma área lacustre e duas fluviais, é justificado por E20 (Lago Juparanã) possuir ligação direta com o rio Doce, através do rio pequeno, que se encontra com o rio Doce nas proximidades da E21, que possui uma composição florística similar com E22. Essas três estações do subgrupo 2B compartilham nove espécies, enquanto que E21 e E22 possuem quatorze espécies em comum. Já o subgrupo 2C é composto somente por áreas fluviais, onde a foz do rio Doce, representada por E26, é mais semelhante floristicamente com a estação do rio Guandu (E17), pois compartilham um maior número de espécies (22 spp.), enquanto que E0, que está localizada na calha do rio Doce, em Itapina, compartilha apenas 16 espécies com a foz. Por fim, o subgrupo 2D possui o maior número de áreas entre os agrupamentos, sendo todas lacustres, estando os lagos (E19 e E18) na base, por não possuírem uma flora tão similar em comparação com as duas estações (E25 e E25A) localizadas na lagoa Monsarás, que apresentam a maior similaridade florística entre todas as áreas comparadas na UPGMA, por compartilharem 29 espécies

Com isso, conclui-se que as estações amostrais no âmbito do PMBA/Fest-RRDM possuem uma composição florística própria e detectou-se a ausência de muitas das espécies já registradas para o alto rio Doce (*Apalanthe granatensis*, *Cuphea strigulosa*, *Echinodorus bolivianus*, *Echinodorus macrophyllus*, *Ludwigia decurrens*, *Ludwigia hyssopifolia*, *Ludwigia lagunae*, *Ludwigia nervosa*, *Ludwigia sedoides*, *Mayaca fluviatilis*, *Mayaca sellowiana*, *Miryophyllum aquaticum*, *Najas conferta*, *Polygonum acuminatum*, *Sauvagesia erecta*, *Utricularia breviscapa*, *Utricularia poconensis* e *Xyris jupicai*). A ausência do registro desses táxons na flora do baixo rio Doce corrobora o resultado apresentado no UPGMA. Isso pode ser considerado mais um indicativo de perda de diversidade, uma

vez que as literaturas aqui utilizadas (Pivari et al. 2008; Ferreira et al. 2010; Pivari et al. 2011) indicam que suas coletas foram realizadas antes do rompimento da barragem de Fundão. No entanto, a ausência de dados pretéritos dificulta uma análise mais assertiva.

Figura 42. Análise de agrupamento UPGMA entre áreas da bacia hidrográfica do rio Doce e uma área externa. Lilás: áreas lacustres do alto rio Doce: LS-MG – Lagoa Silva (Pivari et al. 2008); VRD-MG – Vale do Rio Doce (Pivari et al. 2011); 3IPERD-MG – Três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce (Ferreira et al. 2010). Cinza: área externa à bacia hidrográfica do rio Doce: PEI-ES – Parque Estadual de Itaúnas. Verde: Estações de lagoas do PMBA: E25-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E25A-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E24-pmba-ES – Lagoa Areal; E23-pmba-ES – Lagoa Areão. Azul: Estações de lagos do PMBA: E18-pmba-ES – Lago Limão; E19-pmba-ES – Lago Nova; E20-pmba-ES – Lago Juparanã. Vermelho: Estações da calha do rio Doce do PMBA: E0-pmba-ES – Itapina; E21-pmba-ES – Porto de Linhares; E22-pmba-ES – Povoação; E26-pmba-ES – Regência. Amarelo: Estação de rio tributário ao rio Doce do PMBA: E17-pmba-ES – rio Guandu.



Considerando o “Atendimento aos produtos”, a Nota Técnica 15/2020 considerou insatisfatória a análise e comparação entre as composições florísticas dos pontos amostrais e considerou como não atendido. No presente relatório incluímos a apresentação dos dados de similaridade florística entre os pontos amostrais individualizados e com áreas fora do âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Além deste, a discussão sobre espécies indicadoras e qualidade do ambiente foi outro ponto considerado insatisfatório não atendido. A discussão foi apresentada e os indicativos estão dispostos no relatório. As espécies indicadoras são tratadas no relatório como espécies oportunistas e os indicativos de qualidade ambiental são mais bem visualizados nas análises integradas. Visto que as macrófitas aquáticas são organismos macroscópicos e mais complexos, as respostas biológicas nem sempre são imediatas e apenas o monitoramento, a médio ou longo prazo, poderia nos indicar alterações nos padrões da dinâmica das comunidades analisadas.

Finalmente, quanto aos “Esclarecimentos” da Nota Técnica 15/2020, onde foi solicitada a explicação da pré-seleção das quatro espécies em detrimento de outras que apresentaram resultados estatísticos mais evidentes em relação à contribuição para a dissimilaridade. As espécies

selecionadas para verificação são notadamente bioacumuladoras de metais pesados. Embora outras espécies apareçam como contribuintes com a dissimilaridade, não há registros bibliográficos de sua natureza bioacumuladora. Essa informação se faz necessária para comparar os dados obtidos com a literatura existente sobre essas espécies.

1.2.4 Zooplâncton

Cento e quinze (115) espécies zooplanctônicas foram identificadas ao longo de todo o período amostral, tendo sido registradas 28 no Rio Guandu, 80 no Rio Doce, 63 nos lagos e 84 espécies nas lagoas. Desse total, 73 espécies tiveram ocorrência em todas as estações de coleta, o que indica um alto grau de homogeneização das populações zooplanctônicas. O rio Guandu apresentou uma espécie exclusiva (o microcrustáceo *Euryalona orientalis*), enquanto o Rio Doce, lagos e lagoas apresentaram 17, 5 e 15 espécies de ocorrência exclusiva, respectivamente (*Material Suplementar A3DZS2*). Uma análise comparativa dos resultados de riqueza de espécies zooplanctônicas do Rio Doce com outros sistemas fluviais tropicais indica uma menor diversificação da comunidade, embora deva-se levar em consideração que o número de estações amostrais e esforço taxonômico podem ter grande influência na determinação da riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica. Estudos sobre a comunidade zooplanctônica em grandes rios brasileiros têm indicado riqueza de espécies superior ao observado nos sistemas do Baixo Rio Doce (ROBERTSON; HARDY, 1984; BRITO et al., 2015; BONECKER et al., 2020), com valores que ultrapassam geralmente 200 espécies registradas. Os sistemas lacustres rasos (lagoas) podem ser considerados habitats de grande relevância para a diversificação da comunidade zooplanctônica do Baixo Rio Doce, e esforços devem ser envidados para assegurar sua conservação.

Uma espécie invasiva foi identificada na comunidade zooplanctônica: o microcrustáceo *Mesocyclops ogunnus*, espécie exótica de origem afro-asiática (PEIXOTO et al., 2010), com registros associados a ambientes eutróficos (SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Também se destacam os microcrustáceos *Bosminopsis deitersi* e *Thermocyclops minutus* por serem frequentemente associados a ambientes aquáticos impactados por rejeitos de mineração e drásticas alterações na cadeia trófica (MAIA-BARBOSA; BOZELLI, 2006; FRAGOSO-MOURA et al., 2016; PERBICHE-NEVES et al., 2016), sendo consideradas espécies de ampla plasticidade ecológica e resiliência. A presença dessas espécies em abundâncias representativas indica o uso potencial como bioindicadores do atual panorama ambiental dos ecossistemas do baixo Rio Doce, representativo dos impactos múltiplos associados (eutrofização, alteração drástica da qualidade da água, presença de metais e outros contaminantes, além de outros impactos).

A densidade, recrutamento e biomassa do zooplâncton apresentaram os menores valores nas estações fluviais em comparação com os ambientes lacustres (Figura 43 e *Material Suplementar A3DZS3*). O rio Guandu apresentou a menor densidade ($0,97 \pm 1,08 \text{ ind.L}^{-1}$), recrutamento ($0,34 \pm 0,5$

ind.L⁻¹) e biomassa ($0,08 \pm 0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), durante o período chuvoso C2, comparado com as demais estações do Rio Doce, lagos e lagoas (Figura 43 e Tabela 7).

Figura 43. Variação temporal e espacial da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A). Traços pontilhados representam as estações dos lagos na profundidade de compensação da luz.

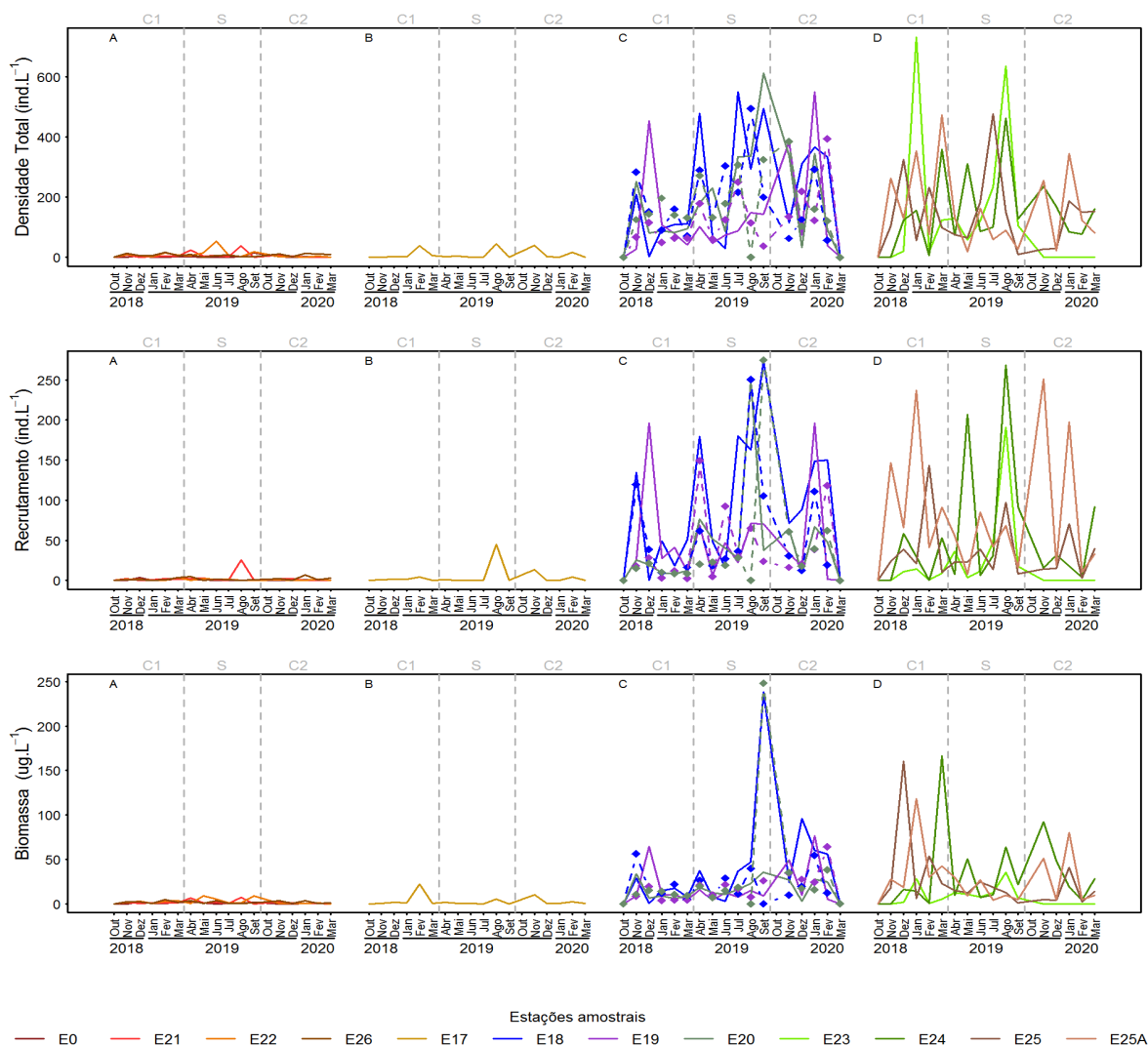


Tabela 7: Rio Guandu e Rio Doce: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton das estações nos três período sazonais estudados. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).

Índices bióticos	Sazonalidade	E17	E0	E21	E22	E26
Densidade (ind.L ⁻¹)	C1	1,61 ± 1,96	2,9 ± 2,64	6,65 ± 5,17	7,7 ± 5,87	8,47 ± 14,81
	S	1,22 ± 1,11	15,08 ± 14,34	17,2 ± 18,77	4,79 ± 3,31	8,88 ± 17,88
	C2	0,97 ± 1,08	2,76 ± 3,45	2,27 ± 1,75	9,35 ± 4,24	12,12 ± 16,48
Recrutamento (ind.L ⁻¹)	C1	1 ± 1,48	1,16 ± 1,05	1,42 ± 1,39	1,08 ± 1,2	1,46 ± 1,5
	S	0,45 ± 0,56	5,53 ± 9,97	1,14 ± 0,96	1,46 ± 1,8	7,65 ± 18,2
	C2	0,34 ± 0,5	1,04 ± 0,99	0,67 ± 0,55	2,75 ± 2,44	3,77 ± 5,68
Biomassa (µg.L ⁻¹)	C1	0,73 ± 1,01	0,71 ± 0,6	1,79 ± 1,46	1,89 ± 1,63	4,18 ± 8,71
	S	0,54 ± 0,93	2,94 ± 3,11	4,24 ± 3,87	1,5 ± 1,49	1,32 ± 2,08
	C2	0,08 ± 0,1	0,64 ± 0,89	0,37 ± 0,32	1,84 ± 1,39	2,67 ± 4,37
Riqueza (nº de táxons)	C1	3 ± 2,76	8,67 ± 4,89	9,83 ± 6,77	7,33 ± 7,03	7,17 ± 2,23
	S	3,83 ± 1,83	7,5 ± 4,89	9,5 ± 7,18	6,5 ± 2,59	5 ± 4,77
	C2	5,4 ± 4,51	3,4 ± 2,41	11 ± 7,25	14,4 ± 3,36	12,2 ± 4,66
Diversidade (Shannon)	C1	0,51 ± 0,66	1,39 ± 0,8	1,05 ± 0,8	1,05 ± 0,91	0,89 ± 0,77
	S	0,52 ± 0,64	1,12 ± 0,64	1,51 ± 0,58	1,11 ± 0,7	0,74 ± 0,82
	C2	0,69 ± 0,64	1,31 ± 0,8	1,71 ± 0,96	2,06 ± 0,42	1,86 ± 0,5
Equitabilidade (Pielou)	C1	0,35 ± 0,39	0,6 ± 0,31	0,51 ± 0,33	0,47 ± 0,36	0,42 ± 0,36
	S	0,31 ± 0,37	0,53 ± 0,27	0,65 ± 0,18	0,55 ± 0,33	0,37 ± 0,42
	C2	0,48 ± 0,46	0,63 ± 0,36	0,69 ± 0,39	0,8 ± 0,08	0,74 ± 0,11

No período chuvoso C1 foram registrados os maiores valores de densidade ($1,61 \pm 1,96$ ind.L⁻¹), recrutamento ($1,00 \pm 1,48$ ind.L⁻¹) e biomassa ($0,73 \pm 1,01$ µg.L⁻¹) no rio Guandu. No Rio Doce, a estação E21 apresentou os menores valores de densidade ($2,27 \pm 1,75$ ind.L⁻¹), recrutamento ($0,67 \pm 0,55$ ind.L⁻¹) e biomassa ($0,37 \pm 0,32$ µg.L⁻¹), durante o período chuvoso C2. Os maiores valores de densidade ($5,53 \pm 9,97$ ind.L⁻¹) e biomassa ($4,24 \pm 3,87$ µg.L⁻¹) foram registrados na estação E21, no período seco, que também registrou o maior recrutamento, na estação E26 ($7,65 \pm 18,2$ ind.L⁻¹) (Figura 43 e Tabela 7).

Em relação aos lagos, a estação E19 (PC: profundidade de compensação da luz) apresentou o menor valor de densidade ($60,27 \pm 36,96$ ind.L⁻¹) e biomassa ($6,66 \pm 6,7$ µg.L⁻¹) e a estação E20 (PC) apresentou os menores valores de recrutamento ($10,69 \pm 7,16$ ind.L⁻¹), durante o período chuvoso C1. A estação E18 (S: profundidade superficial) apresentou os maiores valores de densidade ($318,78 \pm 225,95$ ind.L⁻¹), recrutamento ($143,44 \pm 94,79$ ind.L⁻¹) e biomassa ($61,63 \pm 88,52$ µg.L⁻¹), no período seco (Figura 43 e Tabela 7). Nas lagoas, a estação E25A apresentou os menores valores de densidade ($81,8 \pm 57,66$ ind.L⁻¹) e biomassa ($13,87 \pm 11,51$ ind.L⁻¹) no período seco, enquanto a estação E23 apresentou o menor recrutamento ($5,98 \pm 6,41$ ind.L⁻¹) no período chuvoso C1. A estação E25A apresentaram os maiores valores de densidade ($258,4 \pm 161,52$ ind.L⁻¹), recrutamento

($116,41 \pm 77,88 \text{ ind.L}^{-1}$) e biomassa ($47,37 \pm 40,71 \mu\text{g.L}^{-1}$), no período chuvoso C1 (Figura 43 e Tabela 7). O recrutamento do zooplâncton foi estatisticamente diferente entre os ambientes (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Lagos e lagoas apresentaram maiores valores que os rios Guandu e Doce (Mann-Whitney, $p < 0,001$), mas não houve diferenças entre lagos e lagoas e entre o rio Guandu e Doce (Mann-Whitney, $p > 0,05$).

De forma geral, os valores de densidade dos lagos e lagoas são próximos aos observados em outros ecossistemas lênticos da Bacia do Rio Doce (BRITO et al., 2011; MAIA-BARBOSA et al., 2014; PEIXOTO et al., 2008), mas a densidade zooplanctônica (abundância) no Rio Guandu e Rio Doce podem ser considerados muito baixos quando comparados a outros sistemas lênticos de mesma ordem (KOBAYASHI et al., 1998; DIAS et al., 2016), embora muitos fatores locais (hidrodinâmica, estrutura de predadores, microhabitats, etc.) possam exercer forte influência sobre a comunidade potamoplânctônica, limitando a comparação direta de resultados. De qualquer maneira, é perceptível a baixa densidade do zooplâncton nos pontos amostrais fluviais estudados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Em relação ao recrutamento (abundância de novos indivíduos na população), os dados indicam que a adição de novos indivíduos de copépodos de maior tamanho ocorre com maior efeito nos sistemas lacustres (lagos e lagoas) e que no Rio Doce e Guandu não foram detectados indícios dessa reposição mais efetiva. Os resultados confirmam a importância dos sistemas lacustres do Baixo Rio Doce como áreas de recrutamento da comunidade zooplanctônica.

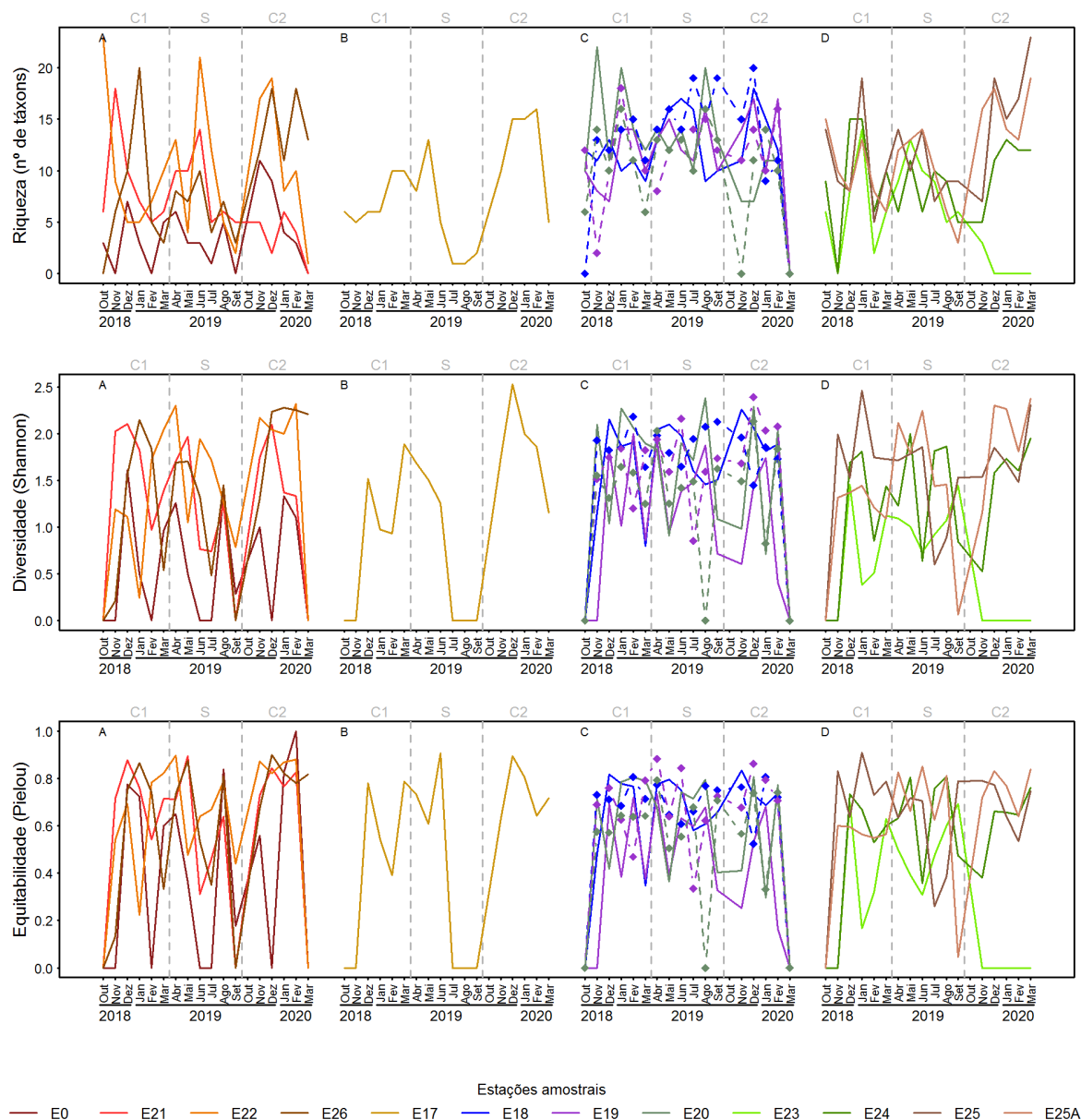
De forma geral, foi observada uma grande variabilidade na variação sazonal da riqueza e diversidade do zooplâncton, mas lagos e lagoas apresentaram, de forma geral, valores mais expressivos em relação aos ambientes lóticos (Figura 44). No rio Guandu, a riqueza e a diversidade do zooplâncton foram mais elevadas no período chuvoso ($5,4 \pm 4,51$ e $0,69 \pm 0,64$ bits, respectivamente), em relação ao período seco ($3 \pm 2,76$ e $0,51 \pm 0,66$ bits, respectivamente), com maior uniformidade na distribuição das espécies (equitabilidade) observada no período chuvoso do ano 2 ($0,48 \pm 0,46$). No Rio Doce, essa variabilidade espacial e temporal foi ainda maior, mas foi possível detectar menor diversidade no ponto amostral E0 no período chuvoso C2 ($3,4 \pm 2,41$), e tendência de aumento da diversidade e equitabilidade na estação de foz E22, onde foram detectados os maiores valores de riqueza ($14,4 \pm 3,36$), diversidade ($2,06 \pm 0,42$ bits) e equitabilidade ($0,8 \pm 0,08$) no período chuvoso C2 (Figura 44 e Tabela 7). De forma geral, nas estações de foz do Rio Doce a diversidade zooplanctônica foi muito reduzida, com valores entre 0,56 e 2,06 bits.ind⁻¹. (Figura 44 e Tabela 7).

Nos sistemas lacustres também foi observada uma variação temporal e espacial da riqueza, diversidade e equitabilidade, com tendência de aumento desses indicadores durante o período chuvoso (Figura 45, Figura 46, Figura 47 e Figura 48; Tabela 8 e Tabela 9). A riqueza apresentou diferenças entre os ambientes (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), com menores valores no rio Guandu em comparação com o Rio Doce, lagos e lagoas (Mann-Whitney, $p < 0,001$). O Rio Doce apresentou menores valores comparado aos lagos, mas não apresentou diferenças em comparação com as lagoas (Mann-Whitney, $p > 0,05$; Figura 46). A diversidade também apresentou diferenças estatísticas entre os ambientes estudados (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$; Figura 46), com menores valores no rio

Quando em comparação com o rio Doce, lagos e lagoas (Mann-Whitney, $p < 0,001$). Entretanto, não houve diferenças entre esses últimos ambientes (Mann-Whitney, $p > 0,05$). Não foi detectada diferença estatística para a equitabilidade entre os ambientes estudados (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$; Figura 46).

Muitos processos parecem regular a diversidade da comunidade zooplanctônica dulcícola, destacando-se os processos determinísticos (efeitos de filtros ambientais e respostas das comunidades aos gradientes ambientais) e processos estocásticos, relacionados os efeitos de dispersão e colonização, extinção e distúrbios ambientais (LOPES et al., 2014). A significativa variação temporal e espacial da riqueza e diversidade do zooplâncton no Baixo Rio Doce pode ser resultante de processos interativos que influenciam sua estrutura e a dinâmica de sua flutuação. Os resultados obtidos até o momento parecem indicar forte efeito de filtros ambientais (fluxo e habitat), em associação com a colonização e dispersão de espécies, em função do alto grau de similaridade entre as populações. Ainda são necessárias novas análises para aprofundar o tema.

Figura 44: Variação temporal e espacial da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagos (E23, E24 e E25 e E25A). Traços pontilhados representam as estações dos lagos na profundidade de compensação da luz.



A partir dos resultados obtidos foi testada a hipótese de que os maiores valores observados de riqueza de espécies zooplânctônicas nas estações amostrais próximas à foz do Rio Doce durante o período chuvoso seriam resultantes do efeito de “washing” de espécies. Segundo WAHL et al. (2008), embora a composição da comunidade zooplânctônica fluvial seja controlada principalmente pelos processos de advecção e turbulência em sistemas lóticos, as alterações físicas impostas nos períodos de cheia desempenham um papel crítico na estruturação da comunidade, podendo afetar decisivamente a composição e variação espacial das espécies do zooplâncton. A riqueza, diversidade

e equitabilidade do zooplâncton das estações E0, E21, E22 e E26 apresentaram uma correlação positiva com a vazão do Rio Doce (*Material Suplementar A3DZS4*). Em relação às lagoas, apenas a estação E25 (Lagoa Monsarás) apresentou dados de riqueza do zooplâncton positivamente correlacionados com os dados de vazão do Rio Doce (*Material Suplementar A3DZS5*). Os resultados de probabilidade e coeficiente de correlação do teste de Spearman estão apresentados nas figuras acima citadas. A precipitação característica de períodos chuvosos tem sido considerada um fator importante que promove o aumento regional da diversidade do zooplâncton (NEVES et al. 2003; PERBICHE-NEVES et al. 2019). Há uma confirmação parcial do efeito de transporte físico de espécies em direção à foz do Rio Doce e lagoa Monsarás, causando um incremento na riqueza de espécies nas estações estudadas.

Tabela 8: LAGOS: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nos três período sazonais estudados. S: profundidade de coleta superficial. PC: profundidade de compensação da luz. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).

Índices bióticos	Sazonalidade	E18 (S)	E19 (S)	E20 (S)	E18 (PC)	E19 (PC)	E20 (PC)
Densidade (ind.L ⁻¹)	C1	87,74 ± 78,48	118,5 ±	99,76 ±	125,76 ±	60,27 ±	123,05 ±
			168,42	82,65	96,55	36,96	65,41
	S	318,78 ± 225,95	100,72 ±	296,19 ±	272,6 ±	127,79 ±	202,57 ±
			39,96	181,52	125,37	77,6	124,08
	C2	224,96 ± 159,53	209,47 ±	161,27 ±	107,23 ±	174,37 ±	153,91 ±
			243,5	167,04	112,03	145,53	142,06
Recrutamento (ind.L ⁻¹)	C1	42,27 ± 50,39	50,29 ±	12,68 ±	32,86 ±	10,84 ±	10,69 ±
			72,77	9,18	44,44	10,99	7,16
	S	143,44 ± 94,79	47,88 ± 27,9	80,67 ±	83,34 ±	60,94 ±	61,03 ±
				84,28	87,77	53,43	105,11
	C2	91,65 ± 62,24	49,73 ± 82,9	37,56 ±	34,69 ±	38,85 ±	35,92 ±
				31,19	44,07	46,41	27,01
Biomassa (µg.L ⁻¹)	C1	11,36 ± 11,14	16,94 ±	10,54 ±	18,24 ±	6,66 ± 6,7	9,89 ± 5,34
			25,06	11,64	20,09		
	S	61,63 ± 88,52	10,48 ± 4,41	19,33 ± 9	18,87 ±	17,06 ±	51,41 ±
					15,04	7,21	96,75
	C2	47,28 ± 36,82	29,74 ±	16,3 ±	19,17 ±	30,63 ±	21,29 ±
			35,39	13,62	20,94	22,97	15,59
Riqueza (nº de táxons)	C1	11 ± 1,41	10,5 ± 2,95	14,83 ± 5	10,83 ± 5,49	10,5 ± 5,13	10,5 ± 4,09
				13,83 ±	16,17 ± 2,32	12,33 ±	12,83 ±
	S	13,5 ± 3,39	12,83 ± 2,32	3,37		2,42	1,94
				7,2 ±	11 ± 7,45	10,2 ± 6,18	7 ± 6,56
	C2	11,2 ± 6,83	11,6 ± 7,09	4,49			
				1,56 ±	1,57 ± 0,79	1,35 ± 0,71	1,22 ± 0,62
Diversidade (Shannon)	C1	1,31 ± 0,82	0,95 ± 0,86	0,88			
	S	1,78 ± 0,29	1,39 ± 0,49	1,64 ±	1,93 ± 0,18	1,65 ± 0,44	1,3 ± 0,69
				0,55			

Índices bióticos	Sazonalidade	E18 (S)	E19 (S)	E20 (S)	E18 (PC)	E19 (PC)	E20 (PC)
Equitabilidade (Pielou)	C2	1,61 ± 0,91	0,84 ± 0,73	1,2 ± 0,95	1,4 ± 0,8	1,64 ± 0,95	1,26 ± 0,86
	C1	0,53 ± 0,32	0,36 ± 0,32	0,59 ± 0,32	0,61 ± 0,3	0,56 ± 0,3	0,51 ± 0,25
	S	0,69 ± 0,09	0,56 ± 0,16	0,62 ± 0,18	0,7 ± 0,07	0,67 ± 0,2	0,54 ± 0,28
	C2	0,6 ± 0,34	0,33 ± 0,28	0,46 ± 0,34	0,56 ± 0,33	0,61 ± 0,35	0,48 ± 0,31

Tabela 9: LAGOAS: Médias e desvios padrão dos dados de densidade, recrutamento, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nos três períodos sazonais estudados. C1: outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso); S: abril de 2019 a setembro de 2019 (período seco); C2: outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso).

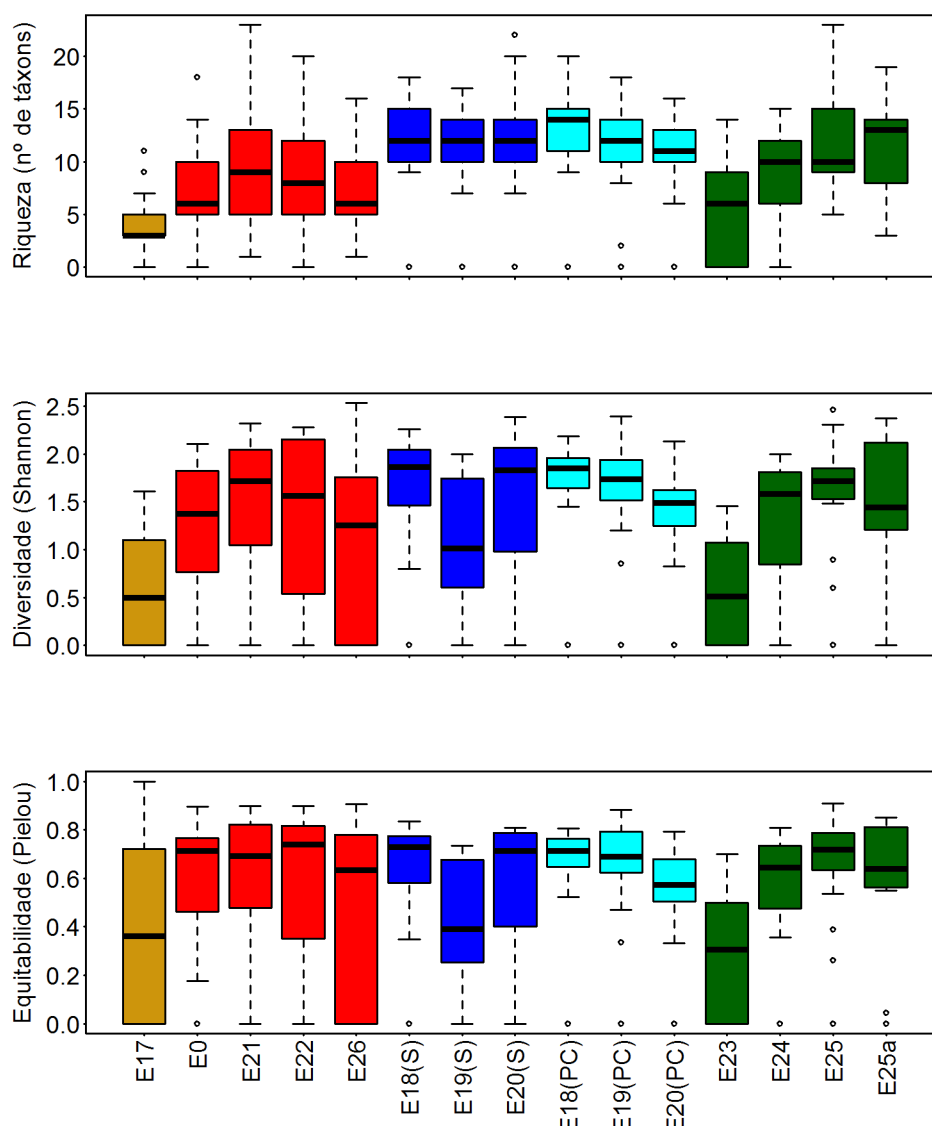
Índices bióticos	Sazonalidade	E23	E24	E25	E25A
Densidade (ind.L ⁻¹)	C1	148,86 ± 289,36	107,44 ± 140,97	135,87 ± 120,09	258,4 ± 161,52
	S	213,5 ± 214,41	193,32 ± 158,01	159,86 ± 167,09	81,8 ± 57,66
	C2	x	145,51 ± 65,45	109,28 ± 75,5	165,43 ± 132,45
Recrutamento (ind.L ⁻¹)	C1	5,98 ± 6,41	23,68 ± 27,54	39,58 ± 52,47	116,41 ± 77,88
	S	51,21 ± 70,25	101,99 ± 111,32	34,13 ± 32,65	45,82 ± 30,21
	C2	x	32,21 ± 34,68	28,57 ± 27,25	102,19 ± 113,17
Biomassa (µg.L ⁻¹)	C1	5,86 ± 10,99	32,95 ± 66	43,47 ± 60,2	47,37 ± 40,71
	S	14,2 ± 10,77	27,12 ± 24,24	14,15 ± 7,95	13,87 ± 11,51
	C2	x	39,08 ± 33,37	15,81 ± 14,93	31,16 ± 33,31
Riqueza (nº de táxons)	C1	6 ± 4,9	9,17 ± 5,71	10,83 ± 4,96	9 ± 2,65
	S	8,67 ± 2,88	7,83 ± 2,48	10,5 ± 2,88	9,67 ± 4,32
	C2	0,6 ± 1,34	10,6 ± 3,21	16,2 ± 5,93	16 ± 2,55
Diversidade (Shannon)	C1	0,58 ± 0,6	0,96 ± 0,82	1,58 ± 0,84	1,29 ± 0,14
	S	1,05 ± 0,23	1,4 ± 0,58	1,4 ± 0,52	1,52 ± 0,79
	C2	x	1,48 ± 0,55	1,77 ± 0,33	1,98 ± 0,51
Equitabilidade (Pielou)	C1	0,3 ± 0,31	0,42 ± 0,33	0,65 ± 0,33	0,57 ± 0,02
	S	0,49 ± 0,14	0,64 ± 0,19	0,58 ± 0,21	0,64 ± 0,3
	C2	x	0,62 ± 0,14	0,7 ± 0,11	0,76 ± 0,08

A biomassa individual do zooplâncton das amostras analisadas variou de 0,01 µg a 6,5 µg de peso seco, com predomínio de organismos com biomassa entre 0,01 e 2,0 µg. Foi observada uma variação sazonal consistente nas estações fluviais E17 (rio Guandu) e E0 (Rio Doce) e lacustre (Lago Limão), com maior contribuição dos microcrustáceos > 1,0 µg (cladóceros e copépodos) para a biomassa no período chuvoso, enquanto no período seco os rotíferos < 1,0 µg, com picos para a classe de tamanho 1-2 µg foram os maiores constituintes da biomassa fluvial (*Material Suplementar A3DZS6 e A3DZS7*). Na estação E18 (S e PC) foi observada uma alta contribuição de cladóceros e copépodos

< 1.0 μg no período chuvoso. No período seco, houve uma alta contribuição de rotíferos < 1.0 μg , com picos para a classe de tamanho 1-2 μg . Cladóceros e copépodes também apresentaram picos de contribuição para classes de tamanho > 1 μg no período seco, especialmente na amostra obtida na zona de compensação da luz (PC) (*Material Suplementar A3DZS7*).

Os dados apresentados até o momento são preliminares, uma vez que as amostras ainda estão sendo processadas para obtenção das classes de tamanho e biomassa individuais dos organismos. O espectro de biomassa do zooplâncton é um índice ecológico muito utilizado para descrever o efeito de perturbações ambientais sobre teias tróficas pelágicas (Sprules and Munawar 1986; Gaedke 1992) e será aplicado aos dados do zooplâncton a fim de verificar se altas concentrações de metais afetam as classes de tamanho e biomassa do zooplâncton do baixo Rio Doce.

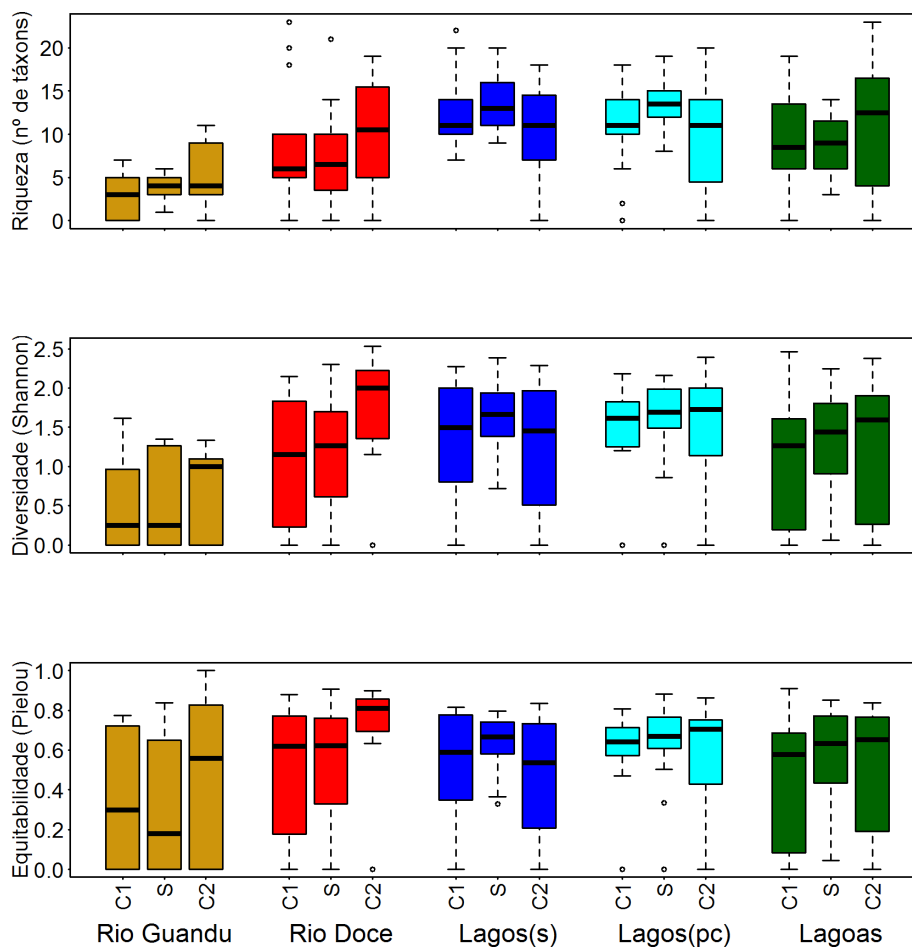
Figura 45: Variação espacial da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A).



O dendrograma realizado com base nos traços funcionais do zooplâncton (*Material Suplementar A3DZS8*) indicou que as estações do rio Guandu (E17) e Doce (E21, E22 e E26) apresentaram uma alta similaridade, uma vez que as espécies características desses ambientes agruparam-se em aspectos funcionais de curta longevidade, escape ausente ou baixo, entre outras semelhanças (*Material Suplementar A3DZS1 e A3DZS2*). A estação 25A (lagoa Monsarás) é a mais semelhante ao grupo formado pelas estações fluviais, o que pode ser explicado pela sua proximidade com a calha do Rio Doce, proporcionando maior dispersão de espécies com traços funcionais semelhantes (*Material Suplementar A3DZS1 e A3DZS2*). Por conseguinte, as estações E19 e E25 (lago Nova e lagoa Monsarás, respectivamente), caracterizadas como ambientes eutróficos, formaram grupos distintos, com espécies que apresentam tamanho grande, ausência de escape, tempo de vida curto e a presença de uma alta densidade de rotíferos filtradores (*Material Suplementar A3DZS1 e A3DZS2*).

O grupo formado pelas estações E18, E20 e E23 (lagos Limão e Juparanã e lagoa Areão), registrou uma alta densidade de organismos que apresentam tamanho grande, alta capacidade de escape, tempo de vida longo e a presença de copépodes de hábito alimentar raptorial. A estação E24 (lagoa Areal) foi a mais distinta das demais, agregando organismos com capacidade de escape intermediário e alta densidade de copépodes filtradores (*Material Suplementar A3DZS1 e A3DZS2*).

Figura 46. Variação sazonal da riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A).



A RDA realizada com a abundância dos grupos funcionais do zooplâncton classificados de acordo com a longevidade, capacidade de escape e tamanho do zooplâncton apresentou um resultado significativo (ANOVA, $p = 0.04$) e explicou 10% da variabilidade da matriz de variáveis resposta. Os eixos 1 e 2 da RDA explicaram juntos 86% da variância explicada pela análise (Figura 49).

Organismos de vida curta, tamanho pequeno e escape ausente estão mais correlacionados com as amostras obtidas nas estações das lagoas, rio Guandu e Doce, que se caracterizaram por maior presença do cobre, nitrogênio total, material particulado em suspensão e fósforo total. Ambientes que apresentam altas concentrações de fósforo total beneficiam a floração de cianobactérias, fenômeno que tende a selecionar organismos zooplanctônicos de corpo pequeno e escape ausente, que

conseguem aproveitar fontes alimentares adicionais às cianobactérias impalatáveis (HANSSON et al., 2007; FIGUEREDO et al., 2016).

Organismos de escape baixo, tamanho grande, escape intermediário e alto e vida longa estão mais associados aos lagos e lagoas, ambientes com maior concentração de Fe, Al e Zn, mais oxigenados, com uma maior produtividade primária (ou seja, possuem maior concentração de oxigênio e biomassa fitoplanctônica) e com maior concentração de carbônico orgânico total (Figura 49). Copépodes ciclopoídes ($> 500 \mu\text{m}$) são descritos como organismos predominantemente generalistas (COSTA et al., 2016; NOGUEIRA, 2001; LEITÃO et al., 2020), o que pode favorecer a maior abundância dos organismos grandes com os lagos, marcados por altas concentrações de carbônico orgânico total.

A análise de redundância realizada com a abundância dos grupos funcionais do zooplâncton classificados de acordo com as diferentes estratégias de alimentação apresentou um resultado significativo (ANOVA, $p = 0.001$) e explicou 17% da variabilidade da matriz de variáveis resposta. Os eixos 1 e 2 da RDA explicaram juntos 78% da variância explicada pela análise (Figura 50). Rotíferos filtradores/suspensívoros e cladóceros raspadores estão mais associados às amostras do rio Guandu e Doce. Copépodes filtradores estão mais correlacionados com as lagoas. Cladóceros raspadores e copépodes raptorais se associaram às amostras dos lagos (Figura 50). A análise da diversidade funcional possibilitou determinar o efeito de filtros ambientais sobre a composição funcional do zooplâncton, sugerindo que nos ambientes com indicadores substanciais de alterações ambientais (eutrofização e presença de metais), ocorre uma simplificação do espectro funcional do zooplâncton. As alterações no espectro funcional do zooplâncton são um importante parâmetro na avaliação da efetividade de interações tróficas e na oferta de bens e serviços ecossistêmicos. Uma vez que o zooplâncton desempenha papel central na conexão trófica aquática, alterações profundas na sua estrutura funcional (tamanho, formas de alimentação e escape) pode afetar a eficiência da passagem energética do habitat aquático, limitando a produção de biomassa de níveis tróficos superiores e o fluxo de matéria e energia. A análise da diversidade funcional é considerada uma das mais efetivas medidas na detecção dos efeitos positivos da biodiversidade no funcionamento de ecossistemas e na oferta de bens e serviços (DÍAZ et al., 2006). Nossos resultados sugerem uma contração significativa do espectro funcional do zooplâncton nos ambientes mais impactados do Baixo Rio Doce, com efeitos que podem ser significativos a longo e médio prazo na qualidade dos serviços ecossistêmicos ofertados. A ausência de dados pretéritos limita sobremaneira maiores conclusões sobre a atual configuração da diversidade funcional do zooplâncton do Baixo Rio Doce.

Figura 47: Variação espacial da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A).

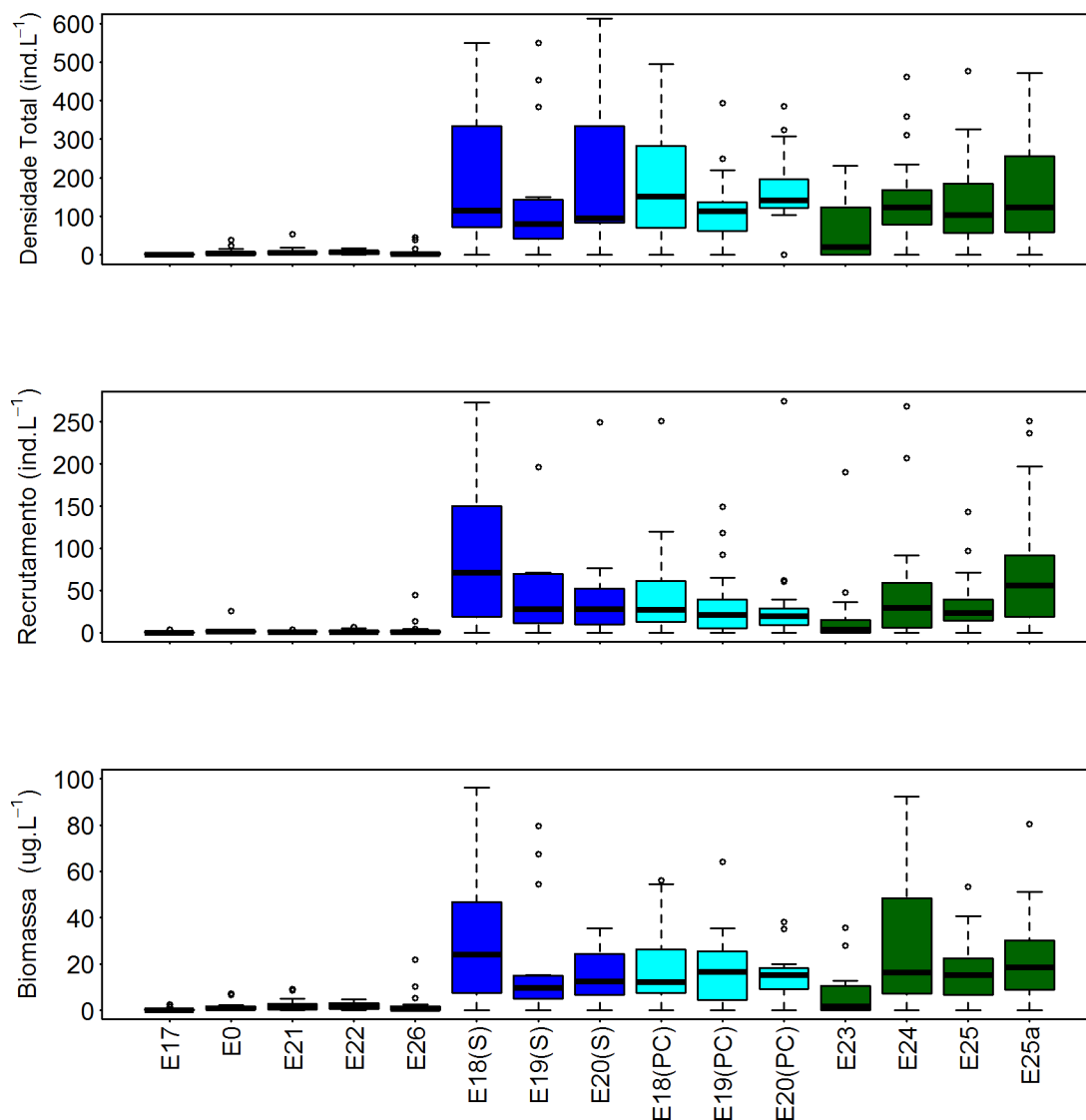


Figura 48: Variação sazonal da densidade total, recrutamento e biomassa do zooplâncton nas estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26), Rio Guandu (E17), lagos (E18, E19 e E20) e lagoas (E23, E24 e E25 e E25A).

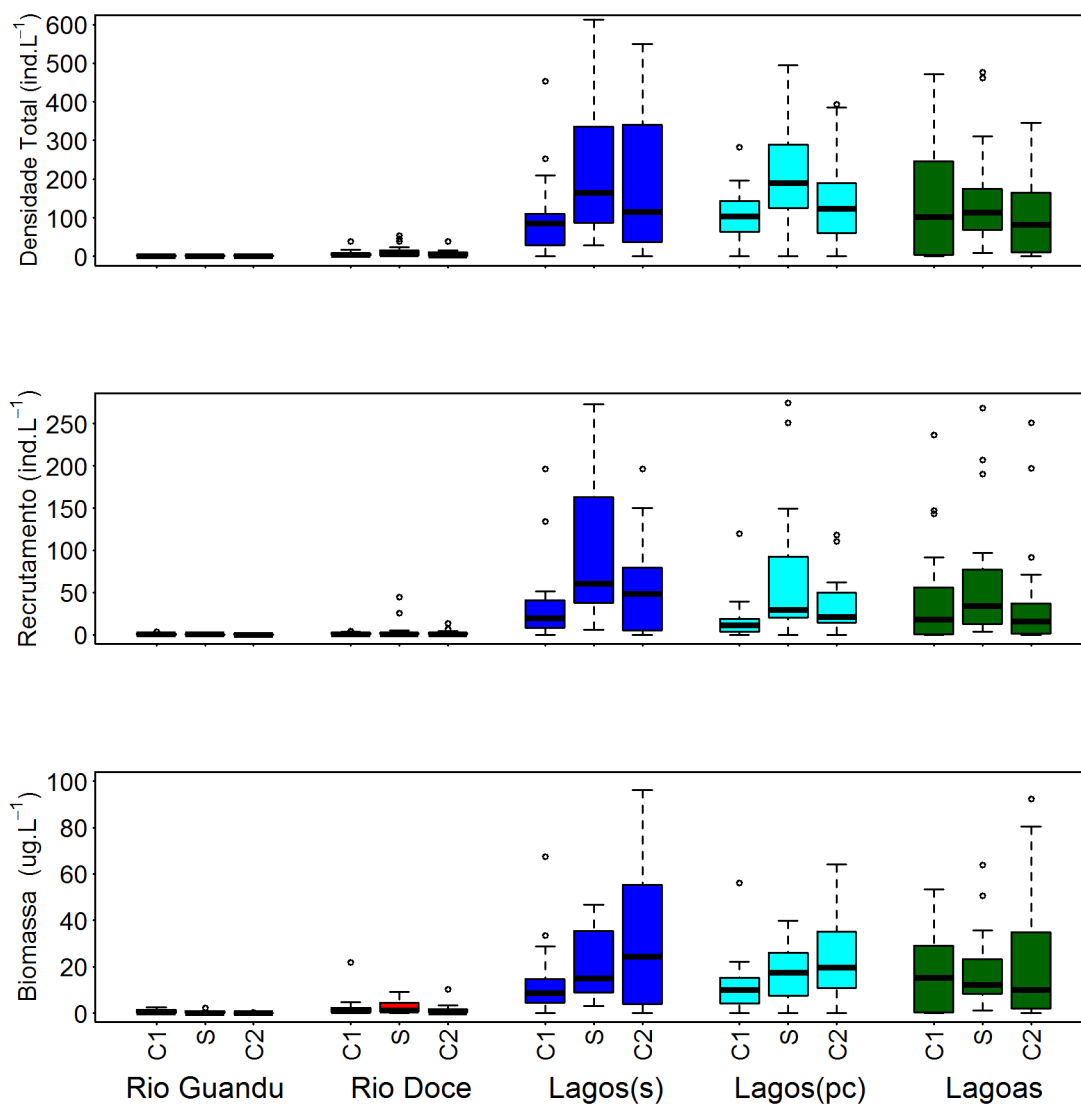


Figura 49: Análise de redundância (RDA) de grupos funcionais do zooplâncton (longevidade, capacidade de escape e tamanho), variáveis limnológicas (NT, MPS, PT, OD, Chla, COT) e metais (Al, Fe, Zn, Ba e Cu) nas estações do Rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas. NT e PT: nitrogênio e fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; Chla: clorofila a; COT: carbono orgânico total; MPS: material particulado em suspensão.

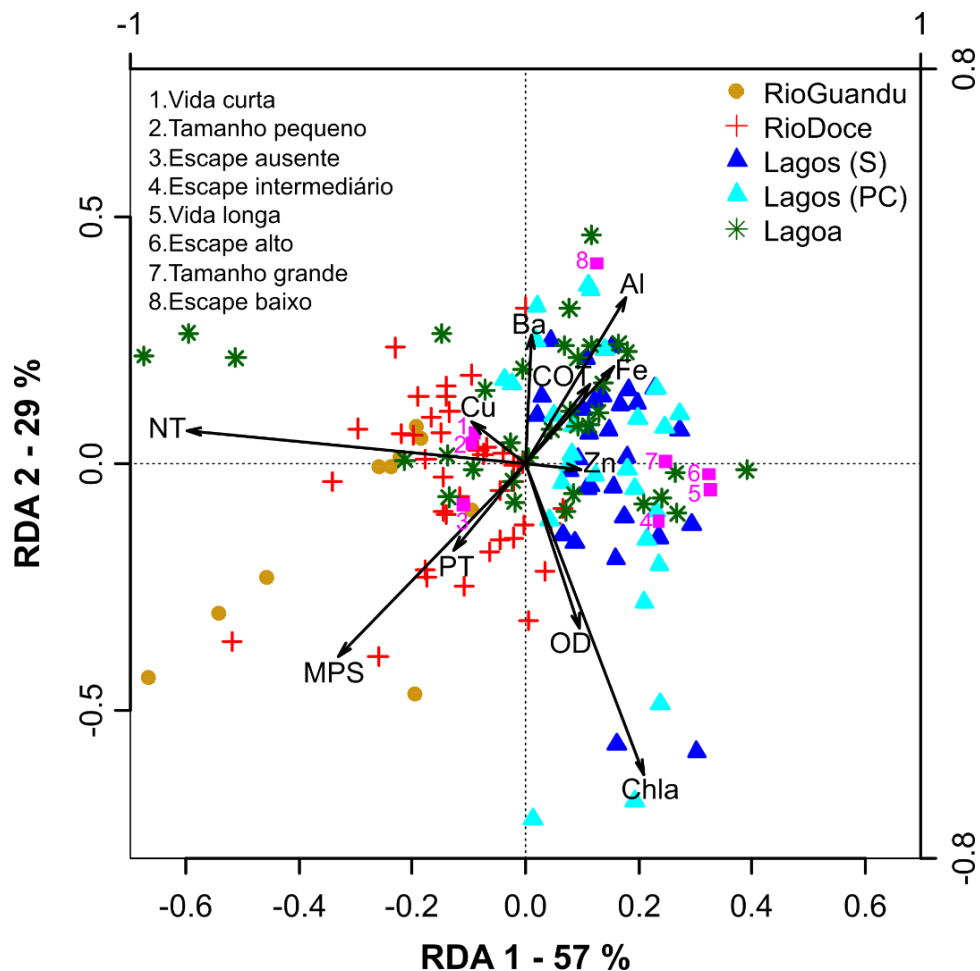
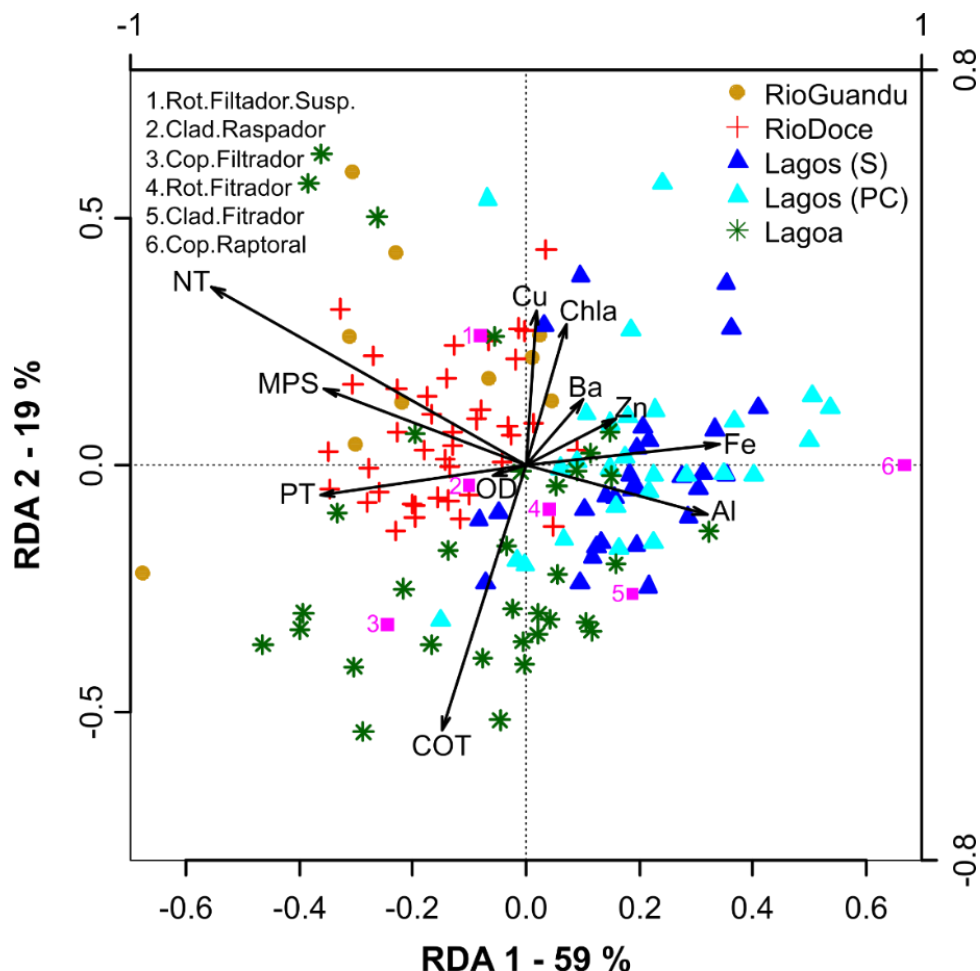


Figura 50: Análise de redundância (RDA) de grupos funcionais do zooplâncton (classificados de acordo com diferentes estratégia de alimentação), variáveis limnológicas (NT, MPS, PT, OD, Chla, COT) e metais (Al, Fe, Zn, Ba e Cu) nas estações do Rio Doce, rio Guandu, lagos e lagoas. NT e PT: nitrogênio e fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; Chla: clorofila a; COT: carbono orgânico total; MPS: material particulado em suspensão; Rot.Suspensivoro.Susp.: rotíferos filtradores e suspensívoros; Raspador.Clad: cladóceros raspadores; Filtrador.Cop: copépodes filtradores; Filtrador.Rot: rotíferos filtradores; Filtrador.Clad: cladóceros filtradores; Raptorial.Cop: copépodes raptoriais.



1.3 CALHA DO RIO

1.3.1 Caracterização da qualidade da água e do sedimento

A turbidez ao longo de todo o período de monitoramento nas estações fluviais variou entre 1,52 e 561,00 UNT com média de $74,40 \pm 100,13$ UNT (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 3, Figura 2*). A turbidez do Rio Guandu (EA17) foi predominantemente superior a calha do Rio Doce (estações amostrais EA0, EA21, EA22 e EA26). O Rio Guandu (EA17) apresentou média de $139,36 \pm 153,39$ UNT, com valor máximo de 561,00 no período chuvoso 1 em 23/10/2018. Dados do Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo (AGERH, 2020) para o período de julho de 2007 a agosto de 2016 para estação RDC2C007, localizada a 5,7 km à jusante da EA17, apresentou média de $367,01 \pm 162,84$ UNT com variação entre 6,5 a 1.437 UNT.

Na calha do Rio Doce a turbidez média foi $59,34 \pm 75,42$ UNT com variação entre 1,52 a 369,76 UNT, sendo o valor mais elevado registrado na estação EA26 em 09/12/2020, no período chuvoso 2. A turbidez registrada na amostragem da estação EA21 em 10/12/19, com vazão fluvial de 1.610,4 m³/s, foi de 246,51 UNT. Os maiores valores de turbidez na estação EA21 são relacionados ao aumento da vazão fluvial ($r^2 = 0,53$). No período chuvoso 2 os valores médios de turbidez, $125,27 \pm 61,14$, $113,10 \pm 90,58$, 107,19 e $151,09 \pm 152,44$ UNT respectivamente para as estações EA0, EA21, EA22 e EA26, estiveram acima do limite estabelecido pela Classe 2 da Resolução CONAMA 357 (100 UNT). No entanto, cabe ressaltar que não houve variação significativa entre as estações da calha do Rio Doce em relação a sazonalidade nos dados do PMBA.

O monitoramento da turbidez na estação RDC1C025, adjacente a estação EA21, entre 2007 a 2016, realizado a cada quatro meses, apresentou média de $36,9 \pm 41,6$ UNT com variação entre 4,0 a 169,0 UNT (AGERH, 2020). Figueiredo et al., (2014), também com amostragens a cada quatro meses, para o período de 2009 a 2011, encontrou variação entre 3,0 e 461,0 UNT, com os maiores valores no período chuvoso.

O material particulado em suspensão (MPS) ao longo de todo o monitoramento mostrou valores entre 0,53 e 315,20 e média $51,90 \pm 67,58$ mg/L para todas as estações fluviais, incluindo o Rio Guandu (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 3, Figura 2*). No Rio Guandu as concentrações de MPS ($96,71 \pm 97,82$ com variação entre 2,13 a 315,20 mg/L), tal como em relação à turbidez, foram superiores as concentrações da calha do Rio Doce ($41,51 \pm 53,23$ e variação entre 0,53 e 310,00 mg/L) (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 3, Figura 9*). O MPS para todo o sistema fluvial durante todo o período amostral mostrou diferença significativa entre as estações EA17 e EA26 no período Chuvoso-1, enquanto para o Chuvoso-2 não houve diferença significativa. No período Seco, houve diferença significativa entre as estações EA0 e EA22. Na estação EA21 a correlação entre o MPS e a vazão fluvial ($r^2 = 0,90$) foi mais significativa do que entre a vazão e a turbidez.

A temperatura para o Rio Guandu variou entre 21,18 e 29,34°C e para a calha do Rio Doce entre 20,73 e 32,01°C, sem diferença significativa entre as estações amostrais. Sazonalmente, os dois períodos úmidos apresentaram temperaturas superiores ao período seco, mas o período chuvoso de 2018/2019 foi mais quente do que em 2019/2020 (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 3, Figura 9*).

Com relação ao pH, as condições predominantes no ambiente fluvial foram predominantemente neutras a levemente alcalinas ($7,96 \pm 0,42$), dentro do limite estabelecido pela Classe 2 da Resolução CONAMA 357 (entre 6,0 e 9,0). No entanto, houve um padrão de incremento de pH seguindo a cronologia dos três períodos para todas as estações amostrais (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 4, Figura 10*).

A condutividade elétrica para o ambiente fluvial não apresentou diferença significativa entre as estações amostrais ao longo do monitoramento. Para o Rio Guandu, a variação foi entre 67,74 e 89,16 μ S/cm e para a calha do Rio Doce a condutividade apresentou valores entre 51,87 e

43.434,52 μ S/cm (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 4, Figura 6, Figura 10*). O significativo incremento da condutividade na estação EA26 em 24/10/2018, correspondendo a salinidade de 27,95, deve-se a reduzida vazão fluvial do Rio Doce (< 250 m³/s) e a consequente intrusão da água salina no sistema estuarino. De acordo com Oliveira e Quaresma (2017) vazões inferiores a 276,4m³/s são consideradas de baixo fluxo. Nessas condições é possível que a intrusão da água do mar durante a maré enchente possibilite o aporte de sedimentos de origem terrígena depositados na plataforma continental interna nas adjacências da foz do Rio Doce, acarretando no incremento da turbidez e MPS. Esse processo pode ser magnificado com condições oceanometeorológicas que promovam a turbulência na coluna d'água e a ressuspensão de sedimentos de águas rasas (<15,0m) e enriquecidos em argila (QUARESMA et al., 2020).

O Potencial Redox para o ambiente fluvial não apresentou diferença significativa entre as estações amostrais durante o período amostral, predominando condições levemente redutoras (166,78 \pm 51,81 mV) (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 4, Figura 3, Figura 10*). Como referência, os processos de oxidação-redução ocorrem com um potencial de 200 mV (SØNDERGARRD, 2010). Para o Rio Guandu, a variação foi entre 86,44 e 226,28 mV e para a calha do Rio Doce entre 50,16 e 317,00 mV. No período seco o Potencial Redox os valores indicam condições mais oxidantes do que para o período chuvoso-1, quando o potencial foi superior ao período chuvoso-2.

Com relação a alcalinidade para o ambiente fluvial não houve diferença significativa entre as estações amostrais. Para o Rio Guandu, a variação foi entre 22,00 (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 5, Figura 4, Figura 10*) e 42,00 mgCaCO₃/L e para a calha do Rio Doce foi entre 10,00 e 116,90 mgCaCO₃/L. Houve tendência de redução da alcalinidade do período chuvoso-1 para o chuvoso-2 para todas as estações, exceto a estação EA22. Valores de alcalinidade <100,00 mgCaCO₃/L são considerados baixos, indicando reduzida capacidade de neutralização de ácidos e rápidas alterações no pH (MATTSON, 2010).

As concentrações médias de carbono orgânico dissolvido (COD), fosfato e silicato para o ambiente fluvial foram, respectivamente 3,09 \pm 1,68 mg/L, 18,63 \pm 7,98 μ g/L e 2,75 \pm 1,31 mg/L (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 5, Figura 4, Figura 11*), sendo que não houve diferença significativa entre as estações amostrais frente à sazonalidade. No entanto, o silicato no ambiente fluvial apresentou concentrações mais elevadas em ambos os períodos chuvosos, com predominância de maiores concentrações no período chuvoso de 2018/2019. Concentrações de sílica dissolvida de 4,21 mg/L são consideradas dentro da média global para rios (CONLEY; STRUYF, 2010), sendo que Medeiros et al. (2011) determinaram concentrações médias de SID de 9,73 \pm 3,42mg/L 80km a montante da foz do Rio São Francisco (Alagoas) no período de 2000 a 2002 (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 6, Figura 5, Figura 11*).

O fósforo total (PT) não apresentou diferença significativa entre as estações amostrais do ambiente fluvial, sendo a concentração média de 139,55 \pm 202,76 μ g/L (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 5, Figura 4, Figura 11*). O fósforo inorgânico dissolvido (PID) constitui em média 26,24 \pm 17,78% do conteúdo de PT. As maiores concentrações foram registradas nas estações EA21 e EA22 nos

períodos chuvosos com valores de 1.132,26 e 1.302,54 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. A relação entre a vazão fluvial e a concentração de PT foi observada para estação EA21, embora não muito significativa ($r^2 = 0,48$). Para o Rio Guandu a amplitude da concentração de PT ficou entre 24,79 e 496,55 $\mu\text{g/L}$, enquanto para o Rio Doce a variação foi entre 29,10 e 1.302,54 $\mu\text{g/L}$, sendo esta última concentração, representativa de condições hipereutróficas. Concentrações entre 25 a 75 $\mu\text{g/L}$ são consideradas mesotróficas para ecossistemas lóticos (DODDS; SMITH, 2016). Observa-se que nos períodos chuvosos as concentrações de PT foram acima do limite máximo admissível para Classe 2 Resolução CONAMA 357 (100,00 $\mu\text{g/L}$). Figueiredo et al. (2014) registraram médias de PT de 130,0 \pm 190, 740,0 \pm 2.490,0 e 60,0 \pm 10,0 $\mu\text{g/L}$ para os anos de 2009, 2010 e 2011 no Baixo Rio Doce, sendo registradas concentrações de até 11.830,0 $\mu\text{g/L}$. Concentrações de PT nos efluentes de estações de tratamento de esgotos domésticos (ETEs) do Espírito Santo variam entre 3,22 a 8,27 mg/L (Barroso et al., 1997). Na foz do Rio São Francisco as concentrações médias de PT foram significativamente inferiores com 66,96 \pm 106,64 $\mu\text{g/L}$ (MEDEIROS et al., 2011).

Para a série nitrogenada, exceto o nitrito, não houve diferença significativa entre as estações de amostrais no ambiente fluvial. As concentrações médias do nitrogênio total (NT), nitrato, nitrito, amônio foram 3.274,64 \pm 890,97, 1.607 \pm 750,68, 17,17 \pm 21,92 e 80,58 \pm 44,39 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 6, Figura 5, Figura 12*). As concentrações de NT no ambiente fluvial podem ser consideradas como de águas eutróficas, conforme a concentração de referência proposta por Dodds e Smith (2016), >1.500 $\mu\text{g/L}$. A concentração máxima de NT (7.665,68 $\mu\text{g/L}$) foi registrada na estação EA22 em 10/12/2019, seguida da estação EA17 (6.203,72 $\mu\text{g/L}$) em 23/10/2018. Não foi constatada relação entre a vazão fluvial e a concentração de NT na estação EA21. Para os anos de 2009, 2010 e 2011 as concentrações médias de NT no Baixo Rio Doce foram 960,0 \pm 590, 990,0 \pm 570,0 e 730,0 \pm 410,0 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, com máxima de 3.220,0 $\mu\text{g/L}$ em 2009 (FIGUEIREDO et al., 2014).

O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), composto por nitrato, nitrito e amônio, apresentou concentração média de 1.705,21 \pm 762,05 $\mu\text{g/L}$, com uma tendência de incremento no Rio Guandu (1.939,10 \pm 837,63 $\mu\text{g/L}$), que apresentou a concentração mais elevada do monitoramento fluvial (4.050,29 $\mu\text{g/L}$ em 23/10/2018). O NID, que é constituído por nitrato (93,42 \pm 4,50%), compõe em média 52,99 \pm 21,18% do NT. As concentrações de nitrato, nitrito e amônio no ambiente fluvial foram abaixo dos limites máximos admissíveis para Classe 2 da Resolução CONAMA 357, 10,0 mg/L, 1,0 e 2,0 mg/L, respectivamente.

Não foi constatada relação entre a vazão fluvial e o NID na estação EA21. No Baixo Rio Doce, entre os anos de 2009 e 2011, as concentrações médias de nitrato variaram entre 420,0 \pm 150,0 a 640,0 \pm 150,0 $\mu\text{g/L}$ (FIGUEIREDO et al., 2014). A concentração média de NID nas proximidades da foz do rio São Francisco (88,34 \pm 2.850,87 $\mu\text{g/L}$) foi duas ordens de grandeza inferior em relação ao Baixo Rio Doce. Isso provavelmente se deve ao efeito do represamento fluvial com redução da vazão fluvial (Medeiros et al., 2011).

A concentração média de clorofila a no ambiente fluvial foi $1,78 \pm 1,65 \mu\text{g/L}$ com valor máximo $6,86 \mu\text{g/L}$ em 22/10/2018 na estação EA26, seguida de $6,10 \mu\text{g/L}$ para estação EA22 em 18/03/2019 (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 5, Figura 4, Figura 12*). Esta faixa de concentração indica condições oligotróficas, considerando o limite de $10,0 \mu\text{g/L}$ para rios (DODDS; SMITH, 2016). As concentrações de clorofila a no ambiente fluvial estiveram em conformidade com o limite máximo admissível para na Classe 2 da Resolução CONAMA 357 ($< 30,0 \mu\text{g/L}$). A correlação entre clorofila a e PT não foi significativa ($r^2 = 0,31$). A correlação entre a vazão fluvial e a concentração de clorofila a na estação EA21 não foi significativa, ($r^2 = 0,35$), porém sugere a redução da concentração conforme aumenta a vazão.

Na matriz sedimento, os parâmetros granulometria, densidade, pH, condutividade elétrica, e PO43-intersticial não apresentaram variações significativas entre os períodos sazonais. O sedimento é basicamente arenoso, pobre em matéria orgânica e com menores teores de fósforo do que os ecossistemas lacustres estudados (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 7, Tabela 9, Figura 6, Figura 7, Figura 13*).

A primeira fração da extração sequencial do fósforo corresponde ao fósforo trocável (Tabela 8 e Figura 8). Trata-se dos íons de ortofosfato adsorvidos na superfície mineral do sedimento (DAN et al., 2020). Os resultados evidenciaram uma maior concentração nos ambientes lacustres em relação ao ambiente fluvial. Isso pode ser explicado pelos baixos valores de salinidade, assim como pelo maior acúmulo de lama nesses sistemas, corroborando com os resultados de granulometria.

Em síntese, os valores de turbidez ($10,70$ e $369,76 \text{ UNT}$) e de MPS ($27,20$ e $310,00 \text{ mg/L}$ - Tabela 8 e Figura 10) foram significativamente superiores aos registrados tanto no período chuvoso de 2018/19 ($9,55$ e $209,00 \text{ UNT}$; $2,50$ e $145,00 \text{ mg/L}$) quanto no período seco de 2019 ($0,62$ e $24,30 \text{ UNT}$; $0,13$ e $17,00 \text{ mg/L}$). Os maiores valores de turbidez, assim como os de MPS, foram registrados em Regência (E26) em dezembro de 2019, sendo esses estes valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (100 UNT), aplicada como referência para águas doce de Classe 2.

Os dados de análises químicas, contaminantes inorgânicos e orgânicos são apresentados considerando os resultados obtidos nos primeiros dois anos do PMBA/Fest-RRDM para o ambiente dulcícola de rios, lagos e lagoas. Ressalta-se que no último período chuvoso analisado (outubro 2019 a março de 2020) houve um volume muito grande de chuvas, que acarretou resultados bastante diferentes dos obtidos para o mesmo período no ano 1. As amostras de água apresentaram aspecto barrento e turvo e muitas análises tiveram que ser refeitas, em especial para o Ferro e Alumínio, uma vez que os valores ultrapassaram os limites das curvas analíticas que vinham sendo usadas para quantificação, havendo necessidade de reprocessamento para diluição e nova análise, com novas curvas analíticas. Acredita-se que houve grande aporte de material inorgânico que estava nas margens dos rios, lagos e lagoas, além de ressuspensão de material de fundo, podendo conter o rejeito de Fundão neste material. O efeito de diluição pelo aporte de grande volume de chuva também pode ser observado, como efeito antagônico ao da possível entrada de material do rejeito que por

ventura estivesse nestes ambientes. Este tipo de fenômeno foi discutido por Duarte E. B. et.al. em artigo científico (DUARTE et al., 2020) publicado recentemente, uma vez que os autores discutem o rompimento da barragem de Fundão e mostram que houve deposição deste material sobre a várzea do Rio Doce, material este que será aportado ao rio em período de grandes cheias, como ocorrido no final de 2019 e início de 2020.

É de conhecimento comum, através de registros aéreos e reportagens locais à época do rompimento de Fundão, que dos lagos e lagoas monitoradas pelo PMBA/Fest-RRDM, houve intrusão no Lago Nova (E19) e nas lagoas Areão (E23), Areal (E24) e Monsarás (E25 e 25a). Será considerado, então, que o lago do Limão (E18) e Lago Juparanã (E20) não tenham recebido rejeitos advindos de Fundão à época, mas o que não impede de isto ter ocorrido agora com a grande cheia do final de 2019, início de 2020.

Neste relatório serão apresentados, separadamente, os parâmetros de metais totais e metais dissolvidos para água, metais totais em sedimentos e contaminantes orgânicos em água e sedimentos para os sub-ambientes calha do Rio (Doce e Guandu) e Lagos e Lagoas. Os resultados referem-se aos dois anos de PMBA/Fest-RRDM e envolvem os seguintes pontos de amostragem: E0 (Jusante UHEM) Jusante da Hidrelétrica de Mascarenhas; E17 (Rio Guandu), E18 (Lago Limão) E19 (Lago Nova); E20 (Lago Juparanã), E21 (Rio Doce-Ponte), E22 (Rio Doce Regência), E23 (Lagoa Areão), E24 (Lagoa Areal), E25 (Lagoa Monsarás), E25a (Lagoa Monsarás) e E26 (Foz do Rio Doce). Em cada caso, será apresentada uma visão geral dos principais elementos contaminantes no ano 1 em comparação com o ano 2. Foram selecionados os seguintes elementos: Fe, Al, Mn, Ba, Co, Cr, Cu, Pb, P e V, embora foram analisados um total de 31 elementos, que subsidiarão os modelos matemáticos dos pesquisadores e encontra-se no banco de Dados Brutos. Resultados complementares são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS1 e A3DAQS2*.

Devido ao enorme volume de dados de metais e orgânicos, foi utilizado o índice de não conformidade para os principais parâmetros analisados, levando-se em consideração os limites estabelecidos pelo CONAMA classe 2 e NOAA Crônico para água ou NOAA-PEL para sedimentos e a partir destes foram apresentados os comportamentos dos ambientes em relação a alguns contaminantes mais relevantes.

Ressalta-se que os contaminantes inorgânicos escolhidos como indicadores são aqueles que estavam presentes em maior quantidade no rejeito de Fundão e que foram arrastados após rompimento da barragem para os ambientes monitorados, ou seja, calha do rio (Rio Guandu, Rio Doce) e Lagos/ Lagoas. Estes foram selecionados devido a sua maior representatividade, por ter maior concentração, ou devido a sua maior toxicidade.

Estudo publicado no Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), já referenciado no relatório Anual 1, mostra a seguinte composição média para o rejeito coletado no Rio Gualaxo do Norte pós rompimento: Fe \geq 150.000 ppm, Al 2500 ppm, Mn 314,3 ppm, Ca 180 ppm, P 161 ppm, V

20,17 ppm, Cu 13,87 ppm, Cr 13,50 ppm, Co 1,97 ppm, Ba 12,50 ppm, Zn 12,17 ppm, As 4,83 ppm, Pb 4,1 ppm, Hg 0,05 ppm e Ni 3,10 ppm, além de outros elementos em menor concentração.

Como as regiões impactadas também possuem uma riqueza mineral grande no seu solo, cujos elementos inorgânicos podem lixiviar ou serem arrastados, afetando a composição das águas monitoradas, será feita uma comparação entre os dados pretéritos encontrados para o Rio Doce – região do Espírito Santo, antes da chegada da pluma e pós-desastre, produzidos pelo órgão ambiental IEMA e dados pós rompimento e anteriores ao PMBA/Fest-RRDM (IEMA e PMQQS). Para Lagos e Lagoas não se tem estes dados pretéritos antes do rompimento, mas serão usados dados do PMQQS para comparação. Dados dos testemunhos/cores servirão também para avaliação comparativa dos dados de lagos e lagoas, mas que não estão aqui apresentados. Estes resultados dos cores foram usados para avaliar a assinatura dos terras raras.

Dando prosseguimento aos estudos de quantificação dos compostos orgânicos em águas e sedimentos, foi realizada a quantificação de contaminantes importantes como bifenilas policlorados (PCBs), esteróis e fenóis em água para serem apresentados, outros contaminantes foram analisados (hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs), pesticidas, hidrocarbonetos alifáticos, e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs)) e estão no material suplementar ou nos dados brutos, que é o grande banco de dados do PMBA/Fest-RRDM. Todos os poluentes orgânicos foram escolhidos por sua toxicidade e pelo grande potencial de serem gerado pelas atividades antropogênicas ao longo da Bacia do Rio Doce, podendo impactar os seres vivos das regiões estudadas ou como potencializadores do impacto, através de uma atuação sinérgica sobre a biota. As regiões e pontos de coleta são os mesmos considerados para os contaminantes inorgânicos. A escolha dos contaminantes foi feita de modo a atender o que estava preconizado do TR4- Termo de Referência 4, que tem norteado todos os estudos deste projeto.

Para avaliação temporal, os resultados obtidos para cada estação analisada são apresentados individualmente ao longo do tempo, não usando mais as médias apresentadas para o ambiente como vinha sendo feito em relatórios anteriores. Assim, é possível avaliar em um determinado subambiente, por exemplo, rios e o comportamento de cada estação de amostragem, de cada ponto do rio, desde o início do PMBA/Fest-RRDM. Esta forma de apresentação trouxe ganhos, em especial para lagos e lagoas, que possuem comportamentos bastante diferenciados, na maioria dos casos. Como no eixo x dos gráficos sempre se tem as datas de amostragem, é possível fazer uma avaliação temporal, uma vez que cada estação tem um símbolo, apresentado na própria figura, permitindo a comparação entre períodos de estiagem e períodos chuvosos, ano 1 e ano 2. Vale ressaltar que para os lagos, onde há mais de uma amostra por ponto, pois foram retiradas amostras em diferentes profundidades, será apresentado um único valor médio. Isto foi feito pois não foram verificadas grandes variações nas concentrações, simplificando assim a análise global daquele sub-ambiente.

Objetivando uma avaliação espacial, agruparam-se as estações em dois ambientes, ou seja: a) Lagos/Lagoas contendo os lagos (E18, E19 e E20) e as lagoas (E23, E24, E25, E25a) e b) calha do Rio que engloba o rio Guandu (estação 17) e Rio Doce (estações 0, 21, 22,26). Em alguns casos é

apresentada a média e mediana obtidas para cada ambiente (Rios, Lagos e Lagoas) visando uma análise espacial comparativa, usando-se também gráficos tipo box plot. Para todos os contaminantes orgânicos também serão apresentados os resultados considerando a mesma sistematização usada para os inorgânicos.

Foi possível comparar o comportamento para os ambientes fluviais e lacustres, usando-se os gráficos construídos separadamente para o Rio Doce e para o seu tributário Guandu, escolhido como referência, e os dois gráficos contendo todos os dados de lagos e lagoas separadamente. Sempre que existentes os limites do CONAMA e NOAA são apresentados. Também foram calculados os índices de não conformidade para cada período de coleta, três em dois anos, considerando que houve interrupção no último semestre devido à pandemia da COVID-19. Para simplificação, calculou-se um único valor médio para o ambiente fluvial e outro para o ambiente lacustre. Estes agrupamentos permitiram incluir todas as amostras analisadas, ou seja, gerar um indicador que representa um número muito grande de dados. Estes indicadores (% amostra não conforme) permitiram visualizar os contaminantes mais representativos por ambiente e que tinham limites na legislação e a variação deste comportamento com a variação pluviométrica, envolvendo as estações de estiagem e chuvosa, fator extremamente relevante neste estudo.

Em relação aos contaminantes orgânicos, a Tabela 10 apresenta os limites estabelecidos pelo CONAMA e NOAA e os erros de não conformidades, bem como os elementos que apresentaram estas não conformidades para os ambientes do Rio Guandu e Rio Doce para todo o período de execução do PMBA/Fest-RRDM. A Tabela 10 não apresenta não conformidades para os sedimentos, uma vez que são poucos os elementos em que há limites determinados pelo CONAMA e NOAA.

Os dados mostram que há grande índice de não conformidade para metais dissolvidos para Fe e Al, considerando o Rio Doce e seu tributário analisado como referência. Um comportamento extremo aconteceu para o Alumínio, com cerca de 90% das amostras não conformes segundo CONAMA classe 2, o que não havia sido observado no primeiro ano, mesmo no período chuvoso. Este fato que levou ao reprocessamento de todas as amostras, uma vez que as curvas analíticas não contemplavam teores tão elevados de Al, necessitando diluição.

Cerca de 41% das amostras são não conformes devido ao teor de ferro dissolvido ser superior ao limite também do CONAMA classe 2.

Também cerca de 14% das amostras estão não conformes em relação ao Pb, no parâmetro metais dissolvidos segundo NOAA crônico e 4,3% das amostras em relação ao Pb total, segundo o CONAMA classe 2 e 100% segundo NOAA crônico Metal Total. Este comportamento do Pb, de maior índice de não conformidades ocorreram em tempos de cheia, no primeiro e terceiro períodos, segundo dados da Tabela 10, indicando aporte de material rico neste elemento para as calhas dos rios. Este comportamento foi intensificado no último período, em que as chuvas foram extremamente volumosas, incluindo surgimento de não conformidade segundo CONAMA (4,3%) e permitindo inclusive o surgimento de amostras não conformes em La, não existentes nos períodos anteriores.

Ressalta-se que La é uma das terras raras que estavam presentes no rejeito de Fundão, assim como o Pb e Co.

Tabela 10: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do Rio, considerando os limites do CONAMA e NOAA para o PMBA/Fest-RRDM.

Parâmetro		out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20
Água Metal Dissolvido	Limite (µg L ⁻¹)	Não Conformidade - CONAMA 2		
Al	100	0,00%	0,00%	90,90%
Fe	300	35,7%	0,00%	40,90%
Água Metal Dissolvido	Limite (µg L ⁻¹)	Não Conformidades - NOAA Crônico		
Al	87	7,10%	0,00%	90,9%
Ba	3,9	100,00%	100,00%	100,00%
Co	3	3,6%	0,00%	0,0%
Cu	9	0,00%	2,00%	0,00%
Fe	1000	0,00%	0,00%	0,00%
La	0,04	0,00%	0,00%	9,10%
Mn	80	0,00%	0,00%	0,00%
Pb	2,5	10,7%	0,00%	13,6%
Parâmetro		out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20
Água Metal Total	Limite (µg L ⁻¹)	Não Conformidade - CONAMA 2		
Mn	100	3,40%	0,00%	21,70%
Pb	10	0,00%	0,00%	4,30%
Água Metal Total	Limite (µg L ⁻¹)	Não Conformidades - NOAA Crônico		
Al	87	100,00%	100,00%	100,00%
Ba	3,9	100,00%	100,00%	100,00%
Co	3	31,00%	82,80%	17,40%
Cu	9	17,20%	72,40%	4,30%
Fe	1000	93,10%	96,60%	100,00%
Mn	80	24,10%	0,00%	34,80%
Pb	2,5	48,30%	3,40%	100,00%

A Figura 51 apresenta os dados obtidos para o chumbo durante o PMBA/Fest-RRDM para amostras coletadas no Rio Guandu e Doce. Ambos os rios apresentaram comportamento similar, com valor elevado de Pb para os períodos de chuva. Observa-se praticamente valores nulos para as amostras em tempo de seca, o que sugere uma decantação total deste elemento ou arraste para o ambiente marinho. É interessante observar que comportamento similar acontece para o Rio Guandu, o que sugere que a região tenha Pb, o que é indicado no Atlas Geoquímico, pequena ocorrência na cabeceira do Guandu, em Afonso Cláudio.

Outro comportamento interessante ocorre com o Alumínio, bastante elevado nestes últimos meses de coleta e de grande cheia, superior aos anos anteriores, conforme mostra a Figura 52. O Al pode estar presente na forma de silicatos, combinado com o ferro, ou na forma de bauxita Al_2O_3 , na natureza. Este elemento tem sido encontrado em águas do Espírito Santo conforme dados do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), podendo então advir do ambiente ou do próprio rejeito retido nas margens do rio e revolvidos com a grande cheia.

Dados de teores de Ferro total são apresentados na Figura 53 e indicam elevação significativa também para este último período de coleta, indicando valores superiores para o Rio Doce, chegando a quase $10.000 \mu g L^{-1}$ devido à grande cheia. Nos outros períodos, os valores de Fe total são similares para ambos os rios, mas há flutuações significativas.

Figura 51: Concentração de Chumbo Total em Água- Ambiente Dulcícola – Calha do Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico).

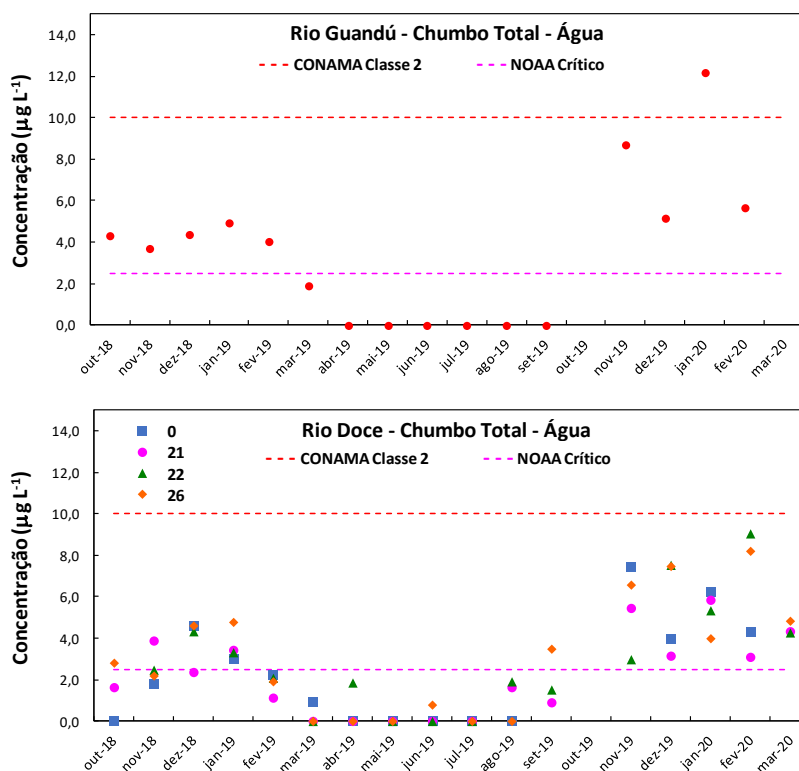


Figura 52: Concentração de Alumínio Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio (limite CONAMA e NOAA crônico).

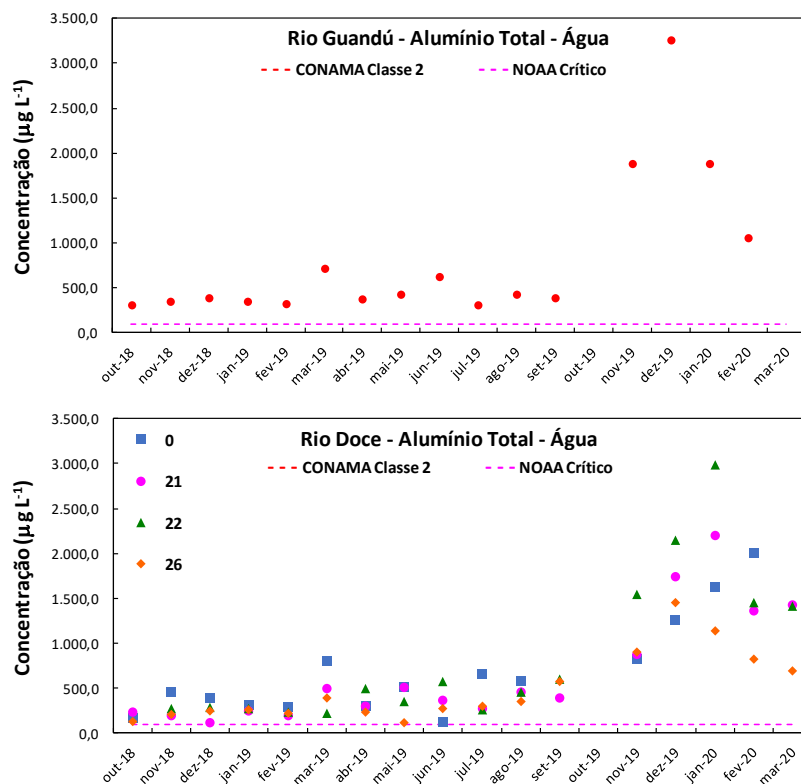


Figura 53: Concentração de Ferro Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico).

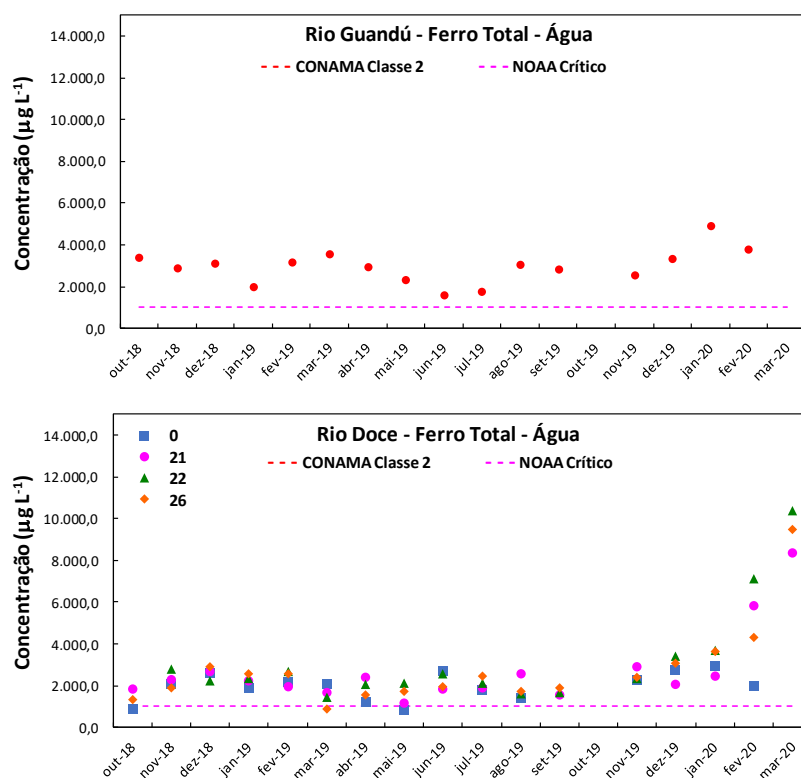


Figura 54 a Figura 56 apresentam resultados de comparação dos dados pretéritos do IEMA, PMQQS com os dados do PMBA/Fest-RRDM. Estas figuras mostram também as vazões do Rio Doce para cada período, deixando muito claro que realmente o último período chuvoso em que se fez a coleta (out/2019 a março/2020) foi atípico, o que foi constatado também pelos resultados de não conformidades e teores de metais, aqui apresentados.

O primeiro conjunto de dados em novembro de 2015 até fevereiro de 2016 refere-se ao período imediatamente após o rompimento da barragem em que se observam os valores bem mais elevados dos teores de Fe nos três parâmetros, Fe total em sedimentos (Figura 54), Fe total em água (Figura 56) e Fe dissolvido em água (Figura 56). Os valores mais elevados ocorreram nos períodos chuvosos de todos os anos subsequentes. Os valores de ferro dissolvidos e ferro em sedimentos caem a cada ano, indicando o arraste deste material para o ambiente marinho. Entretanto, o material que se depositou sobre a planície aluvial na época do rompimento é um reservatório, que sempre é acionado pelas chuvas, trazendo o rejeito novamente para a calha do rio Doce. Observa-se que para o parâmetro Ferro total, que envolve o somatório do Fe dissolvido e do Fe no material particulado em suspensão (MPS), os valores são maiores, assumindo para as amostras do PMBA/Fest-RRDM valores próximos aos obtidos em anos anteriores, inclusive com amostra cujo teor é próximo de $10000 \mu\text{g.L}^{-1}$, similar aos valores observados na época do rompimento.

Os resultados do PMBA/Fest-RRDM para o período de seca, abril a setembro de 2019, foram superiores aos apresentados para o PMQQS, podendo indicar diferenças na amostragem. Este comportamento não foi observado para o período chuvoso de outubro/2018 a março de 2019.

Figura 54: Teor de Ferro Total em Sedimentos do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.

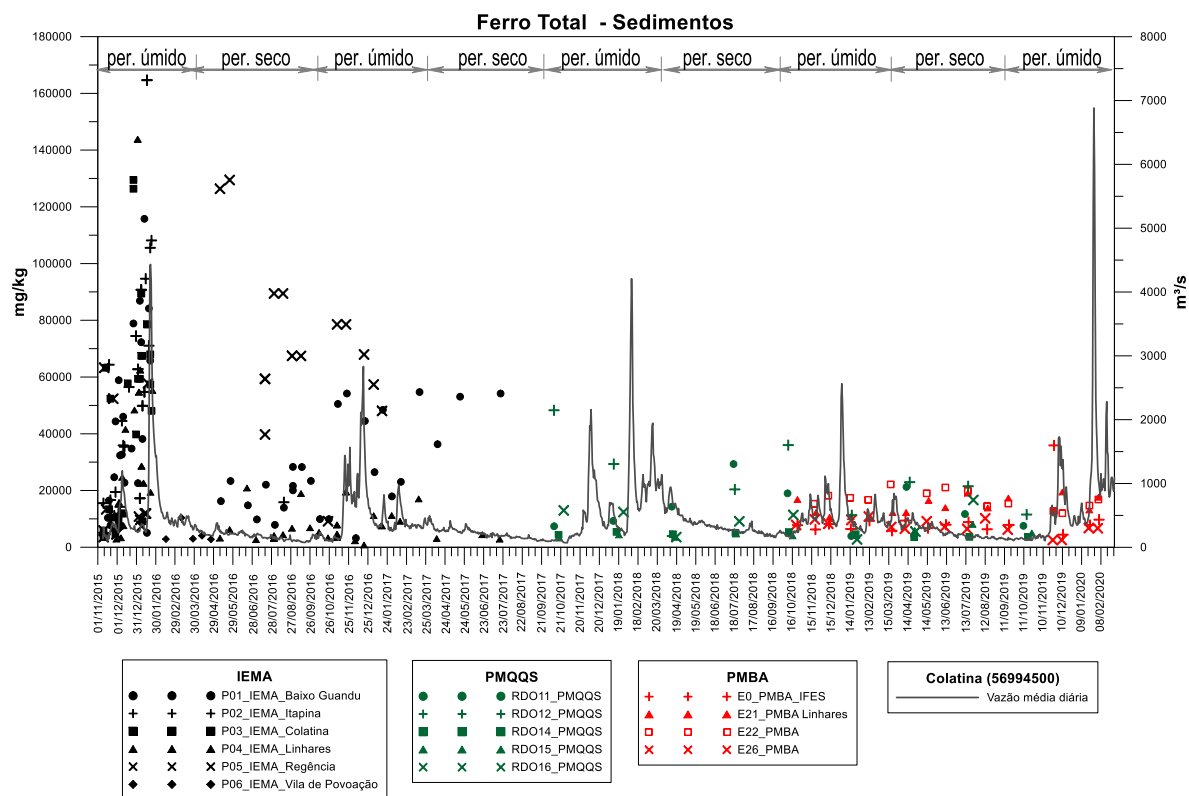


Figura 55: Teor de Ferro Total em Água do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.

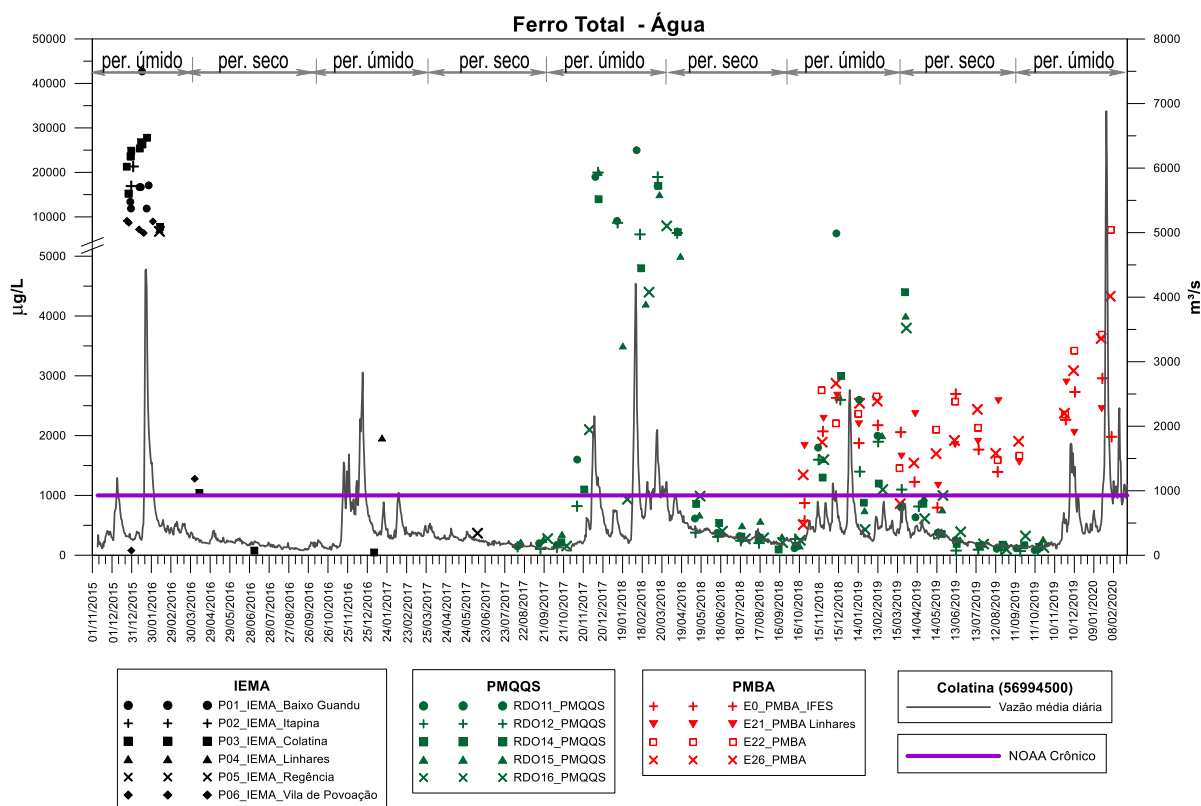
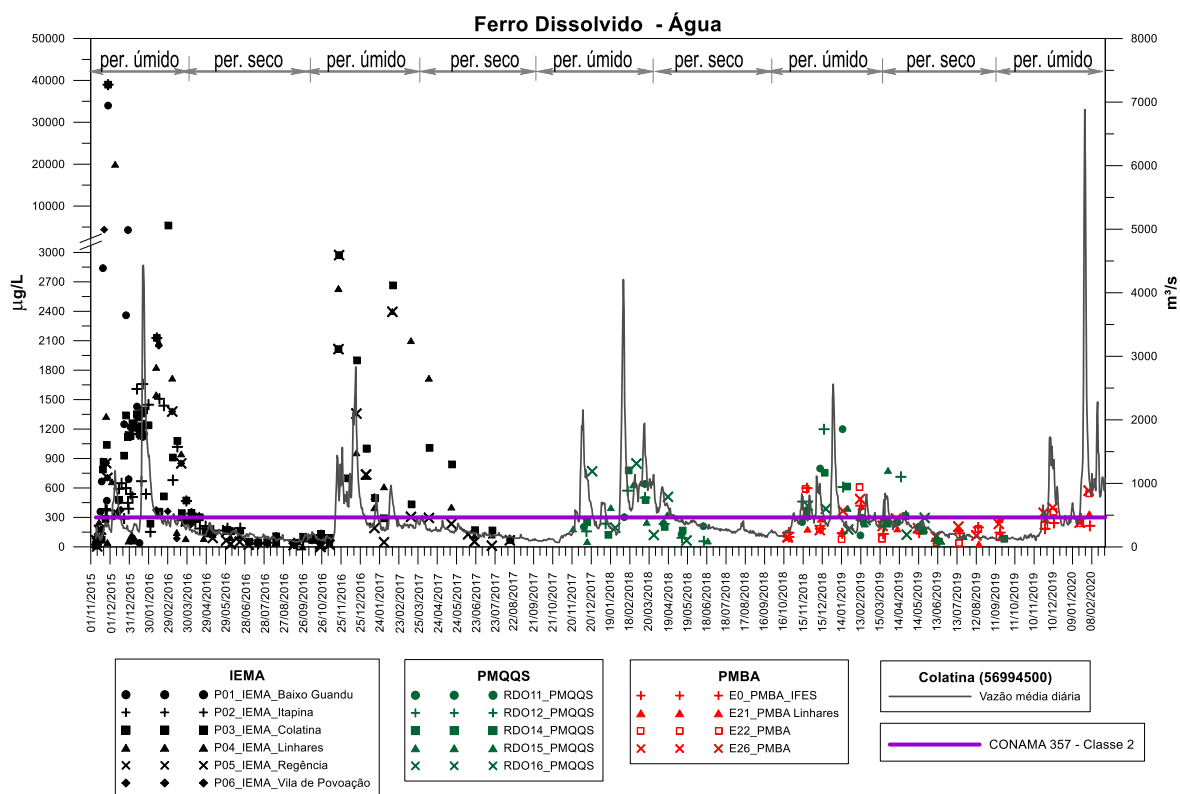


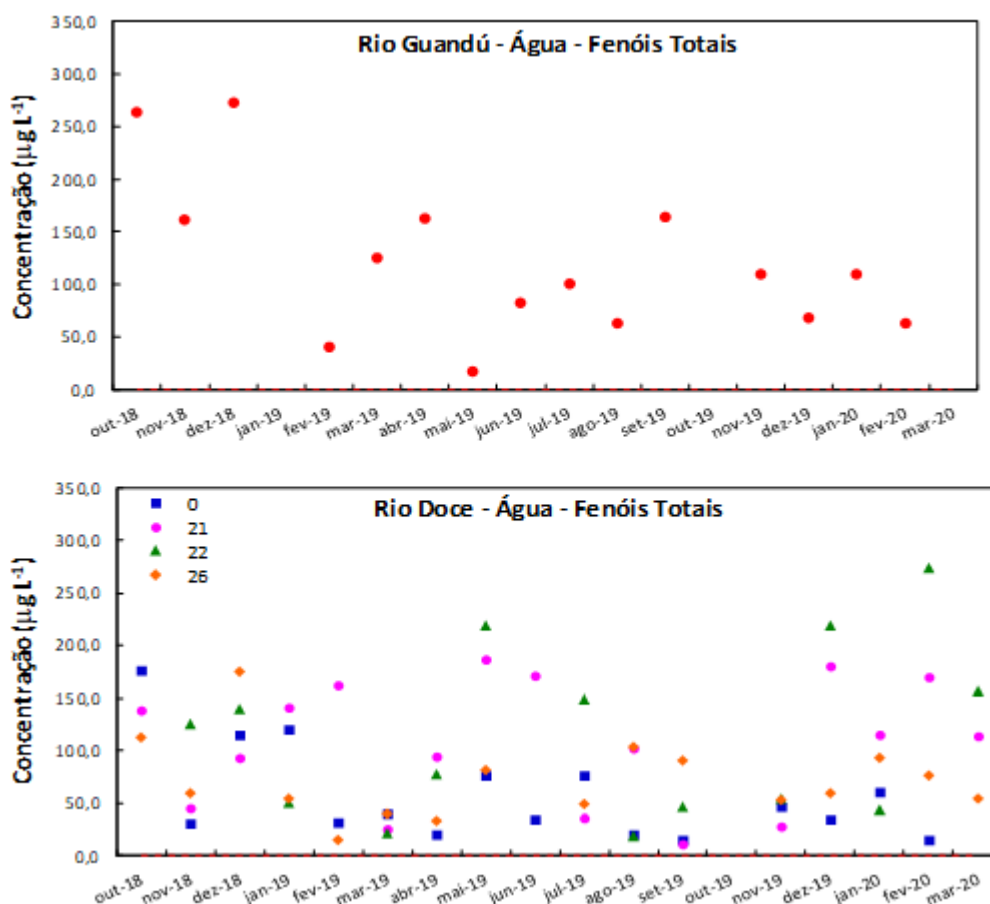
Figura 56: Teor de Ferro Dissolvido na água do Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta – Comparação com Dados Pretéritos.



Os resultados apresentados para os contaminantes inorgânicos são bastante interessantes, especialmente porque, conforme mostram as figuras acima, as vazões do Rio Doce foram quase o dobro do observado para todos os anos pós-rompimento de Fundão, o que modificou significativamente a bacia do Rio Doce, conforme aqui apresentado. Resultados complementares são apresentados no material suplementar AD3AQS1 e no banco de dados brutos.

Em relação aos contaminantes orgânicos, a Figura 57 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos fenóis totais (somatória dos 21 fenóis analisados) ao longo da calha do Rio Doce e do Guandu. As calhas dos rios apresentaram os resultados de fenóis totais bastante oscilantes com uma tendência de maiores concentrações nos períodos chuvosos (out/2018 a mar/ 2019 e out/2019 a mar de 2020) e menores concentrações no período de estiagem (abr/2019 a set/2019) provavelmente por arraste de poluentes pelas águas das chuvas.

Figura 57: Concentração de fenóis em amostras coletadas nas calhas do Rio Doce e Guandu, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.



Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que Lagos/Lagoas apresentaram maiores números de não conformidades que a Calha do Rio Doce. Os índices de maiores percentuais de não conformidades foram observados para os períodos chuvosos. As não conformidades por grupo são apresentadas a seguir para os três períodos de amostragem:

- 2,4 –diclorofenol, precursor de herbicida com um percentual de não conformidades de 48,1%; 53,6%; 65,2% na região da Calha do Rio Doce.
- pentaclorofenol, herbicida, fungicida, inseticida, bactericida com um percentual de não conformidades de 44,4%; 21,4% e 34,8% na região da Calha do Rio Doce
- 2-clorofenol, desinfetante em geral com um percentual de não conformidades de 22,2%; 21,4%; 30,4% na região da Calha do Rio Doce.

Os três parâmetros, representantes do grupo 3, clorofenóis, podem estar associados com atividades agrícolas, fortemente desenvolvida na região, e atividades de desinfecção em geral. Dados por ambiente e por poluente são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

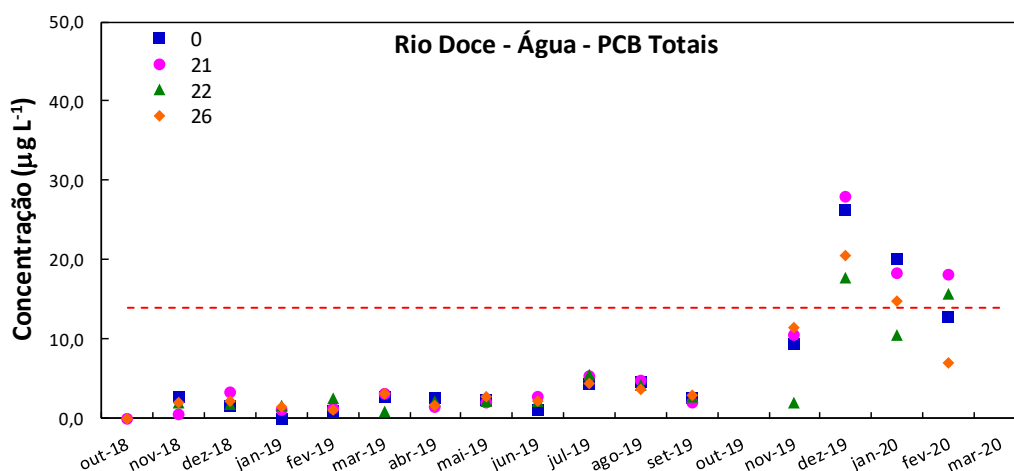
No Material Suplementar A3DAQS2, Figura 5 é apresentada uma avaliação temporal e espacial dos esteróis totais (somatória dos 12 esteróis analisados) ao longo da Calha do Rio Doce e Rio Guandu. A Calha do Rio Doce (Rio Guandu e Rio Doce) apresentou uma tendência semelhante ao dos Lagos e Lagoas com uma constância de concentração durante o período de out/2018 a nov/2019 e aumento significativo das concentrações de dez/2019 a mar/2020. Esse aumento pode ser justificado pelo aumento das chuvas com índices pluviométricos altos, que contribuíram com o aumento do contato de esgotos nesses ambientes aquáticos.

A distribuição de esteróis em todos os ambientes (Material Suplementar A3DAQS2, Figura 6) apresentou maiores medianas para os compostos ergosterol (de origem fúngica), estigmasterol (origem vegetal), demosterol (precursor do colesterol) e colesterol (origem animal e fezes humanas). Entretanto, a variabilidade mostrou-se um pouco diferente, com maiores variabilidades de campesterol, estigmasterol e 3B-Taraxerol (origem vegetal) para o Rio Doce. Verificou-se ainda, que a presença do coprostanol (5β -Cholestan- 3β -ol), epicoprostanol (5β -Cholestan- 3β -ol) e coprostanona (5β -Cholestan-3-ona) é encontrada em todos os ambientes, mostrando que todos são influenciados pelas contaminações domésticas, sendo encontrados com maiores concentrações no Rio Doce e Rio Guandu, respectivamente.

Os três fenóis indicadores de contaminação fecal: coprostanol (5β -Cholestan- 3β -ol), 5α -Cholestan- 3β -ol e coprostanona (5β -Cholestan-3-ona) foram somados a comportamento dos fenóis totais, mostrando que o aumento de dez/2019 a mar/2020 se deve principalmente a contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico.

A Figura 58 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos PCBs totais (somatória dos 7 PCBs analisados) ao longo da Calha do Rio Doce.

Figura 58: Concentração de PCBs em amostras coletadas nas calhas do Rio Doce e Guandu, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.



Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que a Calha do Rio Doce apresentou 71,4%; 100%; 100 % de não conformidades, para os períodos out/2018 a mar/2019, abr/2019 a set/2019 e out/2019 a mar/2020. São resultados altamente preocupantes devido à toxicidade e aos prejuízos potenciais à saúde humana, demandando ações de remediação imediatas.

1.3.2 Caracterização dos fluxos de sedimentos, nutrientes e metais

Durante as cheias do rio ocorre intensificação do transporte de sedimentos e de poluentes ao longo da calha, atingindo a região marinha. Para avaliação do aporte foram feitas estimativas de fluxos de sedimentos, nutrientes e metais totais na coluna d'água (Al, Fe e Mn) na estação amostral E21, localizada em frente ao porto de Linhares/ES (ver MAPMBAS1.xlsx), considerada como seção de referência de toda a contribuição da bacia hidrográfica para o aporte ao mar.

Em relação ao Ano 1, no período de Transição foram observados maiores valores de descargas de sedimentos nas estações E21 e E22 (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 70 e Tabela 71*). Cabe observar que as descargas sólidas totais não correspondem à soma das descargas de fundo e de suspensão, existe uma zona não amostrada, para qual são feitas extrapolações no cálculo da descarga total.

Foram feitos ajustes de curvas de descargas sólidas de sedimentos totais, suspensos e de fundo para a estação E21, localizada em Linhares (*Material Suplementar A3DIFS1, Figura 67*). A partir desses ajustes, foram estimadas as descargas diárias sólidas de sedimentos totais e suspensos (Figura 59). Cabe observar que foi feita extrapolação para obtenção de descargas de sedimentos, para valores de níveis d'água que ficaram fora do intervalo para o qual foi obtida a curva. A curva de ajuste de descarga de sedimentos de fundo não apresentou bom ajuste e, por isso, não foi utilizada nessa análise. Contudo, os fluxos instantâneos mostraram o comportamento sazonal da descarga de fundo, apresentando estimativas de valores nulos, no período seco do Ano 1, e valores mais elevados no período úmido da Transição, da ordem de 3.500 t.d⁻¹ na campanha de mar/2020. Em períodos de vazões mais altas o material do leito sofre ressuspensão, sendo transportado para jusante.

Durante todo o período do monitoramento realizado no PMBA/Fest-RRDM (out/2018 a mar/2020), estimaram-se valores médios de descargas de sedimento totais e em suspensão 5.328 t.d⁻¹ e 4.197 t.d⁻¹, respectivamente. Desse total, aproximadamente 85% correspondeu às estimativas feitas para o período de Transição. A máxima descarga de sedimentos totais foi da ordem de 190.000 t.d⁻¹, no dia 29/01/2020, data em que ocorreu o maior pico de vazão (Figura 60).

A produção específica de sedimentos totais foi estimada em 23,7 t.km⁻².ano⁻¹, enquanto a de sedimentos suspensos foi 18,7 t.km⁻².ano⁻¹.

Figura 59: Descargas médias diárias de sedimentos totais e suspensos estimadas para o Rio Doce (E21).

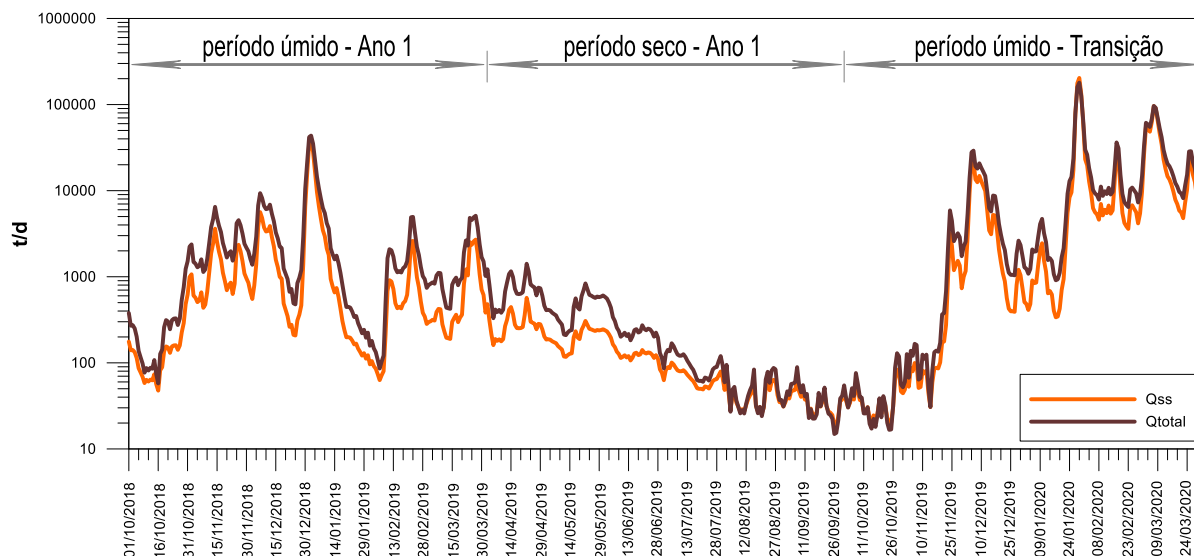
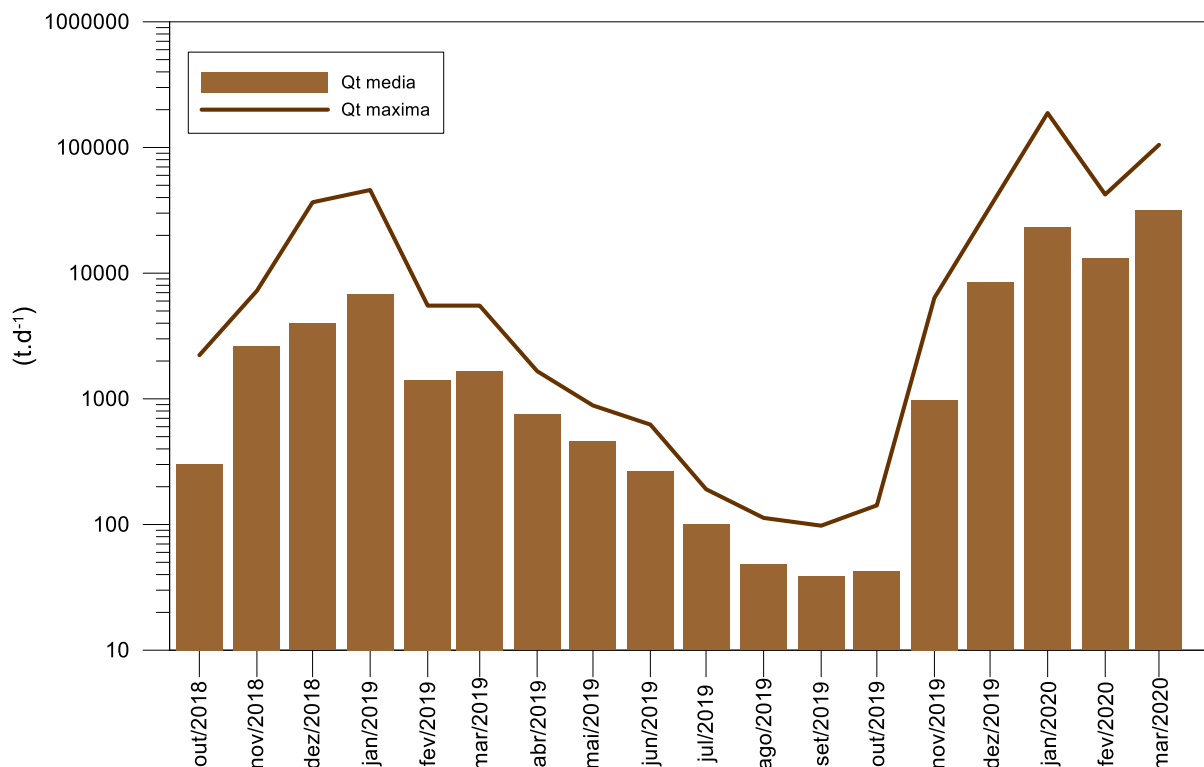


Figura 60: Descargas de sedimentos totais (Qt), médias mensais e máximas diárias, no Rio Doce em Linhares – E21, estimadas para o período do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.



Em relação aos monitoramentos executados pelo PMQQS, observou-se que os valores de descarga de sedimentos monitorados de out/2017 a jul/2018 (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 72*) foram revisados, melhorando a qualidade dos valores anteriormente apresentados. As diferenças existentes entre esses valores e os estimados no PMBA/Fest-RRDM podem ter diferentes causas, dentre as

quais a variabilidade inerente às descargas, os procedimentos adotados durante as coletas das amostras e nas análises laboratoriais, além dos métodos de cálculos das estimativas.

Tendo em vista a importância do monitoramento do fluxo de sedimentos para maior compreensão do ambiente e de impactos sobre aspectos bióticos, considera-se importante a continuidade do monitoramento, sobretudo em períodos de vazões mais altas, durante os quais ocorre ressuspensão de sedimento de fundo e maior aporte de sedimentos para a região da foz do rio e região costeira adjacente.

Em relação aos fluxos de nutrientes, foram feitas estimativas dos fluxos instantâneos de fósforo (P), fosfato (PID), silicato (SiD), nitrogênio total (N) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, integrando dados de nitrato, nitrito e amônio), uma vez que esses parâmetros apresentaram baixas correlações com as vazões.

Os fluxos de P foram os que tiveram melhores correlações com as vazões, embora pouco significantes ($r^2 = 0,48$), sendo fluxos e concentrações maiores no período úmido do Ano 2 (período de Transição), em comparação com os do mesmo período do Ano 1 (Figura 61). Por outro lado, embora PID (Figura 62) tenha apresentado maiores fluxos no período chuvoso da Transição, as concentrações relativas a esse parâmetro não seguiram o mesmo padrão, apresentando baixa correlação com vazões ($r^2 = 0,23$). Considerando todo o período monitorado, os fluxos instantâneos médios de P e PID foram: 15,7 t.d⁻¹ e 1,0 t.d⁻¹, respectivamente (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 73 e Figura 68*).

Figura 61: Estimativas de fluxos de Fósforo Total (PT) na estação E21.

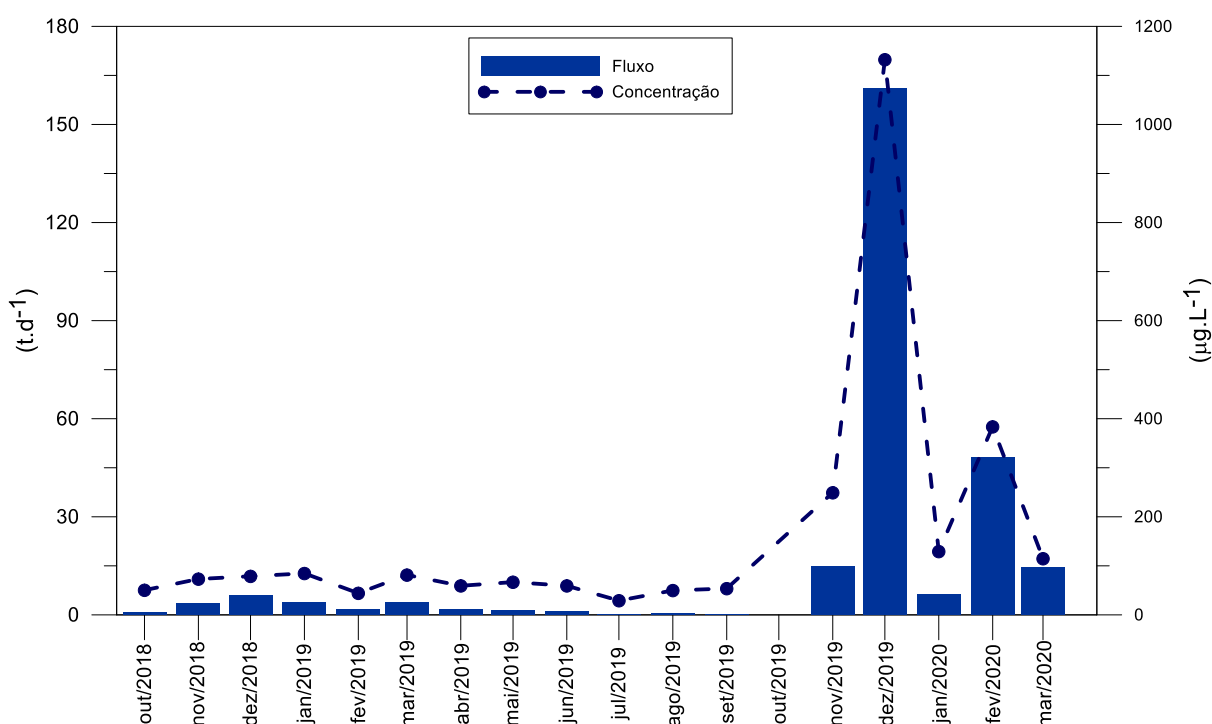
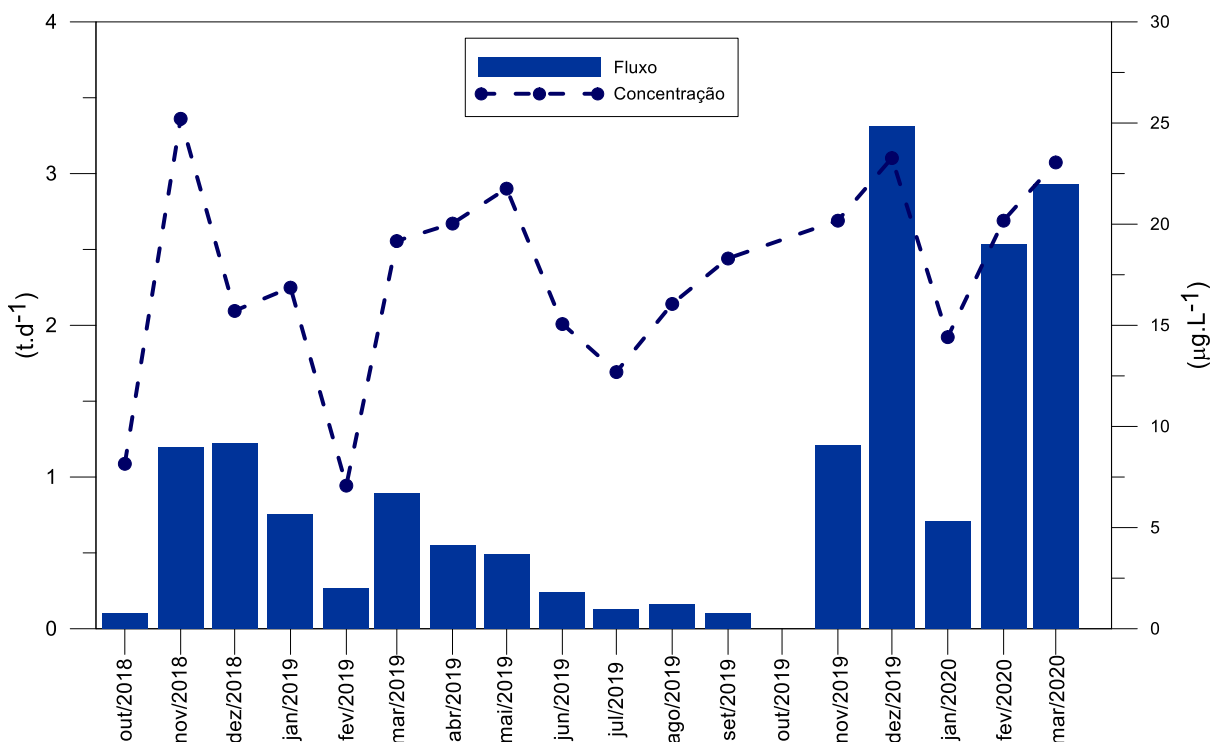


Figura 62: Estimativas de fluxos de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) na estação E21.



Para o nitrogênio total (N) e o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) o comportamento foi semelhante ao de PID, com maiores fluxos no período chuvoso da Transição, embora as concentrações relativas a esses parâmetros não tenham seguido o mesmo padrão (Figura 63 e Figura 64). Não houve relação significativa entre as concentrações de N ($r^2 = 0,02$) e NID ($r^2 = 0,01$) e a vazão fluvial. Considerando todo o período monitorado, os fluxos instantâneos médios de N e NID foram: $168,0 \text{ t.d}^{-1}$ e $93,0 \text{ t.d}^{-1}$ (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 73*), respectivamente, sendo que a contribuição da fração inorgânica dissolvida totaliza quase 50%. Conforme o padrão do fósforo, houve diferença significativa de fluxos de nitrogênio entre os períodos úmido e seco, do Ano 1, e período úmido do Ano 2 (período de Transição), sendo este último com valores muito superiores devido as elevadas vazões ($553,7$ a $1.610,4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) durante as amostragens hidroquímicas.

No que diz respeito ao silicato (SID), verificou-se que não houve relação significativa entre a concentração de SID e a vazão fluvial. ($r^2 = 0,07$). Esse parâmetro apresentou estimativas de fluxos instantâneos semelhantes entre os dois períodos úmidos monitorados (Figura 65), embora no período de Transição tenham sido medidas vazões superiores ao mesmo período do Ano 1.

Figura 63: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Total (N) na estação E21.

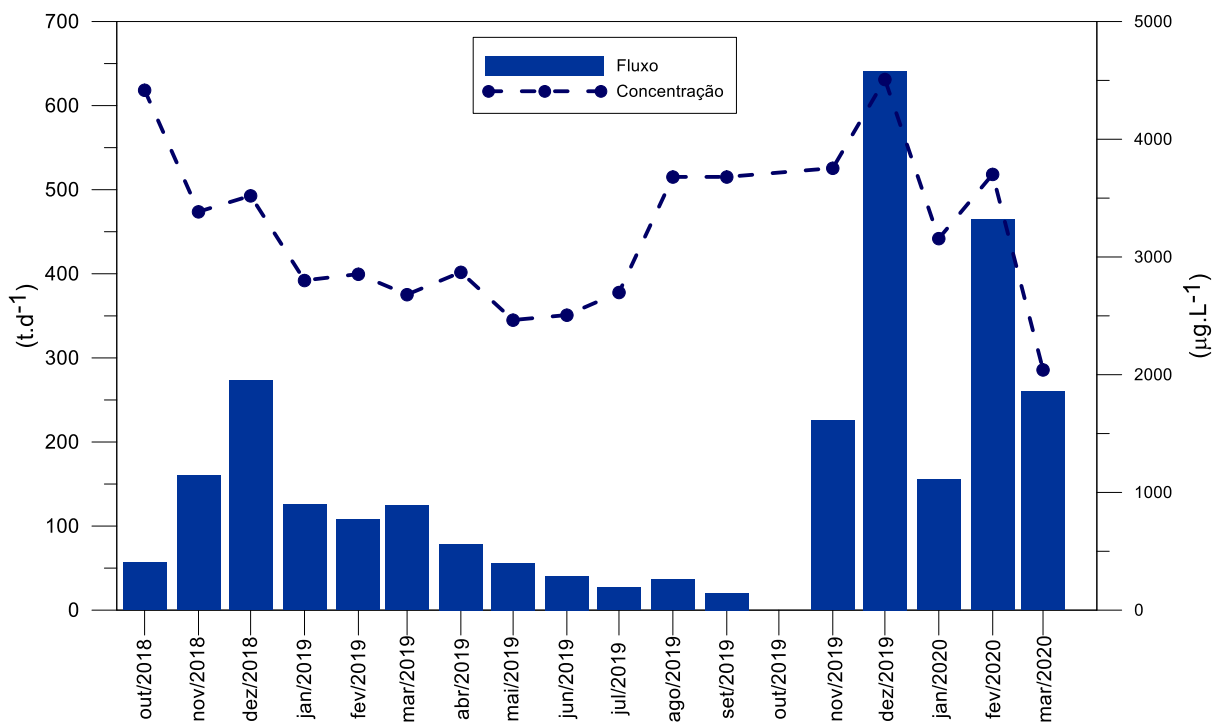


Figura 64: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID) na estação E21.

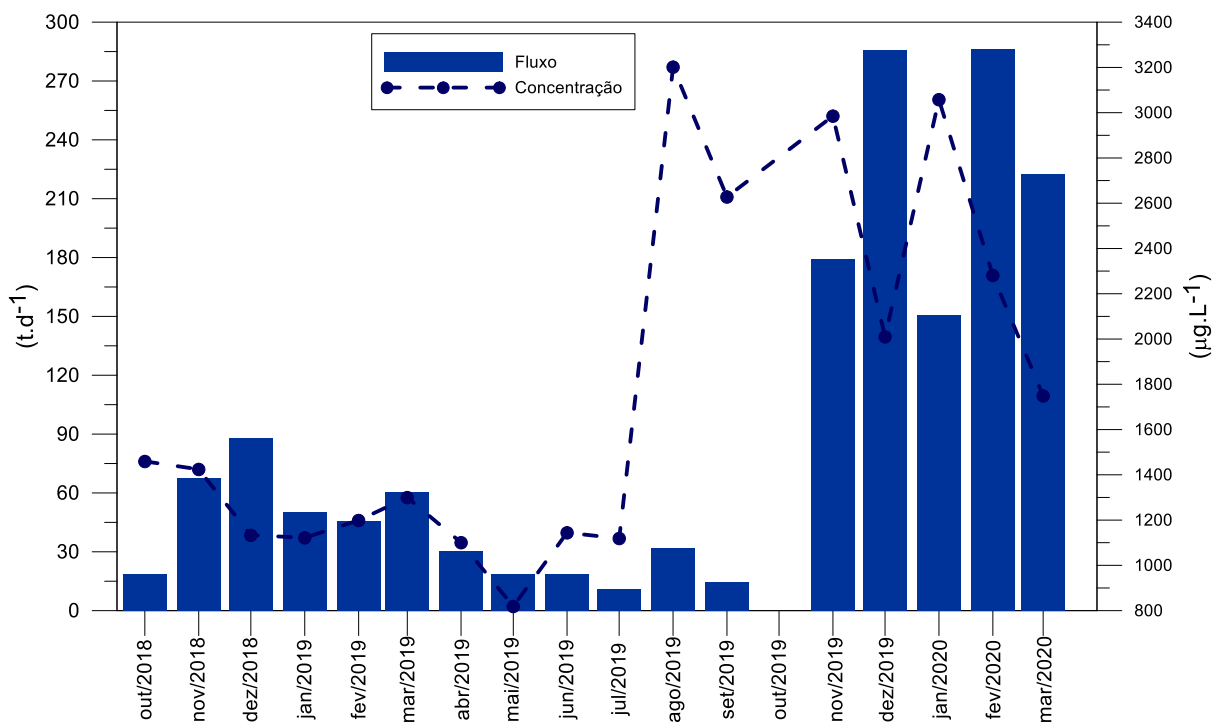
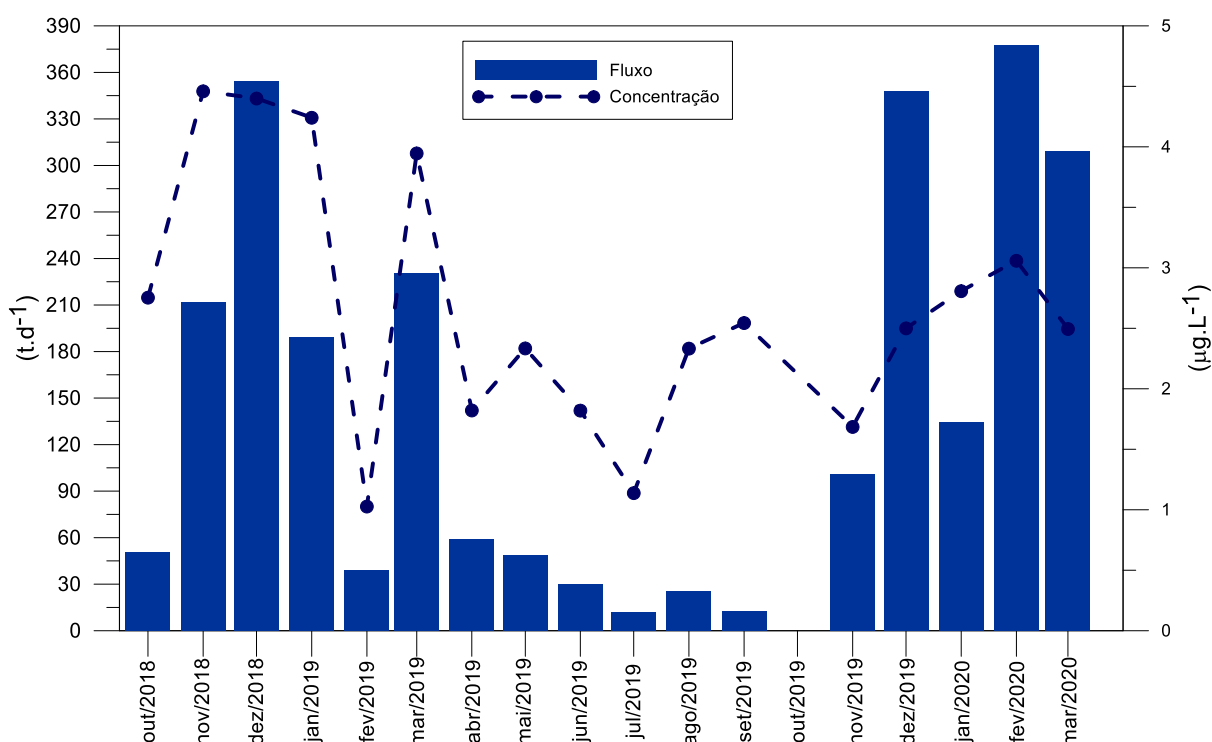


Figura 65: Estimativas de fluxos de Silicato (SiD) na estação E21.



Estimativas de fluxos médios anuais para P e PID foram 5.791 e 360,9 t, respectivamente. Estimativas da produção anual de P dos Rios Parnaíba (MA/PI), Salgado (CE), Santa Maria da Vitória (ES) totalizaram 8.748 t (DE PAULA et al., 2015), 3.211 t (DE PAULA et al., 2019) 4.912 t (TEUBNER JR. et al., 2018), respectivamente.

Para N e NID as estimativas de produção anual foram 61.280 e 33.913 t, respectivamente. Estimativas da produção anual de N dos Rios Parnaíba (MA/PI), Salgado (CE), Santa Maria da Vitória (ES) totalizaram 14.621 t (DE PAULA et al., 2015), 16.621 t (DE PAULA et al., 2019) 8.624 t (TEUBNER JR. et al., 2018), respectivamente.

No Rio Doce, a estimativa de produção de fósforo normalizada pela área de drenagem foi de 0,7 kg P.ha⁻¹.ano⁻¹ e 0,04 kg PID.ha⁻¹.ano⁻¹, enquanto a produção de nitrogênio foi de 7,6 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ e 4,2 kg NID.ha⁻¹.ano⁻¹. Comparado aos valores médios para bacias hidrográficas tropicais (5,1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ e 2,5 kg NIDha⁻¹.ano⁻¹) (LEWIS et al., 2011) os fluxos específicos de N e NID do Rio Doce foram, respectivamente, 23,7 e 39,3%% superiores, mas inferiores ao fluxo de NID para bacias florestadas de Ubatuba (SP) com fluxos de 11,0 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, com uma contribuição de 90% de nitrato (ANDRADE et al., 2011). Uma compilação recente de produção específica em 56 bacias hidrográficas (566 a 5,8x10⁶ km²) no mundo, sob diferentes regimes climáticos, características geomorfológicas e padrões de uso e ocupação da terra, resultou em valores médios de 884,1+493,2 e 70,7+132,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para N e P, respectivamente (OELSNER et al., 2019). Esses autores

estimaram a produção média de N e P para 88 estuários dos EUA de 6,5 (0,01 a 35) e 0,26 (0,01 a 5,8) kg.ha.⁻¹ano⁻¹, respectivamente.

Em relação ao silício inorgânico dissolvido (SID), o fluxo instantâneo médio do período de monitoramento foi 149 t.d⁻¹ (*Material Suplementar A3DIFS1, Tabela 73*). Houve diferença significativa dos fluxos de SID entre os períodos seco e úmidos. A estimativa de produção específica foi 6,6 kg.ha.⁻¹ano⁻¹. Segundo Beusen et al, (2009), a produção específica de SID de bacias hidrográficas não reguladas (i.e., sem represamentos) da América do Sul é entre 1,00 a 4,00 kg.ha.⁻¹ano⁻¹, sendo que Andrade et al., (2011) estimaram o fluxo de 11,0 kg.ha.⁻¹ano⁻¹ para bacias costeiras florestadas (SP). Medeiros et al., (2011) estimaram o fluxo de 0,71 kg SID.ha.⁻¹ano⁻¹ no Rio São Francisco, sendo este valor 31% menor do que estimativas anteriores (10,2 kg.ha.⁻¹ano⁻¹) para o período de 1984-1985, anterior ao início da operação da UHE Xingó, localizada a 80km da foz (AL). A retenção média de SID por reservatórios no mundo é entre 18 a 19% do fluxo (BEUSEN et al., 2009). No caso do Rio Doce, a UHE de Mascarenhas, localizada a 120 km a montante da foz, recebe a drenagem de uma área de 73.827 km² o que equivale a 85,3% da bacia hidrográfica do Rio Doce. Cabe ressaltar que a UHE Mascarenhas é o último represamento de aproveitamentos hidrelétricos do Rio Doce, sendo muito provável o efeito de retenção de sedimentos e nutrientes nos reservatórios a montante.

Os aportes fluviais de nutrientes para o oceano costeiro são fundamentais para produtividade primária e secundária, sobretudo para os sistemas estuarinos. No entanto, o incremento dos fluxos pode gerar a eutrofização com florações fitoplanctônicas, inclusive com a potencial floração de espécies produtoras de biotoxinas. A alteração na estequiometria dos nutrientes nas águas costeiras implica em alterações na composição das comunidades do fitoplâncton, inclusive com significativos efeitos na ficoflora de diatomáceas (DORTCH et al., 2001; TURNER et al., 2003).

A magnitude dos fluxos fluviais depende de vários fatores, como o tamanho da bacia hidrográfica, topografia, regime hidrológico, tipologia de rocha matriz e solos, cobertura florestal na bacia, uso e cobertura da terra, densidade populacional e nível de saneamento ambiental, além da fragmentação e regulação fluvial por represamentos (MEYBECK; VÖRÖSMARTY, 2005; MEDEIROS et al., 2011). Globalmente os fluxos de fósforo e silício tendem a ser atenuados pelos efeitos de sumidouro dos represamentos naturais e artificiais, lagos e reservatórios, respectivamente. Cabe ressaltar, porém, o potencial de incremento dos aportes de N e P por práticas agrícolas subsidiadas com fertilizantes artificiais, além dos aportes associados aos efluentes domésticos tratados ou *in natura* (Howarth, 2000). O incremento dos aportes antropogênicos de N nas bacias tende a aumentar a razão NID:PID e a reduzir a razão SID:NID (TURNER et al., 2003).

Os fluxos estimados no presente estudo para estação amostral E21, localizada à montante da zona estuarina superior (i.e., fora da influência de maré e intrusão halina), foram considerados como referência para o aporte ao oceano costeiro. Cabe ressaltar, no entanto, que os processos de adsorção, dessorção e floculação dos constituintes químicos na zona estuarina de mistura (i.e., águas salobras) podem alterar os fluxos, sobretudo em relação às frações particuladas, que são predominantes para frações dissolvidas, consideradas como biodisponíveis (BIANCHI, 2007). Nesse

contexto, foi sugerido o reposicionamento da estação amostral E22 para área de remanso próximo à foz do Rio Doce, onde predominam condições salobras durante períodos de baixa vazão fluvial e marés de enchente.

A tendência nos países desenvolvidos de redução das contribuições de P e N em bacias urbanas deve-se à cobertura e eficiência do tratamento de efluentes domésticos, inclusive com a remoção de nutrientes por tratamento terciário e ao controle de fontes pontuais (TEUBNER JR. et al., 2018). Por outro lado, as fontes difusas ainda constituem as principais fontes de nutrientes para o oceano costeiro (HOWARTH, 2000; OELSNER et al., 2019).

As estimativas de produção específica, considerando a produção por unidade de área da bacia de drenagem, foram 68,9, 4,5, 760, 416,9 e 667 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para P, PID, N, NID e SiD, respectivamente. Uma compilação recente em 56 bacias hidrográficas (566 a 5,8x10⁶ km²) no mundo, sob diferentes regimes climáticos, características geomorfológicas e padrões de uso e ocupação da terra, resultou em valores médios de 884,1+493,2 e 70,7+132,8 kghá⁻¹ano⁻¹ para N e P, respectivamente (OELSNER et al., 2019). Para o SiD a produção específica entre 100 a 400 kg.ha⁻¹ano⁻¹ é representativa para bacias hidrográficas não reguladas (i.e., sem represamentos) da América do Sul (BEUSEN et al., 2009).

Foram feitas estimativas dos fluxos instantâneos de Al (Figura 66), Fe (Figura 67) e Mn (Figura 68) na fração total. Os maiores valores de fluxos foram obtidos para o período úmido do Ano 2 (período de Transição), assim como as maiores concentrações relativas a esses parâmetros. Os fluxos médios de Al, Fe e Mn, para os períodos úmidos do Ano 1 e da Transição, foram: 7,8 t.d⁻¹ e 152 t.d⁻¹ para Al Total, 98,3 t.d⁻¹ e 475,7 t.d⁻¹ para Fe Total e 1,8 t.d⁻¹ e 7,7 t.d⁻¹ para Mn Total.

Figura 66: Estimativas de fluxos de Alumínio Total na estação E21.

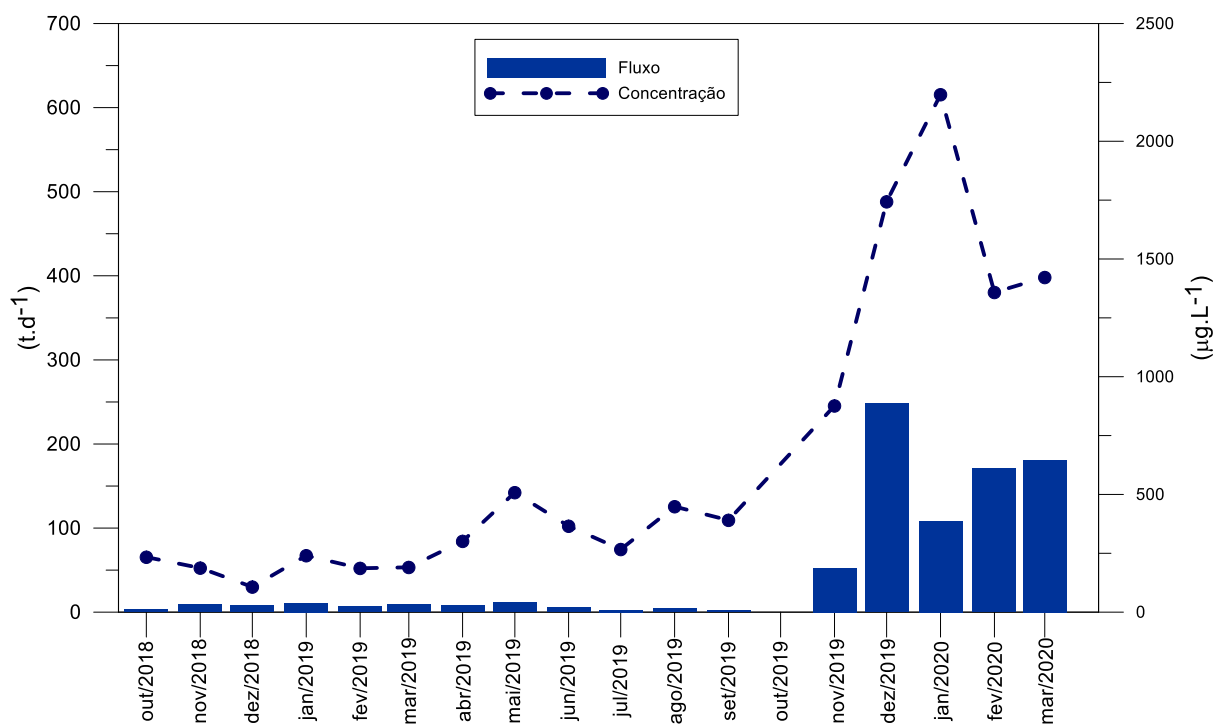


Figura 67: Estimativas de fluxos de Ferro Total na estação E21.

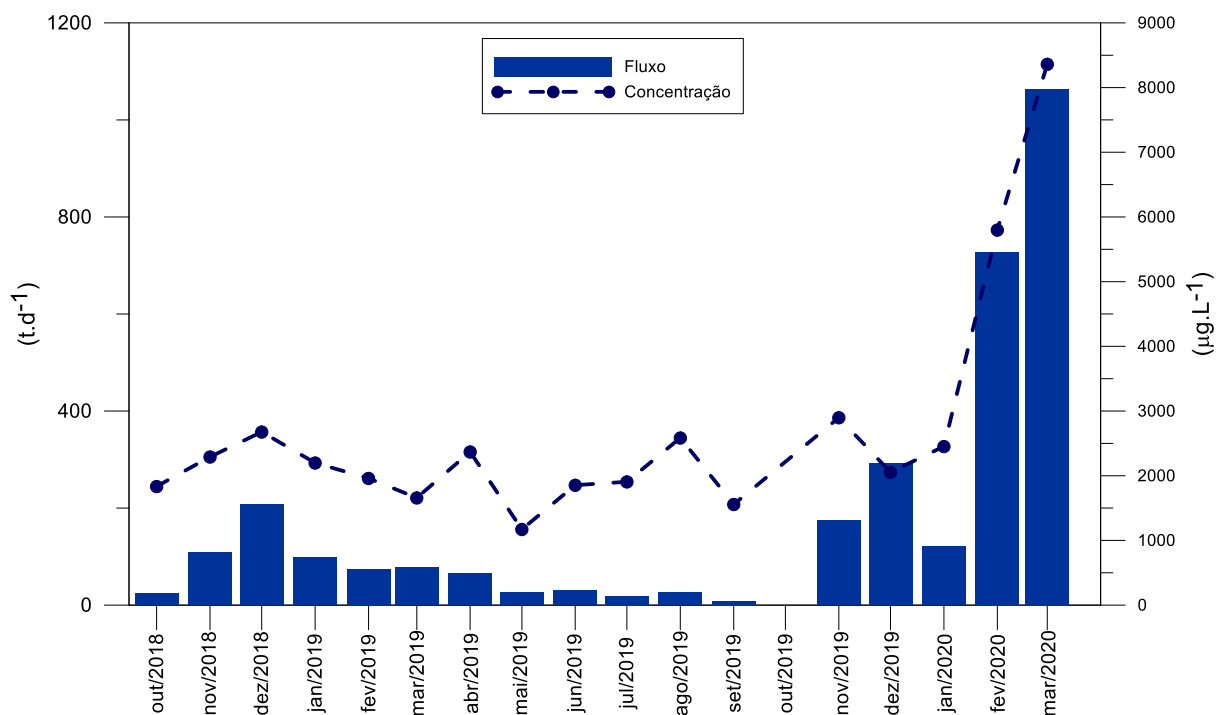
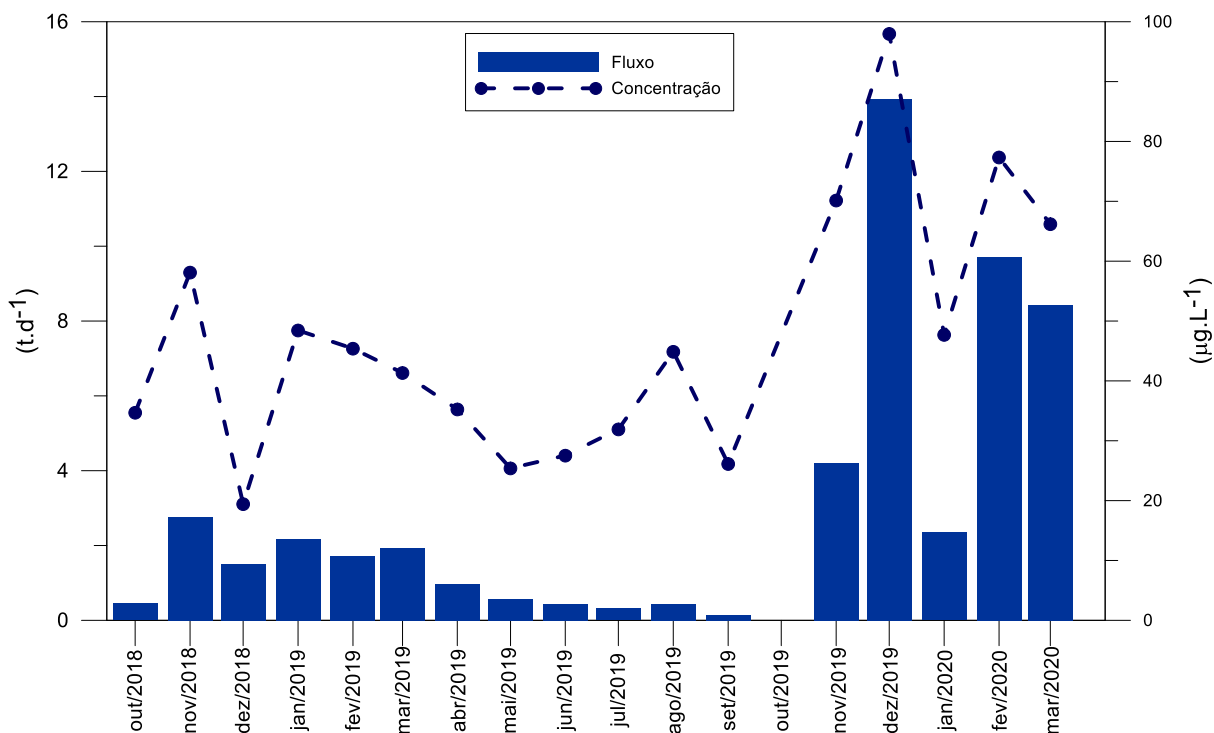


Figura 68: Estimativas de fluxos de Manganês Total na estação E21.



De modo geral, no período de Transição, observaram-se fluxos de sedimentos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (ferro e manganês), muito superiores aos fluxos médios do período chuvoso do Ano 1.

1.3.3 Terras raras

Com o objetivo de se avaliar a presença do rejeito da barragem de Fundão nas amostras analisadas pelo PMBA/Fest-RRDM, foi realizado um estudo de normalização da concentração dos elementos de terras raras (ETR) nas amostras coletadas em rios, lagos e lagoas. Para subsidiar um estudo comparativo, o mesmo tratamento foi feito em 4 amostras de rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano, coletadas nos pontos cujas localizações estão indicadas na Tabela 11. Estas amostras foram coletadas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA), em janeiro de 2018 e cedidas ao PMBA/Fest-RRDM.

Tabela 11: Localização das amostras de rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano coletadas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA)

Local	Coordenadas UTM	
	X	Y
Nova Santarém	662158	7762303
Dique S3	664467	7761862

Os elementos terras raras são 17 elementos, sendo que 15 estão no grupo dos lantanídeos e os outros dois são o ítrio e escândio. Dentre diversos agrupamentos possíveis, os ETR podem ser organizados pelo número atômico, sendo os elementos de terras raras leves (ETRL) a série que vai do Lantânio (La) ao Európio (Eu) e os elementos de terras raras pesados (ETRP) a série que compreende o gadolínio (Gd) ao lutécio (Lu). (LINNEN et al., 2014)

A distribuição e ocorrência dos elementos de terras raras (ETR) em uma determinada amostra está relacionada a sua origem geológica e sua detecção pode ser feita empregando-se diversas metodologias de tratamento de dados, como sua abundância total (ΣETR , $\Sigma ETRL$ e $\Sigma ETRP$), distribuição após normalização a partir de um valor de referência (PAAS, UCC, NASC, etc.) para cada ETR, grau de fracionamento (ETRL/ETRP) e anomalias de ocorrência (MCLENNAN, 2001; MIGASZEWSKI; GAŁUSZKA, 2015)

Neste trabalho adotou-se a normalização das concentrações dos ETR comparando com aquelas do Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS), pois essa metodologia permite avaliar a assinatura de rochas sedimentares baseando-se no padrão de distribuição dos elementos nos sedimentos coletados (MCLENNAN, 1989). Esta normalização é realizada usando-se os valores referência para cada ETR apresentados na Tabela 12.

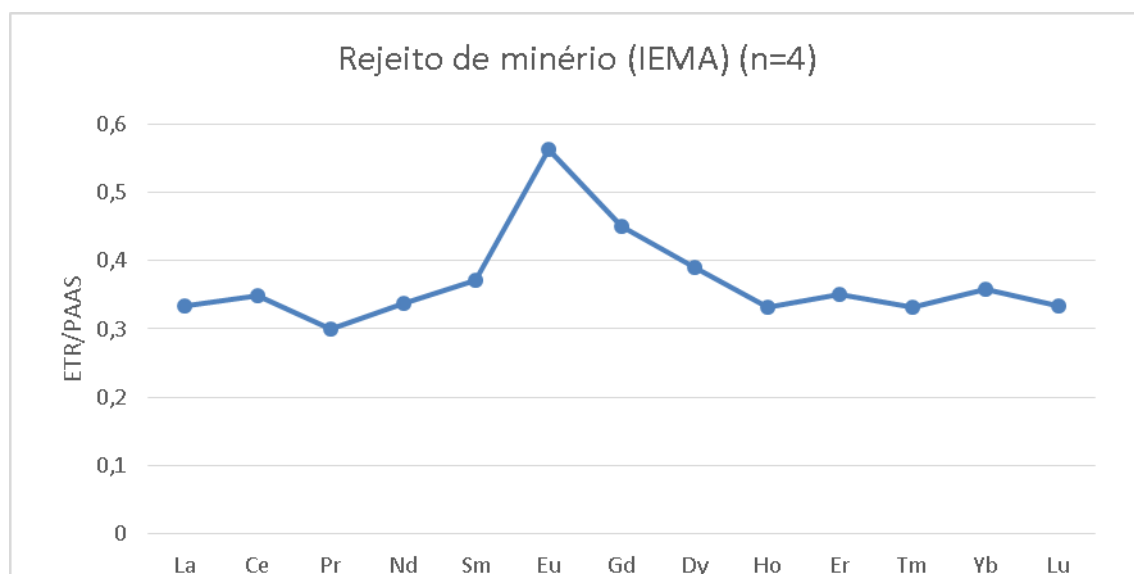
Tabela 12: Valores de PAAS para normalização dos ETR recomendados por McLennan (1989), em ppm.

Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS)

La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
38	80	8,9	32	5,6	1,1	4,7	4,4	1	2,9	0,5	2,8	0,5

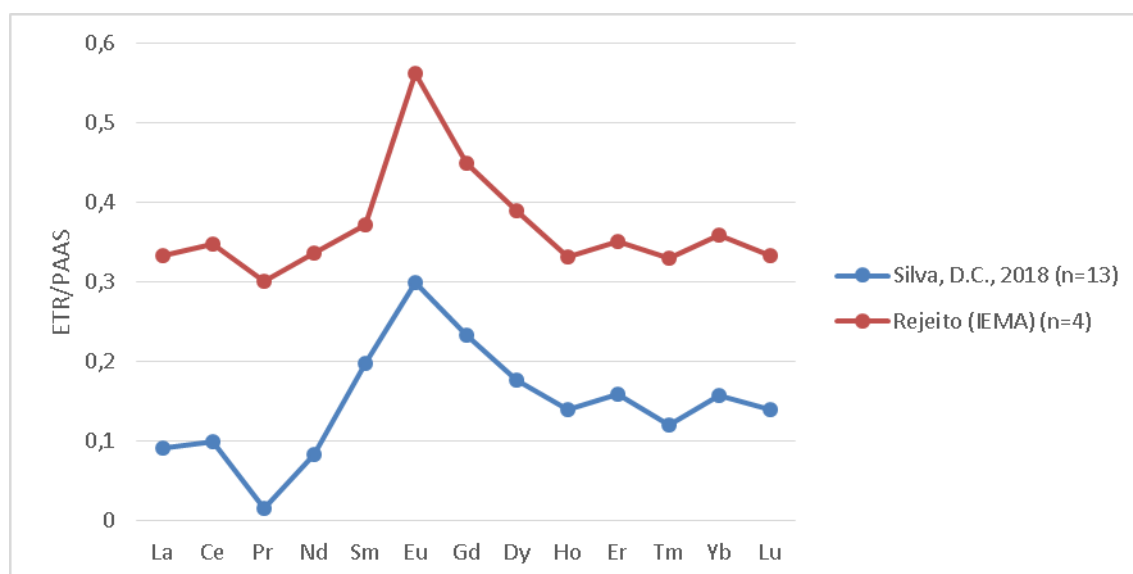
Na Figura 69 é possível ver o perfil de distribuição dos ETR após normalização da média de suas concentrações nas amostras do rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano. É possível perceber que todos os ETR possuem anomalias negativas (<1), que o Eu é o ETR com maior incremento na distribuição e que o Pr é o elemento de menor incremento entre os ETRL. Se avaliado os ETRP, os elementos Gd e Dy possuem os maiores incrementos e os demais possuem comportamentos similares. Este perfil apresentado é a assinatura de ETR do rejeito da barragem de Fundão.

Figura 69: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano.



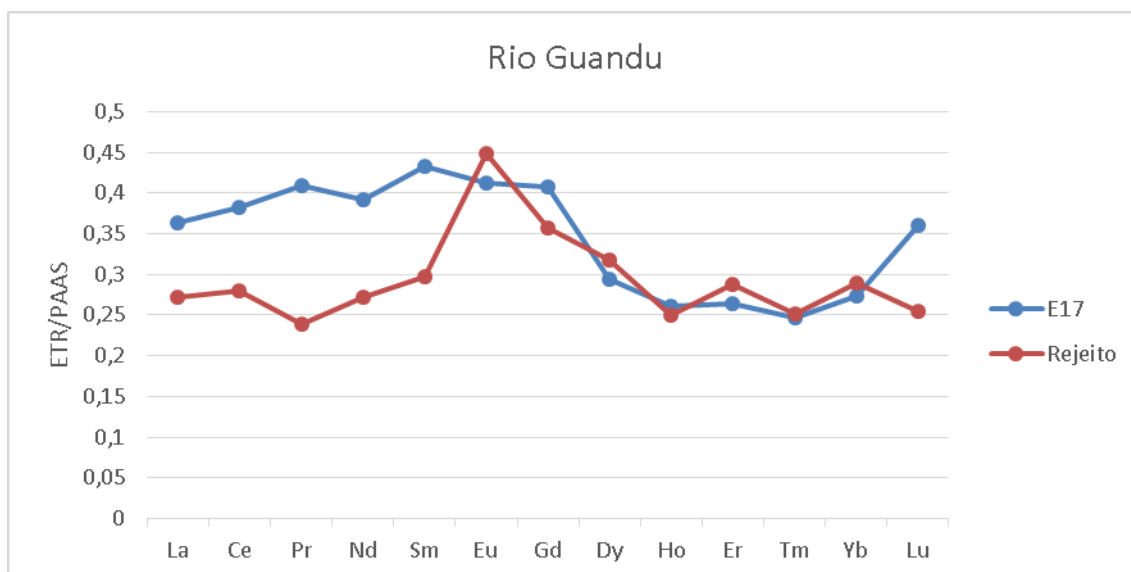
Apesar do número de amostras do rejeito utilizado neste estudo para a normalização ser pequeno, o resultado obtido é coincidente com um resultado apresentado na literatura para uma região com a presença do rejeito de Fundão (SILVA, 2018). Este artigo apresentou as concentrações de ETR de 13 amostras coletadas no Córrego do Tripuí e Rio do Carmo, em que a representatividade da região oriunda do rejeito é significativa. Os resultados da literatura, após normalização, e o obtido no presente estudo são apresentados na Figura 70, indicando similaridade. Portanto, ao se comparar essa assinatura de ETR do rejeito com o perfil de distribuição desses elementos para as amostras coletadas pelo PMBA/Fest-RRDM, objetiva-se avaliar a presença deste rejeito nestes ambientes.

Figura 70: Comparação entre as Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) das amostras cedidas pelo IEMA e amostras reportadas por Silva, D.C. (2018).



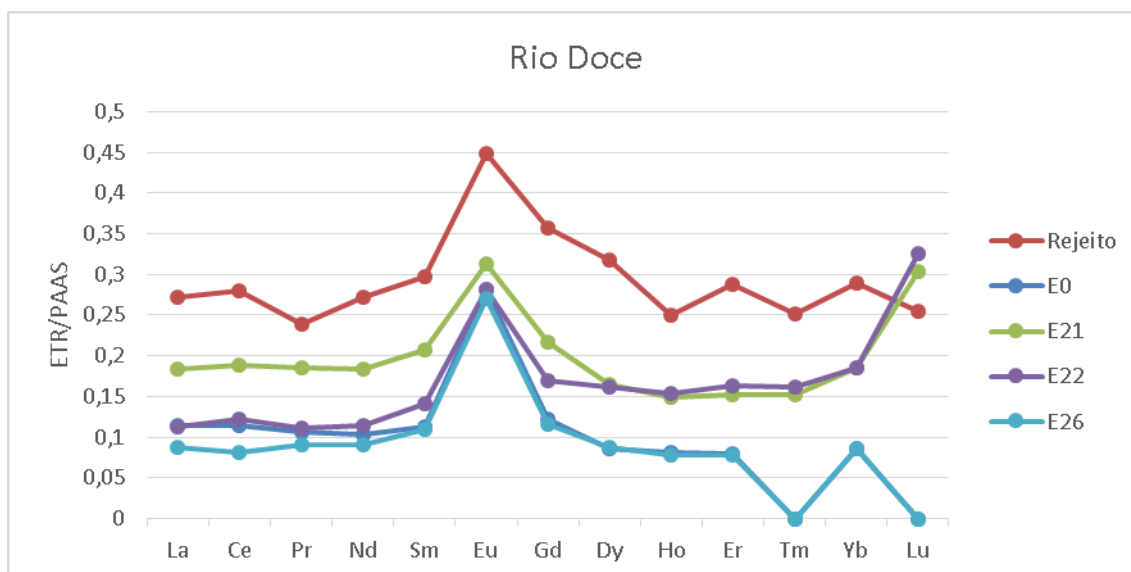
Amostras coletadas no Rio Guandu, E17, foram avaliadas em relação a assinatura do rejeito, após normalização das suas concentrações dos ETR. A Figura 71 apresenta os perfis entre as amostras coletadas na E17 e o rejeito, e é possível perceber que o perfil de distribuição do rio é diferente da assinatura do rejeito sendo, portanto, possível considerá-lo como referência negativa para a presença da lama do rejeito. No perfil do Rio Guandu, com exceção do Gd e Lu, todos os ETRP apresentam valores similares e menores que os ETRL.

Figura 71: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de sedimento do Rio Guandu (E17) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



Para as amostras de sedimentos coletadas no Rio Doce, nas estações E0, E21, E22 e E26, constatou-se a presença do rejeito nesses ambientes após comparações entre as normalizações, conforme mostra a Figura 72. Essa possibilidade pode ser levantada devido ao elevado incremento do elemento Eu na distribuição e as quase estabilidade de valores ETR/PAAS para os ETRL e ETRP se comparados entre si. Algumas divergências podem ser encontradas, sendo a principal os elevados incrementos de Lu nas amostras das estações de coleta E21 e E22. Estas concentrações elevadas deste ETR podem indicar outra fonte de origem pelos processos erosivos e hidrodinâmicos de suas regiões. Um detalhe interessante é a quase igualdade entre os perfis de E0 e E26, que ficaram praticamente sobrepostos, principalmente para os ETRP. A estação E0, localizada a jusante da Usina Hidrelétrica de Aimorés, e a E26, localizada na foz do Rio Doce, podem ser consideradas pontos de acúmulo de rejeitos em movimento na calha do rio, o que justifica este resultado.

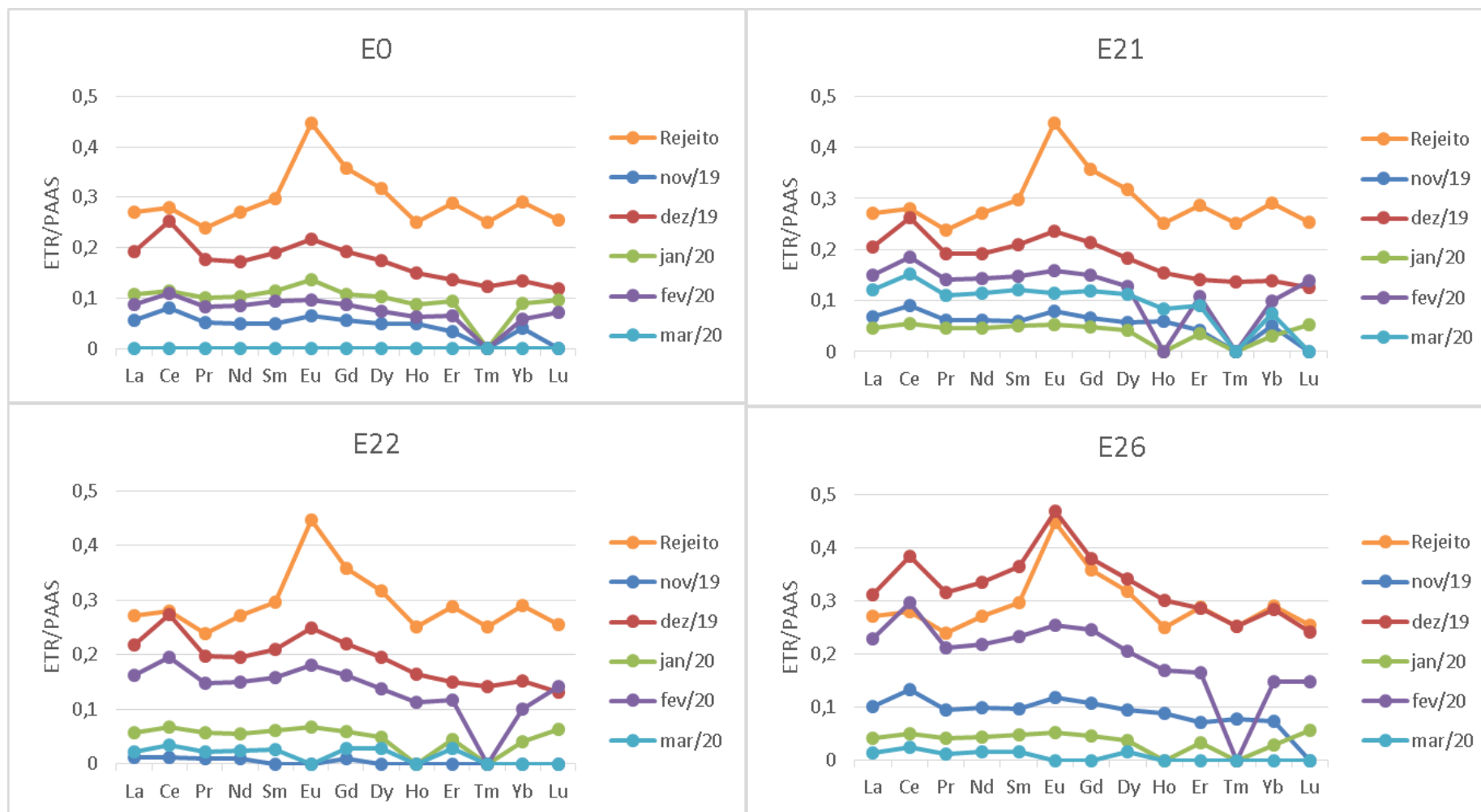
Figura 72: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de sedimento do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



Uma análise temporal comparativa para o material particulado em suspensão (MPS) das amostras coletadas nesta última estação chuvosa (outubro/19 a março/20) foi realizada. A assinatura do rejeito também foi encontrada em algumas destas amostras das estações do Rio Doce, como é possível perceber na Figura 73.

Para todas as estações, a campanha de dezembro/2019 apresentou os valores de ETR/PAAS mais elevados, indicando maior presença do rejeito no conteúdo do MPS, especialmente para a estação E26. Este resultado mostra a presença do rejeito no MPS e indica a continuidade do seu deslocamento em direção ao mar.

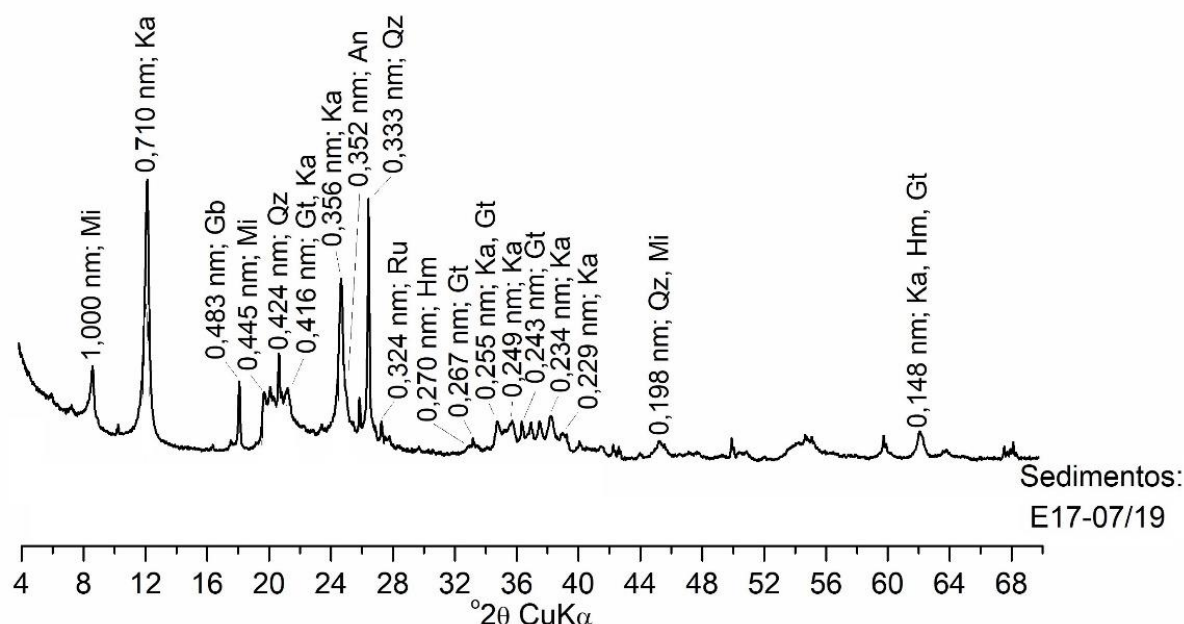
Figura 73: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras de MPS do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) e do rejeito do minério do Complexo de Germano



1.3.4 Mineralogia de sedimentos e Materiais Particulados em Suspensão (MPS)

Em relação à estimativa semiquantitativa de minerais em sedimentos fluviais, os padrões de DRX mostraram picos de difração indicativos de caulinita (0,710-0,714 e 0,356 nm), mica (1,000 nm), quartzo (0,333 nm), gibbsita (0,483 nm), anatásio (0,352 nm), rutilo (0,324 nm), goethita (0,416 nm) e hematita (0,270 nm) (Figura 74). Em geral, a composição mineralógica variou quali e quantitativamente no ambiente fluvial (Figura 74 e *Material Suplementar A3DSMPS1, Tabela 2*).

Figura 74: Difratogramas de raios-X obtidos de sedimentos em ambiente fluvial (rio tributário Guandu, E17). Campanhas: outubro/2018 (C1), dezembro/2018 (C3), julho/2019 (C10), setembro/2019 (C12). Mi = mica, Qz = quartzo, An = anatásio, Ru = rutilo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.



Os teores de goethita, hematita e magnetita/maghemita foram avaliados em sua totalidade como teores de oxihidróxidos de Fe (goethita+hematita+magnetita/maghemita); semelhantemente, os teores de TiO₂ foram atribuídos aos óxidos de titânio, anatásio e rutilo. Além de quartzo e mica, teores consideráveis de feldspato-K foram observados em algumas amostras. No entanto, devido a sua baixa frequência, feldspato-K não foi considerado na análise de variabilidade temporal.

Em geral, caulinita e oxihidróxidos de Fe predominam nos sedimentos fluviais. Os minerais encontrados em maiores proporções em sedimentos (caulinita, oxihidróxidos de Fe, quartzo, mica, anatásio/rutilo e gibbsita) foram também avaliados espaço-temporalmente (Figura 75 a Figura 80). Em geral, os teores dos minerais de sedimentos no ambiente fluvial não apresentaram clara relação com os períodos chuvoso ou seco entre as estações amostrais avaliadas.

Figura 75: Teores de caulinita em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta.
Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

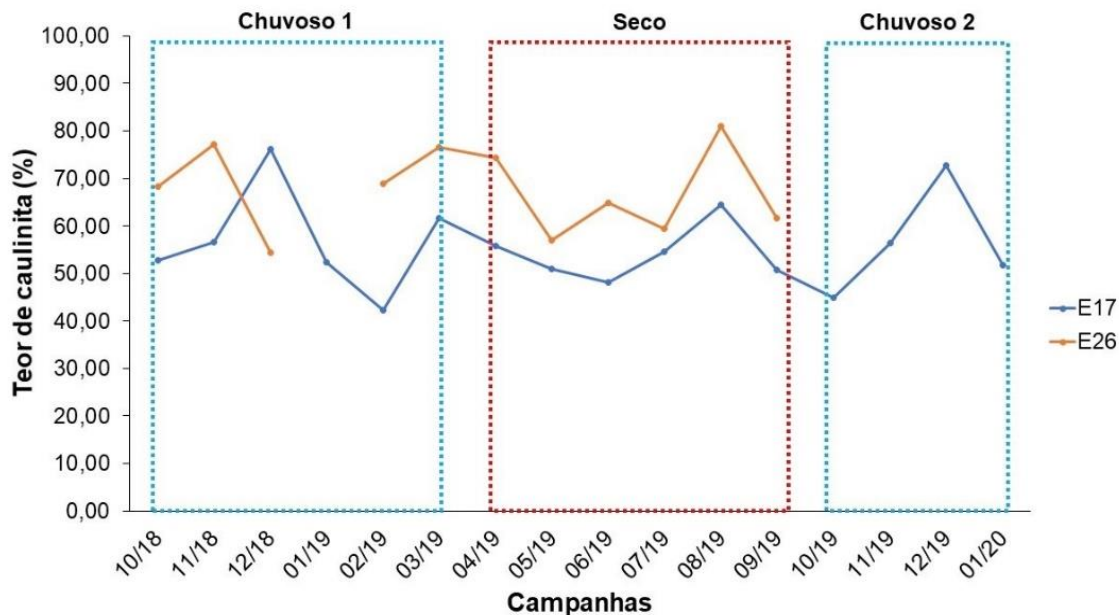


Figura 76: Teores de oxihidróxidos de Fe em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

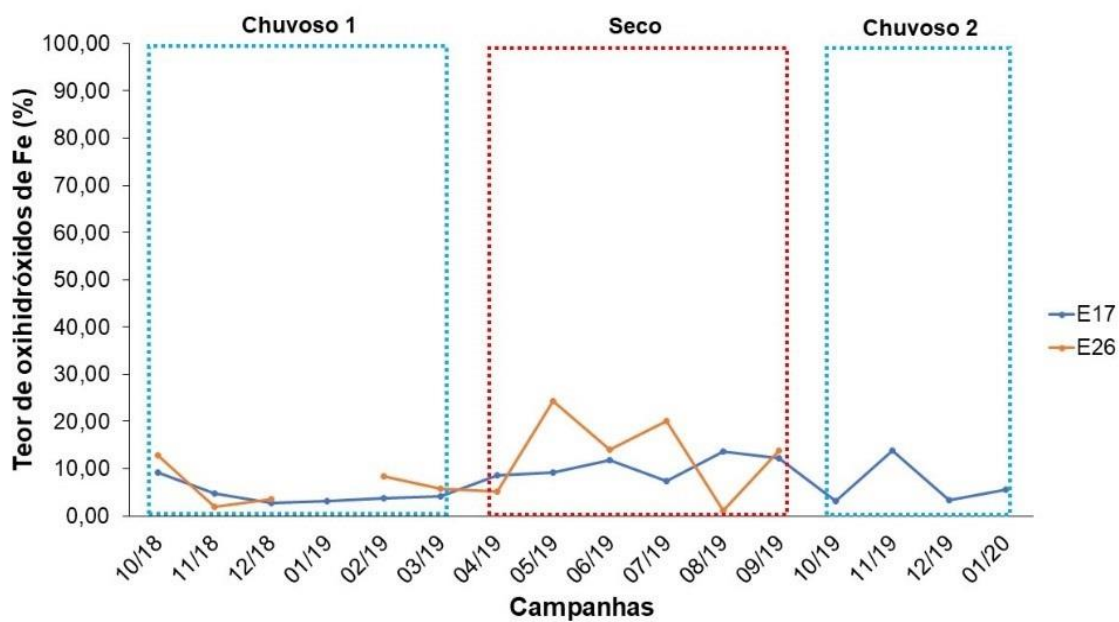


Figura 77: Teores de quartzo em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta.
Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

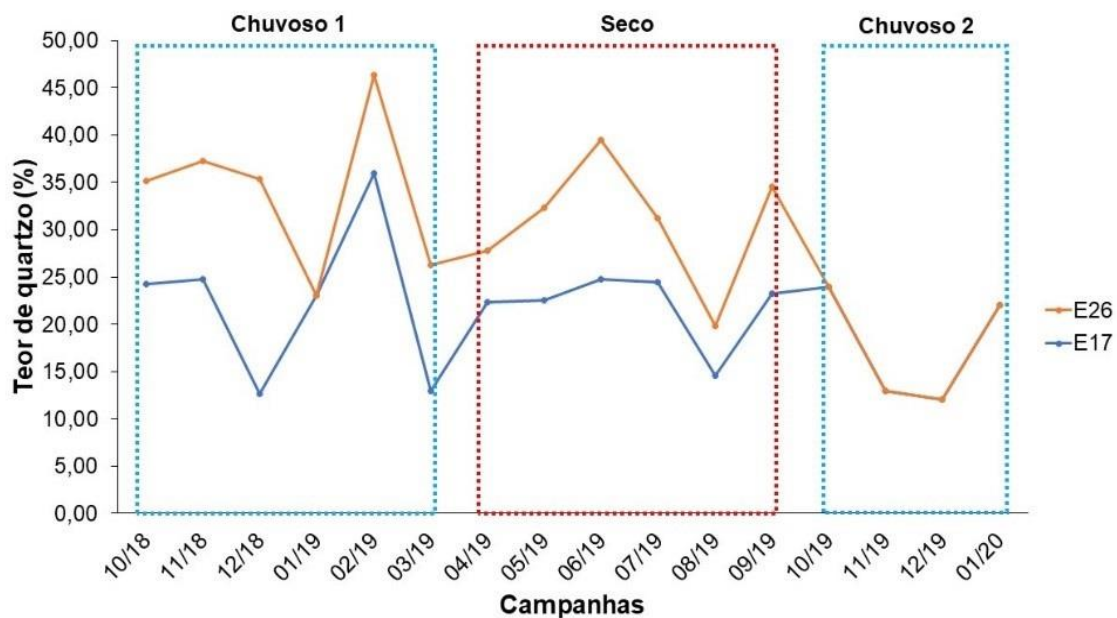


Figura 78: Teores de mica em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta.
Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

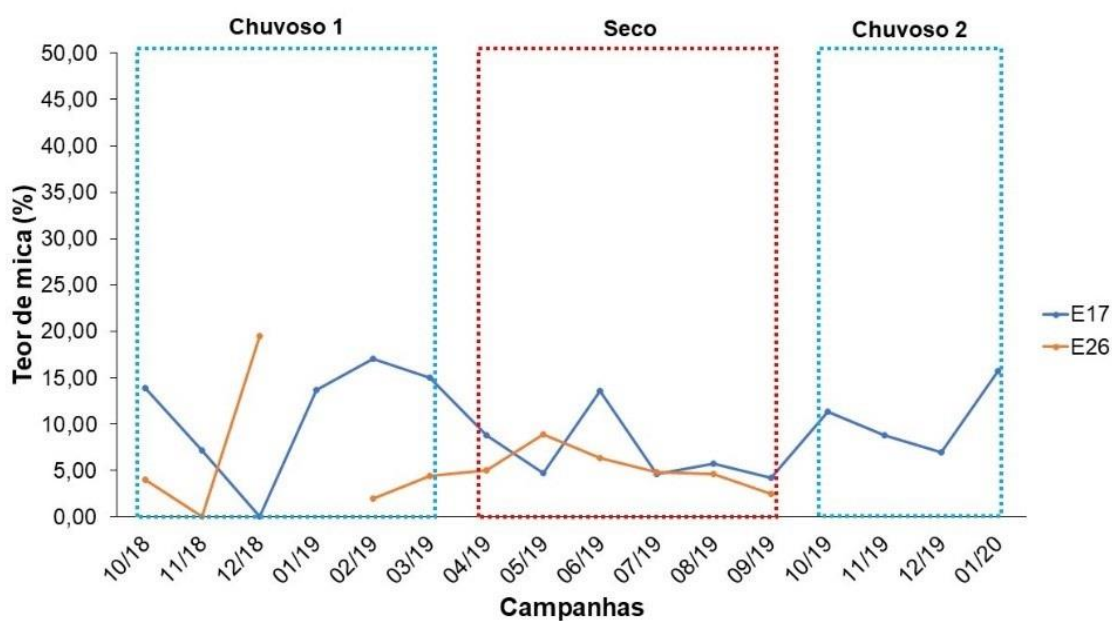


Figura 79: Teores de TiO_2 (anatásio+rutilo) em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

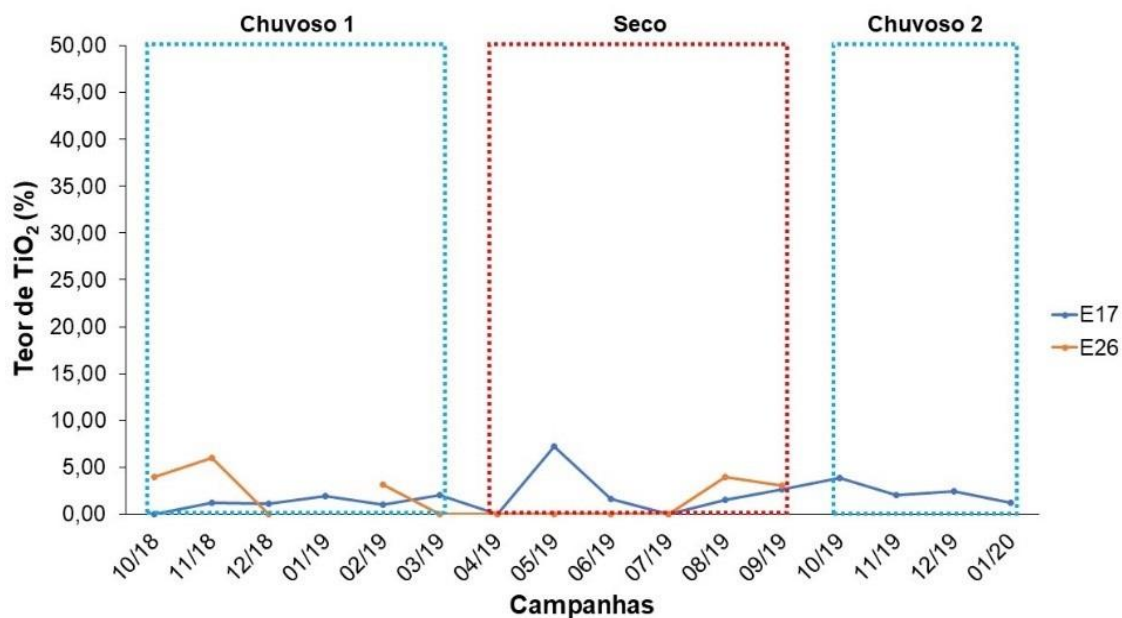
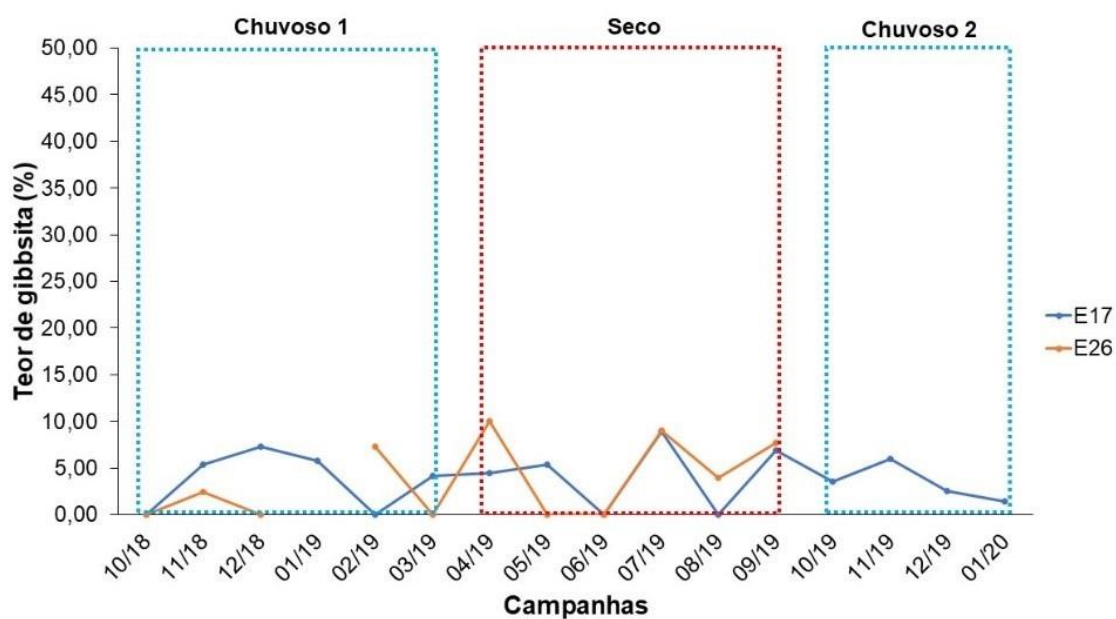
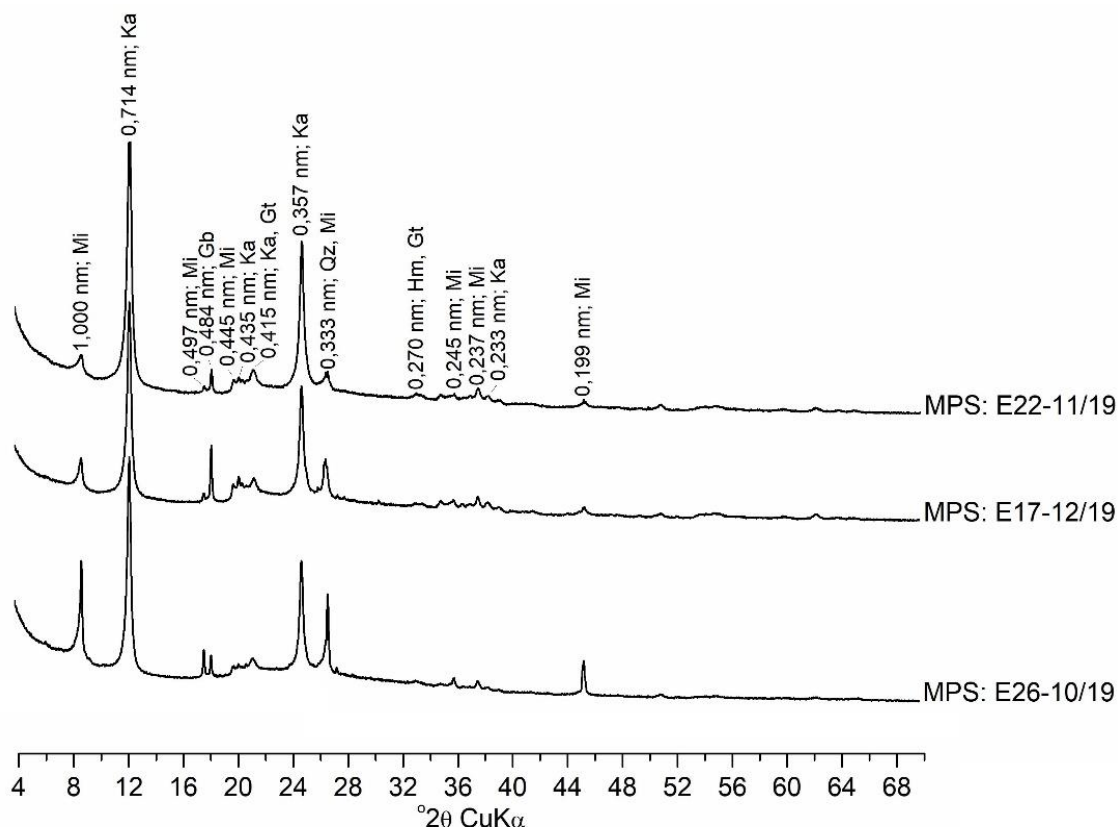


Figura 80: Teores de gibbsita em estações amostrais de ambiente fluvial (E17 e E26) ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.



Em relação à composição mineralógica de Materiais Particulados em Suspensão (MPS), a composição mineralógica foi semelhante àquela observada para os sedimentos, com exceção da ocorrência dos minerais anatásio e rutilo (Figura 81).

Figura 81: Difratogramas de raios-X obtidos de materiais particulados em suspensão (MPS) em ambiente fluvial (rio tributário Guandu, E17; calha do Rio Doce, E22 e E26). Campanhas: outubro, novembro e dezembro/2019, e janeiro/2020. Mi = mica, Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.



No estado do Espírito Santo, são escassos os dados pretéritos sobre a mineralogia de sedimentos e material particulado em suspensão (MPS) do Rio Doce. Em razão dessa escassez, principalmente de dados referentes ao período anterior à passagem da pluma de rejeitos de minério de Fe pelo Rio Doce – período anterior ao ano de 2015 –, são poucos os parâmetros que podem efetivamente ser usados como indicadores de impacto.

A identificação mineralógica em sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Doce anterior à passagem da pluma de rejeitos foi realizada por Pacheco (2015). Após o rompimento da barragem vários trabalhos relataram a composição mineralógica encontrada em sedimentos e materiais particulados em suspensão (MPS) provenientes do Rio Doce (MONTEIRO et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; DAVILA et al., 2020; ORLANDO et al., 2020; DUARTE et al., 2021; QUEIROZ et al., 2021). Através do PMBA/Fest-RRDM foi possível avaliar as variações qualitativas de minerais em sedimentos e MPS

na calha do baixo Rio Doce; contudo, a estimativa dos teores desses minerais não é apresentada nos trabalhos. Em geral, os sedimentos e MPS são constituídos de uma complexa mistura de silicatos (argilominerais, quartzo e, eventualmente, feldspato-K), e oxihidróxidos de Fe (goethita, hematita e magnetita/maghemita), Al (gibbsita) e Ti (anatásio e rutilo), e estão de acordo com o esperado para materiais provenientes do Rio Doce (MONTEIRO et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; DAVILA et al., 2020; ORLANDO et al., 2020; DUARTE et al., 2021; QUEIROZ et al., 2021).

A caulinita é o principal constituinte mineralógico no ambiente fluvial (calha), avaliados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. Duarte et al. (2021) destacam o aumento da intensidade relativa dos picos de caulinita em sedimentos de ambiente fluvial pós rompimento da barragem, indicando um enriquecimento desse argilomineral. Em razão de sua menor densidade e estrutura filossilicatada, com crescimento preferencial no plano X-Y (largura e comprimento) em detrimento ao crescimento no sentido do plano Z (formato laminar), a relação caulinita/oxihidróxidos de Fe mostrou-se superior nos MPS. Semelhantemente, a mica apresentou picos de difração mais intensos que os dos oxihidróxidos de Fe nesses materiais. Melo et al. (2002) constataram teores de 953 g kg⁻¹ na fração argila de sedimentos do Grupo Barreiras, que é facilmente transportado para corpos d'água no Estado do Espírito Santo. Além disso, Dick (1986) relatou que os argilominerais, especialmente a caulinita, tendem a predominar em solos de ambiente tropical, mesmo naqueles com alta concentração de óxidos altamente intemperizados, justificando, portanto, o seu predomínio nos ambientes fluvial e lacustres do baixo Rio Doce. A presença do quartzo (SiO₂) em praticamente todas as amostras, é indicativo do forte intemperismo químico atuante na região. Por apresentar elevada resistência a alteração, o quartzo persiste como o principal mineral primário residual.

Os óxidos (termo que abrange os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos) são comuns em ambientes fortemente intemperizados e dessilicatados de regiões tropicais, principalmente aqueles de Al, Fe e Mn (SCHULZE, 1989). Os principais representantes destes grupos de minerais foram identificados em sedimentos do ambiente fluvial. Goethita é o mais comum hidróxido de Fe em regiões tropicais, e pode estar associado com hematita (α -Fe₂O₃; óxido de Fe), ambos cristalinos. Esses minerais são estáveis em sistemas oxidantes e comumente ocorrem associados com gibbsita e caulinita, indicando, assim, avançado grau de intemperismo (SCHULZE, 1989). Esses minerais apresentam elevada superfície específica e têm suas cargas de superfície dependentes das condições hidrogeniônicas do meio; por isso, influenciam consideravelmente nas razões de sorção de metais (MONTEIRO et al., 2017).

Óxidos de Fe ferrimagnéticos (magnetita, Fe₃O₄; maghemita, γ -Fe₂O₃) foram identificados em sedimentos. No entanto, em razão da baixa concentração desses minerais, para uma melhor análise de sua ocorrência e variações quantitativas será necessário também medir as propriedades magnéticas das amostras de sedimentos. Geralmente, solos de rochas máficas apresentam magnetita nas frações grossas (silte e areia), e maghemita na fração argila (CAMÊLO et al., 2018; SILVA FILHO et al., 2019). Os óxidos de Ti (anatásio e rutilo) identificados podem estar associados à

neoformação mineral a partir do Ti liberado pelo intemperismo da ilmenita (FeTiO_3) ou de silicatos, tais como piroxênio, anfibólio e biotita (TAYLOR et al., 1983).

1.3.5 Avaliação espaço-temporal das comunidades bióticas e sua relação com as variáveis ambientais

No Rio Doce, a Análise de Componentes Principais indica a formação de três grupos, de acordo com a sazonalidade. O primeiro eixo da PCA, que explica 37,7% variação dos dados, agrupou em seu lado direito as campanhas na estação chuvosa 2 (Nov19-Mar20) relacionado com maiores valores de metais (Fe, V, Ba, Pb, Cr, Mn, e As), de nutrientes (PT e NO_3), coprostanol, MPS e vazão, e menores valores de alumínio total (Figura 82 A). As campanhas das estações Chuvosa 1 (Out18-Mar-19) foram agrupadas no meio e estações do período Seco (Abr19-Set19) no lado esquerdo, e separadas pelo segundo eixo (com 13,5% de explicação). Em relação a esse eixo, as campanhas do período Seco estavam relacionadas com maiores valores de zinco, enquanto que as amostragens do período Chuvoso 1 com maiores valores de temperatura e silicato. Não foi observado, baseado nas variáveis utilizadas, clara separação espacial.

O Rio Guandu apresentou separação temporal seguindo tendência semelhante da sazonalidade apresentada para o Rio Doce (Figura 82 B). O primeiro eixo, com 33,6% de explicação da variabilidade dos dados), ordenou as estações chuvosas do lado direito do eixo, relacionadas com maiores valores de metais (Fe, V, Ba, Pb, Cr e Mn), clorofila-a, fósforo total, MPS, coprostanol e temperatura, e com menos valores de condutividade. Do lado esquerdo do eixo, com relação oposta as variáveis ambientais, ficaram ordenadas as campanhas no período Seco. O segundo eixo (20,4%) separou as campanhas do período Chuvoso 1 no lado negativo, relacionado com maiores valores de manganês, silicato e temperatura, e agrupou as estações do período Chuvoso 2 relacionada com maiores valores de vanádio, coprostanol, OD e pH.

Figura 82: Ordenação das estações amostrais ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) divididas por ambientes: Rio Doce (A), Rio Guandu (B), Lagos (C), Lagoas (D). São representadas nos gráficos as variáveis com correlação significativa e maior que 0,4 ou menor que -0,4 com pelo menos um dos eixos.

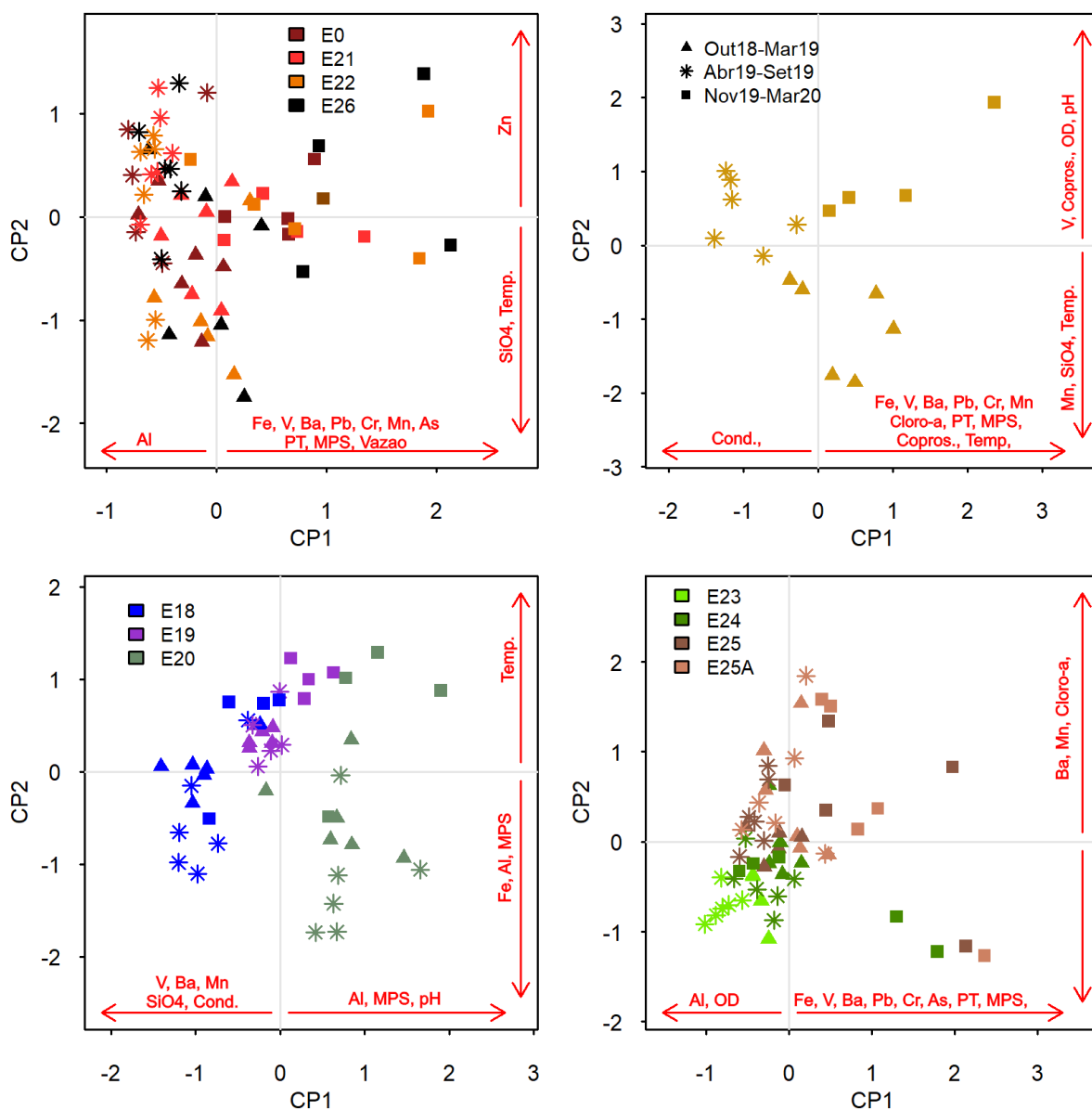


Tabela 13: Percentual de explicação da variação dos dados dos dois primeiros eixos (CP) da Análise de Componentes Principais e correlação das variáveis ambientais com os mesmos. Em negrito, as correlações significativas maiores que 0,4 ou menores que -0,4, apresentadas na Figura 82.

	Rio Doce		Rio Guandu		Lago		Lagoa	
	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
% explicação do eixo	37,7	11,7	33,6	20,4	18,1	12,6	28,2	12,5
Fe Total	0,61	-0,01	0,84	0,16	0,17	-0,67	0,6	-0,03
Al Total	-0,49	0,04	-0,37	-0,34	0,56	-0,7	-0,41	-0,29
V Total	0,82	0,01	0,62	0,57	-0,43	-0,36	0,72	-0,19
Zn Total	0,27	0,46	0,42	0,31	-0,15	-0,04	0,36	-0,06
Ba Total	0,69	0,35	0,5	0,27	-0,68	-0,37	0,56	0,58
Pb Total	0,85	-0,01	0,77	0,34	-0,04	-0,14	0,7	0,08
Cr Total	0,87	-0,09	0,56	-0,33	-0,14	0,01	0,76	-0,35
Mn Total	0,76	0,12	0,73	-0,59	-0,43	-0,2	0,15	0,62
As Total	0,56	-0,24	-	-	-	-	0,53	-0,31
Clorofila-a	-0,38	-0,39	0,54	-0,07	0,35	-0,07	0,06	0,67
NO ₃	-	-	-	-	-0,25	-0,11	-	-
PT	0,67	0,22	0,74	0,17	0,38	0,3	0,53	0,29
SiO ₄	0,33	-0,56	-0,12	-0,51	-0,43	-0,24	0,29	0,05
Coprostanol	-	-	0,65	0,52	0,19	0,37	-	-
MPS	0,82	0,15	0,79	-0,28	0,74	-0,41	0,73	-0,39
Temperatura	0,28	-0,72	0,55	-0,53	-0,16	0,63	0,22	-0,34
OD	-0,18	0,69	-0,35	0,59	0,22	-0,15	-0,75	-0,06
Condutividade	-0,14	0,14	-0,55	0,42	-0,85	-0,01	0,36	0,35
pH	-	-	-0,07	0,9	0,4	0,36	-	-
Vazão 7 dias	0,83	-0,12	-	-	-	-	-	-

Os eixos das Análises De Componentes Principais de cada um dos ambientes (Rio Doce, Rio Guandu, Lagos e Lagoas) foram utilizados como matriz ambiental a ser relacionada com a matriz da abundância das espécies de cada comunidade (fitoplâncton, perifíton, macrófita e zooplâncton). Os significados ambientais de cada eixo, para cada ambiente, são apresentados na Tabela 14, baseado na Tabela 13.

Tabela 14: Significado ambiental dos eixos extraídos da Análise de Componentes Principais, realizada a partir das variáveis abióticas, para cada um dos ambientes.

Ambiente	CP1	CP2
Rio Doce	↑ Fe, V, Ba, Pb, Cr, Mn, As, PT, MPS e vazão de 7 dias. ↓ Al.	↑ ZN. ↓ SiO ₄ e temperatura.
Rio Guandu	↑ Fe, V, Ba, Pb, Cr, Mn, clorofila-a, PT, MPS, coprostanol e temperatura. ↓ condutividade.	↑ V, coprostanol. OD e pH. ↓ Mn, SiO ₄ e temperatura
Lagos	↑ Al, MPS e pH. ↓ V, Ba, Mn, SiO ₄ .	↑ temperatura. ↓ Fe, Al e MPS.
Lagoas	↑ Fe, V, Ba, Pb, Cr, As, PT, MPS. ↓ Al e OD.	↑ Ba, Mn e clorofila-a

A Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais com as comunidades bióticas no Rio Doce são apresentadas na Figura 83 e na Tabela 15.

Fitoplâncton (Figura 83A)

Para a comunidade fitoplanctônica o eixo 1 da ACC separou, de forma sazonal, maior parte das campanhas no Rio Doce. A estação chuvosa 1, no lado negativo do eixo, esteve associada aos táxons *Nitzschia* sp2, *Chlorophyceae* sp1, *Chlorella minutissima*, *Choricystis* sp, enquanto a estação chuvosa 2 esteve organizada do lado positivo e associada aos táxons *Pinnularia* sp1, *Synechococcus nidulans*, *Synechocystis minutissima*, *Chlamydomonas epibiotica*, *Strombomonas* sp1, *Cryptomas brasiliensis*, além de estar relacionada com elevados valores de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, arsênio, fósforo total, MPS e vazão. Táxons de cianobactérias com tamanho reduzidos, como o caso do gênero *Synechocystis*, são tidos como ótimos competidores por luz (CAREY et al., 2012), o que possibilita seu desenvolvimento em sistemas com alta concentração de material particulado em suspensão (MPS). Além disso, também foi observado adaptações em consorcio entre espécies do gênero *Synechocystis* e bactérias heterotróficas capazes de conferir resistência ainda maior desta cianobactéria à poluição por metais (ABDULAZIZ et al., 2016). As amostragens da estação seca estiveram agrupadas principalmente no lado positivo do eixo 2, estando associadas aos táxons *Aphanocapsa annulata*, *Synechocystis* sp1, *Trachelomonas armata*, *Trachelomonas volvocina* e apresentando valores mais elevados de zinco, e menores valores de silicatos e temperatura.

Perifíton (Figura 83B)

O eixo 1 da Análise de Correspondência Canônica separou a maior parte das campanhas no Rio Doce, do período Seco, no lado negativo do eixo, relacionado com o aumento de zinco e diminuição da disponibilidade de silicato e da temperatura. Os táxons *Achnanthyidium tropicocatenatum*, *Brachysira* cf. *neglectissima*, *Cocconeis fluviatilis*, *Cymbella* cf. *excisa* *Eunotia* cf. *gustavoi*,

Pseudanabaenaceae 2, e *Tabularia* cf. *affinis* destacaram-se nesse período. As estações chuvosas foram ordenadas no lado positivo do eixo 1, e separadas em relação ao eixo dois. As amostragens do período Chuvoso 1 foram ordenadas no lado positivo do eixo 2, relacionada com os táxons *Batrachospermales* 1 e *Gomphonema lagenula*. O período chuvoso 2 esteve relacionado com o aumento de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, arsênico, fósforo total, MPS e vazão. Os táxons *Oscillatoriales* 6 e *Synechococcus* sp. 2 estavam relacionados com o aumento dessas variáveis. Cepas do gênero *Synechococcus* têm sido registradas como acumuladores de metais pesados, podendo ser utilizadas como potenciais indicadoras de metais pesados (RAHMAN et al., 2011). Além disso, a abundância desse gênero, de tamanho reduzido, pode indicar elevados níveis de perturbações (CALLIERI et al., 2006), uma vez que são organismos com grande capacidade de colonização.

Macrófitas (Figura 83C)

O eixo 1 da Análise de Correspondência Canônica separou a maior parte das campanhas no Rio Doce do segundo período chuvoso para o lado positivo do eixo, relacionado com as principais variáveis do CP1: aumento das concentrações de Ferro, Vanádio, Chumbo e Cobre. Os táxons *Acmella oleraceae*, *Cyperus ligularis*, *Limnobium leavigatum*, *Montrichardia linifera*, *Paspalum pilosum*, *Paspalum millegrana*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia biloba* e *Talipariti pernambucensis* destacaram-se nesse período. As espécies *Pistia stratiotes* e *Salvinia biloba* são flutuantes livres e designadas como bioacumuladoras, tiveram sua maior abundância registrada no segundo período chuvoso. Já as campanhas do período seco (S) e do primeiro período chuvoso (C1) estão relacionadas com a parte negativa do eixo 1, onde se destaca o táxon *Hymenachne pernambucensis*, e com o eixo 2, onde a maioria das campanhas do período seco está posicionada, destacando-se os táxons *Adiantum latifolium* e *Cuphea melvilla*, e na parte negativa, grande parte das campanhas do C1, destacando-se os táxons *Hydrolea spinosa*, *Paspalum millegrana* e *Urochloa brizantha*. As principais variáveis abióticas do CP2, aumento das concentrações de zinco e diminuição do silicato e da temperatura influenciaram na parte positiva do eixo 2.

Zooplâncton (Figura 83D)

O eixo 1 da ACC separou os períodos chuvosos C1 e C2 do período seco, e revelou que os organismos da classe Bdelloida e os rotíferos *Brachionus quadridentatus*, *B. dolabratus*, *Lecane clara*, *L. lunaris*, *L. stichaea*, *Polyarthra vulgaris* e o copépodo *Diaptomus corderoi* estiveram associadas às amostras obtidas no período chuvoso C1 e C2, momento em que foram registradas as maiores concentrações de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, arsênico, fósforo total, MPS e maior vazão nas estações do Rio Doce. Rotíferos do gênero *Brachionus* ssp. são características de ambientes eutrofizados e com elevada turbidez por material em suspensão (SOUSA et al., 2008; PARMAR et al., 2016). Algumas espécies de rotíferos do gênero *Lecane* são usualmente associadas a bancos de macrófitas (LUCINDA, 2003), que são bastante abundantes nos ambientes lacustres. O aumento da vazão registrado no período chuvoso pode ter influenciado na

distribuição espacial de alguns gêneros de rotíferos como *Lecane* spp. dos ambientes lacustres para os ambientes fluviais estudados. Ainda são muito escassas as informações sobre os efeitos diretos da presença de metais sobre os padrões estruturais do zooplâncton tropical. Alguns estudos identificaram respostas consistentes na composição e variação espacial e temporal do zooplâncton em resposta a impactos derivados da presença de metais (MAIA-BARBOSA; BOZELLI, 2006; MOREIRA et al., 2016). Os resultados preliminares do PMBA/Fest-RRDM_Zooplâncton dulcícola indicam o forte efeito sazonal sobre a ocorrência das espécies e o possível efeito negativo do Alumínio sobre a riqueza zooplancônica.

Figura 83: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perífiton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) no Rio Doce. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 15). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada na Tabela 14.

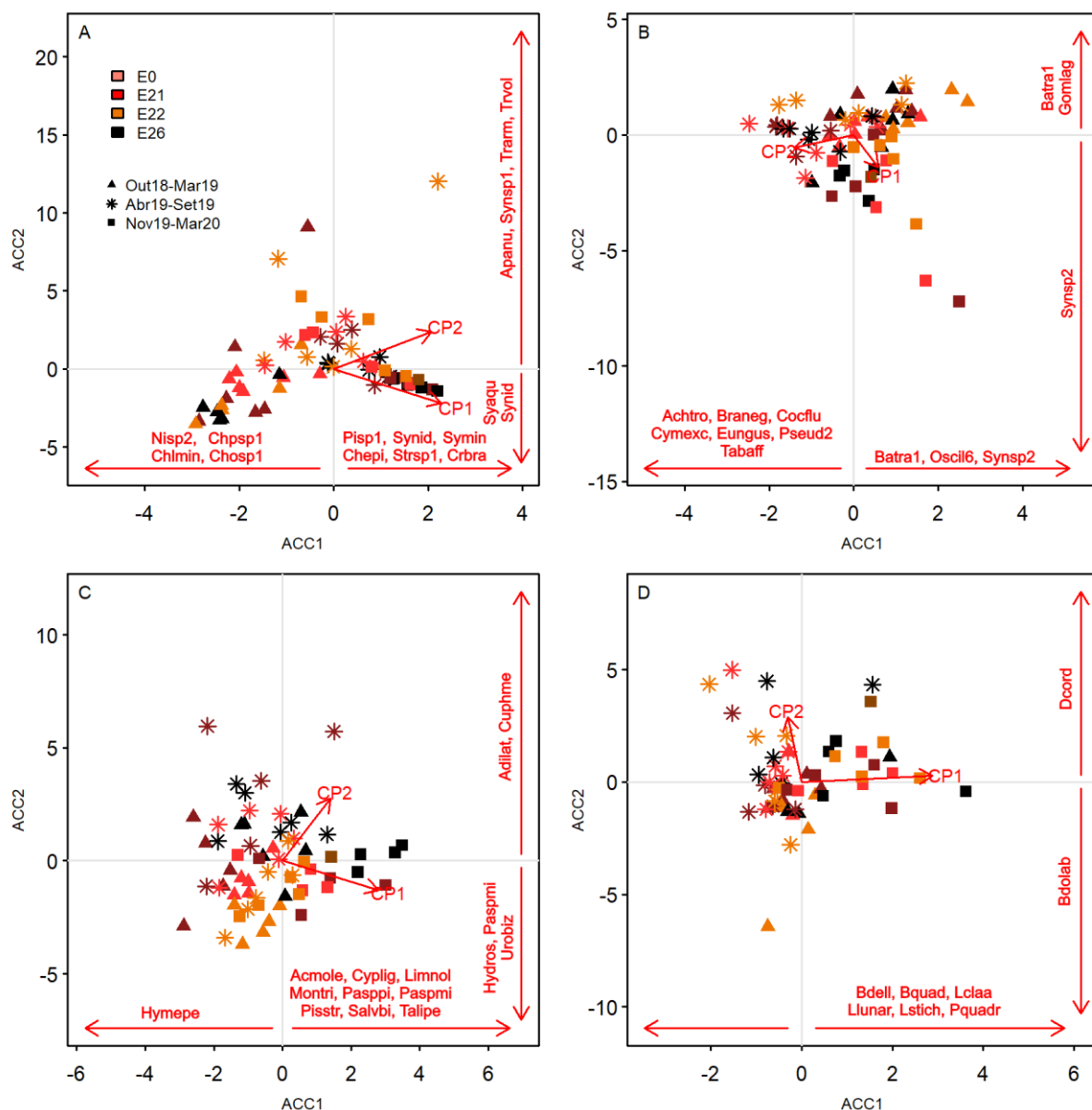


Tabela 15: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para o Rio Doce. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos *Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4*.

Fitoplâncton			Perifíton			Macrófita			Zooplâncton		
	ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2
%	7,50	1,89	%	3,26	3,05	%	2,20	1,02	%	4,67	1,50
Nisp2	-0.43	-0.28	Achtr0	-0.32	0.09	Acml0e	0.56	0.05	Bdell	0.52	-0.1
Pisp1	0.5	-0.17	Batr1	0.33	0.3	Adilat	-0.13	-0.51	Bdolab	-0.12	-0.46
Apanu	-0.02	0.42	Braneg	-0.35	0.12	Cuphme	-0.03	-0.46	Bquad	0.43	-0.05
Synid	0.31	-0.3	Cocflu	-0.35	0.09	Cyplig	0.33	0.17	Lclaa	0.35	0.05
Syaqu	0	-0.32	Cymexc	-0.34	0.17	Hydros	0.17	0.37	Llunar	0.51	-0.04
Symin	0.67	-0.02	Eungus	-0.34	0.11	Hymepe	-0.36	-0.09	Lstich	0.31	0
Synsp1	-0.08	0.32	Gomlag	0.07	0.4	Limnol	0.43	0.03	Pquad	0.37	0.12
Chepi	0.36	0	Oscil6	0.36	0.16	Montri	0.47	0.24	Dcord	-0.19	0.34
Chpsp1	-0.31	-0.1	Pseud2	-0.37	-0.12	Pasppi	0.32	-0.16			
Chlmin	-0.33	-0.24	Synsp2	0.32	-0.63	Paspmi	0.45	0.36			
Chosp1	-0.43	-0.28	Tabaff	-0.44	0.08	Pisstr	0.34	-0.12			
Strsp1	0.41	0.28				Salvbi	0.45	0.01			
Trarm	0.21	0.54				Talipe	0.45	0.22			
Trvol	0.25	0.55				Urobiz	-0.19	0.48			
Crbra	0.55	-0.18									

Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais com as comunidades bióticas no Rio Guandu são apresentadas na Figura 84 e na Tabela 16

Fitoplâncton (Figura 84 A)

A Análise de Correspondência Canônica do Rio Guandu agrupou através do eixo 1 a maior parte das amostragens da estação seca e chuvosa 1 no lado negativo do eixo, estando associadas aos táxons *Monoraphidium contortum*, *Synechocystis minutissima* e *Synechococcus nidulans*. Já no lado positivo do eixo esteve agrupada a maioria das amostragens da estação chuvosa 2, relacionadas aos táxons *Pinullaria* sp1, *Aphanocapsa incerta*, *Epiglossphaera brasílica*, *Monoraphidium minutum*, *Euglena ehrenbergii* e *Cryptomonas brasiliensis*. Também foram registradas grande associação dos táxons *Synechocystis aquatilis* e *Synechococcus nidulans* para amostras do período seco, onde os valores de pH e condutividade elétrica e disponibilidade de luz (menor MPS) foram mais elevados, porém com menor disponibilidade de recursos, evidenciando, também, a grande capacidade adaptativa de táxons de cianobactérias picoplantônicas a sobreviver em diferentes condições ambientais adversas (CALLIERI, 2017).

Perifíton (Figura 84 B)

O primeiro eixo da ACC separou os períodos chuvosos do período seco. Os períodos chuvosos (C1 e C2) foram relacionados com aumento dos valores de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, clorofila-a, fósforo total, MPS, coprostanol e temperatura. Os táxons *Brachysira* cf. *neglectissima* (relacionado principalmente à C2), Batrachospermales 1 e Oscillatoriales 6 (relacionados principalmente à C1) foram registradas com maiores abundância nesses períodos. Espécies com movimentação, com é o caso de *Brachyrisa* cf. *neglectissima*, tem vantagens adaptativas em ambientes com maior concentração de particulados na água (maior MPS), podendo se movimentar pela matriz perifítica em busca de recursos como luz e nutrientes (BARBOUR et al., 1999). Os táxons *Pleurosira* cf. *laevis* e *Synedra gouldii* foram relacionadas com o período de Seca e os maiores valores de vanádio, coprostanol, OD e pH e menores valores de manganês, silicato e temperatura.

Macrófitas (Figura 84 C)

A ordenação segregou bem os três períodos sazonais, na parte positiva do eixo 1 estão posicionadas as campanhas do período seco (S), onde se destacam *Cyperus luzulae*, *Fimbristylis miliacea*, *Polygonum punctatum* e *Salvinia biloba*, enquanto que na parte negativa do mesmo eixo estão posicionadas as campanhas do C1, influenciadas pela abundância das espécies *Cyperus polystachios* e *Luziola peruviana*. O eixo 2 separa as campanhas do C2 principalmente pela abundância de *Cyperus articulatus*, *Paspalum milegrana*, *Salvinia biloba* e *Steinchisma laxum*. Assim como no rio Doce, aqui a espécie *Salvinia biloba* também foi influenciada pelo segundo período chuvoso, além do período seco. O aumento das principais variáveis do CP1 (ferro, vanádio e bário) influenciaram no eixo 2, especialmente na parte positiva, enquanto que o aumento das variáveis do CP2 (vanádio, coprostanol, oxigênio dissolvido e pH) influenciaram no eixo 1, principalmente na parte positiva.

Zooplâncton (Figura 84 D)

O eixo 1 da ACC separou os períodos chuvoso C1 e seco do período chuvoso C2 e revelou que as espécies *Lecane lunaris*, *L. papuana*, *L. leontina*, *Brachionus falcatus*, *B. patulus*, *Filinia terminalis*, *Moina minuta* e *Alona guttata* foram associadas às amostras obtidas no período chuvoso C2, onde foram registradas as maiores concentrações de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, clorofila-a, coprostanol, fósforo total, MPS e maior oxigênio dissolvido e pH. Conforme anteriormente pontuado, o aumento da vazão causado pelas fortes chuvas no período chuvoso C2 pode ter transportado *Lecane* ssp. de ambientes lacustres para ambientes fluviais, o que pode ter causado um incremento na densidade desses rotíferos no Rio Guandu. Rotíferos do gênero *Brachionus* ssp. são característicos de ambientes eutrofizados, com elevada turbidez por material em suspensão (SOUSA et al., 2008; PARMAR et al., 2016). Por outro lado, não houve associação de nenhuma espécie com os períodos chuvoso C1 e seco.

Figura 84: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perífíton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) no Rio Guandu. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 16). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada no Tabela 14.

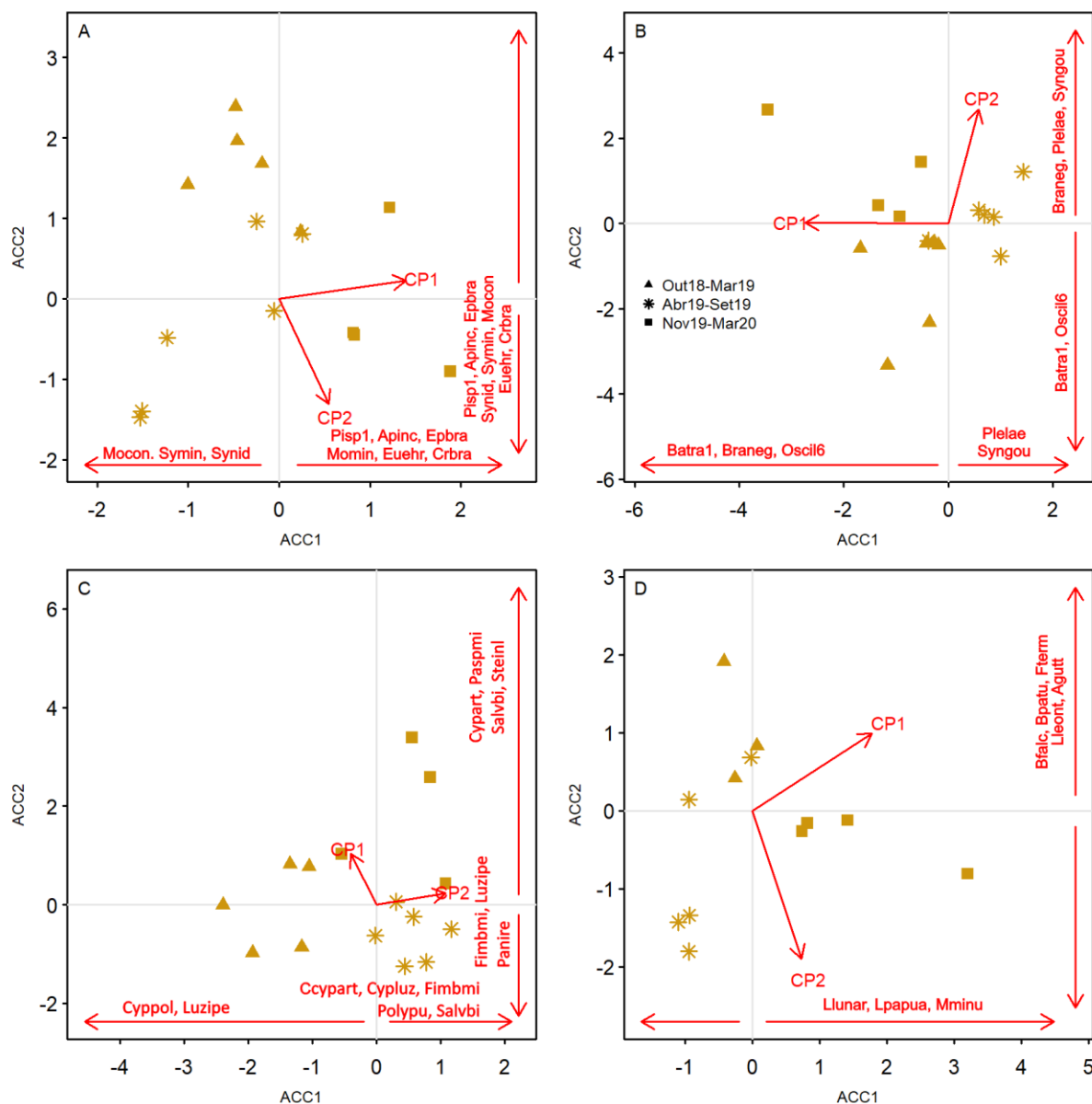
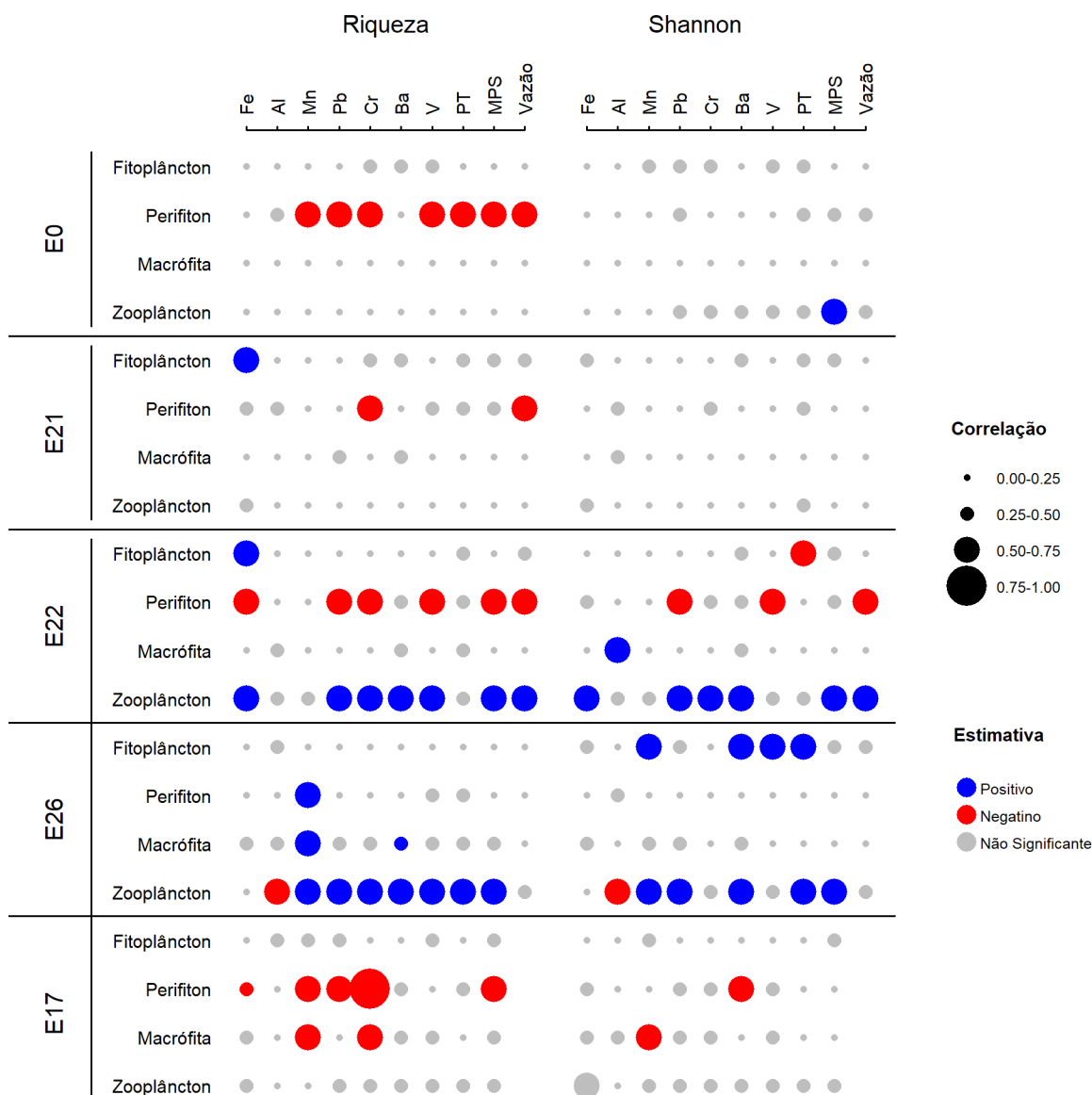


Tabela 16: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para o Rio Guandu. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos *Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4*.

Fitoplâncton			Perífiton			Macrófita			Zooplâncton		
	ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2
%	16,57	14,77	%	13,40	8,97	%	10,35	5,72	%	12,13	10,19
Pisp1	0,61	-0,55	Batra1	-0,23	-0,62	Cypart	0,52	0,56	Bfalc	-0,24	0,62
Apinc	0,6	-0,34	Braneg	-0,72	0,55	Cypluz	0,7	-0,06	Bpatu	-0,14	0,61
Epbra	0,55	-0,3	Oscil6	-0,17	-0,61	Cyppol	-0,57	-0,01	Fterm	-0,14	0,61
Synid	-0,63	-0,59	Plelae	0,51	0,34	Fimbmi	0,51	-0,31	Lleont	-0,14	0,61
Symin	-0,52	-0,56	Syngou	0,55	0,21	Luzipe	-0,54	-0,33	Llunar	0,77	-0,19
Mocon	-0,56	-0,58				Panire	0,08	-0,5	Lpapua	0,77	-0,19
Momin	0,74	-0,09				Paspmi	0,13	0,62	Agutt	-0,09	0,59
Euehr	0,68	-0,3				Polypu	0,55	-0,23	Mminu	0,77	-0,19
Crbra	0,61	-0,55				Salvbi	0,31	0,49			
						Steinl	0,19	0,65			

Foram observados tanto efeitos positivos quanto negativos das variáveis ambientais na diversidade das comunidades bióticas nas estações amostrais dos ambientes lóticos (Figura 85). A diversidade da comunidade planctônica respondeu de forma positiva na estação da Foz do Rio Doce (E26) às variáveis manganês, bário, vanádio e fósforo total. Já na estação do Rio Doce próximo à povoação (E22), a resposta ao fósforo total foi negativa. A comunidade perifítica nos ambientes lóticos responderam negativamente aos metais nas estações de Itapina (E0) e Povoação (E22), no Rio Doce, e na estação do Rio Guandu (E17). Nessas estações, foram registradas relações negativas com ferro, alumínio, manganês, chumbo, cromo e vanádio. Além disso, maiores valores de fósforo total, MPS e vazão, também estavam relacionados com menores valores de diversidade perifítica. Foram observadas poucas relações significativas entre a diversidade de macrófitas e as variáveis ambientais no Rio Doce. Alumínio e manganês foram metais positivamente relacionados com a diversidade, nas estações de Povoação (E22) e na Foz (E26), respectivamente. A diversidade zooplanctônica nos ambientes lóticos apresentou relação positiva com todas variáveis, exceto alumínio, principalmente nas estações mais a jusante no Rio Doce (E22 e E26). Nesta última, foi observada correlação negativa entre a diversidade e a concentração de alumínio total.

Figura 85: Correlação de Pearson da Riqueza e da Diversidade de Shannon com algumas variáveis selecionadas para cada comunidade nas estações amostrais dos ecossistemas lóticos. Os metais foram representados por sua fração total.



1.4 LAGOS E LAGOAS

1.4.1 Caracterização da qualidade da água e do sedimento

Com relação a variabilidade de parâmetros físicos, a temperatura para o Lago do Limão, Nova e Juparanã teve ao longo de todo o período uma variação de 23,09 e 32,21°C, 23,09 e 32,21°C, e 23,12 e 30,31°C, respectivamente. Ao observarmos ao longo do tempo, nos períodos chuvosos 1 e 2 ocorre estratificação térmica para o Lago do Limão e Nova, enquanto o comportamento térmico do Lago Juparanã é mais dinâmico com tendência a mistura da coluna d'água durante todo o tempo.

Isso se deve a morfometria lacustre com maior fetch e consequente turbulência na coluna d'água do Lago Juparanã (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 10, Figura 16, Figura 21, Figura 26*).

Não houve diferença significativa de cada período entre os lagos, com uma tendência para todos os lagos do período chuvoso 2 ser mais quente que o chuvoso 1, e o período seco mais frio (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 31*).

As concentrações de MPS variaram entre 0,40 e 21,20 mg/L no Lago Juparanã, entre 0,20 e 21,80 mg/L no Lago do Limão, sendo significativamente superior aos registrados no Lago Nova com até 4,49 mg/L. O Lagoa Nova não apresentou diferenças significativas para o MPS entre os períodos, enquanto nos Lagos do Limão e Juparanã as concentrações de MPS foram ordinariamente maiores no chuvoso-2 e chuvoso-1 em relação ao período seco (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 10, Figura 16, Figura 21, Figura 26, Figura 31*).

A transparência da água variou entre 2,60 e 5,50m no Lago Nova, valores esses significativamente maiores que os registrados nos Lagos do Limão entre 1,10 e 3,20 m e Juparanã entre 0,8 e 2,2 m (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 15, Tabela 10*). Ao longo de todo o período, o Lago Nova apresentou elevada transparência, inclusive superior ao Lago do Limão. A transparência é inversamente proporcional aos valores de turbidez e MPS, como mostrado na correlação de Spearman (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 17*).

Os valores de turbidez variaram entre 1,2 e 35,9 UNT no Lago Juparanã, entre 0,10 e 30,07 UNT no Lago do Limão, sendo significativamente maiores do que os registrados para o Lago Nova, entre 0,0 e 6,42 UNT. Em cada lago foi observada variação vertical na turbidez da coluna d'água, com incremento para o fundo, exceto nos períodos secos. Houve diferença significativa nos valores de turbidez dos lagos para todos os períodos sazonais (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 10, Figura 16, Figura 21, Figura 26*).

As concentrações e oxigênio dissolvido (OD) variaram entre 0,04 e 18,6 mg/L no Lago do Limão, entre 0,04 e 16,20 mg/L no Lago Nova, valores esses significativamente maiores que os registrados para no Lago Juparanã (entre 2,51 e 16,50 mg/L). Nos lagos do Limão e Nova uma fração dos valores esteve abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (5,0 mg/L), principalmente no hipolímnio desses corpos d'água (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 11*). Condições de hipóxia (< 2,0 mg/L) implicam em estresse fisiológico em peixes e invertebrados podendo levar a eventos de mortandade da fauna aquática quando a hipóxia evolui para anoxia (JENNY et al., 2016).

Ressalta-se que os períodos chuvosos 1 e 2 correspondem aos períodos de estratificação térmica dos lagos profundos do Baixo Rio Doce, com a ocorrência de hipolímnio anóxico, conforme constatado para os lagos Nova (GONÇALVES et al., 2016) e Palmas (BARROSO et al., 2014). Nesses ambientes lacustres profundos, exceto o Lago Juparanã, durante o Período chuvoso de 2019/20 destaca-se a redução do OD em relação ao período chuvoso de 2018/19, com valores abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (5,0 mg/L), principalmente no

hipolímnio (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 11, Figura 17, Figura 22, Figura 27, Figura 32*). As condições de hipóxia do hipolímnio geralmente são acompanhadas da redução do Potencial Redox como a condição redutora de -133 mV na estação EA19 e -172 mV na estação EA18 (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 32, Tabela 11*), indicando condições redutoras que favorecem a solubilização de íons da água intersticial do sedimento (SØNDERGARRD, 2010).

O pH ao longo de todo o período variou entre 6,55 e 8,68 no Lago Juparanã, entre 6,19 e 8,48 no Lago do Limão e entre 5,99 e 8,39 no Lago Nova (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 11, Figura 17, Figura 22, Figura 27*). O pH apresentou tendência de incremento do período chuvoso 1 para o chuvoso 2, com valores dentro dos limites estabelecidos pela Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05 (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 32*). O período chuvoso 2 foi o único que mostrou diferença significativa para os 3 lagos, com concentrações decrescentes na ordem EA20, EA19 e EA 18.

A condutividade elétrica teve diferença significativa para os lagos entre os 3 períodos. A *Figura 32 do Material Suplementar A3DLMS1*, mostra uma ordem decrescente dos valores de condutividade das estações EA18, EA19 e EA20, para os três períodos. Para o Lago do Limão a condutividade média foi de $115,97 \pm 8,12$ $\mu\text{S/cm}$ com amplitude para todo o período entre 99,69 e 143,74 $\mu\text{S/cm}$. O Lago Nova apresentou uma média geral de $98,35 \pm 3,62$ $\mu\text{S/cm}$ e valores mínimos e máximos para todo o período de 94,75 e 110,70 $\mu\text{S/cm}$. Já, no Lago Juparanã a média geral foi $89,70 \pm 1,29$ $\mu\text{S/cm}$, com valor mínimo de 87,74 $\mu\text{S/cm}$ e o máximo de 92,60 $\mu\text{S/cm}$ (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 14*).

No lago do Limão a alcalinidade total variou entre 13,00 e 43,50 mgCaCO₃/L, com os menores valores sendo registrados no segundo período chuvoso e os maiores no primeiro período chuvoso de 2018/2019. Para o Lago Nova a alcalinidade total variou entre 13,00 e 37,50 mgCaCO₃/L e para no Lago Juparanã entre 11,00 e 76,50 mgCaCO₃/L. De modo geral, as concentrações para os 3 lagos apresentaram um padrão sazonal, com valores decrescentes do Chuvoso-1 > Seco > Chuvoso-2, sem diferenças significativas dos períodos entre os lagos (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 12, Figura 18, Figura 23, Figura 28*).

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) variaram entre 1,35 e 326,30 mg/L para o Lago do Limão, 0,37 e 10,57 mg/L para o Lago Nova e entre 1,32 e 33,13 para a Juparanã. Não houve um padrão sazonal do COD para os Lagos, mas uma diferença significativa no período chuvoso-1 quando os Lagos do Limão e Juparanã apresentaram concentrações mais elevadas que o Lago Nova (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 12, Figura 18, Figura 23, Figura 28, Figura 33*).

A concentração de fósforo total (PT) ao longo de todo o período variou entre 21,98 e 393,13 $\mu\text{g/L}$ no Lago do Limão, entre 14,21 e 899,51 $\mu\text{g/L}$ no Lago Nova e entre 22,63 e 400,04 $\mu\text{g/L}$ na lagoa Juparanã. De forma geral, o período chuvoso-2 apresentou as maiores concentrações para os 3 lagos, com valores máximos de 393,13 $\mu\text{g/L}$ ($114,15 \pm 117,00$ $\mu\text{g/L}$) para estação EA18, 899,51 $\mu\text{g/L}$ ($166,21 \pm 279,76$ $\mu\text{g/L}$) em EA19 e 400,04 $\mu\text{g/L}$ ($107,35 \pm 106,46$) em EA20. Entretanto, houve diferença significativa para os teores de PT entre os lagos nos períodos chuvoso 1 e seco. No primeiro período,

a estação EA19 apresentou concentrações inferiores do que nos Lagos Limão e Juparanã. No período seco, no Lago Juparanã divergiu dos demais lagos com concentrações superiores, máximo de 109,13 µg/L. De forma geral, em todos os períodos as concentrações de PT estiveram acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAM 357/2005 para ambientes lênticos (30,00 µg/L) (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 12, Figura 18, Figura 23, Figura 28, Figura 33*).

Para o silicato, as maiores concentrações foram no período chuvoso-1 para os 3 lagos, com concentrações máximas de 5,26 mg/L para a EA18, 3,94 mg/L na estação EA19 e 5,42 mg/L e em E20. O SID não apresentou diferença significativa dos períodos para as estações amostrais. Um padrão de redução das concentrações de silicato ao longo dos períodos foi observado para Os Lagos do Limão e Juparanã, enquanto o Lago Nova no período chuvoso-2 obteve valores médios maiores que o período seco, apresentando concentrações de $2,16 \pm 0,69$ mg/L (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 13, Figura 18, Figura 23, Figura 28, Figura 34*).

Com relação à série nitrogenada, as concentrações médias de nitrogênio total (NT) ao longo de todo o período foram 1356,09 µg/L para a EA18, 1665,57 para EA19 e 1074,21 para a EA20. O período seco para todos os lagos apresentou concentrações menores que os períodos chuvosos e o Chuvoso-2 com concentrações médias superiores ao chuvoso-1. Entre as estações amostrais, houve diferença significativa para o período chuvoso-1, com no Lago Juparanã indiferente aos demais lagos. As concentrações nitrato ao longo de todo o monitoramento foram em média $201,84 \pm 225,20$ µg/L para a EA18, $232,44 \pm 292,24$ µg/L para a E19, $157,07 \pm 142,09$ µg/L para a EA20. O nitrato não apresentou diferença significativa entre os períodos para os lagos. Já as concentrações de nitrito tiveram diferenças significativas entre os lagos nos períodos seco e chuvoso-2. As concentrações de amônio variaram entre 11,25 e 1443,96 µg/L, com os menores valores sendo registrados em julho de 2019 e os maiores em março de 2019. Não foram encontradas diferenças significativas entre as profundidades para todos os compostos da série nitrogenada (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 13, Figura 19, Figura 24, Figura 29, Figura 34*).

O Lago Nova possui um padrão de estratificação tipicamente monomítico quente com estratificação térmica no verão e mistura da coluna d'água no inverno. Possui baixa turbidez e elevada transparência, provavelmente relacionados com a elevada profundidade (máxima 33,9 m e média 14,7m) e pela profundidade da base da onda (Zwb) de 6,9 metros, restringindo a ressuspensão de sedimentos a esta profundidade (GONÇALVES et al., 2016). A estratificação térmica da coluna d'água se reflete na estratificação físico-química: as concentrações de oxigênio dissolvido são significativamente maiores no epilímnio do que no meta e hipolímnios, onde são registradas condições de hipoxia (i.e., < 2,0 mg/L) e anoxia. A condutividade elétrica é significativamente maior no hipolímnio. No entanto, no Lago Nova, as concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio), assim como de clorofila a, são as menores dentre os ecossistemas lacustres estudados.

O Lago do Limão tem uma profundidade máxima, registrada no monitoramento realizado pelo PMBA, de 12,3 m, podendo ser considerado um lago moderadamente profundo. Esse lago apresenta padrão

de estratificação do tipo monomítico quente, no qual a coluna d'água estratifica na primavera e verão e circula no outono e inverno (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A físico-química da lagoa apresenta é representada pelos maiores valores de condutividade elétrica –indicativo de maior riqueza de íons – além de moderadas concentrações de nitrogênio total e silicato.

O Lago Juparanã tem uma profundidade máxima de 14,0 m. Pelas características morfométricas distintas como elevados comprimento máximo e largura máxima e grande área exposta ao vento (i.e., elevado fetch), assim a coluna d'água tende a permanecer desestratificada praticamente o ano todo, aquecendo e resfriando por completo, dependendo do período do ano. Nesse lago, que não houve intrusão dos rejeitos de minérios, apresenta os maiores valores de turbidez e material particulado em suspensão, maiores concentrações de oxigênio dissolvido, maiores concentrações de fósforo total e fosfato, assim como maiores concentrações de clorofila a.

Com relação ao sedimento, no período de transição não houve variações significativas em relação aos períodos anteriores, assim como entre os lagos, mantendo-se as mesmas tendências dos períodos anteriores. As estatísticas descritivas para os parâmetros do sedimento são apresentadas nas tabelas suplementares (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 14; Tabela 15; Figura 20; Figura 25, Figura 30, Figura 35, Figura 36, Figura 37*).

A apresentação dos resultados para os ambientes lacustres rasos, as lagoas, foi exposta em 3 diferentes layouts: a estatística descritiva em tabelas divididas por parâmetros físicos, físico-químicos, hidroquímicos e parâmetros do sedimento, a variação temporal de cada parâmetro em gráficos em conjunto das três lagoas e os boxplots onde foram feitos para cada parâmetro análises estatísticas não paramétricas de Kruskal-Wallis com comparações múltiplas entre os valores de Z' e $p < 0,05$ para os períodos de cada lagoa.

A transparência da água ao longo de todo o período de monitoramento variou entre 0,70 e 2,10m na lagoa do Areão, 0,15 e 0,80m para Areal, 0,15 e 1,10m para a lagoa Monsarás e a EA25a variou entre 0,10 e 1,00m. Vale ressaltar que a amostragem na lagoa do Areão foi interrompida ao final do primeiro ano de monitoramento. Nos períodos chuvoso 1 e seco, a lagoa do Areão apresentou os maiores valores de transparência da água, apresentando assim maior visibilidade e penetração da luminosidade na coluna d'água (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 18, Figura 38*).

A temperatura para as lagoas ao longo de todo o período mostrou variações entre 23,69 e 31,71°C na EA23, 24,01 e 30,62 °C para a EA24, 22,93 e 30,80 °C para EA25 e, entre 22,29 29,29 °C para a EA25a. Entre os períodos não houve diferença significativa da temperatura nas lagoas. Exceto a EA25a, as temperaturas foram superiores no período chuvoso 1 em relação ao chuvoso 2, com o período seco apresentando as mais baixas temperaturas (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 18, Figura 38*).

A turbidez ao longo de todo o período variou entre 2,13 e 24,60 UNT para a lagoa do Areão, entre 13,90 e 397,27 UNT em Areal, entre 3,59 e 173,91 UNT em Monsarás e 2,26 e 179,17 na EA25a. Entre os períodos houve diferença significativa da turbidez no período chuvoso 1 e seco. No primeiro

período as estações EA23 e EA25a se comportaram diferentes, enquanto as duas outras estações tiveram valores de turbidez indiferentes. Já para o período seco, houve similaridade nos valores de turbidez para EA23 e EA25, e as demais estações tiveram a turbidez diferentes entre todas as estações (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 18, Figura 38*).

A concentração de material particulado em suspensão (MPS) variou por todo o período de monitoramento entre 0,60 e 19,20 mg/L na EA23, entre 3,40 e 88,40 mg/L na EA24, entre 2,60 e 116,00 mg/L na EA25 e 1,53 e 126,00 mg/L na EA25a. Somente no período seco houve diferença significativa do MPS entre as estações, com a lagoa do Areão diferente do Areal e as duas estações na lagoa Monsarás indiferentes aos valores de turbidez (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 18, Figura 38*).

Nas lagoas costeiras, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) não mostrou nenhum padrão ao longo dos períodos. As concentrações médias durante todo o monitoramento ficaram entre 6,22 e 10,12 mg/L na EA23, entre 0,11 e 10,42 mg/L na EA24, entre 0,14 e 11,09 mg/L na EA25 e entre 0,02 e 10,76 mg/L na EA25a (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 19*). As baixas concentrações de OD encontradas nas lagoas do Areal e em Monsarás aconteceram nos dois períodos chuvosos 1 e 2, com redução da concentração no fundo da coluna d'água e indicando condições de hipoxia e anoxia. As concentrações, sobretudo no hipolímnio, foram abaixo do limite estabelecido pela Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05 (5,0 mg/L). Apesar da grande variação das concentrações de OD, não houve diferença significativa entre os períodos para as estações das lagoas costeiras (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 39, Figura 46*). A redução da concentração do OD está relacionada a redução dos valores do potencial Redox que na lagoa Areal nos períodos chuvoso 1 e 2 tiveram valores mínimos de 105,0 e -56,80 mV, respectivamente. Já, para a lagoa Monsarás o mínimo para o potencial redox nos dois períodos chuvosos foi de 0,00 e 153,00 mV (EA25) e -275,00 e -299,00 mV (EA25a).

Em relação ao pH, os valores elevaram-se ao longo dos períodos, do chuvoso 1, seco e os maiores valores no chuvoso 2. De forma geral, o pH manteve-se dentro dos limites da Resolução CONAMA 357/05 (6,00 e 9,00) para todas as estações amostrais. Em EA23 os valores de pH estiveram entre 6,27 e 7,97, na EA24 entre 6,57 e 8,22, na EA25 entre 6,78 e 8,47, e na EA25a entre 6,43 e 8,13 (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 19*). Entre os períodos, houve diferença significativa na estação seca quando a lagoa do Areão apresentou valores do pH diferentes de Monsarás (EA25a), enquanto as demais estações mostraram-se indiferentes (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 39; Figura 46*).

Em relação a alcalinidade, ao longo de todo o período, as duas estações da lagoa Monsarás (EA25 e EA25a) apresentaram valores médios superiores às demais lagoas costeiras. A alcalinidade total média foi 57,87 e 54,59 mgCaCO₃/L, respectivamente (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 20*). Entre os períodos, a alcalinidade mostrou diferença significativa entre as estações no chuvoso 1,

EA23 e EA24 se comportaram diferente com menores valores que EA25 e EA25a (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 40, Figura 47*).

A concentração de carbono orgânico dissolvido não apresentou diferença significativa entre os períodos pelas estações lacustres costeiras. Os valores médios ao longo de todo o período foram 12,87 mg/L na lagoa do Areão, 12,29mg/L em Areal, 13,62 e 10,05 mg/L para Monsarás (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 20, Figura 40, Figura 47*).

A concentração média de fósforo total ao longo dos períodos esteve abaixo dos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (100,00 µg/L), exceto o período chuvoso 2. Nesse período as concentrações médias de fósforo total foram de 144,76 µg/L na lagoa Areal, 335,47 µg/L e 327,40 nas estações da lagoa Monsarás. Não houve diferença significativa entre os períodos para as estações lacustres costeiras (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 20, Figura 40, Figura 47*).

A concentração média de silicato ao longo de todo o período foi de 0,93 mg/L na EA23, de 2,12 mg/L na EA24 e 2,23 e 2,26 em Monsarás. Houve uma diferença significativa entre as estações amostrais no período chuvoso 1 quando a lagoa do Areão se mostrou diferente das demais lagoas (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 21, Figura 40, Figura 48*).

Com relação à série nitrogenada, a concentração média de nitrogênio total foi de 1275,76 µg/L para a lagoa do Areão, 2049,70 µg/L para a lagoa do Areal, 2828,88 µg/L para a EA25 e 3177,04 na EA25a (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 21*). O nitrogênio total apresentou diferença significativa no período chuvoso 1 entre as estações amostrais, onde EA23 e EA24 se mostraram diferentes de EA25 e EA25a que tiveram valores superiores às primeiras. A concentração média de nitrato foi de 56,34 µg/L para a lagoa do Areão, 315,00 µg/L para a lagoa do Areal, 206,11 µg/L para a EA25 e 171,48 na EA25a. Para o nitrato, houve diferença significativa entre as estações para os períodos chuvoso 1 e seco. No chuvoso 1 as concentrações de nitrato foram diferentes para EA23 e EA25. Já para o período seco, as lagoas do Areão e Areal mostraram concentrações diferentes (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 41, Figura 48*).

O nitrito teve concentrações médias ao longo de todo o período com valores de 4,50 µg/L na EA23, 9,14 µg/L na EA24, 21,17 e 9,36 µg/L para a lagoa Monsarás (EA25 e EA25a). Houve diferenças significativas entre as estações no período chuvoso 1, quando a lagoa do Areão se mostrou diferente de Monsarás (EA25a). A concentração média de amônio foi 123,83 µg/L na EA23, 161,80 µg/L na EA24, 194,38 e 376,90 em Monsarás (EA25 e EA25a). No período seco, houve diferença significativa na concentração de amônio para as estações EA23 e EA25a (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 41, Figura 48*).

Como relação à clorofila *a*, a concentração média ao longo de todo o monitoramento foi de 0,96 µg/L na lagoa do Areão, 2,25 µg/L no Areal, 2,45 e 3,14 em Monsarás (EA25 e EA25a) (*Material Suplementar A3DLMS1, Tabela 20*). Nos períodos chuvoso 1 e seco houveram diferenças significativas entre as estações amostrais (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 40, Figura 48*).

Com relação ao sedimento, no período de transição não houve variações significativas em relação aos períodos anteriores, assim como entre as lagoas, mantendo-se as mesmas tendências dos períodos anteriores. As estatísticas descritivas para os parâmetros do sedimento são apresentadas nas *Tabela 22, Tabela 23 e Tabela 24 do Material Suplementar A3DLMS1*.

Os resultados de granulometria mostram uma grande diferença entre o pacote sedimentar de ambientes fluvial e lacustre. O primeiro com alto teor de areia, apresentando também a fração cascalho; enquanto o segundo, com elevado teor da fração lamosa, composta por silte e argila, conforme mostram as *Figuras 1 e 2 do Material Suplementar A3DLMS1*. Vale mencionar que as estações amostrais EA 25 e EA 25a se comportam de maneira diferente ao restante das estações lacustres. Ambas apresentam elevado teor de areia, principalmente EA 25, padrão este encontrado em ambientes fluviais. A proximidade com a foz do Rio Doce pela EA 25a e o frequente rompimento do cordão arenoso da Lagoa Monsarás que faz divisa com o mar, principalmente nos eventos de cheia (elevada pluviosidade), são prováveis responsáveis pela deposição sedimentar das frações arenosas (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 43*).

Os percentuais de Matéria Orgânica Total (MOT) presente nos sedimentos estão relacionados à granulometria dos grãos. Em ambientes cujo pacote sedimentar faz referência à fração arenosa (ambiente fluvial) há baixos valores de MOT; enquanto nos ambientes lacustres, com predominância da fração lamosa, há elevados valores de MOT. Ecossistemas lóticos tendem a apresentar baixos valores de MOT já que o tempo de resiliência nesses ambientes é alto, diferentemente dos ambientes lênticos. Isso se dá pelo fato da fração lamosa (silte e argila) possuir uma maior área disponível para a adsorção de compostos orgânicos, além do fato de que águas mais ácidas tendem a preservar melhor o material orgânico, como é evidenciado no fundo dos lagos (*Material Suplementar A3DLMS1, Figura 42, Figura 49*).

Os valores de densidade no sedimento estão associados à granulometria. Em estações amostrais presentes em ecossistemas fluviais, onde a fração arenosa é predominante, a densidade do sedimento é superior quando comparada à densidade do sedimento de ambientes lacustres. Isso se dá pelo fato de sedimentos grossos serem mais porosos e permeáveis, quando comparados a sedimentos lamosos, e, conseqüentemente, com maior potencial de armazenar água.

Conforme a *Figura 44 do Material Suplementar A3DLMS1*, a primeira fração da extração sequencial do fósforo corresponde ao fósforo trocável. Trata-se dos íons de ortofosfato adsorvidos na superfície mineral do sedimento (DAN et al., 2020). Os resultados evidenciaram uma maior concentração nos ambientes lacustres em relação ao ambiente fluvial. Isso pode ser explicado pelos baixos valores de salinidade, assim como pelo maior acúmulo de lama nesses sistemas, corroborando com os resultados de granulometria,

A fração de fósforo ligado ao ferro amorfo também apresentou concentrações mais altas nos lagos e lagoas quando comparada aos rios, conforme *Figuras 3 e 4 do Material Suplementar A3DLMS1*. Ambientes hipóxicos e anóxicos aumentam a solubilidade do íon Fe^{2+} , evidenciando que o fósforo

pode estar adsorvido aos oxihidróxidos de ferro amorfo (α -FeOOH) (RUTTENBERG, 1992). As estações localizadas nos sistemas lacustres profundos apresentaram baixos valores de oxigênio enquanto nos rios foram encontrados valores maiores.

As concentrações de fósforo ligado ao ferro cristalino também seguiram o mesmo padrão encontrado nas frações anteriores, com concentrações mais altas nos lagos e lagoas quando comparada aos rios. Isso pode ser explicado pelo fato de ambientes com pH ácido favorecem a solubilização do íon Fe^{3+} (RUTTENBERG, 1992). As estações localizadas nos sistemas lacustres profundos apresentaram valores de pH levemente ácido enquanto nos rios foram encontrados valores maiores.

As concentrações de fósforo ligado a hidroxiapatita autigênica não apresentaram um padrão distinto entre os ambientes fluviais e lacustres. Em contrapartida, apresentaram os menores valores de toda a sequenciação, em todas as estações e durante todo o período monitorado. A presença de minerais autigênicos, como a goetita, favorecem essa fase da sequenciação do fósforo, corroborando, portanto, com os resultados encontrados na análise de mineralogia.

As concentrações de fósforo ligado a apatita carbonática autigênica também se mostraram mais altas nos lagos e lagoas quando comparadas aos rios. Essa fase da sequenciação do fósforo é expressiva em ambientes cujos sedimentos contenham materiais detríticos provenientes de ossos de peixes, precipitação de fluorapatita carbonática autigênica e a combinação química de fósforo com CaCO_3 , fatos estes que possivelmente estão presentes nos ecossistemas lacustres (DAN et al., 2020).

A fração de fósforo ligado à apatita carbonática detrítica corresponde ao resíduo decorrente do intemperismo de rochas fosfatadas oriundas da bacia de drenagem (RUTTENBERG, 2014). Da mesma maneira que as frações anteriores, as maiores concentrações também foram encontradas nos ambientes lacustres, enquanto os menores valores foram mensurados no ambiente fluvial, já que ambientes lacustres são ambientes deposicionais.

O fósforo orgânico apresentou os maiores valores de toda a sequenciação, em todas as estações lacustres e durante todo o período monitorado. Essa fração representa a fração sedimentar do fósforo associada com matéria orgânica, que pode ser formada devido à mineralização de materiais orgânicos em ecossistemas aquáticos (DAN et al., 2020). Essa forma do fósforo é encontrada em abundância em ambientes hipóxicos e anóxicos, o que é evidenciado nos ambientes lacustres profundos. Além disso, essas concentrações de fósforo orgânico corroboram com as concentrações de matéria orgânica total no sedimento.

Em síntese, no sistema fluvial, durante o Período de transição, não foram registradas diferenças significativa entre a Estações Amostrais para todos os parâmetros físicos (turbidez, material particulado em suspensão, sólidos totais dissolvidos e temperatura), físico-químico (salinidade, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e potencial Redox), químicos (alcalinidade total, fósforo total e fosfato) e biológico (clorofila a), resultado esse semelhante ao registrado no Ano 1.

No que se refere ao monitoramento de metais, a Tabela 17 apresenta os dados referentes às não conformidades observadas durante todo o PMBA/Fest-RRDM, apresentando os elementos inorgânicos com não conformidades, os limites estabelecidos pelo CONAMA Classe 2, NOAA crônico ou NOAA-PEL para água e sedimentos, respectivamente. Os resultados apresentam os valores de percentuais de amostras não conformes, calculados conjuntamente para as Lagoas e Lagos analisados, para os parâmetros metais dissolvidos em água, metais totais em água e metais totais em sedimentos, para os três períodos de coleta. Dados mais detalhados são apresentados nas tabelas do A3AQS1 e um resumo na Tabela 17.

O Fe na forma solúvel em água apresentou não conformidade segundo CONAMA classe 2 nos três períodos de amostragem, sendo maiores para os períodos chuvosos de outubro a março, o que pode ser consequência de ressuspensão e/ou aporte de material advindo das margens dos lagos e lagoas, embora haja também o efeito de diluição devido ao aumento do volume de água, que deveria diminuir este valor. Destaca-se que 100% das amostras são não conformes para o Ba, segundo o limite do NOAA crônico para metais dissolvidos.

O Mn reduziu seus percentuais de não conformidade para este último período, no que tange ao Metal dissolvidos, mas aumentou para o parâmetro Metal Total considerando CONAMA e NOAA, o que indica a presença do Mn na forma predominante de material particulado em suspensão (MPS), havendo assim a sua precipitação. Este comportamento diferenciado para este último período, pode indicar grande aporte de material rico em Mn nestes ambientes, provavelmente advindos das margens dos lagos e lagoas. Destaca-se a presença de não conformidade para o elemento lantânio – La (terras raras) em metais solúveis, o que não foi observado para os outros períodos.

As não conformidades de Al e Ba para metal total foram da ordem de 92% e 100 %, respectivamente, para NOAA crônico, que são valores bastante muito elevados. Também destaca-se o grande aumento de amostras não conformes em Pb segundo limites do NOAA crônico, ou seja 70,4% das amostras do terceiro período de coleta estão não conformes, quase 3 vezes mais o percentual para o período também chuvoso de 2018/2019, indicando provável aporte de material contendo Pb nos ambientes lacustres, que podem vir de material depositado nas margens. Observou-se redução de não conformidade para Fe e Co, Metal Total, por provável diluição.

Dados da Tabela 17 ainda mostram que para o parâmetro metal total em sedimentos, as não conformidades em As, Cr persistiram, embora com redução no último período chuvoso. Estes elementos merecem atenção devido à toxicidade elevada. Ressalta-se que os elementos Fe, Al, Mn, Co, Ba, Pb, As e Cr presentes como elementos que apresentaram não conformidades no ambiente lacustre fazem parte dos constituintes do rejeito de Fundão, mas também alguns deles estão presentes na própria região.

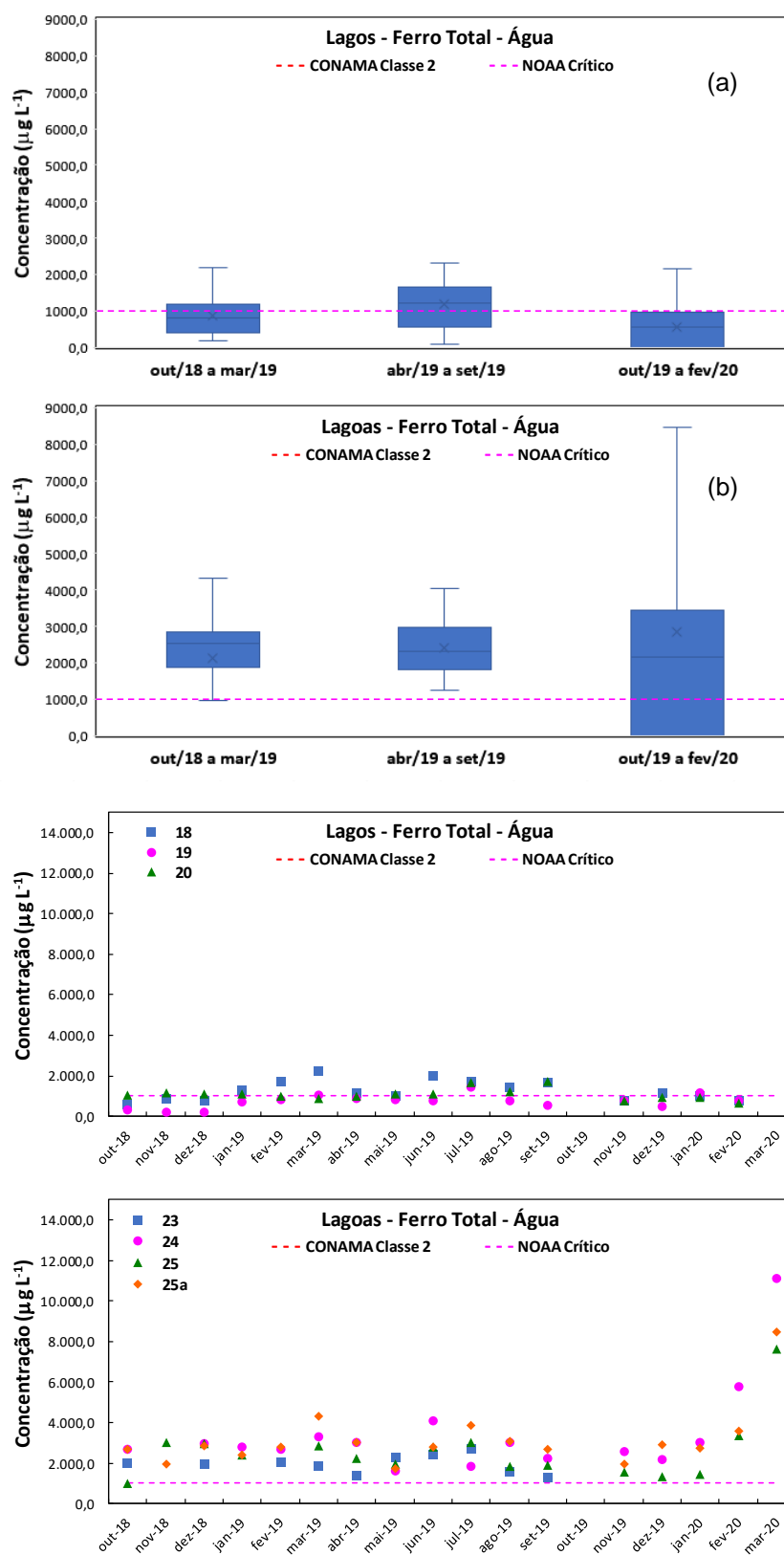
Na Tabela 17 observa-se o Al dissolvido apresentou relevante índice de não conformidades (29,6%), segundo CONAMA e NOAA, para este último período de intensas chuvas. O Cu apresentou não

conformidades segundo CONAMA no período de seca. Comportamento análogo para Al foi observado no ambiente fluvial, para o mesmo período, conforme mostra a Tabela 10.

Tabela 17: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Dulcícola- Lagos e Lagoas, considerando os limites do CONAMA e NOAA

Parâmetro		out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20
Água Metal Dissolvido	Limite ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Lagos e Lagoas - Não Conformidades - CONAMA Classe 2		
	Al	100	0,00%	29,60%
	Cu	9	0,00%	4,80%
	Fe	300	50,00%	33,30%
Água Metal Dissolvido	Limite ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Lagos e Lagoas - Não Conformidades - NOAA Crônico		
	Al	87	0,00%	29,60%
	Ba	3,9	100,00%	100,00%
	Cu	9,0	0,00%	4,80%
	Fe	1000	5,30%	0,00%
	La	0,04	0,00%	3,70%
	Mn	80	23,70%	4,80%
Água Metal Total	Limite ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Não Conformidades - CONAMA Classe 2		
	Fe	sem limite		
	Mn	100	28,90%	23,80%
Água Metal Total	Limite ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Não Conformidades - NOAA Crônico		
	Al	87	65,80%	90,50%
	Ba	3,9	100,00%	100,00%
	Co	3	31,60%	59,50%
	Cu	9	0,00%	50,00%
	Fe	1000	57,90%	81,00%
	Mn	80	28,90%	31,00%
	Pb	2,5	23,70%	11,90%
Sedimento Metal Total	Limite (mg kg^{-1})	Não Conformidade -CONAMA 2 e NOAA PEL		
	As	17	35,00%	31,00%
	Fe	Sem limite		
	Cr	90	45,00%	21,40%
	Ni	36	20,00%	19,00%

Figura 86: Resultados de Valores Médios e Mediana (Boxplot) para os três períodos de coleta no ambiente lacustre para Ferro Total e valores ao longo tempo para diferentes estações.

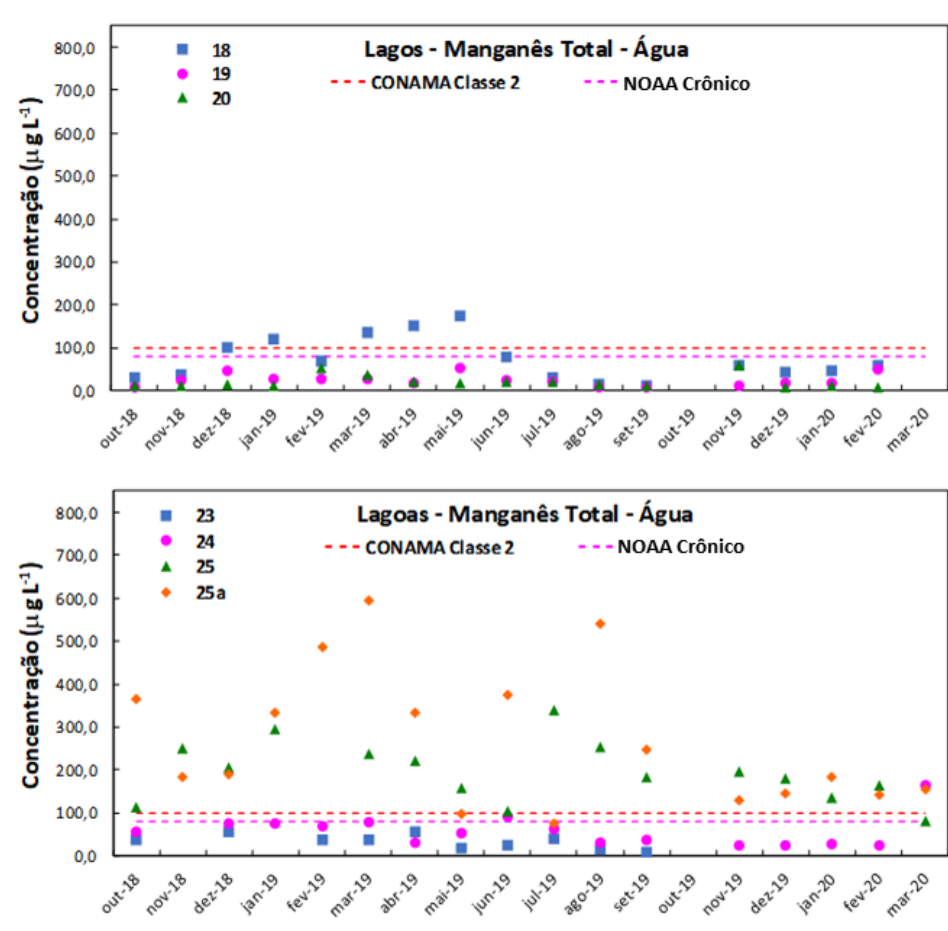


Observa-se na Figura 86 A que no terceiro período de outubro19 a março20 houve diluição do Fe total nos lagos, que são ambientes mais profundos, com redução das concentrações e aumento para as lagoas, provavelmente devido à entrada de material rico em Fe nesta, em especial para as Lagoas do Areal(24) e Monsarás (25 e 25 A), conforme mostra a Figura 86 B. Estes aumentos significativos em Fe total-água justificam a variabilidade dos dados apresentados no diagrama box plot (Figura 86 A) deste último período de chuvas muito intensas. A Figura 86 mostra claramente o comportamento diferenciado para lagos e lagoas, sendo as lagoas com água mais rica em Fe total que os lagos. Também há comportamento diferenciado para cada lago ou lagoa.

Na Figura 87 tem-se os dados de Ferro dissolvido para todas as amostras do ambiente lacustre, onde pode-se identificar as amostras não conformes. Observa-se que o lago do Limão (18) e a lagoa Areal (24) são os ambientes com maiores teores de ferro dissolvido, mas segundo informações não houve intrusão de rejeitos no primeiro, durante o rompimento de Fundão, entretanto, isto não pode ser descartado porque a cheia no terceiro período estudado foi de extrema intensidade.

Os resultados de Mn são apresentados uma vez que este elemento estava em grande concentração no rejeito, com cerca de 314 ppm segundo Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016) e aparece aqui com grande índice de não conformidade (Metal Total). A ocorrência é maior para as lagoas, destacando-se a Monsarás (25 e 25a). Distribuições para outros elementos podem ser vistas no material suplementar A3AQS1. Mais uma vez destaca-se que cada lago e lagoa tem seu comportamento diferenciado.

Figura 87: Concentrações de Ferro Dissolvido e Manganês Total para o ambiente lacustre



Uma avaliação de dados pretéritos foi realizada usando-se os dados disponíveis do PMQQS (verde) para comparação dos dados do PMBA/Fest-RRDM (vermelho) para as Lagoas, que apresentaram maior não conformidade, estes resultados envolvem coletas de agosto de 2017 a março de 2020, para o parâmetro Ferro Total, Ferro dissolvido e Ferro em sedimentos (Figura 88 e Figura 90).

Figura 88: Teor de Ferro Total –Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico.

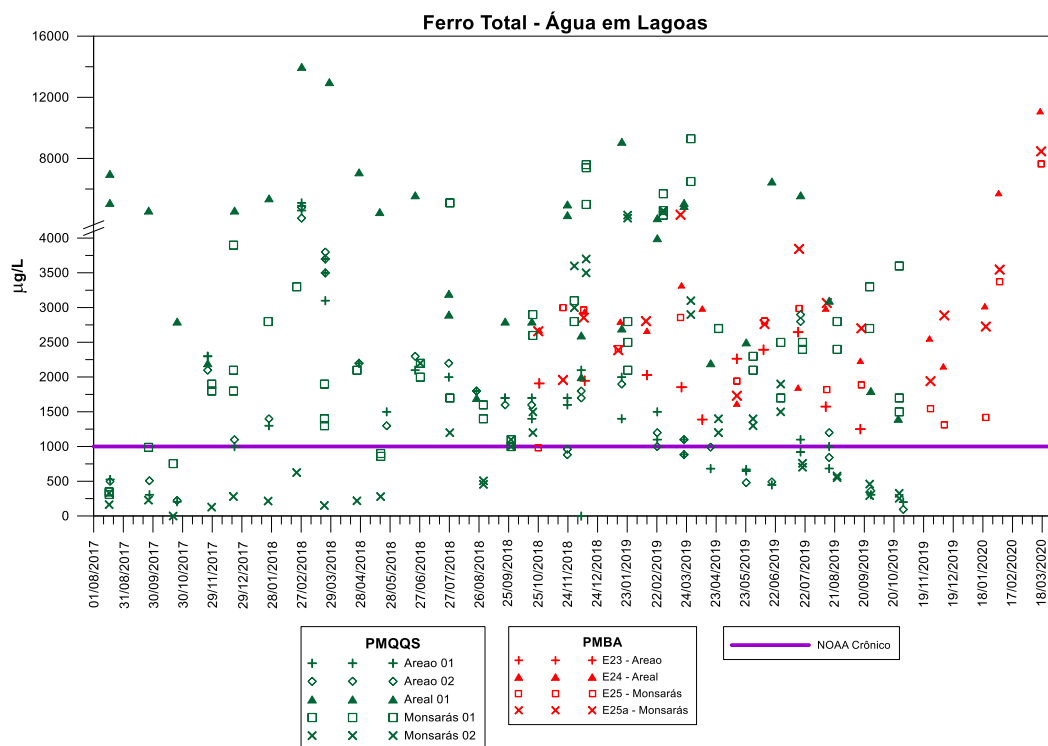


Figura 89: Teor de Ferro Dissolvido –Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico.

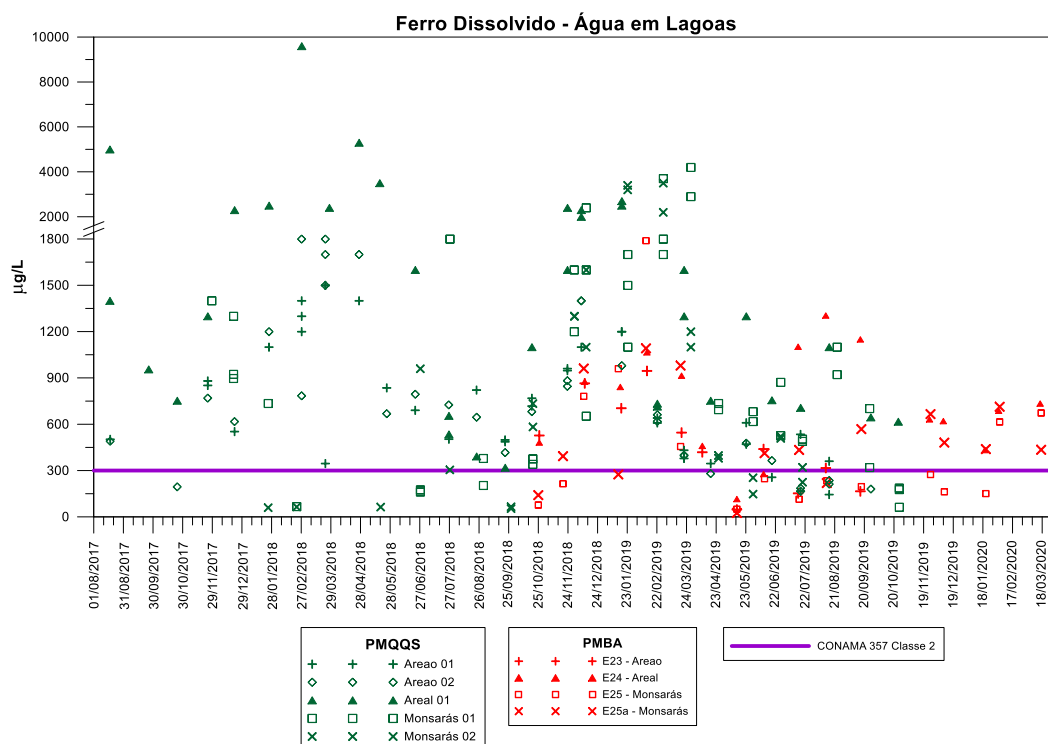
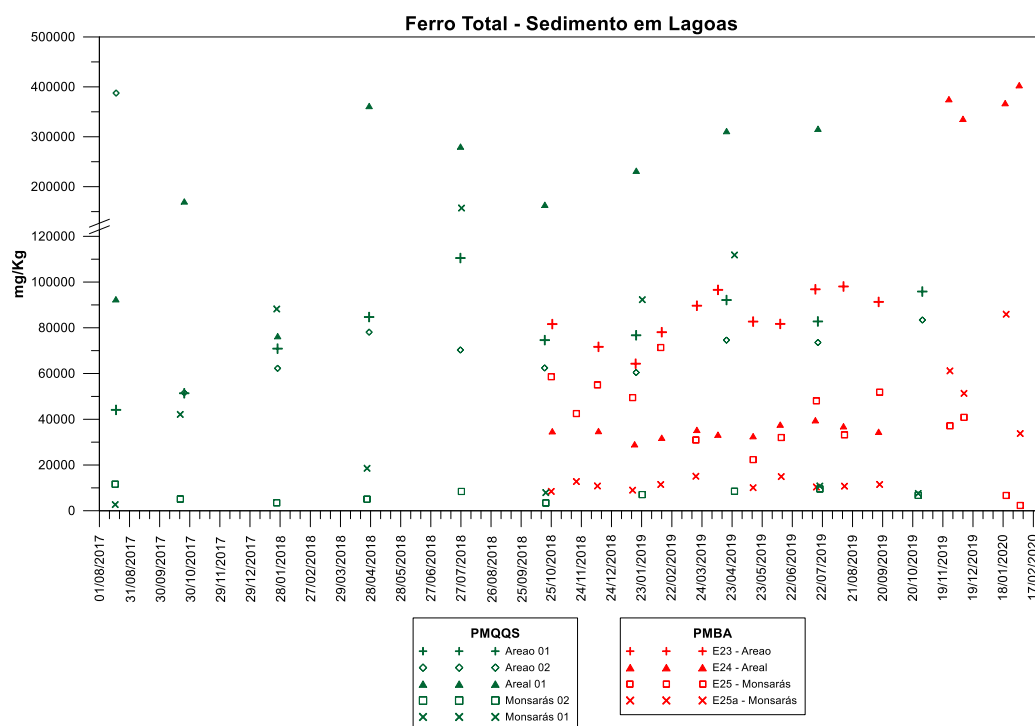


Figura 90: Teor de Ferro em Sedimentos em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM para diferentes períodos.



Estes dados indicam haver certa variabilidade dos resultados entre PMBA/Fest-RRDM e PMQQS para os mesmos lagos e lagoas que podem ser justificadas por amostragem serem feitas em dias diferentes ou de forma diferente, entretanto os dados estão na mesma ordem de grandeza, sendo os resultados do PMQQS de modo geral, mais altos. Na Figura 90 fica evidente que a lagoa do Areal é a que tem os sedimentos com teores mais elevados de Fe, segundo as duas fontes de dados. Dados da Figura 89 mostram uma tendência de redução de Fe dissolvido para as análises mais recentes, provavelmente ao efeito de diluição, já que as chuvas foram intensas. Os dados mostram que o Fe está preferencialmente no MPS para o último período de cheia analisado, com tendência de crescimento, reduzindo o valor na forma solúvel, comportamento similar ao observado para o Mn.

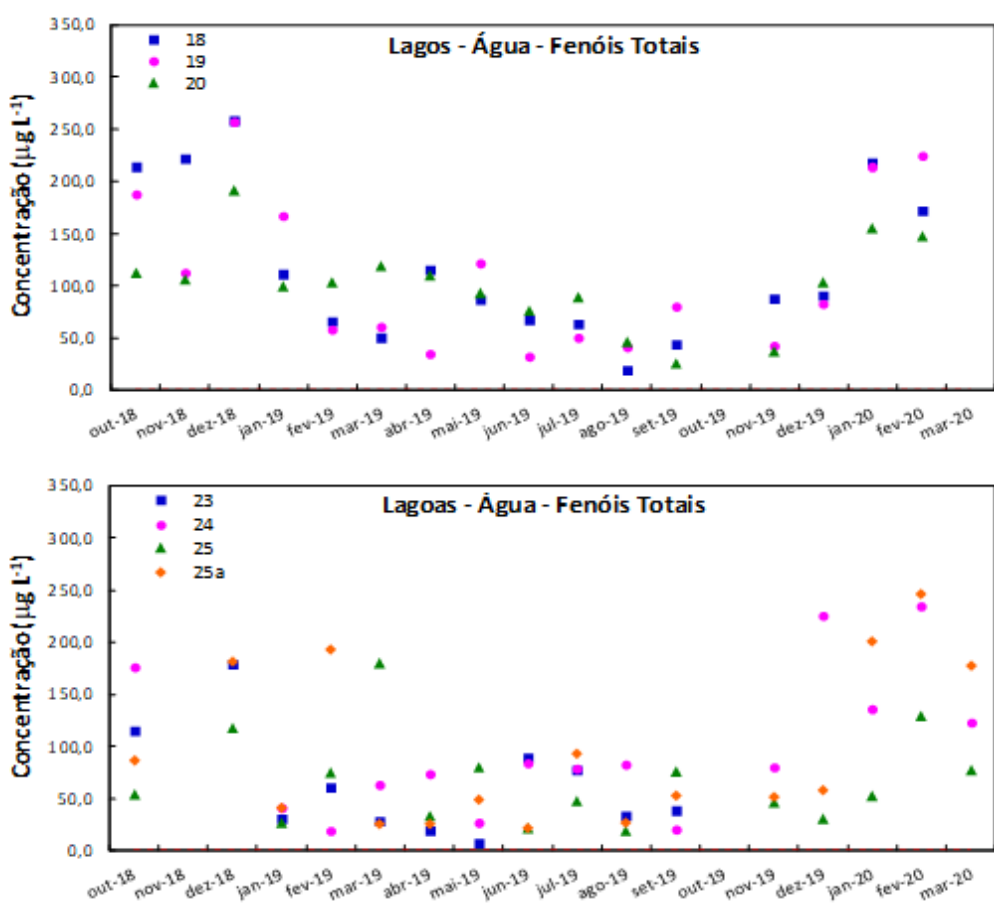
No *Material Suplementar A3DAQS1* são apresentadas figuras com dados do PMQQS e PMBA/Fest-RRDM para cada lago, em separado, considerando o parâmetro Ferro total e outros gráficos referentes ao Al e Mn totais em Lagoas. Ressalta-se que não foram obtidos dados antes do rompimento da barragem de Fundão para estes ambientes, para estudo comparativo.

Os resultados obtidos para alguns contaminantes orgânicos (Fenóis, Esteróis e PCBs) serão destacados neste relatório, informações sobre os outros encontram-se no *Material Suplementar A3DAQS2*.

Os fenóis foram utilizados como biomarcadores para avaliar e distinguir diferentes fontes de contaminação por indústrias e atividades agrícolas na bacia do Rio Doce. A Figura 91 apresenta o

gráfico com a avaliação temporal e espacial dos fenóis totais (somatória dos 21 fenóis analisados) para os Lagos/Lagoas. Percebe-se que houve uma variação diferenciada para cada ambiente e para cada lago e lagoa. Observou-se uma tendência de maiores concentrações nos períodos chuvosos (out/2018 a mar/ 2019 e out/2019 a mar de 2020) e menores concentrações no período de estiagem (abr/2019 a set/2019). Esse comportamento do ambiente Lagos/Lagoas pode ser justificado pelo fato do período chuvoso favorecer os processos de lixiviação e arraste que contribuem com o aumento desses poluentes.

Figura 91: Variação do teor de fenóis em água para os Lagos e Lagoas monitorados em todo o PMBA/Fest-RRDM.



Os 21 fenóis avaliados foram separados em grupos para subsidiar o entendimento de uso e ocupação das estações amostrais avaliadas ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 2, Figura 3 e Figura 4*).

- ✓ Grupo 1 corresponde ao fenol e cresóis (2-Metilfenol, 3-Metilfenol, 4-Metilfenol), analitos marcadores de atividades industriais, visto sua ampla aplicação industrial como precursor de muitas substâncias químicas, entre elas está a preparação de resinas e polímeros, síntese de medicamentos, preparação de explosivos e catalisadores. São também constituintes de alcatrão

mineral e vegetal, subprodutos da produção de carvões e coques, ligados às atividades siderúrgicas existentes na bacia.

- ✓ Grupo 2 corresponde aos nitrofenóis, marcadores de atividades agrícolas: 2,4-Dinitrofenol (conservantes de madeira, herbicidas, pesticidas); Dinoseb, 2-Ciclohexil-4,6-Dinitrofenol, 2-Metil-4,6-dinitrofenol (herbicidas da família no 2,4 dinitrofenol), 2-Nitrofenol, 4-Nitrofenol (precursor de herbicida).
- ✓ Grupo 3, clorofenóis, são compostos presentes na maioria dos efluentes industriais e agrícolas. Os clorofenóis avaliados foram: 4-cloro-3-metilfenol (antisséptico e conservante); 2-Clorofenol (desinfetante); 2,4-Diclorofenol, 2,6-Diclorofenol, 2,4-Dimetilfenol (precursor do herbicida 2,4- ácido dicloro acético); Pentaclorofenol (fungicida, inseticida, bactericida e moluscocida sintético); 2,3,4,5-Tetraclorofenol, 2,3,4,6-Tetraclorofenol, 2,3,5,6-Tetraclorofenol, 2,4,5-Triclorofenol, 2,4,6-Triclorofenol (fungicida, herbicida, inseticida e antisséptico).

Avaliar a distribuição dos fenóis é extremamente importante para identificar se esses estão vindos de fontes industriais ou agrícolas, o que está sendo feito pelos pesquisadores de modo a buscar as fontes geradoras, permitindo assim uma mitigação mais eficaz. Dados mais completos são encontrados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

Os fenóis são compostos tóxicos regulamentados por Órgãos ambientais. Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que Lagos/Lagoas apresentaram maiores números de não conformidades que a Calha do Rio Doce. Os parâmetros de maiores percentual de não conformidades para o período chuvoso e estiagem do ano 1 e período chuvoso do ano 2 foram, respectivamente:

- ✓ 2,4 –diclorofenol, precursor de herbicida, o qual refletiu em um percentual de não conformidades de 54,1; 42,9; e 81,5% para Lagos/Lagoas, para os respectivos períodos de coletas.
- ✓ pentaclorofenol, herbicida, fungicida, inseticida, bactericida, o qual contribuiu para um percentual de não conformidades de 35,1; 4,8; 44,4% Lagos/Lagoas, para os respectivos períodos de coleta
- ✓ 2-clorofenol, desinfetante em geral, o qual gerou em um percentual de não conformidades de 29,7; 16,7; 48,1% Lagos/Lagoas, para os respectivos períodos de coleta.

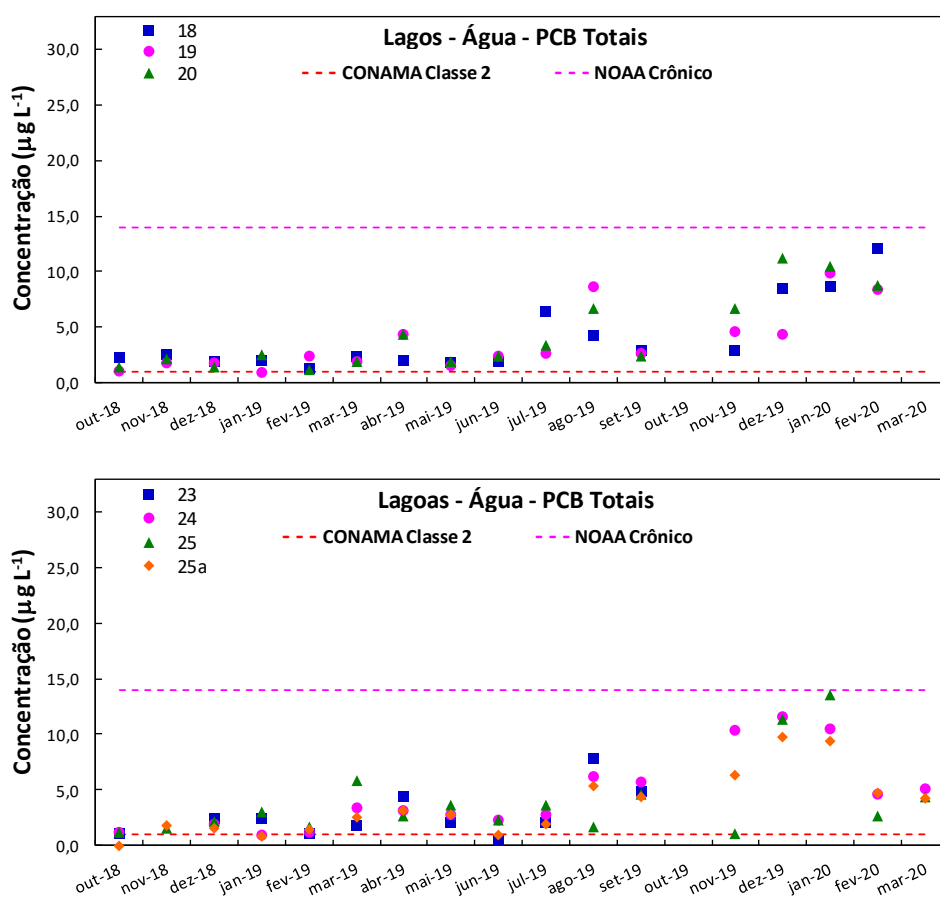
Os três parâmetros, representantes do grupo 3, clorofenóis, podem estar associados às atividades agrícolas, fortemente desenvolvidas na região, e atividades de desinfecção em geral. Dados por ambiente e por poluente são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

Os PCBs foram analisados com o intuito de torná-los marcadores moleculares do material oriundo de fontes industriais. Os PCBs são usados em fluidos dielétricos em transformadores e condensadores; em óleos de corte, lubrificantes hidráulicos; tintas; adesivos; entre outros, portanto têm origem em atividades industriais, não estando relacionadas diretamente com o rompimento da barragem de Fundão. Atuam negativamente, sobretudo como interferentes dos sistemas endócrinos, sendo

também apontados como carcinogênicos. Foram listados pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) como poluentes orgânicos persistentes (POPs) sob a Convenção de Estocolmo em 2001.

A Figura 92 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos PCBs totais (somatória dos 7 PCBs analisados) em Lagos/Lagoas, que apresentaram uma tendência semelhante, uma constância de concentração durante o período de out/2018 a set/2019 e aumento significativo das concentrações de nov/2019 a mar/2020. Esse aumento pode ser justificado pelo aumento das chuvas com índices pluviométricos altos, que contribuíram com o aumento da lixiviação e arraste desses compostos para esses recursos hídricos.

Figura 92: Concentrações de PCBs para os diferentes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA- Fest-RRDM.



Assim como no Rio Doce, observou-se um crescimento dos teores com o volume elevado de chuva destes últimos meses apresentados no gráfico.

Os PCBs totais são compostos muito tóxicos regulamentados por órgãos ambientais. Dados numéricos que apresentam os limites e os valores percentuais de não conformidades referentes aos PCBs para os três períodos estão apresentados na *Material Suplementar A3DAQS2, Tabela 3 e Tabela 4*.

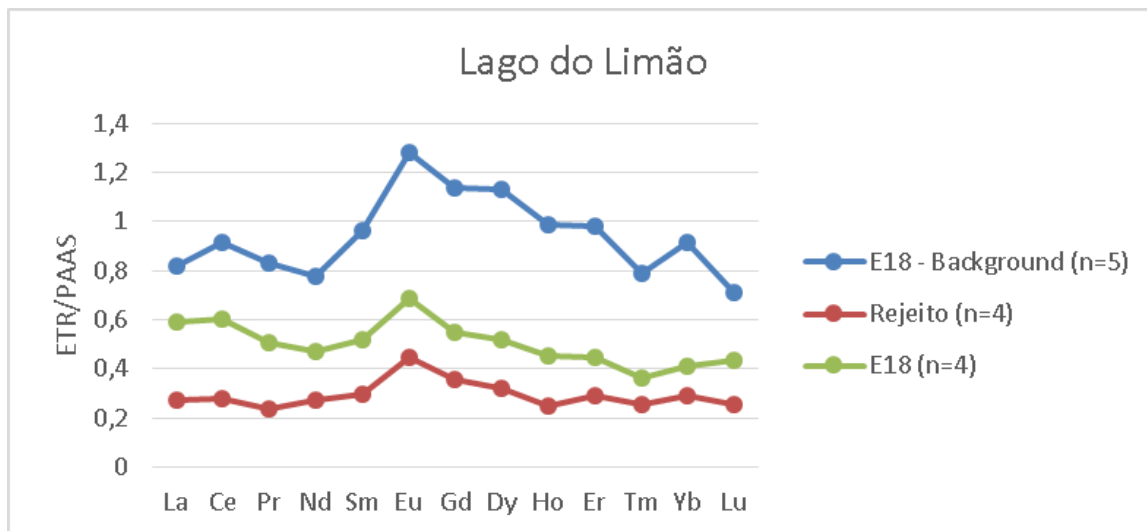
1.4.2 Terras raras

Com a ausência na literatura de dados referentes à distribuição dos ETR para os ambientes lacustres da bacia do Rio Doce, foram utilizados dados obtidos usando-se amostras testemunhos (cores) coletados pelo PMBA/Fest-RRDM nas estações lacustres monitoradas pelo programa. Devido a maior taxa de sedimentação, essas amostras se mostram importantes backgrounds da composição mineral da região e podem ser usadas em estudo comparativo para avaliar a distribuição dos ETR destas estações amostrais com a assinatura do rejeito.

A Figura 93 apresenta o perfil de ETR encontrado para média de 5 amostras mais profundas dos testemunhos ou cores, que abrangem a faixa de 55 a 80 cm de profundidade, juntamente com a média das 4 amostras coletadas no período chuvoso out/2019 a março/2020 do PMBA/Fest-RRDM para o Lago do Limão (E18), bem como a assinatura do rejeito de Fundão que está sendo usada como referência no presente trabalho e construída com amostras cedidas pelo IEMA.

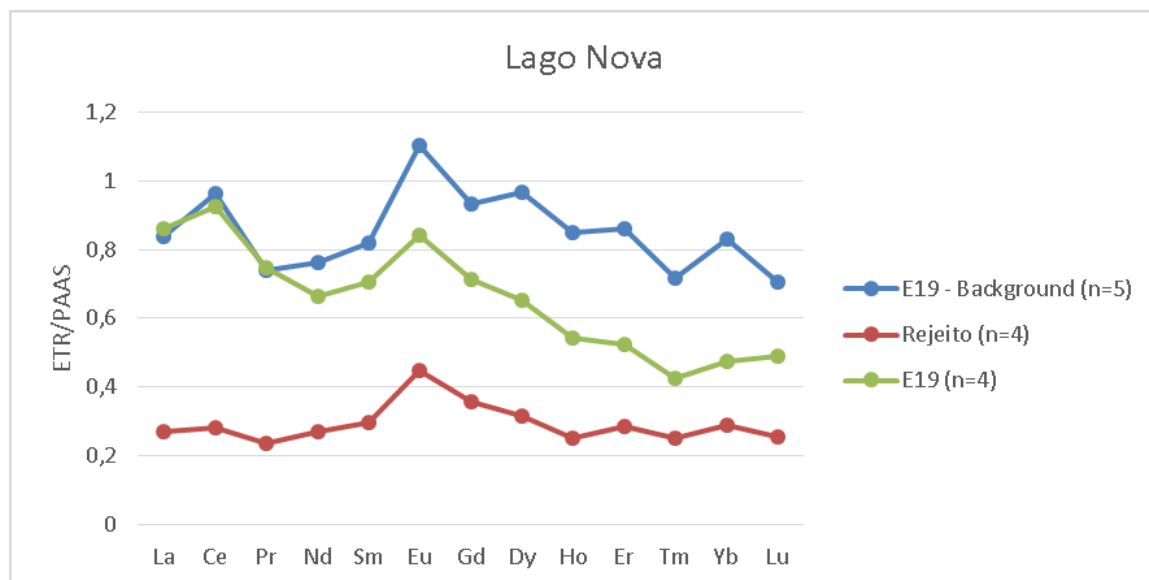
É possível perceber que as amostras testemunhos apresentavam maiores teores de terras raras (curva azul) e que essas concentrações são menores na distribuição dos ETR do rejeito (laranja). O perfil também é diferente na curva azul do testemunho, pois os elementos Eu, Gd e Dy apresentaram anomalias positivas, causando uma assimetria na descida da curva para os elementos pesados e o Lu apresentou anomalia negativa mais acentuada. Nas amostras referentes ao material coletado pelo PMBA/Fest-RRDM, cujo perfil está apresentado na cor cinza, o Gd e Dy apresentam um perfil similar ao encontrado na assinatura do rejeito, assim como acontece com desaparecimento do incremento de Ce que era observado nas amostras testemunho. Portanto há um indicativo da presença do rejeito nesse ambiente, uma vez que o perfil do testemunho difere do padrão do rejeito e das amostras monitoradas e estas duas últimas são similares entre si. Este dado difere do esperado, uma vez que não há notícia de entrada do rejeito no lago do Limão (E18) na época do rompimento. Entretanto esta intrusão poderia ter ocorrido neste período de grande cheia, especialmente nos eventos de cheia ocorridos de 27/01 a 30/01 e 06/03 a 08/03, arrastando material depositado nas margens do Rio Doce (DUARTE et al., 2020) Estudos complementares devem ser feitos neste ponto.

Figura 93: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago do Limão (E18) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



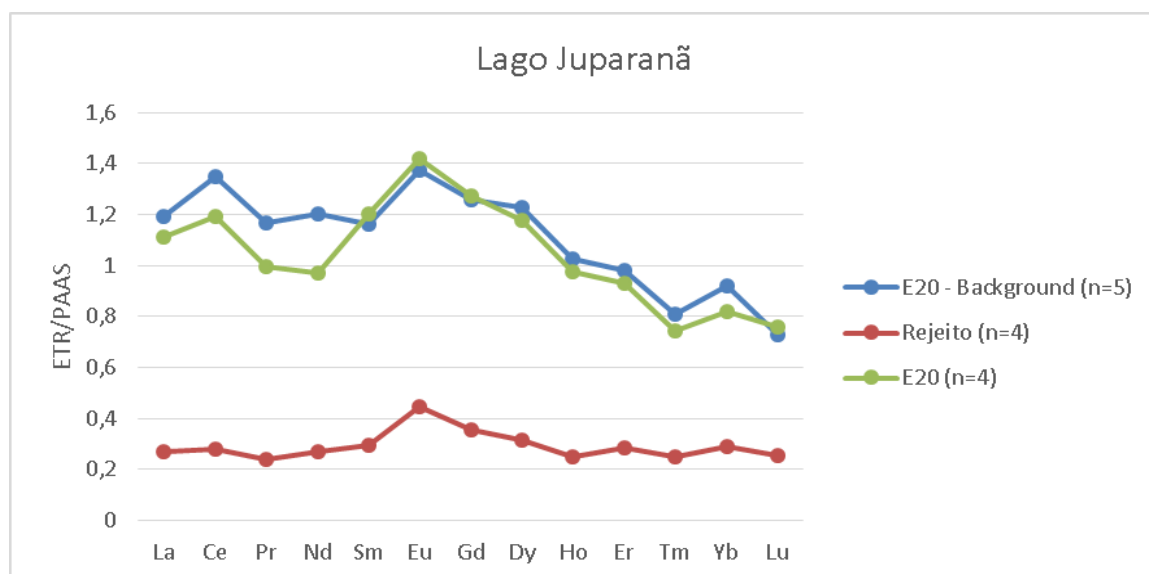
De forma diferente ao observado na E18, as amostras coletadas no Lago Nova (E19) no PMBA/Fest-RRDM possui maior similaridade com a normalização da média das amostras testemunhos, para as região obtidas em profundidades entre 70 e 95 cm, como mostra a Figura 94. Ambas diferem do padrão referência do rejeito da parte dos elementos leves (ETRL). Entretanto, o perfil da distribuição dos ETR se aproxima cada vez mais ao da normalização do rejeito com o aumento da massa atômica do ETR, indicando semelhança e possível presença. Assim, os ETRL, em especial o La, Ce e Pr, das amostras possuem assinatura do testemunho da estação, já os ETRP, principalmente o Gd, Dy e Ho, apresentam a assinatura da lama de rejeito. Destaca-se que a intrusão do rejeito de Fundão no Lago Nova foi registrada no período do rompimento da barragem.

Figura 94: Médias dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago Nova (E19) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



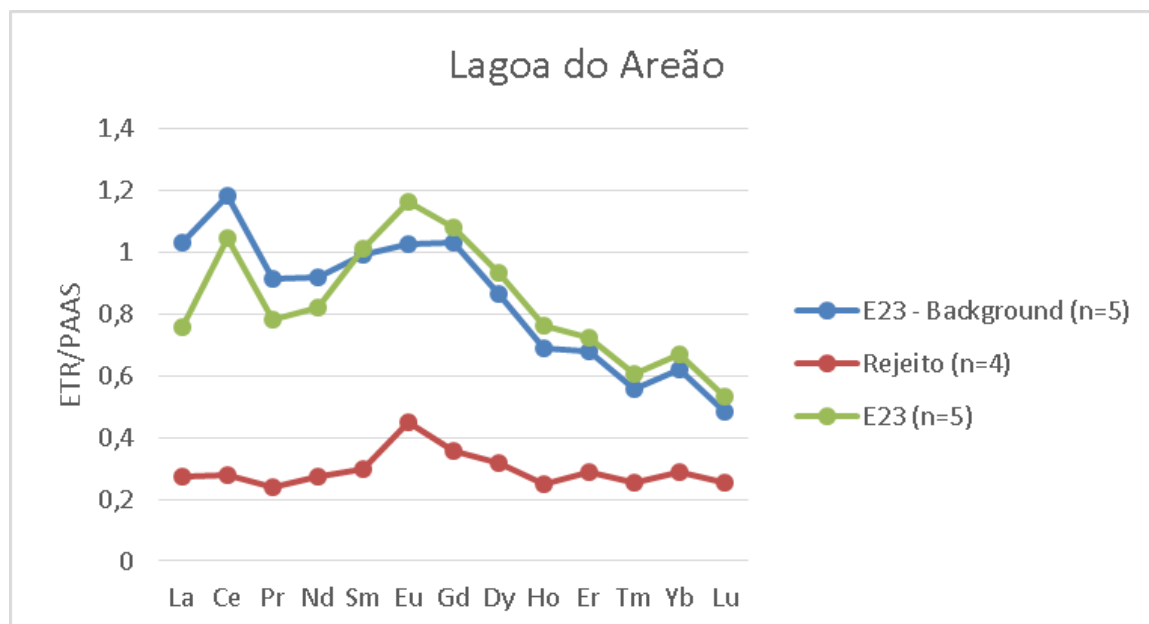
A Figura 95 apresenta a normalização de ETR para o Lago Juparanã (E20), e como é possível perceber, não há indícios da presença do rejeito neste ambiente, uma vez que a assinatura da média das amostras testemunho, com profundidades entre 75 de 100 cm, e a assinatura da média das amostras de sedimento coletadas no período de transição de forma superficial são idênticas, tanto em intensidades de anomalias, como no perfil, levando uma quase sobreposição das curvas azul e cinza. Neste lago, todos os ETRL apresentam anomalias positivas e os ETRP, a partir do Ho, apresentam anomalias negativas. Este resultado coincide com o esperado, uma vez que não há notícia de entrada do rejeito de Fundão no lago Juparanã (E20) (BARBOSA et al., 2019).

Figura 95: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento do Lago Juparanã (E20) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



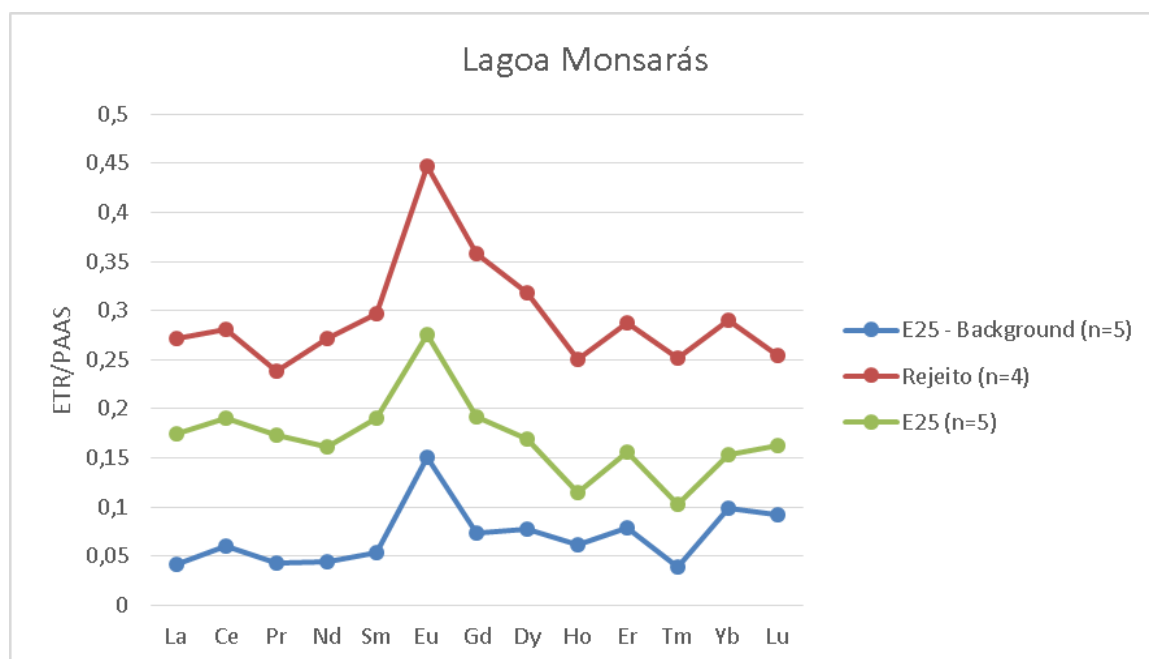
Na Lagoa do Areão (E23), infelizmente não foi possível realizar a coleta de amostras para serem analisadas no período chuvoso de 2019/2020, por problemas com o proprietário do local. Contudo, decidiu-se utilizar a amostragem mais superficial do testemunho, profundidade de 0 a 5 cm, para se comparar com o background da lagoa obtido pela média das amostras testemunho com profundidades entre 30 e 55cm, Figura 96. Como é possível perceber, os perfis para os ETR das amostras mais profundas e das superficiais são idênticos. Contudo, o incremento de Eu na amostra superficial pode ser um indicativo da presença do rejeito, que apresenta esse perfil em sua assinatura, deixando assim uma incerteza. Estudos complementares devem ser feitos usando-se amostras a serem coletadas pelo PMBA/Fest-RRDM, se for possível. Ressalta-se que há notícia de entrada do rejeito de Fundão na lagoa do Areão (E23).

Figura 96: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento da Lagoa do Areão (E23) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.



As amostras testemunho da Lagoa Monsarás (E25), com profundidades entre 30 e 55 cm, apresentam anomalias negativas para todos os ETR e mais abaixo que as amostras do rejeito, conforme pode ser visto na Figura 97. Pode-se perceber também, que a média das amostras mais coletadas pelo PMBA/Fest-RRDM apresentam valores de normalização intermediários aos da média da normalização das amostras testemunho e do rejeito, indicando a possível presença deste no meio. Isso pode ser reforçado comparando o comportamento dos elementos Gd, Dy e Ho, que apresentam valores normalizados similares no testemunho, mas que nas amostras no PMBA/Fest-RRDM (cor cinza) e no rejeito (cor laranja) esses valores são decrescentes com o aumento da massa atômica de forma similares, não havendo uma espécie de patamar observado na curva azul entre Gd, Dy e Ho. Embora seja possível perceber que ainda se vê o perfil das amostras testemunho nas amostras coletadas pelo PMBA/Fest-RRDM, devido à ausência do decréscimo de Pr em relação aos ETRL como se observa no rejeito, o perfil geral (cor cinza) ratifica as informações que indicam que houve intrusão do rejeito em Monsarás. A lagoa Monsarás é rasa e muito dinâmica quanto a hidrologia, de modo a não funcionar muito bem como ambiente deposicional.

Figura 97: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) para as amostras testemunho e superficial do sedimento da Lagoa Monsarás (E25) e do rejeito do minério do Complexo de Germano.

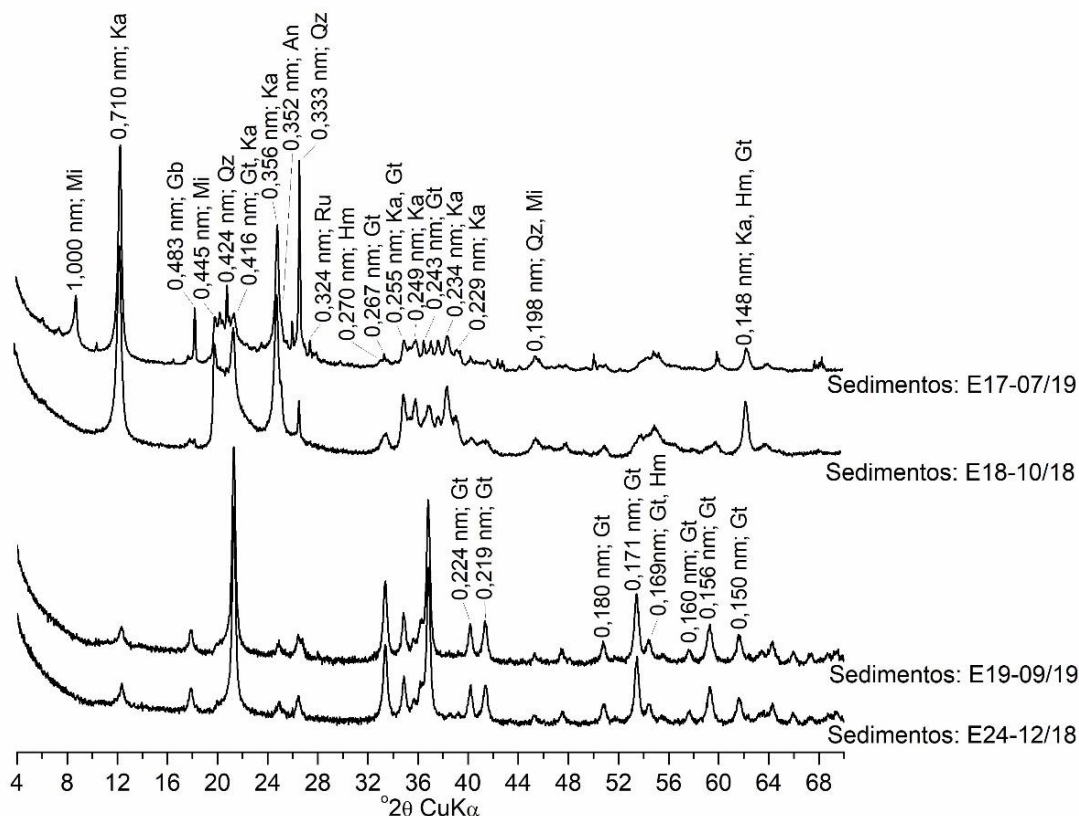


Nos ambientes lacustres, devido a sua maior sedimentação e baixas correntes de fundo, foi possível realizar o estudo com as médias das concentrações nas amostras de sedimento sem a perda de informação do perfil de normalização de ETR. Contudo, o mesmo não pode ser realizado em ambientes fluviais, pois a maior variabilidade dos resultados provoca distorções na utilização de médias e impedem de se verificar a assinatura de ETR do ambiente de forma confiável.

1.4.3 Mineralogia de sedimentos e Materiais Particulados em Suspensão (MPS)

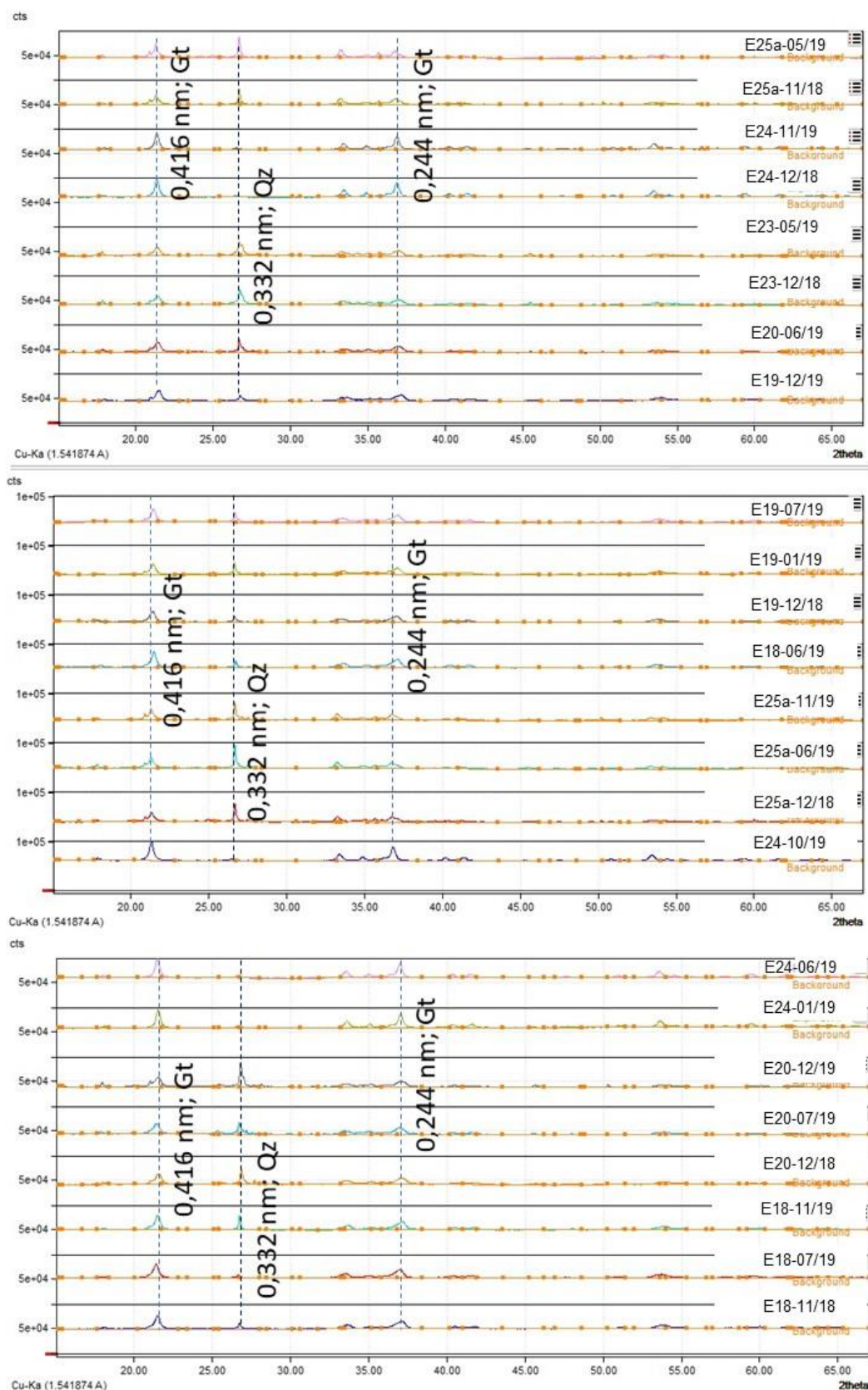
Em relação à estimativa semiquantitativa de minerais em sedimentos lacustres (lagos e lagoas), os padrões de DRX mostraram picos de difração indicativos de caulinita (0,710-0,714 e 0,356 nm), mica (1,000 nm), quartzo (0,333 nm), gibbsita (0,483 nm), anatásio (0,352 nm), rutilo (0,324 nm), goethita (0,416 nm) e hematita (0,270 nm) (Figura 98). Em geral, a composição mineralógica variou quali e quantitativamente dentro dos ambientes lacustres ao longo do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DSMPS1, Tabelas 3 e 4*).

Figura 98: Difratogramas de raios-X obtidos de sedimentos em ambientes lacustres, lagos (E18 e E19) e lagoas (E24). Campanhas: outubro/2018 (C1), dezembro/2018 (C3), julho/2019 (C10), setembro/2019 (C12). Mi = mica, Qz = quartzo, An = anatásio, Ru = rutilo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.



Os padrões de DRX dos concentrados de oxihidróxidos de Fe obtidos após digestão alcalina em amostras de sedimentos lacustres (lagos e lagoas) claramente evidenciaram maiores intensidades dos picos de difração da goethita (0,416 nm) em comparação aos da hematita (0,270) (Figura 99). Picos de difração em $35,77^\circ 2\theta\text{-CuK}\alpha$ (0,251 nm) foram atribuídos aos planos 110 da hematita e 113 da magnetita/maghemita. Os padrões de DRX não mostraram o pico de difração mais isolado referente ao plano 220 da magnetita/maghemita.

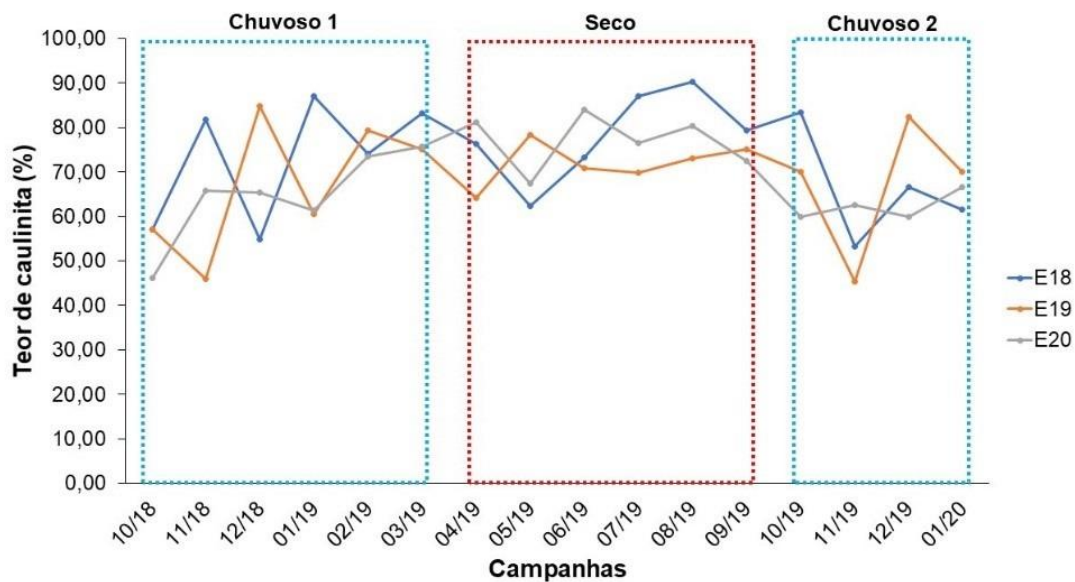
Figura 99: Difratomogramas de raios-X dos concentrados de oxihidróxidos de Fe obtidos após tratamento com NaOH 5 mol L⁻¹ em sedimentos de ambientes lacustres, lagos do Limão (E18), Nova (E19) e Juparanã (E20), e lagoas do Areão (E23), do Areal (E24) e Monsarás (E25 e E25a). Gt = goethita, Qz = quartzo.



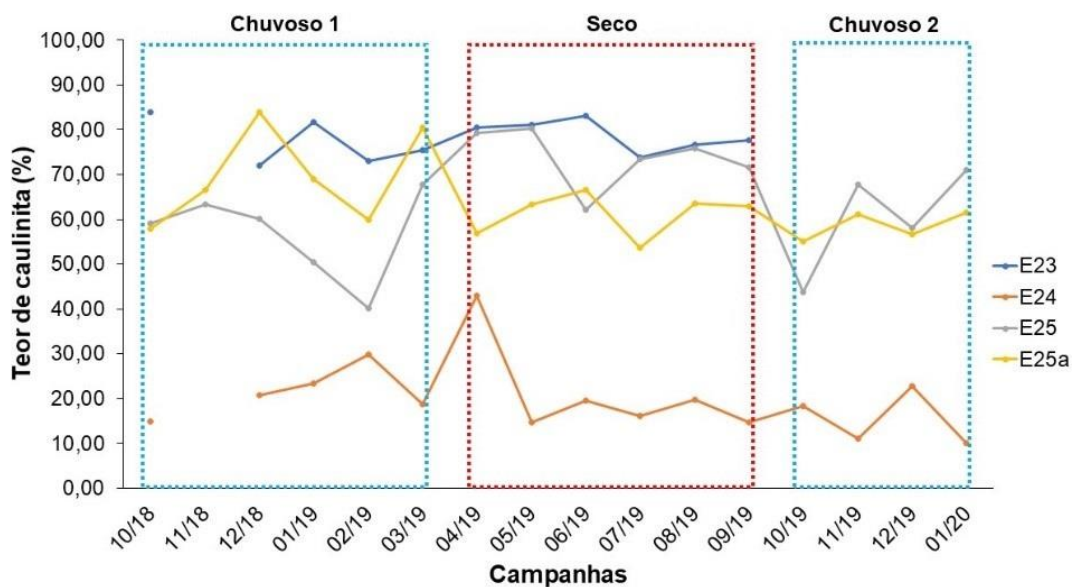
Os teores de goethita, hematita e magnetita/maghemita foram avaliados em sua totalidade como teores de oxihidróxidos de Fe (goethita+hematita+magnetita/maghemita); semelhantemente, os teores de TiO_2 foram atribuídos aos óxidos de titânio, anatásio e rutilo. Além de quartzo e mica, feldspato-K apresentaram teores consideráveis apenas em algumas amostras. Por isso, esse mineral não foi considerado na análise temporal de seus teores.

Em geral, caulinita e oxihidróxidos de Fe predominam nos sedimentos lacustres, chegando a atingir teores de até 90,27 % no Lago do Limão (E18, agosto/2019) e 78,30 % na Lagoa do Areal (E24, junho/2019), respectivamente. Os minerais encontrados em maiores proporções em sedimentos (caulinita, oxihidróxidos de Fe, quartzo, mica, anatásio/rutilo e gibbsita) foram também avaliados espaço-temporalmente (Figuras 100 a 105). Em geral, os teores dos minerais de sedimentos do ambiente lacustre (lagos e lagoas) não apresentaram clara relação com os períodos chuvoso ou seco naquelas estações amostrais avaliadas. Por outro lado, os teores de oxihidróxidos de Fe foram notavelmente superiores na Lagoa do Areal (E24) ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

Figura 100: Teores de caulinita em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

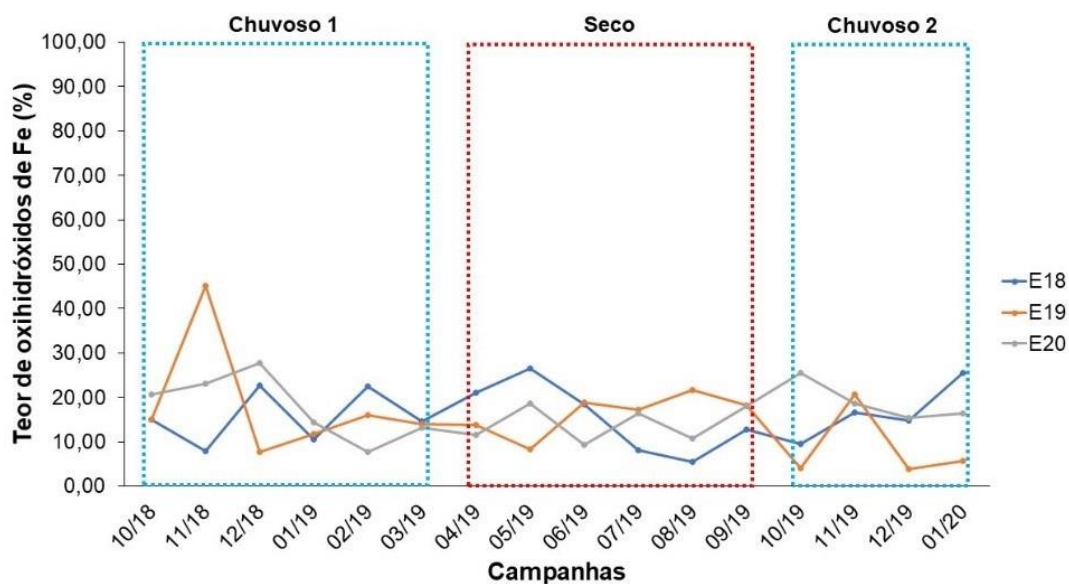


A)

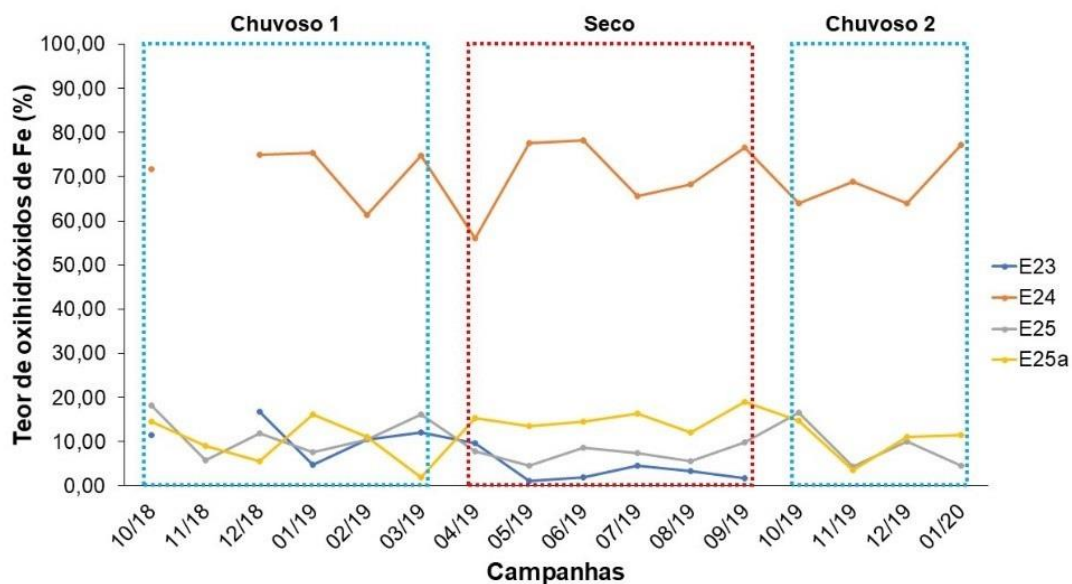


B)

Figura 101: Teores de oxihidróxidos de Fe em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

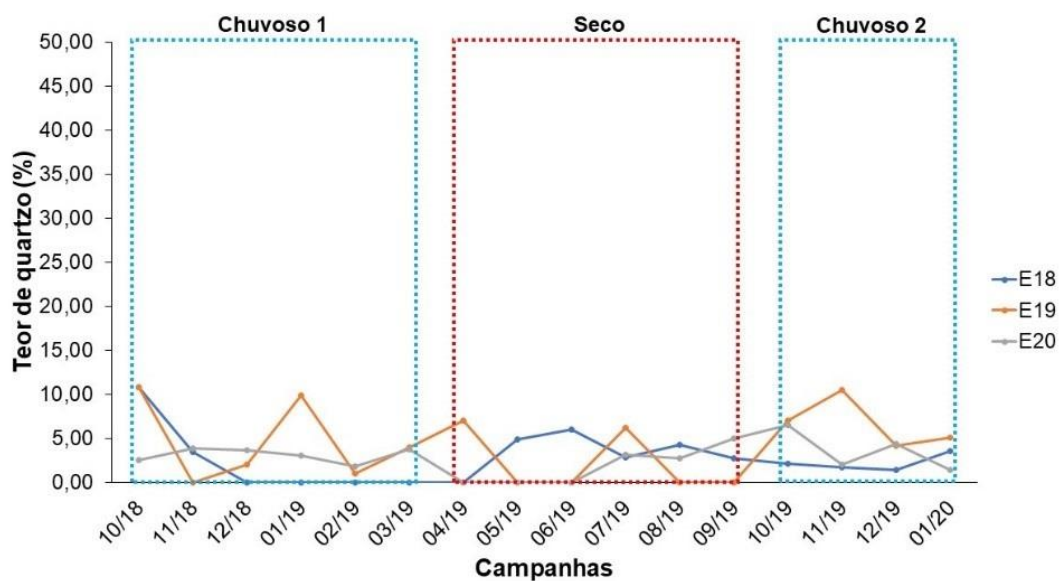


A)

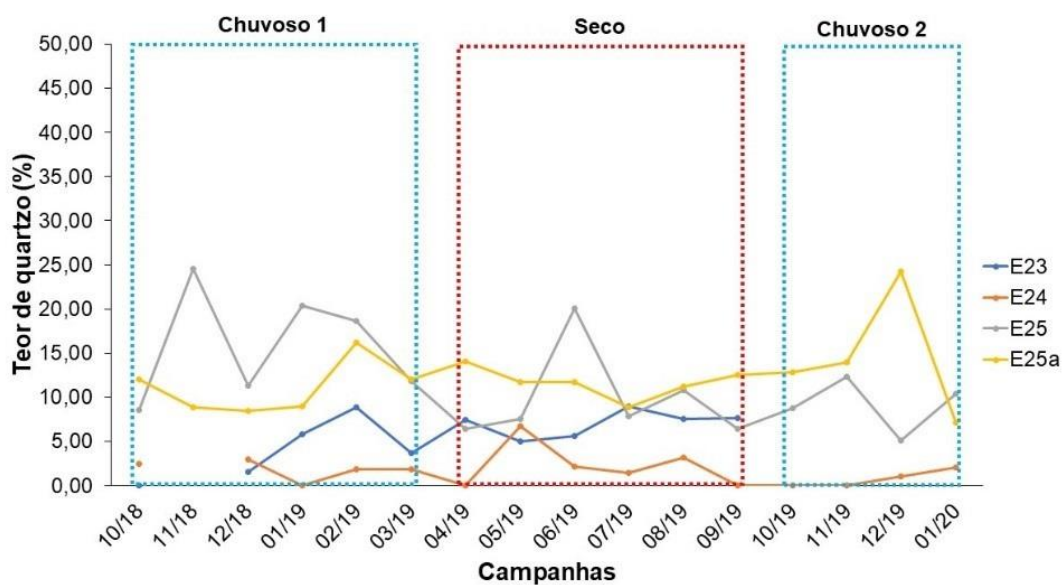


B)

Figura 102: Teores de quartzo em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

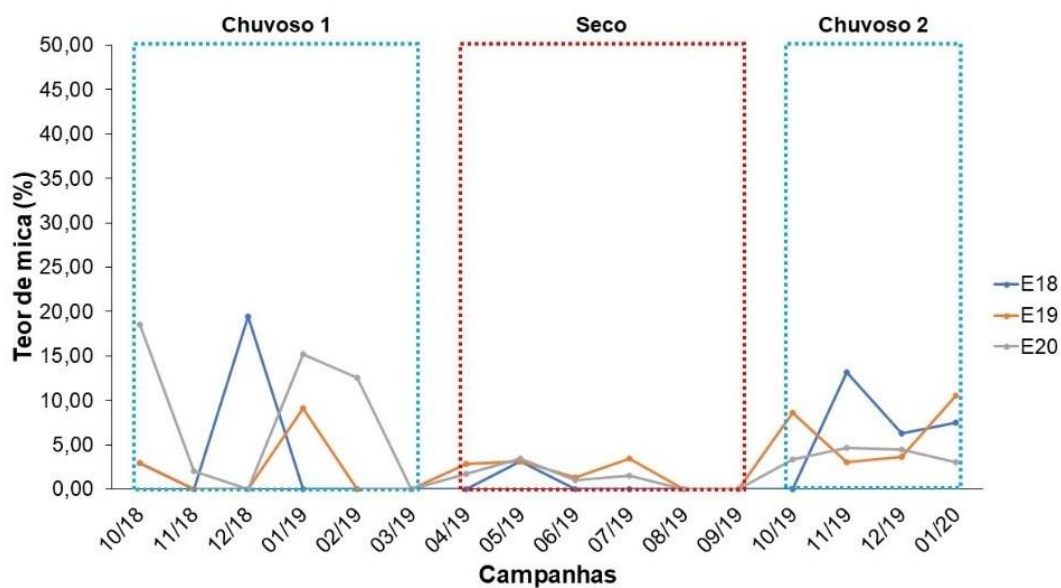


A)

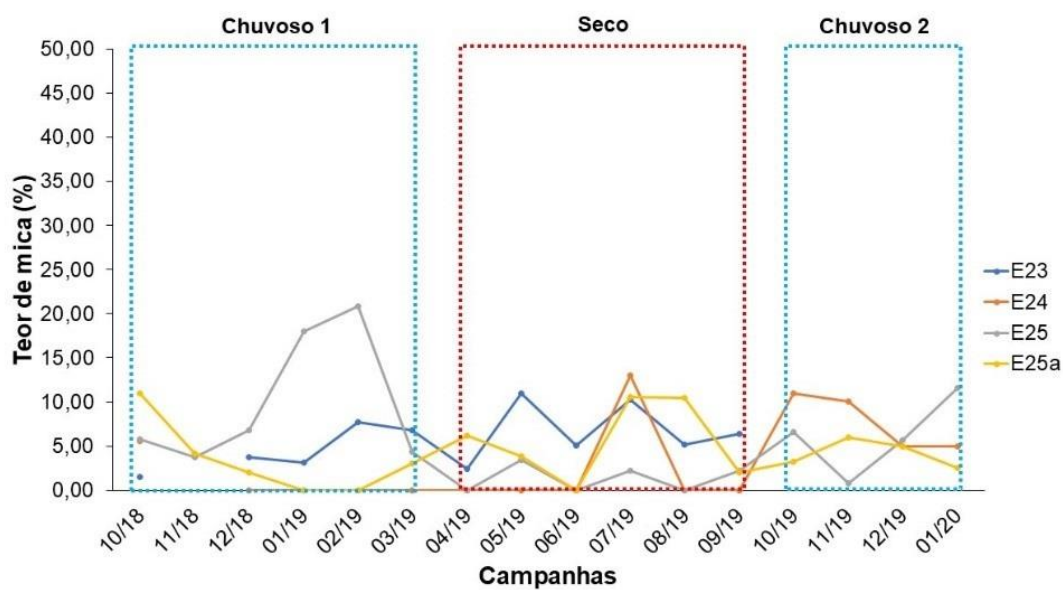


B)

Figura 103: Teores de mica estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

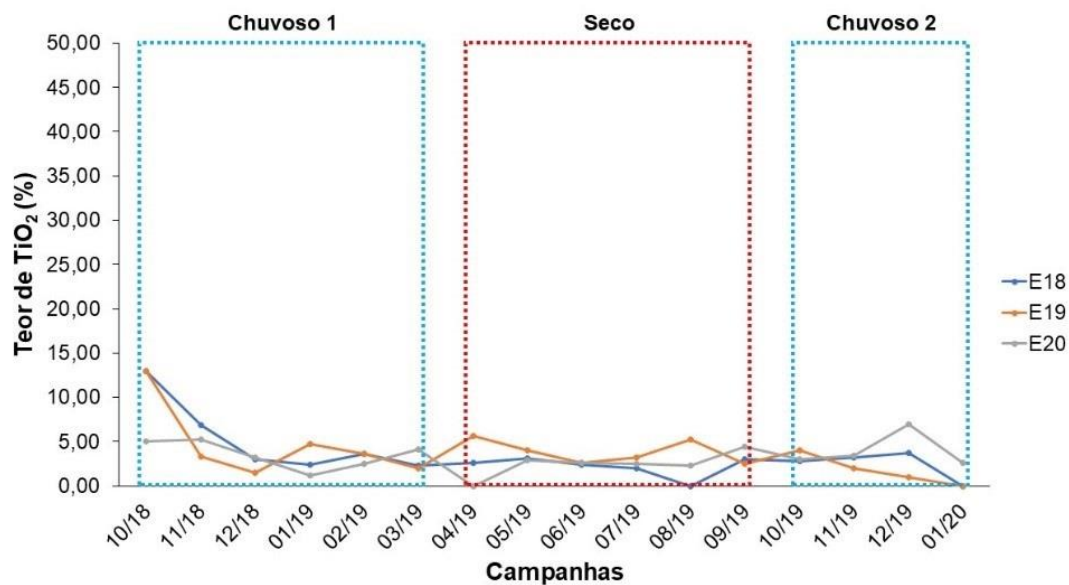


A)

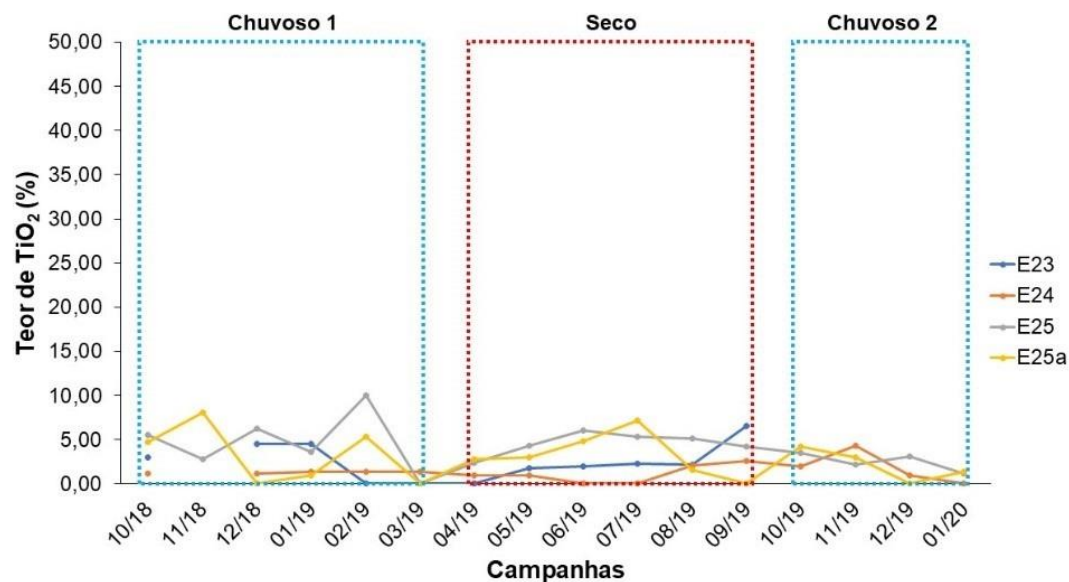


B)

Figura 104: Teores de TiO_2 (anatásio+rutilo) em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.

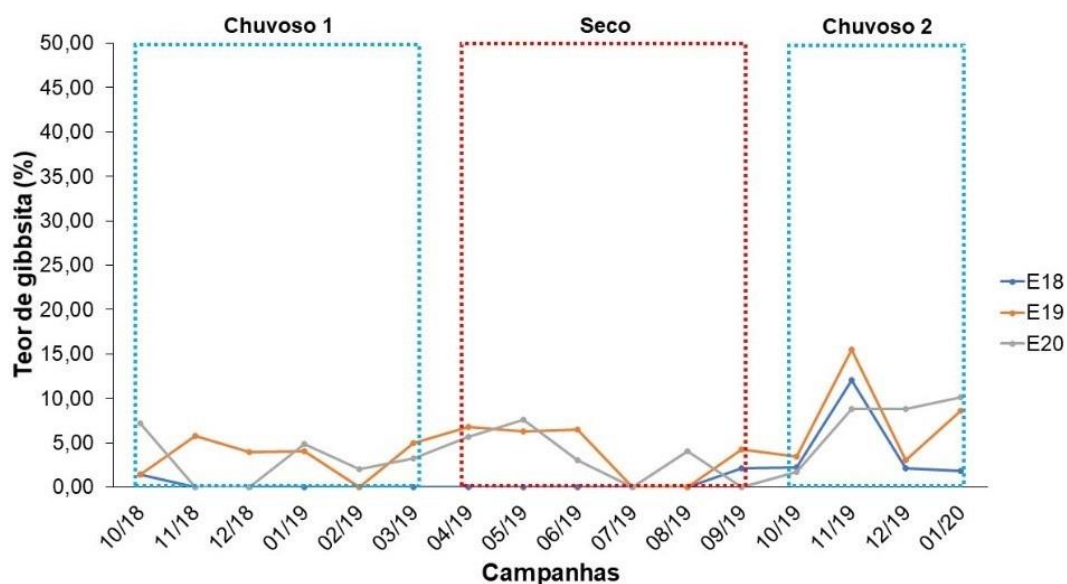


A)

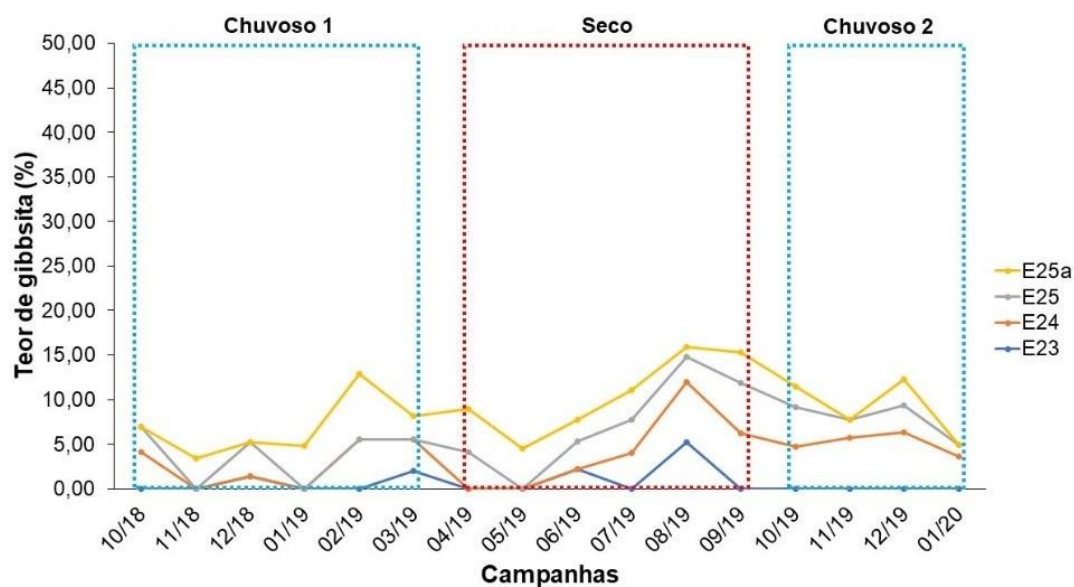


B)

Figura 105: Teores de gibbsita em estações amostrais de ambiente lacustre. A) lagos: E18, E19 e E20 e B) lagoas: E23, E24, E25 e E25a ao longo das campanhas de coleta. Observação: quebra da linha contínua significa amostra não coletada.



A)



B)

Em relação à composição mineralógica de sedimentos de sondagens em lagos e lagoas, a avaliação qualitativa dos padrões de DRX de sedimentos provenientes de diferentes profundidades extraídos

por sondagens em ambientes lacustres, lagos (Limão, E18; Nova, E19; Juparanã, E20) (Figura 106) e lagoas (Areão, E23; Areal, E24; Monsarás, E25) (Figura 107) evidenciaram notáveis diferenças. No entanto, até o momento apenas seis camadas (0-1, 10-12, 20-22, 30-35, 50-55, 60-65 cm) de cada unidade amostral foram analisadas.

Figura 106: Difratogramas de raios-X obtidos de sedimentos de ambientes lacustres (lagos) em diferentes profundidades nos lagos do Limão (E18), Nova (E19) e Juparanã (E20). Ka = caulinita, Mi = mica, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio e Qz = quartzo.

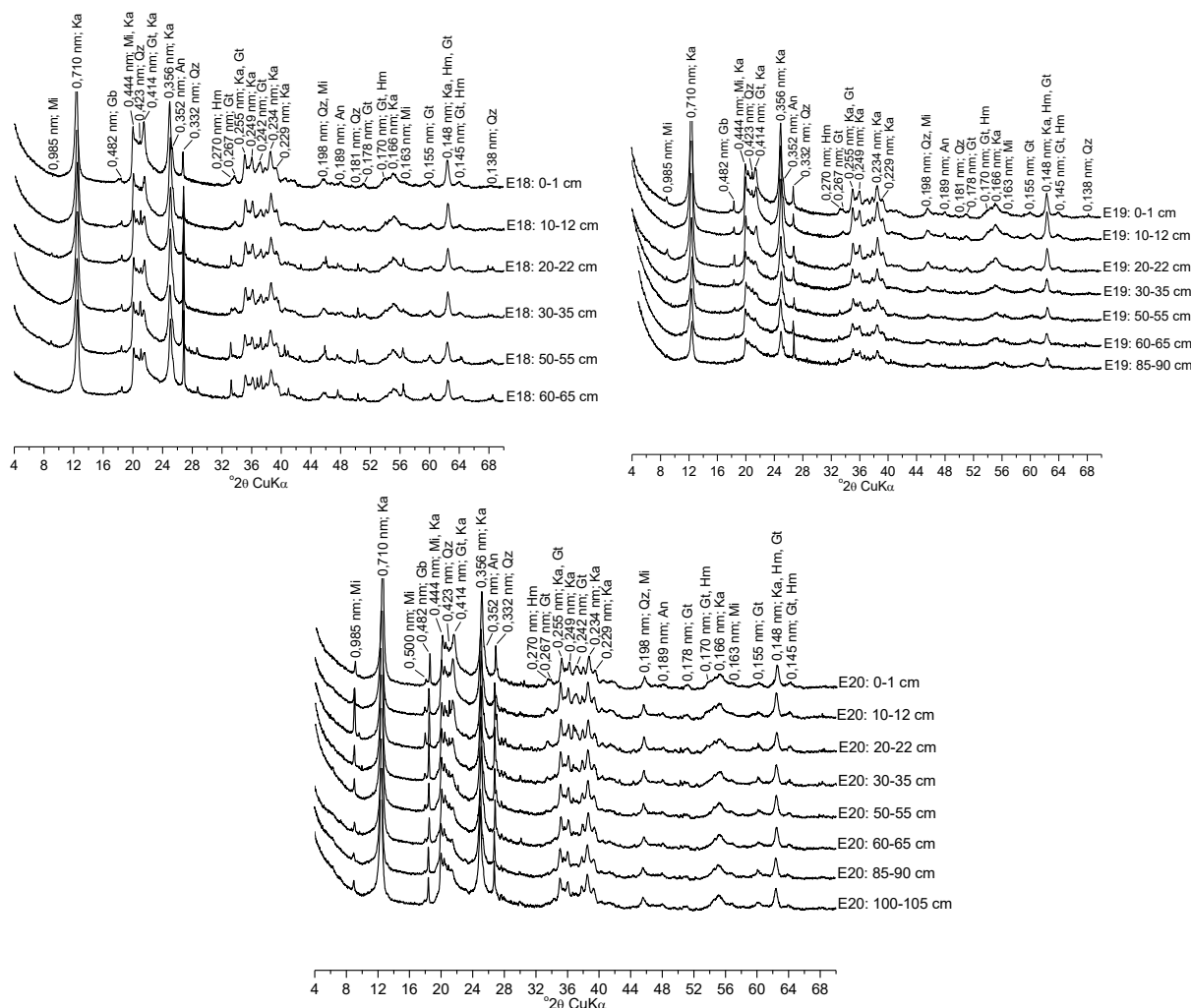
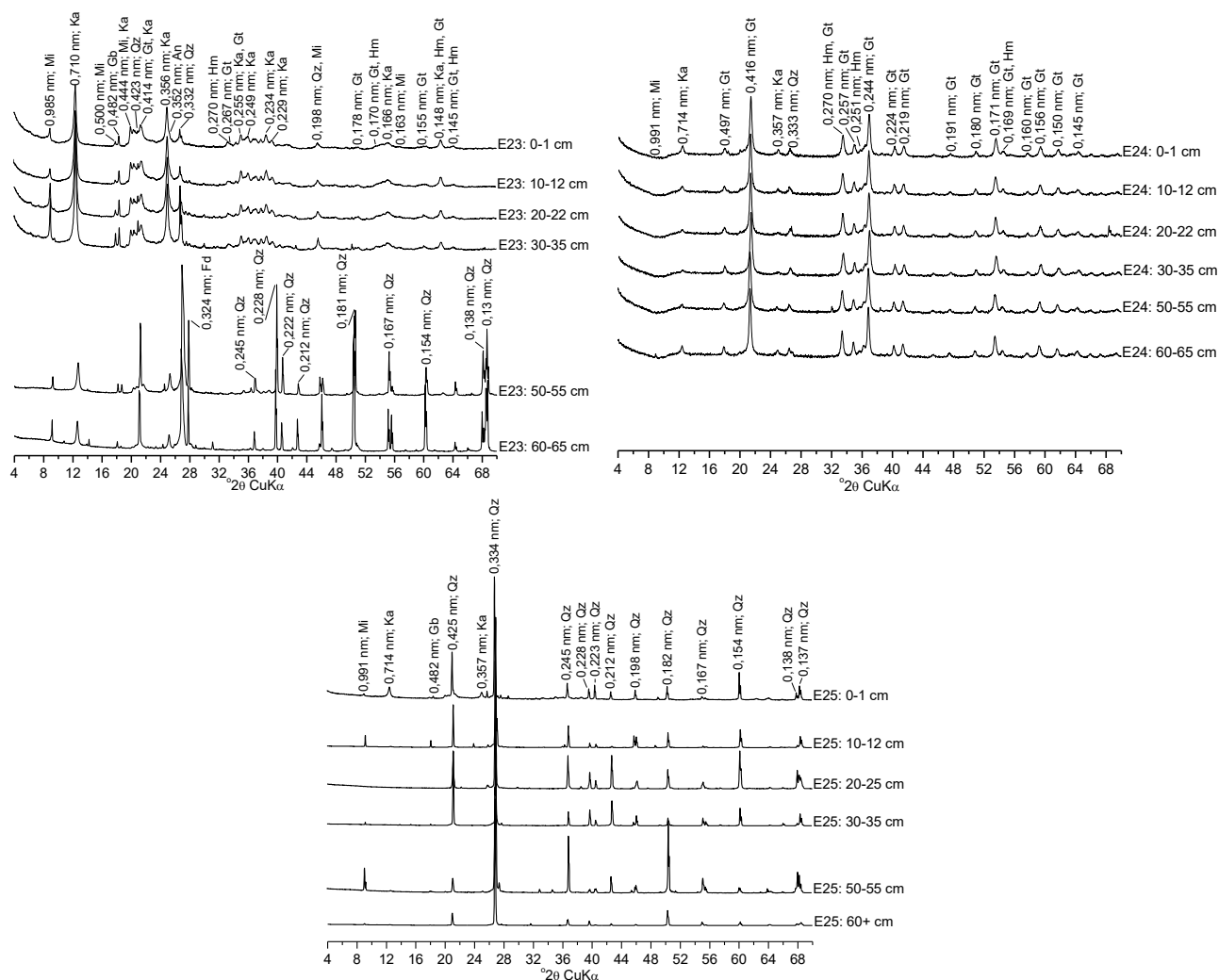
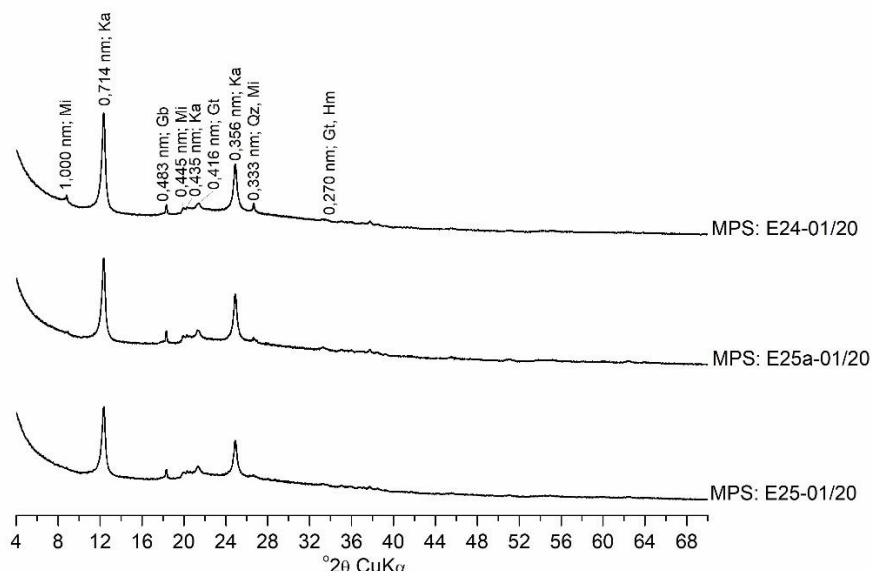


Figura 107: Difratogramas de raios-X obtidos de sedimentos de ambientes lacustres (lagoas) em diferentes profundidades nas lagoas do Areão (E23), do Areal (E24) e Monsarás (E25). Ka = caulinita, Mi = mica, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio, Qz = quartzo e Fd = feldspato-K.



Em relação aos Materiais Particulados em Suspensão (MPS), a composição mineralógica identificada foi semelhante a calha, tipicamente caulinita (0,710-0,714 e 0,356 nm), mica (1,000 nm), quartzo (0,333 nm), gibbsita (0,483 nm), goethita (0,416 nm) e hematita (0,270 nm) (Figura 108).

Figura 108: Difratograma de raios-X obtidos de materiais particulados em suspensão (MPS) em ambiente lacustre (Lagoa Areal, E24 e Lagoa Monsarás, E25 e E25a). Campanhas: outubro, novembro e dezembro/2019, e janeiro/2020. Mi = mica, Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita.



Assim como na calha, os dados pretéritos sobre a mineralogia de sedimentos e MPS para o estado do Espírito Santo são escassos. Poucos parâmetros podem ser usados efetivamente como indicadores de impacto, principalmente nos ambientes lacustres, onde houve a intrusão dos rejeitos com o evento de cheia em janeiro de 2016 (lagos do Limão, Nova, e lagoas do Areão, do Areal e Monsarás).

Os sedimentos e MPS dos ambientes lacustres, assim como na calha, são constituídos de uma complexa mistura de silicatos (argilominerais, quartzo e, eventualmente, feldspato-K), e oxihidróxidos de Fe (goethita, hematita e magnetita/maghemita), Al (gibbsita) e Ti (anatásio e rutilo), e estão de acordo com o esperado para materiais provenientes do Rio Doce (PACHECO, 2015; MONTEIRO et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; DAVILA et al., 2020; ORLANDO et al., 2020; DUARTE et al., 2021; QUEIROZ et al., 2021).

A caulinita é o principal constituinte mineralógico em ambos os ambientes avaliados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, com exceção observada na Lagoa do Areal (E24), com composição essencialmente goethítica. Nos ambientes lacustres (Figura 108), a goethita (α -FeOOH) mostra-se como a principal forma de Fe existente nos sedimentos. Orlando et al. (2020) indicaram um conjunto mineralógico de Fe, constituído principalmente de hematita e magnetita, e minoritariamente, de goethita, greenalita e eventuais traços de pirita, como os principais traçadores da pluma de rejeitos de minério de Fe em ambiente marinho. Semelhantemente, os estudos mineralógicos no ambiente dulcícola mostram os oxihidróxidos de Fe como os principais traçadores do rejeito, mas com destacada contribuição da goethita em detrimento as demais fases. Queiroz et al. (2021) destacaram a maior intensidade relativa dos picos de goethita em relação aos de hematita em sedimentos estuarinos do Rio Doce.

1.4.4 Avaliação espaço-temporal das comunidades bióticas e sua relação com as variáveis ambientais

Na Análise Componentes Principais para os lagos, é possível observar no primeiro eixo (18,1% de explicação), em seu lado negativo, a separação do Lago Limão (E18), relacionado aos maiores valores de vanádio, bário, manganês, silicato e condutividade e menores valores de alumínio, MPS e pH (Figura 82C). No lado positivo do eixo, temos a ordenação do lago Juparanã (E20), com relação oposta às variáveis citadas. As estações amostrais do lago Nova (E19) foram agrupadas entre os outros dois lagos, e apresenta maior similaridade com o lago Limão. O eixo 2 (12,6% de explicação da variação dos dados) ordena as estações amostrais em um aspecto temporal, separando principalmente a estação Chuvosa 2 no lado positivo, relacionado com maiores valores de temperatura, e a estação Seca no lado negativo, relacionado com maiores concentrações de ferro, alumínio e MPS.

As lagoas foram separadas temporalmente pelo eixo 1 (28,2% de explicação), com um aumento de metais (Fe, V, Ba, Pb, Cr, As), fósforo total e MPS e diminuição de alumínio e OD (Figura 82D). A ordenação espacial foi observada no eixo 2 (12,5% de explicação), onde as campanhas na lagoa Monsarás (E25 e E25A) foram ordenadas no lado positivo do eixo relacionada com o aumento das concentrações de bário, manganês e clorofila-a. As estações amostras das lagoas Areão (E23) e Areal (E24) foram ordenadas no lado negativo do eixo, relacionado com menores valores destas variáveis.

A Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais com as comunidades bióticas nos Lagos são apresentadas na Figura 109 e na Tabela 18.

Fitoplâncton (Figura 109A)

O primeiro eixo da Análise de correspondência canônica separa o lago Limão (E18) dos lagos Nova (E19) e Juparanã (E20). O lago Limão, que está no lado negativo do eixo 1, onde foram agrupadas amostras com maiores valores vanádio, bário, manganês e silicato e menores valores de pH e MPS, apresentou relação com os táxons *Aphanocapsa elachista*, *Aphanopacsa holsatica*, *Aphanocapsa incerta*, *Cyclotella* sp2, *Nitzschia* sp3, *Urosolenia eriensis*, *Merismopedia tenuissima*, *Pseudanabaena limnetica*, *Monoraphidium minutum*, *Dynobryon bavaricum* e *Didymocystis fina*. Esta maior representatividade da classe Bacillariophyceae no lago do Limão pode ter relação aos maiores valores de silicato, nutriente essencial para a formação das frústulas, registrado neste lago (REYNOLDS, 2006). Grande parte das amostras dos lagos Juparanã e Nova foram separadas pelo eixo 2 da ACC, sendo o lago Juparanã ordenado do lado positivo e associado aos táxons *Aphanopacsa holsatica* e *Cryptomonas* sp1 principalmente durante o período seco, onde houveram os maiores valores de ferro, alumínio e MPS e menores valores de temperatura. Já o lago Nova esteve melhor representado pelos táxons *Arthrospira* sp1, *Planktolyngbya limnetica* e *Monoraphidium*

contortum, e por condições de maior temperatura e disponibilidade luminosa e menores valores de ferro e alumínio.

Perifíton (Figura 109B)

O eixo 1 da ACC separa o lago Juparanã (E20) dos lagos Nova (E19) e Limão (E18). O lago Juparanã está relacionado com maiores valores de alumínio, ferro, MPS e pH, e menores valores de vanádio, bário, manganês e silicato. São táxons representativos do lago Juparanã *Achnantheidium minutissimum*, *Achnantheidium* sp.7, *Aulacoseira pusilla*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema* aff. *naviculoides* e *Oedogonium* spp. *Achnantheidium minutissimum* tem sido classificada como espécie tolerante a presença de metais pesados na água (CATTANEO et al., 2004; OLENICI et al., 2017; LUIS et al., 2011) e espécies do gênero *Oedogonium* identificadas como bioacumuladoras de metais (ELLISON et al., 2014). O fato de as maiores abundâncias desses táxons estarem relacionada com maiores valores de ferro e alumínio no lago Juparanã, pode indicar contaminação da lagoa por esses metais. O lago Limão se distingue do lago Nova principalmente nos períodos Chuvoso 1 e Seco, estando relacionados com menores valores de alumínio, MPS e pH e menores temperaturas. O período chuvoso 2 nesses lagos estão relacionados principalmente ao aumento das temperaturas e diminuição de ferro, alumínio e MPS. O táxon *Cosmarium contractum* var. *ellipsoideum* é o mais representativo desse período nesses lagos.

Macrófitas (Figura 109C)

O eixo 1 é fortemente influenciado pelas principais variáveis do CP1, o aumento do alumínio, material particulado em suspensão e pH e diminuição das concentrações de vanádio, bário, manganês e silicato, que segregaram o Lago Nova, posicionado na parte negativa do eixo, dos Lagos Limão e Juparanã, destacando-se *Cyperus gardneri*, *Egeria densa*, *Eleocharis indica*, *Ludwigia torulosa*, *Nymphoides humboldtiana*, *Hymenachne pernambucensis*, *Typha domingensis* e *Utricularia gibba*. Já na parte positiva do eixo destacam-se as espécies *Cyperus esculentus*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e *Panicum aquaticum*. Enquanto que o eixo 2 é influenciado pelas principais variáveis do CP2 como o aumento da temperatura e diminuição das concentrações de ferro, alumínio e material particulado em suspensão, separando o Lago Juparanã na parte positiva pela abundância das espécies *Eichhornia crassipes* e *Panicum millegrana*, ao passo que na parte negativa do eixo está posicionado o Lago Nova, influenciado pela abundância de várias espécies, destacando-se *Adiantum latifolium*, *Centella asiatica* e *Cyperus articulatus*. As espécies *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes* são consideradas como espécies bioacumuladoras e se destacaram nos Lagos Nova e Juparanã.

Zooplâncton (Figura 109D)

O eixo 1 da ACC separou as amostras obtidas nas estações E18 e E19 daquelas obtidas na estação E20, independente do período chuvoso ou seco. Organismos da classe Bdelloida e do gênero *Conochilus* foram mais associados às estações E18 e E19, caracterizadas por altas concentrações vanádio, bário, manganês, silicato e condutividade. *Lecane proteica*, *L. lunaris*, *Bosmina longirostris*,

Bosminopsis deitersi, *Thermocyclops decipiens*, *T. minutus* e *Microcyclops anceps* mostraram associação com a estação E20, caracterizada por altas concentrações de ferro, alumínio, MPS e maior pH, temperatura. *B. deitersi* apresenta preferência por ambientes de pH ácido (ROSSA, et al., 2001) e *Lecane* ssp. vivem associadas às macrófitas (LUCINDA, 2003), que são bastante abundantes nos ambientes lacustres. *Thermocyclops decipiens*, *T. minutus* e *Microcyclops anceps* são espécies características de ambientes eutrofizados (PERBICHE-NEVES et al., 2007; SOUSA et al., 2008). No entanto, pouco se sabe sobre a ecologia das espécies acima citadas, especialmente no tocante à associação das mesmas com metais, o que dificulta a formulação de demais considerações.

Figura 109: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perifiton – B, macrófitas – C, zooplâncton – D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) nos Lagos. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 18). CP 1 e CP2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada no Tabela 14.

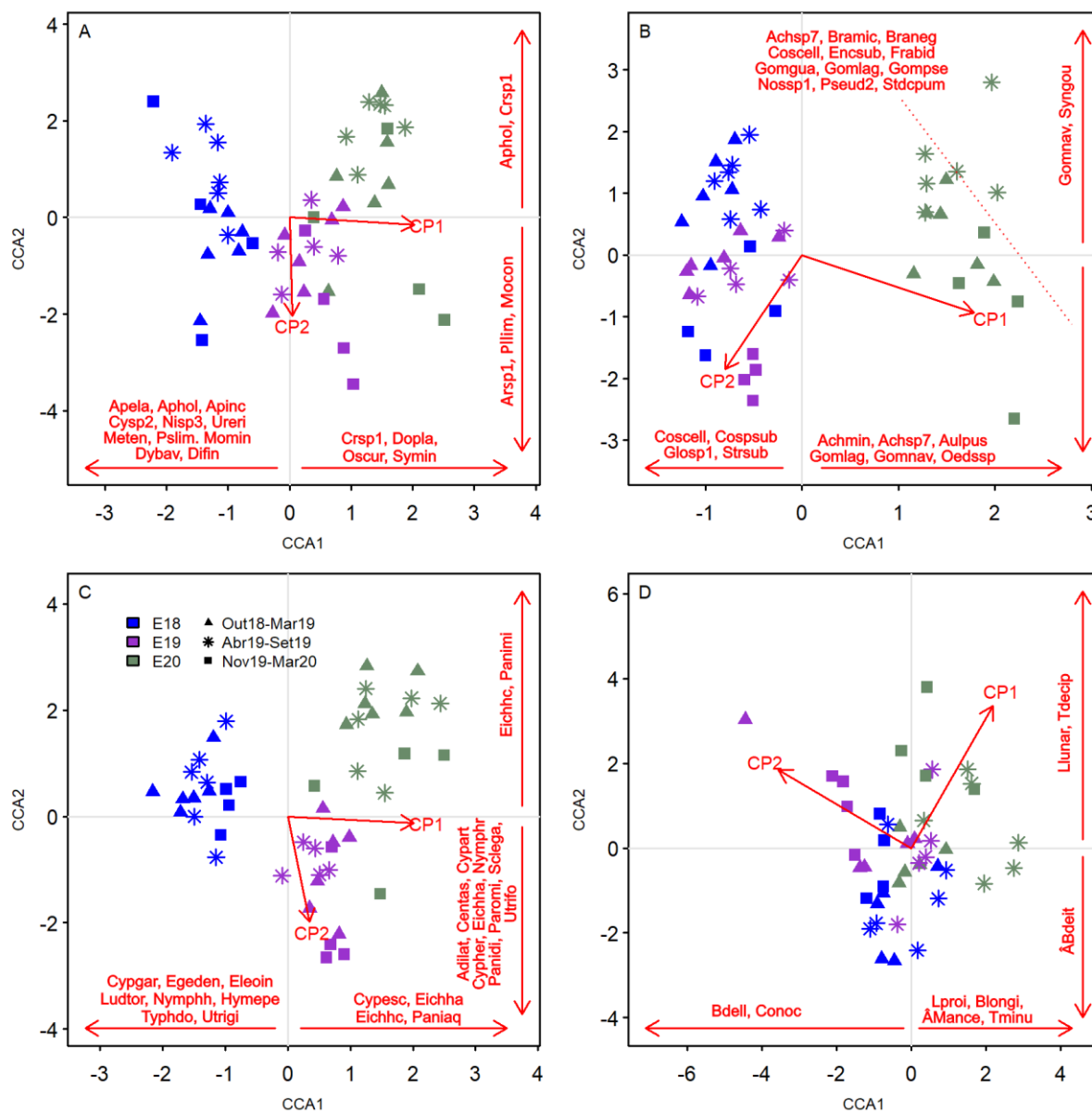


Tabela 18: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para os Lagos. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos *Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4*.

Fitoplâncton			Perifíton			Macrófita			Zooplâncton		
	ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2
%	10,55	2,72	%	11,91	3,81	%	8,27	3,88	%	4,52	2,94
Cysp2	-0,51	0,07	Achmin	0,31	0,20	Adilat	0,12	-0,43	Bdell	-0,37	0,16
Nisp3	-0,4	-0,22	Achsp7	0,42	-0,31	Centas	0,14	-0,33	Conoc	-0,38	0,16
Ureri	-0,47	0,21	Aulpus	0,59	0,19	Cypart	0,06	-0,38	Llunar	0,06	0,40
Apela	-0,51	0,07	Bramic	-0,07	-0,31	Cypesc	0,46	0,26	Lproi	0,35	0,01
Aphol	-0,40	0,31	Braneg	-0,23	-0,35	Cypgar	-0,33	0,07	ÂBdeit	-0,10	-0,31
Apinc	-0,48	0,28	Coscell	-0,37	-0,33	Cypher	0,13	-0,33	Blongi	0,42	0,03
Arsp1	0,16	-0,48	Cospsub	-0,32	0,28	Egeden	-0,50	0,01	ÂMance	0,35	-0,05
Dopla	0,55	0,13	Encsub	-0,24	-0,33	Eichha	0,33	-0,43	Tdecip	-0,12	0,33
Meten	-0,44	0,23	Frabid	0,26	-0,35	Eichhc	0,43	0,53	Tminu	0,46	0,10
Oscur	0,38	-0,25	Glosp1	-0,31	-0,25	Eleoin	-0,63	0,05			
Pllim	0,05	-0,31	Gomgua	-0,17	-0,42	Hymepe	-0,32	-0,13			
Pslim	-0,45	-0,09	Gomlag	0,33	-0,35	Ludtor	-0,38	0,02			
Symin	0,54	0,06	Gomnav	0,63	0,34	Nymphr	-0,29	-0,37			
Mocon	-0,01	-0,33	Gompse	0,27	-0,35	Nymphh	-0,67	0,05			
Momin	-0,58	0,03	Nossp1	-0,20	-0,51	Paniaq	0,41	-0,28			
Dybav	-0,43	0,16	Oedssp	0,52	-0,04	Panimi	0,01	0,34			
Difin	-0,40	-0,22	Pseud2	-0,16	-0,33	Panidi	0,11	-0,49			
Crsp1	0,42	0,35	Stdcpum	-0,18	-0,43	Paromi	0,06	-0,47			
			Strsub	-0,35	0,08	Sclega	0,06	-0,47			
			Syngou	0,24	0,33	Typhdo	-0,65	0,15			
			Zygne1	-0,09	-0,36	Utrifo	0,14	-0,61			
						Utrigi	-0,67	0,05			

A Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais com as comunidades bióticas nos Lagos são apresentadas na Figura 110 e na Tabela 19.

Fitoplâncton (Figura 110A)

Em relação às lagoas a Análise de correspondência canônica apresentou no eixo 1 uma nítida separação espacial, agrupando do lado negativo do eixo as lagoas Areão (E23) e Areal (E24), relacionadas aos táxons *Synechococcus nidulans*, *Synechocystis aquatilis* e *Chlorella vulgaris* e do lado positivo do eixo a lagoa Monsarás (E25 e E25a), representadas pelos táxons *Cryptomonas brasiliensis*, *Cyclotella* sp1, *Planktolyngbya* sp1, *Synedra* sp4, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium contortum*, *Tetrastrum triangulare*, *Trachelomonas* cf. *volvocinopsis*. O eixo 2 teve maior importância na separação sazonal das amostras, ordenando em seu lado positivo a estação C1

das lagoas Areão e Areal. Grande parte da estação seca da lagoa Monsarás também esteve ordenada do lado positivo do eixo 2 e associada aos táxons *Monoraphidium litorale*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium minutum*, além de elevados valores de zinco e menores valores de silicato e temperatura. Já do lado negativo do eixo 2, foram ordenadas as estações S e C2 das lagoas Areão e Areal, que foram bem representadas pelos táxons *Synechococcus nidulans*, *Synechocystis aquatilis* e *Chorela vulgaris* e estiveram bem relacionadas aos menores valores de bário, manganês e clorofila a em função do CP2 e à valores relativamente elevados de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, arsênio, fósforo total, MPS em função do CP1.

Perifíton (Figura 110B)

Quanto às lagoas, há no primeiro eixo da ACC a separação temporal da comunidade perifítica, com as amostragens do período Chuvoso 2 ordenadas no lado negativo do eixo, relacionadas com o aumento de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, arsênio, fósforo total e MPS, assim como a diminuição da concentração de alumínio e OD. Os táxons *Characium* sp. 2, *Geissleria* sp.2, *Leptolyngbya* sp., *Navicula* cf. *rostellata*, *Nitzschia filiformis* var. *conferta*, *Nitzschia* cf. *gracilis*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *Spirulina princeps*, *Trachelomonas volvocina* foram representativas das amostragens nesse período. *Trachelomonas volvocina*, *Nitzschia gracilis* e *Navicula rostellata* têm sido registrados como frequentes em águas contaminadas com metais (WILK-WOŹNIAK et al., 2011). Nas lagoas do baixo Rio Doce, a relação desses táxons com maiores valores de metais e fósforo, podem indicar maior impacto desses elementos nas lagoas durante os períodos chuvosos. O eixo 2 da ACC separou, principalmente, a lagoa Monsarás (E25 e E25A) das lagoas Areão (E23) e Areal (E24). Os táxons *Geissleria* sp.2, *Leptolyngbya* sp. e *Nitzschia* cf. *gracilis* foram representativos das duas últimas lagoas, relacionadas com a diminuição de bário, manganês e clorofila-a.

Macrófita (Figura 110C)

O eixo 1 separou os dois pontos da lagoa Monsarás (E25 e E25A) das estações amostrais E23 e E24, que estão posicionadas na parte positiva do eixo sob influência da abundância de várias espécies, destacando-se *Cuphea melvilla*, *Cyclosorus interruptus* e *Eichhornia azurea*, ao passo que na parte negativa do eixo, onde estão os dois pontos da lagoa Monsarás, destacam-se *Bacopa monnieri*, *Ceratopteris thalictroides* e *Cyperus luzulae*. O eixo 2 separa parcialmente E25, na parte negativa, destacando a abundância de *Cyperus gardneri* e *Paspalum pilosum*, de E25A, localizado na parte positiva, onde se destacam *Calyptracarya glomerulata*, *Cuphea melvilla* e *Eichhornia azurea*. Além disso, nesse mesmo eixo separaram-se E23, na parte positiva e E24 na parte negativa. As variáveis ambientais do CP1 e CP2 influenciaram na segregação de E25 e E25A de E23 e E24, apontando para as partes negativas de ambos os eixos.

Zooplâncton (Figura 110D)

O eixo 1 da ACC separou as estações E25 e E25A das demais, onde foram registradas as maiores concentrações de ferro, vanádio, bário, chumbo, cromo, manganês, arsênio, manganês, clorofila-a, fósforo total e MPS, enquanto as estações E23 e E24 foram mais correlacionadas com o alumínio e o

oxigênio dissolvido. Organismos da classe Bdelloida e as espécies *Brachionus caudatus*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*, *Filinia terminalis*, *Lecane bulla*, *L. leontina*, *L. lunaris*, *L. luna*, *Platyias quadricornis*, *Testudinella patina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Eucyclops rubescens* e *Microcyclops anceps* foram mais associadas com as estações E25 e E25A, durante o período chuvoso C1 e C2, enquanto *Thermocyclops minutus* esteve mais correlacionado com as estações E23 e E24 e com E25 e E25A no período seco. *F. terminalis*, *P. quadricornis*, *P. vulgaris*, *T. patina* e *K. cochlearis* são espécies características de ambientes eutrofizados (RUTTNER-KOLISKO, 1980; EJSMONT-KARABIN, 1980; YAĞCI, 2012), bem como *Thermocyclops minutus* e *Microcyclops anceps* (PERBICHE-NEVES et al., 2007; SOUZA et al., 2008). No entanto, pouco se sabe sobre a ecologia das espécies acima citadas, especialmente no tocante à associação das mesmas com metais, o que dificulta a formulação de demais considerações.

Figura 110: Análise de Correspondência Canônica (ACC) das comunidades bióticas (fitoplâncton - A, perífiton - B, macrófitas - C, zooplâncton - D) ao longo das campanhas (Out/2018 a Mar/2020) nas Lagoas. São representadas graficamente os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos (Tabela 18). CP 1 e CP 2 são relativos aos eixos da ordenação apresentada no Tabela 14.

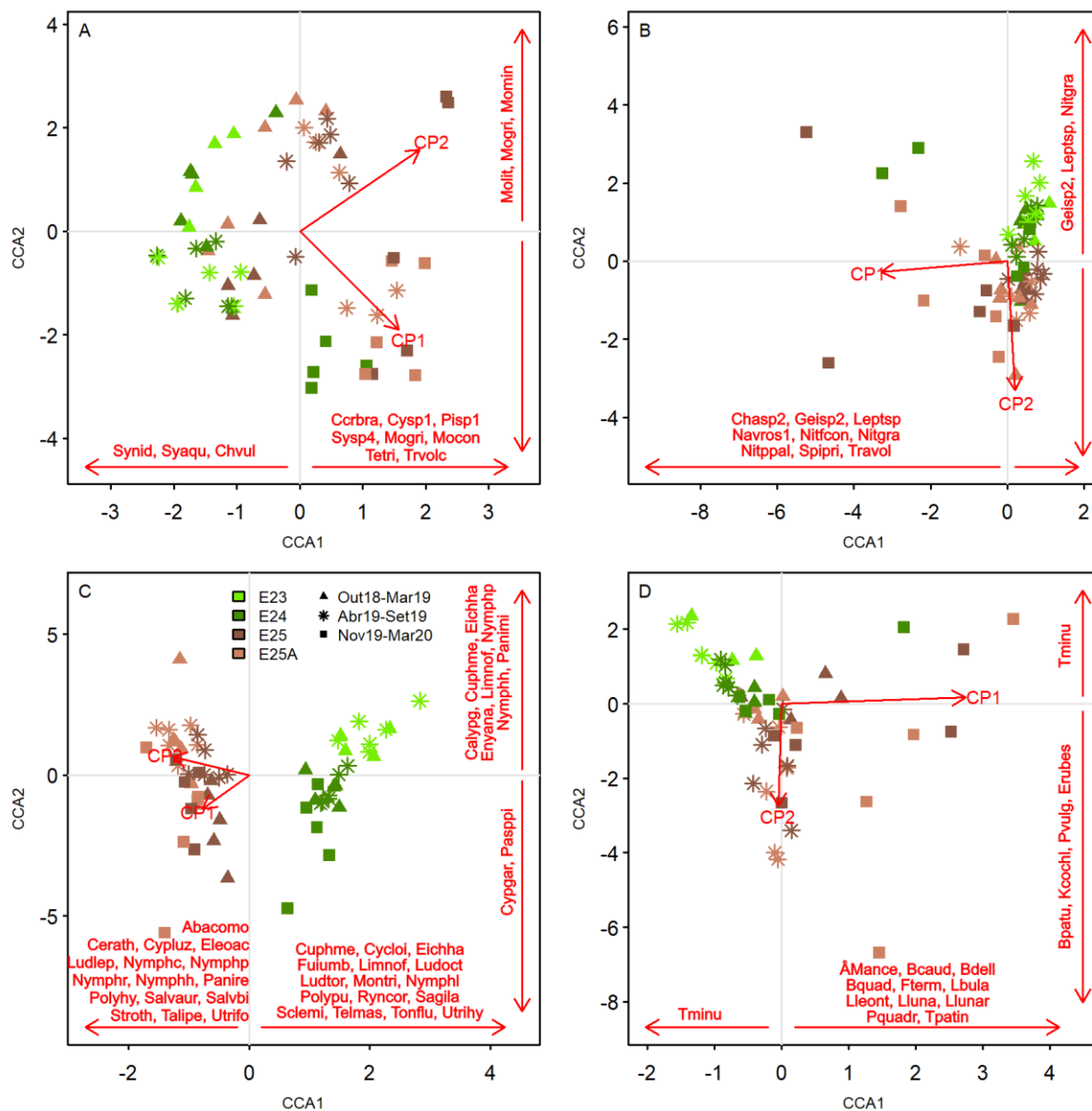
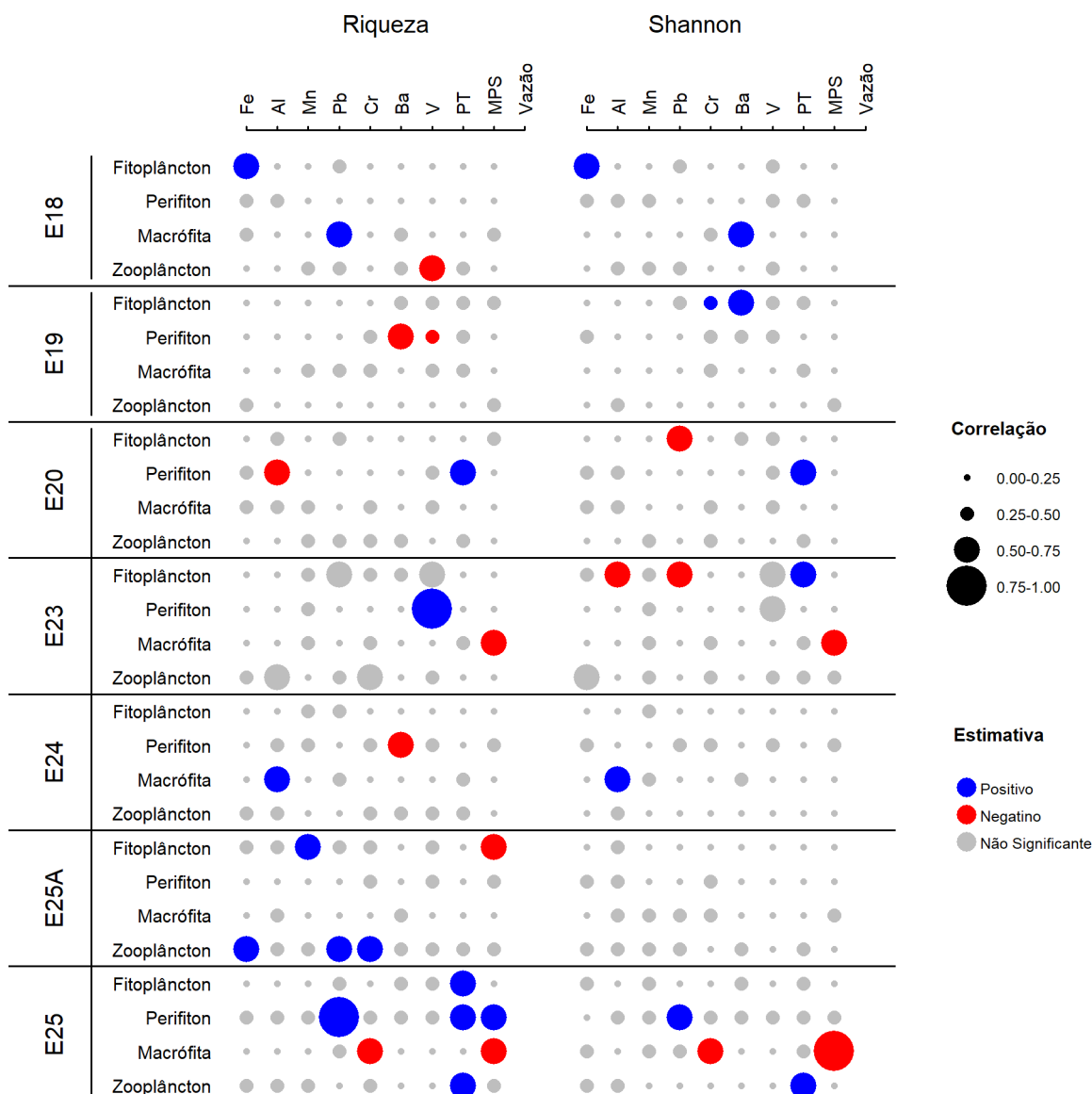


Tabela 19: Explicação dos eixos e correlação dos táxons com os dois primeiros eixos das ACCs das comunidades bióticas para os Lagoas. São apresentadas apenas os táxons com correlação significativa e maior que 0,3 ou menor que -0,3 com pelo menos um dos eixos. Códigos dos táxons apresentados nos *Materiais Suplementares A3DBIS1, A3DBIS2, A3DBIS3, A3DBIS4*.

Fitoplâncton			Perifiton			Macrófita			Zooplâncton		
	ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2		ACC1	ACC2
%	7,25	2,12	%	5,20	3,05	%	7,67	2,03	%	6,67	3,51
Cysp1	0,35	0,28	Chasp2	-0,37	0,23	Bacomo	-0,33	-0,08	Bdell	0,62	0,22
Pisp1	0,50	-0,13	Geisp2	-0,54	0,32	Calypg	-0,13	0,33	Bcaud	0,47	0,20
Sysp4	0,35	0,28	Leptsp	-0,41	0,33	Cerath	-0,37	0,06	Bpatu	0,26	-0,41
Synid	-0,53	-0,20	Navros1	-0,48	-0,27	Cuphme	0,48	0,31	Bquad	0,45	-0,02
Syaqu	-0,49	-0,20	Nitfcon	-0,48	-0,27	Cycloi	0,31	-0,14	Fterm	0,62	0,26
Molit	0,18	0,40	Nitgra	-0,54	0,32	Cypgar	-0,25	-0,42	Kcochl	0,00	-0,44
Mogri	0,39	0,32	Nitppal	-0,37	-0,04	Cypluz	-0,38	0,01	Lbula	0,54	0,07
Mocon	0,37	0,23	Sipri	-0,48	-0,27	Eichha	0,47	0,32	Lleont	0,34	0,10
Momin	0,14	0,36	Travol	-0,51	0,07	Eleoac	-0,34	0,06	Lluna	0,51	0,02
Tetri	0,32	-0,23				Enyana	-0,21	0,37	Llunar	0,44	-0,03
Chvul	-0,32	-0,01				Fuiumb	0,41	0,12	Pquadr	0,49	-0,02
Trvolc	0,46	0,07				Limnof	0,45	0,30	Pvulg	0,15	-0,53
Crbra	0,51	-0,29				Ludlep	-0,35	0,24	Tpatin	0,60	0,05
						Ludoct	0,39	0,25	Erubes	0,21	-0,51
						Ludtor	0,38	-0,24	ÂMance	0,48	0,22
						Lygven	0,05	-0,36	Tminu	-0,34	0,31
						Montri	0,48	0,13			
						Nymphc	-0,52	0,16			
						Nymphl	0,41	-0,17			
						Nymphp	-0,43	0,34			
						Nymphr	-0,54	0,25			
						Nymphh	-0,33	0,30			
						Panimi	-0,22	0,37			
						Panire	-0,35	-0,01			
						Pasppi	0,17	-0,33			
						Polyhy	-0,50	0,20			
						Polypu	0,35	0,26			
						Ryncor	0,34	-0,14			
						Sagila	0,80	0,22			
						Salvaur	-0,40	0,12			
						Salvbi	-0,55	-0,20			
						Sclemi	0,65	0,24			
						Stroth	-0,55	0,07			
						Talipe	-0,34	0,04			
						Telmas	0,48	-0,20			
						Tonflu	0,33	0,26			
						Utrifo	-0,37	0,14			
						Utrihy	0,33	-0,08			

Foram observados tanto efeitos positivos quanto negativos das variáveis ambientais na diversidade das comunidades bióticas nas estações amostrais dos ambientes lênticos (Figura 111). A diversidade do fitoplâncton responde de forma positiva às concentrações de ferro total no lago Limão (E18), fósforo total nas lagoas Areão (E23) e Monsarás (E25), e de forma negativa ao chumbo no lago Juparanã (E20) e a esse metal e ao alumínio na lagoa Areão (E23). A comunidade perífítica foi negativamente correlacionada com os metais alumínio (Juparanã – E20), bário (Nova – E19; Areal – E24) e vanádio (Nova – E19), e correlacionada positivamente com fósforo total e MPS (Juparanã – E20; Monsarás – E25). Ainda, na lagoa Monsarás (E25), a riqueza e o Índice de Shannon foram correlacionados positivamente com as concentrações de chumbo total. Nos ambientes lênticos, a diversidade de macrófitas apresentou relação positiva com chumbo e bário no lago Limão (E18) e alumínio na lagoa Areal (E24). Relações negativas foram observadas na lagoa Areão (E23) e na lagoa Monsarás (E25) entre a diversidade e o MPS. Nesta última estação amostral, foi observada relação negativa com o cromo. Nos ambientes lênticos, a diversidade zooplanctônica foi positivamente correlacionada com metais (ferro, chumbo e cromo total) e fósforo total na lagoa Monsarás (E25 e E25A) e negativamente correlacionada com vanádio no lago Limão (E18).

Figura 111: Correlação de Pearson da Riqueza e da Diversidade de Shannon com algumas variáveis selecionadas para cada comunidade nas estações amostrais dos ecossistemas lênticos. Os metais foram representados por sua fração total.

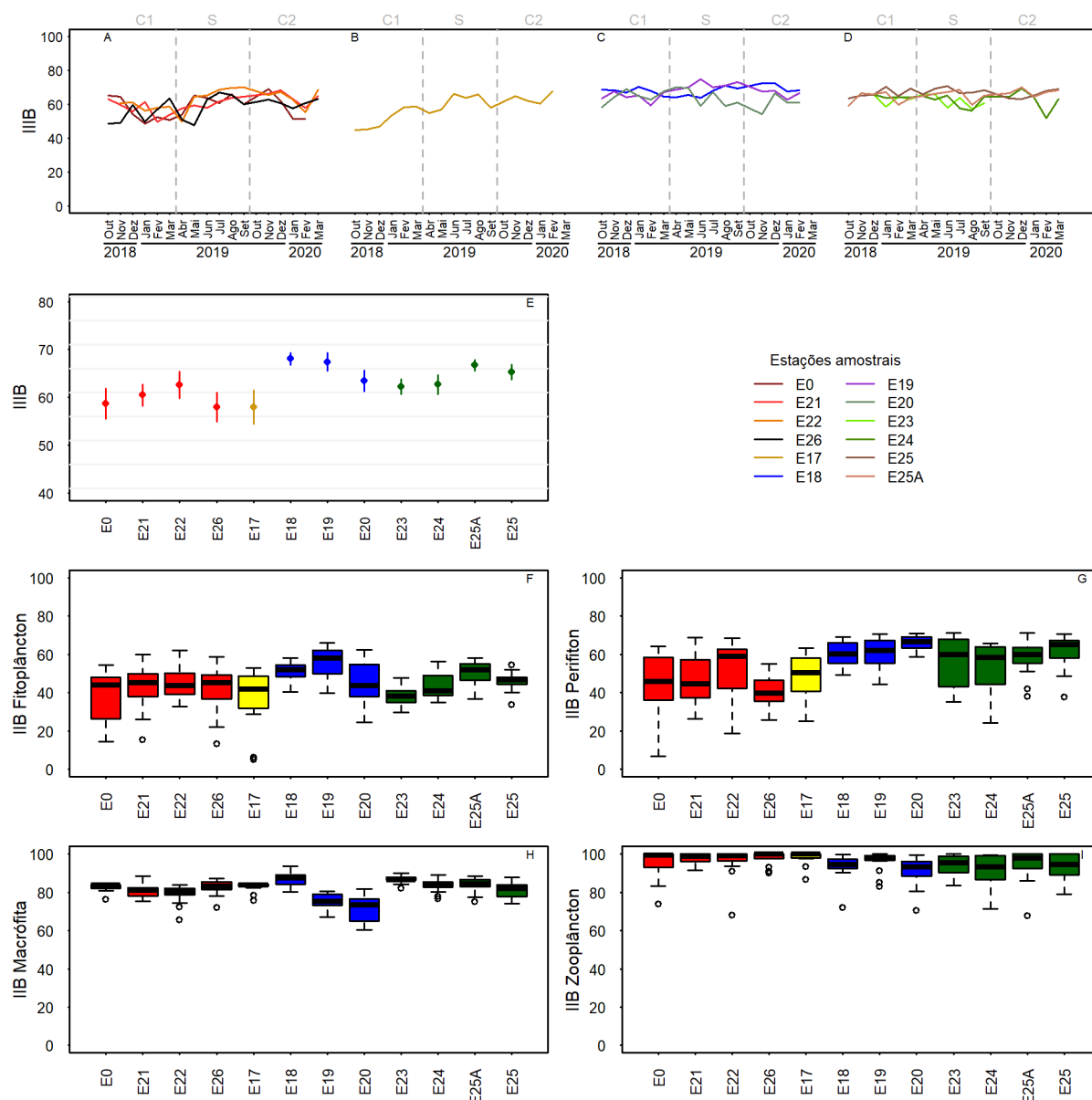


1.5 ÍNDICE INTEGRADO DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIIB) DOS AMBIENTES LÊNTICOS E LÓTICO

O IIIB mostra a integridade ambiental sobre o foco de diversas comunidades respondendo a diversos estressores da bacia. Não existe, ainda, nenhum tipo de referência de classificação da qualidade de integridade ambiental (e.g. bom, ruim, péssimo), mas os valores poder ser comparados entre si para determinação da variação temporal e espacial da integridade. Assim, a avaliação do IIIB na bacia do Baixo Rio Doce, considerando as comunidades fitoplanctônica, perifítica, de macrófitas e zooplanctônica, indica para o Rio Doce tendência temporal de melhora na integridade no período de Seca (Figura 112 A). Para o Rio Guandu, a integridade foi menor no início das coletas, no período

C1, com melhoras no período de seca e estabilização até as últimas coletas (Figura 112B). O valor mais baixo de IIIB registrado ocorreu em Outubro/2018 no Rio Guandu. Nos lagos, foi observada estabilidade na variação temporal, exceto para o lago Juparanã (E20), no qual os valores de IIIB diminuíram nos períodos S e C2 (Figura 112C). Nas lagoas (Figura 112D), foi observado em Monsarás (E25 e E25A) um pequeno aumento da integridade no período S, enquanto os lagos Areão (E23) e Areal (E24), diminuíram a integridade ambiental neste mesmo período.

Figura 112: Índice Integrado de Integridade Biótica (IIIB) ao longo das coletas e estações amostrais na bacia do Baixo Rio Doce, ao longo os três períodos climáticos (A-D; C1 – chuvoso 1; S – seca; C2 – chuvoso 2). Média e intervalos de confiança de 95% dos IIIB nas estações amostrais (E). Boxplot dos Índices de Integridade Biótica (IIB) das comunidades fitoplânctônica (F), perifítica (G), de macrófitas (H), e zooplânctônica (I) ao longo das estações amostrais. E-I: Rio Doce (vermelho), Rio Guandu (amarelo); lagos (azul); lagoas (verde).

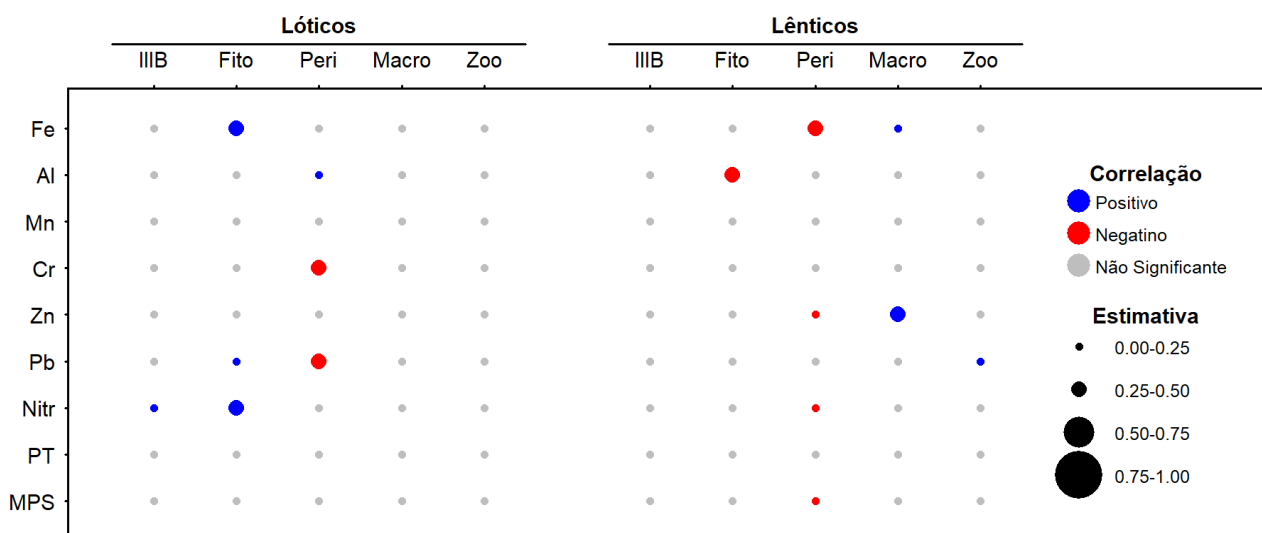


Comparando o intervalo de confiança dos IIIB das estações amostrais, a integridade no Rio Doce foi similar em todas as suas estações amostrais e similar com aquela registrada no Rio Guandu (Figura 112E). O maior valor médio foi registrado no trecho próximo de Povoação e o menor na foz do Rio Doce. As maiores integridades foram registradas nos lagos Limão (E18) e Nova (E19), e na lagoa Monsarás (E25 e E25A). A integridade nas demais estações amostrais (E20, E23 e E24) foram similares àquela encontrada no Rio Doce. Contudo, a estação da Foz do Rio Doce diferenciou-se do lago Juparanã, apresentação menor integridade. Dentre o IIB das comunidades, foram observadas

maiores variações nas comunidades produtoras primárias microscópicas, de ciclo de vida mais rápido (fitoplâncton e perifíton), enquanto que nas macrófitas, com ciclo de vida mais longo, e zooplâncton, consumidores primários, houve menor variação dos dados (Figura 112F-I). A comunidade fitoplanctônica e perifítica indicaram menores integridades nos ecossistemas lótico e nas lagoas Areão e Areal, enquanto as macrófitas indicaram menor integridade nos lagos Nova e Juparanã. A comunidade zooplanctônica indicou menor integridade nas lagoas. Era esperada a variação entre respostas das comunidades, considerando suas diferentes ecologias (e.g. produtores x consumidores, ciclo de vida, etc.). Contudo, é também esperado que um ambiente integro mantenha a integridade biótica de todos os quatro grupos.

Avaliando as diferentes respostas os Índices de Integridade Biótica às variáveis selecionadas (sendo os metais em sua forma total), nos ambientes lêntico e lótico, foi observado que nos ambientes lóticos o índice baseado na comunidade perifítica respondeu de forma negativa ao incremento de cromo e chumbo e de forma positiva ao alumínio, enquanto que o fitoplâncton responde de forma positiva ao ferro, chumbo e nitrato. Nos ambientes lênticos, o IIIB respondeu negativamente as concentrações de alumínio e zinco. A comunidade fitoplanctônica respondeu da mesma forma ao alumínio, enquanto a comunidade perifítica respondeu negativamente ao ferro, zinco, nitrato e MPS. O IIB de macrófitas respondeu, nesses ambientes, positivamente ao ferro e ao zinco, enquanto que zooplâncton respondeu positivamente ao manganês e ao chumbo. Todas as correlações, apesar de significativas ($p < 0,05$) variaram entre médias e fracas (até 0,50).

Figura 113: Correlação de Pearson do Índice Integrado de Integridade Biótica (IIIB) e dos Índices de Integridade Biótica das comunidades estudadas com algumas variáveis selecionadas. Os metais foram representados por sua fração total. Ambientes lóticos = E0, E21, E22, E26, E17. Ambientes lênticos: E18, E19, E20, E23, E24, E25, E25A.



1.5.1 Considerações finais

Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que os Calha do Rio Doce e Lagos/Lagoas apresentaram números de não conformidades semelhantes. Sendo que foi observado um percentual de não conformidades 90%; 95,2% e 100% parara os Lagos/Lagoas nos períodos out/2018 a mar/2019, abr2019 a set/2019 e out/2019 a mar/2020.

Este dado revela-se altamente preocupante, uma vez que estas não conformidades elevadas vêm aparecendo para todos os semestres do PMBA/Fest-RRDM, sendo que os PCBs são compostos de grande toxicidade e impactantes à saúde humana, já sendo proibidos no Brasil desde 1981, mas com uso em equipamentos antigos e em óleos de transformadores elétricos. Ações devem ser tomadas no sentido de mitigar este problema, que também pode impactar toda a biota presente nos lagos e lagoas.

De forma geral, após o estudo de normalização dos Elementos Terras Raras, percebeu-se que o Rio Guandu (E17) pode ser considerado como referência negativa da presença do rejeito e que todas as estações do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) apresentam fortes indícios da presença do rejeito após a avaliação de seus sedimentos e das amostras de MPS coletadas no período chuvoso de out/19 a mar/20.

Nos ambientes lacustres percebeu-se para lagos que o rejeito está provavelmente presente nas estações E18 e E19. Para a estação E20 (Lago Juparanã) não foi percebida a presença do rejeito, estando em conformidades com o histórico de represamento deste ambiente para se evitar a intrusão do rejeito imediatamente após o rompimento da barragem de Fundão (BARBOSA et al., 2019). Já para as lagoas, há um possível indicativo de presença do rejeito na estação E23, mas na E25 esse indicativo é maior.

Devido à necessidade de ter que repetir as análises das amostras dos testemunhos da E24 (Lagoa do Areal), até o fechamento deste relatório as análises dos ETR destas amostras não foram finalizadas, impossibilitando a comparação com a assinatura do rejeito. Relatório complementar deverá constar estes dados e um estudo mais completo deverá ser feito aumentando-se o número de amostras analisadas.

Embora, até o momento, a análise quali-quantitativa da composição mineralógica de sedimentos e materiais particulados em suspensão (MPS), coletados nos ambientes fluvial e lacustres (lagos e lagoas), mostrarem similaridade com ambientes antes à passagem da pluma de rejeitos de minério de Fe, é preciso efetuar outras análises mineralógicas, tais como medidas de susceptibilidade magnética e análises cristaloquímicas, a fim de distinguir e quantificar os oxihidróxidos de Fe, traçadores mineralógicos do rejeito liberado pela barragem de Fundão da Samarco em Mariana (MG) no alto Rio Doce.

1.6 ICTIOFAUNA

1.6.1 Composição e estrutura da comunidade de peixes

1.6.1.1 Resultados descritivos da ictiofauna

Ao longo das 16 campanhas foram amostradas 67 espécies de peixes, sendo 43 nativas e 24 introduzidas (Tabela 20). Adicionalmente, em coleta exploratória realizada em setembro/outubro de 2019 nos rios Pancas e São João Grande, três espécies adicionais foram registradas, sendo duas delas, características da calha do rio e de tributários do Alto e Médio Rio Doce. Estas espécies foram: o Cascudo-folha *Harttia loricariformis* (em ambos os rios), o Piau-vermelho *Hypomasticus copelandii* e o Piau-caboclo *Hypomasticus steindachneri* (os dois últimos apenas no rio São João Grande). Esta espécie de Cascudo-folha ocorre no Rios Gualaxo do Norte, num tributário do Rio Piracicaba e no Rio Piranga, enquanto que as duas espécies de piau ocorrem ao longo da calha do Rio Doce e em tributários. Nenhuma dessas espécies foi coletada na calha do rio durante o Ano 1 e Período de Transição de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Considerando as coletas realizadas com os petrechos redes de espera, arrasto e tarrafa foram amostradas 64 espécies (41 nativas e 23 introduzidas). O arrasto foi o petrecho que capturou um maior número de espécies, 45 espécies, sendo 13 capturadas exclusivamente com esta metodologia (Figura 114 a). Essa metodologia tende a capturar espécies de menor porte (6 - 290 mm, média de 39 mm; Tabela dados Brutos) que corresponderam, em sua grande maioria, às espécies nativas (Figura 114 b). Por outro lado, as espécies introduzidas foram igualmente amostradas em todos os petrechos de pesca (Figura 114 c).

Figura 114: Diagrama de Venn mostrando a riqueza de ictiofauna capturada com cada metodologia de coleta. Dados relacionados à pesca elétrica não são apresentados. (A) Considerando toda a comunidade, (B) apenas a comunidade de espécies nativas e (C) apenas a comunidade de espécies introduzidas.

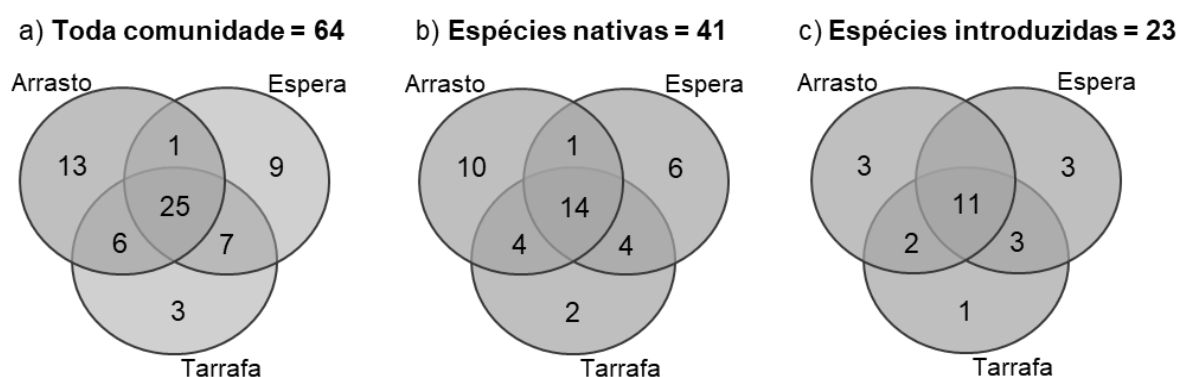


Tabela 20: Abundância das espécies amostradas no baixo Rio Doce por ponto de coleta. Ver Material Suplementar A7DS4 para localização dos pontos.

Espécies	Pontos												Total Geral
	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	10	P01B	P08B	
<i>Aequidens</i> sp.			20				133	2	1	25			181
<i>Astronotus ocellatus</i>							1						1
<i>Astyanax lacustris</i>	15	88	248	8	66	156	418	73	15	56	4	41	1188
<i>Awaous tajasica</i>	656	549	473	581	8	7	273	233				125	2905
<i>Caranx bartholomaei</i>			1	3									4
<i>Caranx latus</i>		1	1	1									3
<i>Centropomus parallelus</i>	1	6	3	5				5					20
<i>Characidium cricareense</i>									17				17
<i>Cichla kelberi</i>	1	4	8	4	249	270	11	4		30	7	5	593
<i>Cichla monoculus</i>	2	58	155	10	393	87	34	38					777
<i>Clarias gariepinus</i>								2					2
<i>Coptodon rendalli</i>	13	285	41	28				259		4		62	692
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i>							5						5
<i>Crenicichla lepidota</i>	3	7	7	1	238	21	106	51			1	1	436
<i>Deuterodon</i> cf. <i>giton</i>	3	101	288	725			24	115					1256
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i>	9	15	2016	4012			118	18				232	6420
<i>Deuterodon</i> cf. <i>taeniatus</i>	9		13	24			67	20	74				207
<i>Elops saurus</i>			1										1
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i>				2									2
<i>Eugerres brasiliensis</i>												1	1
<i>Genidens genidens</i>		3	2	23		1							29
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>		775	504	434	315	176	127	25	24	8		2	2390
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>					1								1

Espécies	Pontos												Total Geral
	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	10	P01B	P08B	
<i>Gymnotus sylvius</i>			1		5	2	7		1				16
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>			1				9						10
<i>Hoplias intermedius</i>	3	5	10	5			1	4			1	1	30
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	9	12	2	23	39	16	11	1	3	1		118
<i>Hoplosternum littorale</i>		6	4		5	3	221	35		12		4	290
<i>Hyphessobrycon eques</i>	1		108	1	1816					2			1928
<i>Hypostomus affinis</i>	1	7	6	1		1		3					19
<i>Hypostomus luetkeni</i>		1						2					3
<i>Knodus moenkhausii</i>	383	65	1035	199	44	10	306	545				662	3249
<i>Lophiosilurus alexandri</i>			4										4
<i>Loricariichthys castaneus</i>		13	5	1		1		4			11	1	36
<i>Lycengraulis grossidens</i>		1			13					9			23
<i>Megaleporinus conirostris</i>	4	4	3	5			1	4				2	23
<i>Metynnis lippincottianus</i>	7	9	1		193	154	3	2		38	43	5	455
<i>Microcambeva jucuensis</i>				1									1
<i>Microphis lineatus</i>	1	1	10	3				1					16
<i>Moenkhausia vittata</i>	1		46										47
<i>Mugil curema</i>	3	49	140	530		4	152	14				7	899
<i>Oligosarcus acutirostris</i>								1					1
<i>Oligosarcus argenteus</i>	4	1									1		6
<i>Oreochromis niloticus</i>	62	2363	1208	343	1		48	2824				1163	8012
<i>Pachyurus adspersus</i>	4166	649	681	162	92	50	120	1356			21	575	7872
<i>Pimelodella lateristriga</i>		1	6				18	3					28
<i>Pimelodus maculatus</i>	43	29	22	43		14	59	129		4	3	10	356

Espécies	Pontos												Total Geral
	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	10	P01B	P08B	
<i>Pimelodus</i> sp.	1												1
<i>Poecilia reticulata</i>							23		38				61
<i>Poecilia vivipara</i>		767	3816	3985	1139	418	839	192		359		6	11521
<i>Pomadasys ramosus</i>			1										1
<i>Prochilodus argenteus</i>		1	4	5				1					11
<i>Prochilodus costatus</i>	2	1	3	2	2								10
<i>Prochilodus vimboides</i>		1											1
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>			4	30									34
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	5	3		3		2						3	16
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>		2	1				3	1			1	3	8
<i>Pygocentrus nattereri</i>	3	10	2	2	164	16	13	2		21	55	6	294
<i>Rhamdia quelen</i>						1			2				3
<i>Salminus brasiliensis</i>		1	1					1					3
<i>Serrapinnus heterodon</i>		4	116	14			4	8					146
<i>Serrasalmus brandtii</i>										1			1
<i>Synbranchus marmoratus</i>							1						1
<i>Trachelyopterus striatulus</i>		9	12	12	1	1	34	2			2		73
<i>Trichomycterus alternatus</i>			1										1
<i>Trichomycterus immaculatus</i>									27				27
<i>Trinectes paulistanus</i>			6	1									7
Total Geral	5403	5904	11055	11211	4768	1434	3195	5990	200	572	151	2914	52797

1.6.1.2 Caracterização da ictiofauna

Esta caracterização da continuidade aos resultados da ictiofauna registrada pelo PMBA/Fest-RRDM e apresentada no Relatório Anual 1 desse programa. Segue abaixo uma descrição dos oito novos registros de espécies registrados nas coletas do Período de Transição, (incluindo as coletas exploratórias), sendo elas: *Harttia loricariformis*, *Hypomasticus copelandii*, *Hypomasticus steindachneri*, *Trichomycterus immaculatus*, *Characidium cricareense*, *Deuterodon* cf. *taeniatus*, *Serrasalmus brandtii* e *Eugerres brasilianus*. Além disso, quatro espécies coletadas no Ano 1 tiveram sua identificação corrigida ou confirmada com base em dados moleculares e morfológicos: *Knodus moenkhausii*, *Pimelodella lateristriga*, *Trinectes paulistanus* e *Microcambeva jucuiensis*.

Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Harttia loricariformis* Steindachner 1877 (Figura 115)

Nome popular: Cascudo-Folha, Cascudo-Barata

Figura 115: *Harttia loricariformis* Steindachner 1877 Cascudo-folha coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Corpo achatado dorsoventralmente, recoberto por placas e de coloração castanho claro, enquanto os jovens podem apresentar algumas faixas transversais mais escuras (VIEIRA et al., 2014). Boca quase circular e na região ventral da cabeça. Não apresentam nadadeira adiposa e o pedúnculo caudal bastante deprimido dorsoventralmente. É uma espécie de pequeno porte (VIEIRA et al., 2014). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: 16 placas entre as nadadeiras dorsal e caudal, 2 placas pré-anais grandes e trapezoidais, seguidas por 3 ou 4 placas menores e espinho dorsal rígido (LANGEANI, 2001; BUCKUP et al., 2014).

DNA barcode: Nenhuma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene COI.

Tamanho máximo: Pouco maior do que 15 centímetros (VIEIRA et al., 2014).

Habitat: São animais dulcícolas que vivem em fundo arenoso e rochoso (THOMÉ et al., 2019). Ocupam vários tipos de ambientes, podendo ocorrer tanto em córregos de pequeno porte quanto em rios maiores (VIEIRA et al., 2014).

Hábito alimentar: Raspador de fundo (THOMÉ et al., 2019).

Reprodução: Apresenta atividade reprodutiva de setembro a fevereiro, os machos são maiores do que as fêmeas e cuidam da desova (MENEZES et al., 1998).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do rio Paraíba do Sul e rios costeiros no sul do Espírito Santo (VIEIRA et al., 2014). No PMBA/Fest-RRDM foram coletados 27 exemplares no Rio Pancas, em Colatina e um exemplar no Rio São João Grande, em Baixo Guandu.

Ordem: Characiformes

Família: Anostomidae

Espécie: *Hypomasticus copelandii* (Steindachner 1875) (Figura 116)

Nome popular: Piau-Vermelho

Figura 116: *Hypomasticus copelandii* (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Corpo com coloração de fundo alaranjado, sendo o dorso mais escuro do que o ventre. Apresenta três máculas grandes e negras, sendo as duas primeiras alongadas e dispostas abaixo da linha lateral (VIEIRA et al., 2015). O seu nome popular se deve as nadadeiras avermelhadas, do qual a caudal apresenta o lobo superior mais longo do que o inferior (VIEIRA et al., 2015). A boca está na posição subterminal e exhibe uma mancha vermelha nas laterais. Além disso, possui 8 dentes no pré-maxilar e 8 no dentário

que são robustos e arrançados como degraus de escada, linha lateral composta por 38-39 escamas e pedúnculo caudal com 12 escamas ao seu redor (BIRINDELLI et al., 2020; VIEIRA et al., 2015).

DNA barcode: Duas amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Quatro sequências do trabalho de SALES et al., (2018) foram baixadas do Bold e adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram somente uma linhagem dessa espécie para o rio Doce incluindo todas as sequências utilizadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: Atinge tamanhos maiores do que 40 centímetros de comprimento padrão, considerada uma espécie de grande porte (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Espécie reofílica, ou seja, habita águas com forte correnteza preferencialmente rios de médio e é portanto, considerada de grande porte (VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Onívoro (VIEIRA et al., 2015).

Reprodução: O período de reprodução compreende os meses de setembro a janeiro, que coincidem com as maiores temperaturas e índices pluviométricos (PEREIRA et al., 2007; ERTHAL et al., 2015).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras no leste do Brasil, entre o rio Mucuri e o rio Paraíba do Sul (VIEIRA et al., 2015). Em coletas exploratórias no Rio São João Grande, em Baixo Guandu, pelo PMBA/Fest-RRDM foram coletados três espécimes.

Ordem: Characiformes

Família: Anostomidae

Espécie: *Hypomasticus steindachneri* (Eigenmann 1907) (Figura 117)

Nome popular: Piau-caboclo, Piau-Três-Pintas

Figura 117: *Hypomasticus steindachneri* (Eigenmann 1907) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): A espécie possui um corpo fusiforme, de coloração mais escura no dorso e mais clara no ventre, com a presença de três manchas enegrecidas, arredondadas e dispostas na lateral do tronco (VIEIRA et al., 2014). As nadadeiras pélvicas, caudal e anal apresentam coloração vermelho alaranjadas, sendo que a última apresenta menos de 10 raios ramificados (VIEIRA et al., 2014; BELEI et al., 2014). Assim como *H. copelandii* apresenta boca subterminal com 8 dentes no pré maxilar e no dentário (BIRINDELLI et al., 2020). A linha lateral contabiliza uma série de 35 a 37 escamas (EIGENMANN; OGLE, 1907).

DNA barcode: Quatro amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram somente uma linhagem dessa espécie para o rio Doce a qual é grupo irmão de uma linhagem de *Hypomasticus mormyrops* das bacias dos rios Doce, Santo Antônio e Manhuaçu (Material Suplementar A7DGS1, Figura S6).

Tamanho máximo: Ultrapassa 30 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2014; NETO et al., 2014).

Habitat: Ocorre na calha de rios maiores em áreas de qualidade ambiental variável (VIEIRA et al., 2014). Podendo ser encontrado também em lagoas marginais às calhas, além de ser considerada uma espécie dulcícola bento-pelágica (BELEI et al., 2014).

Hábito alimentar: Alimenta-se preferencialmente de itens de origem vegetal e invertebrados, de origem aquática ou terrestre (VIEIRA et al., 2014).

Reprodução: A primeira maturação ocorre em indivíduos machos e fêmeas com tamanho próximo a 21 centímetros, sendo que as fêmeas fazem desova total (NETO et al., 2014; BELEI et al., 2014). A espécie realiza grandes migrações no período reprodutivo, que ocorre no período chuvoso, de outubro a fevereiro (VIEIRA et al., 2014; BELEI et al., 2014).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Ocorre em algumas drenagens costeiras no sudeste, como as bacias do Rio Paraíba do Sul, Rio Doce, Rio Jururuçu, Rio Mucuri e Rio São Mateus (BIRINDELLI et al., 2020; VIEIRA et al., 2014). O monitoramento PMBA/Fest-RRDM coletou apenas um exemplar em uma coleta exploratória no Rio São João Grande, em Baixo Guandu. Há registros dela no reservatório da usina hidrelétrica de Mascarenhas (CTA, 2009)

Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Espécie: *Trichomycterus immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann 1889) (Figura 118)

Nome popular: Cambeva

Figura 118: *Trichomycterus immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann 1889) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Os indivíduos dessa espécie apresentam o corpo moderadamente delgado, subcilíndrico e ligeiramente deprimido anteriormente e comprimido posteriormente. Possuem a cabeça e o tronco ligeiramente convexo, aproximadamente reto no pedúnculo caudal; perfil ventral reto a ligeiramente convexo entre a mandíbula inferior e a extremidade da base da nadadeira anal, reto na caudal. Os olhos são pequenos, posicionado dorsalmente na cabeça, a boca subterminal, os dentes da mandíbula pontiagudo, disposto em 4 ou 5 séries irregulares. A espécie possui todo o corpo preto, exceto a região ventral e da cabeça. As nadadeiras e barbilhões são cinzas. Em álcool, a espécie caracteriza-se pela região dorsal e lateral da cabeça e do tronco apresentarem coloração homogênea cinza escuro a marrom. As nadadeiras são marrom-escuras na porção basal, com grande concentração de melanóforos na base da nadadeira caudal, com as extremidades das nadadeiras cinza claro (COSTA et al., 2019). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: corpo totalmente sem manchas ou máculas, nadadeira peitoral possui 8 raios ramificados e o primeiro raio é prolongado como um filamento, possui 8 raios nas membranas branquiostegais, 22 a 30 odontódeos no opérculo, 69 a 70 odontódeos no inter-opérculo e ausência de espaço entre as bases das nadadeiras pélvicas (REIS et al., 2020).

DNA barcode: Quatro amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências do trabalho de SALES et al. (2018) identificadas como *Trichomycterus* aff. *immaculatus*, foram baixadas do Bold e adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram duas linhagens dessa espécie uma delas incluindo três amostras geradas nesse estudo mais quatro amostras de *Trichomycterus* aff. *immaculatus* e uma identificada apenas como *Trichomycterus* sp. do trabalho de SALES et al., (2018). A segunda linhagem incluiu uma sequência gerada nesse estudo mais duas sequências de *T. cf. brasiliensis* e duas sequências de *Trichomycterus* sp. de SALES et al., (2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 93 mm de comprimento padrão (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Costa et al. (2014) sugerem que essa espécie ocorra escondido sob rochas.

Hábito alimentar: No projeto PMBA/FEST-RRDM foram analisados 26 estômagos, os quais foram classificados como insetívoro aquático.

Reprodução: Não existem informações na literatura sobre a reprodução da espécie.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias dos rios Paraibuna, Doce e Paraíba do Sul (VIEIRA et al., 2015). No projeto PMBA/FEST-RRDM foram coletados apenas nos córregos São Pedro Frio, Colatina, Espírito Santo.

Ordem: Characiformes

Família: Crenuchidae

Espécie: *Characidium cricarens* Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019 (Figura 119)

Nome popular: Charutinho, Canivete

Figura 119: *Characidium cricarens* Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Esta espécie possui escamas cobrindo a maior parte do corpo, exceto em alguns locais na região ventral, onde há pequenas áreas sem escamas. O corpo é baixo e quase cilíndrico, sendo pouco comprimido lateralmente na região posterior. A cabeça é muito pequena em relação ao comprimento do corpo, e em forma de cone. A boca é muito pequena em relação ao comprimento da cabeça, subterminal, possui numerosos dentes muito pequenos, distribuídos em apenas uma série na maxila superior e duas séries na maxila inferior. A maxila superior possui apenas 6 dentes, enquanto a maxila inferior possui 8 a 9 dentes na série externa. A nadadeira caudal é bifurcada, com as porções ventral e dorsal do mesmo tamanho. Possui três raios não ramificados nas nadadeiras peitorais. Em vida, o corpo é amarelado ou esverdeado, com várias barras transversais escuras nas laterais e uma faixa longitudinal escura e estreita se estendendo da boca até os olhos, e que depois se alarga na região do opérculo e se estende até o pedúnculo caudal. Após a fixação, o corpo é quase totalmente amarelado, e as barras verticais ainda são visíveis nas laterais do corpo, assim como alguns

cromatóforos escuros nas nadadeiras dorsal e caudal. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: ausência de escamas na região ventral e anterior às nadadeiras peitorais, a nadadeira caudal possui faixas escuras formando um 'V', a nadadeira dorsal possui pequenos pontos escuros formando duas faixas longitudinais, a distância entre o ânus e a nadadeira anal é maior do que 10% do comprimento padrão, a altura do corpo, na região que passa pela origem da nadadeira dorsal, varia entre 16 a 20% do comprimento padrão, a distância entre a ponta do focinho e a origem das nadadeiras pélvicas variam entre 46 a 50% do comprimento padrão, 8 a 13 barras verticais e escuras nas laterais do corpo, 14 escamas em torno do pedúnculo caudal, 4 séries longitudinais de escamas entre a linha lateral e a origem da nadadeira dorsal, 5 a 7 escamas entre o ânus e a nadadeira anal e 35 a 37 escamas na linha lateral (MALANSKI et al., 2019).

DNA barcode: Cinco amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Nove sequências de *C. cf. timbuiense* e nove de *Characidium* sp. do trabalho de SALES et al. (2018) e também geradas no presente estudo foram adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no rio Doce, no entanto ela incluiu ainda amostras de *C. cf. timbuiense* e *Characidium* sp. (Material Suplementar A7DGS1, Figura S6).

Tamanho máximo: 50 mm CP (MALANSKI et al., 2019).

Habitat: Espécie conhecida por habitar ambientes de corredeiras e cachoeiras, preferindo viver associada ao substrato rochoso (MALANSKI et al., 2019). Neste estudo, esta espécie foi coletada tanto em pequenos córregos quanto na calha principal do Rio Doce.

Hábito alimentar: Neste estudo, os indivíduos da espécie consumiram principalmente insetos de origem aquática, sendo classificada como insetívora aquática.

Reprodução: Não existem informações na literatura.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Ocorre naturalmente em bacias costeiras nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Sul da Bahia, por exemplo, as bacias do Rio Doce, rio São Mateus, rio Jucuruçu, rio Itaúnas, rio Itanhém-Alcobaça e rio Mucuri (MALANSKI et al., 2019; SILVA et al., 2020).

Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Deuterodon cf. taeniatus* (Jenyns 1842) (Figura 120)

Nome popular: Lambari ou Piaba

Figura 120: *Deuterodon cf. taeniatus* (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Corpo comprimido e relativamente alongado; mais profundo na vertical que passa na origem da nadadeira dorsal. Perfil do focinho ligeiramente arredondado da margem do lábio superior até a vertical que passa nas narinas anteriores. Perfil dorsal da cabeça reto na vertical que passa entre a narina posterior e a ponta do osso supraoccipital. Perfil do corpo convexo da ponta do osso supraoccipital até a base da nadadeira dorsal; reto ou quase convexo do último raio da nadadeira dorsal até a nadadeira adiposa e reta ou quase côncava da região posterior da nadadeira adiposa até a base nadadeira caudal. Perfil ventral do corpo convexo da margem do lábio inferior até origem na nadadeira pélvica, e reto desse ponto até a origem na nadadeira anal. Perfil do corpo ao longo da base da nadadeira anal dorsalmente inclinado. Pedúnculo caudal alongado e quase reto ou ligeiramente côncavo ao longo de ambas as margens dorsal e ventral. Cabeça relativamente pequena. Possui um ou dois dentes no osso maxilar, sendo que o primeiro dente possui mais de 6 cúspides. Maxila estendendo-se posteriormente à vertical que passa na margem anterior da órbita, e ligeiramente oblíqua. Margem anterodorsal da maxila ligeiramente côncava, e margem posterodorsal reta e a margem ventral convexa. Em vida, o corpo é prateado, com uma mancha escura e em forma de “vírgula” próxima à cabeça (SILVA et al., 2019). Possui um ou dois dentes no osso maxilar, sendo que o primeiro dente possui mais de 6 cúspides e as escamas não possuem “circuli” na margem posterior (TERÁN et al., 2020). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: Os dentes da maxila inferior diminui abruptamente de tamanho a partir do 5º dente, a extremidade livre do maxilar alcança a extremidade ventral do segundo osso infraorbital, 19 a 23 raios ramificados na nadadeira anal e 38 a 41 escamas na linha lateral (SILVA et al., 2019).

DNA barcode: Onze amostras de *Deuterodon cf. taeniatus* foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *D. taeniatus* do trabalho de SALES et al. (2018) foram adicionadas ao banco de dados, e as análises mostraram as 11 sequências distribuídas em quatro linhagens mistas, as quais incluíram além de *D. taeniatus*, *D. pedri*, *Astyanax* sp., *Psalidodon fasciatus* e *D. intermedius* (Material Suplementar A7DGS1, Figura S6). Recentemente, uma revisão

do gênero *Astyanax* (TERÁN et al., 2020) realocou algumas espécies nos gêneros *Deuterodon* e *Psalidodon* com o objetivo de tentar clarear as relações entre os táxons desse complex, no entanto para algumas dessas espécies essa separação ainda é difícil, mesmo com a utilização da taxonomia integrativa.

Tamanho máximo: 110 mm de comprimento padrão (LUCENA; LUCENA, 2002).

Habitat: No geral espécies do gênero *Deuterodon* ocupam rios de cabeceiras e de planície costeira, encontrado em ambientes heterogêneo, incluindo trechos lóticos e lênticos associados a rochas e areia no fundo (VITULE; ARANHA, 2002).

Hábito alimentar: Neste estudo a espécie apresentou uma dieta onívora com consumo de plantas e insetos tanto de origem aquática quanto terrestre.

Reprodução: Preferem riachos de correnteza forte, água clara e leito pedregoso, realizando múltiplas desovas de pequenos lotes ao longo do ano como tática reprodutiva diante de condições adversas como enxurradas (WINEMILLER, 2010).

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: Restringe-se a bacias costeiras associadas à Mata Atlântica, do Sul ao sudeste do Brasil (LUCENA; LUCENA, 2002).

Ordem: Characiformes

Família: Serrasalminidae

Espécie: *Serrasalmus brandtii* Lütken 1875 (Figura 121)

Nome popular: piranha branca, pirambeba

Figura 121: *Serrasalmus brandtii* Lütken 1875 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Possuem perfil dorsal anterior côncavo sobre a cabeça e o palato com dentes. São peixes com corpo alto e

comprimido lateralmente, colorido com pequenas máculas acinzentadas e a nadadeira adiposa pequena com mancha escura na ponta (BRITSKI et al., 1999). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: nadadeira peitoral com 13 ou 14 raios, linha lateral com 69 a 77 escamas e 29 a 32 séries longitudinais de escamas entre a linha lateral e a origem da nadadeira dorsal (BRITSKI et al., 1988).

DNA barcode: Somente uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI e as análises delimitaram uma linhagem para essa espécie na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 22 cm de comprimento (BRITSKI et al., 1988).

Habitat: São encontrados nos variados biótipos dulcícolas, exceto pequenos riachos em florestas densas e áreas bentônicas de rios profundos (GUSMÃO-POMPIANI et al., 2009).

Hábito alimentar: São os únicos Characiformes que possuem dentes e mandíbula bem adaptados para arrancar pedaços de carne de peixes maiores ou de mamíferos. Durante a fase juvenil, consomem alimentos variados, como insetos aquáticos, muco das escamas e nadadeiras. Já na fase adulta, sua dieta é baseada em peixes (POMPEU, 1999).

Reprodução: Apresenta desova parcelada, reproduzindo-se durante o ano inteiro, com picos nos meses de chuva (TELES; GODINHO, 1997). Além disso, o tamanho da primeira maturação das fêmeas ocorre com o tamanho de 14,5 centímetros e os machos 13,1 centímetros (RIZZO; BAZZOLI, 2020).

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: É amplamente propagada na América do Sul, nativa do rio São Francisco (BARBOSA, 1980).

Ordem: Perciformes

Família: Gerreidae

Espécie: *Eugerres brasiliensis* (Cuvier 1830) (Figura 122)

Nome popular: carapeba, carapeba listrada, mojarra brasileira, caratingas ou carapicus

Figura 122: *Eugerres brasiliianus* (Cuvier 1830) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Indivíduos de pequeno a médio porte, que são caracterizados por possuir boca pontuda e muito protrusível, capaz de se estender em forma de tubo durante a alimentação. Possuem corpo comprimido lateralmente, sendo a parte superior do corpo mais escura, com estrias escuras acompanhando a curvatura das séries de escamas na parte anterossuperior do corpo, aproximadamente retas na parte lateral inferior e desaparecendo na região abdominal, que é mais clara, coberto por escamas ciclóides, com altura variável, apresentando coloração prateada; nadadeiras dorsal e anal com base revestida de escamas, sendo a primeira com 9 a 10 espinhos; e nadadeira caudal bifurcada (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; NELSON, 2006).

DNA barcode: Somente uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI e as análises delimitaram uma linhagem para essa espécie na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 50 cm (GARCÍA-ARTEAGA et al., 1997).

Habitat: Ocorrem em ambiente marinho e água doce. Mas, são principalmente representadas por peixes de águas costeiras, ocorrendo geralmente em estuários, sobretudo em fundos lamacentos e arenosos, bem como em lagoas costeiras tropicais e subtropicais (SANTOS; ARAÚJO, 1997).

Hábito alimentar: Geralmente são considerados onívoros e se alimentam principalmente de algas e pequenos invertebrados encontrados próximo ao fundo, especialmente de areia e de lodo (SANTOS; ROCHA, 2007).

Reprodução: Recrutamentos anuais com picos sazonais em meses com temperaturas mais altas. O regime de chuvas contribui para um aumento da proporção entre machos e fêmeas e consequentemente à reprodução (NELSON, 1994).

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: Atlântico Centro-Occidental: Carolina do Sul, EUA a Santa Catarina, Brasil (FLOETER et al., 2003). O PMBA/Fest-RRDM coletou um espécime na Lagoa das Palmas, em Linhares.

Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903) (Figura 123)

Nome popular: Piaba, Lambari

Figura 123: *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Esta é uma espécie de pequeno porte, com linha lateral completa, nadadeira dorsal com 9 raios e nadadeira anal com escamas na base e moderadamente longa. Os cinco primeiros raios da nadadeira anal possuem comprimento igual à distância entre a ponta do focinho e a margem posterior do pré-opérculo. O pré-maxilar possui 5 dentes na série externa e 4 na série interna; maxilar com 2 dentes (VIEIRA et al., 2015). A nadadeira caudal é coberta por escamas até a metade do comprimento. O corpo é baixo e alongado, o focinho é curto e proeminente, enquanto os olhos são pequenos em relação ao comprimento da cabeça. Em vida, o corpo é prateado, com uma pequena mancha escura na região umeral, enquanto que as nadadeiras são amareladas, podendo ser moderadamente avermelhadas durante o período reprodutivo. Possui 22 a 24 raios totais na nadadeira anal e 35 a 39 escamas na linha lateral (EIGENMANN; KENNEDY, 1903; OTA et al., 2018).

DNA barcode: Seis amostras de *Knodus* sp. foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *K. moenkhausii* do trabalho de SALES et al. (2018) foram adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram uma única linhagem dessa espécie para a bacia do rio Doce, a qual incluiu todas as sequências geradas nesse estudo e as de SALES et al. (2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 4.5 cm de comprimento padrão

Habitat: Ocorrem tanto em ambientes lênticos quanto lóticos (VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: É onívoro, ingerindo algas, formas imaturas de insetos e aracnídeos (VIEIRA et al. 2015). Os espécimes coletados pelo projeto apresentaram hábito alimentar insetívoro, consumindo principalmente insetos tanto de origem aquática quanto terrestre.

Reprodução: Apesar de apresentar taxa fecundidade relativamente baixa, outras características como reprodução precoce e desova múltipla ao longo do ano, explicam a grande abundância desta espécie nos locais onde ocorre (CENEVIVA-BASTOS et al., 2014).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Ocorrem nas bacias do rio Paraguai, rio São Francisco, Rio Doce e no Alto rio Paraná (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, esta espécie foi coletada na calha do Rio Doce nas cidades de Baixo Gandu, Colatina e Linhares, ES. E nas lagoas do Limão, Colatina, ES e na do Óleo, Marilândia, ES. Sua condição de espécie nativa ou introduzida na bacia do Rio Doce está ainda indeterminada, embora nesta análise tenha sido considerada como espécie nativa.

Ordem: Siluriformes

Família: Heptapteridae

Espécie: *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) (Figura 124)

Nome popular: Mandi

Figura 124: *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): *Pimelodella lateristriga* difere das demais espécies da família por apresentar acúleo pontiagudo nas nadadeiras dorsal e peitorais, sendo que nas primeiras há ganchos antrorsos grandes em suas margens posteriores. O corpo possui coloração corpo castanho-claro esverdeado ou amarelado, com uma faixa escura mediana ao longo do flanco (DE BRITTO et al., 2014). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: espinho peitoral com 7 a 13 serrilhas desenvolvidas na margem posterior, nadadeira anal com 7 a 10 raios ramificados,

nadadeira dorsal com mancha escura na base, uma faixa hialina mediana e uma mancha distal escurecida e uma faixa longitudinal escurecida do focinho até a margem orbital (SLOBODIAN, 2017).

DNA barcode: Onze amostras de *Pimelodella lateristriga* foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *Pimelodella* sp. do trabalho de SALES et al. (2018) foram adicionadas ao banco de dados, e as análises mostraram as 11 sequências desse estudo agrupadas com as cinco de SALES et al. (2018) formando uma única linhagem dessa espécie na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 150 mm (DE BRITTO et al., 2014).

Habitat: Ocorre em córregos de correnteza rápida a moderada, normalmente junto à vegetação (BOCKMANN, 2007).

Hábito alimentar: Nas amostragens realizadas pelo projeto PMBA/FEST-RRDM a espécie apresentou um hábito alimentar insetívoro, ingerindo principalmente insetos de origem aquática (como Chironomidae e Ephemeroptera), secundariamente insetos de origem terrestre (como Coleoptera).

Reprodução: Não existem informações na literatura.

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: Esta espécie ocorre no Equador e no Brasil (FRICKE et al., 2020). No Brasil, mencionam sua ocorrência na bacia do rio Paraíba do Sul (BOCKMANN, 2007) e nas bacias costeiras situadas entre o rio Jequitinhonha e o rio Paraíba do Sul (MENEZES et al., 2007). No PMBA/Fest-RRDM, foram coletados espécimes na calha do Rio Doce, nas cidades de Marilândia, Colatina e Linhares, no córrego Ribeirão das Palmas (Linhares), ambos no Espírito Santo.

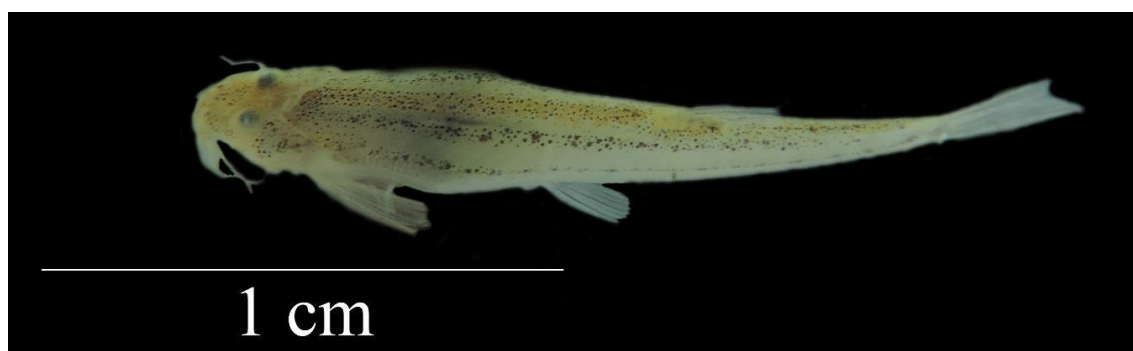
Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Espécie: *Microcambeva jucuensis* Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019 (Figura 125)

Nome popular: Cambeva ou cambevinha

Figura 125: *Microcambeva jucuensis* Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Esta espécie não possui escamas, o corpo é coberto por uma pele muito fina. O corpo é quase cilíndrico, sendo pouco achatado dorsoventralmente na região anterior e comprimido lateralmente na região posterior. A cabeça é muito pequena, quase triangular e com vários odontódeos pequenos no opérculo e no inter-opérculo. Os olhos são muito pequenos e estão na posição dorsolateral da cabeça. Possui três pares de barbilhões curtos na região anterior da cabeça, com o barbilhão mais longo alcançando a região anterior da placa opercular de odontódeos. A boca é subterminal, com numerosos dentes cônicos e muito pequenos, distribuídos em duas séries tanto na maxila superior quanto na maxila inferior. A maxila superior possui 19 a 20 dentes, enquanto a maxila inferior possui 13 a 15 dentes. Possui 6 raios branquiostegais na região inferior da cabeça. A nadadeira caudal é ligeiramente bifurcada, com a porção ventral ligeiramente mais longa do que a porção dorsal. Em vida, o corpo é quase transparente, com algumas pequenas manchas formando listras pouco escurecidas e longitudinais nas laterais. As nadadeiras são hialinas, com pequeno acúmulo de cromatóforos escuros nas nadadeiras dorsal e caudal, formando pequenos pontos escuros. Após a fixação, o corpo é quase totalmente cinza-amarelado, mas alguns cromatóforos ainda são visíveis nas laterais. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: 13 a 15 odontódeos no opérculo, 8 a 9 odontódeos no inter-opérculo, inter-opérculo robusto, com um processo anterior rudimentar, alargamento distal no processo posterior do osso autopalatino e uma ossificação autopalatina anterior fina e minúscula (COSTA et al., 2019).

DNA barcode: Uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI, e a mesma agrupou com duas sequências de *Trichomycterus* aff. *alternatus* do trabalho de SALES et al. (2018). Mais amostras são necessárias para uma correta identificação das espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 27,2 mm de comprimento padrão (COSTA et al., 2019).

Habitat: Espécie conhecida por habitar riachos de águas claras, com profundidade em torno de 50 centímetros, onde nadam sobre o substrato arenoso (COSTA et al., 2019). Neste estudo, esta espécie foi coletada na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares, no estado do Espírito Santo.

Hábito alimentar: Não existem informações na literatura.

Reprodução: Não existem informações na literatura.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Ocorre naturalmente na bacia do rio Jucu, no estado do Espírito Santo (COSTA et al., 2019). Já tinha sido indicada para o Baixo Rio Doce (VIEIRA, 2010).

Ordem: Carangiformes

Família: Achiridae

Espécie: *Trinectes paulistanus* (Miranda Ribeiro 1915) (Figura 126)

Nome popular: Linguado lixa, Solha verdadeira, Tapa, Linguado Redondo, Suela carioca ou Suela chancieta.

Figura 126: *Trinectes paulistanus* (Miranda Ribeiro 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e em vida): Esta espécie caracteriza-se por apresentar faixas não pigmentadas que se estendem da base da nadadeira dorsal à base da nadadeira anal, alcançando desde a base da nadadeira caudal até a abertura vertical da brânquia, 20 vértebras caudais, nadadeira peitoral do lado ocular, quando presente possui apenas 1 raio, cabeça com vários tentáculos carnudos longos e nadadeira caudal não pigmentada. Os espécimes possuem coloração bege ou marrom claro (raramente marrom escuro), ocasionalmente com manchas mais escuras em todo o corpo. As nadadeiras são medianas com pigmentação

ligeiramente mais clara que o corpo (DUPLAIN, 2012). Nos indivíduos adultos, os dois olhos estão localizados no lado direito do corpo. A nadadeira dorsal possui 54 a 60 raios, a nadadeira anal possui 40 a 45 raios, a nadadeira peitoral no lado direito do corpo possui apenas 1 raio. Não possui forame no septo interbranquial (CARPENTER, 2002).

DNA barcode: Quatro amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI, e compuseram apenas uma linhagem na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*).

Tamanho máximo: 180 mm (MUNROE, 2003).

Habitat: É uma espécie encontrada em fundos macios rasos, muitas vezes penetrando em água doce e comumente encontrada em água salobra e estuários (DUPLAIN, 2012).

Hábito alimentar: Os indivíduos dessa espécie alimentam-se de insetos, poliquetas, isópodes e anfípodes em um rio de mangue no sudeste do Brasil (MICHELE; UIEDA, 2007). No projeto da PMBA/FEST-RRDM foram analisados cinco estômagos e a espécie foi classificada como insetívora aquática.

Reprodução: Não existem informações na literatura.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: É uma espécie marinha amplamente distribuída ao longo da costa Leste até o Sul do continente Americano (MUNROE, 2003). Greenfield e Thomerson (1997) reportam esta espécie em canais de mangue em Belize. No PMBA/Fest-RRDM foram coletados espécimes no Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil.

1.6.1.3 Composição de estrutura da comunidade de ictiofauna.

A composição e estrutura da comunidade de ictiofauna que ocorre no Baixo Rio Doce foi apresentada conforme estabelecido no TR4 e na Cláusula 165. Foram demonstrados: i) as curvas do coletor para estimativas de riqueza total e ao longo de todo período amostrado, ii) a descrição da ictiofauna baseada nos valores de abundância e biomassa, iii) os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade, iv) a frequência de ocorrência das espécies, v) os coeficientes de similaridade e dissimilaridade entre as campanhas e entre os locais; e por último, vi) através de uma análise multivariada, identificar ordenamento em relação à distribuição das espécies.

Com o intuito de identificar possível viés por petrecho de coleta, os resultados foram apresentados separadamente por ambientes amostrados (rio, lagoas e ribeirão) e petrechos de pesca (redes de espera, tarrafa e arrasto). Sempre que necessário, foram separadas as espécies nativas das introduzidas.

Ao integrar as 16 campanhas (Ano 1 e Período de transição) utilizando diferentes estimadores de riqueza, foi observado um padrão geral nos resultados, ou seja, um rápido acréscimo no número de

espécies capturadas nas amostragens iniciais, seguido de uma estabilização desses valores. Esse padrão ocorreu em todos os ambiente amostrados e podem ser observados nas Figura 127 (loais amostrados na calha do rio), Figura 128 (ribeirão e córrego) e Figura 129 (lagoas).

Figura 127: Estimadores de riqueza total nos locais amostrados na calha do rio;(a) Ponto 1, (b) Ponto 1B, (c) Ponto 2, (d) Ponto 3, (e) Ponto 4, (f) Ponto 8B, e (g) Ponto 8.

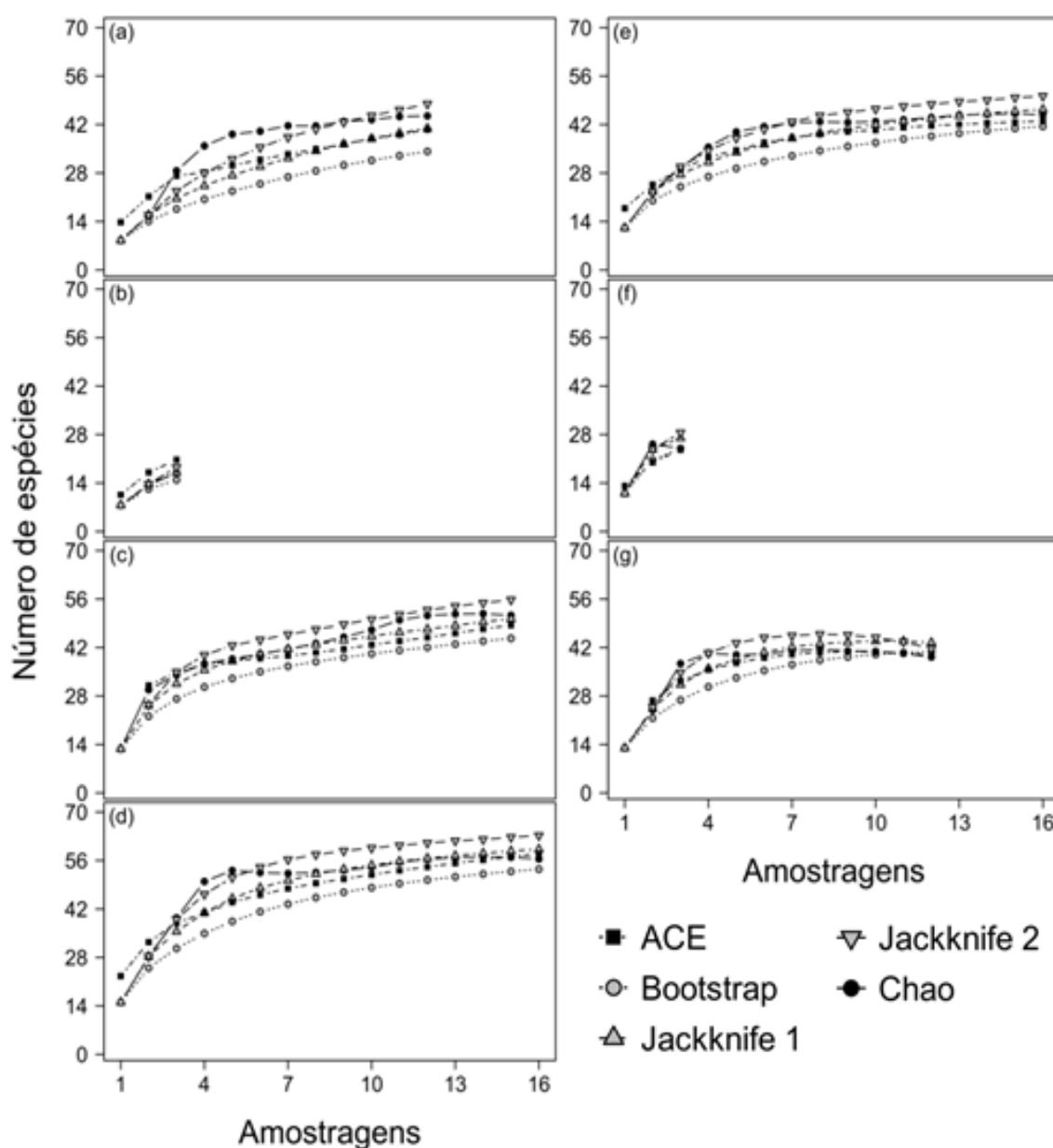


Figura 128: Estimadores de riqueza total nos locais amostrados no ribeirão e córrego; (a) Ponto 7, (b) Ponto 9

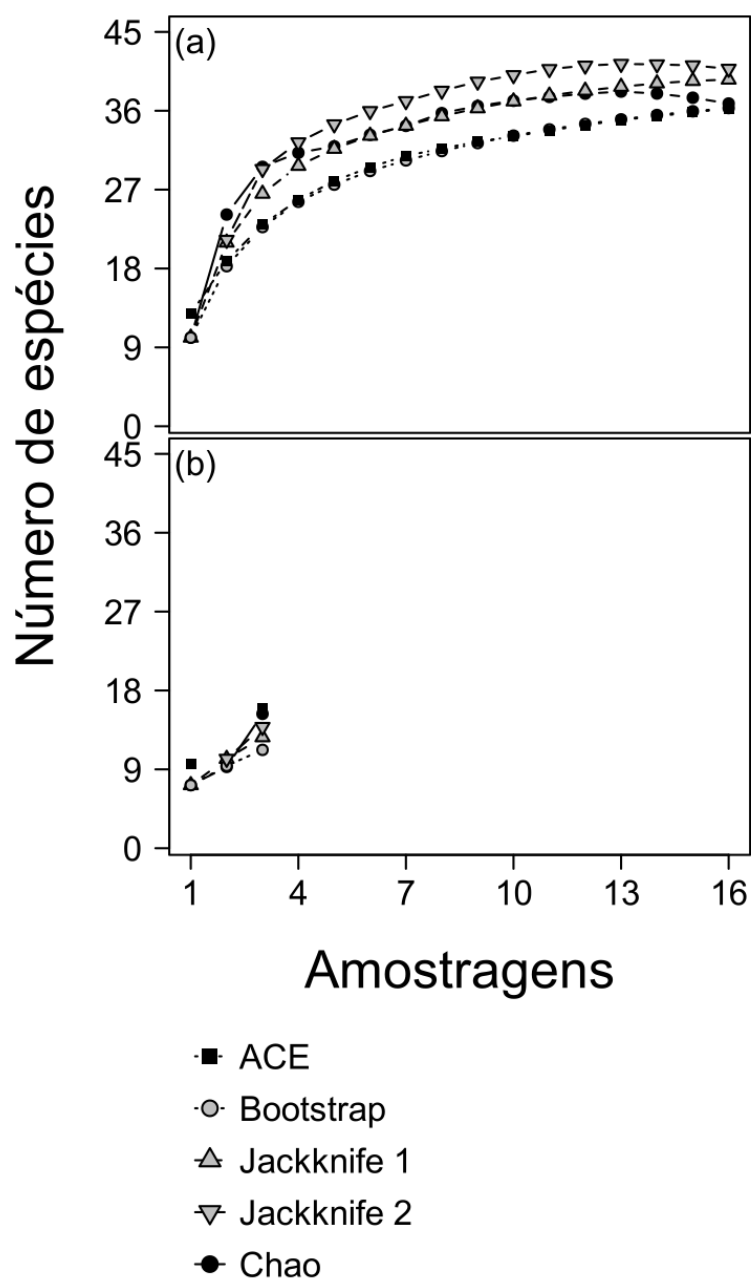
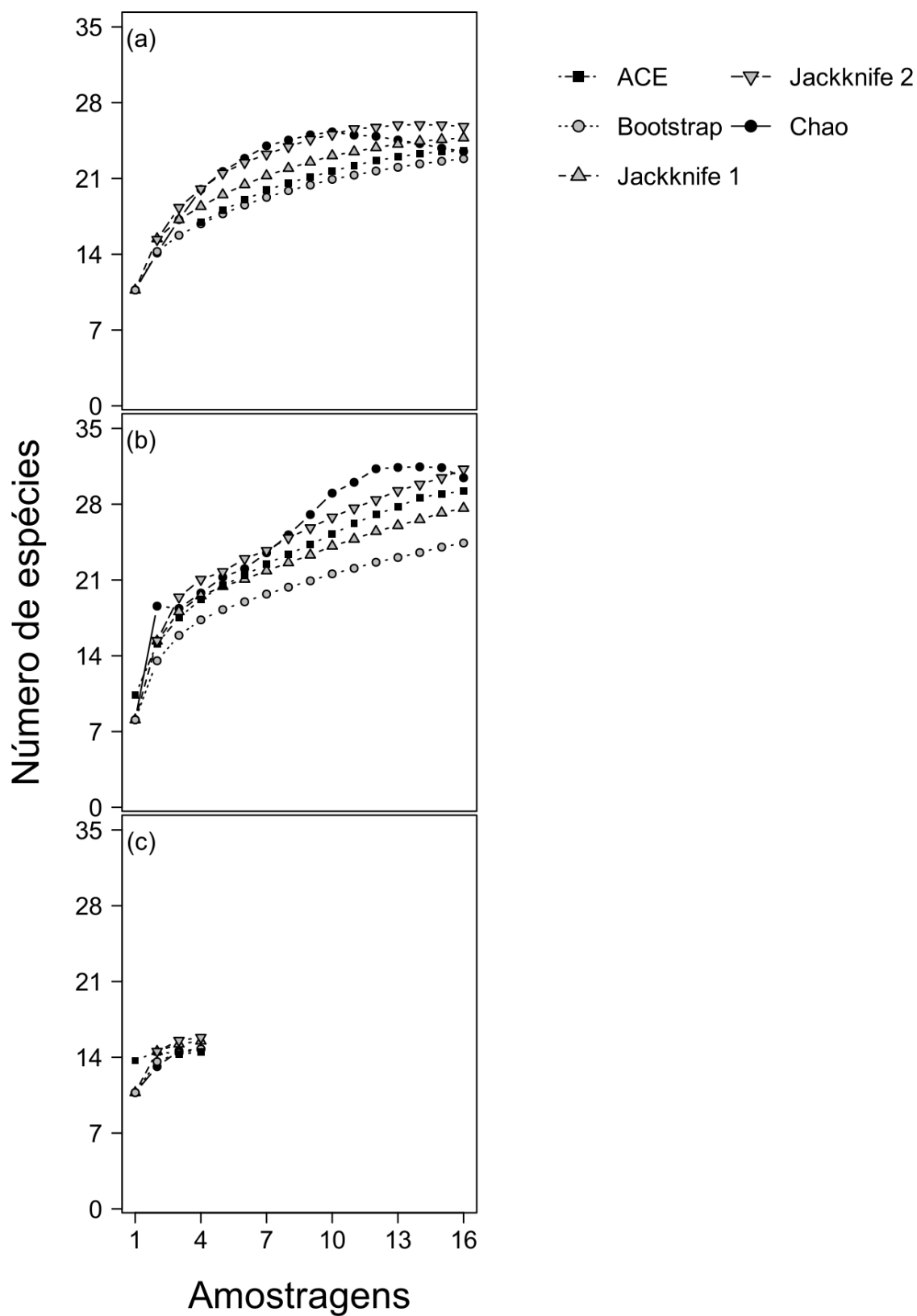


Figura 129: Estimadores de riqueza total amostrado nas lagoas;(a) Ponto 5, (b) Ponto 6, (c) Ponto 10.



Em relação as abundâncias totais das espécies nativas e introduzidas, os padrões observados foram mais evidentes em alguns ambientes amostrados e petrechos utilizados (Figura 130). Na calha do rio (Figura 130 a) as espécies introduzidas apresentaram abundância igual ou maior que as nativas na estação seca e as espécies nativas foram as mais abundantes ao longo de todas as campanhas, nos resultados obtidos com arrasto. O aumento da abundância das espécies introduzidas também foi observado durante o período de seca em lagoas (tarrafa) e no córrego (arrasto) (Figura 130 f e h).

Os padrões das abundâncias totais por ponto de coleta ao longo do tempo das espécies nativas e introduzidas em cada ambientes são apresentados nas Figura 131, Figura 132 e Figura 133. Na Figura 131, o Ponto 01 mostra uma condição indefinida dos dois grupos de espécies, mas no Ponto 01B, as espécies introduzidas são claramente dominantes. Na Figura 131 c, as espécies nativas entraram em declínio a partir de dezembro de 2018, se aproximando da abundância das espécies introduzidas, enquanto que no Ponto 03 (Figura 131 d) observou-se um aumento da abundância média das espécies nativas a partir de agosto de 2019. No Ponto 08 (Figura 131 g) as espécies introduzidas sempre predominaram. No ambiente lagos e lagoas, a abundância das espécies introduzidas apresentou aumento dentro do marco temporal do PMBA/Fest-RRDM. No Ponto 05 (Figura 131 h) as espécies nativas apresentam declínio a partir de março de 2019 e a partir desse momento, as espécies introduzidas aparecem com abundâncias maiores ou iguais às nativas. No Ponto 06 (Figura 131 i) ocorreu um declínio das espécies nativas a partir da primeira coleta do PMBA/Fest-RRDM. No ponto 10, na Lagoa das Palmas, os exóticos apresentaram forte declínio a partir da primeira coleta (Figura 131 j). No córrego (Figura 131 k), as espécies introduzidas estão representadas apenas pelo guppy *Poecilia reticulata*, a qual apresentou ampla variação de abundância.

A variação individual das espécies mais abundantes ao longo das 16 campanhas na calha do Rio Doce mostra que as espécies introduzidas estão entre as dez espécies mais abundantes ao longo de todos os pontos amostrados na calha. Quando se considera as capturas realizadas com rede de espera, destaca-se as espécies introduzidas Mandi *Pimelodus maculatus* e Piranha *Pygocentrus nattereri* (Figura 134).

Figura 130: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) ao longo das campanhas em cada ambiente amostrado e petrecho. Colunas representam cada ambiente: (a)-(c), calha do rio; (d)-(f), lagoas; (g)-(i), córrego. Os aparelhos são representados em cada linha: (a)-(g), redes de espera; (b)-(h), tarrafa; (c)-(i), arrasto.

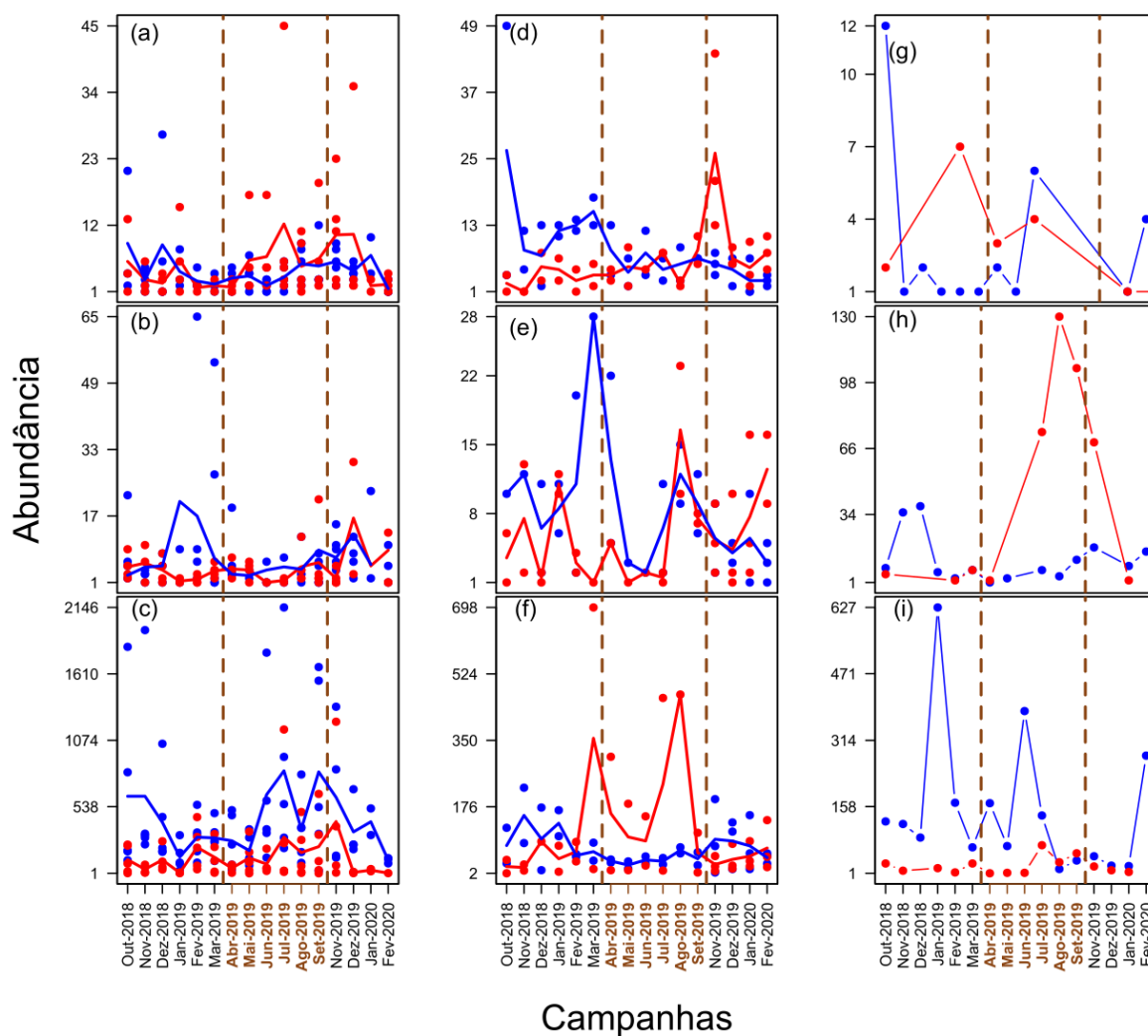


Figura 131: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de espera ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07.

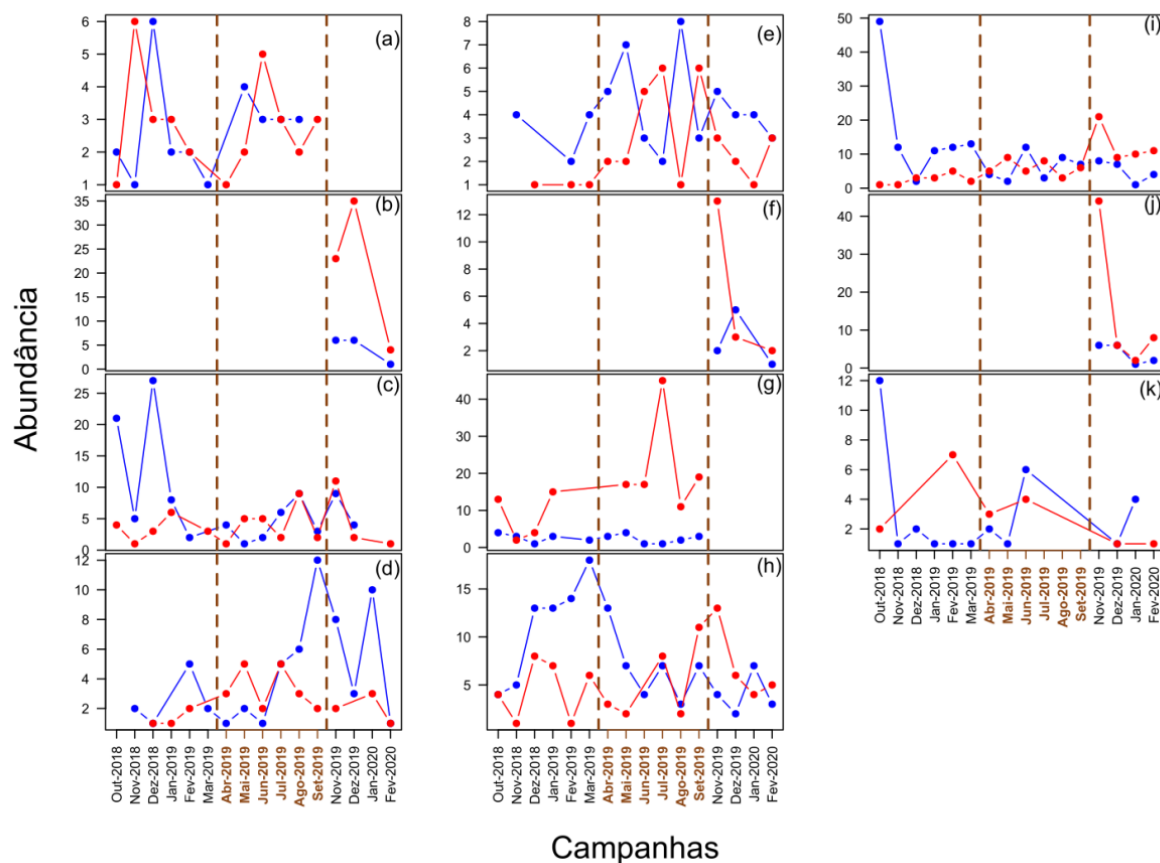


Figura 132: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de arrasto ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07.

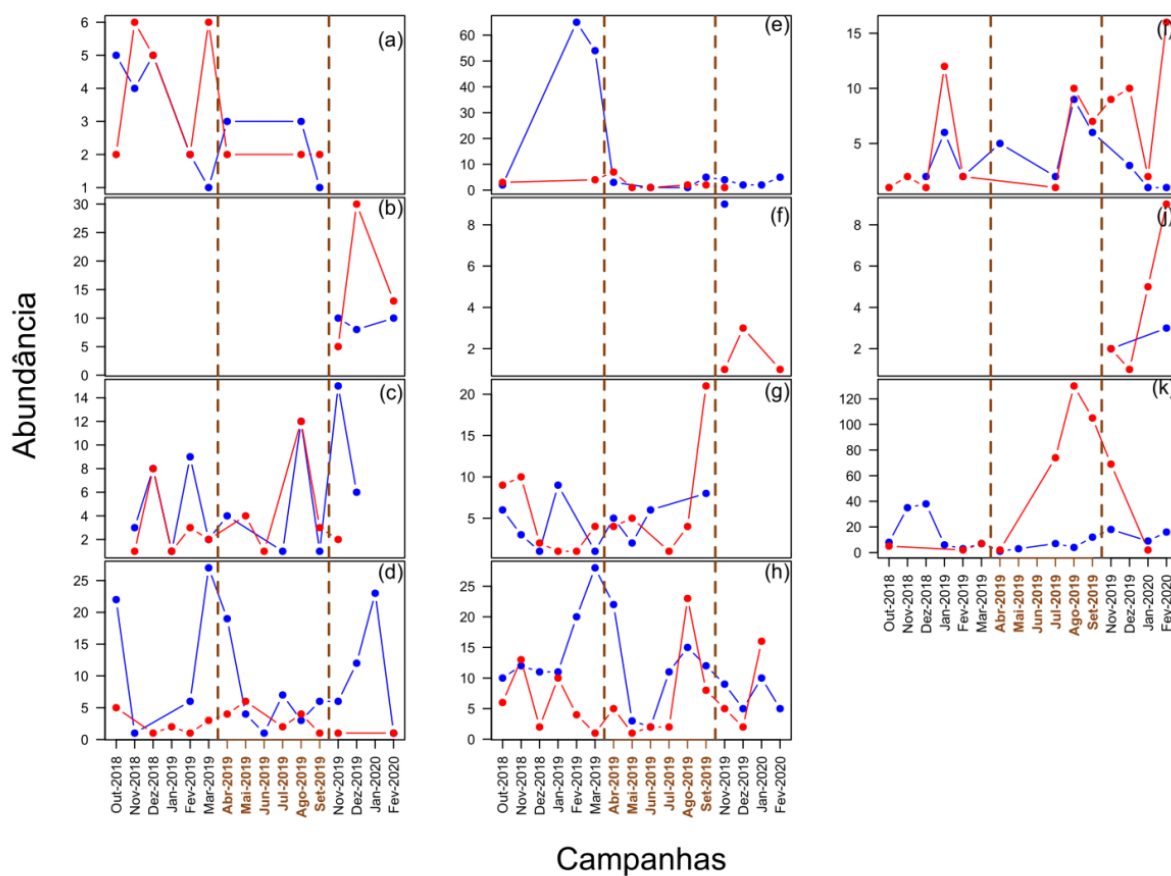


Figura 133: Abundância total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com tarrafa ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados na calha: (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08; nas lagoas: (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10; e no córrego: (k) Ponto 07.

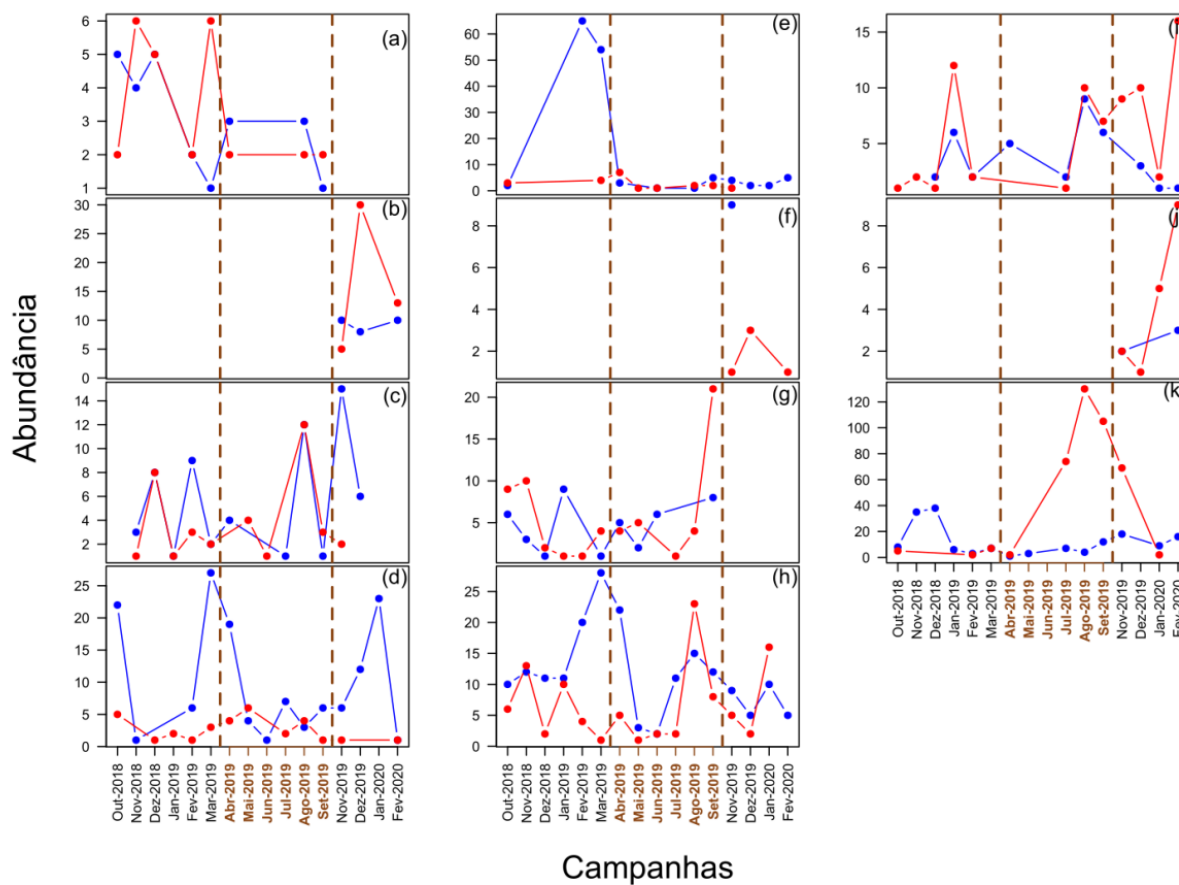
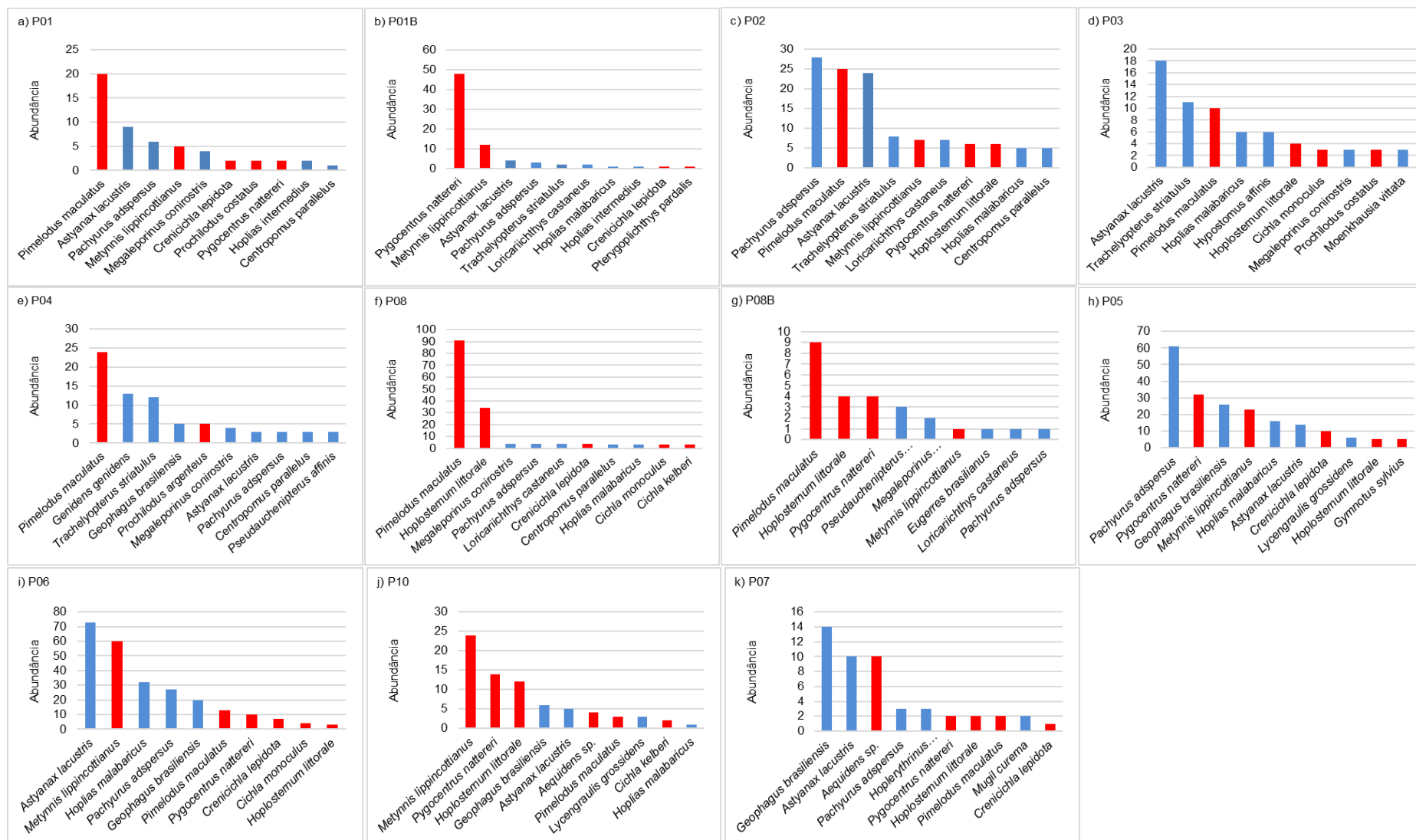


Figura 134: As dez espécies mais abundantes capturadas com rede de espera nos pontos de amostragem da calha, lagoas e córrego. Barras em azul representam as espécies nativas e barras em vermelho representam as espécies introduzidas. Ver identificação dos pontos em *Material Suplementar A7DS5*.



Em relação à biomassa, observou-se na calha do rio e com resultados obtidos com rede de espera, uma média de espécies introduzidas superior à das espécies nativas (Figura 135), mas o padrão não foi definido, com os resultados de tarrafa (Figura 136) e arrasto, a biomassa das nativas foi consistentemente maior que a das introduzidas (Figura 137).

Figura 135: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de espera ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f), Ponto 08B, (g) Ponto 08, (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10, (k) Ponto 07.

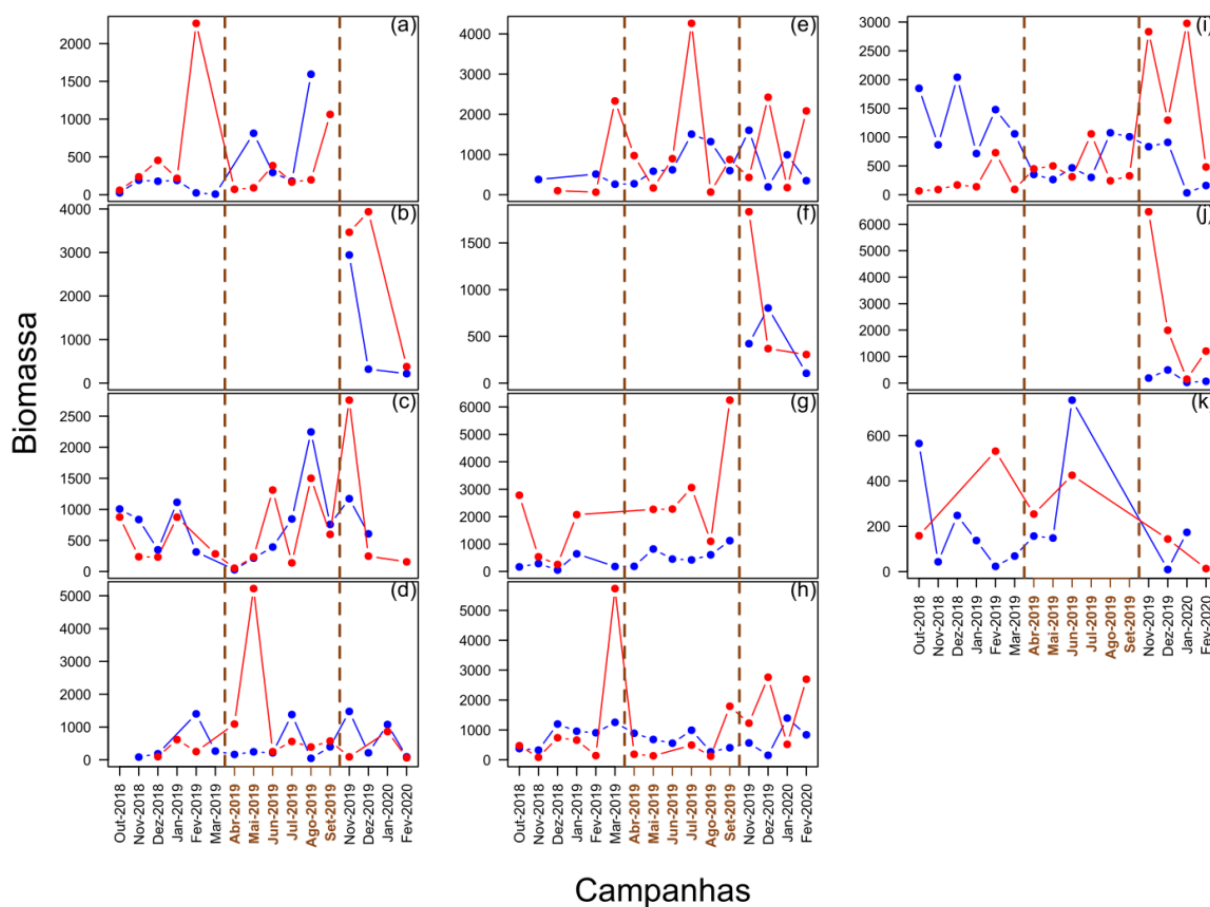


Figura 136: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com tarrafa ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto 01B, (c) Ponto 02, (d) Ponto 03, (e) Ponto 04, (f) Ponto 08B, (g) Ponto 08, (h) Ponto 05, (i) Ponto 06, (j) Ponto 10, (k) Ponto 07.

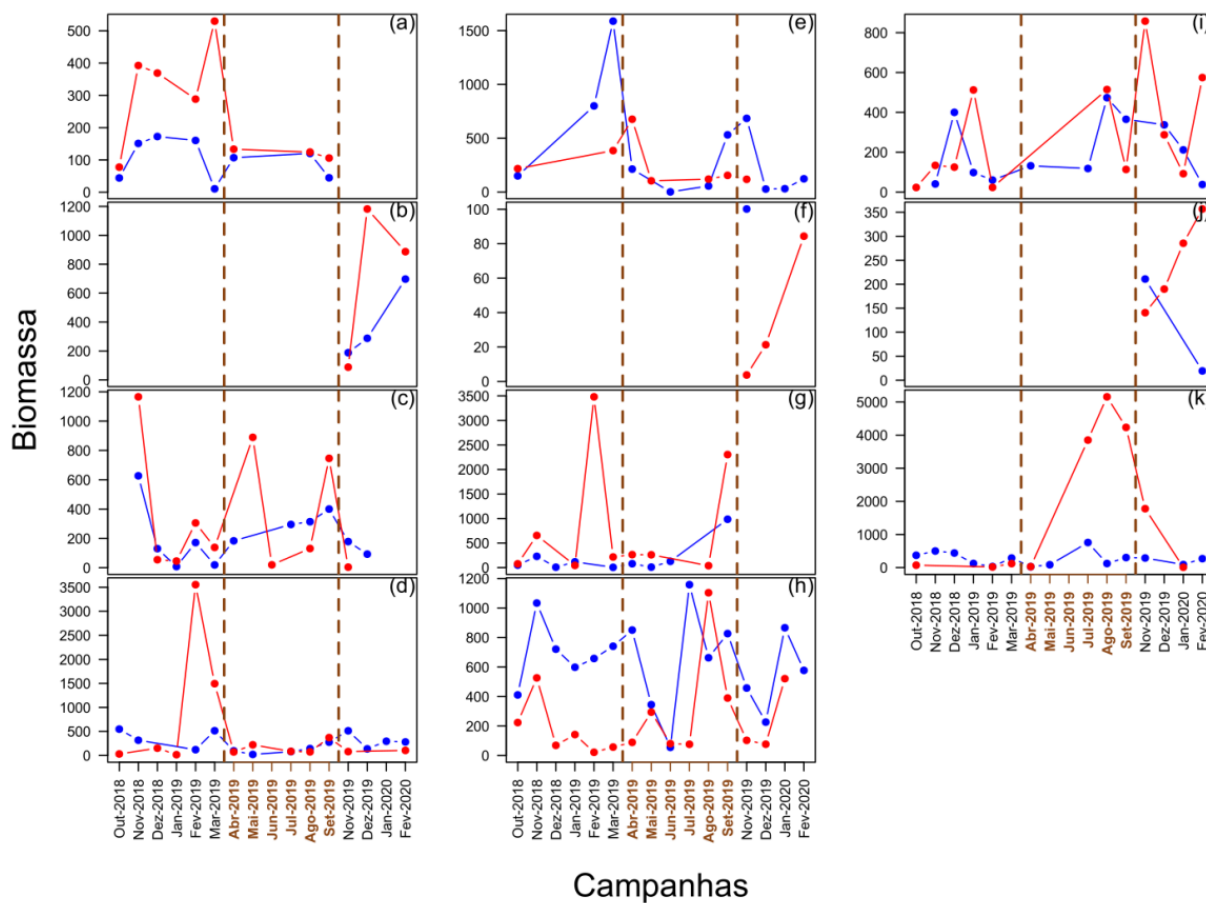
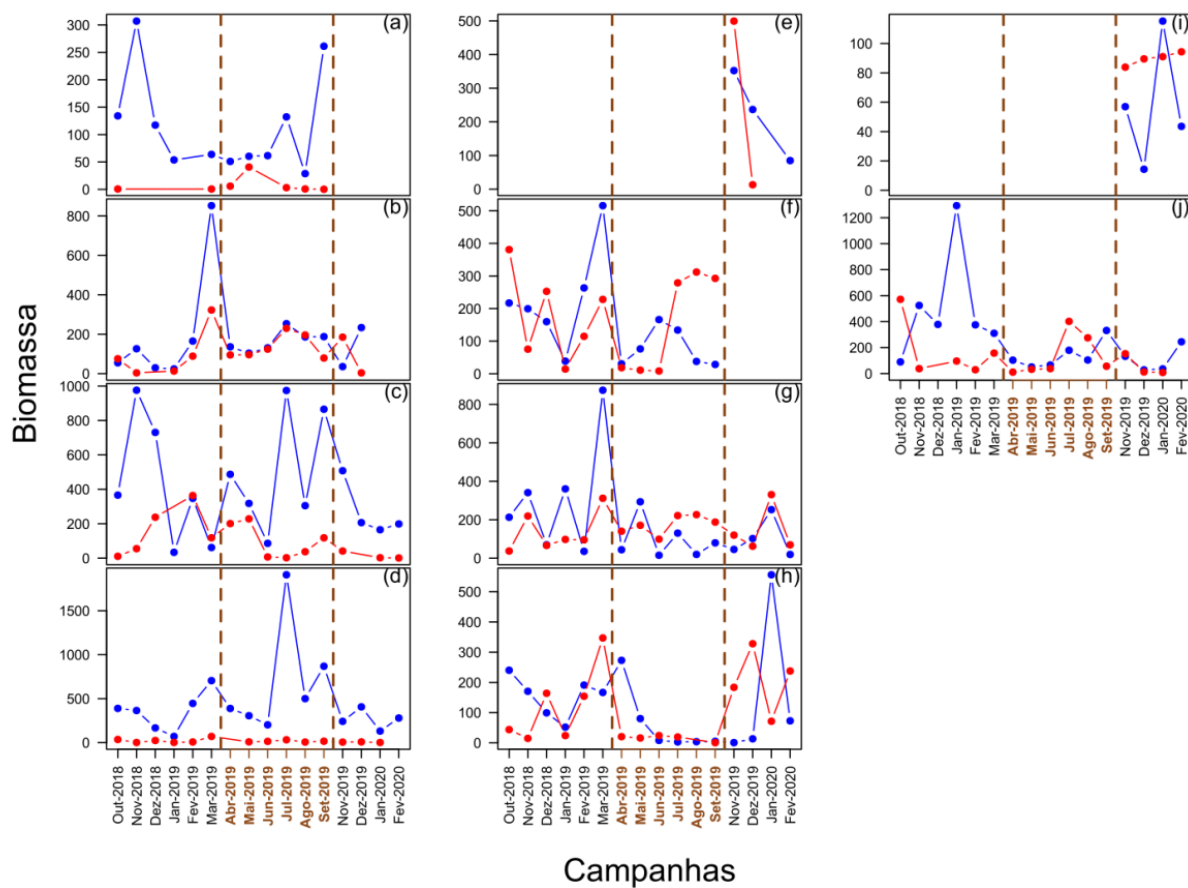
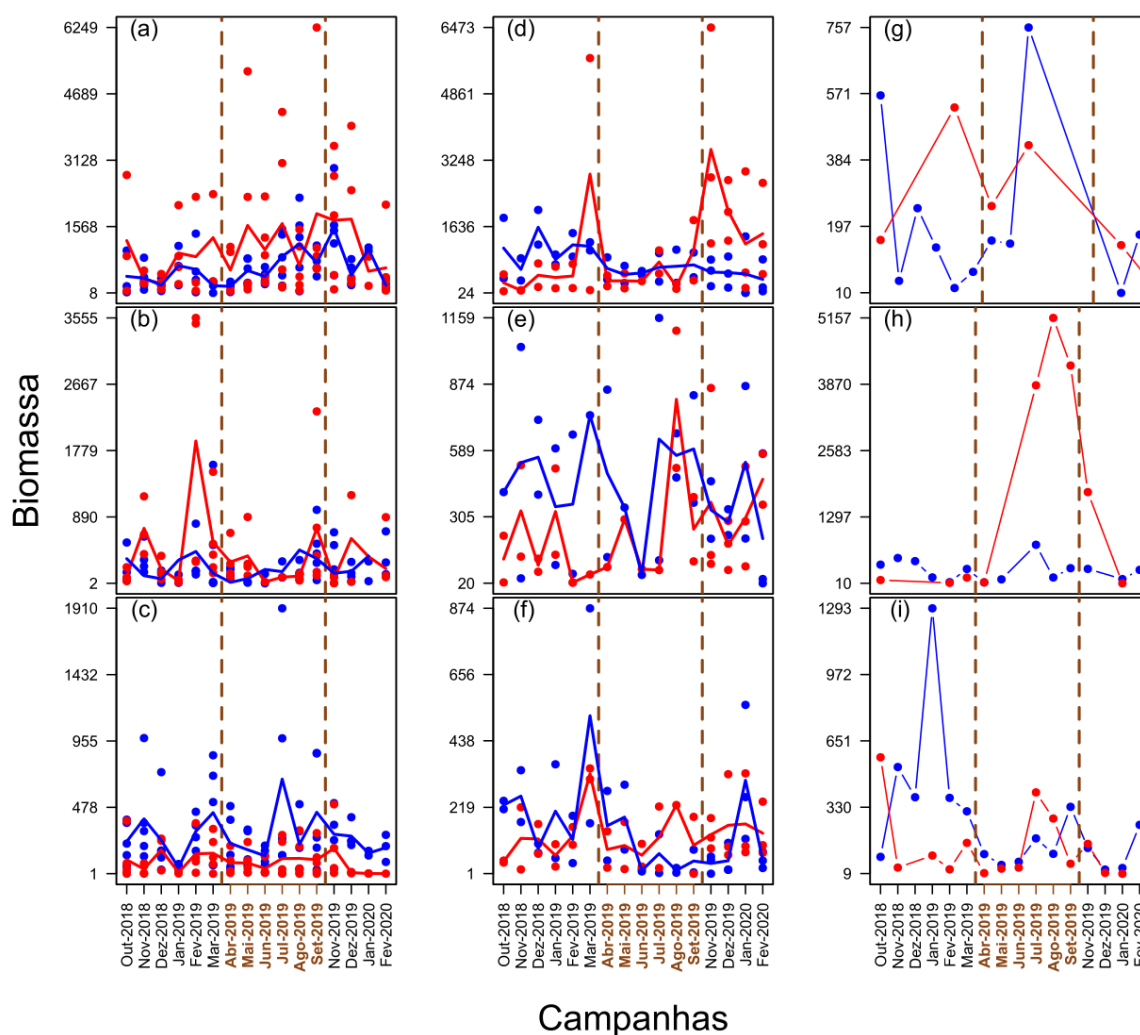


Figura 137: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) capturadas com rede de arrasto ao longo das campanhas, em cada local dos ambientes amostrados. (a) Ponto 01, (b) Ponto 02, (c) Ponto 03, (d) Ponto 04, (e) Ponto 08B, (f) Ponto 08, (g) Ponto 05, (h) Ponto 06, (i) Ponto 10, (j) Ponto 07.



Diferenças entre ambientes também foram observados para os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener, dominância e equitabilidade (Tabela 21, Tabela 22, Tabela 23), sendo a maioria dos maiores valores desses índices (Shannon-Wiener e Equitabilidade) e os menores valores de dominância encontrados principalmente na calha do rio (P01, P01B, P02, P03, P04, P08, P08B), independente do petrecho de pesca que foi utilizada (Tabela 21, Tabela 22, Tabela 23).

Figura 138: Biomassa total das espécies nativas (azul) e introduzidas (vermelho) ao longo das campanhas em cada ambiente amostrado e apetrecho. Colunas representam cada ambiente: (a)-(c), calha do rio; (d)-(f), lagoas; (g)-(i), córrego. Os petrechos são representados em cada linha: (a)-(g), redes de espera; (b)-(h), tarrafa; (c)-(i), arrasto.



Por outro lado, quando a frequência de ocorrência das espécies é considerada, foi possível sugerir a preferência de algumas espécies para determinados tipos de ambientes (Tabela 24, Tabela 25, Tabela 26). Por exemplo, a espécie *Centropomus parallelus* foi capturada apenas na calha do rio (Tabela 24, Tabela 25, Tabela 26), enquanto a espécie *Serrasalmus brandtii* foi capturada apenas em uma lagoa. Outras espécies apresentaram comportamento parecido, sendo mais frequentemente

capturadas na calha do rio do que nas lagoas (Tabela 24, Tabela 25, Tabela 26). Destaca-se neste aspecto, a ampla ocorrência da Piranha, com registros em todos os ambientes de rio e das lagoas.

Tabela 21: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com rede de espera.

Locais	Número de Espécies	Índices		
		Shannon-Wiener	Dominância	Equitabilidade
P01	15	2.17	0.5	0.8
P01B	10	1.28	0.8	0.55
P02	27	2.72	0.33	0.82
P03	27	2.82	0.32	0.85
P04	20	2.51	0.39	0.83
P08	24	1.85	0.71	0.58
P08B	10	2.01	0.46	0.87
P05	15	2.14	0.43	0.79
P06	16	2.05	0.51	0.74
P10	11	1.97	0.50	0.82
P07	11	2.00	0.48	0.83

Tabela 22: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com tarrafa.

Locais	Número de Espécies	Índices		
		Shannon-Wiener	Dominância	Equitabilidade
P01	15	1.96	0.56	0.76
P01B	10	1.58	0.64	0.81
P02	27	2.48	0.39	0.79
P03	27	1.94	0.65	0.65
P04	20	0.91	0.88	0.38
P08	24	2.21	0.48	0.76
P08B	10	1.33	0.71	0.82
P05	13	1.48	0.75	0.57
P06	9	1.42	0.72	0.64
P10	7	1.57	0.63	0.81
P07	21	2.04	0.53	0.67

Tabela 23: Índices de diversidade Shannon-Wiener, Dominância e Equitabilidade nos locais amostrados considerando apenas as espécies capturadas com o arrasto.

Locais	Número de Espécies	Índices		
		Shannon-Wiener	Dominância	Equitabilidade
P01	15	0.74	0.90	0.27
P02	27	1.79	0.55	0.58
P03	27	2.05	0.53	0.59
P04	20	1.63	0.72	0.50
P08	24	1.57	0.72	0.51
P08B	10	1.55	0.63	0.58
P05	15	1.67	0.68	0.61
P06	13	1.73	0.64	0.67
P10	11	0.97	0.85	0.40
P07	28	2.26	0.47	0.68

Tabela 24: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com rede de espera nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.

Espécies	Locais										
	P1	P1B	P2	P3	P4	P8B	P8	P5	P6	P10	P7
<i>Aequidens</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	25
<i>Astronotus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Astyanax lacustris</i>	58	67	13	33	14	0	9	44	63	75	17
<i>Caranx latus</i>	0	0	7	7	7	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	8	0	27	7	21	0	27	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi</i>	0	0	20	13	0	0	18	6	13	50	0
<i>Cichla monoculus</i>	0	0	20	13	0	0	9	6	19	0	0
<i>Clarias gariepinus</i>	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
<i>Coptodon rendalli</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Crenicichla lepidota</i>	8	33	7	7	0	0	27	38	25	0	8
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elops saurus</i>	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	13	13	43	0	0	0	6	0	0
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>	0	0	13	13	21	0	9	75	69	75	67
<i>Gymnotus sylvius</i>	0	0	0	7	0	0	0	6	13	0	0
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Hoplias intermedius</i>	17	33	13	0	14	0	9	0	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	8	33	20	27	7	0	18	69	56	25	0
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	33	20	0	33	45	13	19	75	8
<i>Hypostomus affinis</i>	0	0	20	20	0	0	9	0	0	0	0
<i>Loricariichthys castaneus</i>	0	67	20	7	7	33	18	0	6	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	7	0	0	0	0	19	0	50	0
<i>Megaleporinus conirostris</i>	25	0	13	13	21	33	27	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus</i>	8	100	20	7	0	33	18	63	75	75	0
<i>Moenkhausia vittata</i>	8	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	8	0	20	13	7	0	9	0	0	0	17
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
<i>Oligosarcus argenteus</i>	8	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	0	7	0	0	9	0	0	0	0
<i>Pachyurus adspersus</i>	42	33	47	13	21	33	18	94	50	0	25
<i>Pimelodus maculatus</i>	75	0	60	33	64	67	64	0	31	50	17
<i>Prochilodus argenteus</i>	0	0	7	7	29	0	0	0	0	0	0
<i>Prochilodus costatus</i>	17	0	0	13	14	0	0	13	0	0	0
<i>Prochilodus vimboides</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	8	0	7	0	7	67	0	0	0	0	0
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus nattereri</i>	17	100	20	7	14	67	18	81	38	75	17
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	0	33	33	40	50	0	9	6	6	0	0

Tabela 25: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com tarrafa nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.

Espécies	Locais										
	P1	P1B	P2	P3	P4	P8B	P8	P5	P6	P10	P7
<i>Aequidens</i> sp.	0	0	0	13	0	0	17	0	0	25	29
<i>Astyanax lacustris</i>	38	0	15	31	8	0	50	38	31	50	36
<i>Awaous tajassica</i>	0	0	15	0	8	0	8	0	0	0	29
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	8	13	17	0	8	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi</i>	13	100	0	0	0	0	8	6	0	50	0
<i>Cichla monoculus</i>	13	0	38	6	0	0	0	13	31	0	29
<i>Coptodon rendalli</i>	0	0	0	0	0	33	8	0	0	0	0
<i>Crenicichla lepidota</i>	0	0	0	0	0	0	17	31	0	0	21
<i>Deuterodon cf. intermedius</i>	25	0	8	25	8	33	0	0	0	0	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	0	0	8	13	0	0	8	100	69	25	21
<i>Gymnotus sylvius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	29
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	0	8	13	0	0	8	19	23	0	21
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	36
<i>Hypostomus affinis</i>	13	0	23	0	8	0	8	0	8	0	0
<i>Hypostomus luetkeni</i>	0	0	8	0	0	0	17	0	0	0	0
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loricariichthys castaneus</i>	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0
<i>Megaleporinus conirostris</i>	0	0	8	0	8	0	0	0	0	0	7
<i>Metynnis lippincottianus</i>	13	67	8	0	0	33	0	88	62	75	7
<i>Moenkhausia vittata</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	25	0	31	44	58	33	8	0	0	0	43
<i>Oligosarcus argenteus</i>	25	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	31	31	17	0	25	6	0	0	7
<i>Pachyrurus adspersus</i>	50	100	23	13	17	0	17	31	8	0	29
<i>Pimelodella lateristriga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Pimelodus maculatus</i>	100	67	23	38	58	33	58	0	8	25	29
<i>Pimelodus</i> sp.	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i>	0	0	0	6	0	0	0	6	0	0	0
<i>Pomadasys ramosus</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prochilodus argenteus</i>	0	0	0	13	0	0	8	0	0	0	0
<i>Prochilodus costatus</i>	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	38	0	8	0	0	0	0	0	15	0	0
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0	100	8	0	0	0	0	13	0	25	7
<i>Salminus brasiliensis</i>	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	0	0	8	6	0	0	0	0	0	0	14
<i>Trinectes paulistanus</i>	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 26: Frequência de ocorrência das espécies (%) capturadas com rede de espera nos locais amostrados. P01, P01B, P02, P03, P04, P08 e P08B, representa os locais amostrados na calha do rio. P05, P06, P10, as lagoas; P07, o córrego.

Espécies	Locais									
	P1	P2	P3	P4	P8B	P8	P5	P6	P10	P7
<i>Aequidens</i> sp.	0	0	19	0	0	0	0	0	100	44
<i>Astyanax lacustris</i>	8	29	63	13	100	67	6	31	50	19
<i>Awaous tajasica</i>	100	93	100	100	100	100	25	38	0	88
<i>Caranx bartholomaei</i>	0	0	6	6	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi</i>	0	0	19	13	33	0	44	38	100	19
<i>Cichla monoculus</i>	0	29	31	25	0	33	56	50	0	38
<i>Coptodon rendalli</i>	8	71	13	44	67	100	0	0	25	0
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
<i>Crenicichla lepidota</i>	8	21	25	6	33	17	94	44	0	38
<i>Deuterodon</i> cf. <i>giton</i>	8	14	31	31	0	17	0	0	0	13
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i>	25	29	81	81	67	25	0	0	0	56
<i>Deuterodon</i> cf. <i>taeniatus</i>	17	0	13	19	0	25	0	0	0	13
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>	0	71	81	56	33	25	75	88	25	50
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
<i>Gymnotus sylvius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Hoplias intermedius</i>	8	7	25	19	33	25	0	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	14	13	6	0	17	25	13	50	31
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Hyphessobrycon eques</i>	8	0	19	6	0	0	81	0	50	0
<i>Knodus moenkhausii</i>	92	50	81	94	67	83	19	31	0	50
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loricariichthys castaneus</i>	0	14	13	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	13	0	25	0
<i>Metynnis lippincottianus</i>	0	7	0	0	67	0	94	38	50	6
<i>Microcambeva jucuensis</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Microphis lineatus</i>	8	7	13	19	0	8	0	0	0	0
<i>Moenkhausia vittata</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	21	44	63	0	17	0	6	0	31
<i>Oreochromis niloticus</i>	58	93	81	81	67	92	0	0	0	19
<i>Pachyrurus adspersus</i>	75	93	88	56	67	100	19	31	0	13
<i>Pimelodella lateristriga</i>	0	7	13	0	0	8	0	0	0	13
<i>Pimelodus maculatus</i>	8	0	13	0	0	17	0	0	0	13
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Poecilia vivipara</i>	0	100	88	94	67	33	100	81	100	100
<i>Psalidodon</i> aff. <i>fasciatus</i>	0	0	6	6	0	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus nattereri</i>	8	7	6	0	33	0	81	19	75	13
<i>Salminus brasiliensis</i>	0	0	6	0	0	8	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	14	31	13	0	25	0	0	0	13

Espécies	Locais									
	P1	P2	P3	P4	P8B	P8	P5	P6	P10	P7
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Trichomycterus alternatus</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trinectes paulistanus</i>	0	0	13	6	0	0	0	0	0	0

Ao considerar a dinâmica temporal e espacial dos ambientes estudados e das espécies capturadas por diferentes petrechos de pesca, foi observado que em alguns locais a variação da composição de espécies entre os períodos de monitoramento (Figura 139) podem ser maiores entre alguns locais do que em outros. Na Figura 139 a, por exemplo, observa-se uma maior frequência de campanhas onde o índice de Jaccard é próximo a 1. Esse resultado indica que em algumas campanhas a composição de espécies capturada com rede de espera foi mais dissimilar. Por outro lado, quando observamos a Figura 139 c (considerando o arrasto), poucas campanhas apresentaram composição dissimilar, ou seja, a composição do arrasto tende a ser mais similar ao longo do tempo do que a composição capturada com rede de espera e tarrafa. Resultado similar é observado quando avaliamos a matriz de distâncias par-a-par do índice de Jaccard entre os pontos amostrais (Figura 140, Figura 141, Figura 142), ou seja, a composição de espécies entre os pontos tende a ser mais similar quando a comunidade amostrada com rede de arrasto é considerada (Figura 142). Quando consideramos a comunidade amostrada com rede de espera (Figura 140) e tarrafa (Figura 141) observa-se maiores valores do índice Jaccard. A composição de espécies entre os períodos de seca e chuva são similares (Figura 143), porém apresentaram diferenças entre os ambientes estudados (rio, lagoas ribeirões) e, particularmente em relação aos resultados obtidos com cada petrecho (Figura 144).

Figura 139: Índice de Jaccard entre as campanhas, separado por apetrechos de pesca: (a) redes de espera, (b) tarrafa, e (c) arrasto. Valores próximos de 1 indicam maior diferença na composição de espécies entre campanhas dentro de cada ponto amostral.

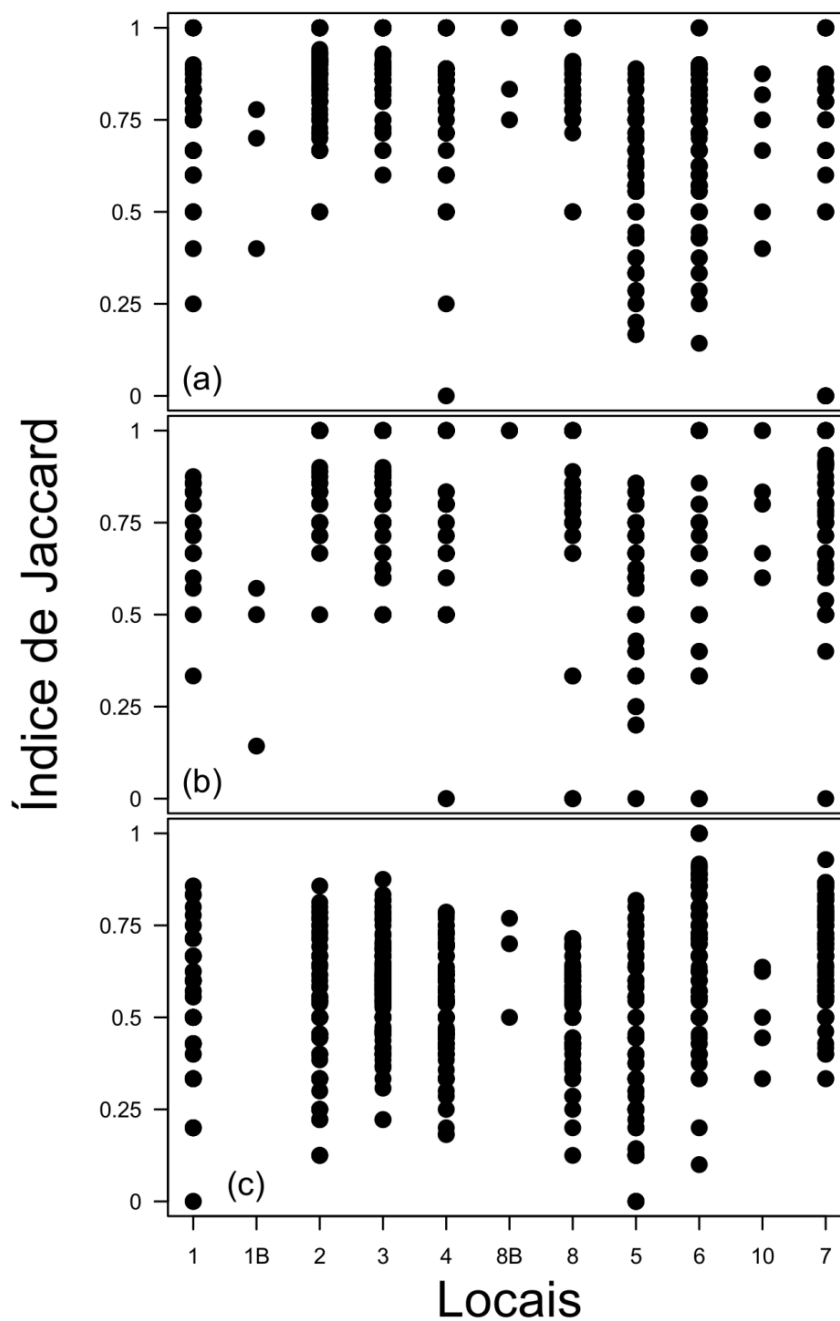


Figura 140: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com redes de espera.

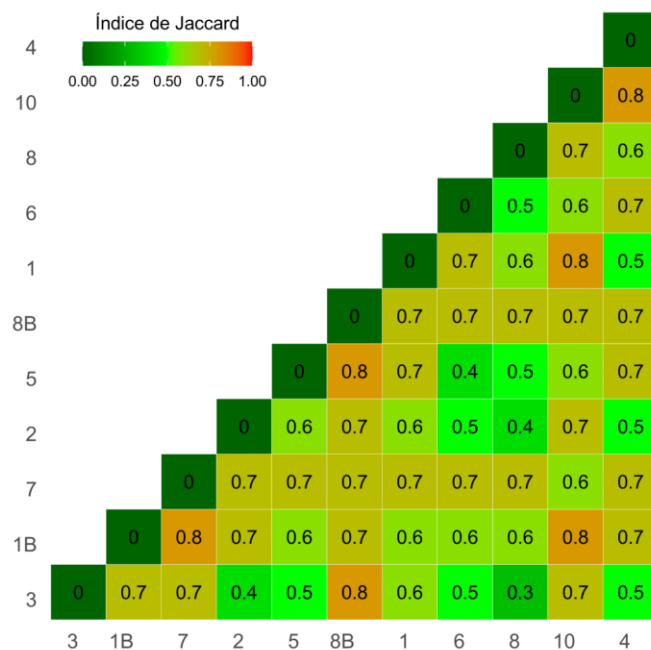


Figura 141: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com tarrafa.

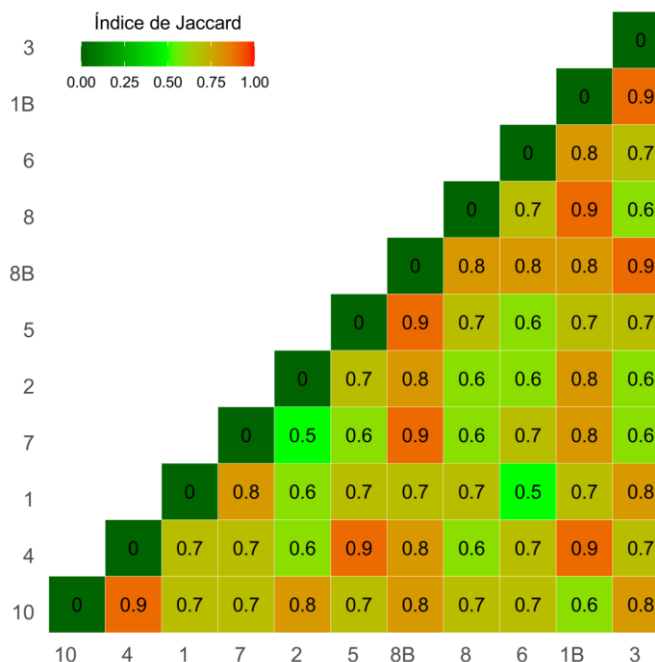


Figura 142: Índice de Jaccard entre os locais, utilizando apenas as espécies que foram capturadas com arrasto.

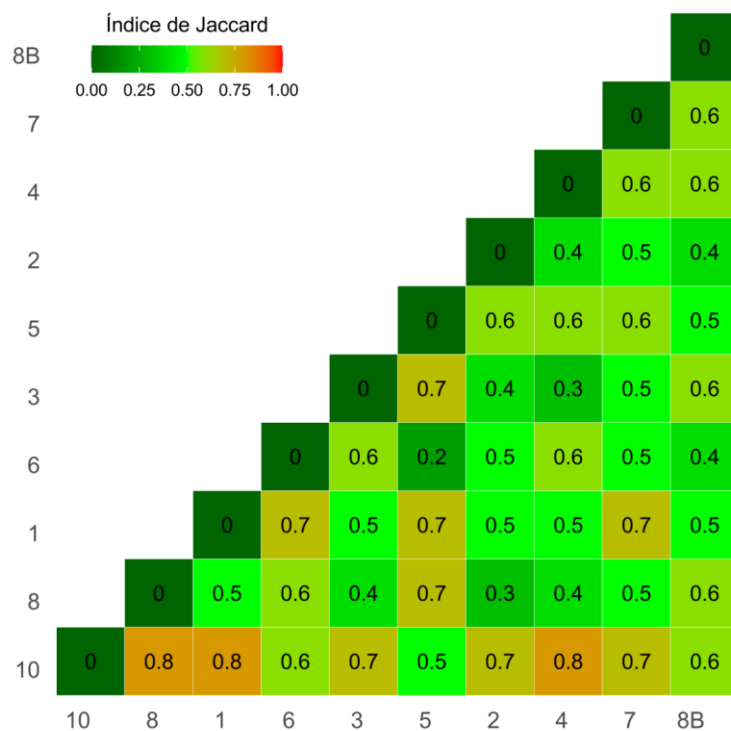


Figura 143: Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) descrevendo a variação da abundância das espécies capturadas com diferentes petrechos de pesca durante os períodos de seca (marrom) e chuva (preto). (a) Redes de espera, (b) tarrafa e (c) rede de arrasto. Não foram observadas grandes discrepâncias na abundância das espécies entre os dois períodos.

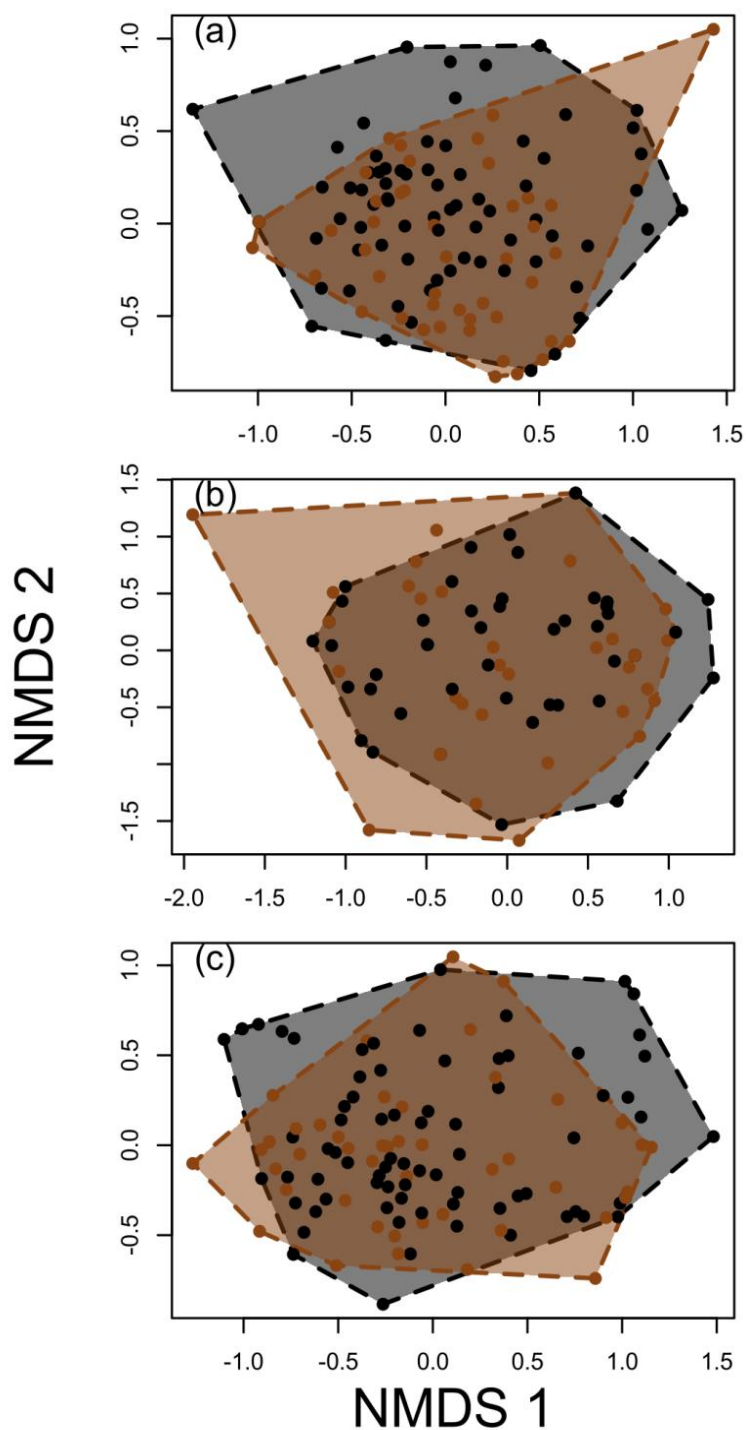
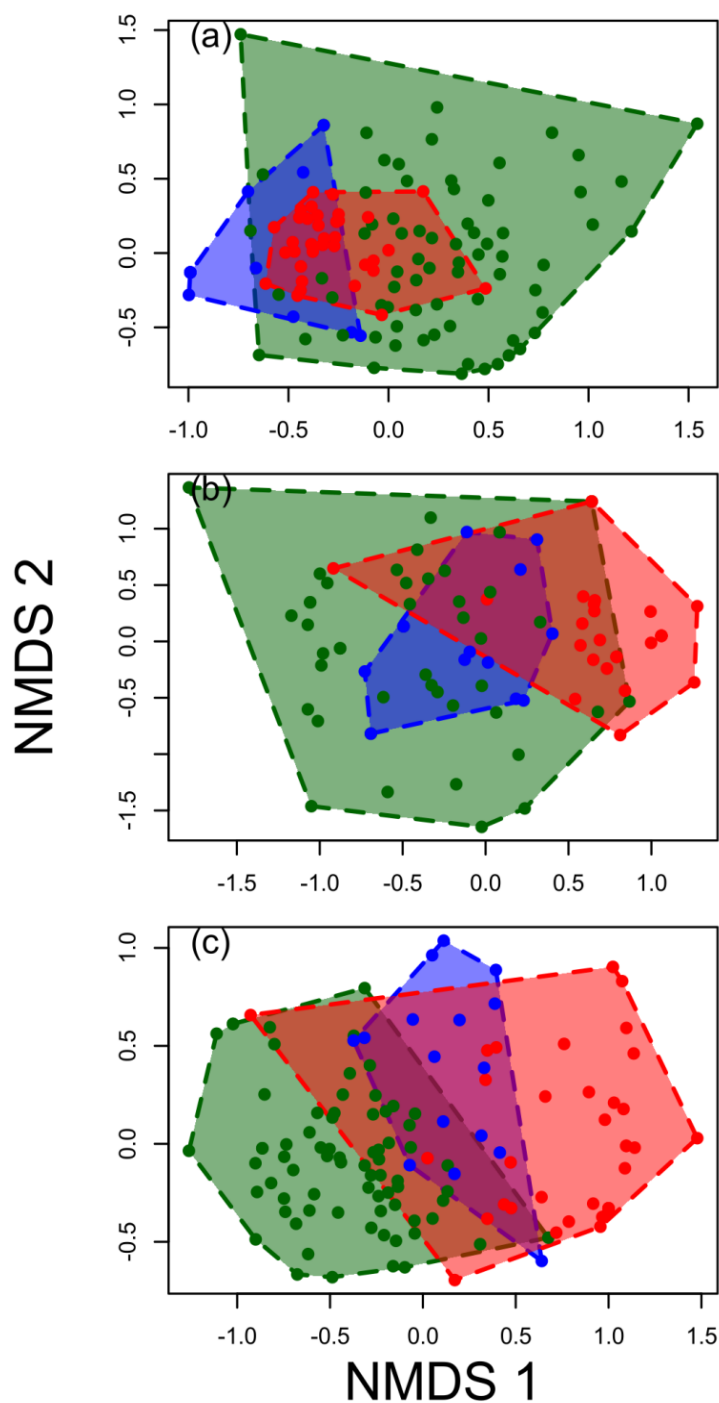
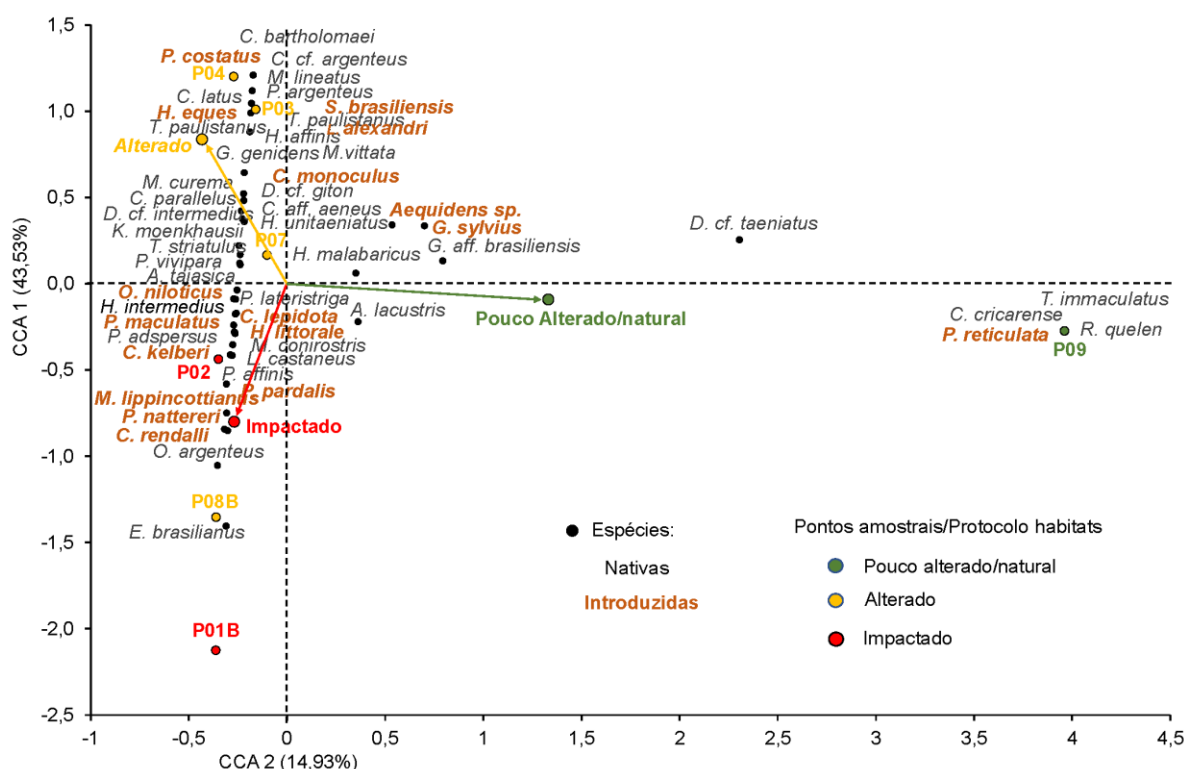


Figura 144: Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) descrevendo a variação da abundância das espécies capturadas com diferentes petrechos de pesca em diferentes tipos de ambientes. (a) Redes de espera, (b) tarrafa e (c) rede de arrasto. Cada cor representa um ambiente diferente (Rio, verde; azul, ribeirão; vermelho, lagoas). As redes de espera coletaram um conjunto maior de espécies no ambiente Rio. A diferenciação maior da abundância das espécies ficou mais evidente nos resultados do arrasto.



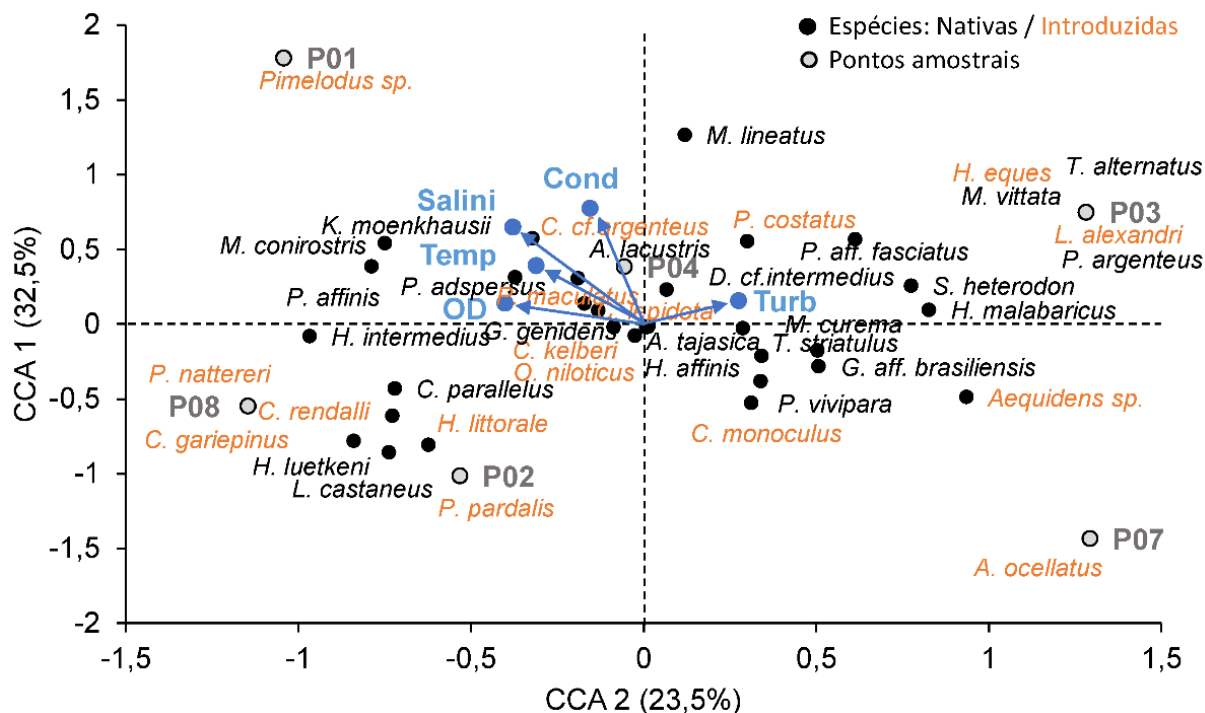
Nos trechos lóticos do baixo Rio Doce, a relação entre as assembleias de peixes e variáveis ambientais de qualidade de habitat e variáveis físico-químicas nos períodos de chuva e seca de 2019 a 2020, foi avaliada pela análise de correspondência canônica (CCA, Figura 145, Figura 146, Figura 147). Numa primeira análise em que foi avaliada a relação da abundância de espécies de peixes nativos e introduzidos com variáveis de qualidade do habitat, o eixo 1 da CCA explicou 43,53% e o eixo 2 explicou 14,93% e ambos um total de 58,46% de explicação. Os resultados evidenciaram que espécies introduzidas (*O. niloticus*, *P. maculatus*, *C. kelberi*, *C. lepidota*, *M. lippincottianus*, *P. pardalis*, *C. rendalli* e *P. nattereri*) dominaram com maior intensidade nos trechos lóticos impactados principalmente nos pontos P01B e P02 e no ponto P08B, também alterado. Por outro lado, as espécies nativas foram mais abundantes nos trechos lóticos classificados como alterados pelo protocolo de avaliação de habitats. No trecho lótico mais preservado P09 (córrego São Pedro Frio) apenas a espécie *P. reticulata* considerada espécie introduzida, foi encontrada neste trecho (Figura 145).

Figura 145: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período de chuvas de novembro/2019 a fevereiro/2020.



Eucinostomus cf. argenteus o lambari *K. moenkhausii*). A turbidez influenciou principalmente o Cascudo *Hypostomus affinis* nativa e uma tendência de influência nos lambaris *P. aff. fasciatus*, *S. heterodon* e na Traíra *H. malabaricus* (Figura 146).

Figura 146: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período de seca de 2019.



No período de chuva de 2019 e 2020, a análise de correspondência canônica mostrou que as variáveis físico-químicas tiveram uma fraca influência nas abundâncias de assembleias de peixes. As variáveis que tiveram maior força de influência foram o pH e oxigênio dissolvido e as espécies que foram influenciadas por estas variáveis incluem as nativas vovô-surubim *P. affinis*, o piaui-branco *M. corinostris*, o bagre-guri *G. genidens*, a Aracimborá *C. bartholomaei*, o Carapicu *Eucinostomus cf. argenteus*, *M. lineatus* e as curimbas introduzidas *P. argenteus* e *P. costatus* (Figura 147).

CCA 1 (23,3%)

CCA 2 (11,2%)

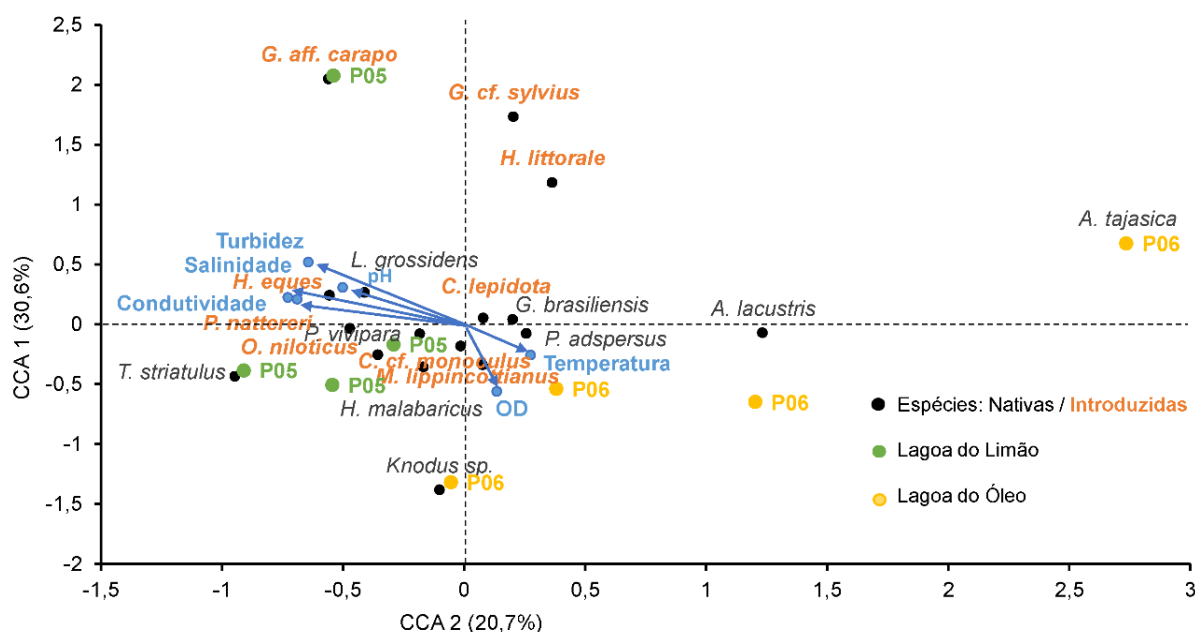
● Espécies: Nativas / Introduzidas
○ Pontos amostrais

Environmental variables: pH OD, Temp, Salin, Turb, Cond.

Species labels: *C. cf. argenteus*, *P. costatus*, *M. lineatus*, *C. bartholomaei*, *G. genidens*, *M. conirostris*, *P. argenteus*, *P. affinis*, *E. brasiliensis*, *P. nattereri*, *M. lippincottianus*, *P. pardalis*, *C. kelberi*, *L. castaneus*, *O. argenteus*, *P. reticulata*, *R. quelen*, *C. cricarense*, *T. immaculatus*, *D. cf. taeniatus*, *D. cf. unitaeniatus*, *G. aff. brasiliensis*, *H. unitaeniatus*, *L. alexandri*, *T. paulistanus*, *H. affinis*, *M. vittata*, *P. lateristriga*, *S. brasiliensis*, *S. heterodon*, *P.08*, *P.01*, *P.02*, *P.03*, *P.04*, *P.07*, *P.08B*, *P.09*, *P.01B*.

Ambiente Dulcícola- RA2020 – PMBA/Fest-RRDM

Figura 148: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de peixes e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lênticos do baixo Rio Doce no período de seca de 2019.



No período de chuvas de 2019 e 2020 o eixo 1 da CCA explicou 19,2% e o eixo 2 explicou 14,6% e ambos um total de 33,8% de explicação nas influências de variáveis físico-químicas sobre as assembleias de peixes nos trechos lênticos do baixo Doce. A variável pH influenciou as espécie nativa Sardinha *Lycengraulis grossidens* nativa e as introduzidas cará *Aequidens* sp. e tamboatá *Hoplosternum littorale*. O oxigênio dissolvido influenciou a introduzida Pirambeba *Serrasalmus brandtii*. A turbidez influenciou as espécies introduzidas Mandi *Pimelodus maculatus* e Tucunaré *Cichla kelberi* e as variáveis salinidade, condutividade elétrica e temperatura influenciaram as espécies nativas Corvina *Pachyurus adspersus* e o cará *Geophagus* aff. *brasiliensis* e as espécies introduzidas Jacundá *Crenicichla lepidota*, a Curimba *Prochilodus costatus* e com menor intensidade, a Piranha vermelha e a Piranha *P. nattereri* (Figura 149).

CCA 1 (19,2%)

CCA 2 (14,6%)

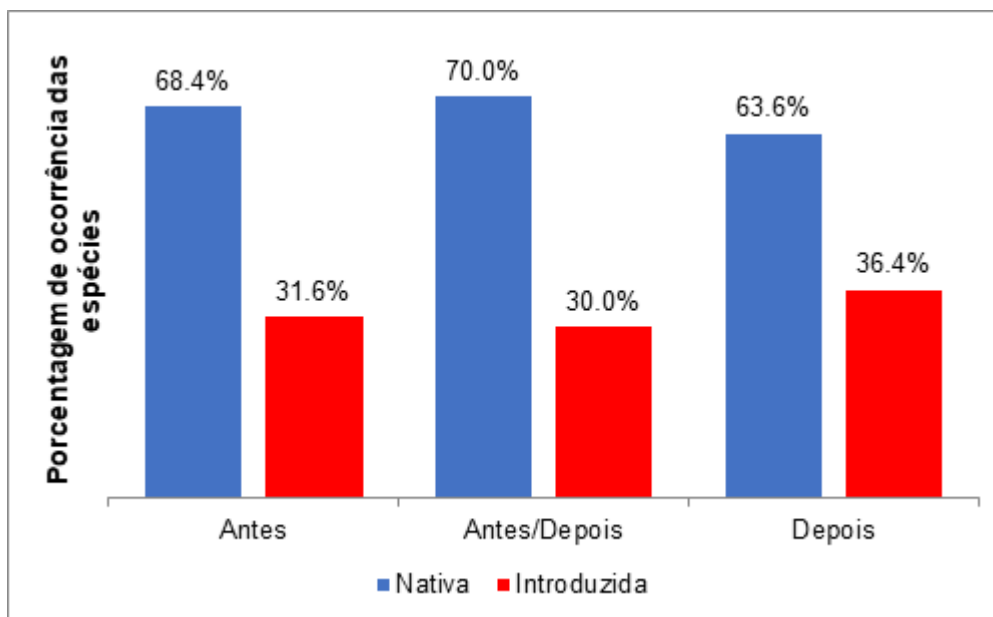
● Espécies: Nativas / Introduzidas
 ● Lagoa do Limão
 ● Lagoa do Óleo
 ● Lagoa das Palmas

O levantamento de informações de ocorrência das espécies no Baixo Rio Doce identificou 101 espécies de peixes representantes de 14 ordens e 34 famílias. As ordens Characiformes e Siluriformes apresentaram a maior riqueza com 31 espécies cada. Juntas, essas ordens representam aproximadamente 61% da biota do baixo Rio Doce, sendo essa dominância já esperada para bacias brasileiras (BUCKUP et al., 2007). As espécies marinhas ou estuarinas representaram o 18% do total das espécies registradas, pertencendo majoritariamente à ordem Carangiformes, seguida de Cupleiformes e Perciformes (Tabela 27).

Ambiente Dulcícola- RA2020 – PMBA/Fest-RRDM

Sessenta espécies (42 nativas e 18 introduzidas) foram registradas antes e após o rompimento da barragem do Fundão em 2015 (Tabela 27). Dezenove espécies (68% nativas e 31% introduzidas) foram registradas somente antes e 22 espécies (63% nativas e 36% introduzidas) somente depois do rompimento (Tabela 27). O número de espécies nativas decresceu enquanto a de introduzidas aumentou em uma proporção de 4,8% (Figura 150).

Figura 150: Ocorrência das espécies nativas e introduzidas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.



No Baixo Rio Doce, os registros obtidos mensalmente pelo PMBA/Fest-RRDM complementam os estudos realizados por outros projetos. Enquanto o PMBA/Fest-RRDM coletou 70 espécies, os estudos da Econservation-Renova e o Convênio UFV - Renova coletaram 32 e 37 espécies, respectivamente, demonstrando o ganho de informação obtido com maior esforço de coleta. Essa grande diferença entre os trabalhos realizados nesse trecho do rio enfatiza a necessidade de um estudo temporal e contínuo para entender as faixas naturais de variação da estrutura e dinâmica das populações para propor planos de mitigação do impacto.

1.6.2.1 Espécies ameaçadas, endêmicas e de importância comercial

Das 101 espécies registradas para o baixo Rio Doce, cinco estão na lista de espécies ameaçadas segundo a Portaria MMA 445/2014: o Crumatá *Prochilodus vimboides* na condição de vulnerável (VU); o peixe-anual *Xenurolebias izecksohni* e a Piabanha *Brycon dulcis* classificadas como em perigo (EN); finalmente, surubim-do-Rio-Doce *Steindachneridion doceanum* e o bagre *Paragenidens grandoculis* classificados como criticamente ameaçados (CR) (Tabela 27). Cabe ressaltar que as populações de *Brycon dulcis* no Rio Doce eram denominadas anteriormente de *B. devillei* (LIMA, 2017), da mesma forma, as populações de *Paragenidens grandoculis* no Rio Doce eram

denominadas de *Potamarius grandoculis* (MARCENIUK et al., 2019). O Crumatá *Prochilodus vimboides* é considerado como vulnerável devido à histórica redução da sua população, possivelmente pelo efeito da perda de conectividade ao longo da calha da bacia e por concorrência com outras espécies do mesmo gênero que foram introduzidas na bacia do Rio Doce (ICMBIO, 2018). É uma espécie de hábitos detritívoros e migratórios. Apenas um indivíduo foi coletado durante as 16 coletas mensais do PMBA/Fest-RRDM (Tabela 20) na calha do Rio Doce e dois espécimes foram coletados no Rio Guandu pelo convênio UFV-Renova. A condição de conservação desta espécie é heterogênea ao longo da bacia, já que no projeto UFV-Renova, foram coletados seis indivíduos no Alto Rio Doce e, 73 no Médio Rio Doce e apenas dois no Baixo Rio Doce. A espécie ocorre em ambientes afetados e não afetados pelo rejeito de minério, mas a um elevado custo metabólico, dados recentemente obtidos indicam que esta é uma das espécies com maior nível de stress oxidativo nas áreas afetadas pela passagem ou permanência do rejeito (MARIELLA FREITAS, com. pess.)

A espécie de peixe-anual *Xenurolebias izecksohni*, classificada como em perigo, é uma espécie nativa do Rio Doce cuja sobrevivência está ameaçada principalmente pelo desmatamento e a drenagem das áreas alagáveis que são habitadas pela espécie (ICMBIO, 2018). As localidades de ocorrência dessa espécie são distantes da malha de coleta do PMBA/Fest-RRDM.

Com relação a Piabanha *Brycon dulcis*, esta espécie é endêmica do Rio Doce e está classificada como em perigo segundo a lista de espécies ameaçadas de extinção nacional (Portaria MMA 445/2014). *Brycon dulcis* foi indicada como presente no Baixo Rio Doce antes do rompimento da barragem (VIEIRA, 2010). As espécies desse gênero são popularmente conhecidas como piracanjubas, pirapitingas, piraputangas e piabanhas, sendo consideradas bioindicadoras de qualidade de habitat por ocorrerem preferencialmente em rios de águas limpas com alta oxigenação (HOWES, 1982; WEITZMAN et al., 1988; LIMA, 2004).

Com relação ao Surubim-do-Rio-Doce *Steindachneridion doceanum*, espécie criticamente ameaçada de extinção, ela ainda não foi registrada no Baixo Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão. O registro deste surubim para o baixo Rio Doce é de 1865, na calha do Rio Doce, entre Linhares e Aimorés no estado do Espírito Santo (GARAVELLO, 2005) e essa é considerada a sua localidade-tipo. Dentre os peixes mortos pela passagem do rejeito de minério, alguns espécimes foram identificados como Surubins-do-Rio-Doce (CHAVES et al., 2016). A espécie ainda é encontrada em porções do rio Santo Antônio, num trecho do rio Manhuaçu (RELATÓRIO UFV - RENOVA, 2019) e num trecho maior do rio Piranga, no município de Ponte Nova, geralmente em ambientes de corredeira com substrato rochoso e em locais mais profundos.

Já, o Bagre *Paragenidens grandoculis*, também criticamente ameaçado, é uma espécie pouco conhecida e a baixa qualidade do habitat e introdução de espécies não nativas são possivelmente os fatores responsáveis pelo seu declínio populacional (MARCENIUK et al., 2019). Em 2017, um grande esforço de coleta direcionado para coletar esta espécie conseguiu capturar apenas um indivíduo em uma profundidade de 30m na lagoa Nova, Espírito Santo (MARCENIUK et al., 2019).

No estado do Espírito Santo, a lista de espécies ameaçadas de extinção do Espírito Santo (Decreto Nº 1.499-R/2005) inclui o Crumatá *Prochilodus vimboides* presente na categoria de vulnerável, assim como na Portaria MMA 445/2014; e a Piabanha *Brycon dulcis*, como criticamente ameaçada na lista do Espírito Santo e o Bagre *Paragenidens grandoculis*, a qual aparece criticamente ameaçado na portaria do MMA e como vulnerável na lista do Espírito Santo (Decreto Nº 1.499-R/2005).

O Pacumã *Lophiosilurus alexandri* também consta na Portaria MMA 445/2014 como uma espécie vulnerável (VU). No entanto, esta é uma espécie endêmica da bacia do Rio São Francisco e que foi introduzido na bacia do Rio Doce. O Pacumã é alvo de pesca na bacia do Rio Doce e suas populações nesta bacia são mais uma ameaça às espécies nativas.

Com relação às espécies de interesse comercial, 57 (37 nativas e 20 introduzidas) foram registradas no levantamento da ictiofauna para o baixo Rio Doce, tais como *Astyanax lacustris* e *Prochilodus costatus* (Tabela 27). Dentre as nativas, oito delas não foram mais registradas no baixo Rio Doce após o rompimento da barragem (Tabela 27). Por outro lado, cinco novos registros de espécies introduzidas, também de interesse comercial, foram registradas após o rompimento da barragem.

1.6.2.2 Espécies introduzidas

Abaixo, segue um levantamento descritivo das espécies introduzidas registradas no Baixo Rio Doce:

***Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758)**

Família: Cichlidae

Tipo de introdução: Intencional (pesca) e não intencional (escapes por piscicultura) (LATINI et al., 2016).

Situação populacional: Espécie exótica invasora (LATINI et al., 2016)

Origem: Norte e Leste da África (ESCHMEYER, 2020)

Ecologia: *Oreochromis niloticus* é uma espécie diurna com preferência por águas lânticas, habitando uma ampla variedade de ecossistemas (naturais e artificiais), água doce e salobra (GISD, 2015) com variações na temperatura que oscilam entre 8 e 42°C (LATINI et al., 2016). A maturidade sexual começa em 5-6 meses e pode registrar uma longevidade de até 10 anos (FAO, 2007). *O. niloticus* possui cuidado parental, a fêmea incuba os ovos na boca até a eclosão, cerca de 1-2 semanas depois (FAO, 2007). O número de ovos por desova é menor do que outras espécies, mas as taxas de sobrevivência dos jovens são maiores. Os machos podem fertilizar os ovos de diversas fêmeas (FAO, 2007). A tilápia do Nilo é onívora (VICENTE et al., 2014) apresentando flexibilidade ontogenética e temporal (ZAGANINI, 2009). Alimenta-se de uma ampla variedade de recursos, fitoplâncton, perífíton, plantas aquáticas, pequenos invertebrados, fauna bentônica e detritos (FAO, 2007).

Introdução no Brasil: Foi inicialmente introduzida no estado de São Paulo, em 1971 com a justificativa de incrementar a pesca (SMITH et al., 2005) em rios já impactados por barramentos. Atualmente é uma espécie com ampla distribuição geográfica no Brasil e é registrada em Nordeste, Sudeste e Amazonas em ecossistemas artificiais e naturais (LATINI et al., 2016).

Impacto ecológico: Sua presença causa uma série de impactos. Aumenta a eutrofização da água (FIGURERDO; GIANI, 2005), piorando a qualidade da água e altera a composição de zooplâncton e fitoplâncton (VASCONCELOS et al., 2018). Afeta a sobrevivência de espécies nativas (LATINI et al., 2016), dada sua elevada taxa de reprodução e competição por recursos. Por exemplo, um análise temporal (30 anos) em na Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil registrou uma redução significativa nas capturas por unidade de esforço de outras espécies de peixes após a introdução da tilápia do Nilo, sugerindo que a tilápia pode ter causado o mudanças, possivelmente através da competição por recursos (ATTAYDE et al., 2011) ou por predação direta de ovos e larvas. Assim, é muito importante estudar os efeitos da introdução espacial e temporalmente desta espécie em diversos sistemas, além de realizar ações de conscientização e educação, para um possível controle de sua dispersão e mitigação de seus impactos (LATINI et al., 2016).

***Coptodon rendalii* (Boulenger, 1897)**

Família: Cichlidae

Tipo de introdução: Introduzida para povoamento de represas (CASTAGNOLLI, 1992)

Situação populacional: Espécie exótica invasora (GURGEL; FERNANDO, 1994)

Origem: Bacia do Congo, Lago Tanganyika e zonas costeiras do delta de Zambesi

Ecologia: Habita águas lânticas de lagoas, rios, várzeas e represas em profundidades variando de três a oito metros, normalmente sob densa vegetação. Onívoro com tendência à herbivoria, juvenis alimentam-se de plâncton, adultos alimentam-se principalmente de plantas, algas, insetos e crustáceos, secundariamente de pequenos peixes, sementes, frutos e raízes. Em cativeiro não é exigente e aceita qualquer tipo de alimento fornecido, devendo ser incluído matéria vegetal regularmente. Espécie adulto pode chegar a 45 cm, maturidade sexual começa em 5-6 meses tendo uma expectativa de vida de sete anos (FAITH, 2004). Ovíparo com desova iniciada pelo macho que escava um buraco e atrai as fêmeas para o acasalamento. O dimorfismo sexual é evidente. Machos desenvolvem as pontas da nadadeira dorsal e anal em formato pontiagudo e mais alongado, enquanto nas fêmeas são arredondadas (FROESE, 2017).

Introdução no Brasil: Foi trazida da África em 1953 para povoamento de represas da Companhia de Energia Elétrica de São Paulo (CASTAGNOLLI, 1992), com o objetivo de incrementar a pesca (SMITH et al., 2005) em rios alterados por barramentos.

Impacto ecológico: Por serem espécies introduzidas e por possuírem adaptações evolutivas que as fazem ser mais bem sucedidas nos cenários criados pelas usinas, elas oferecem risco à estabilidade das espécies endêmicas, alterando as comunidades aquáticas nativas, predando espécies nativas e competindo agressivamente por espaço e alimento. Além disso, as tilápias liberam suas excreções na água, alteram o fundo de rios e lagos para a construção de seus ninhos e predam invertebrados aquáticos, que são fonte de alimento para outras espécies. O alto poder de adaptação tornou as tilápias muito atrativas para a piscicultura, que é a principal porta de entrada dessas invasoras no continente, uma vez que muitos tanques de criação de tilápias não são seguros e muitos indivíduos acabam escapando para os rios (WINEMILLER; WINEMILLER, 2003; DIAS et al., 2005)

***Cichla* spp.** (Tucunarés)

Família: Cichlidae

Tipo de introdução: Soltura intencional para estimular a pesca esportiva (GODINHO et al., 1994; PRINGLE et al., 2000; POMPEU; GODINHO, 2001; LEPRIEUR et al., 2006)

Situação populacional: Espécies introduzidas e invasoras (SUNAGA; VERANI, 1991; GODINHO et al., 1994; GODINHO, 1996; GOMES et al., 2007; CTA, 2009).

Origem: Bacias dos rios Amazonas, Araguaia e Tocantins (KULLANDER; FERREIRA, 2006; FRICKE, R. et al., 2020).

Ecologia: Espécies de grande porte, podendo ultrapassar 60 centímetros de comprimento (KEITH et al., 2000; CHELLAPPA et al., 2003; KULLANDER; FERREIRA, 2006; FREITAS et al., 2017). São conhecidas por habitar ambientes de águas calmas e escuras, sendo altamente adaptáveis aos ambientes de lagoas e reservatórios (KULLANDER, 1986; NASCIMENTO et al., 2001; CHELLAPPA et al., 2003; KULLANDER; FERREIRA, 2006). São carnívoras, preferindo se alimentar de outros peixes e pequenos invertebrados, além disso, são predadores vorazes e agressivos, que nadam ativamente em busca de suas presas, e tais comportamentos os tornam grande destaque na pesca esportiva (CHELLAPPA et al., 2003; SOARES et al., 2008; GOMIERO et al., 2009; QUEIROZ et al., 2013). Os resultados do PMBA/Fest-RRDM indicam uma dieta composta por peixes e camarão em maior proporção, seguida por insetos e microcrustáceos em menor proporção. Não fazem migrações reprodutivas (não realizam a piracema), a reprodução é mais intensa durante as estações chuvosas, formam casais, constroem seus próprios ninhos no substrato submerso e o casal cuida da prole durante um certo período de tempo (CHELLAPPA et al., 2003; GOMIERO et al., 2009; GASQUES et al., 2014).

Introdução na bacia do rio Doce: Introduzidas nas lagoas do Médio rio Doce na década de 60 (POMPEU; GODINHO, 2001). Nos anos 80, Sunaga e Verani (1991) coletaram *Cichla* spp. nas lagoas Dom Helvécio e Carioca. Nos anos 2000, *Cichla* spp. foram registradas no baixo rio Doce, na represa da barragem da UHE de Mascarenhas (CTA, 2009).

Impactos ecológicos: Alta taxa de predação sobre a ictiofauna nativa, causando alterações negativas na comunidade de peixes, competindo com as espécies nativas por recursos alimentares, e a extinção e/ou substituição local das espécies nativas, implicando em homogeneização biótica. De fato, vários estudos realizados nos lagos do Médio rio Doce indicaram que a população de espécies nativas diminuíram drasticamente ao longo do tempo, após a introdução de espécies piscívoras nestes ambientes, incluindo a introdução de *Cichla* spp. (ZARET; PAINE, 1973; SUNAGA; VERANI, 1991; GODINHO; FORMAGIO, 1992; GODINHO et al., 1994; SANTOS et al., 1994; GIDO; BROWN, 1999; POMPEU; GODINHO, 2001; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004; OLDEN; POFF, 2004; CLAVERO; GARCIA-BERTHOU, 2005; LIGHT; MARCHETTI, 2007; PELICICE; AGOSTINHO, 2009; FRAGOSO-MOURA et al., 2016).

Pimelodus maculatus Lacepède 1803

Família: Pimelodidae

Tipo de introdução: Provavelmente foi um caso de soltura intencional, pelo fato de ser importante para a pesca profissional de subsistência e esportiva (PETRERE, 1989; FERREIRA et al., 1997)

Situação populacional: Espécie introduzida (VIEIRA, 2006)

Origem: Bacias dos rios Paraná, São Francisco e La Plata (BRITSKI et al., 1986; VIEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018)

Ecologia: Espécie de grande porte, podendo alcançar até 50 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015). É conhecida por habitar tanto ambientes de corredeiras quanto águas calmas, podendo ser encontrada em lagoas e reservatórios de usinas hidrelétricas (AGOSTINHO et al., 2003; VIEIRA et al., 2015). É considerada uma espécie onívora, preferindo se alimentar de pequenos peixes, invertebrados e material vegetal (AGOSTINHO et al., 2003; VIEIRA et al., 2015). Os resultados do PMBA indicam uma dieta composta por matéria orgânica e peixes em maior proporção, seguida por insetos e material vegetal em menor proporção. O período reprodutivo acontece entre os meses de novembro e janeiro (DEI TOS et al., 2002; VONO et al., 2002; VIEIRA et al., 2015). Embora seja considerada uma espécie migradora de curta distância, ainda existem dúvidas sobre a espécie ser ou não ser um migrador de longa distância (AGOSTINHO et al., 2003; VIEIRA et al., 2015).

Introdução na bacia do rio Doce: Não existem informações precisas sobre quando esta espécie foi introduzida na bacia do rio Doce. A sua ocorrência mais frequente é no Baixo Rio Doce.

Impactos ecológicos: Provavelmente compete com as espécies nativas por recursos.

Tabela 27: Levantamento da ictiofauna para o Baixo Rio Doce considerando informações de ocorrência das espécies antes e após o rompimento da barragem do Fundão em novembro de 2015. Categoria de Habitat segue o que é proposto por Fricke e Van der Laan (2020). D: dulcícola; E: estuarino; M: marinho. Fonte de Registro: (1) CTA-UHE Mascarenhas; (2) Vieira (2010); (3) Relatório Econservation-Renova; (4) Convênio Renova-UFV; (5) SpeciesLink; (6) PMBA/Fest-RRDM. IN: Instrução Normativa 53/2020 (espécies de interesse comercial).

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Carangiformes							
Achiridae							
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	Linguado			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	5; 6
Carangidae							
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	Aracimbora	x		Nativa	Depois	M	6
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	Aracimbora	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 4; 6
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	Robalo-peva	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 4; 5; 6
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey 1860	Camorim-corcunda	x		Nativa	Depois	D, E, M	3
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	Robalo-flecha	x		Nativa	Antes	D, E, M	1; 5
Characiformes							
Anostomidae							
<i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner 1875)	Piau-vermelho	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5; 6
<i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner 1875)	Piau-boquinha	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4
<i>Hypomasticus steindachneri</i> (Eigenmann 1907)	Acará	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 4; 6
<i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner 1875)	Piau-branco	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Bryconidae							
<i>Brycon dulcis</i> Lima & Vieira 2017	Piabanha	x	EN	Nativa	Antes	D	2; 5
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	Dourado	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6
Characidae							
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	Lambari-do-rabo-amarelo	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Deuterodon cf. giton</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	x		Nativa	Depois	D	4; 6
<i>Deuterodon cf. intermedius</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i> (Jenyns 1842)	Lambari	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 6
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)	Mato-grosso			Introduzida	Antes/Depois	D	5; 3; 6
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)				Nativa	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855)	Lambari			Nativa	Antes/Depois	D	2; 4; 5; 6
<i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1987	Bocarra			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 6
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther 1864	Lambari-bocarra			Nativa	Depois	D	3; 4; 6
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Cuvier 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 4; 5; 6
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	Piabinha			Nativa	Depois	D	6
Crenuchidae							
<i>Characidium cricarensense</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019	Canivete			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
Curimatidae							
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Saguiru			Nativa	Antes	D	2; 5
Erythrinidae							
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	Jejú	x		Nativa	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	Trairão	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 6
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Traíra	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Prochilodontidae							
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz 1829	Curimatã-pacu	x		Introduzida	Depois	D	6
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes 1850	Curimatã-piao	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 6
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	Corimbatá	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 3; 4
<i>Prochilodus vimboides</i> Kner 1859	Grumatã, curimatã	x	VU	Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Serrasalmidæ							
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier 1816)	Tambaqui	x		Introduzida	Antes	D	1; 2
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)	Pacu			Introduzida	Depois	D	4; 6
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	Caranha, pacu	x		Introduzida	Antes	D	2
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858	Piranha	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	Pirambéba	x		Introduzida	Depois	D	6
Cichliformes							
Cichlidae							
<i>Aequidens</i> sp.	Acará			Introduzida	Depois	D	6
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz 1831)	Acará-açu, oscar	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 6
<i>Australoheros aff. facetus</i> (Jenyns 1842)	Acará			Nativa	Antes	D	2; 5
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006	Tucanaré	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz 1831	Tucanaré	x		Introduzida	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897)	Tilápia-do-Congo			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau 1855)	Bastiana	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel 1840	Joana-gensa, guensa-verde	x		Introduzida	Depois	D	3; 6
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Cará	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5; 6
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Tilápia-do-Nilo	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 6
Clupeiformes							
Engraulidae							
<i>Anchoa</i> sp.	Manjuba	x		Nativa	Depois	E	3
<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo 1945)	Manjubinha			Nativa	Depois	E	4
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler 1911)	Manjuba-de-Iguape	x		Nativa	Depois	D, E, M	3
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)	Manjubão	x		Nativa	Depois	D, E, M	4; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Cypriniformes							
Cyprinidae							
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	Carpa-comum	x		Introduzida	Antes	D	2
Xenocypridae							
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes 1844)	Carpa-capim			Introduzida	Antes	D	1; 2
Cyprinodontiformes							
Poeciliidae							
<i>Phalloceros elachistos</i> Lucinda 2008	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	Barrigudinho, guppy			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	Barrigudinho, guppy			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
Rivulidae							
<i>Xenurolebias izecksohni</i> (Da Cruz 1983)	Peixe-anual		EN	Nativa	Antes	D	2
Elopiformes							
Elopidae							
<i>Elops saurus</i> Linnaeus 1766	Ubarana	x		Nativa	Depois	E, M	6
Gobiiformes							
Gobiidae							
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822)	Peixe-flor			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 5; 6
Gymnotiformes							
Gymnotidae							
<i>Gymnotus aff. carapo</i> Linnaeus 1758	Carapó			Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 6
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	Tuvira-redonda			Introduzida	Depois	D	4; 6
Mugiliformes							
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	Parati	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 3; 4; 5; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Mugil incilis</i> Hancock 1830	Tainha-de-olho-amarelo			Nativa	Depois	D, E	3
Perciformes							
Gerreidae							
<i>Eucinostomus cf. argenteus</i> Baird & Girard 1855	Carapicu, escrivão			Nativa	Depois	D, E, M	4; 6
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier 1830)	Carapicu	x		Nativa	Antes/Depois	M	2; 4; 5; 6
Haemulidae							
<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey 1860)	Corcoroca	x		Nativa	Depois	D, E, M	6
Sciaenidae							
<i>Pachyurus adspersus</i> (Steindachner 1879)	Corvina			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Siluriformes							
Ariidae							
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829)	Bagre-guri	x		Nativa	Antes/Depois	E	2; 3; 4; 6
<i>Paragenidens grandoculis</i> (Steindachner 1877)	Bagre		CR	Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; *
Auchenipteridae							
<i>Glanidium melanopterum</i> Miranda Ribeiro 1918	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Pseudauchenipterus affinis</i> (Steindachner 1877)	Ferrolho			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 5; 6
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877)	Jauzinho			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Callichthyidae							
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)	Tamboatá	x		Nativa	Antes	D	2
<i>Corydoras aff. aeneus</i> (Gill 1858)	Caborja			Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	Tamboatá	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
<i>Scleromystax prionotos</i> (Nijssen & Isbrücker 1980)	Coridora-listrada			Nativa	Antes	D	2
Clariidae							
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822)	Bagre-africano	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Heptapteridae							
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823)	Mandi	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Jundiá	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
Loricariidae							
<i>Delturus carinotus</i> (La Monte 1933)	Desconhecido			Nativa	Antes/Depois	D	2; 3
<i>Euryochus thysanos</i> Pereira & Reis 2017				Nativa	Antes	D	2; 4
<i>Harttia loricariformis</i> Steindachner 1877	Cascudo-folha,			Nativa	Antes	D	2; 6
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	Cascudo-areia	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 5; 6
<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindacher 1877)	Cascudo	x		Nativa	Antes/Depois	D	6; 4; 2; 1
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855)	Cascudo-viola	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 5; 6
<i>Neoplecostomus</i> sp.	Cascudo			Nativa	Antes	D	2
<i>Parotocinclus doceanus</i> (Miranda Ribeiro 1918)	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Pogonopoma wertheimeri</i> (Steindachner 1867)	Cascudo-preto			Introduzida	Antes	D	2; 5
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	Acari	x		Introduzida	Depois	D	4; 6
Pimelodidae							
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	Bagre	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 6
<i>Pimelodus</i> sp.	Bagre	x		Introduzida	Depois	D	6
<i>Pseudoplatystoma</i> sp. (híbrido)	Pintado	x		Introduzida	Antes	D	2
<i>Steindachneridion doceanum</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	Surubim-do-Rio-Doce		CR	Nativa	Antes	D	5
Pseudopimelodidae							
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner 1876	Pacamã		VU	Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6
Trichomycteridae							
<i>Microcambeva jucuensis</i> Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019	Cambeva			Nativa	Depois	D	6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CATEGORIA DE AMEAÇA (Portaria nº 445/2014, MMA)	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA ANTES / DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Trichomycterus alternatus</i> (Eigenmann 1917)	Cambeva			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken 1874	Cambeva			Nativa	Antes	D	2
<i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	Desconhecido			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
Synbranchiformes							
Synbranchidae							
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	Mussum,	x		Exótica	Antes/Depois	D	2; 6
Sygnathidae							
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup 1856)	Desconhecido			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	5; 6

¹ CTA-UHE Mascarenhas: Centro de Tecnologia em Aquicultura e Meio Ambiente-CTA. Peixes de água doce do Rio Doce: na área de influência da UHE Mascarenhas. Vitória, 2009.

² Vieira (2010). Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. MG Biota. 2:5–22.

³ Relatório Econservation-Renova. Programa de Monitoramento da Ictiofauna do Rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, 2019.

⁴ Convênio Renova- UFV. A ictiofauna da bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito da Samarco, com foco em segurança alimentar, 2019.

⁵ SpeciesLink: CRIA (Centro de Referência e Informação Ambiental). Specieslink - simple search. Disponível em: <http://www.splink.org.br/index>. Acesso em: 04 de outubro de 2020.

⁶ PMBA/Fest-RRDM

* Marceniuk et al. (2019). Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. gen. and n. comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. Zootaxa 4586 (3): 425–444

1.6.3 Ecologia trófica

Após a evisceração, o conteúdo estomacal foi observado sob microscópio estereoscópico e óptico quando necessário. Os itens alimentares foram analisados até o menor nível taxonômico possível utilizando chaves de identificação (MERRITT; CUMMINS, 1996; COSTA et al., 2006; MUGNAI et al., 2010). A quantificação dos itens alimentares se deu pelo método volumétrico (HELLAWELL; ABEL, 1971; HYSLOP, 1980) e após calculou-se a porcentagem de contribuição alimentar de cada item (V%) para as espécies estudadas.

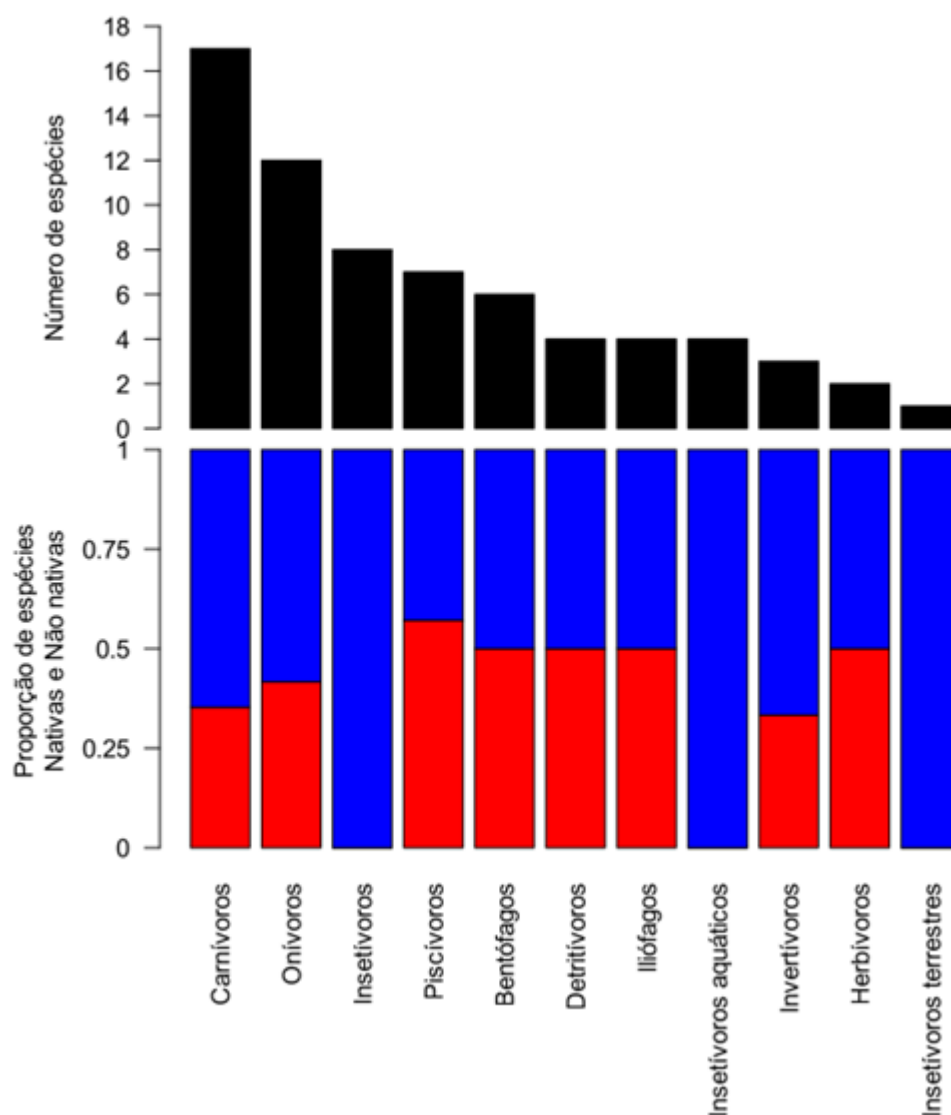
Foram analisados 2.066 estômagos pertencentes a 66 espécies, sendo 23 espécies nativas e 23 introduzidas. Sessenta e seis itens alimentares foram identificados e agrupados em 16 categorias alimentares (Tabela 28):

- Sedimento: pedras e areia;
- Detrito: matéria orgânica altamente particulada;
- Matéria orgânica: matéria orgânica não particulada tanto de origem animal quanto vegetal;
- Algas: algas filamentosas e diatomáceas;
- Vegetal: vegetal de origem terrestre e aquática;
- Tecameba: somente Tecameba;
- Rotífera: somente Rotífera;
- Mollusca: gastropoda e bivalve;
- Microcrustáceos: cladocera, conchostraca, ostracoda e copepoda;
- Arachnida: aranha e ácaro;
- Camarão: somente camarão;
- Insetos terrestres: larvas de Coleoptera, Hymenoptera; ninfas de Isoptera; pupas de Hymenoptera, Thysanoptera; adultos de Coleoptera, Diptera, Isoptera, Hymenoptera, Thysanoptera, Homoptera, Orthoptera; e restos de insetos terrestres (partes que não podiam ser identificadas);
- Insetos aquáticos: larvas de Chironomidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Tabanidae, Psocidae, Empididae, Stratiomidae, Simuliidae, Collembola, Coleoptera, Lepidoptera, Trichoptera, Megaloptera; pupas de Simuliidae, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera; ninfas de Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera; adulto de Coleoptera e Hemiptera; e restos de insetos aquáticos (partes que não puderam ser identificadas);
- Outros invertebrados: Nematoda, Taenia, cerdas de Oligochaeta ou Oligochaeta;
- Peixe: peixe, escama e otólito;

- Larva de Amphibia: somente larva de anfíbio (girino).

Com base nos itens alimentares mais consumidos pelas espécies (Tabela 28), foram identificadas as seguintes guildas: bentófagos, carnívoros, detritívoros, herbívoros, iliófagos, insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, insetívoros, invertívoros, onívoros e piscívoros. Destaca-se a guilda dos carnívoros, onívoros e insetívoros, que tiveram o maior número de espécies inseridas (Figura 151) e também o maior número de espécies nativas (Figura 151). Já para as espécies introduzidas, as guildas mais representativas foram carnívoros, onívoros e piscívoros (Figura 151). É importante mencionar que três guildas foram representadas apenas por espécies nativas (Figura 151).

Figura 151: Número de espécies por guilda trófica (a); número de espécies introduzidas e nativas por guilda trófica (b); azul espécies nativas, vermelho espécies introduzidas.



Considerando a abundância das espécies por petrecho de coleta, observou-se a seletividade dos mesmos principalmente no que se refere ao tamanho e hábito das espécies. Nas redes de espera, a

maior abundância foi de uma espécie carnívora, o Mandi *P. maculatus*; dentro dos piscívoros houve predominância da Piranha *P. nattereri*; dentre as espécies herbívoras observou-se o Pacu-disco *M. lippincottianus* introduzido. Os demais indivíduos pertencem a espécies que consomem principalmente insetos ou invertebrados (Figura 152, Tabela 28). Já nas capturas com tarrafa predominaram as espécies insetívoras e onívoras tanto introduzidas quanto nativas, porém a maior abundância é representada por uma espécie nativa de hábito iliófago (*Mugil curema*) (Figura 152, Tabela 28). Para as coletas utilizando o método de arrasto as maiores abundâncias são de indivíduos pertencentes à espécies nativas de hábito bentófago, insetívoro e onívoro, a espécie introduzida mais abundante também pertence à guilda dos bentófagos (a Tilápia *Oreochromis niloticus*) (Figura 152, Tabela 28). A pesca elétrica foi feita num córrego e revelou predominância de espécies insetívoras e invertívoras, em sua maioria sendo espécies nativas.

Nos agrupamentos de espécies por trecho de rio, lagoa e córregos, cada grupo foi organizado da seguinte maneira: comedores de plantas, as espécies consideradas como herbívoras; comedores de matéria orgânica; inorgânica já em avançado estado de digestão, os detritívoros e iliófagos; comedores de invertebrados, os invertívoros e insetívoros de forma geral; comedores de itens de origem vegetal e animal, o onívoros; os comedores de peixe, piscívoros; e os comedores de peixe mais outros itens de origem animal, os carnívoros.

Através desta análise, observou-se similaridade de dietas entre espécies nativas e introduzidas na calha do rio e nas lagoas (Figura 153 a, c). Por outro lado, nos córregos as nativas parecem ter tendências distintas das introduzidas, sendo possível sugerir a existência de subgrupos representados principalmente por essas espécies (Figura 153 b).

Figura 152: Espécies mais abundantes coletadas em cada método de amostragem. Arrasto (a), tarrafa (b), redes de espera (c) e pesca elétrica (e). Para a especificação da guilda trófica das espécies ver Tabela 28.

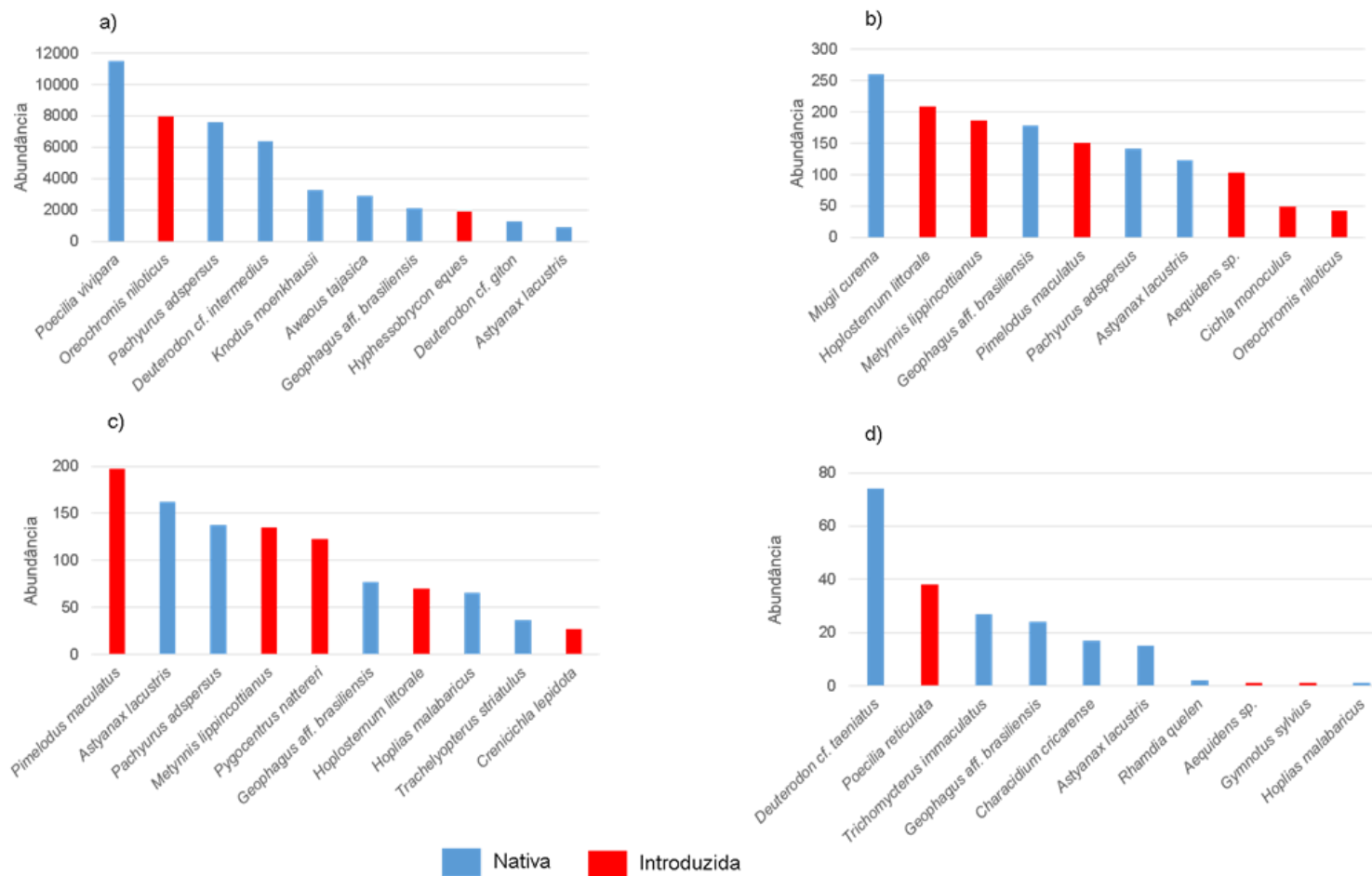
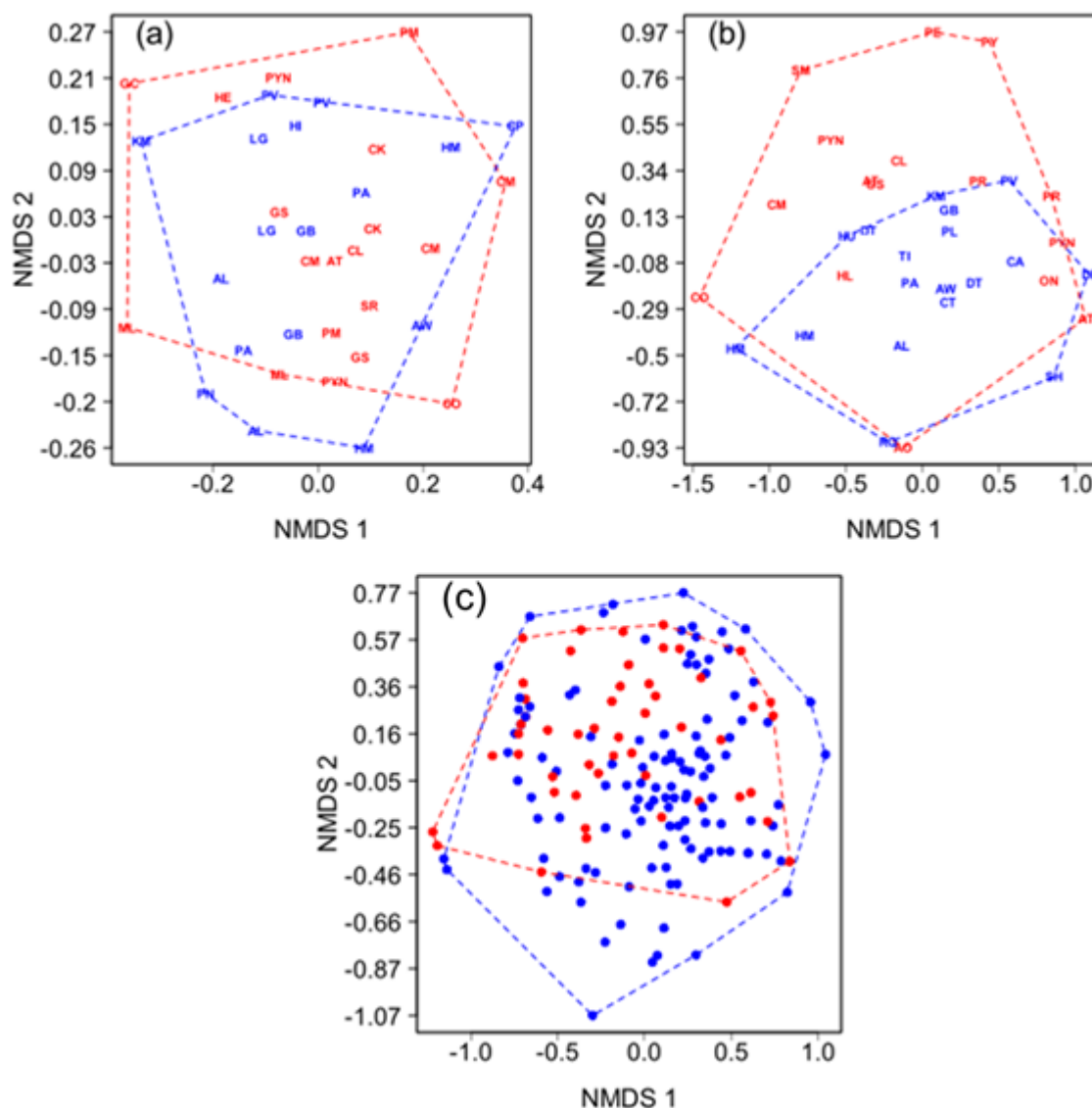


Figura 153: Análise de NMDS do conteúdo estomacal, por ambiente amostrado, (a) lagoas; (b) córregos; e (c) calha do rio. Vermelho: espécies introduzidas; azul: espécies nativas. Para códigos das espécies ver Tabela 28.



Dentro de cada grupo trófico, foram observadas similaridades nas dietas das espécies nativas e introduzidas (Figura 154 e Figura 155). Diferenças foram apenas observadas em casos pontuais, onde espécies possuem um espectro trófico bem distinto umas das outras, ocasionados por sua morfologia, ou ainda por ocorrência de itens ocasionais na dieta. Observou-se os seguintes agrupamentos:

Comedores de plantas: a espécie introduzida Pacu disco *Metynnis lippincottianus* diferenciou-se da espécie nativa Piau-branco *Megaleporinus conirostris*, porque a primeira fez uso em maior volume de algas e a nativa, de plantas de origem terrestre (Figura 154 e Figura 155 c);

Comedores de matéria orgânica/inorgânica: não há padrão claro de separação de exemplares de espécies introduzidas e nativas, algumas espécies se diferenciam porque consumiram maior volume

de detritos, matéria orgânica e sedimento, dos exemplares que consumiram também algas, microcrustáceos e insetos (Figura 154 e Figura 155 b);

Comedores de invertebrados: as introduzidas parecem ter um menor espectro alimentar, alguns exemplares consumiram maior proporção de detrito, matéria orgânica e algas, enquanto outros exemplares que consumiram em maior volume, insetos, aracnídeos e camarões (Figura 154 e Figura 155 d);

Comedores de itens de origem vegetal e animal: os exemplares de espécies nativas e introduzidas parecem utilizar os mesmos itens alimentares (Figura 154 e Figura 155 e);

Comedores de peixe: alguns exemplares consumiram maior volume de peixe, camarão, insetos aquáticos e microcrustáceos; enquanto outros consumiram principalmente itens de origem vegetal, matéria orgânica (representando provavelmente restos de animais) e outros invertebrados (Figura 154 e Figura 155 f);

Comedores de peixe mais outros itens de origem animal: alguns exemplares nativos e todos os introduzidos consumiram maior volume de peixe e camarão e, principalmente indivíduos de espécies nativas, consumiram maior volume de outros itens como insetos e moluscos (Figura 154 e Figura 155 a).

Vermelho: espécies introduzidas; azul: espécies nativas. Para códigos das espécies ver Tabela 28.

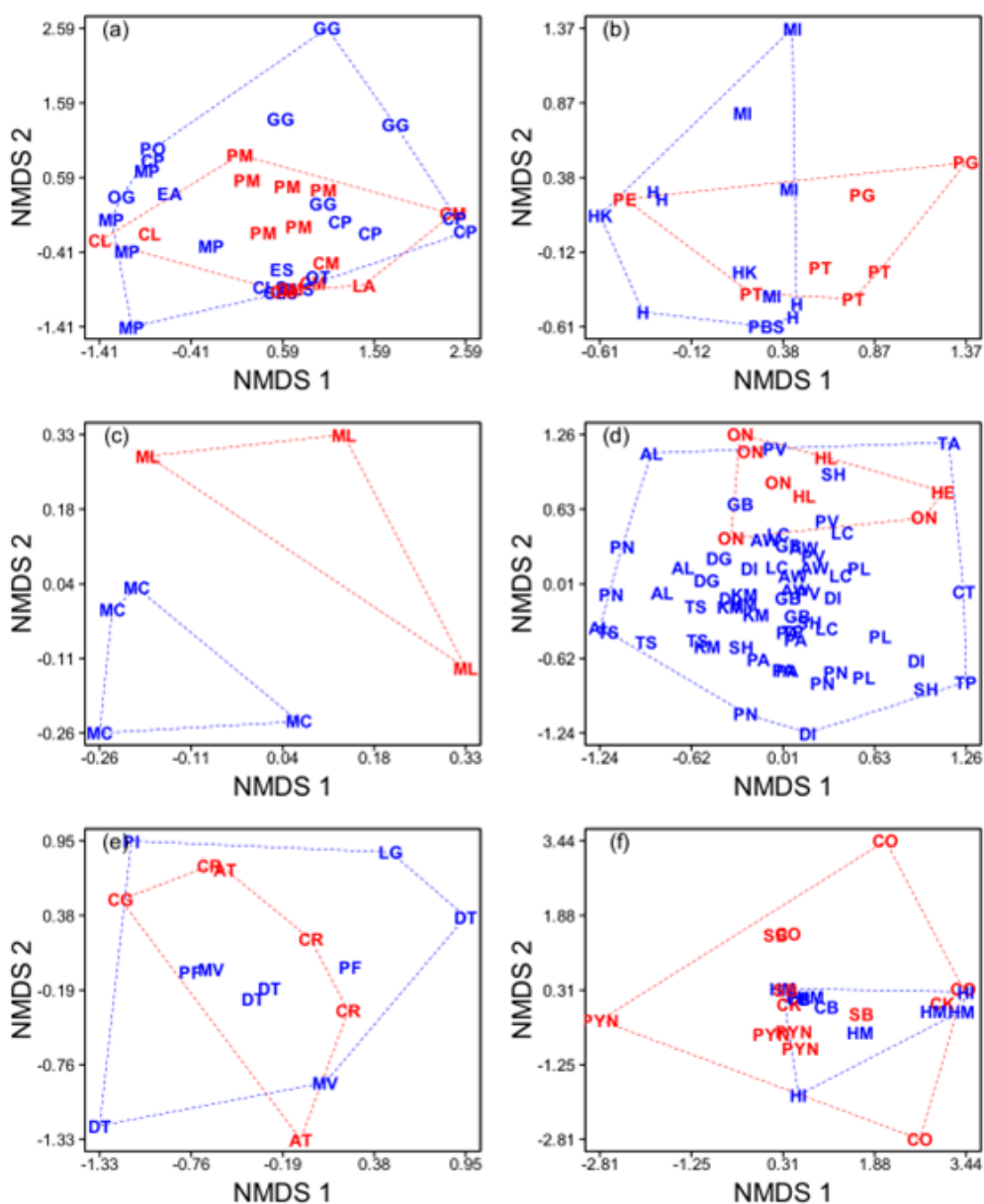


Figura 155: NMDS dos itens alimentares ingeridos pelos agrupamentos tróficos: comedores de peixe mais outros itens de origem animal (a), comedores de matéria orgânica; inorgânica (b), comedores de plantas (c), comedores de invertebrados (d), comedores de itens de origem vegetal e animal (e), comedores de peixe (f). insT: insetos terrestres; insA: insetos aquáticos; mato: matéria orgânica ; ara: Arachnida ; sed: sedimento; veg: vegetal; pei: peixe; mic: microcrustáceos; cam: camarão; tec: Tecameba; alg: algas; det: detrito; mol: Mollusca; invN: outros invertebrados.

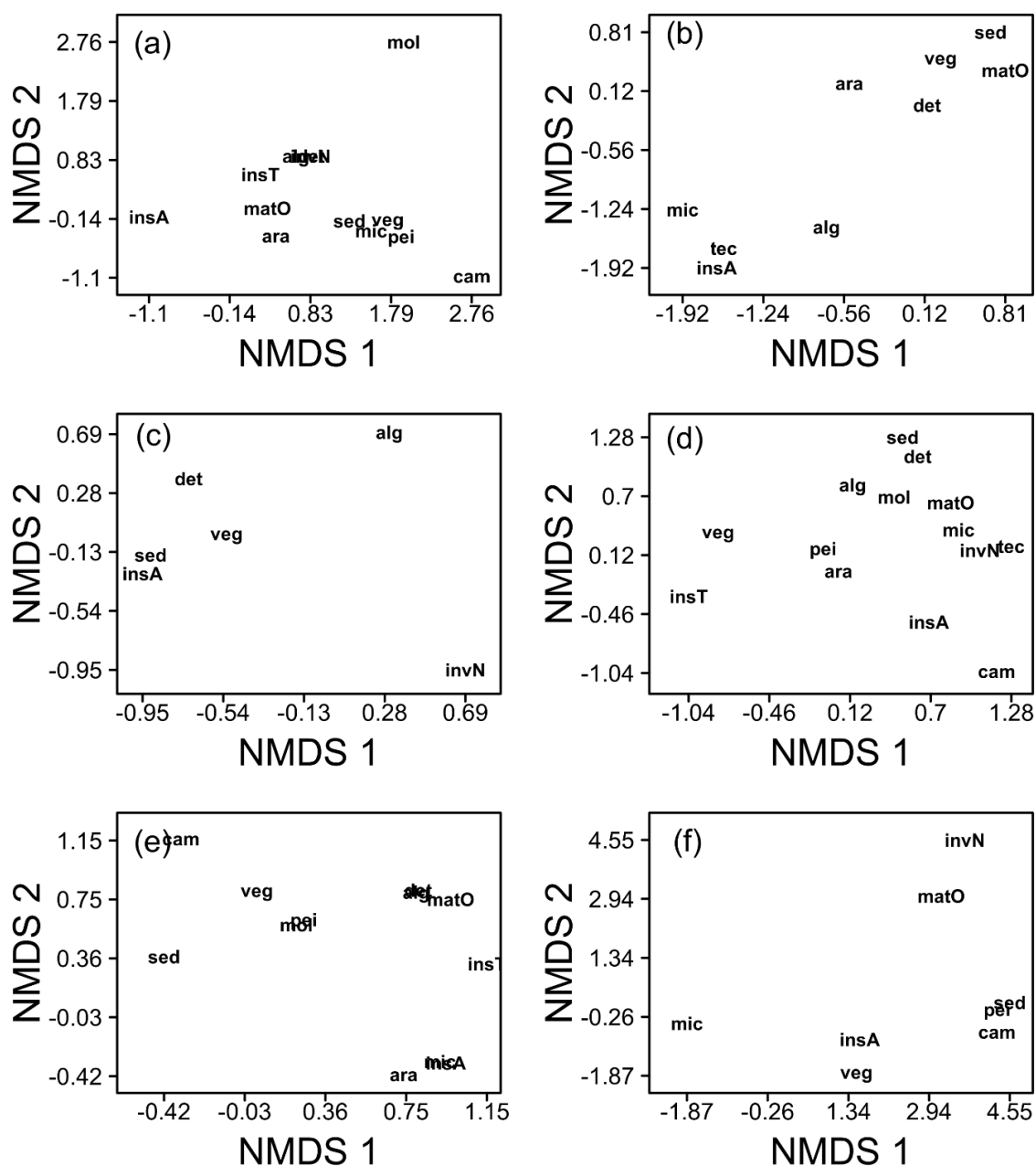


Tabela 28: Valores da porcentagem de volume (V%) das categorias alimentares consumidas pelas espécies de peixes do baixo Rio Doce, seus respectivos códigos e o número de estômagos analisados por espécie. Asterisco indica valores menores do que 0,1% e em negrito as categorias com maior porcentagem de contribuição para cada espécie. Cód: Código das espécies; N: número de estômagos analisados; Sed: sedimentos; Det: detritos; M.Org: matéria orgânica; Veg: vegetal; Tec: Tecameba, Rot: Rotífera; Moll: Mollusca; Micr: microcrustáceos; Cam: camarão; Arach: Arachnida; I.Terr: insetos terrestres; I.Aqu: insetos aquáticos; O.Inv: outros invertebrados; L.Amp: larva de Amphibia

Espécie	Cód	N	Categoria	Categorias alimentares																Guilda T
				Sed	Det	M.Org	Algas	Veg	Tec	Rot	Moll	Micr	Cam	Arach	I.Ter	I.Aqu	O.Inv	Peixe	L.Amp	
<i>Aequidens</i> sp.	AT	86	Introduzida	0,34	2,97	32,96	7,81	14,15	0,00	0,00	1,09	0,63	0,00	*	6,51	24,04	0,00	9,44	0,07	Onívoro
<i>Astronotus ocellatus</i>	AO	1	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	62,50	0,00	0,00	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Astyanax lacustris</i>	AL	74	Nativa	0,00	0,00	0,02	5,11	2,10	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	90,07	1,57	0,00	0,97	0,00	Insetívoro terrestre
<i>Awaous tajasica</i>	AW	152	Nativa	10,02	11,64	12,93	20,84	3,06	0,12	0,00	1,48	5,92	0,02	0,06	0,30	25,93	*	7,68	0,00	Bentófago
<i>Caranx bartholomaei</i>	CB	4	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	Piscívoro
<i>Caranx latus</i>	CLS	3	Nativa	4,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	95,42	0,00	Carnívoro
<i>Centropomus parallelus</i>	CP	8	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	7,52	0,00	0,00	0,00	0,00	83,83	0,00	0,00	0,75	0,00	7,89	0,00	Carnívoro
<i>Characidium cricarense</i>	CT	17	Nativa	0,29	0,00	0,00	0,00	2,78	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	3,48	0,00	93,26	0,00	0,15	0,00	Insetívoro aquático
<i>Cichla kelberi</i>	CK	41	Introduzida	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,82	0,00	0,00	0,39	0,00	98,54	0,00	Piscívoro
<i>Cichla monoculus</i>	CM	46	Introduzida	0,00	0,27	2,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12	56,76	0,00	3,15	2,29	*	34,24	0,00	Carnívoro
<i>Clarias gariepinus</i>	CG	1	Introduzida	43,53	0,00	0,00	0,11	33,73	0,00	0,00	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,76	0,00	Onívoro
<i>Coptodon rendalli</i>	CR	46	Introduzida	1,14	9,34	15,36	30,58	26,61	0,00	0,00	0,00	*	0,00	0,06	2,28	1,77	0,00	12,84	0,00	Onívoro
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i>	CA	2	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,69	92,31	0,00	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Crenicichla lepidota</i>	CL	60	Introduzida	0,00	0,00	0,66	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	4,71	11,20	18,98	7,59	26,13	0,00	30,66	0,00	Carnívoro
<i>Deuterodon</i> cf. <i>giton</i>	DG	58	Nativa	0,13	1,89	4,94	18,01	8,30	0,00	0,00	0,00	0,72	0,14	2,34	55,36	7,07	0,00	1,10	0,00	Invertívoro
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i>	DI	73	Nativa	0,51	8,19	3,68	19,51	2,08	0,00	0,00	0,00	0,08	12,54	6,04	28,40	18,62	0,00	0,36	0,00	Onívoro
<i>Deuterodon</i> cf. <i>taeniatus</i>	DT	127	Nativa	0,10	0,07	2,61	0,37	47,71	0,00	0,00	0,14	0,09	0,09	0,15	28,92	19,24	0,01	0,50	0,00	Onívoro
<i>Elops saurus</i>	ES	1	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	62,50	0,00	Carnívoro
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i>	EA	2	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,27	0,00	0,00	0,00	78,69	0,00	0,04	0,00	Carnívoro
<i>Eugerres brasilianus</i>	EB	1	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Genidens genidens</i>	GG	14	Nativa	21,76	0,00	19,62	0,00	3,46	0,00	0,00	25,51	0,00	13,56	0,00	0,12	0,01	0,00	15,95	0,00	Carnívoro
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasilensis</i>	GB	166	Nativa	0,58	2,10	6,11	0,42	5,75	0,00	0,00	21,90	9,65	0,00	0,20	*	51,85	0,54	0,89	0,00	Invertívoro
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>	GC	1	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Gymnotus sylvius</i>	GS	13	Introduzida	0,38	0,00	8,51	0,03	14,76	0,00	0,00	0,13	0,00	16,34	0,00	0,27	58,32	0,00	1,27	0,00	Carnívoro
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	HU	4	Nativa	0,00	0,00	3,60	0,00	44,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,61	36,01	0,36	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Hoplias intermedius</i>	HI	9	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,89	0,00	Piscívoro
<i>Hoplias malabaricus</i>	HM	22	Nativa	0,00	0,00	0,03	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	6,50	0,23	0,00	0,00	0,00	92,90	0,00	Piscívoro
<i>Hoplosternum littorale</i>	HL	10	Introduzida	0,00	0,00	14,05	1,17	6,32	0,00	0,00	4,68	1,17	7,02	0,00	0,00	1,90	52,68	11,00	0,00	Bentófago
<i>Hyphessobrycon eques</i>	HE	18	Introduzida	0,00	0,00	11,40	0,00	4,51	0,00	0,00	0,00	43,12	0,00	1,47	0,00	39,50	0,00	0,00	0,00	Invertívoro
<i>Hypostomus affinis</i>	HÁ	7	Nativa	6,28	89,09	3,77	0,66	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Hypostomus luetkeni</i>	HK	3	Nativa	11,56	86,38	0,00	2,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Knodus moenkhausii</i>	KM	119	Nativa	0,13	0,64	10,77	0,62	1,42	0,00	0,00	0,02	1,18	7,76	2,26	54,80	15,62	0,00	4,79	0,00	Insetívoro
<i>Lophosilurus alexandri</i>	LA	2	Introduzida	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,98	0,00	Carnívoro
<i>Loricariichthys castaneus</i>	LC	16	Nativa	3,79	9,84	52,82	0,02	9,07	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	*	0,00	23,82	0,38	0,00	0,00	Bentófago
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LG	11	Nativa	0,00	0,00	7,18	0,00	47,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,92	3,68	40,96	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Megaleporinus conirostris</i>	MC	15	Nativa	0,18	0,00	0,00	0,62	85,17	0,00	0,00	8,86	0,00	0,00	0,00	0,00	2,43	0,09	2,66	0,00	Herbívoro
<i>Metynnis lippincottianus</i>	ML	40	Introduzida	0,06	1,62	0,97	56,46	35,52	0,00	0,00	0,11	0,47	0,00	0,00	0,55	4,20	0,00	0,05	0,00	Herbívoro
<i>Microphis lineatus</i>	MP	14	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,02	0,00	0,00	0,00	52,75	0,00	42,24	0,00	Carnívoro
<i>Moenkhausia vittata</i>	MV	17	Nativa	0,52	0,26	0,10	0,00	52,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,18	16,17	27,95	0,00	0,21	0,00	Onívoro
<i>Mugil curema</i>	MI	24	Nativa	62,66	36,57	0,36	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Iliófago

Espécie	Cód	N	Categoria	Categorias alimentares																Guilda T
				Sed	Det	M.Org	Algas	Veg	Tec	Rot	Moll	Micr	Cam	Arach	I.Ter	I.Aqu	O.Inv	Peixe	L.Amp	
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	OG	1	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Oligosarcus argenteus</i>	OT	2	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	Carnívoro
<i>Oreochromis niloticus</i>	ON	105	Introduzida	17,26	41,55	7,83	28,76	1,13	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	1,66	0,27	*	1,15	0,00	Bentófago
<i>Pachyurus adspersus</i>	PA	154	Nativa	0,01	0,30	3,04	0,11	0,85	0,00	0,00	0,03	0,76	3,98	0,00	0,21	90,64	0,00	0,07	0,00	Insetívoro aquático
<i>Pimelodella lateristriga</i>	PL	19	Nativa	1,49	0,00	17,01	0,00	3,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	11,64	57,97	0,00	8,18	0,00	Insetívoro
<i>Pimelodus maculatus</i>	PM	31	Introduzida	1,58	0,15	47,80	0,08	4,18	0,00	0,00	0,83	*	3,39	*	4,28	3,41	*	34,27	0,00	Carnívoro
<i>Pimelodus sp.</i>	PI	1	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	90,09	0,00	0,00	0,00	0,00	9,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Poecilia reticulata</i>	PR	29	Introduzida	0,25	41,24	7,62	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	2,31	0,00	0,02	0,83	46,82	0,25	0,00	0,00	Bentófago
<i>Poecilia vivipara</i>	PV	210	Nativa	6,23	49,24	7,13	19,23	*	0,00	0,00	0,25	3,07	0,00	0,36	0,32	13,91	0,27	0,00	0,00	Bentófago
<i>Pomadasys ramosus</i>	PO	1	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Prochilodus argenteus</i>	PG	6	Introduzida	20,92	30,20	48,68	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Iliófago
<i>Prochilodus costatus</i>	PT	5	Introduzida	4,60	62,14	30,06	3,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Iliófago
<i>Prochilodus vimboides</i>	PBS	1	Nativa	0,80	79,99	19,20	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Iliófago
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	PF	19	Nativa	0,63	0,00	1,26	6,29	33,95	0,00	0,00	0,00	1,57	0,00	0,63	0,38	51,14	0,00	4,15	0,00	Onívoro
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	PN	11	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,09	19,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,37	63,80	16,47	0,00	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	PY	2	Introduzida	0,00	55,00	40,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Pygocentrus nattereri</i>	PYN	40	Introduzida	0,27	0,00	0,00	*	22,83	*	0,93	0,66	0,93	0,02	*	0,51	4,89	0,00	69,88	0,00	Piscívoro
<i>Rhamdia quelen</i>	RQ	1	Nativa	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Salminus brasiliensis</i>	SB	3	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	Piscívoro
<i>Serrapinnus heterodon</i>	SH	53	Nativa	1,48	1,20	7,08	24,26	0,59	0,00	0,00	0,00	0,70	0,00	0,42	33,23	30,89	0,00	0,15	0,00	Insetívoro
<i>Serrasalmus brandtii</i>	SR	1	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,46	0,00	61,54	0,00	Carnívoro
<i>Synbranchus marmoratus</i>	SM	1	Introduzida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	Carnívoro
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	TS	10	Nativa	0,00	0,00	2,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,00	0,00	0,34	88,68	7,15	0,00	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Trichomycterus alternatus</i>	TA	1	Nativa	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	90,91	0,00	Insetívoro
<i>Trichomycterus immaculatus</i>	TI	26	Nativa	0,98	0,00	2,98	0,00	5,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	91,01	0,00	*	0,00	Insetívoro aquático
<i>Trinectes paulistanus</i>	TP	5	Nativa	0,00	0,00	11,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	88,33	0,00	0,00	0,00	Insetívoro aquático

1.6.4 Biologia reprodutiva

A relação gonadossomática (RGS) e o índice gonadal (IG) das espécies mais abundantes da calha do rio mostrou que apenas as fêmeas da espécie nativa Lambari *Astyanax lacustris* apresentaram um período reprodutivo bem evidente, durante a estação chuvosa (Figura 156 A). As espécies nativas Bagre-guri *Genidens genidens* e a Curvina *Pachyurus adspersus* apresentaram valores mais baixos de IGS durante a estação seca. Os padrões de variação sazonal não foram evidentes nas espécies restantes (Figura 156).

Nas lagoas, tanto o RGS como o IG não apresentaram um padrão de evolução evidente de crescimento, não sendo possível determinar nesses ambientes, um período reprodutivo diferenciado (Figura 157). Os machos das espécies nativas Traíra *Hoplias malabaricus*, Lambari *Astyanax lacustris* e Curvina *Pachyurus adspersus* apresentaram um investimento constante em gônadas ao longo de todo o período, com picos aleatórios. Os machos de *Pachyurus adspersus* mostraram um aumento no IG no período de chuva, porém a descontinuidade das campanhas impediram confirmar essa tendência. Nos ecossistemas aquáticos, a sazonalidade representa um fator essencial na regulação dos períodos reprodutivos e a frequência alimentar dos peixes (VAZZOLER, 1996).

As variações sazonais nos padrões de reprodução refletem nos valores dos fatores de condição K1 (fator de condição total) e K2 (fator de condição somático) e a sua variação (DK) (VAZZOLER, 1996; GOMIERO; BRAGA, 2006). A ausência destes padrões marcados são o reflexo de espécies que se reproduzem ao longo do ano sem um comportamento de piracema pronunciado.

O fator de condição é um índice clássico na ictiologia e indica o estado de bem-estar do peixe (BRAGA, 1986). Da mesma forma que o investimento gonadal não mostrou um padrão sazonal, os fatores de condição total e somático e o DK acompanharam essas variações (Figura 158 e Figura 159). A plasticidade fisiológica e comportamental dos peixes ajusta-se às inúmeras diferenças ambientais encontradas nas áreas de ocorrência dessas espécies.

A comparação dos dados PMBA/Fest-RRDM com o convênio Renova – UFV e os dados do relatório Econservation em relação ao fator de condição das espécies nativas em áreas afetadas e não afetadas mostrou que o fator de condição relativo ao lambari-bocarra *Oligosarcus acutirostris* nas áreas afetadas foi menor que o dos indivíduos nas áreas não afetadas, enquanto que as demais espécies não apresentaram diferenças (Figura 160). As fêmeas de *Oligosarcus acutirostris* também apresentaram menor fator de condição nas áreas afetadas; já as fêmeas do Cascudo *Hypostomus affinis* apresentaram fator de condição menor na área não afetada (Figura 161).

Para validar os critérios macroscópicos de desenvolvimento gonadal foram realizadas análises microscópicas (Figura 162). Além disso, para as espécies Tilápia *Oreochromis niloticus* e Acará *Geophagus* aff. *brasiliensis* foram realizadas análises histológicas das gônadas para identificar e padronizar os estágios de desenvolvimento dos machos e fêmeas. Dos 125 espécimes de Cará *Geophagus brasiliensis* maduros analisados, 11 fêmeas apresentavam alterações histológicas. As Figura 162 a e b mostram padrões de vacuolização anormais observados nas gônadas dessa

espécie. Na Figura 162 c vemos um tecido em processo de atrofia e as Figura 162 d, e, f mostram padrões de atrofia tecidual. No entanto, mais estudos precisam ser realizados para entender o mecanismo dessas alterações e compreender as causas dessas anomalias.

O cálculo do L50 (Tabela 29) permitiu definir 9 espécies com maior número de recrutas (>190) (Figura 163). Apenas 3 delas são nativas. O alto nível de recrutamento observado entre as espécies, pode estar relacionado com o número de indivíduos coletados, uma vez que se o recrutamento está alto, a taxa de reprodução é maior, consequentemente um maior número de espécimes foram coletados.

Figura 156: Relação gonadossomática e índice gonadal das espécies na calha do rio. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F – *Trachelyopterus striatulus*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices. Linhas são as medias dos indivíduos por campanha.

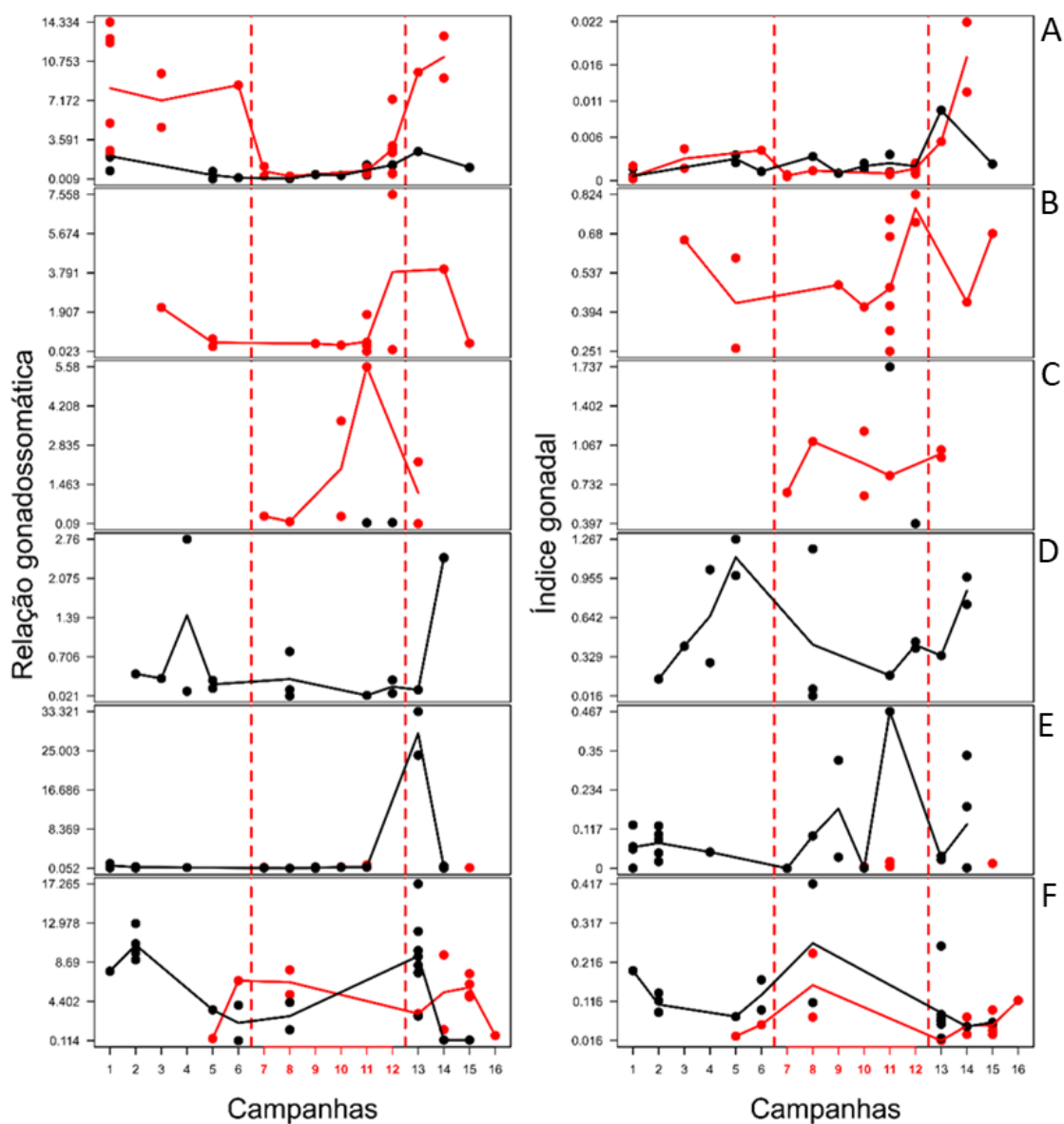


Figura 157: Relação gonadossomática e índice gonadal das espécies nas lagoas. A – *Astyanax lacustris*; B- *Hoplias malabaricus*; C- *Pachyurus adspersus*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. Linhas são as médias dos indivíduos por campanha.

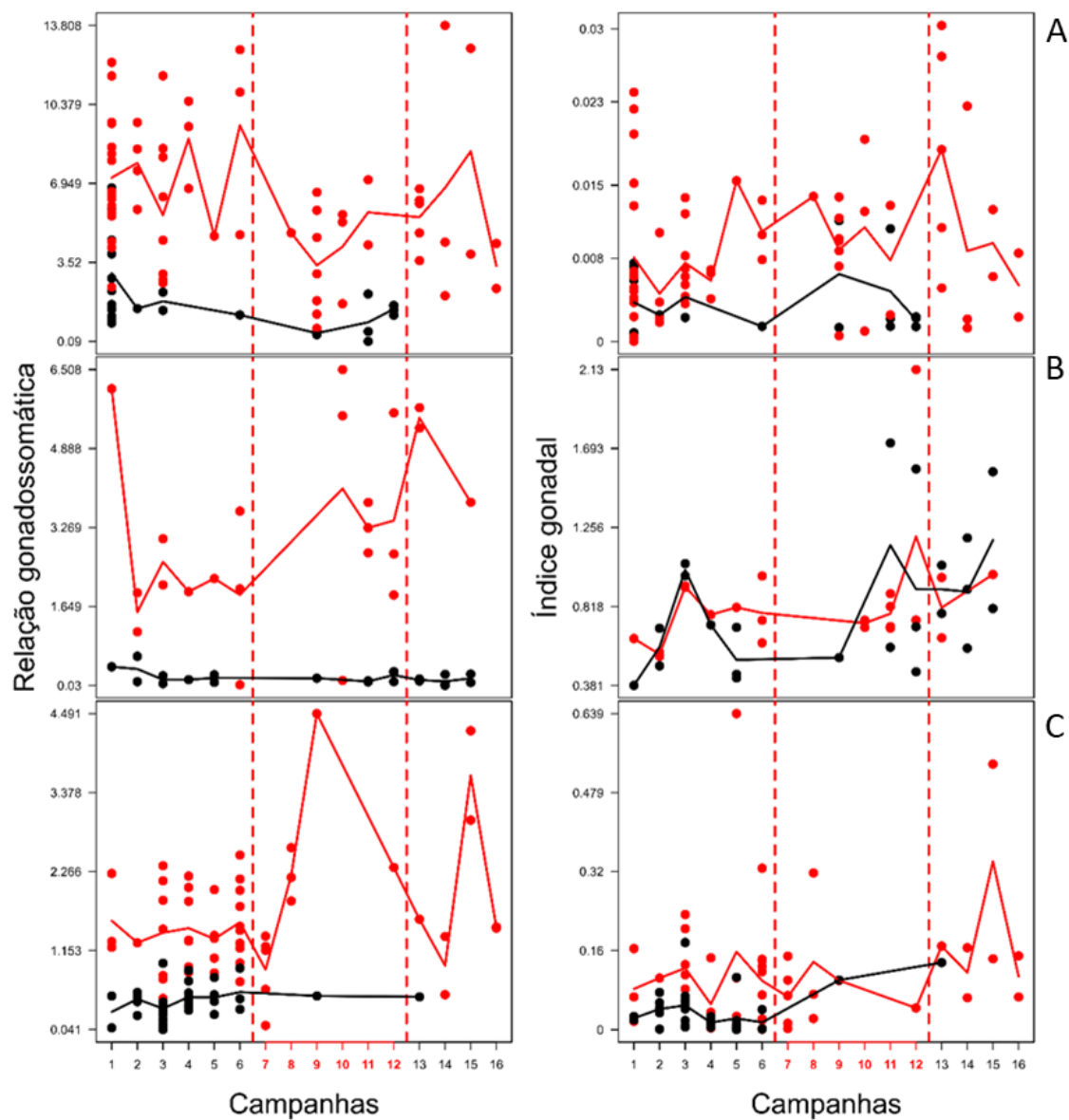


Figura 158: Fator de condição total e somático. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho.

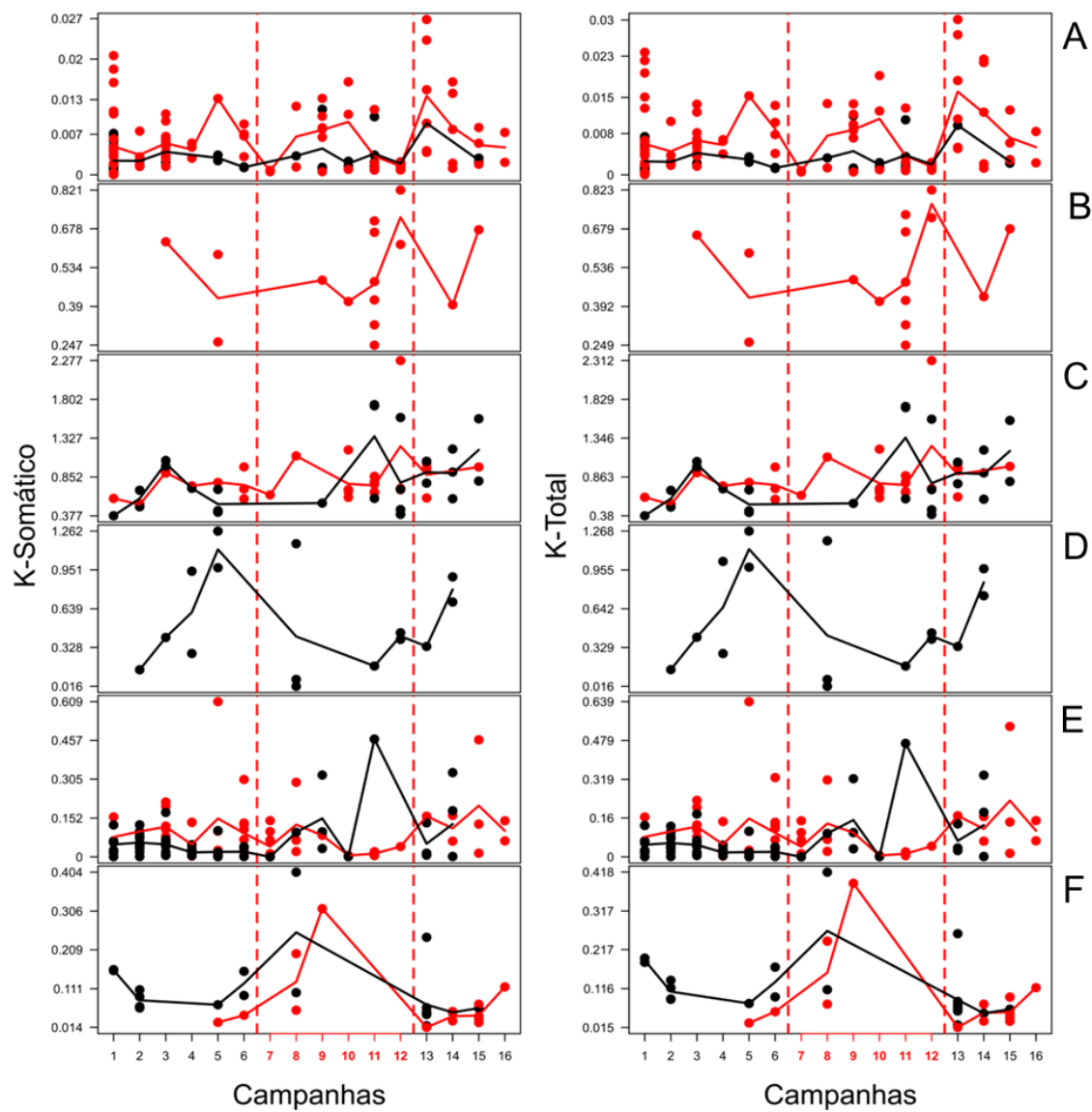


Figura 159: Variação do fator de condição e do fator de condição relativo. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho.

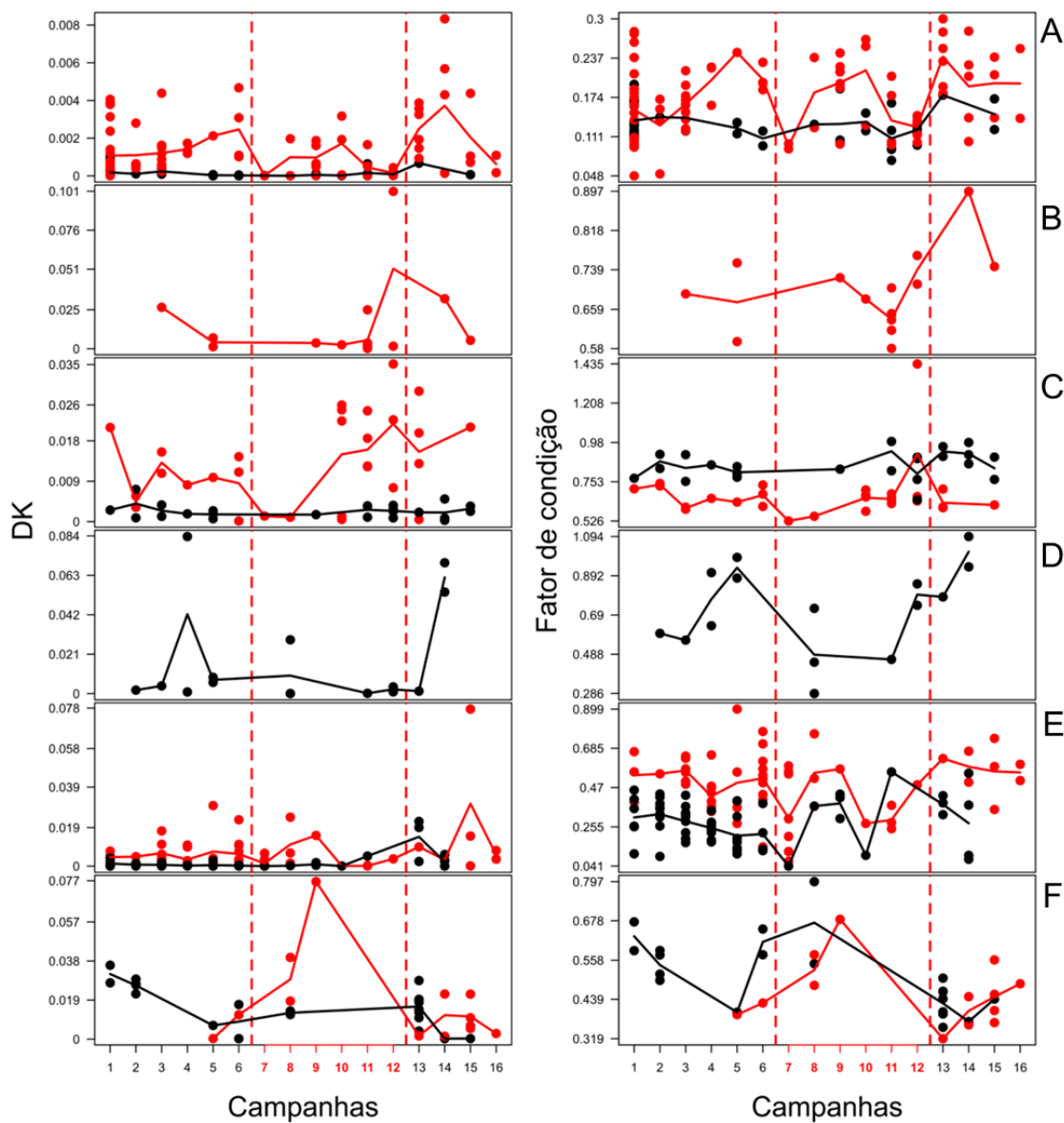


Figura 160: Fator de condição relativo dos machos, conforme dados do Convênio UFV-Renova. A- *Hoplias malabaricus*; B- *Hypostomus affinis*; C- *Hypostomus luetkeni*; D- *Loricariichthys castaneus*; E- *Megaleporinus conirostris*; F- *Oligosarcus acutirostris*; G- *Oligosarcus argenteus*; H- *Pseudauchenipterus affinis*.

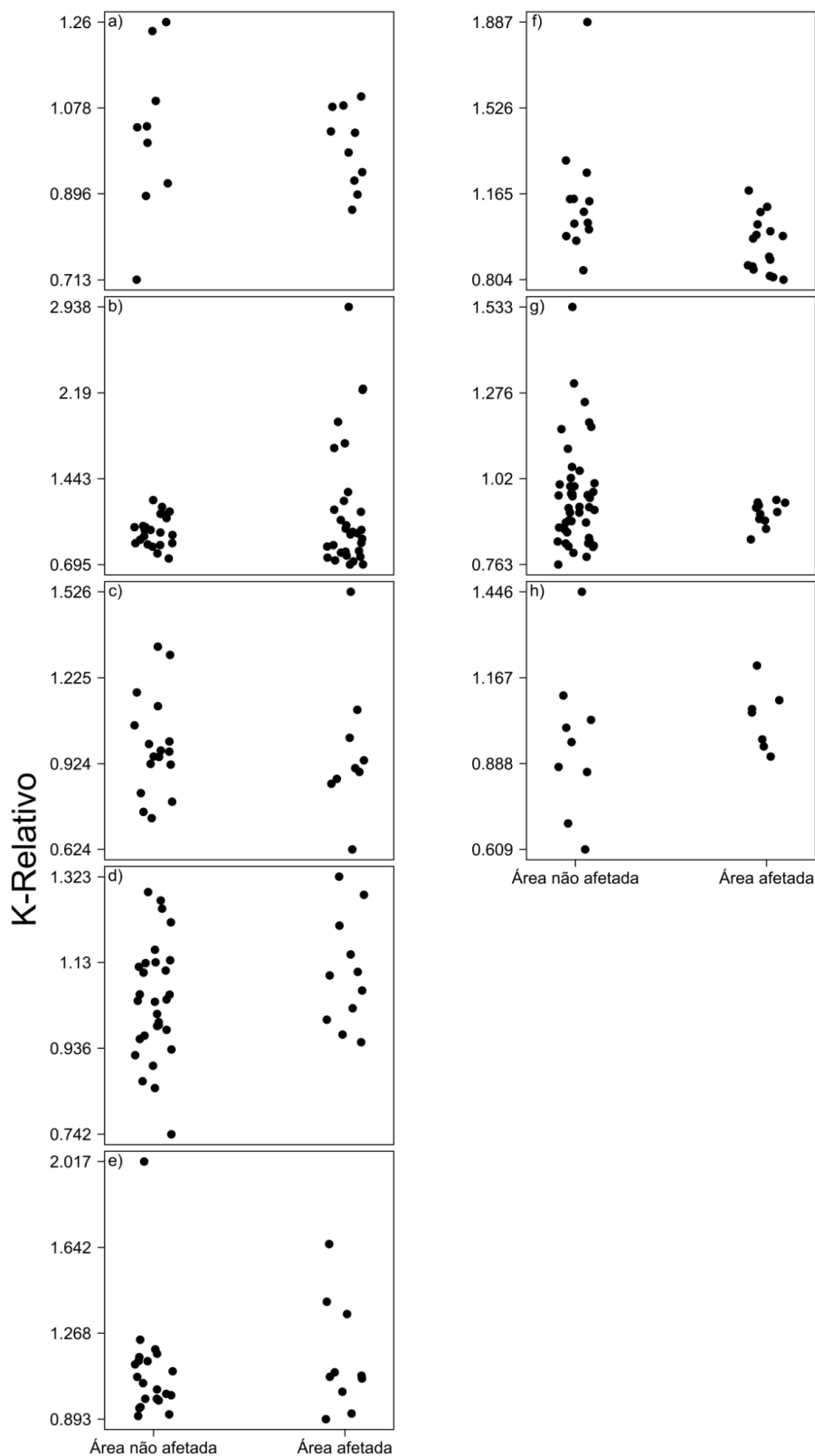


Figura 161: Fator de condição relativo das fêmeas. A - *Hypostomus affinis*; B - *Loricariichthys castaneus*; C - *Oligosarcus acutirostris*; D - *Oligosarcus argenteus*

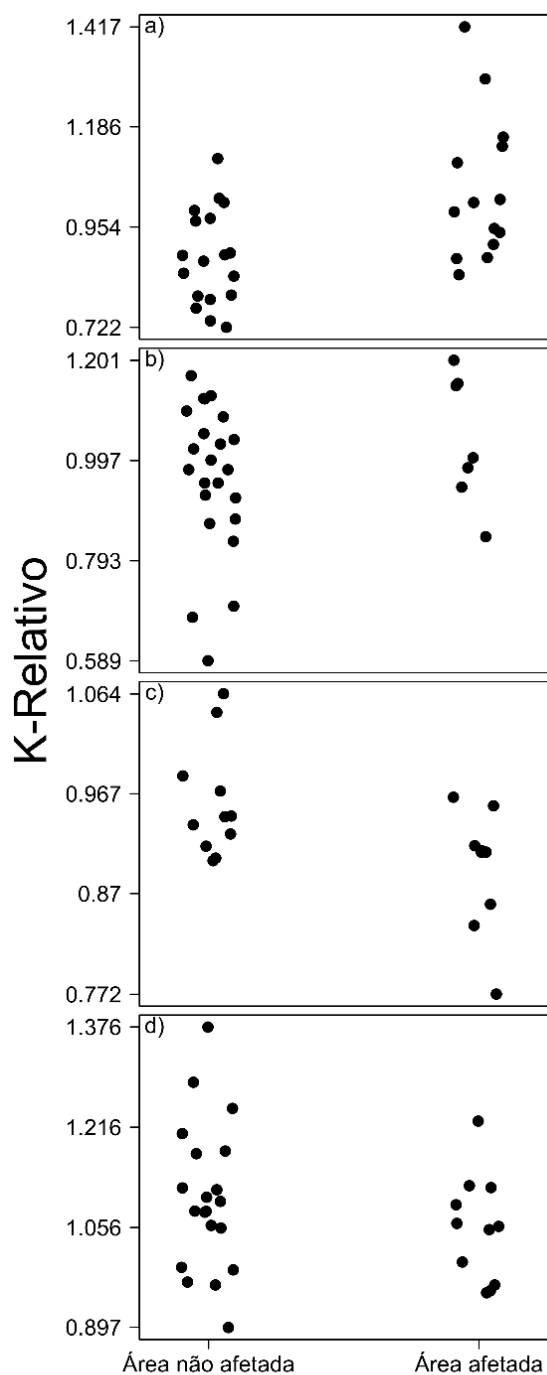


Figura 162: Secções histológicas de gônada de *Geophagus brasiliensis*.

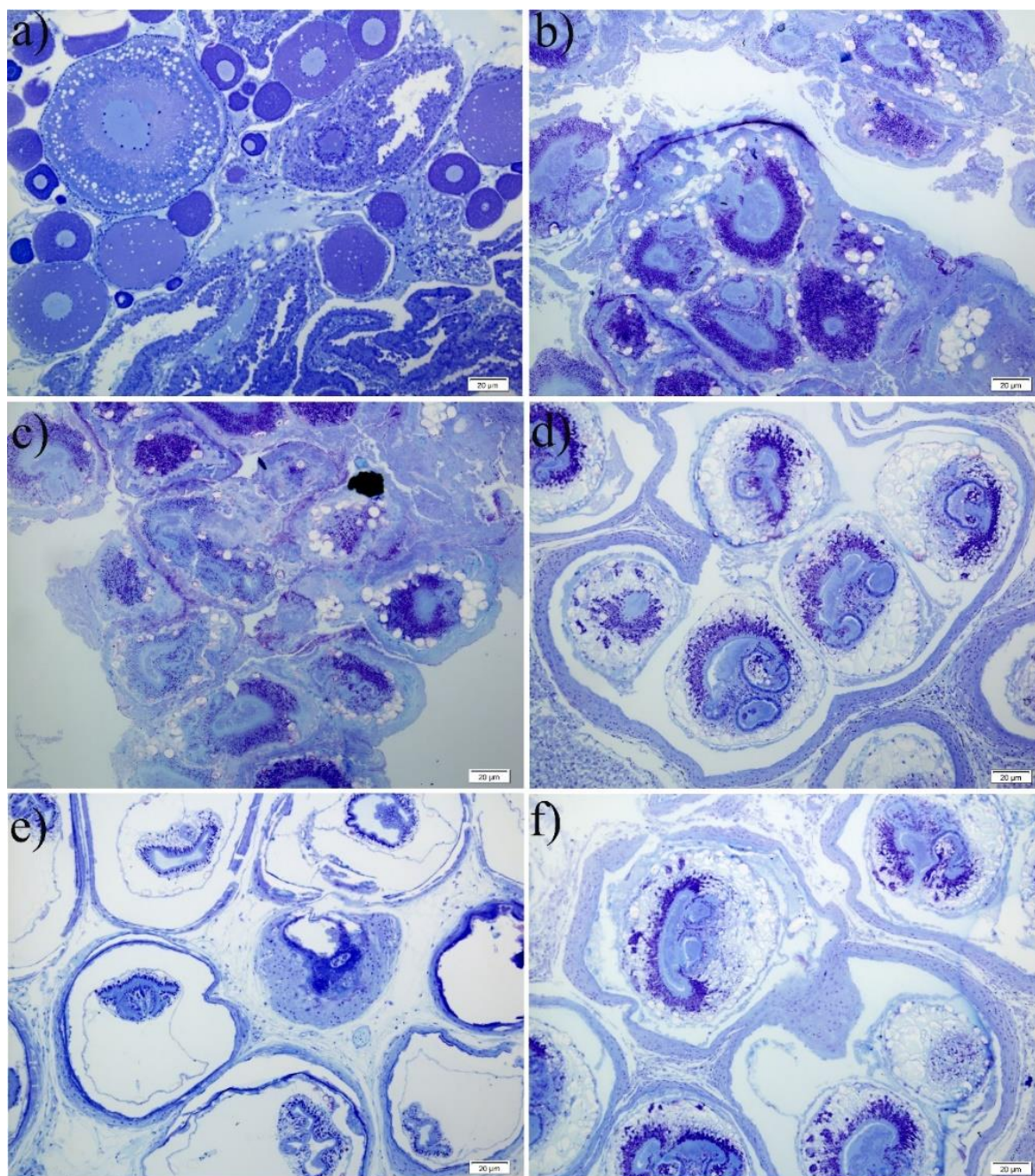


Tabela 29: Valores de L50 e IGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas pelo PMBA/Fest-RRDM.

Espécies	Fêmea		Macho	
	L50	IGS	L50	IGS
<i>Aequidens sp.</i>	61,01965	0,86	70,86833	0,04
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	26,61185	3,38	26,45437	1,37
<i>Deuterodon cf. giton</i>	29,01446	6,88	25,07741	2,25
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i>	30,40757	4,55	28,23513	0,82
<i>Deuterodon cf. intermedius</i>	36,02443	5,03	30,67004	1,47
<i>Astyanax lacustris</i>	166,7829	3,73	46,45862	0,93
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i>	30,41565	1,55	23,35318	2,71
<i>Awaous tajasica</i>	61,97262	3,57	69,3137	0,6
<i>Centropomus parallelus</i>			120,3944	0,31
<i>Characidium cricarense</i>	27,34273	9,99		
<i>Cichla kelberi</i>	145,2281	1,6	149,6699	0,25
<i>Cichla monoculus</i>	131,0951	1,33	140,2169	0,15
<i>Crenicichla lepidota</i>	80,45858	1,06	93,3398	0,07
<i>Genidens genidens</i>	158,1214	0,95	125,4419	1,21
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	88,18731	0,75	93,21058	0,09
<i>Gymnotus sylvius</i>	137,1521	1,87	169,4561	0,08
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	50,11705	0,35	91,5227	1,1
<i>Hoplias intermedius</i>	205,7981	1,97	201,7601	1,71
<i>Hoplias malabaricus</i>	173,4941	2,83	163,3991	0,15
<i>Hoplosternum littorale</i>	85,45762	3,6	90,35976	0,16
<i>Hyphessobrycon eques</i>	26,22016	2,61	14,9178	1,8
<i>Hypostomus affinis</i>	183,5891	0,53	166,5407	0,06
<i>Knodus moenkhausii</i>	23,71257	4,39	13,82754	0,98
<i>Loricariichthys castaneus</i>	142,4015	0,93	134,3255	0,16
<i>Lycengraulis grossidens</i>	66,63651	1,93	38,59663	0,39
<i>Megaleporinus conirostris</i>			139,1711	0,58
<i>Metynnis lippincottianus</i>			89,9075	0,22

Espécies	Fêmea		Macho	
	L50	IGS	L50	IGS
<i>Microphis lineatus</i>	51,1427	2,59		
<i>Oreochromis niloticus</i>	125,0381	0,29	47,52869	0,03
<i>Pachyurus adspersus</i>	114,1113	1,04	110,1177	0,72
<i>Pimelodella lateristriga</i>	43,38166	3,86	47,65387	2,95
<i>Pimelodus maculatus</i>	161,3801	3,61	143,2091	6,41
<i>Poecilia reticulata</i>	14,38479		12,2931	
<i>Poecilia vivipara</i>	29,38596		18,85081	
<i>Prochilodus argenteus</i>			215,8931	0,09
<i>Prochilodus costatus</i>			202,5677	3,17
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	46,82204	11,45	49,16812	2,25
<i>Pygocentrus nattereri</i>	125,0381	3,16	105,793	0,22
<i>Serrapinnus heterodon</i>	20,12682	2,03	19,53324	0,69
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	75,63721	3,25	88,53054	5,59
<i>Trichomycterus immaculatus</i>	39,8363	9,96	45,0857	0,46

Figura 163: As nove espécies com maior número de recrutas. Dentre as nove espécies com maior número de recrutas, apenas a Corvina *P. adspersus*, o Cará *G. brasiliensis* e o Peixe-flor *A. tajasica* são nativas.



1.6.5 Padrões de ocorrência e proposta de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério.

Com base no padrão de ocorrência de espécies de ampla distribuição na bacia, elaborou-se uma tabela (Tabela 30) de espécies que foram coletadas apenas em locais não afetados pelo rejeito (“intolerantes”) e em locais afetados e não afetados pelo rejeito (“tolerantes”). A tabela é empírica e apresenta tendências características em cada segmento (Alto, Médio e Baixo) do Rio Doce.

Tabela 30: Espécies nativas candidatas e intolerantes e tolerantes a ambientes alterados pela passagem ou permanência do rejeito, na bacia do Rio Doce. Algumas delas apresentam particularidades relacionadas com as três regiões do Rio Doce. As fontes de dados incluíram dados do Convênio UFV-Renova, dados obtidos Econservation-Renova e pelo PMBA/Fest-RRDM.

Intolerantes (observações)	Tolerantes	Fontes de dados e observações
Ordem Characiformes		
	<i>Astyanax lacustris</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
	<i>Deuterodon cf. giton</i> <i>Deuterodon cf. intermedius</i> e <i>Deuterodon pedri</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
	<i>Hoplias intermedius</i> e <i>Hoplias malabaricus</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Deuterodon taeniatus</i>		Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>		Convênio UFV-Renova e Econservation-Renova (essa espécie é coletada no Alto e Médio Rio Doce, mas no Baixo Rio Doce, parece restrita ao Rio Guandu)
<i>Hypomasticus steindachneri</i> (no Baixo Rio Doce ocorre no rio Guandu e na cabeceira do São Pedro Frio) <i>Hypomasticus mormyrops</i> (no Baixo Rio Doce, esta espécie aparece restrita aos rios Manhuaçu e Guandu)	<i>Hypomasticus copelandii</i>	Convênio UFV-Renova e PMBA/Fest-RRDM (<i>H. copelandii</i> é coletado nos locais não afetados em geral, exceto no reservatório da UHE Risoleta Neves. e parece restrito a cabeceiras e ao Baixo Guandu)
	<i>Cyphocharax gilbert</i>	Convênio UFV-Renova e Econservation-Renova
	<i>Megaleporinus conirostris</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Characidium cricareense</i>		PMBA/Fest-RRDM
	<i>Oligosarcus acutirostris</i> e <i>Oligosarcus argenteus</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
	<i>Oligosarcus solitarius</i>	Convênio UFV-Renova
	<i>Prochilodus vimboides</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
Ordem Siluriformes		
<i>Corydoras aff. aeneus</i>		PMBA/Fest-RRDM
	<i>Delturus carinotus</i>	Convênio UFV-Renova Econservation. Porém, nunca foi coletado na calha do

Intolerantes (observações)	Tolerantes	Fontes de dados e observações
		Baixo Rio Doce
<i>Euryochus thysanos</i> (no Baixo Rio Doce, restrito ao Rio Guandu)		Convênio UFV-Renova
	<i>Hypostomus affinis</i> e <i>Hypostomus luetkeni</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Harttia intermontana</i> e <i>Harttia</i> sp.		Convênio UFV-Renova
<i>Harttia loricaformis</i> (no Baixo Rio Doce, restrita aos rios Pancas e São João Grande)		PMBA/Fest-RRDM
	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
	<i>Rhamdia quelen</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Steindachneridion doceanum</i> (coletado e solto nos rios Manhauçu e Santo Antônio)		Convênio UFV-Renova
	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
<i>Trichomycterus immaculatus</i> ((Coletado nos rios Casca, Pancas, São João Grande, São Pedro Frio)		Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
Ordem Cichliformes		
<i>Crenicichla lacustris</i> (no Baixo Rio Doce, restrito ao Rio Guandu)		Convênio UFV-Renova (não Econservation; embora identificado como <i>C. lacustris</i> , a foto é de <i>Crenicichla lepidota</i>)
	<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM
Ordem Perciformes		
	<i>Pachyurus adspersus</i>	Convênio UFV-Renova, Econservation-Renova e PMBA/Fest-RRDM

O número de espécies tolerantes é maior do que as intolerantes (das 35 espécies dulcícolas e nativas esperadas na calha principal, 21 foram classificadas como tolerantes à passagem do rejeito, enquanto 13 foram classificadas como intolerantes).

Os padrões de distribuição das espécies devem ser considerados por região: as espécies *Hypomasticus copelandii* (Piau-vermelho) e *Psalidodon* aff. *fasciatus* (Lambari-do-rabo-vermelho), coletadas em 2019 apenas em locais não impactados, foram coletadas no reservatório da UHE Risoleta Neves, em condições de aprisionamento entre os diques e o reservatório, nos meses de

agosto 2020 e setembro de 2020. As duas espécies, porém, evitam a calha do rio na porção do Baixo Rio Doce.

1.6.6 Avaliação genética

1.6.6.1 Genética de Populações

O desenvolvimento de marcadores microssatélites específicos para *Astyanax lacustris*, *Deuterodon* cf. *intermedius*, *Geophagus* aff. *brasiliensis*, *Pachyurus adspersus*, *Hoplias malabaricus* e *Knodus moenkhausii*, utilizando as técnicas de NGS, foi efetuado e adaptado com sucesso para o sequenciador ION TORRENT. Após as etapas de testes de amplificação, filtragem dos dados sequenciados e eliminação de *loci* monomórficos ou com polimorfismo baixo, foi possível aproveitar 10 marcadores microssatélites polimórficos para cada espécie, dentre os 20 manufaturados para cada, alcançando as metas previamente estabelecidas. O desenvolvimento de *primers* heterólogos para *Poecilia vivipara* teve uma menor taxa de sucesso se comparado aos demais. Dos 30 *primers* manufaturados 8 foram amplificados com sucesso, sendo que cinco deles foram suficientemente polimórficos para a utilização nas análises genéticas populacionais.

Com relação aos microssatélites específicos que foram desenvolvidos pela equipe executora, foram genotipados em média 174,2 (SD = 55,6) indivíduos por espécie, dependendo da disponibilidade de amostras enviadas para as análises por ponto de coleta. A cobertura média do número de leituras foi considerada satisfatória (maior que 200 leituras médias por indivíduo por *locus*) e suficiente para construir distribuições de tamanhos de fragmentos que permitiram a identificação dos alelos com certa acurácia. A taxa de *missing data* (dados faltantes) também foi considerada satisfatória (< 10%). Para *Poecilia vivipara*, cujos microssatélites foram transferidos de *P. reticulata*, a taxa de *missing data* foi considerada alta (20 a 50%), provavelmente devido a mutações ocorridas nas regiões flangeadoras, onde os *primers* foram desenhados.

1.6.6.2 Estrutura genética e endogamia

De um modo geral, as análises de estrutura genética revelaram que a maior parte da variação encontrada nas diferentes espécies genotipadas com microssatélites específicos está distribuída entre indivíduos de uma mesma população local, o que foi corroborado pelos valores de F_{ST} par a par entre as populações locais (considerando comparações entre localidades para cada espécie). Apesar de para poucas espécies, existirem valores significativos na comparação entre localidades, os valores encontrados indicam baixa ou nenhuma estrutura genética entre os pontos de coleta (ver Material Suplementar). Os dados de *Poecilia vivipara*, no entanto, indicaram estrutura genética populacional moderada, com valores de F_{ST} par a par variando de 0 a 0,3 entre localidades. A análise de AMOVA, no entanto, revelou que a maior parte da variação genética das populações locais analisadas está distribuída entre indivíduos (em média 64%), independente das populações a que pertencem e que

uma baixa porcentagem da variação está distribuída entre indivíduos dentro das populações (28,3%) ou na comparação entre populações diferentes (7,6%) (ver *Material Suplementar A7DGS1, Tabela S1* para resultados da AMOVA por espécie). No caso de *P. vivipara*, os índices de fixação globais (F_{ST} , F_{IS} e F_{IT}) revelaram que a maior parte da estruturação genética observada ocorre devido a um déficit de heterozigotos causado pela endogamia entre indivíduos da mesma população local ($F_{IS} = 0,30$, $p < 0,001$). O índice de fixação que mede a estruturação genética entre as populações locais também foi significativo ($F_{ST} = 0,08$, $p < 0,001$), porém baixo se comparado ao F_{IS} .

Os valores estimados para os índices de endogamia (F_{IS}) das espécies com microssatélites específicos variaram de 0 a 0,3, com uma quantidade considerável dos valores sendo significativos, porém baixos. As tabelas contendo os índices de endogamia estimados para cada população local e para cada espécie encontram-se no Material Suplementar (*Material Suplementar A7DGS1*).

1.6.6.3 Equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE) e desequilíbrio de ligação (LD)

A maioria dos microssatélites específicos (> 70%) que foram selecionados para as análises populacionais não apresentaram desvios significativos do HWE ou estavam em desequilíbrio de ligação, exceto quando populações geneticamente estruturadas foram analisadas em conjunto, o que era esperado. Todos os *loci* que se encontravam em HWE e LD foram utilizados nas análises subsequentes de estimativa de diversidade genética. É importante ressaltar que, no caso de *P. vivipara*, dos oito *loci* de microssatélites heterólogos genotipados, cinco apresentaram menos que 50% de *missing data* (dados faltantes) e poderiam ser utilizados nas análises de diversidade genética. Adicionalmente, o teste exato, usando a cadeia de Markov para todos os *loci*, detectou que quatro, dos cinco *loci* analisados, apresentaram desvios significativos do equilíbrio de Hardy-Weinberg (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela S1*), provavelmente devido aos moderados níveis de endogamia que foram encontrados, no entanto, não podemos descartar a possibilidade de tais desvios terem sido ocasionados pela presença de alelos nulos. As tabelas contendo os valores de heterozigosidade observada e esperada (H_o e H_e , respectivamente), bem como os valores de significância para cada *locus* de cada espécie estão disponíveis no Material Suplementar (*Material Suplementar A7DGS1*).

Os testes de desequilíbrio de ligação (LD) entre os *loci* microssatélites revelaram que somente os *loci* “Pret230” e “Pret630” possivelmente estão ligados (teste chi-quadrado = 38,75; $p = 0,003$; considerando 18 graus de liberdade). É importante ressaltar que ambas as análises, HWE e LD, podem ter sofrido efeito do elevado número de *missing data* permitidos (50%), de modo que estes resultados estão sujeitos a mudanças posteriores, quando as análises contarem com níveis de *missing data* substancialmente menores, visto que o banco de microssatélites genotipados para *P. vivipara* necessita de complementação.

O *locus* “Pret242” foi o mais polimórfico, apresentando uma média de 7,28 alelos por ponto de coleta ($SD = 2,87$), enquanto os *loci* “Pret603” e “Pret630” foram os menos polimórficos, com uma média de

dois alelos por ponto (*Material Suplementar A7DGS1*). Quanto aos índices de diversidade genética, *P. vivipara* apresentou uma heterozigosidade esperada (H_e) média de 0,57 ($SD = 0,25$), sendo a menor H_e média estimada para o Ponto 05 (P5, $H_e = 0,43$, $SD = 0,29$) e a maior H_e média estimada para o Ponto 3 (P3, $H_e = 0,66$; $SD = 0,21$). O número médio de alelos por ponto foi de 4,28 ($SD = 2,42$) e a faixa média da variação no tamanho dos alelos foi de 12,57 ($SD = 8,74$) (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela S3*).

Para detalhes dos valores dos índices de diversidade genética médios por microsatélite (heterozigosidade observada e esperada, testes do equilíbrio de Hardy-Weinberg), índices de diversidade genética médios por ponto de coleta e valores do F_{ST} para a par entre as populações de cada espécie: para *Poecilia vivipara* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabelas S2, S3 e S4*); *Astyanax lacustris* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabelas S5, S6 e S7*); *Deuterodon cf. intermedius* (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6, Tabelas S8, S9 e S10*); *Geophagus aff. brasiliensis* (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6, Tabelas S11, S12 e S13*); *Hoplias malabaricus* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabelas S14, S15 e S16*); *Knodus moenkhausii* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabelas S17, S18 e S19*) e *Pachyurus adspersus* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabelas S20, S21 e S22*).

1.6.6.4 DNA Barcoding e diversidade filogenética

Para as amostras de peixes coletadas nas 16 campanhas para as análises de Barcode, três métodos de delimitação e descoberta de espécies delimitaram 109 (bgmyc), 121 (locmin) e 117 (gmyc) espécies num banco de dados de 91 espécies morfológicas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6*). Dessas 91 espécies morfológicas, 85 tiveram a identificação morfológica confirmada com o Barcode, quatro foram identificadas apenas no nível de gênero e dois táxons (*Deuterodon cf. intermedius* e *D. cf. taeniatus*) necessitam a confirmação da espécie. Dentro das 85 espécies confirmadas, foram identificadas 18 espécies com diversidade críptica na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela S23*). As espécies *Astyanax giton* e *Astyanax intermedius* foram alocadas em outro gênero e assumiram os novos nomes *Deuterodon giton* e *Deuterodon intermedius* respectivamente, assim como *Astyanax fasciatus* que mudou para *Psalidodon fasciatus* (TERÁN et al., 2020).

A análise do banco de dados do DNA *barcode* dos peixes do rio Doce junto com dados do DNA *barcode* de outras bacias do Brasil permitiu a identificação de *Geophagus santosi* como uma espécie nativa do baixo Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figuras S6 e S7*). *Geophagus santosi* era somente conhecido da localidade tipo na APA Michelin, rio Mariana, município de Ituberá (BA). Também foi confirmada a existência de uma linhagem profundamente divergente de *Corydoras aeneus* endêmica do rio Doce. Essa linhagem é grupo irmão de *Corydoras aeneus* do rio Paraná com uma divergência genética de ~6% (sugerindo ~3 milhões de anos de separação dessas duas linhagens). Essa linhagem endêmica do rio Doce ainda não foi oficialmente descrita. Ainda foi

possível confirmar que das duas linhagens da espécie nativa *Crenicichla lacustris* somente uma é *Crenicichla lacustris*, a outra é na verdade *Crenicichla lepidota* introduzida do rio São Francisco. *Crenicichla lepidota* é encontrada no baixo rio Doce, substituindo a nativa *Crenicichla lacustris*. As análises permitiram também identificar a procedência da espécie invasora *Pygocentrus nattereri* sendo a bacia do rio Araguaia.

1.6.6.5 Distância e diversidade genética

As análises de distância e diversidade genética mostraram variáveis níveis de distância genética interespecífica (de 0 até 45.2%) (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 23*). Dentro das espécies a diversidade genética variou de 0 a 46.6%, indicando alta variabilidade dentro de algumas delas, como *Psaliddon aff. fasciatus*, *Brycon opalinus*, *Crenicichla lepidota* entre outras. No entanto, a alta variabilidade genética observada em algumas espécies se deve a diversidade críptica não detectada em estudos anteriores. Não levando em conta espécies com um único espécime, particularmente baixos níveis de diversidade intraespecífica foram encontrados em *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Pygocentrus nattereri*, *Poecilia vivipara*, *Mugil curema*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*. Enquanto outras espécies como *Deuterodon cf. intermedius*, *Hoplias malabaricus* e *Oligosarcus acutirostris* mostraram altos níveis de diversidade genética intraespecífica (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 23*).

1.6.6.6 Diversidade filogenética

Para as assembleias de peixes do Rio Doce a análise de diversidade filogenética não relatou nenhum caso de estrutura filogenética e mostrou consistência com a expectativa aleatória da estrutura de assembleias filogenéticas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S2*). A diversidade filogenética apresentou valores baixos em relação à riqueza de espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S1*). Os demais cálculos de diversidade filogenética dentro das assembleias (MPD, MNTD, NRI, NTU, PSV, PSR e PSC) indicaram valores não significativos ($p > 0.05$), exceto para a assembleia ponto 09 (dados não mostrados).

Entretanto, e corroborando os dados ecológicos de peixes, a composição das comunidades de peixes do Baixo rio Doce mudou, e isso também se refletiu nos índices da diversidade filogenética. No Ano 1, embora a riqueza média das espécies nativas fosse menor que a riqueza observada no Período de Transição (SR = 37 vs. 44) (análise por Ponto), a diversidade filogenética das espécies nativas diminuiu do Ano 1 para o Período de Transição (PD = 22.5021 vs. 18.02926) (análise por Ponto – *Material Suplementar A7DGS1, Figuras S2 e S3*). Considerando o Ano 1 completo, como esperado a riqueza foi maior (SR = 54) mas esse aumento não era acompanhado pelo aumento da diversidade filogenética (PD = 23.398). Quando as espécies introduzidas foram incluídas nas análises, as diferenças da diversidade filogenética entre os quatro meses do Ano 1 e do Período de Transição é relativamente pequeno (PD = 29.34217 vs. 28.00159) (análise por Ponto – *Material Suplementar*

A7DGS1, Figura S2) inclusive quando o ano inteiro é considerado (PD = 31.24437 vs. 28.00159) (análise por Ponto – *Material Suplementar A7DGS1, Figura S3*). O significado desse resultado é que as espécies nativas, filogeneticamente e ecologicamente mais diferentes, estão sumindo e estão sendo substituídas pelas espécies introduzidas e a diversidade funcional das comunidades está sendo simplificada.

Em termos de evolução temporal, a diversidade filogenética e aparentemente também a diversidade funcional das comunidades de peixes, foi simplificada. As espécies nativas filogeneticamente e ecologicamente mais diferenciadas estão sumindo e estão sendo substituídas pelas espécies introduzidas. No Ano 1, as espécies introduzidas representavam 24% do total, e no Período de Transição sua representatividade aumentou para 29% do total. Durante o Ano 1, as espécies nativas foram as mais abundantes na maioria dos pontos, em contraste com o que foi observado no Período de Transição, onde em alguns locais a espécie mais abundante foi uma das espécies introduzidas.

1.6.7 Composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados

A aplicação do protocolo de caracterização rápida de condições ecológicas proposto por Callisto et al. (2002) classificou dois pontos em condições ecológicas de habitats impactados (P01B e P02, ≤ 40 pontos); quatro pontos amostrais em condições alteradas (P03, P04, P07 e P08, ≤ 60 e ≥ 41 pontos) e apenas um ponto amostral em condição menos alterada à natural (P09 – Córrego São Pedro Frio, ≥ 61 pontos, Figura 164). A Tabela 31 apresenta os principais parâmetros avaliados na aplicação do protocolo de avaliação rápida de habitats e as pontuações alcançadas por cada ponto amostral. Os pontos P03 e P04 apresentaram pontuação próxima de condições menos alteradas enquanto o P08B apresentou pontuação de condições ecológicas próxima a condição impactada, o que indica que embora estes pontos apresentaram a mesma condição de impactado, apresentam variação na qualidade de seus habitats (Figura 164).

Figura 164: Resultado da aplicação do protocolo de avaliação de condições ecológicas segundo Callisto et al. (2002).

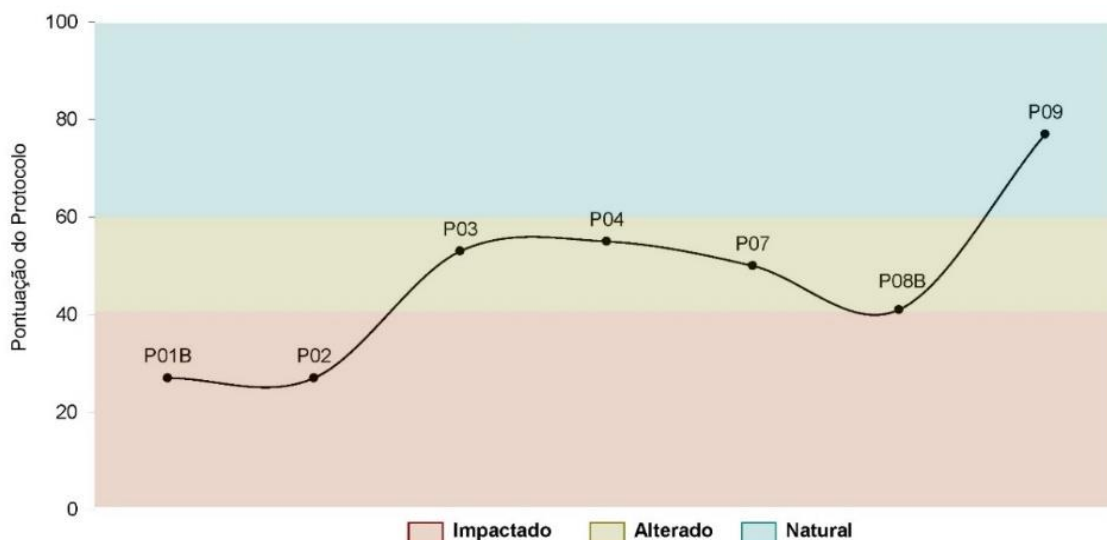


Tabela 31: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo Callisto et al. (2002).

Parâmetros	Parâmetros avaliados						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Acentuada	Acentuada	Ausente	Ausente	Moderada	Ausente	Ausente
3. Alterações antrópicas	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Ausente	Ausente	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)
4. Cobertura vegetal no leito	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Parcial	Ausente	Parcial
5. Odor da água	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
6. Oleosidade da água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
7. Transparência da água	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida	Transparente
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
10. Tipo de fundo	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Pedras/ cascalho
11. Tipos de fundo	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.
12. Extensão de rápidos	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.
13. Frequência de rápidos	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.
14. Tipos de substrato	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.
17. Alterações no canal do rio	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.

Parâmetros	Parâmetros avaliados						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.
19. Presença de mata ciliar	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".
20 Estabilidade das margens	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perífiton.
Pontuação total	27	27	53	55	50	41	77

Em relação a estrutura e composição das comunidades bentônicas nos ambientes lóticos e lênticos, a riqueza variou de 1 a 10 *táxons* para os níveis de família e classe, por ex. Oligochaeta, em um total de 494 indivíduos nos trechos lóticos e 1.206 indivíduos nos ambientes lênticos (números obtidos após a identificação dos gêneros da família Chironomidae). Larvas de dípteros da família Chironomidae e minhocas d'água (Oligochaeta) foram predominantes representado respectivamente 66% e 24% dos organismos coletados nos trechos de rios e 76% e 15% nas lagoas (Figura 165, Figura 166).

Figura 165: Proporção das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce.

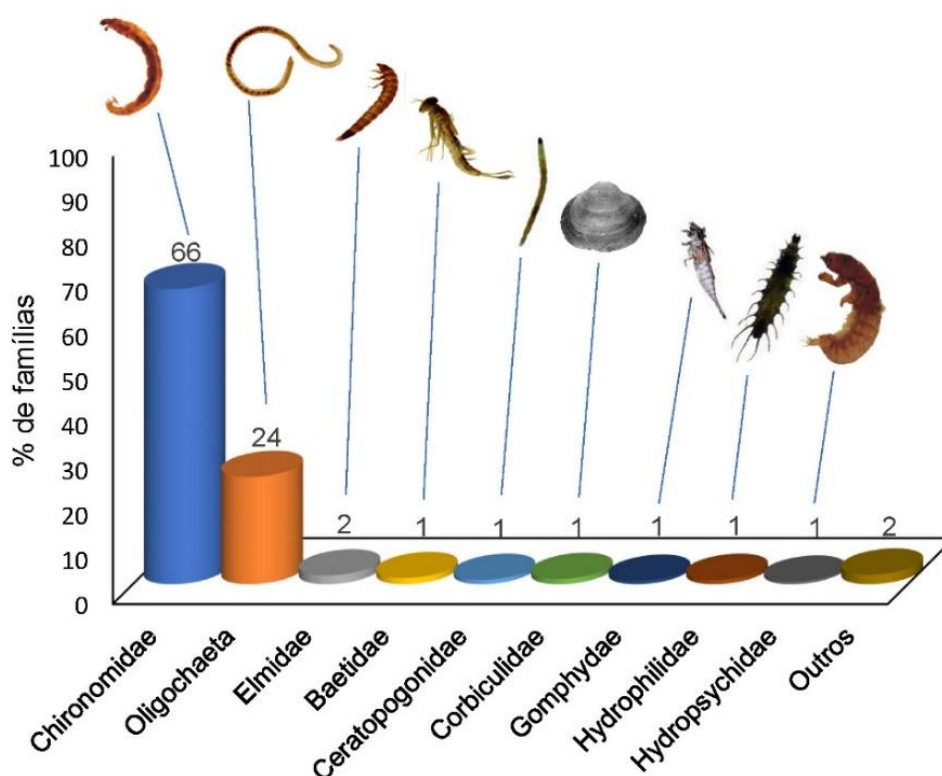
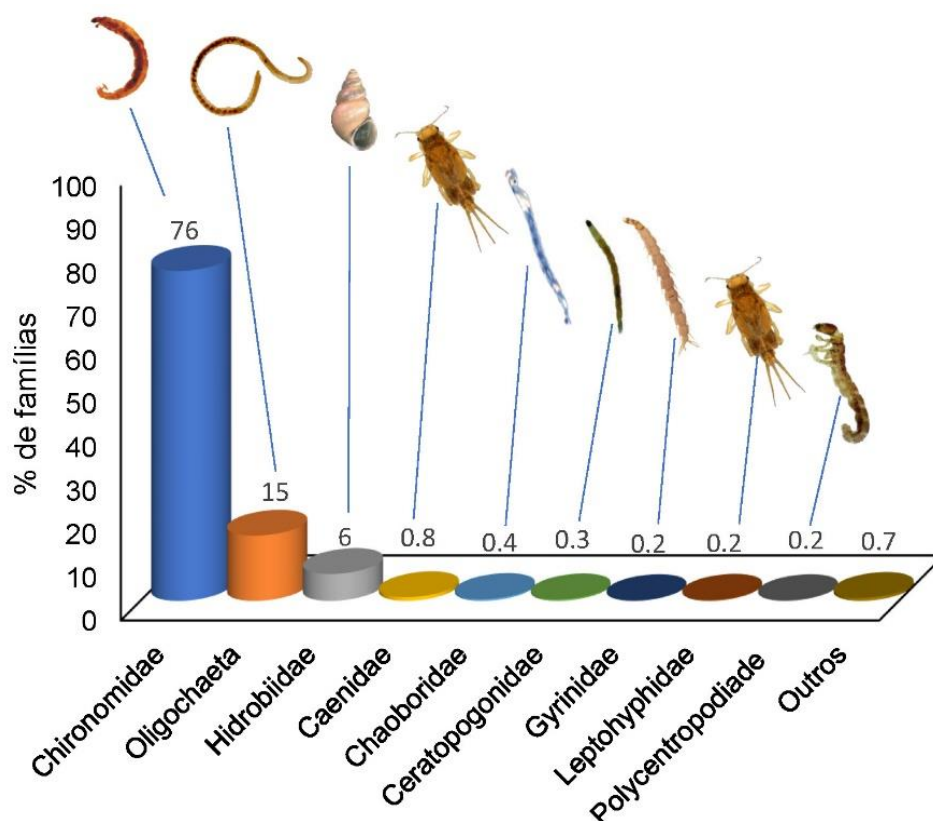
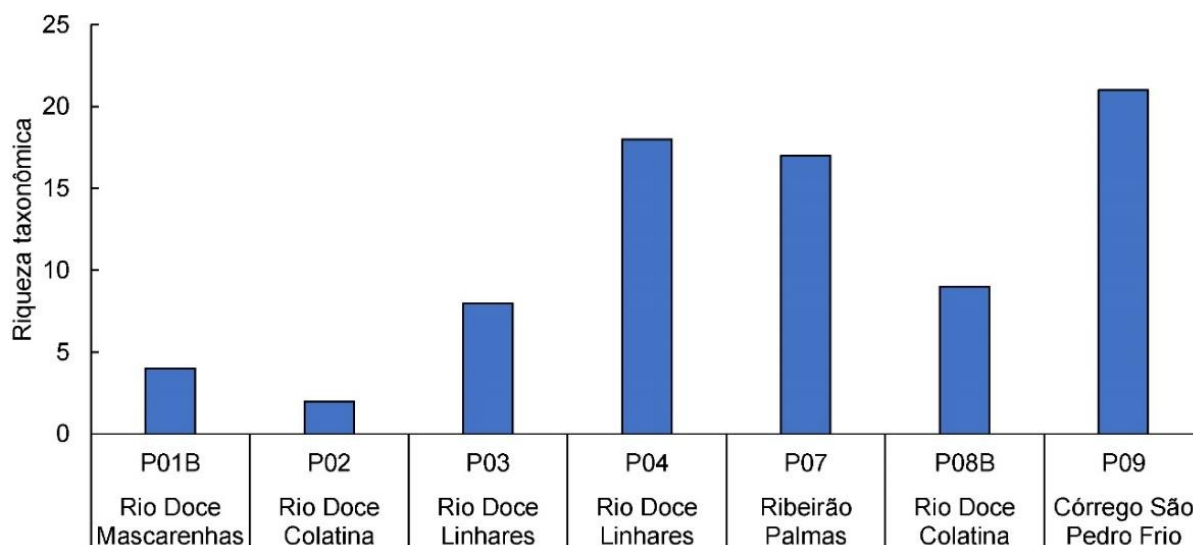


Figura 166: Proporção das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lânticos do baixo Rio Doce.



As identificações das famílias foram refinadas para o nível de gênero quando possível. Nos trechos lânticos a maior riqueza de macroinvertebrados foi encontrada no ponto P09 (21, córrego São Pedro Frio) seguidos dos pontos P04 e P07 (18 e 17, Rio Doce e ribeirão Palmas respectivamente). As menores riquezas foram encontradas nos pontos localizados na calha do Rio Doce, pontos P01B e P02 (4 e 2, respectivamente, Figura 167). A riqueza máxima encontrada no ponto P04 (18) localizado na calha do trecho baixo do Rio Doce no Município de Linhares mais próximo da foz foi 9 vezes maior do que a riqueza média encontrada no ponto correspondente coletado pela Econservation no mês correspondente ao PMBA/Fest-RRDM em dezembro de 2017, ponto 20-A20 (riqueza média= 2, Figura 168).

Figura 167: Riqueza máxima encontrada nos pontos de amostragens dos trechos lóticos do baixo Rio Doce.



Nos trechos lênticos a maior riqueza taxonômica foi encontrada no ponto P06 (21 *taxa*, lagoa do Óleo) e menor riqueza foi encontrada no ponto P05 (12 *taxa*, lagoa do Limão, Figura 169).

Quando comparada a riqueza coletada ponto de coleta P05 (lagoa do Limão) do PMBA/Fest-RRDM (dez/2019) correspondente ao ponto 18-N18 (dez/2017) coletado pela Econservation, a riqueza máxima na lagoa do Limão (P05) do PMBA/Fest-RRDM foi quase 3 vezes maior (12 *taxa*) do que a encontrada pela Econservation Figura 170).

Figura 168: Riqueza média coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 20-A20 corresponde ao ponto P04 do PMBA/Fest-RRDM. (Figura extraída do relatório Econservation).

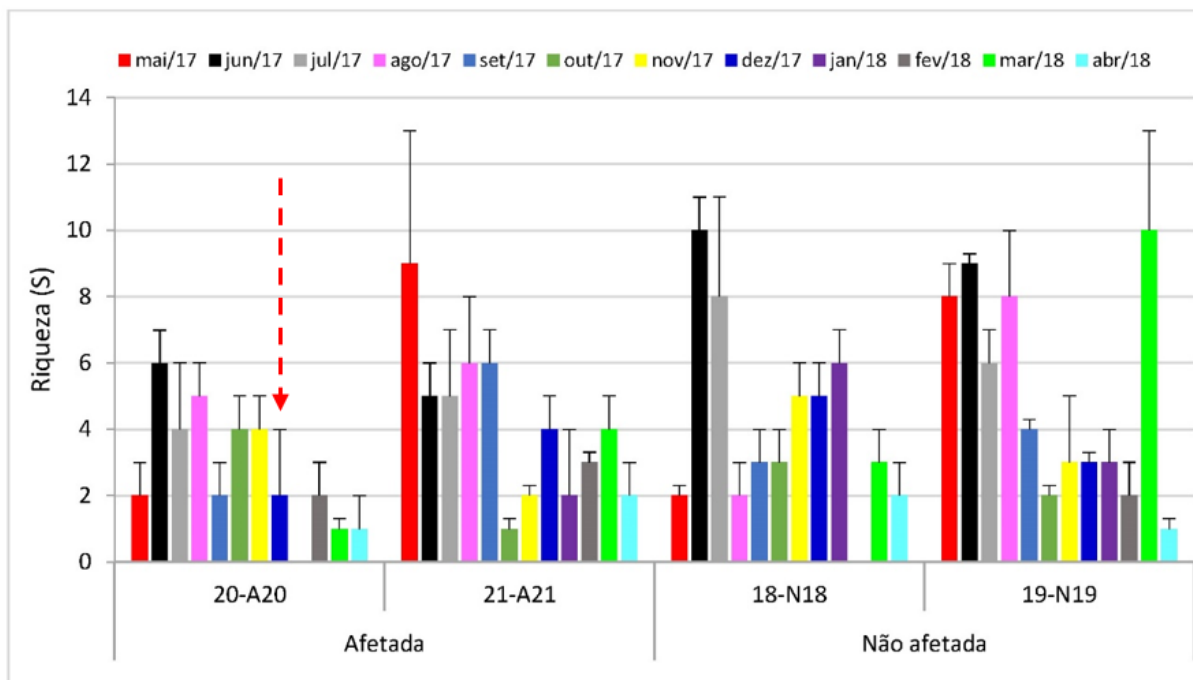


Figura 169: Riqueza máxima encontrada nos pontos de amostragens dos trechos lênticos do baixo Rio Doce (dez/2019).

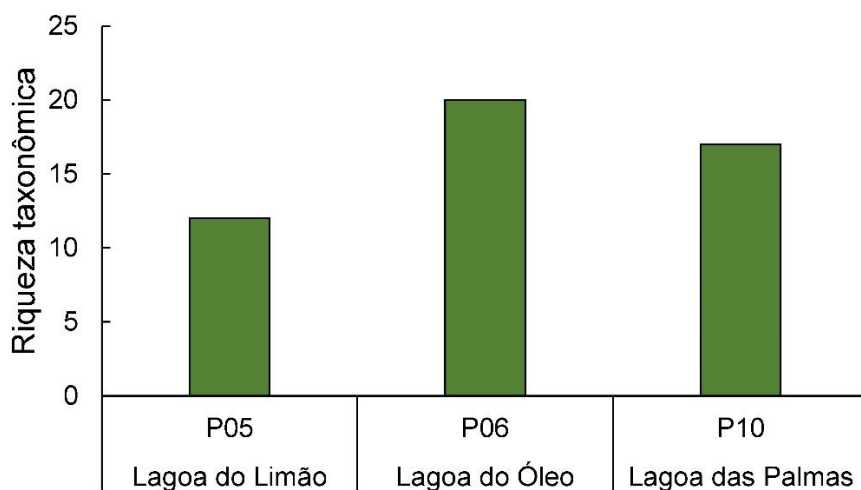
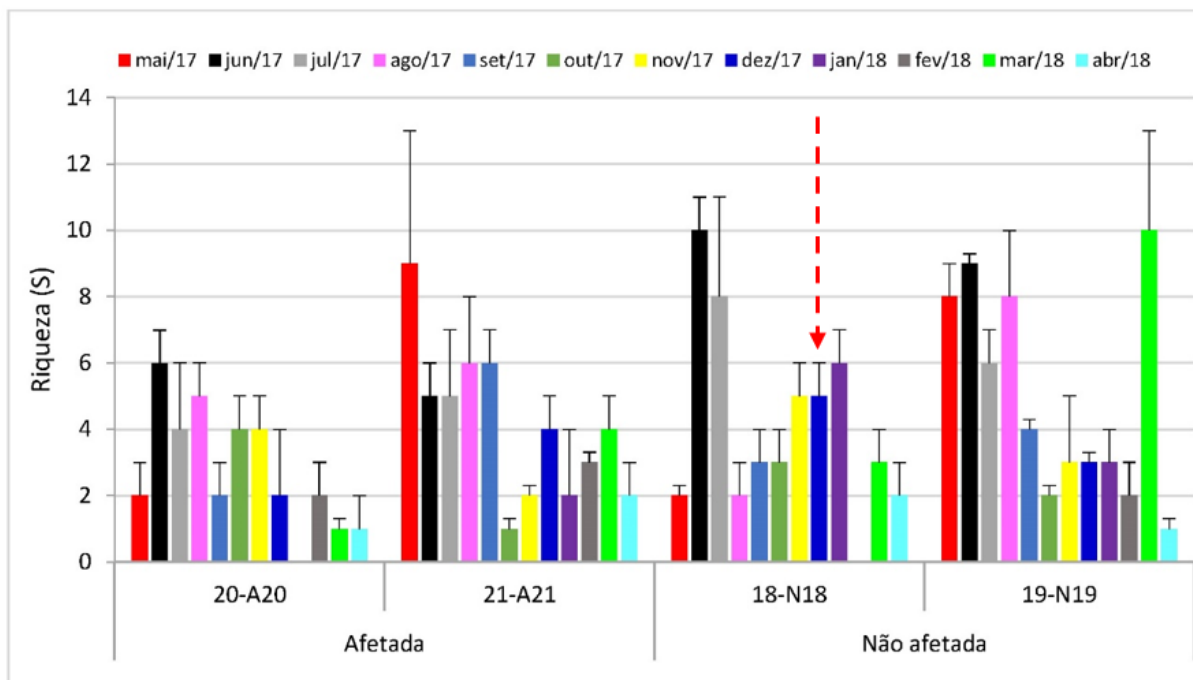


Figura 170: Riqueza média coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 18-N18 (seta vermelha tracejada) corresponde ao ponto P05 (lagoa do Limão) do PMBA/Fest-RRDM. (Figura extraída do relatório Econservation).



A maior densidade média (aproximadamente 3000 Ind/m²) foi encontrada no ponto P07 (ribeirão Palmas) representou 45,5% do total de organismos coletados seguido do ponto P04 localizado próximo a foz no Município de Linhares/ES (aproximadamente 2000 Ind/m²) e representou 31,7% dos macroinvertebrados coletados. As menores densidades foram encontradas nos pontos P02 e P08B (0,7 e 2,7% respectivamente) localizados na calha do rio no Município de Colatina/ES. Os demais pontos P01B, P03 e P09 apresentaram densidades semelhantes (6,2; 6,2 e 6,9% respectivamente, Figura 171).

Quando comparada a densidade média (Ind/m²) coletada no ponto P04 do PMBA (dez/2019) com o ponto correspondente ao coletado pela Econservation (20-A20) no mesmo período (dez/2017) as diferenças são mais acentuadas (Figura 171, Figura 172).

Figura 171: Densidade média (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) de macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).

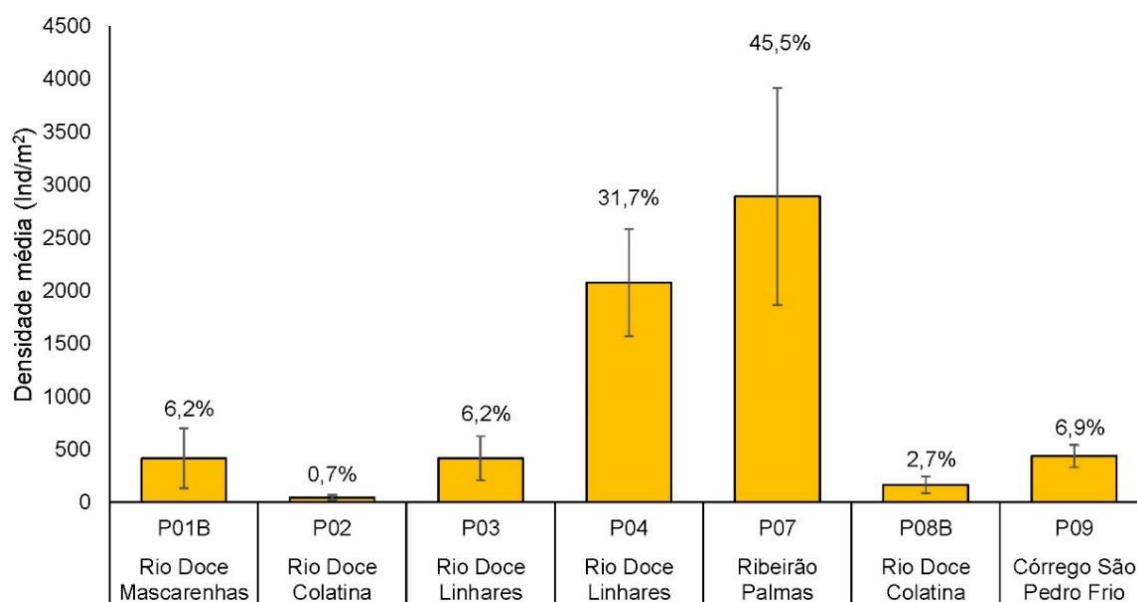
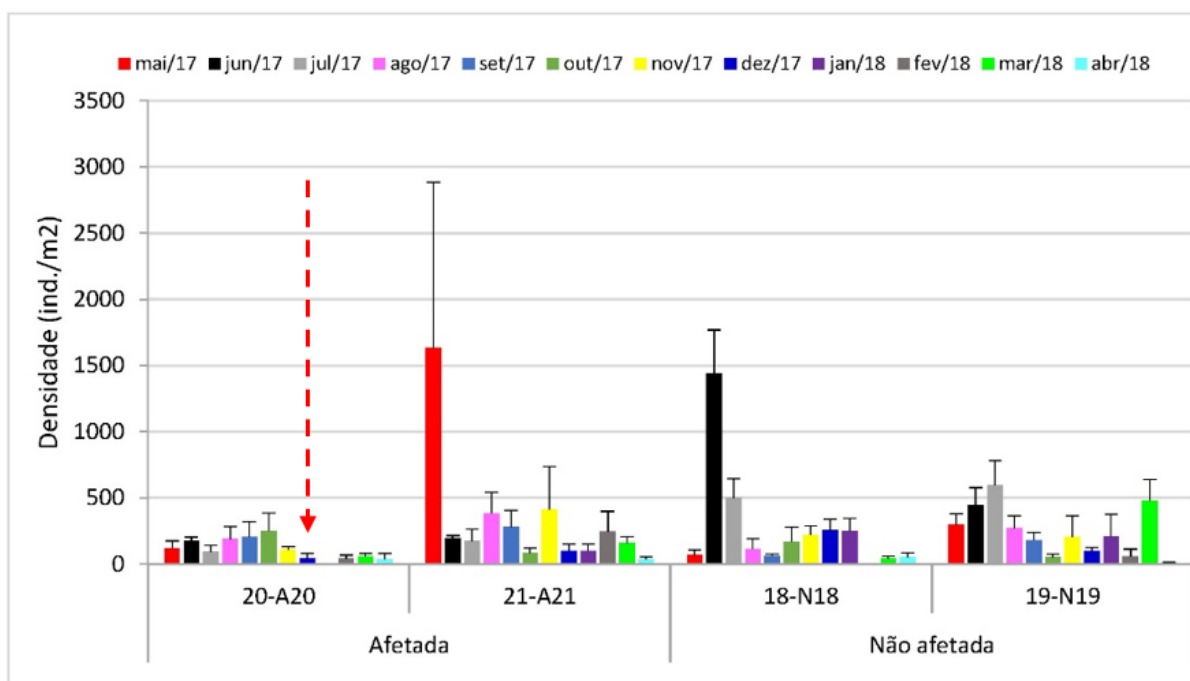


Figura 172: Densidade média (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 20-A20 (dez/2017) corresponde ao ponto P04 (calha do Rio Doce) do PMBA (dez/2019).



Nos trechos lânticos a maior densidade média foi encontrada no ponto P10 (aproximadamente 7000 Ind/m², lagoa das Palmas) e representou 42,4% dos macroinvertebrados coletados. A menor

densidade foi encontrada no ponto P05 (aproximadamente 3.500 Ind/m²) e representou 19,3% dos macroinvertebrados coletados.

Quando comparado a densidade coletada no ponto P05 (lagoa do Limão) ao ponto correspondente coletado pela Econservation (18-N18, dez/2017). As diferenças também são acentuadas (Figura 173, Figura 174)

Figura 173: Densidade média (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) de macroinvertebrados coletados nos trechos lânticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).

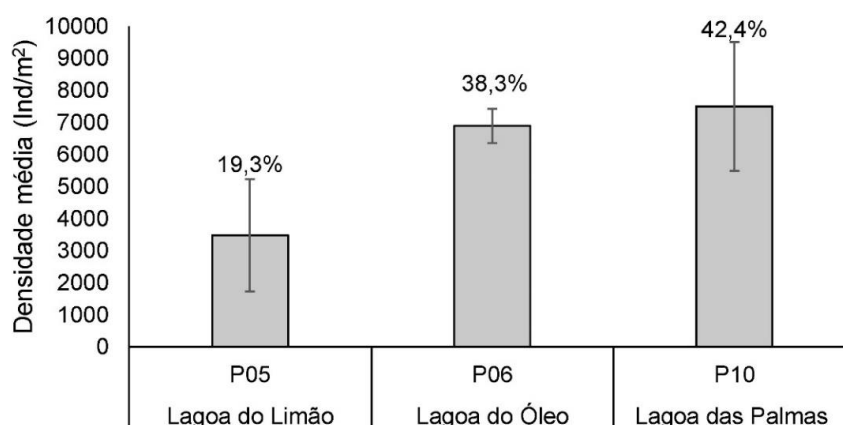
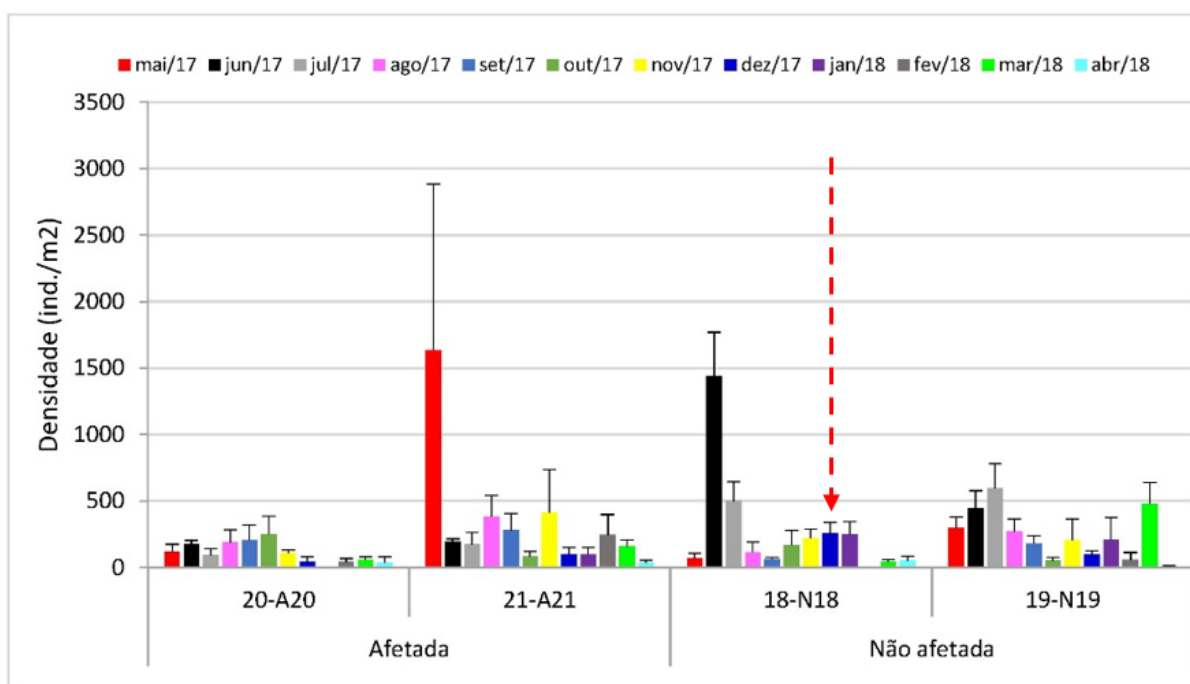


Figura 174: Densidade média (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) coletada pela Econservation nos trechos afetados e não afetados pelo rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana-MG. O ponto 18-N18 (dez/2017) corresponde ao ponto P05 (lagoa do Limão) do PMBA (dez/2019).



As tabelas a seguir (Tabela 32, Tabela 33) apresentam os dados de densidades (Ind/m²) dos macroinvertebrados, classificação em grupos tróficos funcionais, frequência dos indivíduos expresso em porcentagem (%) nas unidades amostrais, índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D_s). Ainda nas tabelas são apresentados em destaque (vermelho) o IndVal em uma análise de espécie indicadora. Nesta análise são elencados os organismos relacionados pela sua especificidade aos ambientes avaliados.

Em relação as densidades nos trechos lóticos do baixo Rio Doce, díptera da família Chironomidae e minhocas d'água (Oligochaeta) foram predominantes. Da família Chironomidae o gênero *Polypedilum* foi o mais abundante (1348,1±241,0 Ind/m²) encontrado no ponto P04 e nos pontos P03 e P07 (266,6±146,6 e 266,6±116,6 Ind/m²), seguido do gênero *Goeldichironomus* (829,6±519,2 Ind/m²) no ponto P07 (ribeirão Palmas), ambos gêneros classificados segundo sua alimentação funcional como coletores-catadores que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (MOPF) que se depositam no sedimento. O gênero *Asheum* (177,7±96,0 Ind/m²) também um dos mais abundantes, classificado como predador foi coletado somente no ponto P07. Minhocas d'água da classe Oligochaeta foi segundo grupo mais abundante com ausência em apenas dois pontos de amostragens (P02 e P08B). A maior densidade foi encontrada no ponto P07 (918,5±1400,1 Ind/m², ribeirão Palmas) seguido do ponto P09 e P01B (400,0±203,7; 370,4±413,0 Ind/m²) e a menor no ponto P03 (14,8±25,7 Ind/m²).

Com base na análise de espécie indicadora 5 gêneros da família Chironomidae e Oligochaeta (destaque em vermelho na Tabela 32) apresentaram valores de indicação significativos (IndVal, $p < 0,05$) para os trechos lóticos do baixo Rio Doce. O gênero *Beardius* fragmentador (IndVal= 100%) é indicador do ponto P09 (córrego São Pedro Frio); *Goeldichironomus* coletor-catador é indicador do ponto P07 (ribeirão Palmas); *Polypedilum* coletor-catador é indicador dos pontos de amostragens P03, P04 e P07; *Tanytarsus* filtrador é indicador dos pontos P04, P07 e P09; Minhoca d'água Oligochaeta coletor-catador é indicador dos pontos P01B, P07 e P09. Apenas os pontos P02 e P08B não apresentaram espécies indicadoras (Tabela 32).

Os cálculos dos índices de diversidade mostram que o ponto P09 (córrego São Pedro Frio) e P08B apresentaram maiores diversidades Shannon-Wiener ($H' = 2,5492$ e $H' = 2,1458$) e os pontos que apresentaram os menores valores de diversidades foram os pontos P01B e P02 ($H' = 0,3392$ e $H' = 0,6365$). Os pontos P02, P08B e P09 apresentaram maiores valores de equitabilidade de Pielou ($J' = 0,9183$, $J' = 0,9766$ e $J' = 0,8373$) o que indica que nestes pontos a proporção das espécies é mais homogenia.

O índice de dominância de Simpson mostra que os pontos P07, P08B e P09 apresentaram seus valores mais próximo de 1 ($D_s = 0,9640$, $D_s = 0,9640$ e $D_s = 0,9640$) o que implica que nestes pontos a diversidade é maior e a dominância das espécies é mais homogeneamente distribuída.

Nas lagoas as densidades também foram predominadas pela família de díptera Chironomidae e minhocas d'água da Classe Oligochaeta (Tabela 33). O gênero *Goeldichironomus* (Chironomidae), classificado segundo sua alimentação funcional como coletor-catador, apresentou maior densidade

(4577,7±945,5 Ind/m²) no ponto P10 (lagoa das Palmas) seguido do gênero *Tanytarsus* filtrador que predominou nos pontos P05 e P06 (2059,2±1219,9 e 2622,2±531,2 Ind/m²). A maior densidade de Oligochaeta foi encontrada no ponto P06 (1688,9±1121,7 Ind/m²) e a menor densidade foi encontrada no Ponto P10 (83,1±131,4 Ind/m²).

As lagoas do Óleo e das Palmas (P06 e P10) apresentaram valores aproximados para o índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H' = 1,6398$ e $H' = 1,5072$) e maiores valores nos índices de equitabilidade de Pielou ($J' = 0,5474$ e $J' = 0,5320$) e dominância de Simpson ($D_s = 0,7471$ e $D_s = 0,6055$) indicando que nestas lagoas a espécie são mais diversas, suas dominância e abundância mais proporcionalmente e homogeneamente distribuída do que na lagoa do Limão (P05).

Tabela 32: Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad), grupos tróficos funcionais (GTFs), (F%) frequência nas unidade amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce (dez/2019).

Taxa	GTF	Pontos de amostragens em trechos de rios do baixo Rio Doce								IndVal (%)	P<0,05
		F(%)	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09		
Insecta											
Diptera											
Chironomidae		86									
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	14					14,8 \pm 12,1		29,3 \pm 18,2	76	0.18
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	5			14,8 \pm 12,1					58	1.000
<i>Alotanypus</i>	Predador	5				29,6 \pm 24,1				58	1.000
<i>Asheum</i>	Predador	10					177,7 \pm 96,0			82	0.095
<i>Beardius</i>	Fragmentador	14							24,4\pm3,9	100	0.005
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	19				14,8 \pm 12,1	133,3 \pm 75,5		39,1 \pm 31,9	69	0.31
<i>Coelotanypus</i>	Predador	19			44,4 \pm 20,9	14,8 \pm 12,1		14,8 \pm 12,1		67	0.535
<i>Cricotopus</i>	Coletor-catador	14					14,8 \pm 12,1		19,5 \pm 10,5	73	0.21
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	19				14,8 \pm 12,1	14,8 \pm 12,1	14,8 \pm 12,1	4,8 \pm 3,9	58	1.000
<i>Dicrotendipes</i>	Coletor-catador	5				14,8 \pm 12,1				58	1.000
<i>Djalmabatista</i>	Predador	10				103,7 \pm 67,3				82	0.075
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	19					59,2 \pm 32,0	14,8 \pm 12,1	19,5 \pm 15,9	67	0.56
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	19		14,8 \pm 12,1		59,2 \pm 32,0			4,8 \pm 3,9	67	0.53
<i>Fittkauimyia</i>	Predador	5					14,8 \pm 12,1			58	1.000
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	14					829,6\pm519,2			100	0.005
<i>Labrundinia</i>	Predador	5			14,8 \pm 12,1					58	1.000
<i>Microchironomus</i>	Fragmentador	5				14,8 \pm 12,1				58	1.000
<i>Parachironomus</i>	Coletor-catador	19				29,6 \pm 24,1	162,9 \pm 133,0	29,6 \pm 12,1		67	0.505
<i>Paracladius</i>	Coletor-catador	5					14,8 \pm 12,1			58	1.000
<i>Pelomus</i>	Coletor-catador	5				14,8 \pm 12,1				58	1.000
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	71	14,8 \pm 12,1	29,6 \pm 12,1	266,6\pm146,6	1348,1\pm241,0	266,6\pm116,6	29,6 \pm 24,1	9,7 \pm 3,9	97	0.01
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	5							9,7 \pm 7,9	58	1.000
<i>Tanypus</i>	Predador	5				29,6 \pm 24,1				58	1.000

Taxa	GTF	Pontos de amostragens em trechos de rios do baixo Rio Doce								IndVal (%)	P<0,05
		F(%)	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09		
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	52			14,8±12,1	162,9±52,7	103,7±32,0	14,8±12,1	24,4±7,9	96	0.005
<i>Ubatubaneura</i>	Predador	5					29,6±24,1			58	1.000
Ceratopogonidae	Predador	19				14,8±25,7	14,8±25,7		44,4±44,4	67	0.545
Muscidae	Predador	5					14,8±25,7			58	1.000
Anellida											
<i>Oligochaeta</i>	Coletor-catador	52	370,4±413,0		14,8±25,7	59,3±102,6	918,5±1400,1		400,0±203,7	98	0.005
Mollusca											
Gastropoda											
Hydrobiidae	Raspador	10	14,8±25,7					14,8±25,7		58	1.000
Ampulariidae	Filtrador										
<i>Pomácea</i>	Raspador	5	14,8±25,7							58	1.000
Bivalvia	Filtrador	5							44,4±77,0	58	1.000
Corbiculidae											
<i>Corbicula</i>	Filtrador	5							44,4±77,0	58	1.000
Coleoptera	ND	5			14,8±25,7					58	1.000
Elmidae	Coletor-catador	19				29,6±51,3		14,8±25,7	103,7±11,8	68	0.195
Hydrophilidae	Predador	10				74,1±92,5				82	0.105
Ephemeroptera											
Baetidae	Coletor-catador	5					103,7±179,6			58	1.000
Lepidoptera											
Piridae	Fragmentador	5			29,6±51,3					58	1.000
Odonata											
Coenagrionidae											
<i>Leptagrion</i>	Predador	5							14,8±25,7	58	1.000
Gomphidae											
<i>Epigomphus</i>	Predador	5							14,8±25,7	58	1.000
<i>Agriogomphus</i>	Predador	5							14,8±25,7	58	1.000
<i>Perigomphus</i>	Predador	5							29,6±51,3	58	1.000

Taxa	GTF	Pontos de amostragens em trechos de rios do baixo Rio Doce								IndVal (%)	P<0,05
		F(%)	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09		
Trichoptera											
Hydropsychidae	Coletor-catador	5				44,4±77,0				58	1.000
Polycentropodiade											
<i>Cernotina</i>	Predador	10							29,6±25,7	82	0.09
Crustáceo											
Decapoda	ND	5						14,8±25,7		58	1.000
Nematoda	Predador	5							14,8±25,7	58	1.000
Riqueza			4	2	8	18	17	9	21		
<i>H' maxima</i>			1,386	0,6931	2,0794	2,8904	2,8332	2,1972	3,0445		
<i>Shannon-Wiener (H')</i>			0,3392	0,6365	1,3069	1,3265	1,1919	2,1458	2,5492		
<i>Equitabilidade-Pielou (J')</i>			0,2447	0,9183	0,6285	0,4589	0,4207	0,9766	0,8373		
<i>Dominância de Simpson</i>			0,2003	0,4444	0,5638	0,5654	0,9640	0,8760	0,8726		

Tabela 33: Densidade (Ind/m²), classificação em grupos tróficos funcionais (GTFs), (F%) frequência nas unidade amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), índices de diversidade de Shannon (*H'*), Equitabilidade de Pielou (*J'*) e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lênticos do baixo Rio Doce (dez/2019).

Taxa	GTF	F(%)	Lagoas do Baixo Rio Doce			IndVal (%)	P <0,05
			P05 - Lagoa do Limão	P06 - Lagoa do Óleo	P10 - Lagoa das Palmas		
Insecta							
Diptera							
Chironomidae		100					
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	44		14,8±12,1	385,1±120,9	98	0.04
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	22	281,4±148,6			82	0.27
<i>Asheum</i>	Predador	33			474,1±115,3	100	0.04
<i>Beardius</i>	Fragmentador	22		44,4±20,9		82	0.235
<i>Caladomyia</i>	Filtrador	11		29,6±24,1		58	1.000
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	33		681,4±52,7		100	0.055

Taxa	GTF	F(%)	Lagoas do Baixo Rio Doce			IndVal (%)	P <0,05
			P05 - Lagoa do Limão	P06 - Lagoa do Óleo	P10 - Lagoa das Palmas		
<i>Coelotanytus</i>	Predador	33	88,8±72,5	88,8±55,4		71	0.63
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	22			44,4±20,9	82	0.19
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	33		1333,3±167,6		100	0.055
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	33	14,8±12,1	14,8±12,1	14,8±12,1	58	NA
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	67		103,7±12,1	4577,7±945,5	100	0.055
<i>Microchironomus</i>	Fragmentador	11	44,4±36,2			58	1.000
<i>Nilothauma</i>	Coletor-catador	22		29,6±12,1		82	0.235
<i>Paralauterboniella</i>	Coletor-catador	11	29,6±24,1			58	1.000
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	67	44,4±20,9	59,2±48,3	207,4±115,3	82	0.585
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	11		14,8±12,1		58	1.000
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	100	2059,2±1219,9	2622,2±531,2	266,6±130,8	100	NA
Ceratopogonidae	Predador	33		14,8±25,7	14,7±14,7	71	0.595
Chaoboridae	Predador	11	74,1±128,3			58	1.000
Anellida							
Oligochaeta	Coletor-catador	89	740,7±562,8	1688,9±1121,7	83,1±131,4	95	0.055
Mollusca							
Gastropoda	Raspador				229,7±360,5		
Ampulariidae							
<i>Pomácea</i>	Raspador	11		14,8±25,7		58	1.000
Hidrobiidae	Raspador	33			136,9±237,0	100	0.04
Physidae							
<i>Physa</i>	Rapador	11	14,8±25,7			58	1.000
Thiaridae							
<i>Melanoides</i>	Raspador	11		14,8±25,7		58	1.000
Bivalvia							
Corbiculidae							
<i>Curbicula</i>	Filtrador	11		14,8±25,7		58	1.000
Coleoptera							

Taxa	GTF	F(%)	Lagoas do Baixo Rio Doce			IndVal (%)	P <0,05
			P05 - Lagoa do Limão	P06 - Lagoa do Óleo	P10 - Lagoa das Palmas		
Gyrinidae							
<i>Dineutus</i>	Predador	22			9,8±8,5	82	0.19
Ephemeroptera							
Caenidae	Coletor-catador	22	59,3±51,3			82	0.32
<i>Caenis</i>	Coletor-catador	44	29,6±51,3	74,1±25,7	4,9±8,5	91	0.095
Leptohyphidae							
<i>Tricorythopsis</i>	Coletor-catador	11			4,9±8,5	58	1.000
Heteroptera							
Guerridae	Predador	11		14,8±25,7		58	1.000
Odonata							
Libellulidae							
<i>Rialla villosa</i>	Predador	11		14,8±25,7		58	1.000
Trichoptera							
Leptoceridae							
<i>Oecetis</i>	Predador	11			4,9±8,5	58	1.000
Polycentropodiade							
<i>Cinellus</i>	Coletor-catador	11			9,8±16,9	58	1.000
Crustáceo							
Ostracoda	Coletor-catador	11			4,9±8,5	58	1.000
Riqueza			12	20	17		
<i>H' maxima</i>			2,4849	2,9957	2,8332		
<i>Shannon-Wiener (H')</i>			1,1515	1,6398	1,5072		
<i>Equitabilidade-Pielou (J')</i>			0,4634	0,5474	0,5320		
<i>Dominância de Simpson</i>			0,5975	0,7471	0,6055		

Nas Figura 175 e Figura 176 são apresentadas as proporções de macroinvertebrados bentônicos classificados em grupos tróficos coletados nos trechos lóticos e lênticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019. Nos pontos amostrais dos trechos lóticos o grupo dos coletores-catadores predominou em todos os pontos e a maior proporção de coletores-catadores foi encontrada no ponto P02 (100%), entretanto neste ponto vale ressaltar que apenas díptera da família Chironomidae foi encontrada em baixíssima riqueza e densidade. As menores proporções de coletores-catadores foram encontradas nos pontos P09 (56%) e P08B (60%). Raspadores foi encontrado somente nos pontos P01B (7%) e P08B (10%). Fragmentadores foi encontrado com maiores proporções nos pontos P09 (12%) seguido do ponto P08B (10%) e as menores proporções nos pontos P03 (7%) seguido dos pontos P07 (2%) e P04 (1%). A maior proporção de predadores foi encontrada no ponto P09 (19%) e a menor proporção foi encontrada ponto P07 (9%). A maior proporção de filtradores foi encontrada no ponto P09 (12%) seguido dos pontos P08B (10%) e P04 (8%) enquanto que a menor e em igual proporção nos pontos P03 e P07 (Figura 175).

Nas lagoas coletores-catadores predominou no ponto P10 (69%, lagoa das Palmas) enquanto que no ponto P05 (lagoa do Limão) predominou os filtradores (59%). O ponto P06 apresentou semelhança nas proporções de coletores-catadores e filtradores (38% e 39%) e maior proporção de fragmentadores (20%). No ponto P05 (lagoa do Limão) foi encontrado apenas 1% de fragmentadores e no ponto P10 foi ausente. A maior proporção de raspadores foi encontrada no ponto P10 (15%) enquanto que nos pontos P05 e P06 não alcançou 1%. Predadores foi encontrado com maior proporção no ponto P10 (13%) seguida dos pontos P05 (5%) e P06 (2%, Figura 176).

Figura 175: Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).

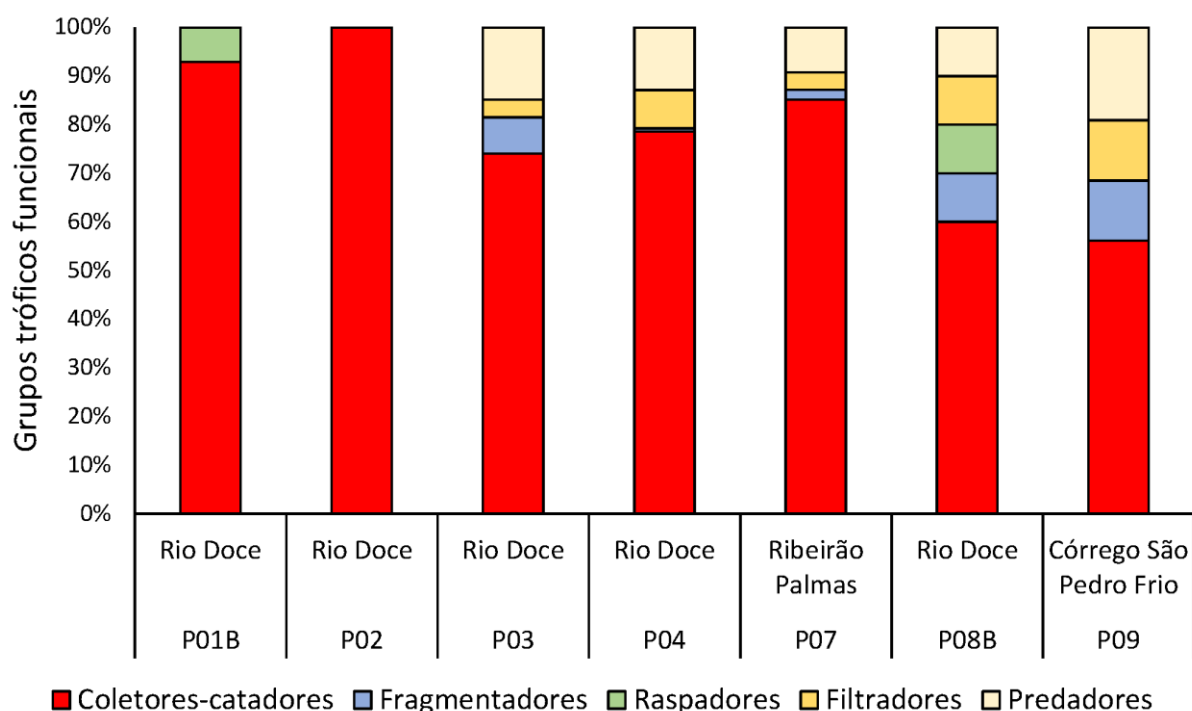
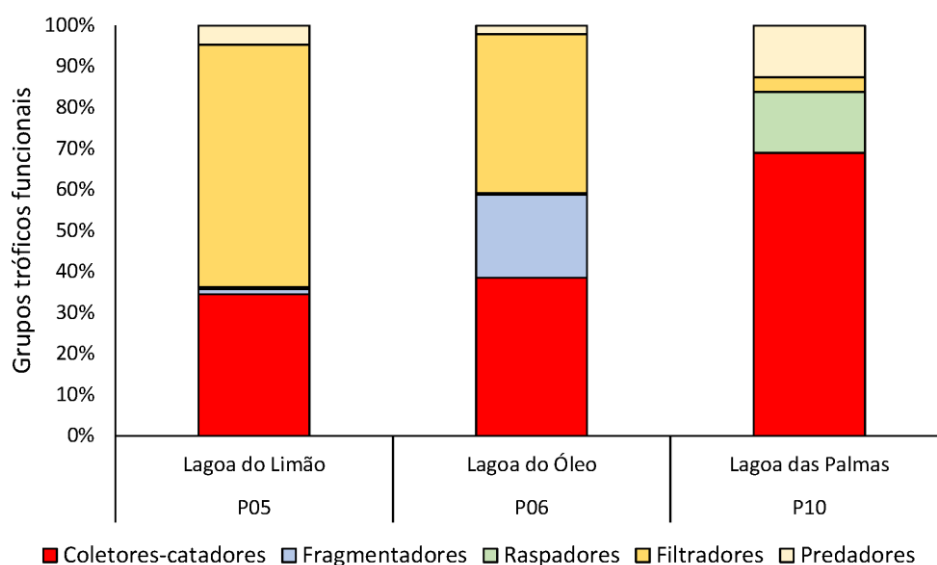


Figura 176: Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes aquáticos lânticos do PMBA do baixo Rio Doce (dez/2019).



As Figura 177 e Figura 178 apresenta em um plano bidimensional em uma análise de NMDS, utilizando a distância de Bray-Curtis para a distribuição dos grupos tróficos funcionais trechos lóticos impactados, alterados e trechos menos alterados à natural amostrado posicionando-os segundo as suas similaridades. Os dados foram transformados ($\log x + 1$) com o intuito de minimizar discrepâncias entre os valores. Pela a análise nMDS nos trechos lóticos foi possível observar a separação dos trechos de amostragens e esta separação foi confirmada pela ANOSIM ($R = 0,34$ $p = 0,01$) que mostrou uma dissimilaridade entre os trechos amostrados, mas por outro lado a separação dos GTFs entre as condições ecológicas não foi significativa ($R = 0,15$ $p = 0,09$) que pode ser observada na Figura 177 pela sobreposição da áreas coloridas no gráfico.

Para as lagoas com a análise em NMDS a separação (dissimilaridade) entre elas e os grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados (GTFs) foi ainda mais evidente e confirmada pela ANOSIM ($R = 0,47$ $p < 0,009$, Figura 178).

Figura 177: Análise NMDS da distribuição dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados (GTFs) e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lóticos (áreas coloridas) classificados segundo o protocolo de Callisto et al. (2002) em impactado, alterado e pouco alterado/natural em dezembro de 2019.

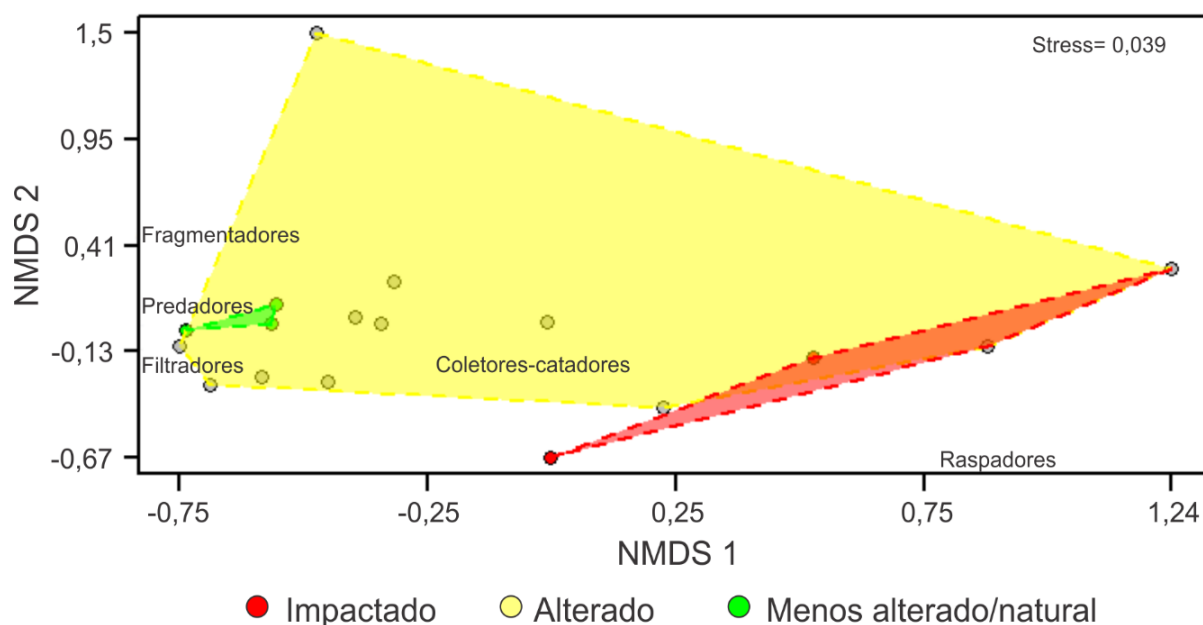
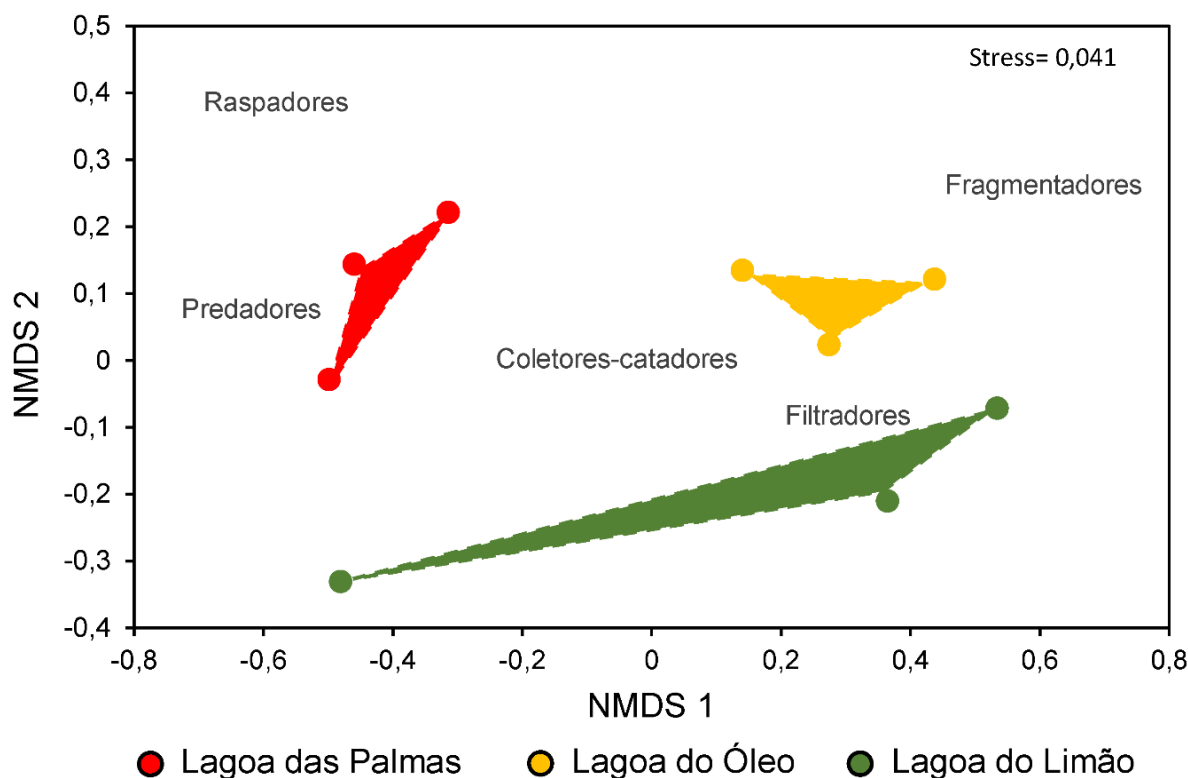


Figura 178: Análise NMDS mostrando a distribuição dos grupos tróficos de macroinvertebrados (GTFs) e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lênticos (áreas coloridas) em dezembro de 2019.



Nas Figura 179 e Figura 180 são apresentados os valores das curvas do coletor ou estimadores de riqueza (Chao; Chiu, 2016) de macroinvertebrados aplicados para os trechos lóticos e lênticos. Para os trechos lóticos, das 20 unidades amostrais definidas para o trecho baixo da bacia do Rio Doce foram amostrados um total de 44 *taxa* que representa 82,3% da riqueza total estimada (Sobs Mao Tau) pelo estimador Bootstrap (aproximadamente 53 *taxa*).

Para o estimador Chao de primeira ordem, que se baseia nas espécies raras e requer a abundâncias das espécies, a riqueza observada representou 78,3% (Figura 179 b) e Chao de segunda ordem, que se baseia nos dados de presença/ausência e a distribuição das espécies entre as amostras, representou 44,6% (Figura 179 c) da riqueza estimada (Chao1= 56,2 e Chao2= 98,7).

Em relação ao estimador Jackknife de primeira ordem se baseia na ocorrência das espécies e o número de amostras, a riqueza observada representou 65,9% da riqueza observada (Figura 179 d) enquanto que para o estimador Jackknife de segunda ordem a riqueza observada representou 52,3% da riqueza total estimada.

O estimador ACE que tem como foco a abundância das espécies raras evidenciou que o valor observado pelo estimador para as unidades amostrais nos trechos lóticos foi 76,5% do valor estimado e o estimador ICE que tem como foco nas espécies infrequentes o valor observado foi de 59,6% do valor estimado. A curva do estimador ACE assim como as demais curvas não apresentou uma estabilização diferente do estimador ICE que apresentou uma ligeira estabilização da curva estimada em relação à observada (Figura 179 f, g).

Para os trechos lênticos, das 9 unidades amostrais definidos para as lagoas do Limão (P05), do Óleo (P06) e das Palmas (P10) no trecho baixo do Rio Doce foram amostrados um total de 36 *taxa* o que representou 84,15% da riqueza estimada pelo estimador Bootstrap para o número de unidades amostrais (Figura 180 a). Para os estimadores Chao1 e Chao2 a riqueza observada representou 81,2% e 66,2% respectivamente das riquezas estimadas (Chao1= 44,3 e Chao2= 54,4; Figura 180 b, c) e para os estimadores Jackknife 1 e 2 as riquezas observadas representaram 70,4% e 60,4% respectivamente das riquezas totais estimadas (Jackk1= 51,1 e Jackk2= 59,6; Figura 180 d, e). Para o estimador ACE o valor observado da curva foi 82% do valor estimado enquanto que para o estimador ICE o valor observado foi 58,5% do estimado. A curva do estimador ACE não apresentou indícios de estabilização considerando as unidades amostrais diferente da curva do estimador ICE onde a curva apresentou um pico no valor estimado do número de macroinvertebrados bentônicos (aproximadamente 70) na segunda unidade e uma estabilização da curva com valor em aproximadamente 60 no número de macroinvertebrados a partir da quarta unidade amostral (Figura 180 f, g).

No geral as curvas de estimativa de riqueza não apresentaram estabilização o que indica que o esforço amostral proposto para os trechos de rios e lagoas não foram suficientes para amostrar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos para ambos ecossistemas aquáticos localizados no trecho baixo da bacia do Rio Doce.

Figura 179: Riquezas de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas ao longo 7 trechos lóticos no baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

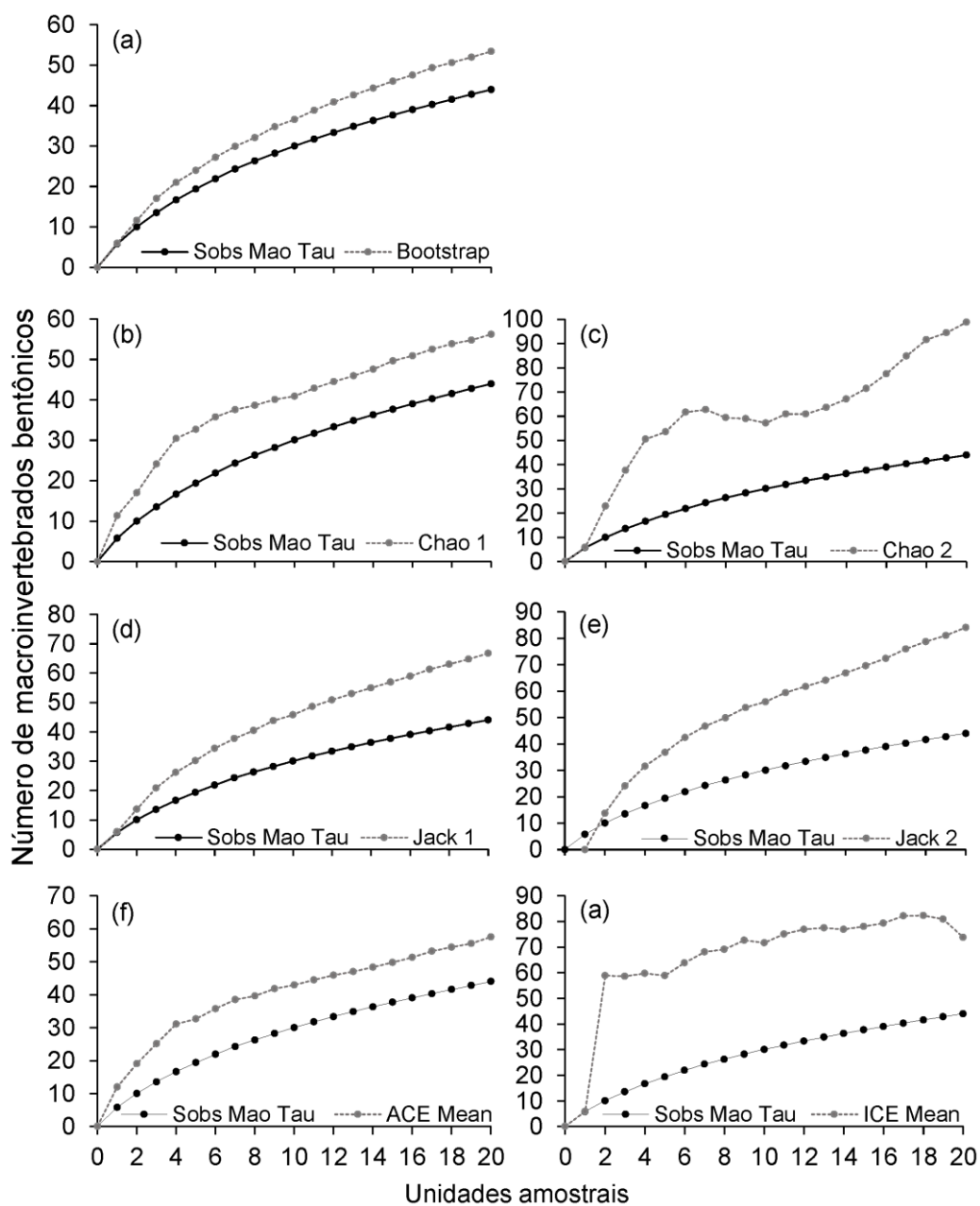
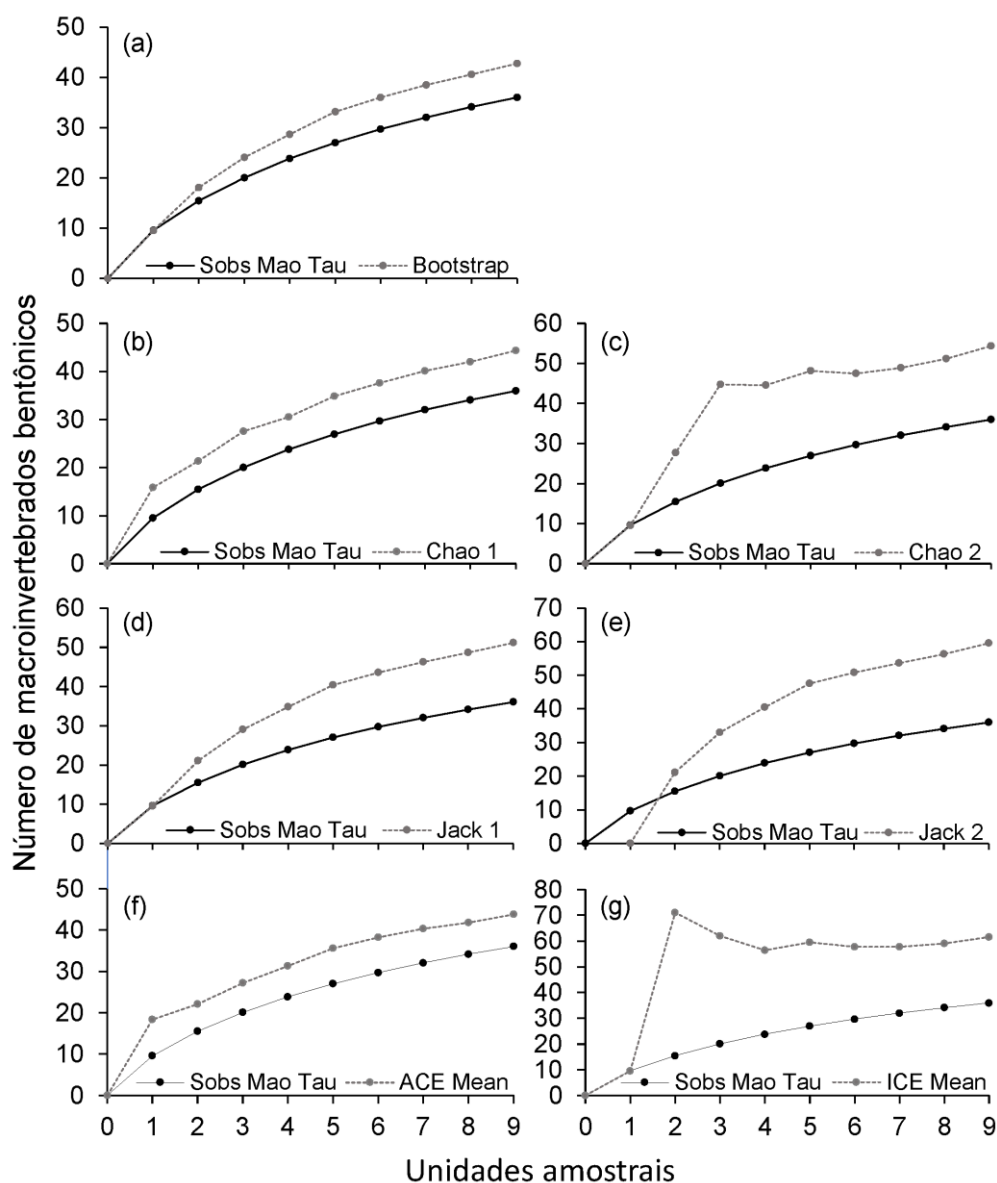


Figura 180: Riquezas de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas em 3 lagoas localizadas no trecho baixo do Rio Doce em dezembro de 2019.



As Figura 181 e Figura 182 apresenta em um plano bidimensional em uma análise de NMDS, utilizando a distância de Bray-Curtis, todas as amostragens nos diferentes trechos lóticos amostrados posicionando-os segundo as suas similaridades. Pela a análise NMDS nos trechos lóticos foi possível observar a distribuição dos macroinvertebrados a separação dos trechos de amostragens e está separação foi confirmada pela ANOSIM ($R=0,58$ $p=0,001$) que mostrou uma dissimilaridade entre os trechos amostrados, e para as condições ecológicas (áreas coloridas) a separação não foi significativa ($R=0,16$ $p=0,09$, Figura 181).

Para as lagoas com a análise em NMDS a separação (dissimilaridade) entre elas e os macroinvertebrados foi ainda mais evidente e confirmada pela ANOSIM ($R= 0,79$ $p= 0,003$, Figura 182).

Figura 181: Análise NMDS mostrando a distribuição dos macroinvertebrados e áreas de amostragens. Os pontos representam as amostras distribuídas nos trechos lóticos (áreas coloridas) classificados segundo o protocolo de Callisto et al. (2002) em impactado, alterado e pouco alterado/natural em dezembro de 2019.

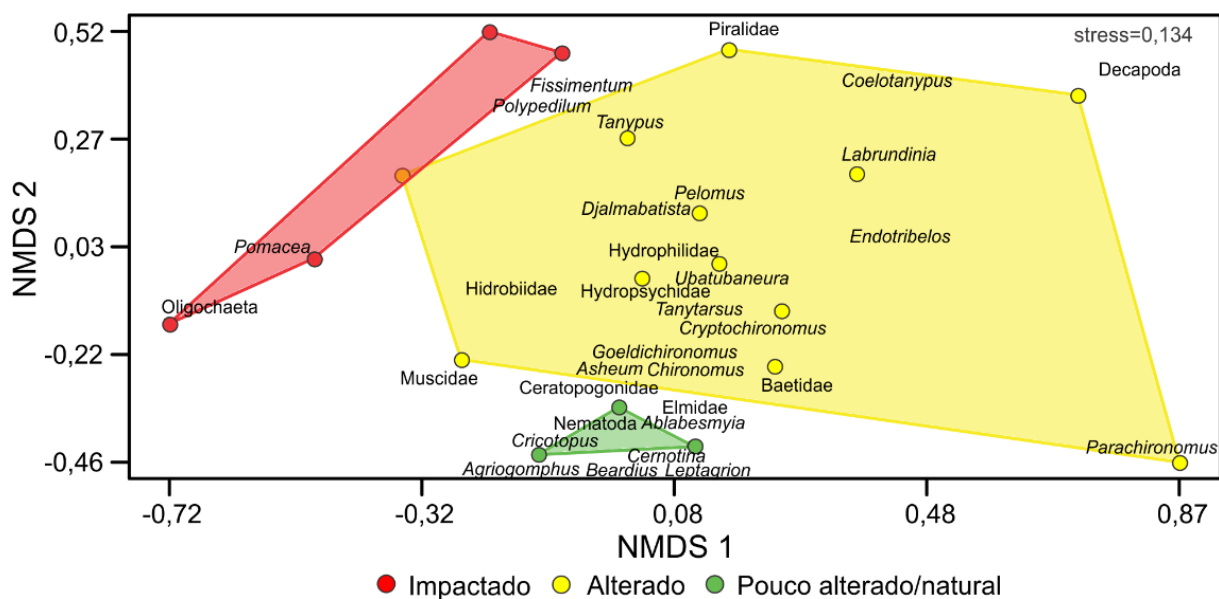
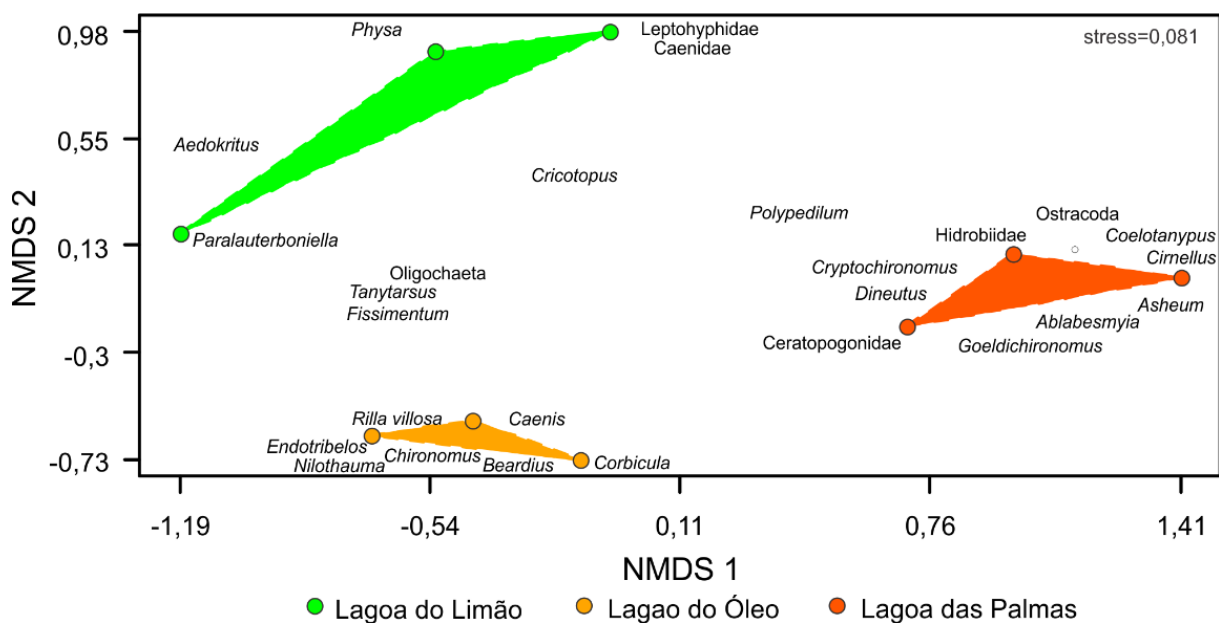


Figura 182: Análise NMDS mostrando a distribuição dos macroinvertebrados e áreas de amostragens nos trechos lóticos no baixo Rio Doce. Os pontos representam as amostras distribuídas nas lagoas (áreas coloridas) em dezembro de 2019.



Em complemento as análises de ordenação NMDS, as análises de agrupamento (*Cluster Analysis*) mostraram uma nítida separação das estações amostrais com base na composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos que resultaram na formação de grupos de estações amostrais distintos tanto para os trechos lóticos quanto para os trechos lênticos.

Com base no índice de similaridade de Jaccard (presença/ausência) para os trechos lóticos, o ponto P09 (córrego São Pedro Frio) embora com a maior riqueza taxonômica (21) e classificado com melhores condições ecológicas pelo protocolo de avaliação de habitat (CALLISTO et al. 2002) apresentou aproximadamente 70% de semelhança nas assembleias de macroinvertebrados com o ponto P01B com baixa riqueza taxonômica (4) e classificados como impactado. O ponto P08B (calha do Rio Doce) classificado quanto suas condições ecológicas como alterado, apresentou uma semelhança acima de 80% com o ponto P02 (calha do Rio Doce) classificado como impactado. O grupo formado pelas estações amostrais P03 e P04 (calha do Rio Doce) classificados como alterados, também apresentou semelhança acima de 80% na assembleia de macroinvertebrados com os demais pontos P07 e P08B também classificados como alterados (Figura 183).

Com base agrupamento pela distância Euclidiana (dissimilaridade entre as abundâncias) a separação ficou mais evidente. O Ponto P09 menos alterado ficou isolado com maior peso do índice em relação aos demais pontos uma maior aproximação entre os pontos P01B e P02 impactados. Os pontos P04 e P07 alterados apresentaram uma proximidade com o ponto P09 enquanto que os pontos P03 e P08B mais próximos do agrupamento de P01 e P02 (Figura 184).

Figura 183: Análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Jaccard das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

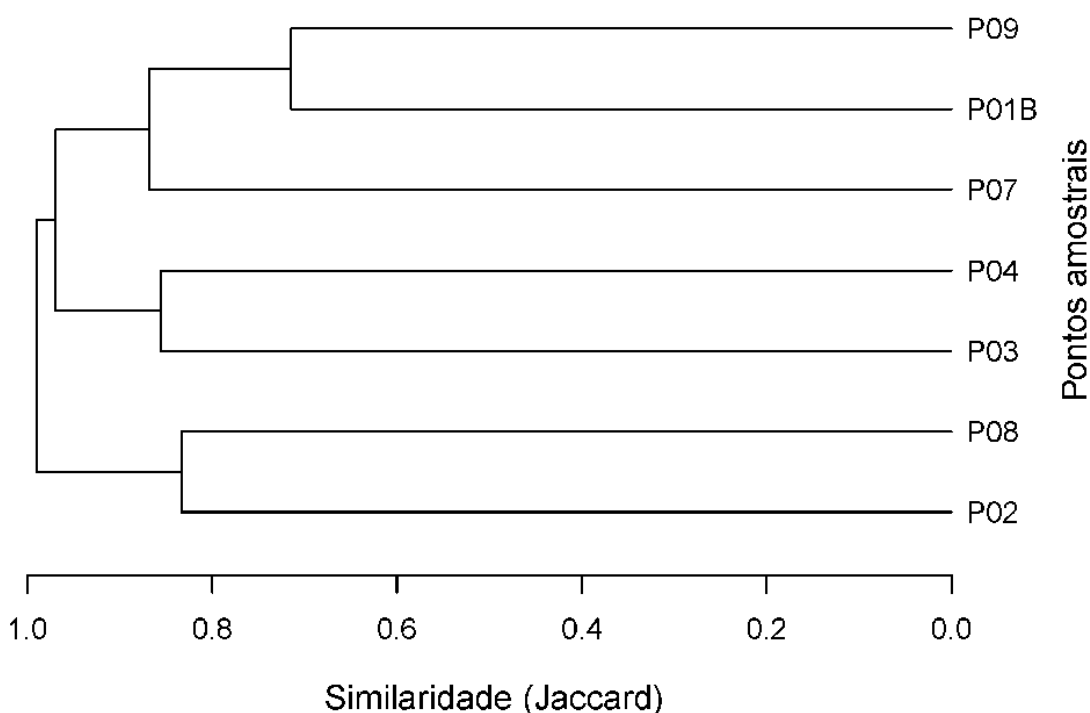
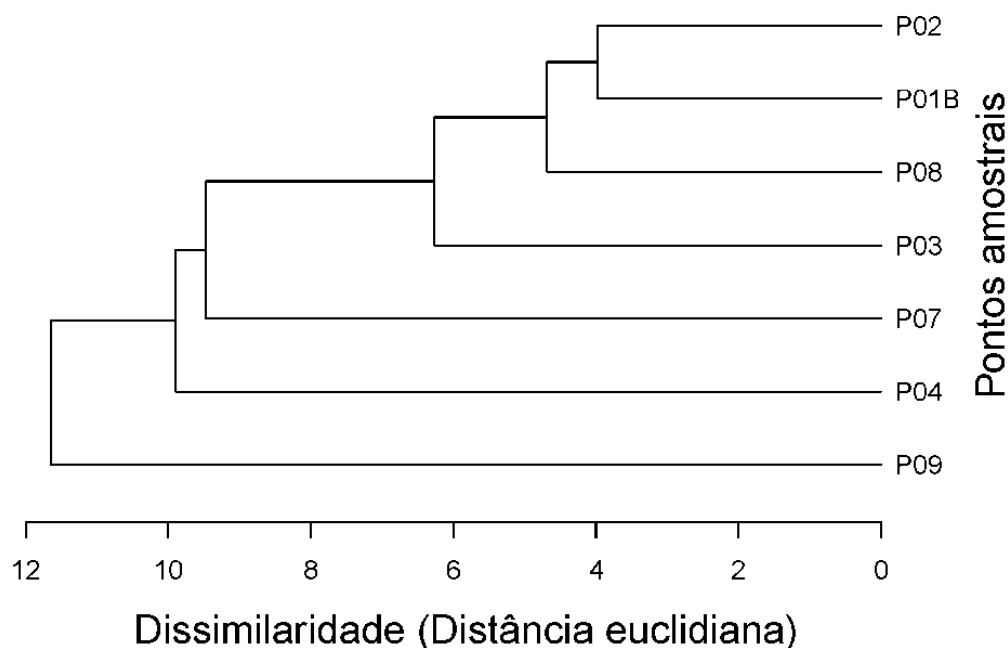


Figura 184: Análise de agrupamento pela distância Euclidiana (dissimilaridade) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.



Nas lagoas os índices de similaridade de Jaccard e dissimilaridade com base na distância Euclidiana foram similares na análise de agrupamento. Ambos mostraram um isolamento do ponto P10 (lagoa das Palmas) e um agrupamento dos pontos P05 (lagoa do Limão) e P06 (lagoa do Óleo). A similaridade dos pontos P05 e P06 foi de aproximadamente 60% e estes pontos em relação ao ponto P10 foi de aproximadamente 32% (Figura 185). A dissimilaridade (dis. Euclidiana), que leva em conta as abundâncias das espécies, foi de aproximadamente 79% entre os pontos P05 e P06 e essas de aproximadamente 20% em relação ao ponto P10 (Figura 186).

Figura 185: Análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Jaccard das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

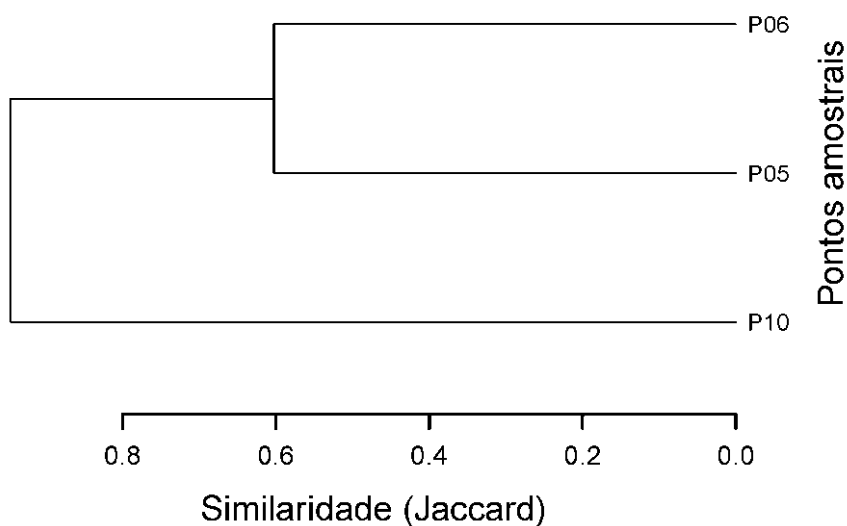
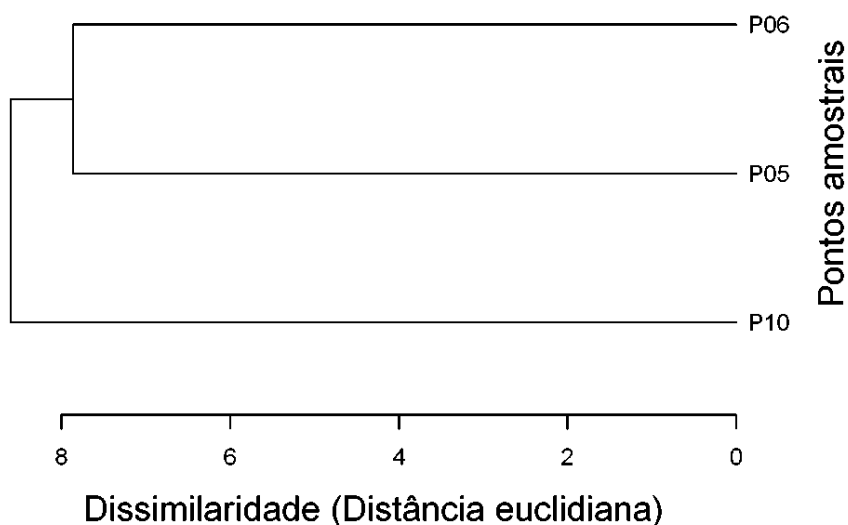


Figura 186: Análise de agrupamento pela distância Euclidiana (dissimilaridade) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.



As Figura 187 e Figura 188 apresentam os valores de variáveis físico-químicas mensuradas nas estações amostrais (trechos de rios e lagos do baixo Rio Doce) em dezembro de 2019 concomitante as amostragens de macroinvertebrados bentônicos. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece os valores limites para águas de classe 2 para os parâmetros: a) OD não inferior a 5 mg/L; b) pH entre 6 e 9; c) turbidez não superior a 100 NTU (*nephelometric turbidity unit*). A CETESB estabelece os valores limites de referência para águas de classe 2 para os parâmetros: d) condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são considerados ambientes impactados; e e) temperatura entre 20 e 30 °C são condições ideais para a manutenção e reprodução das comunidades aquáticas.

Para os trechos lóticos (Figura 187) o pH variou de 6,56 (P07) à 6,89 (P03). Os valores de temperatura foram próximos ao valor de limite superior de 30 °C para a maioria dos pontos amostrais e o maior valor foi encontrado no ponto P08B (29,7 °C) e o menor valor no ponto P09 (24,1 °C, córrego São Pedro Frio). Os valores de oxigênio dissolvido foram superiores ao valor limite não inferior a 5 mg/L e o maior valor foi encontrado no ponto P09 (6,7 mg/L) e o menor valor no ponto P07 (5,1 mg/L). Os valores de condutividade elétrica foram abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em todos os pontos amostrais e o maior valor foi encontrado no ponto P04 e P07 (82 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Para a turbidez apenas os pontos P02, P03 e P04 foram encontrados valores superiores a 100 NTU (125, 241 e 429 simultaneamente) e o maior valor inferior ao limite foi encontrado no ponto P08B (89,4 NTU) e o menor valor no ponto P07 (7,5 NTU).

Para os trechos lânticos (Figura 188) os valores de pH variaram de 7,02 (P05) e 7,48 (P06) dentro da faixa limite superior e inferior estabelecido pela CONAMA/357. Para a temperatura apenas no ponto P06 (lagoa do Óleo) foi encontrado o valor (30,5 °C) ligeiramente acima do valor limite superior (30 °C) e o menor valor foi encontrado no ponto P10 (29,8 °C). O oxigênio dissolvido foi superior ao limite não inferior de 5 mg/L para todas as lagoas e o maior valor foi encontrado no ponto P10 (6,9 mg/L) e

o menor valor no ponto P06 (6,1 mg/L). Para a condutividade elétrica apenas no ponto P05 (116 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi ligeiramente superior ao valor 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o menor valor foi semelhante nos pontos P06 e P10 (75 e 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Os valores de turbidez foram baixos em relação ao limite de 100 NTU em todas as lagoas e o maior valor foi encontrado no ponto P06 (20,3 NTU) e o menor no ponto P10 (4,6 NTU).

Figura 187: Parâmetros físico-químicos de qualidade de água mensurados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

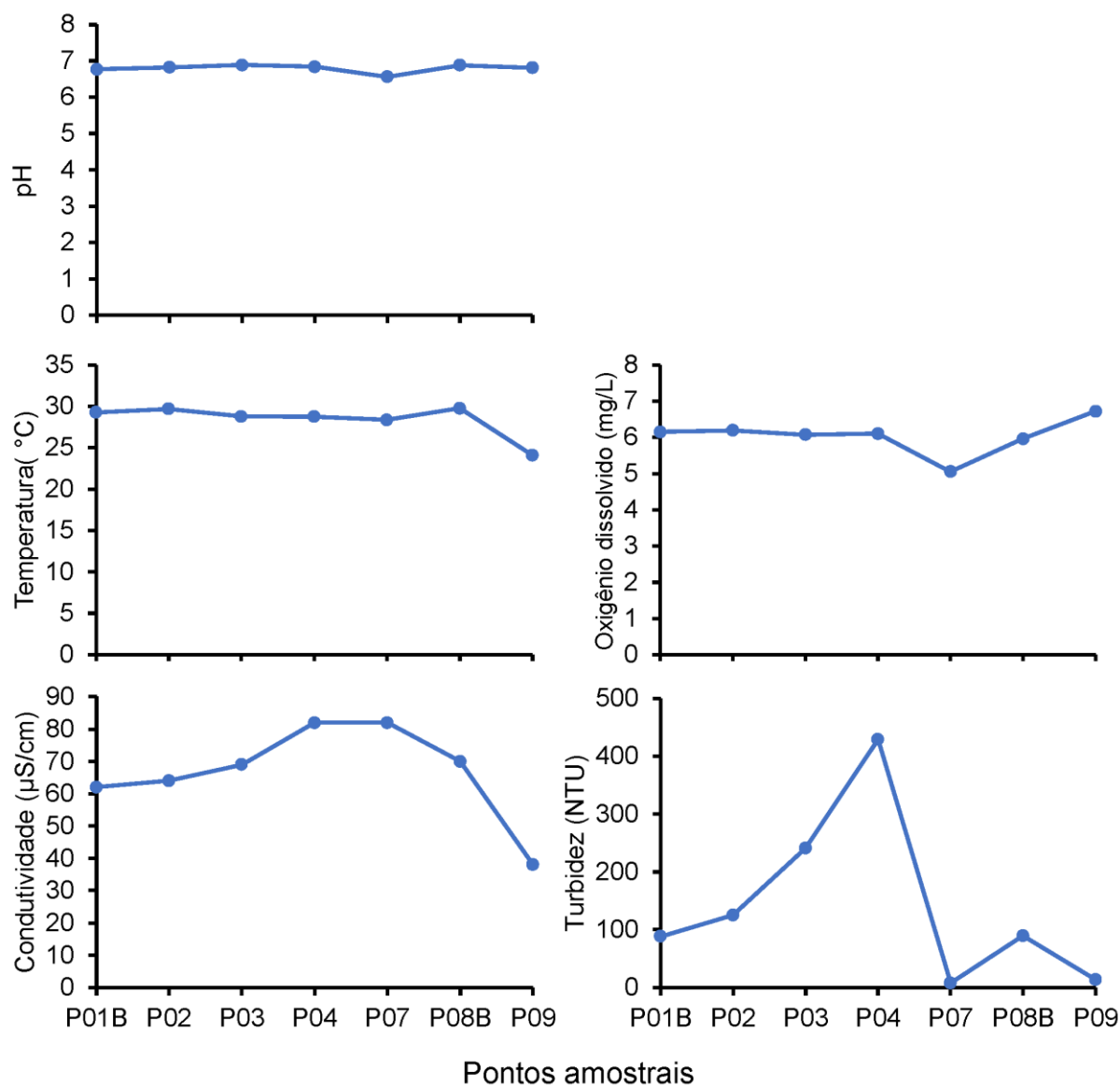
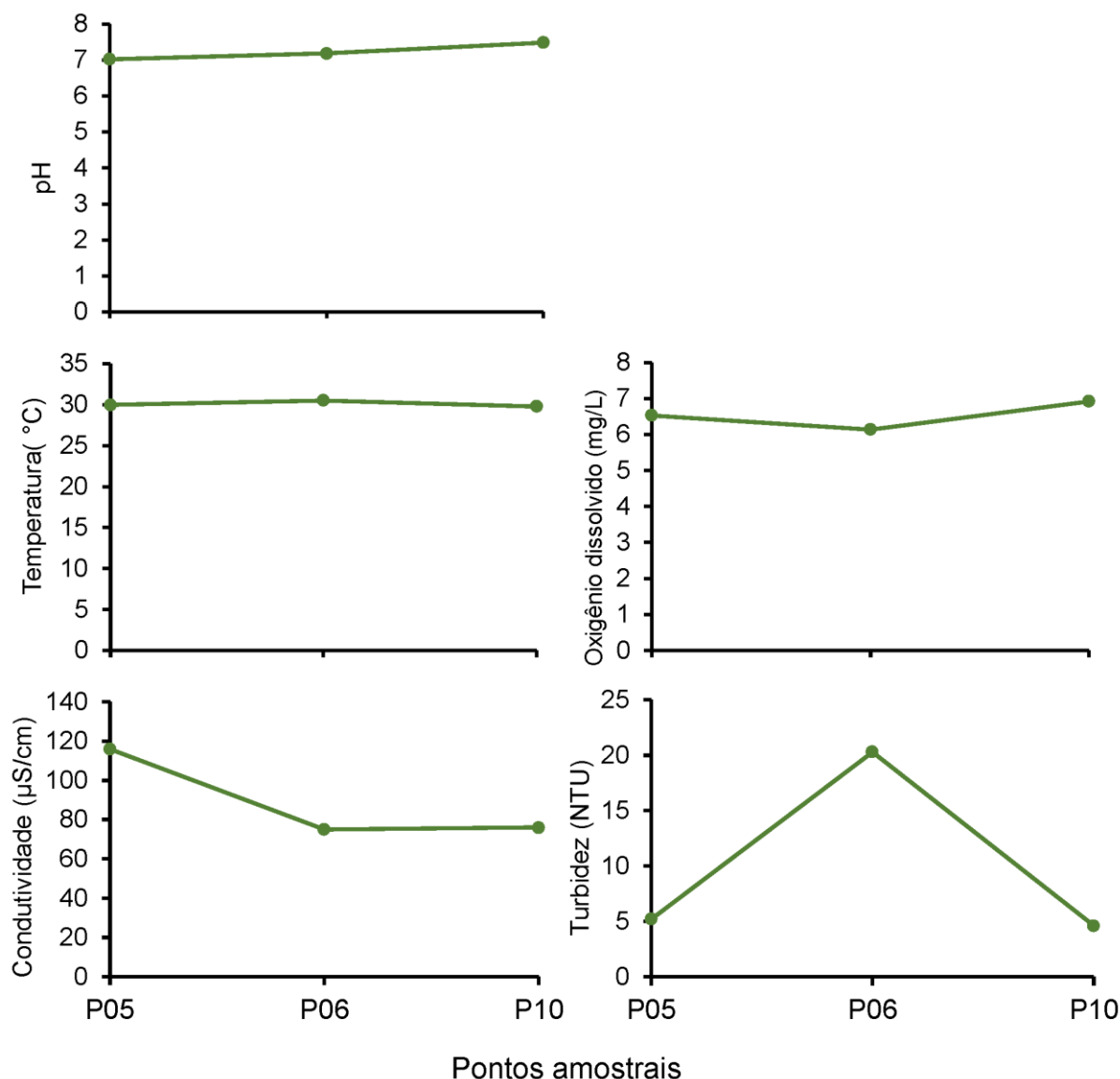


Figura 188: Parâmetros físico-químicos de qualidade de água mensurados nos trechos lênticos (lagoa do Limão, lagoa do Óleo e lagoa das Palmas) do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.



Com base nas análises de correspondência canônica (CCA) para os trechos lóticos foram avaliadas as influências da qualidade dos habitats e parâmetros físico-químicos nas abundâncias de macroinvertebrados bentônicos (Figura 189 e Figura 190). Para os parâmetros de qualidade de habitats o eixo 1 da CCA explicou 27,68% e o eixo 2 explicou 15,09% e ambos um total de 42,77% de explicação. Os parâmetros avaliados de resultaram na qualidade pouco alterado a natural no ponto P09 (córrego São Pedro Frio) apresentou forte correlação principalmente com os macroinvertebrados dos gêneros *Ablabesmyia*, *Cricotopus*, *Beardius*, *Corbicula* e coleóptera da família Elmidae e molusca Bivalvia. O gênero *Fissimentum* e as minhocas d'água Oligochaeta foram correlacionados com os parâmetros que resultaram na condição impactado nos pontos P01B e P02 enquanto que os gêneros de Chironomídeos *Coelotanytus*, *Goeldichironomus*, *Parachironomus*, *Asheum*, *Polypedilum*,

Djalmabatista e Ephemeropteras da família Baetidae Trichoptera da família Hydropsychidae foram correlacionados com os parâmetros que resultaram na qualidade de habitat alterado principalmente nos pontos P03, P04 e P07 (Figura 189).

Na análise de CCA com os parâmetros físico-químicos o eixo 1 explicou 33,19% e o eixo 2 explicou 26,24%. A turbidez foi fortemente correlacionada com os gêneros de Chironomídeos *Coelotanypus*, *Djalmabatista*, *Polypedilum*, Trichoptera da família Hydropsychidae e gastrópoda da família Hydrobiidae nos pontos alterados P03, P04 e P08B e impactado P02. O pH foi correlacionado com o gênero *Fissimentum* enquanto que o oxigênio dissolvido foi correlacionado com coleópteros da família Elmidae (Figura 190).

Nos trechos lênticos para os parâmetros físico-químicos o eixo 1 da CCA explicou 32,65% e o eixo 2 explicou 18,91% e ambos um total de 51,56% de explicação. O oxigênio dissolvido apresentou correlação com os gêneros de Chironomídeos *Ablabesmyia*, *Asheum*, *Cryptochironomus*, *Goeldichironomus* e *Dineutus*, gêneros de Trichoptera *Cirnellus* e *Oecetis*, microcrustáceos Ostracoda e Gastropoda Hydrobiidae no ponto P10 (lagoa das Palmas). A condutividade elétrica foi correlacionada com os gêneros de Chironomídeos *Aedokritus*, *Microchironomus* e *Paralauterboniela*, díptera da família Chaoboridae, Ephemeroptera da família Leptohyphidae e Gastropoda *Physa* no ponto P05 (lagoa do Limão). A temperatura e turbidez foi correlacionada com os gêneros de Chironomídeos *Caladomyia*, *Stenochironomus*, *Beardius*, *Nilothauma*, *Chironomus*, Gastropoda *Pomacea* e *Melanoides*, molusca *Corbicula*, Heteroptera da família Gerridae e Odonata *Rialla villos* no ponto P06 (lagoa do Óleo, Figura 191).

Figura 189: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

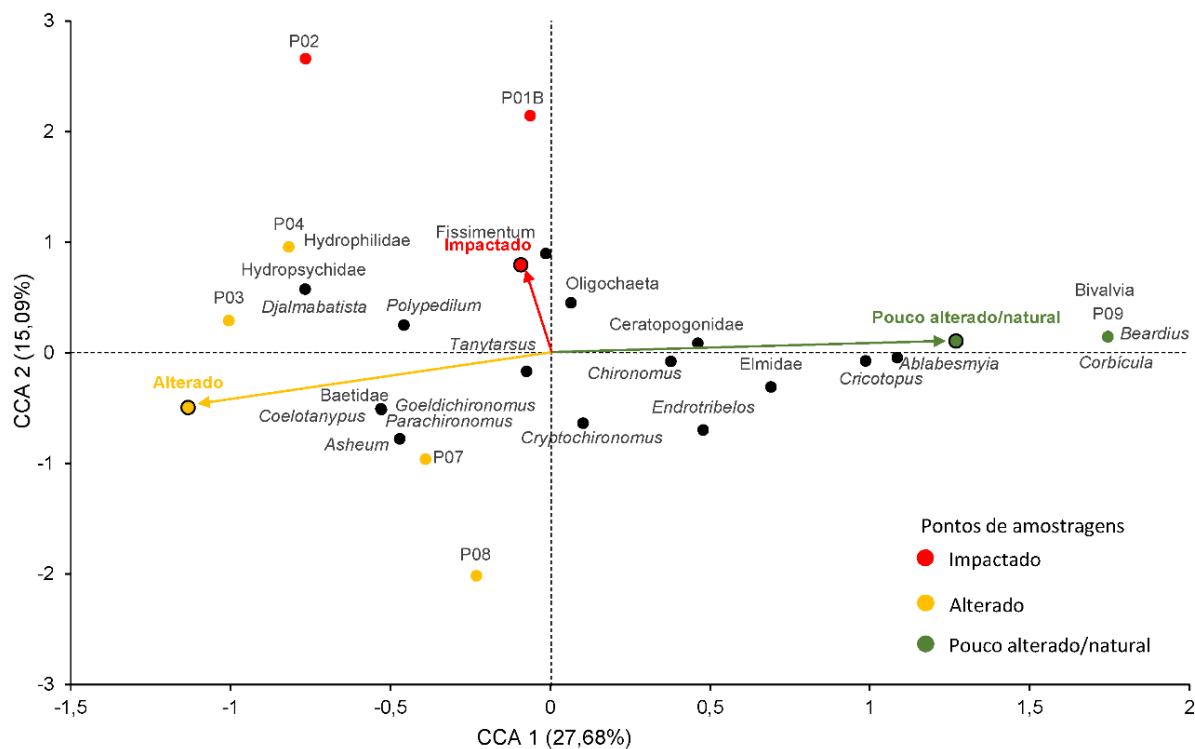


Figura 190: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lóticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

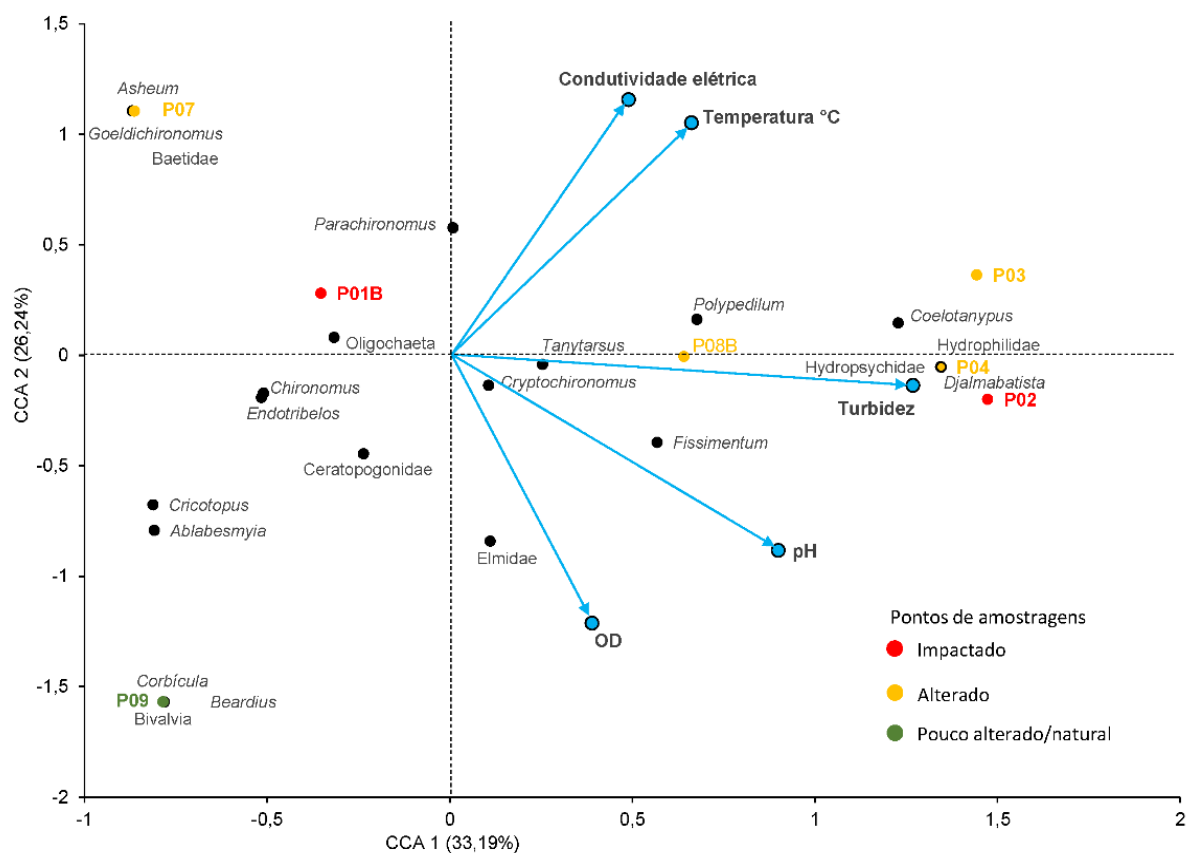
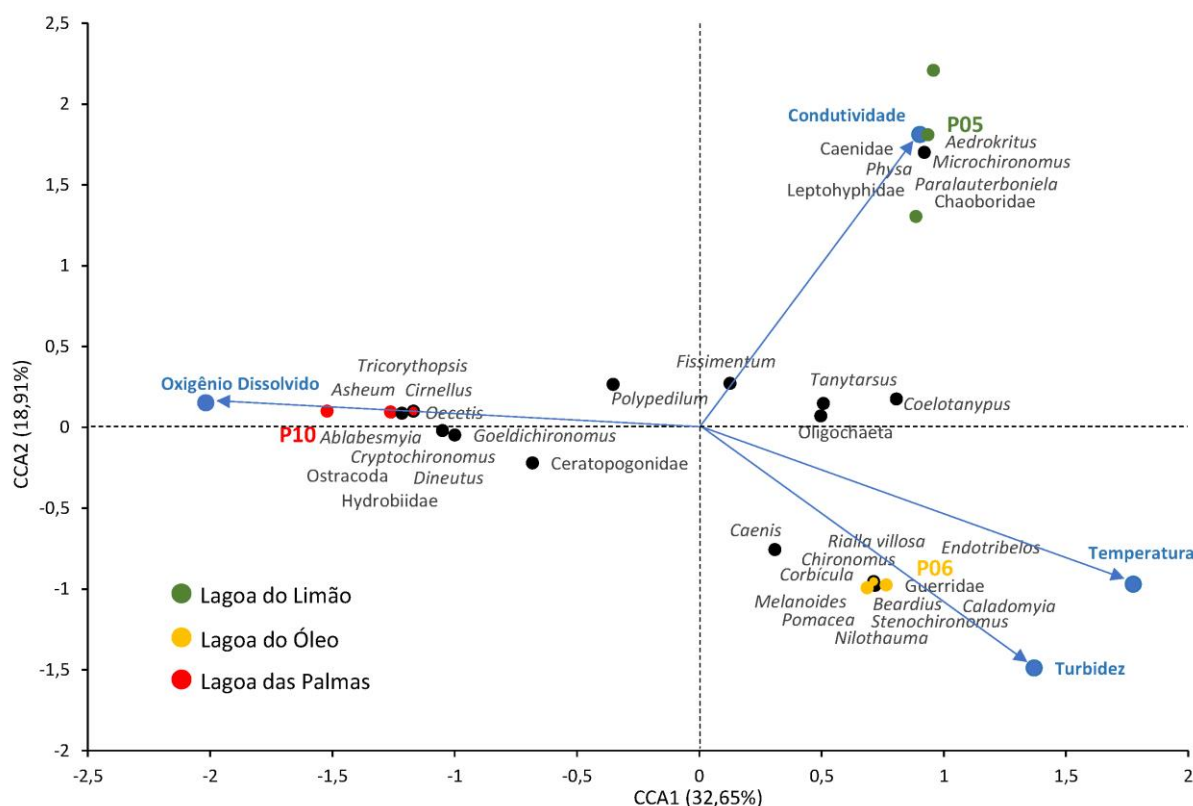
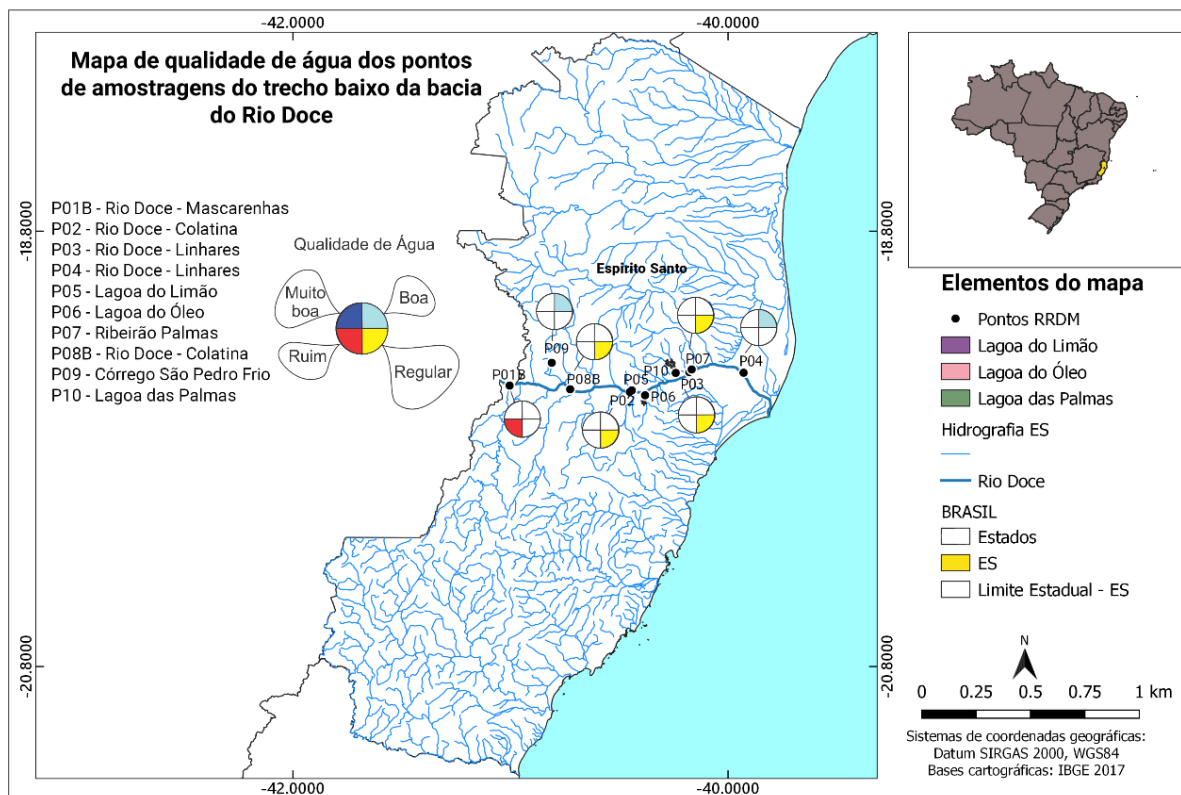


Figura 191: Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis físico-químicas de qualidade de água nos trechos lânticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.



A aplicação do Índice Multimétrico Bentônico (IMB, FERREIRA et al., 2011) classificou os pontos da seguinte forma: o reservatório da UHE Mascarenhas (P01B) com qualidade ruim; calha do rio em Povoação (P04) e córrego São Pedro Frio (P09) com qualidade boa; e os pontos na calha em Colatina (P02) e em Linhares (P03), o Ribeirão Palmas (P07) e a calha do rio em Colatina (P08B) como qualidade regular (Figura 192).

Figura 192: Mapa de qualidade de água dos trechos lóticos do baixo Rido Doce. Qualidade de água avaliada pelo Índice Biótico Bentônico (IBB) de Ferreira et al. (2011) com base nas métricas de macroinvertebrados bentônicos bioindicadoras de qualidade de água em dezembro de 2019.



Para a análise de deformidades morfológicas no mento de larvas da família Chironomidae foram analisados os gêneros classificados quanto ao grupo trófico funcional coletor-catador que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (MOPF) que se depositam no sedimento. Nos pontos P01B, P02 e P08B não foram encontrados indivíduos com deformidades. No ponto P09 (córrego São Pedro Frio) foi encontrado o maior percentual de Chironomideos com deformidades morfológicas no mento (10,5%) em relação ao total de Chironomideos capturados neste ponto amostral seguido do ponto P07 (6,5%). Os menores percentuais foram encontrados nos pontos P05 (1,2 lagoa do Limão) e P04 (1,6 trecho do Rio Doce em Linhares, Figura 193).

Em relação aos tipos de deformidades encontradas no mento de Chironomideos no geral o tipo de deformidade encontrada foi classificado como fraca. Somente nos pontos P06 (lagoa do Óleo), P07 (ribeirão Palmas) e P10 (lagoa das Palmas) foram encontradas deformidades severas e o maior percentual (12,5%) foi encontrado nos pontos P07 e P10 e o menor percentual (5,9%) no ponto P06. Deformidade pelo excesso de dente foi encontrado no ponto P04 em (50%) das larvas e no ponto P07 em (12,5%) das larvas. Deformidade fraca nos pontos P03, P05 e P09 foi encontrado um percentual de (100%) das larvas, em (94%) das larvas no ponto P06, em (87,5%) das larvas no ponto P10, em (75%) no ponto P07 e 50% das larvas no ponto P04 (Figura 194).

Figura 193: Gráfico de porcentagem de Chironomídeos com deformidades no mento capturados nos trechos lóticos e lênticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.

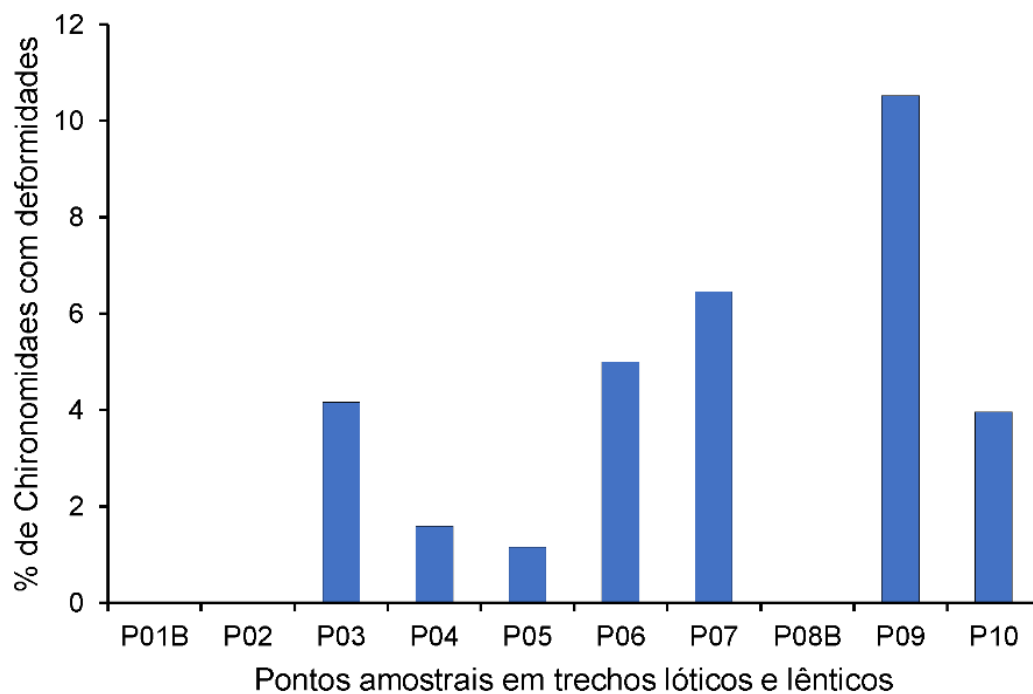
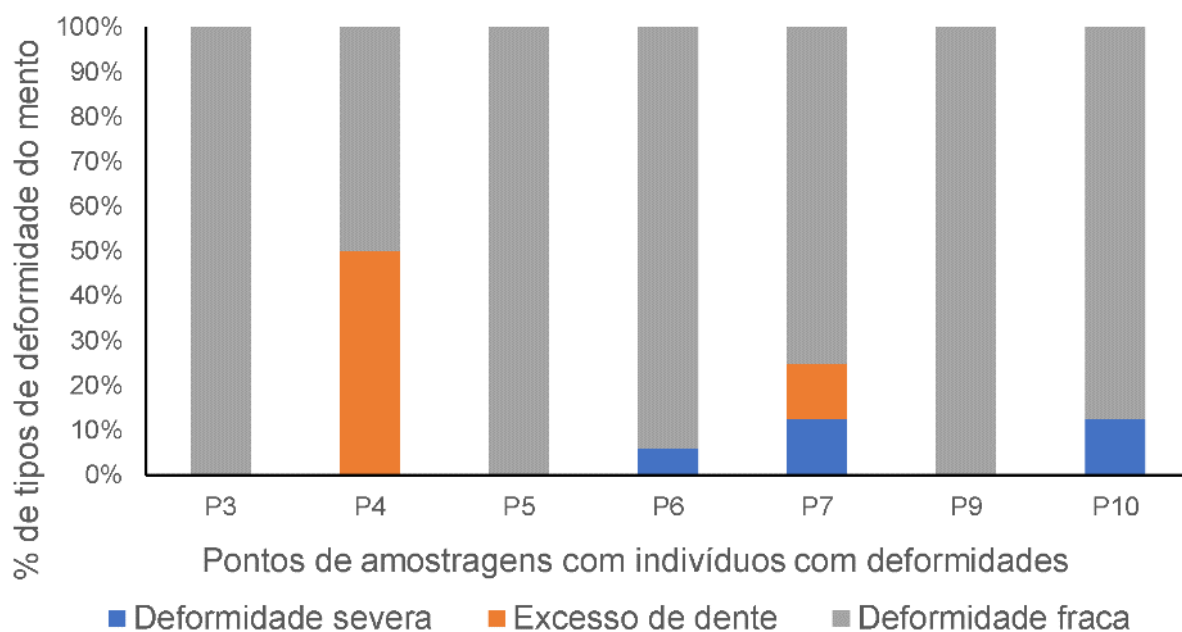


Figura 194: Gráfico de porcentagem de tipos de deformidade encontrada no mento de Chironomídeos dos trechos lóticos e lênticos do baixo Rio Doce em dezembro de 2019.



1.6.8 Discussão

A frequência mensal de coletas é sem dúvida, a forma mais eficaz de caracterização da composição, estrutura e função da ictiofauna. A coleta de quase o dobro das espécies coletadas por outros projetos demonstra que o registro da faixa natural de variação só será possível com estudos temporais contínuos e intensos e que essa é a única opção para embasar planos de mitigação do impacto.

Em sistemas aquáticos naturais, comunidades biológicas são caracterizadas como uma formação contínua temporal de realocação sincronizada de espécies, uma vez que existe um gradiente de microhabitats da cabeceira até a foz, da superfície a profundidade do rio (VANNOTE et al., 1980). Porém, no estudo realizado pelo Anexo 7, persiste o padrão de existirem um número maior de espécies compondo as guildas de insetívoros, carnívoros e onívoros do que espécies com hábito alimentar detritívoro ou iliófago, que seriam esperadas em maior proporção na parte baixa da bacia. Espécies detritívoras são muito importantes para o funcionamento do ecossistema (BURRESS et al., 2012), podendo modificar o habitat e consumir recursos que não podem ser aproveitados por outras espécies, muitas vezes por estas espécies não possuírem características morfo e fisiológicas para o consumo de itens como madeira e macrófitas (LUJAN, 2009). LoweMcConnell (1975), observou que embora detrito orgânico esteja presente em todos os transectos de um rio, peixes detritívoros geralmente são abundantes somente nas porções média e baixa onde as partículas finas se depositam. Com o transporte do detrito ao longo do rio, este é continuamente modificado por agentes físicos, químicos e biológicos que alteram a qualidade deste item alimentar (BOWEN, 1983). Estudos em lagos da África e Venezuela mostraram que o uso de detritos de alta qualidade é um fator determinante no sucesso de espécies como *S. mossambicus* (BOWEN, 1979 a, b). Bowen (1983) ainda comenta que espécies como as do gênero *Prochilodus* são comumente vistos alimentando-se em áreas rasas, e isto poderia estar relacionado ao fato destes locais possuírem detrito com valor nutricional maior. Assim, acredita-se que com a passagem da lama houve uma perda de qualidade de nutrientes no detrito depositado no fundo do Rio Doce devido a passagem da lama. Com esta perda de nutrientes e o maior acúmulo de metais no detrito as espécies detritívoras/ilíofagas não conseguiram mais se estabelecer com grande abundância nesses locais.

A análise da dieta das espécies mostrou que o maior número de espécies introduzidas pertence à guilda dos piscívoros. Uma espécie é considerada invasora quando é introduzida em um ambiente, fora dos seus limites naturais se tornando capaz de se estabelecer e se reproduzir, aumentando a abundância da população ao longo do tempo (REJMÁNEK, 1999; BLOSSEY, 1993). Segundo Tonella e colaboradores (2018) não há consenso sobre qual estratégia alimentar seria mais favorável às espécies invasoras. No entanto estudos indicam que espécies piscívoras, onívoras e detritívoras têm mais chances de sucesso, pois os recursos consumidos por estas espécies são abundantes e ou advém não somente do sistema aquático (GIDO; FRANSSEN, 2007; AGOSTINHO et al., 2015). Esse parece ser o caso de espécies como as tilápias (principalmente *O. niloticus*), a *Cichla* spp. E *P. maculatus*.

As guildas dos insetívoros (aquáticos, terrestres e aquático/terrestre) foram compostas somente por espécies nativas. Portanto, essas espécies apresentam um perfil mais especialista e não tão generalista como muitas vezes ocorre com espécies introduzidas. Em ambientes simplificados as espécies generalistas tendem a prevalecer (CASATTI et al., 2015). Porém, outro fator que deve ser levado em consideração é o número de indivíduos que compõem cada guilda trófica. A alta abundância de espécies onívoras e bentófagas como *O. niloticus* e *P. vivipara*, também podem indicar que esses ambientes sofrerão processos de simplificação de habitat, enquanto ambientes mais heterogêneos favoreceriam maior número de indivíduos pertencentes a guildas mais especialistas (PERESSIN et al., 2020). Desta forma, é de extrema necessidade ampliar as análises estomacais objetivando comparações espaciais e com auxílio de uma caracterização de habitat eficiente para rios de grande porte, como é o caso do Rio Doce, para que se tenha uma visão mais determinística desses fatores.

O aumento dos dados disponíveis para a bacia do Rio Doce e para o Baixo Rio Doce em particular, permitem a confecção de uma relação de espécies aparentemente intolerantes ao ambiente degradado pela passagem e/ou permanência do rejeito de minério. Nesse sentido, é relevante lembrar que na calha do Rio Doce, no Baixo Rio Doce eram esperadas as seguintes espécies: o Canivete *Characidium cricarensense*, o Jacundá *Crenicichla lacustris*, a Coridoras *Corydoras* aff. *aeneus*, a Piaba *Deuterodon* cf. *taeniatus*, o Cascudinho *Euryochus thysanos*, o Cascudo-folha *Harttia* spp., o Piau-vermelho *Hypomasticus copelandii*, o Timburé *Hypomastycus mormyrops*, o Piau-caboclo *Hypomasticus steindachneri*, o Lambari-do-rabo-vermelho *Psalidodon* aff. *fasciatus* e a Cambeva *Trichomycterus immaculatus*. Porém, entre os meses de Outubro de 2018 e Fevereiro de 2020, tais espécies foram coletadas apenas no rio Guandu, em Baixo Guandu/ES, no rio Manhuaçu, em Aimorés/MG, no Córrego São Pedro Frio, em Colatina/ES, no Córrego São João Grande, em Baixo Guandu/ES, e no Ribeirão Palmas, em Linhares/ES, cinco afluentes não diretamente impactados pela passagem do rejeito, sendo um forte evidência que estas espécies foram extirpadas da calha principal. Conforme mencionado anteriormente, a Crumatá *Prochilodus vimboides*, é coletada em ambientes afetados e não afetados pelo rejeito de minério, mas apresenta altos índices de stress oxidativo. A este panorama, se somam espécies cuja ausência antecede a passagem de rejeito, como o Surubim-do-Rio Doce *Steindachneridion doceanum*.

Os resultados obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM desde outubro de 2018 até fevereiro de 2020 mostram uma diminuição das espécies nativas e aumento das espécies introduzidas após rompimento da barragem de Fundão e, em alguns ambientes, uma clara predominância das espécies introduzidas, como é o caso da barragem da UHE Mascarenhas. A introdução de espécies de peixes no ambiente dulcícola é um processo que vem ocorrendo há muito tempo e que teve uma aceleração nas últimas décadas (CUCHEROUSSET; OLDEN, 2011). Alves et al. (2007) aponta três períodos de introdução de peixes no Brasil que ocorreram, no início do século XX, dado o aumento da aquicultura; meados do século XX, quando empresas de energia hidrelétrica construíram estações de piscicultura para mitigar os impactos negativos nas espécies nativas com comportamento migratório; e finalmente, na atualidade o comércio de aquários e atividades relacionadas à pesca esportiva. É de amplo

conhecimento que espécies introduzidas exercem impactos ecológicos, evolutivos e econômicos significativos sob a fauna nativa (CUCHEROUSSET; OLDEN, 2011; DUDGEON et al. 2006). A regra das dezenas proposta por Williamson (1996) e Simberloff (2007) propõe que os 10% de todas as introduções serão estabelecidas e que 10% daquelas estabelecidas se tornarão invasoras. Os impactos ecológicos das espécies introduzidas podem descrever a diversidade multinível, podendo ser: genéticos (padrões de transcrição de genes, hibridização e introgressão); individual (comportamento, morfologia e taxas vitais); populações (transmissão de patógenos e parasitas, peixes exóticos como parasitas, demografia, distribuição); comunidades (extinção, efeitos na composição e redes tróficas); ecossistemas (modificação de ciclos biogeoquímicos, fluxo de energia, alteração de habitat) (CUCHEROUSSET; OLDEN, 2011).

Dentre as espécies introduzidas, merecem destaque a Piranha-vermelha e as espécies de tucunarés. Os tucunarés foram introduzidos para pesca esportiva, inicialmente no Médio Rio Doce, e recentemente, na região do reservatório da UHE da Brecha (já foram coletados espécimes no reservatório da UHE Risoleta Neves). Em relação à Piranha, uma pesquisa realizada na região de João Monlevade (MG) indicou que esta espécie foi trazida da bacia do Rio Araguaia por pescadores amadores e solta na Lagoa da Barra, no Médio Rio Doce, na década de 1970. No trabalho de Verani e Sunaga (1983), as duas espécies ocorriam na lagoa Jacaré, fora do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), também no Médio Rio Doce. Nesse mesmo ano, as lagoas Carioca e Dom Helvécio, dentro do PERD, contavam com 11 espécies nativas (incluindo *Geophagus* aff. *brasiliensis*) e nenhuma espécie introduzida. Os tucunarés já ocorriam nas lagoas duas lagoas do PERD, tanto por intervenção humana como aproveitando o sistema de interligação das lagoas (LATINI et al., 2004). A Piranha chegou depois à Lagoa Carioca, sendo detectada a partir de 1994. Fragoso-Moura et al. (2014) indicam que entre 2006 e 2010, tucunarés e piranhas estavam dentro do grupo das espécies mais abundantes nessa lagoa, superadas por outra espécie introduzida e pela Traíra nativa *Hoplias malabaricus*, o Tamboatá *Hoplosternum littorale* (*H. littorale* 36%; *Pygocentrus nattereri* 29%; *Hoplias malabaricus* 14% e *Cichla kelberi* 12%). As duas espécies ocorrem em todas as lagoas com espécies introduzidas nessa unidade de conservação, assim como no médio e baixo Rio Doce (VIEIRA, 2010). A avaliação realizada logo após a passagem do rejeito indicou que esta espécie estava dentro do grupo menos abundante de mortandade, particularmente no reservatório da UHE Mascarenhas, onde se concentraram as carcaças (RELATÓRIO PRELIMINAR IBAMA, 2016). Porém, quatro anos após o evento, os dados deste relatório indicam esta espécie como a mais abundante no mesmo reservatório.

Os resultados do PMBA/Fest-RRDM demonstram que no Baixo Rio Doce, tucunarés e piranhas sempre ocorrem de maneira conjunta. Conforme Fragoso-Moura et al. (2014) o impacto e o sucesso destas duas espécies podem ser explicados por seus hábitos piscívoros e seus cuidados parentais. Espécies de pequeno porte desapareceram após o estabelecimento destas duas espécies (VIEIRA, 1994; FRAGOSO-MOURA et al., 2014), incluindo três espécies que ainda são coletadas no Baixo Rio Doce: os lambaris-bocarras *Oligosarcus* spp., o lambari *Moenkhausia vittata* e o acará *Geophagus* aff. *brasiliensis*.

Efeitos das barragens na ictiofauna

A perda da continuidade do Rio Doce começou com a construção da UHE Mascarenhas, a qual entrou em funcionamento em 1974. Por não apresentar sistema de transposição de peixes, representa uma barreira efetiva para muitos peixes estuarinas, dentre os quais, três espécies importantes para a pesca profissional e esportiva (*Centropomus spp.*, *Genidens genidens* e *Mugil spp.*), as quais chegavam historicamente até as proximidades de Governador Valadares/MG (IESA, 1997; PIRH, 2010).

No reservatório da UHE Mascarenhas, os tucunarés e as piranhas representaram um alto percentual da biomassa total e as piranhas são as espécies mais abundantes, representando 35% das espécies desse local. Conforme indicado anteriormente, a presença dessas duas espécies marca um rastro de destruição das espécies nativas na bacia. Em 2009, a ictiofauna da área de influência desse reservatório indicava a presença de 29 espécies, sendo 19 nativas e 10 introduzidas, enquanto os dados do PMBA/Fest-RRDM mostram a presença de 13 espécies, sendo 7 nativas e 6 introduzidas.

Resumo da condição da ictiofauna do Baixo Rio Doce

O ecossistema aquático do Baixo Rio Doce se caracteriza por:

- a) Um forte isolamento dos trechos mais inalterados à montante do rio, que dificultam ou impedem o movimento das espécies durante a fase de repovoamento do rio e criando ambientes favoráveis para espécies generalistas e introduzidas;
- b) A regulação dos ciclos hidrológicos causados pelos barramentos sequenciais da UHE Eliezer Batista e a UHE Mascarenhas, os quais podem ter determinado uma comunidade de peixes que não apresenta grandes variações sazonais;
- c) A ausência de aportes transversais relevantes, exceto o Rio Guandu e que poderiam ser fontes de repovoamento das espécies nativas. Várias espécies nativas ainda se encontram restritas a esse rio e a afluentes de menor porte.
- d) A diversidade ictícola da Área Ambiental I tem uma relação ainda pouco conhecida com os lagos e lagoas.

Oportunidades de conservação

Os ambientes aquáticos continentais são, em escala global, os mais ameaçados do planeta (ABELL, 2002). Espécies de grande porte podem ser utilizadas como espécies-bandeira para projetos de recuperação ambiental, especialmente se ocorriam historicamente no local impactado. Esse é claramente o caso do surubim-do-Rio-Doce, o qual foi coletado no Baixo Rio Doce no século XIX e era parte da pesca comercial. A espécie representa um caso típico de “raridade artificial” causada por efeitos antrópicos e que corre risco maior de extinção que aquelas espécies que são naturalmente raras (GROOM, 2006). Nesse sentido, é urgente um programa de conservação que apoie a Lei Municipal 3225/2008 de Ponte Nova, avançando no Plano de Manejo dessa UC. Este trecho do Rio

Piranga apresenta pelo menos 40 km de habitat propício para a espécie e que deve ser considerado como habitat crítico para uma espécie criticamente ameaçada.

Outras duas espécies com características de grande biomassa, apelo popular e ameaçadas, são a crumatá *Prochilodus vimbooides* e a piabanha *Brycon dulcis*. A crumatá é ainda especialmente abundante no Médio Rio Doce, mas a sua presença em ambientes alterados ocorre com aparente alto custo metabólico. No caso da piabanha, sua ocorrência depende de um ecossistema com alta qualidade ambiental. Resumindo, as três espécies requerem de forma imediata, a adoção de medidas de proteção ambiental em áreas não afetadas (dentro do conceito de “remediação”) e o monitoramento do metabolismo de espécimes eventualmente coletados na área afetada pelo rejeito.

Em relação ao monitoramento das barragens ao longo da Área Ambiental I, medidas de controle das espécies exóticas devem ser elaboradas e a adoção de sistemas de transposição de peixes devem ser implementados, mas não só como uma forma de melhorar a interconectividade do rio e sim, como formas de monitoramento e de controle de espécies introduzidas, as quais devem ser eliminadas de todas as formas na jusante de cada barragem, no modo de operação adotado na UHE Risoleta Neves desde a sua construção até a chegada do rejeito. A proporção das espécies introduzidas em relação às espécies nativas pode ser adotada como um indicador das condições de recuperação do Rio Doce.

Para as análises genético populacionais intraespecíficas e intra-linhagens identificadas pelo DNA barcode, não foram encontradas diferenças entre os pontos da coleta na parte Capixaba do rio Doce. As análises de microssatélites não detectaram estruturação genética populacional entre nenhuma das localidades, indicando que a maior parte da variância genética está distribuída entre indivíduos dentro das localidades estudadas e não entre localidades como hipotetizado previamente. Baseado nesses resultados, reintroduções feitas de localidades geograficamente próximas e até de ambientes diferentes, do ponto visto genético, podem ser feitas. Já para introduções de localidades distantes, recomendamos cautela, e estudos específicos dirigidos para cada espécie, antes de tomar decisões de manejo.

As análises de diversidade genética e estruturação populacional são úteis para identificar a diversidade íctica da bacia do rio Doce, assim como diagnosticar as espécies mais vulneráveis aos impactos gerados pelo rompimento da barragem de mineração que resultou na contaminação da bacia do rio Doce. Baseado nas análises de Barcode foi possível detectar espécies com fortes indícios de diversidade críptica, apresentando distâncias genéticas compatíveis com níveis interespecíficos. *Geophagus brasiliensis*, por exemplo, apresentou duas linhagens ocorrendo na bacia do rio Doce com uma divergência de 8,7% entre elas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S6, S7 e S8*). Recentemente Mattos e Costa (2018) descreverem três novas espécies do complexo *G. brasiliensis*. Baseado nas análises filogenéticas incluindo todas as espécies do complexo *G. brasiliensis*, foi possível inferir que o grupo lacustre do baixo rio Doce é na verdade *G. santosi*, uma espécie recentemente descrita para o rio Mariana no litoral da Bahia. Essa confirmação representa o segundo registro de ocorrência dessa espécie.

Corydoras aeneus apresentou apenas uma linhagem para a bacia do rio Doce. Entretanto quando comparada com *C. aeneus* de outras bacias, essa linhagem aparece como endêmica do rio Doce, e grupo irmão de *C. aeneus* do rio Paraná. A divergência entre as duas linhagens é de ~3% indicando que a linhagem do rio Doce potencialmente é uma nova espécie. De acordo com observações em campo, essa linhagem parece ter um habitat específico e distribuição muito restrita (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S9*).

Hoplias malabaricus também apresentou duas linhagens divergentes dentro da bacia com distância genética entre elas de 8,7%, um forte indicativo da existência de duas espécies do complexo *H. malabaricus* no rio Doce. Essas espécies já foram identificadas como complexos de espécies ou fazem parte de grupos de espécies reconhecidamente em processo de especiação por radiação adaptativa (GURGEL, 2004; VICARI et al., 2006) , mas para diferentes bacias hidrográficas. Os resultados desse trabalho, portanto, indicam possíveis eventos de especiação em curso ou concretizadas ocorrendo em uma mesma bacia hidrográfica. Isso evidencia a singularidade da região estudada e consequentemente agrava os impactos gerados pelo desastre ambiental sobre a ictiofauna.

Houveram ainda outros casos, como por exemplo da *Crenicichla lacustris* e *C. lepidota*, cuja divergência genética alta entre as amostras (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela S23*) foi interpretada como diversidade críptica e existência de mais de um táxon de *C. lacustris* no rio Doce (SALES et al., 2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S10*). No entanto, além de *C. lacustris*, também há a ocorrência de *C. lepidota* na bacia do rio Doce, uma espécie introduzida do rio São Francisco, a qual é facilmente confundida com a espécie nativa do rio Doce (*Crenicichla lacustris*).

Uma vez que as linhagens não são reconhecidas taxonomicamente como espécies elas são ignoradas do ponto de vista da conservação, pois permanecem ocultas sob o mesmo epíteto específico. Os resultados das análises moleculares dão uma ideia da diversidade críptica presente na ictiofauna do rio Doce e evidenciam a importância de estudos que investiguem essa diversidade e também a necessidade de investimentos em revisões taxonômicas desses grupos para descrição formal desses táxons endêmicos do rio Doce.

Espécies geneticamente estruturadas são mais suscetíveis a eventos de extinção local devido a fragmentação na variabilidade genética e menor tamanho efetivo populacional. Ainda que esses grupos estruturados não venham a ser conhecidos taxonomicamente como espécies novas, sua importância ecológica e contribuição genética única para a espécie nominal que a “abriga” devem ser consideradas em futuras ações de mitigação dos impactos, como planos de manejo e conservação.

Do ponto de vista genético, as espécies com maior número de linhagens crípticas e, dentre estas, as linhagens que possuem menor diversidade genética, deveriam ser monitoradas com mais atenção gerando informações para guiar futuras ações de conservação. Esses estudos genéticos poderão ajudar a definir prioridades para a conservação com maior precisão, além de guiar o plano de recuperação das áreas quanto a reintrodução das espécies de peixes nativas mais atingidas pelo

impacto ambiental causado. Neste último caso, a caracterização genético populacional é crucial para evitar que linhagens não nativas sejam reintroduzidas de maneira incorreta por estarem escondidas sob um mesmo epíteto específico, prevenindo assim a depressão exogâmica das populações remanescentes e respeitando a história natural dessas entidades evolutivas.

Em uma visão geral, há uma falta de agrupamento filogenético prevalente ou superdispersão entre assembleias de peixes. Esses resultados sugerem uma falta de conservadorismo filogenético ou de nicho na formação dessas assembleias, bem como uma falta de especiação *in situ* ou evolução convergente os quais podem ser interpretados como impulsionadores da estrutura filogenética em assembleias. Os valores da diversidade filogenética são de grande interesse para o planejamento da conservação porque ajuda a desvendar como os locais se complementam para representar a diversidade geral de uma região. Nosso índice de diversidade filogenética calculado (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S5*) também sugere uma distribuição uniforme da fauna de peixes. Esses resultados podem ser considerados como um risco de conservação futuro. Assim, porque a proximidade filogenética de espécies em assembleias causa uma exclusão competitiva devido à maior similaridade de nicho. Assumindo que os baixos níveis de PD são devidos à ancestralidade compartilhada, a justificativa para preservar a variação genética no rio Doce deve depender de sua complementaridade filogenética entre as assembleias.

Além da perda da diversidade filogenética e a diversidade funcional das comunidades de peixes, existe uma heterogeneidade da diversidade filogenética e funcional entre os pontos de coleta. Em geral, as comunidades de peixes dos pontos na calha estão sendo simplificadas filogeneticamente e funcionalmente, perdendo diversidade filogenética, a diversidade funcional (*Material Suplementar A7DGS1, Figuras S1 e S2*), e a riqueza das espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Figura S1*). Este processo está sendo conduzido pelo aumento de densidades e substituições das espécies introduzida, em detrimento das espécies nativas, as quais ocupam maior diversidade de nichos e estão sendo substituídas pelas espécies introduzidas invasoras. Entretanto, como já foi observado no Ano 1, não existem diferenças significativas na diversidade genética das espécies coletadas dos Pontos diferentes. O significado é que a perda da diversidade genética é mais lenta do que as extinções locais das espécies. Como foi notado no relatório do grupo de Ecologia de Peixes Dulcícolas, várias espécies foram extirpadas da calha do Rio Doce (nesse relatório e RRDM, 2019; RT24, pág. 23).

A falta de dados pretéritos confiáveis em relação a composição da comunidade e da estrutura populacional das espécies presentes anteriormente ao desastre dificulta a quantificação do impacto causado pelo derramamento de rejeitos. Além disso, não há registros de um evento desta magnitude em um ambiente tropical, que é altamente diverso, portanto, comparações com outros eventos similares são difíceis de serem realizadas. A literatura científica disponível prevê que um rio de grande porte leva de 20 a 25 anos para recuperar sua estrutura anterior ao distúrbio (SCHLOSSER, 1990). A recuperação da comunidade após um evento como esse pode variar em função de muitos fatores, desde o isolamento por barreiras físicas de populações que poderiam recolonizar o rio até

características biológicas, como a guilda reprodutiva das espécies e seu tamanho de primeira maturação (DETENBECK et al., 1992). Um estudo feito após um derramamento de lama alcalina na Hungria, indicou que a assembleia de peixes pode se regenerar em termos taxonômicos e estruturais, até rapidamente, se existir a possibilidade de recolonização a partir de tributários e de áreas de origem a montante e a jusante, pois as espécies mais abundantes encontradas após o distúrbio também eram as mais abundantes nos tributários (EROS et al., 2015).

Macroinvertebrados bentônicos

Em relação as assembleias bentônicas este relatório traz os resultados de uma primeira campanha de coleta que começou em novembro de 2019 no programa de monitoramento da biodiversidade aquática PMBA na porção capixaba (ES) que logo seguida ainda no início de 2020 foi interrompido antes mesmo da segunda campanha por causa da pandemia do novo Coronavírus (Covid-19). Infelizmente o interrompimento no monitoramento destas assembleias e com os resultados de uma campanha no período de cheia não permitiu apontar padrões espaciais e temporais da estrutura e composição de comunidades com objetivos de avaliar: 1) o estado ecológico do rio após cinco anos da passagem do rejeito de minério de ferro despejado da barragem de Fundão em Mariana; 2) acompanhar a evolução da estrutura e composição das comunidades e assim subsidiar, com informações, propostas de mitigação e reparação. Entretanto, o conjunto de dados abióticos levantados e uso de ferramentas ecológicas (protocolos e índices bióticos bentônicos) somados à avaliação da biota aquática permitiu apontar tendências robustas e um retrato geral dos níveis de degradação nos diferentes trechos amostrados na calha do rio e tributários. O histórico de degradação na bacia é de longa data e, por exemplo, trabalhos ainda na década de noventa já alertavam para os problemas de qualidade ambiental na bacia em consequência de atividades de mineração, garimpo, siderurgia, desmatamento para pastagens e monocultura de eucalipto. Estas atividades associadas ao crescimento urbano contribuíram para degradação ambiental e a baixa qualidade de água considerando avaliações através de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores e parâmetros físicos e químicos (MARQUES et al., 1999, CALLISTO et al., 2002, LYRA; RIGO, 2019). Entretanto, o despejo de rejeito de minério ocorrido com rompimento da barragem de Fundão em Mariana intensificou o processo de degradação da bacia e é considerado um dos maiores desastres ambientais mundiais (ALMEIDA et al., 2018). Os impactos foram diretos e indiretos sobre rios, áreas de proteção ambiental, habitats e reservas florestais (ESPINDOLA et al., 2019). A carência de estudos antes e após o rompimento e passagem da pluma de rejeito também tem sido um problema para identificar com precisão os efeitos sobre a biota aquática que já eram afetados pelas atividades antrópicas e cascata de barragens ao longo da bacia.

O atual cenário em termos de estado de conservação da bacia não é animador uma vez que os resultados do uso de ferramentas ecológicas (protocolo de habitats e índice biótico bentônico) e o status da biota aquática apontam para ambientes pobres e com muita pressão antrópica. Dos protocolos sugeridos para avaliar as condições ecológicas dos habitats nos ambientes aquáticos no baixo Rio Doce foi utilizado o protocolo proposto por Callisto et al. (2002) desenvolvido para riachos de cabeceira. Este protocolo apesar de ter sido desenvolvido para rios de baixa ordem já foi aplicado

na calha do Rio Doce e tributários (p. ex. Piracicaba, Ipanema e rio do Peixe). Os atuais resultados de sua replicação evidenciam que desde a sua aplicação em 2002 pouca coisa mudou em 2019 em termos integridade de habitats que permanecem com status de trechos impactados e alterados. Entretanto, foi possível observar, que no trecho proposto para as amostragens no programa de monitoramento do PMBA, uma melhora nas condições ecológicas em direção a foz. Essa melhora corrobora os resultados obtidos pela aplicação do índice biótico bentônico proposto por Ferreira et al. (2011) na avaliação da qualidade de água com base na composição de assembleias bentônicas bioindicadoras. Este índice de qualidade de água demonstrou-se eficiente e robusto na avaliação da qualidade das águas dos trechos amostrados e evidenciou que os principais problemas de qualidade de água estão exatamente nos pontos classificados como impactados P01B e P02 e os pontos classificados com águas de boa qualidade foi o P04 mais próximo da foz e que apresenta melhores condições avaliada pelo protocolo de avaliação de habitats em relação aos demais pontos na calha do rio. O outro ponto melhor avaliado foi o P09 (córrego São Pedro Frio) que é um córrego de cabeceira e o único ponto que foi classificado como natural tendo suas características ambientais bem preservadas. Martins et al. (2020) destaca a importância do uso de índices multimétricos bentônicos como ferramentas para o diagnóstico de qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos. Um dos objetivos deste trabalho de Martins et al. (2020) foi avaliar diversos índices e validar as suas aplicabilidades nos ambientes aquáticos e um dos índices validado quanto ao seu uso foi o de Ferreira et al. (2011) usado para avaliar a qualidade das águas dos pontos amostrados no Rio Doce e tributários.

Em relação a abundância dos organismos a riqueza de macroinvertebrados coletados nos pontos amostrais do PMBA foi maior quando comparado com a riqueza coletada nos pontos correspondentes coletados pela Econservation e o mesmo foi observado para as densidades tanto para o ambiente lótico quanto para o ambiente lêntico. Vale ressaltar que a coleta da Econservation foi realizada em dezembro de 2017 e a composição das assembleias pode ter sofrido mudanças em relação a novembro de 2019. Nos pontos amostrais foi constatado nos resultados uma predominância de larvas de Diptera da família Chironomidae e minhocas d'água (Oligochaeta) que são os principais representantes tolerantes e resistentes a poluição que sobrevivem em ambientes degradados. A predominância destes organismos são indicadores de ambientes pobres de habitats, assoreados com predominância de sedimentos finos e elevadas concentrações de matéria orgânica (FERREIRA et al., 2011). O relatório técnico da Econservation ressalta a predominância de sedimentos finos provavelmente ocasionados pela deposição de material fino provenientes da passagem do rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana e provavelmente por processos erosivos em consequência do desmatamento. Então a predominância de larvas da família Chironomidae principalmente os gêneros classificados pela alimentação funcional como coletores-catadores (que se alimentam de matéria orgânica partícula fina depositada no sedimento) e Oligochaeta são indicativos de um desequilíbrio ambiental ocasionados pela pressão antrópica e a perda de habitats no Rio Doce.

Nos ambientes lênticos Chironomidae e Oligochaeta também predominaram em elevadas densidades e o ponto P10 (lagoa das Palmas) foi o que apresentou maior densidade de coletores-catadores o que indica que biologicamente esta lagoa apresenta a pior condição de qualidade de água seguido do ponto P06 (lagoa do Óleo) e o ponto P05 em melhor condição de qualidade de água. Molozzi et al. (2011) na avaliação de qualidade ambiental de reservatórios apresenta a associação de larvas da família Chironomidae filtradoras a exemplo do gênero *Tanytarsus* como indicador de boa qualidade de água e este gênero predominou com elevadas densidades nos pontos P05 e P06 do PMBA indicando que estes pontos apresentam águas de melhor qualidade comparada com o ponto P10.

Em relação as análises NMDS nos trechos lóticos a dissimilaridade foi significativa entre os pontos amostrais considerando a composição taxonômica e grupos tróficos funcionais, mas não foi significativa se considerada a separação por condição dos habitats provavelmente pela ampla distribuição dos grupos tróficos funcionais ao longo dos pontos amostrais. Nos ambientes lênticos a dissimilaridade foi mais evidente provavelmente pelas características distintas na composição das espécies nestes ambientes. Uma análise de agrupamento complementar a NMDS utilizando o índice de Jaccard (similaridade) e distância Euclidiana (dissimilaridade) os resultados evidenciaram que nos ambientes lóticos o ponto P09 mais preservado apresentou aproximadamente 70% de semelhança pelo índice Jaccard (presença/ausência) com o ponto P01B impactado. Vale ressaltar que esta semelhança se dá pelo compartilhamento de espécies entre estas duas estações amostrais e que não leva em conta as abundâncias da espécie compartilhadas. Nos ambientes lênticos os resultados dos agrupamentos foram semelhantes as NMDS onde os pontos P05 e P06 foram agrupados enquanto o ponto P10 foi isolado, provavelmente pela distinta composição e estrutura das assembleias neste ambiente.

Em relação aos estimadores riqueza (Chao, Jackknife, Bootstrap, ACE e ICE) no geral as curvas de acumulação de espécies não apresentaram estabilidade nem para a riqueza observada e nem para a riqueza estimada tanto para os ambientes lóticos quanto para os lênticos. Também foi constatado que a riqueza observada esteve sempre abaixo da estimada. Estes resultados sugerem que esforço amostral não foi suficiente para amostrar a diversidade região. Hughes et al. 2011 destaca a necessidade de no mínimo 11 amostras para estimar a riqueza real de macroinvertebrados bentônicos. Os resultados evidenciam a importância de se considerar o esforço amostral em propostas futuras ou ampliação do desenho amostral.

Para os parâmetros físico-químicos tanto para aos ambientes lóticos quanto para os lênticos os resultados foram satisfatórios e estiveram dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA/357 para águas de classe 2, exceto para o ponto P04 que aprestou turbidez acima do limite estabelecido. Este aumento foi provavelmente em consequência das chuvas que antecederam a coleta neste ponto onde a água apresentou cor de barro escuro.

A análise de correspondência canônica (CCA) aplicada com o objetivo de avaliar as influências de fatores ambientais na distribuição das assembleias bentônicas mostrou que nos ambientes lóticos que quanto maior é o nível de impacto maior é a predominância de macroinvertebrados tolerantes e

resistentes como as minhocas d'água (*Oligochaeta*) e gêneros da família Chironomidae (*Goeldichironomus*, *Parachironomus*, *Fissimentum*). O parâmetro físico-químico turbidez foi o que mais influenciou os macroinvertebrados nos pontos impactados e alterados. Vale ressaltar que esta variável nos ambientes lóticos teve seus valores mais elevados no período de chuvas, período em que foi realizado as coletas de macroinvertebrados. Esta variável tem importância e pode influenciar negativamente a biota aquática e muitas vezes pode dificultar, por exemplo a captura de presas por predadores. Ferreira et al. (2014) mostrou a importância dos fatores ambientais na riqueza e distribuição de macroinvertebrados em riachos de cabeceira e neste trabalho foi evidenciado a influência de variáveis de qualidade de água na distribuição de macroinvertebrados específicos. Diferente dos ambientes lóticos, as influências das variáveis físico-químicas de qualidade de água foram mais evidentes nos ambientes lênticos e mostra que nestes ambientes as variáveis físicas e químicas são mais importantes na distribuição dos macroinvertebrados.

A avaliação de deformidades no mento (aparelho bucal) das larvas dos gêneros de Chironomidae, especificamente as larvas classificadas quanto ao grupo trófico funcional coletor-catador, os resultados sinalizam para a presença de metal pesado em alguns pontos amostrais (p. ex. no ponto P03, P06, P07, P09 e P10). Entretanto a predominância de deformidade foi do tipo medial fraca (CALLISTO et al., 2000) e a incidência de deformidades encontradas foram baixas. Segundo Deliberalli et al. (2018) alguns estudos indicam que até 8% de incidência de deformidade é normal em ambientes minimamente impactados por metal pesado. Trata-se de um desgaste natural em consequência dos hábitos alimentares das larvas. Nestes estudo eles encontraram 4 vezes mais deformidade do que o esperado para ambientes naturais. Nos pontos amostrais do PMBA apenas o ponto P09 apresentou incidência de deformidades acima de 8%, mas vale ressaltar que a densidade de larvas coletoras-catadoras neste ponto foi muito baixa e ocorreu no período de chuvas. Com isso reforçamos a necessidade de continuidade do monitoramento destas larvas e principalmente no período de seca onde as larvas são mais abundantes e os níveis de metais pesados estão em maior concentração.

Como conclusão, os dados deste relatório reforçam a necessidade de continuidade do monitoramento de longo prazo dos macroinvertebrados bentônicos e peixes para avaliar o real efeito dos fatores ambientais sobre estas assembleias. A continuidade do monitoramento será fundamental apontar as áreas prioritárias para a recuperação da bacia e subsidiar informações para preencher lacunas referentes a composição da biota, status ecológicos dos habitats e qualidade de água.

1.7 ECOTOXICOLOGIA

1.7.1 Ambiente Dulcícola: metais e arsênio em amostras de água e sedimento

As concentrações de metais e Arsênio (As) foram determinadas na água (fração total e dissolvida) coletada em profundidades distintas (superfície e fundo) e no sedimento das diferentes estações amostrais da malha dulcícola do Anexo 1. Os elementos analisados foram: Arsênio (As), Cádmio

(Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Zinco (Zn), Alumínio (Al) e Níquel (Ni). Os padrões espaciais e temporais de contaminação da água e sedimento por metais e As foram explorados por meio de Análises de Componentes Principais (PCA). Para facilitar a visualização e interpretação dos resultados foram utilizadas apenas as concentrações de metais dissolvidos na água, que representam a fração onde as formas mais tóxicas dos metais (biodisponíveis) ocorrem. Assim, nesta fração estão os metais passíveis de serem absorvidos pela biota e ocasionarem efeitos danosos aos organismos. Os resultados para ambas as matrizes (água e sedimento) coletadas durante as quatro campanhas efetuadas pelo Anexo 1 serão apresentados a seguir. Neste ponto, cabe ressaltar que os metais Ni e Al passaram a ser avaliados a partir do Período de Transição e, portanto, estarão presentes apenas nas figuras representativas das campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020).

Com relação a análise de parâmetros físicos e químicos da água, cabe aqui justificar que todos os parâmetros dispostos no TR4 foram mensurados, mas não foram apresentados no presente relatório. Todavia, podem ser consultados no banco de dados do Anexo 1 (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Considerando a periodicidade semestral do monitoramento ecotoxicológico, a obtenção destes dados em campo traz pouca representatividade para a caracterização do ambiente e as variações naturais nestes parâmetros, tendo em vista que representam apenas uma fotografia do ambiente no momento da coleta. Diante do exposto, comparações dos resultados ecotoxicológicos com os dados abióticos monitorados pelo Anexo 3 do PMBA/Fest (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM), que considera amostragens mensais e uma gama maior de parâmetros, permitem interpretações mais precisas da influência destas variáveis físico-químicas sobre os resultados ecotoxicológicos.

Caminhando para a apresentação dos resultados, pode-se observar na Figura 195 que durante a campanha 1 (set/out 2018), os pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa do Areão (LAO-02) estiveram bem relacionados com as concentrações dos metais Fe e Zn na água. Por outro lado, os pontos Lago Nova (LNV-01) e Lagoa Monsarás (LMN-01) estiveram bem relacionados com os metais Mn, Cd, Cu, Cr e Pb e o Lago Juparanã (LJP-01) esteve associado ao Hg. Um padrão muito semelhante foi observado para a campanha 2 (jan/fev 2019), realizada na estação chuvosa (Figura 196), onde os mesmos pontos amostrais destacados acima para a campanha 1 (set/out 2018) estiveram mais associados a maioria dos metais analisados. Todavia, algumas particularidades foram encontradas para a campanha 2 (jan/fev 2019) que diferiram do padrão encontrado para a campanha 1 (set/out 2018), no caso, o Fe mostrou-se mais associado ao Lago Nova (LNV-01) e a Lagoa Monsarás (LMN-01), junto com os metais Mn, Cd, Cu, Cr e Pb, enquanto o As e o Zn estiveram mais associados aos pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa do Areão (LAO-02).

Figura 195: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-02), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

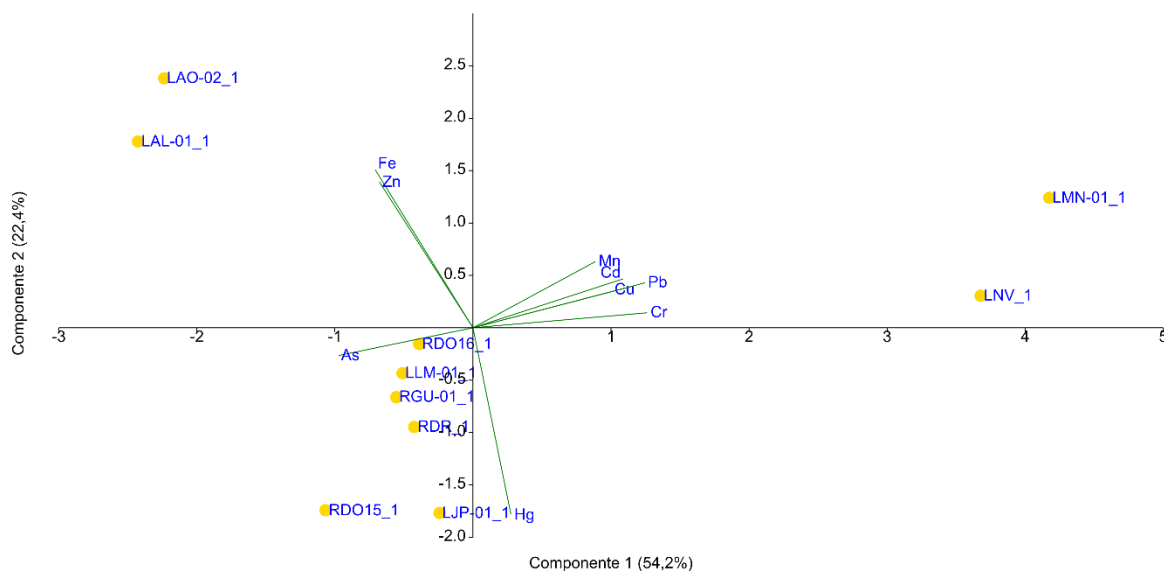
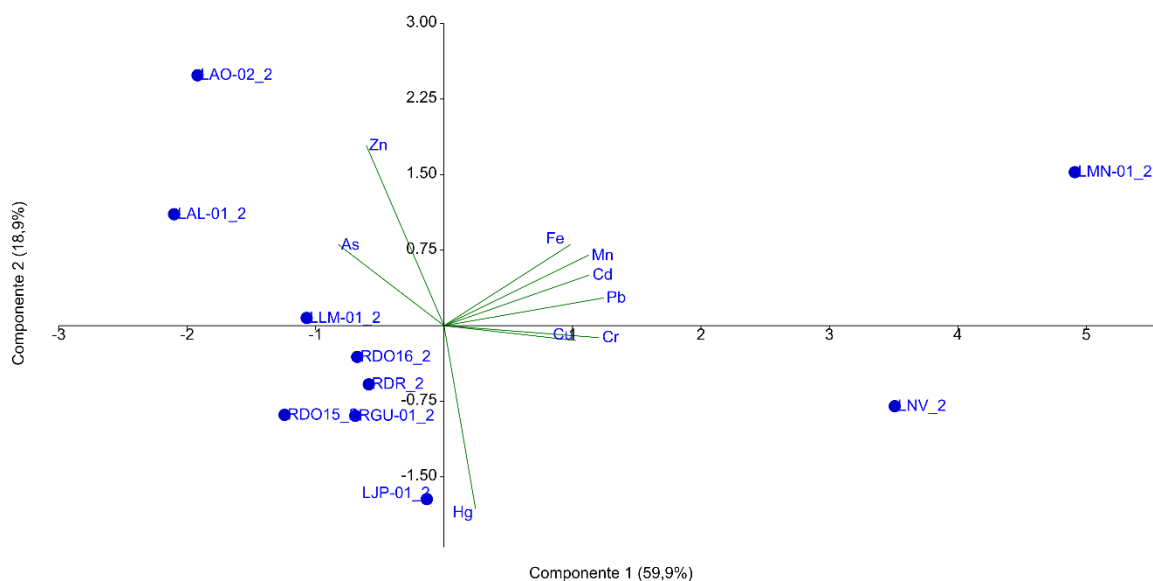


Figura 196: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-02), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Com relação aos resultados do Período de Transição, também foi observado um padrão semelhante entre as campanhas que compreenderam este período (campanha 3 - set/out 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020), porém o perfil foi um pouco diferente daquele observado para o Ano 1 de monitoramento. A Figura 197 e Figura 198, correspondentes às PCAs referentes às campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020), respectivamente, mostram que os metais/metaloídeos Fe, Zn, As e Al estiveram associados aos pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa Monsarás (LMN-01), enquanto os metais Mn, Cd, Cu, Ni, Pb mostraram-se mais associados aos pontos da foz do Rio Doce (RDO-16) e Lago Nova (LNV-01) e o metal Cr bastante associado ao ponto na calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13).

Em conjunto, os resultados das quatro campanhas de monitoramento do Anexo 1 demonstraram que os pontos Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lago Nova (LNV-01) e os pontos na calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13) e na foz (estuário) (RDO-16) são os mais críticos com vistas à contaminação da água por metais. Cabe destacar que as lagoas costeiras (LAO-02, LAL-01 e LMN-01) estiveram associadas aos elementos majoritários em todas as campanhas de monitoramento (Al, Fe, Mn, As e Zn) nas suas frações dissolvidas, sugerindo um aumento no potencial tóxico destes elementos nestes ambientes, uma vez que são passíveis de serem bioacumulados e promoverem efeitos tóxicos nos organismos. Estes resultados indicam que as lagoas estão em constante sinergia com o Rio Doce, e eventos extremos, como cheias, podem levar a um aumento no aporte de componentes tóxicos presentes no rio para estes ambientes, incluindo os metais/metaloídeos oriundos dos rejeitos. Os metais/metaloídeos acabam concentrando-se nas lagoas e permanecendo nelas por um maior período de tempo, devido ao menor hidrodinamismo destes ambientes quando comparado aos ambientes fluviais.

Figura 197: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

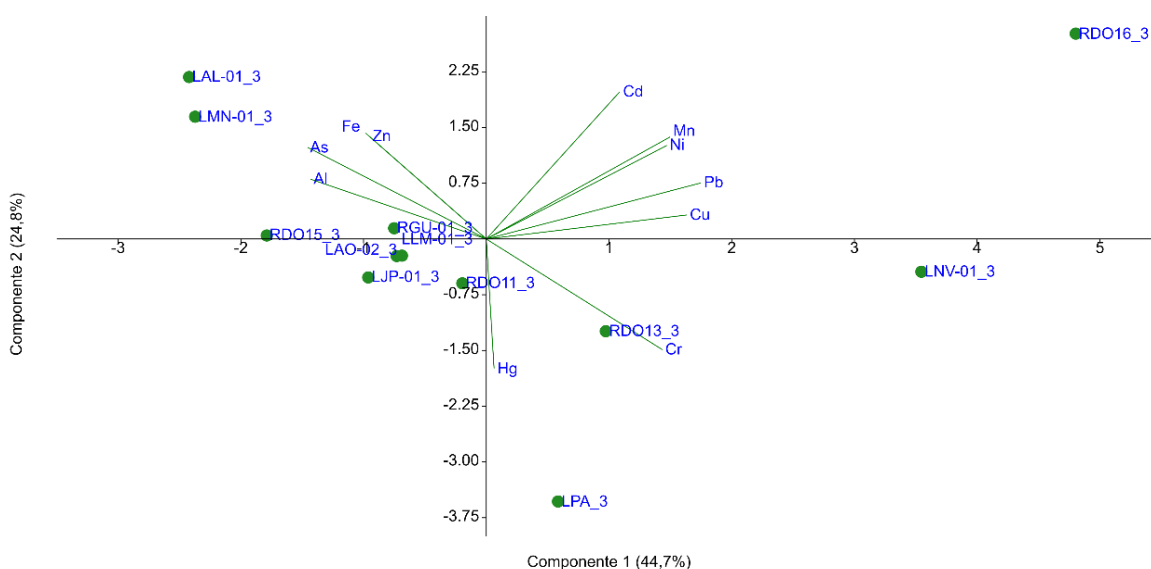
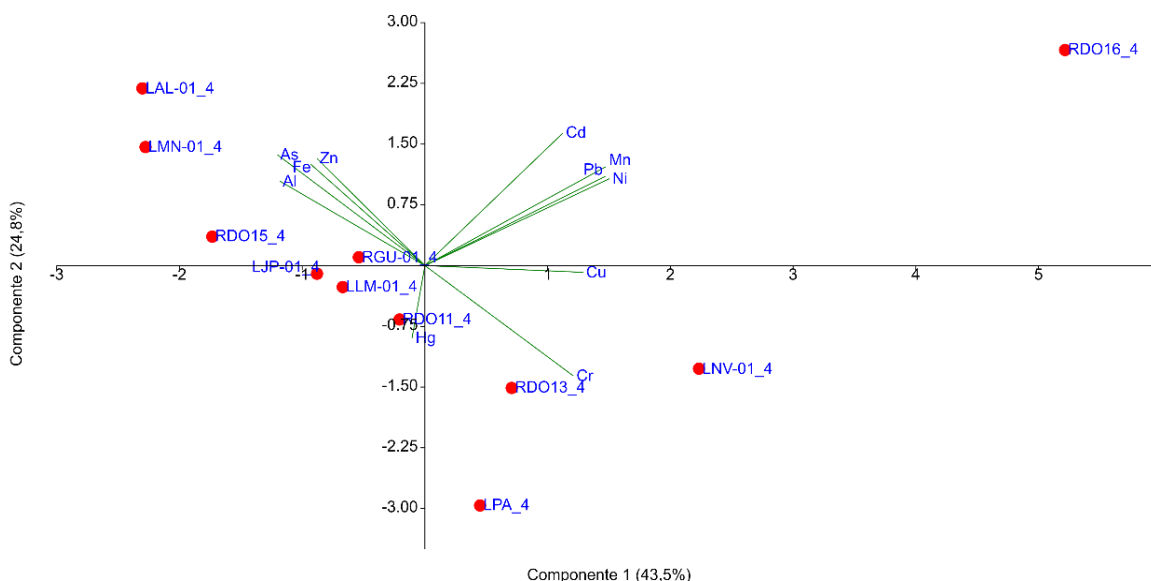


Figura 198: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na fração dissolvida da água de fundo coletada nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



A integração dos resultados entre os diferentes Anexos do PMBA/Fest-RRDM é fundamental para uma melhor caracterização dos impactos decorrentes do rompimento da barragem e da chegada dos rejeitos de mineração nos diferentes compartimentos da bacia do Rio Doce. A partir desta integração é possível estimar como fatores meteorológicos, físicos e químicos podem influenciar na qualidade do ambiente e nos consequentes impactos na biota aquática. Neste contexto, os resultados de concentração de metais nos compartimentos abióticos da malha amostral dulcícola analisados pelo Anexo 3 e apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM mostraram que houve uma tendência de aumento na concentração de praticamente todos os metais totais medidos na água e uma redução destes metais no sedimento durante o Período de Transição em comparação com o Ano 1. Este aumento foi evidente no Rio Guandu, Rio Doce e Lagoas, para As, Bário (Ba), Cr, Fe, Mn, Pb, Vanádio (V) e Zn. Entretanto, para os Lagos (do Limão, Nova e Juparanã), que são maiores e mais profundos do que as Lagoas (do Areal e Monsarás), houve uma redução no teor médio de metais totais na água no Período de Transição, com exceção do Pb e Cobalto (Co), que apresentaram leve aumento. De acordo com o relatório, estes resultados podem ser explicados por dois fatores antagônicos: (1) durante os últimos meses do Período de Transição (nov/2019 a fev/2020) houve grande quantidade de chuvas, o que teria causado uma diluição e redução nas concentrações; (2) em contrapartida, houve também o aumento do teor de metais totais devido à ressuspensão do sedimento, com consequente lixiviação de metais, aumentando assim a concentração destes elementos na água e diminuindo no sedimento. No caso do Rio Guandu, Rio Doce e Lagoas, o efeito da lixiviação teria predominado e a água ficou mais rica em metais, enquanto nos Lagos a diluição predominou e, portanto, a concentração de metais diminuiu. Vale destacar o aumento nas concentrações de Zn, Cr e V, analisados pelo Anexo 3 no Período de Transição em quase todos os ambientes, com exceção dos Lagos. Esses aumentos chegaram, por exemplo, a 40% para Zn nas Lagoas, 240% para Cr no Rio Doce e 232% para V no Rio Guandu (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Passando para os resultados de metais no sedimento, os padrões de distribuição espaço-temporais observados para as concentrações de metais/metaloide na água não foram refletidos nas amostras de sedimento. Por exemplo, como pode ser observado na Figura 199, durante a campanha 1 (set/out 2018), o As, Fe, Mn, Pb, Mn, Zn, Cu e Cr estiveram melhor relacionados aos pontos do Rio Doce em Linhares (RDO-15), Lago do Limão (LLM-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa do Areão (LAO-02), enquanto o Cd esteve associado à Lagoa Monsarás (LMN-02). De maneira similar, na campanha 2 (jan/fev 2019), os mesmos elementos estiveram mais associados a estes mesmos pontos, com exceção à Lagoa do Areal (LAL-01) (Figura 200).

Figura 199: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

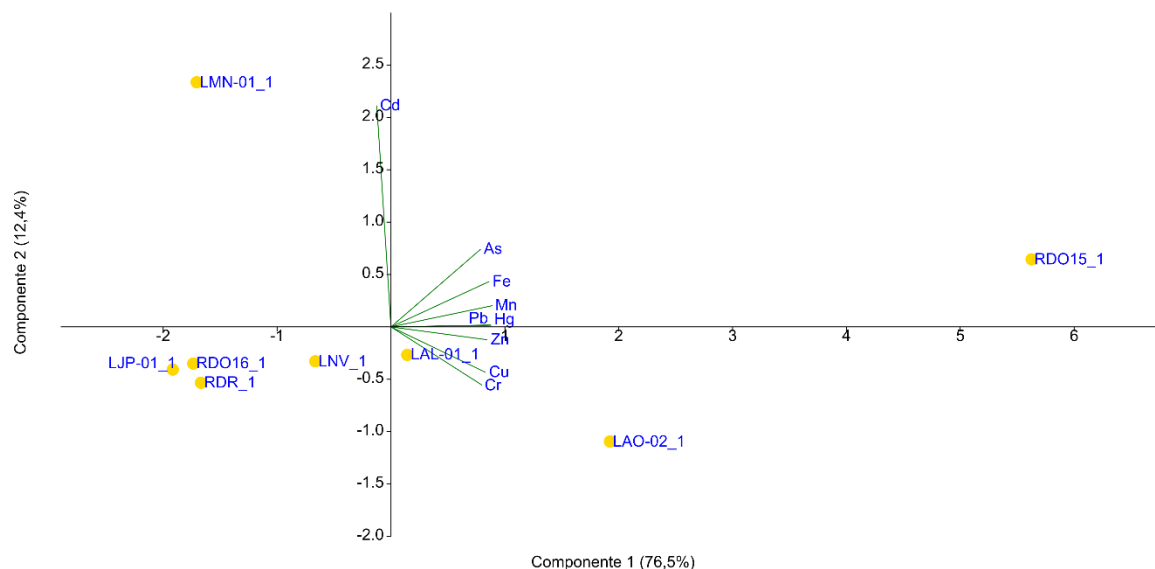
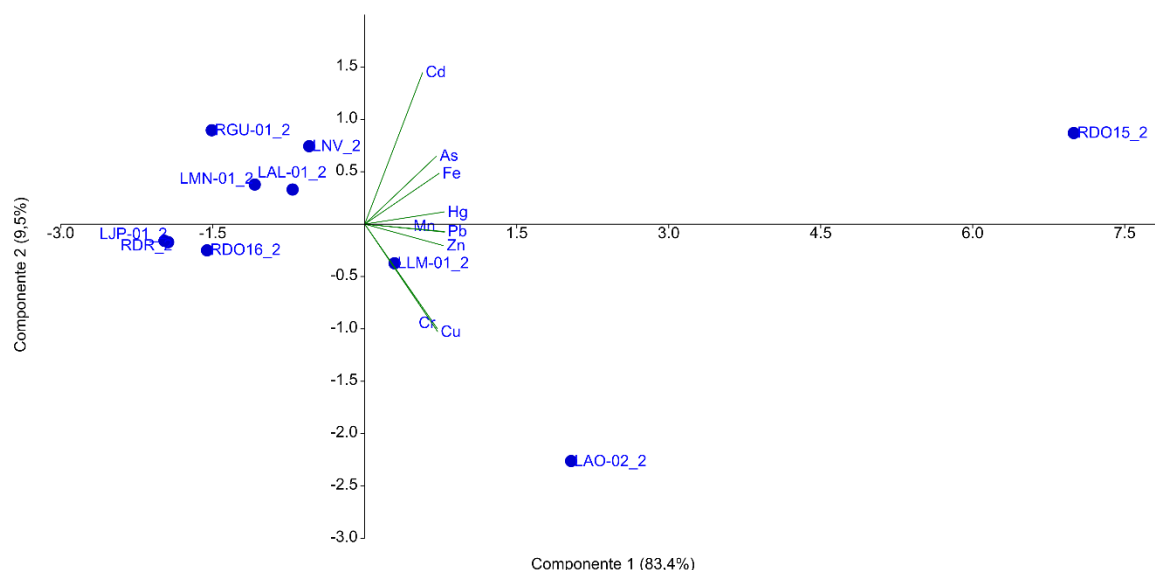


Figura 200: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



No que tange às amostras de sedimento coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019) (Figura 201), também é possível observar um perfil de associação entre os pontos amostrais e os elementos avaliados, visto que diferentes metais/metaloide estiveram bem relacionados com os mesmos pontos. Por exemplo, os elementos Zn e Pb se mostraram bem relacionados ao ponto Lago Palmas (LPA). Já os elementos Cr, Cu, Ni e Mn apresentaram melhor relação com os pontos Lago Nova (LNV-01) e Lagoa do Areal (LAL-01), enquanto os metais Al, Fe, As e Cd estiveram mais bem relacionados aos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Doce em Linhares (RDO-15). Na campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 202), os pontos Rio Doce em Linhares (RDO-15) e Lago Juparanã (LJP-01) apresentaram um perfil semelhante de contaminação, estando melhor associados aos metais Cd, Pb, Cr, Al, Cu, Mn e Zn. Além disso, também é possível observar um segundo agrupamento formado pelos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Lagoa do Areal (LAL), sendo estes associados aos metais/metaloide As, Fe, Ni e Hg.

Figura 201: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

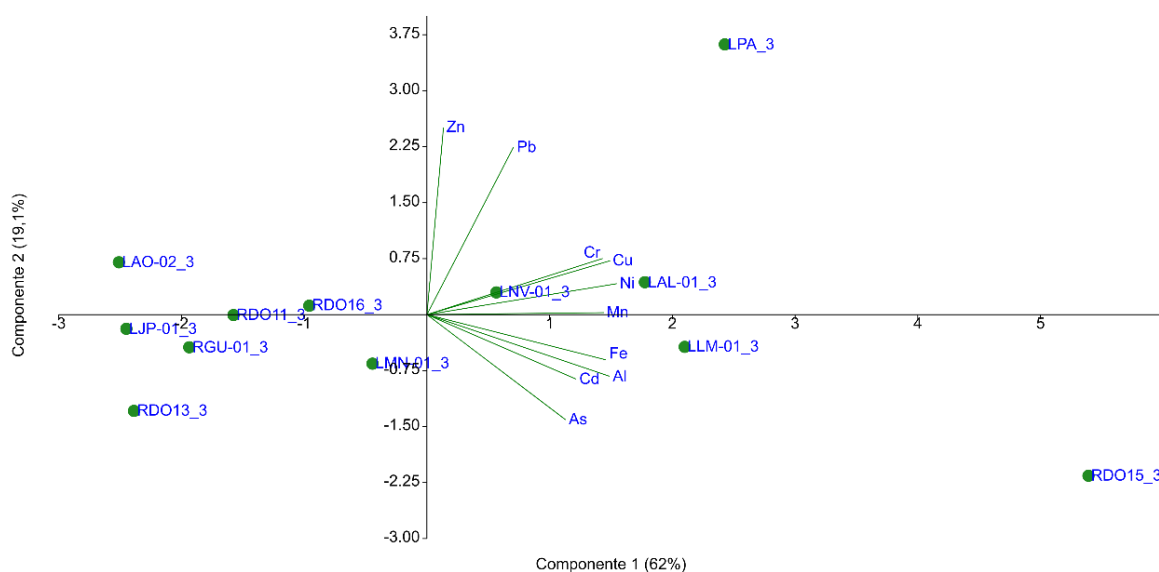
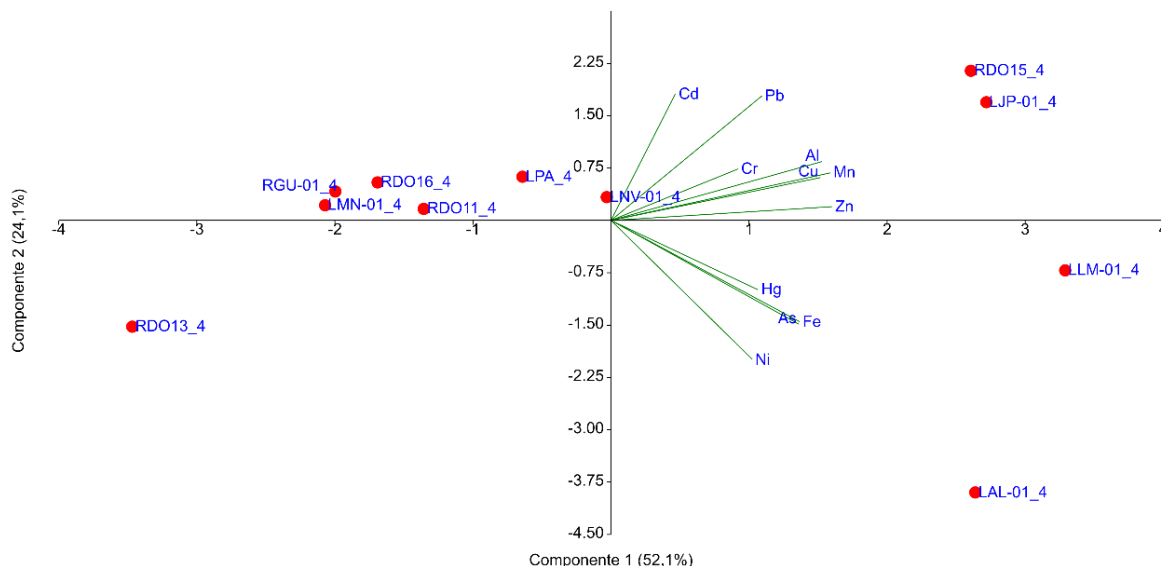


Figura 202: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento, coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Em conjunto, as análises de metais no sedimento indicaram um padrão espacial de contaminação que se repete ao longo do monitoramento ecotoxicológico, com poucas variações. Neste contexto, podemos destacar o ponto do Rio Doce em Linhares (RDO-15) como um local mais criticamente impactado, visto que as maiores concentrações dos metais analisados estiveram associadas ao sedimento deste ambiente nas quatro campanhas realizadas pelo Anexo 1. Da mesma forma, o Lago do Limão (LLM-01) e as lagoas costeiras (LAO-02 e LAL-01) também apresentaram concentrações elevadas de alguns metais ao longo de todo o período de monitoramento.

Variações temporais nas concentrações de metais no sedimento podem ser mais bem exploradas quando analisamos os resultados do Anexo 3 apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, visto que alterações metodológicas na análise de metais nesta matriz, empregadas pelo Anexo 1 a partir do Período de Transição, dificultam uma análise temporal. Diante do exposto, foi observado no Período de Transição uma tendência de redução dos teores de metais totais no Rio Guandu, que não recebeu o rejeito de Fundão. O mesmo não aconteceu para o Rio Doce, que apresentou um leve aumento nas concentrações de Ba, Fe e V, tampouco para as lagoas, que tiveram um aumento de As, Fe e V, e nem para os lagos onde foi observado aumento de Fe e V, todos constituintes do rejeito (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Adicionalmente, durante o Período de Transição (nov/2019 a fev/2020) os ambientes lacustres mostraram teores totais de Al, Fe e Mn bem mais elevados, sendo respectivamente cerca de 7, 16 e 6 vezes maiores que os fluviais. Isto sugere um efeito de solubilização por revolvimento mais intenso de sedimentos nos rios devido à correnteza maior, causada por grandes chuvas, em comparação as

lagoas. Destaca-se a elevação dos níveis de Fe nas lagoas, determinados pelo Anexo 3, que passou de 44.036 mg.kg⁻¹ no Ano 1 para 160.376,4 mg kg⁻¹ no Período de Transição, indicando, novamente, um possível aumento no aporte de material fluvial para estes ambientes (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

1.7.2 Padrões de bioacumulação de metais e arsênio

A análise da bioacumulação de metais e As nas espécies coletadas na malha amostral dulcícola do Anexo 1 foi executada a fim de verificar as relações de causa-efeito entre a biodisponibilidade de metais no ambiente e biomarcadores (respostas biológicas). Nas quatro campanhas do monitoramento ecotoxicológico, foram coletadas, sempre que possível, espécies representativas de diferentes níveis tróficos, podendo dividi-los em três subgrupos principais: (1) *pools* de fitoplâncton e zooplâncton; (2) camarões de água doce do gênero *Macrobrachium*, utilizando hemolinfa, brânquia, hepatopâncreas e músculo para análises; e (3) peixes de quatro espécies distintas e de diferentes guildas tróficas, utilizando sangue, brânquia, fígado e músculo para as análises. Adicionalmente, as espécies de peixes coletadas foram categorizadas em dois grandes grupos, seguindo o mesmo padrão adotado para o Ano 1, conforme seu índice trófico, obtido via plataforma FISHBASE (Froese & Pauly, 2017). O grupo I (onívoros/herbívoros) é formado por espécies com nível trófico igual ou menor que 3,5 (Ex: mandi-amarelo, curimba, cascudo, lambari, pacu, etc.). O grupo II (carnívoros) é formado por espécies com nível trófico igual ou maior que 3,6 (Ex: tucunaré, piranha-vermelha, traíra, bagre-caçari, etc.), composto por peixes que se alimentam de organismos relativamente maiores, com maior tendência à carnivoría quando comparado ao grupo I. A lista completa de espécies de peixes coletadas em cada estação amostral durante o Período de Transição pode ser acessada no *Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*. O agrupamento das espécies de peixes em dois grupos tróficos justifica-se pela dificuldade de se coletar as mesmas espécies e em número amostral satisfatório para análises de metais e de biomarcadores nos diferentes ambientes (fluviais, lacustres e estuarino), que por sua vez apresentam características ambientais muito particulares, o que tornaria inviável comparações espaciais para este grupo de organismos. A coleta de girinos prevista no Plano de Trabalho (e TR4) não foi contemplada em sua totalidade durante o período de monitoramento dulcícola devido à baixa abundância destes organismos, sobretudo nos períodos mais secos. De fato, foram coletados poucos indivíduos e em apenas poucas estações amostrais, assim, os resultados para esse grupo animal são muito incipientes e inclusivos, e não serão apresentados neste relatório. Todavia, o que foi coletado e analisado pode ser consultado no banco de dados do PMBA/Fest-RRDM. Para larvas de quironomídeos, os resultados de bioacumulação e respostas de biomarcadores são apresentados no *Material Suplementar A1DS2, Figuras 1 a 5*. Devido a impossibilidade de coleta destas larvas em todas as campanhas e em toda a malha amostral do Anexo 1, e pelo fato do conjunto de análises ser reduzido em comparação aos demais organismos, elas não foram usadas no âmbito dos indicadores propostos: Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) e Índice de Bioacumulação de metais (IBR bioacumulação).

Assim como para os dados de concentração de metais/metaloide em água e sedimento, os resultados de bioacumulação foram avaliados por meio da Análise de Componentes Principais (PCAs). Além disto, estes dados foram integrados utilizando o princípio do IBR (Resposta Integrada de Biomarcadores) (BELIAEFF; BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014), permitindo a obtenção do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação). O IBR integra diferentes respostas biológicas para obter um indicativo sintético e ao mesmo tempo holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados. Fórmulas detalhadas estão descritas na literatura citada, mas em resumo, o cálculo do IBR considera a área de um triângulo definido pelos valores padronizados de duas variáveis sucessivas, levando em consideração a variabilidade e o número total de variáveis inseridas. Para obter o valor final, várias permutações são executadas alterando a ordem das variáveis biológicas analisadas. Com auxílio de uma plataforma online disponibilizada pelos autores do método, calculamos os índices de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) e de resposta biológica (IBR biomarcador). Para o ambiente dulcícola, os grupos de organismos considerados para a obtenção do IBR bioacumulação foram: plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), de forma a refletir a qualidade da água; camarões (bentos), de forma a refletir a qualidade do sedimento; e peixes (nécton, considerando onívoros e herbívoros), de forma a subsidiar a transferência trófica e os impactos dos metais nos níveis biológicos superiores (vertebrados).

Para uma melhor organização e interpretação dos dados, estes resultados foram apresentados considerando o agrupamento de pontos amostrais em setores, que para o ambiente dulcícola consistiu em 4 setores: (1) Setor Afluente (RGU-01); (2) Setor Lagos (LLM-01, LNV-01, LJA-01, LPA); (3) Setor Lagoas (LAL-01, LAO-02, LMN-01) e (4) Setor Rio (RDR, RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16). Neste momento cabe ressaltar que a análise de PCA permite a avaliação de tendências espaciais específicas de cada expedição, mostrando em detalhes as relações de cada ponto com os elementos avaliados. Por outro lado, o IBR bioacumulação concatena todas estas informações em apenas um valor calculado para os setores de cada expedição, facilitando comparações espaço-temporais e tornando-as mais assertivas. Cabe ainda ressaltar que foram feitas mudanças metodológicas na avaliação da bioacumulação dos elementos-alvo ao longo do monitoramento, como por exemplo, a adição dos metais Ni e Al a partir do Período de Transição (campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020), portanto, dados do Ano 1 (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 2 – jan/fev 2019) foram reapresentadas neste relatório na forma de PCAs.

Iniciaremos a apresentação dos resultados, relatando os achados para quironomídeos e em seguida apresentaremos os dados para os demais organismos usados para compor os Índices de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação). É importante salientar que as larvas de quironomídeos não foram coletadas na campanha 1 (set/out 2018), devido à ausência destes organismos. Porém, a PCA gerada com os dados de acumulação de metais/As em quironomídeos coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019) mostra a formação de três agrupamentos. No primeiro grupo, os animais coletados no ponto RDR se mostraram bem relacionados aos elementos Mn, Cu, Fe e As. No segundo grupo, os animais dos pontos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01) e Nova (LNV), Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa Monsarás (LMN-01) foram bem

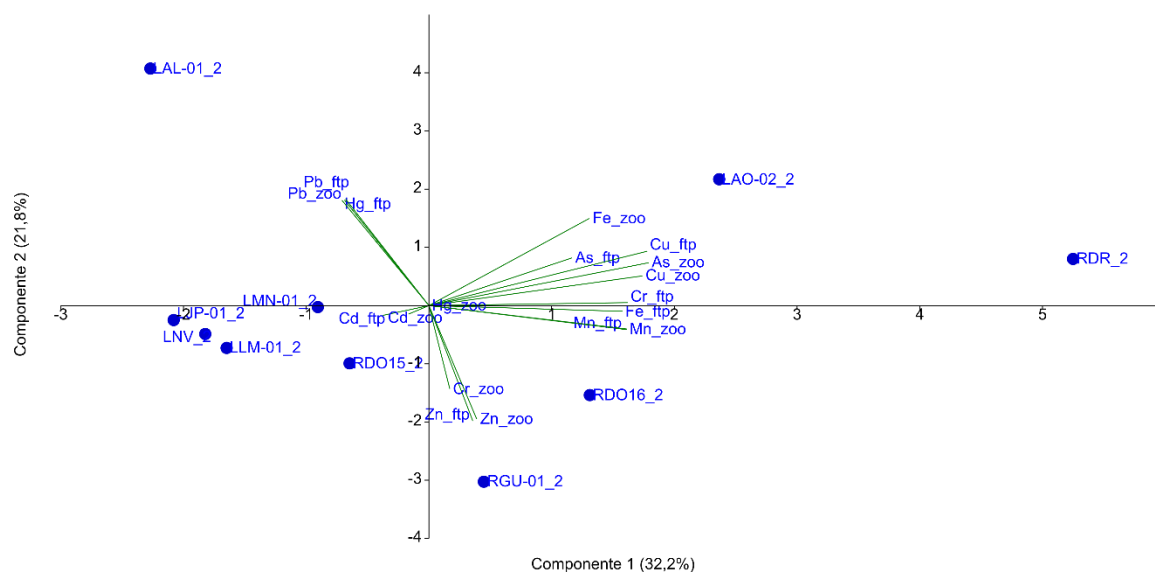
caracterizados pelos metais Cr, Cd, Hg e Pb, enquanto o terceiro grupo foi formado pelos pontos Lagoa do Areão (LAO-02) e calha do Rio Doce em Linhares (RDO-15), os quais relacionaram-se ao Zn (*Material Suplementar A1DS2, Figura 1*). No caso da PCA gerada para os dados da campanha 3 (set/out 2019), foi possível observar, novamente, a formação de três agrupamentos distintos. No primeiro deles, as larvas nos pontos Lagoa do Areal (LAL-01), Lago Nova (LNV-01) e Lago Palmas (LPA) foram bem caracterizados pela bioacumulação de Ni, Hg, Zn, Mn, Pb e Cr. O segundo grupo foi formado pelas amostras provenientes dos pontos na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e Lagoa do Areão (LAO-02), as quais foram bem caracterizadas por As, Cd, Al e Fe. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos localizados na Lagoa Monsarás (LMN-01), Lagos Juparanã (LJP-01) e do Limão (LLM-01) e na calha do Rio Doce em Colatina e Linhares (RDO-13 e RDO-15, respectivamente), associados à presença de Cu nos quironomídeos (*Material Suplementar A1DS2, Figura 2*). Por outro lado, na PCA gerada com os dados da campanha 4 (jan/fev 2020) é possível observar a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras de quironomídeos coletadas nas estações amostrais LAL-01 e LNV-01 apresentaram-se bem relacionadas aos elementos As, Zn, Cr e Cd, enquanto no segundo agrupamento os animais oriundos dos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Doce em Colatina (RDO-13) relacionaram-se aos metais Cu, Fe, Pb e Mn (*Material Suplementar A1DS2, Figura 3*). Com base no exposto, entendemos que não é possível observar qualquer tendência espacial no padrão de acumulação exibido pelos quironomídeos, nem padrões que se repetissem durante as campanhas 2 (jan/fev 2019), 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) do Anexo 1.

Seguindo para os dados de plâncton, organismos-base da cadeia alimentar, é possível observar a formação de três agrupamentos distintos relacionados aos dados de acumulação de metais/metaloide nos organismos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 203). O primeiro deles é formado pelas amostras coletadas no Rio Guandu (RGU-01), que se demonstraram bem relacionadas aos elementos Cr, Zn, Mn e Cu no zooplâncton, bem como Mn e Hg no fitoplâncton. O segundo grupo foi formado pelas amostras coletadas no Rio Doce em Regência (RDR), as quais foram caracterizadas pela presença de As e Cd no zooplâncton, bem como Cd, Cr, Cu e Zn no fitoplâncton. O terceiro agrupamento foi formado pelos ambientes lacustres, mais especificamente pelas Lagoas do Areal (LAL-01) e do Areão (LAO-02) e pelos Lagos Nova (LNV-01) e do Limão (LLM-01), os quais foram caracterizados pela presença de As e Fe no fitoplâncton, assim como o Fe e Hg no zooplâncton.

[illegible]

382

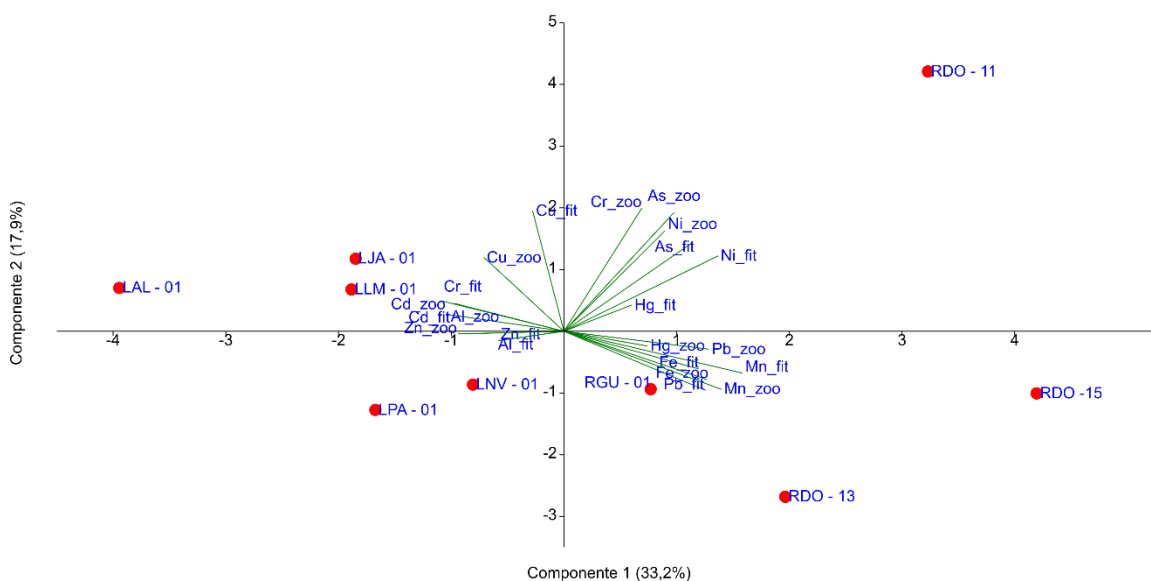
Figura 204: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Limão (LLM-01), Lagoa Nova (LNV-01), Lagoa Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Regência (RDR), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



No caso dos dados obtidos para a campanha 3 (set/out 2019), foi possível observar a formação de dois grandes grupos distintos (Figura 205). O primeiro deles foi caracterizado pelas amostras coletadas na foz do Rio Doce (RDO-16), as quais apresentaram boa relação com os elementos Cd, Zn e Hg no fitoplâncton e no zooplâncton. O segundo e maior agrupamento foi formado pelas amostras coletadas nos pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e Rio Doce em Linhares (RDO-15), as quais foram caracterizadas pelos elementos Fe, Al, Mn, As, Cu, Cr e Ni em ambos os grupos planctônicos.

384

Figura 206: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15).



O Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) em plâncton (Figura 207) demonstrou importantes variações espaço-temporais nos níveis totais de acumulação e nas concentrações individuais dos elementos ao longo do monitoramento. Para a campanha 1 (set/out 2018), os maiores valores de IBR bioacumulação foram observados para a comunidade planctônica do setor Afluente (Rio Guandu), seguido pelo setor Rio. O mesmo padrão de resposta, embora em menor intensidade, foi também encontrado para a campanha 4 (jan/fev 2020). Já, na campanha 2 (jan/fev 2019) os valores de IBR bioacumulação foram superiores nos setores Lagoas e Rio, em comparação aos demais. Para a campanha 3 (set/out 2019), os resultados indicaram uma diminuição nos níveis de todos os metais, em todos os setores, comparado às campanhas anteriores. Cabe ressaltar que estes resultados da campanha 3 (set/out 2019), foram obtidos no início do Período de Transição (out/2019), que foi marcado por uma condição de seca extrema, quando a vazão do Rio Doce permaneceu abaixo da condição normal por diversos meses (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Esta condição de menor pluviosidade e menor vazão, pode ter refletido um menor potencial de lixiviação e ressuspensão de metais a partir do sedimento, além da menor dispersão dos rejeitos a partir da calha do Rio Doce para os diferentes ambientes associados, o que pode ter refletido na diminuição dos níveis de metais na comunidade planctônica. Em contrapartida, os níveis de metais voltaram a aumentar nos organismos dos setores Afluente e Rio na campanha 4 (jan/out 2020), como resultado do incremento no volume de chuvas e lixiviação de metais. Destaca-se o aumento de Fe

(Figura 208), nos organismos coletados nestes dois setores mencionados anteriormente. Dados pretéritos à chegada dos rejeitos no Rio Doce, coletados pelo IEMA, indicaram uma concentração de $96,9 \mu\text{g L}^{-1}$ de Fe dissolvido para o rio. Os dados do PMBA/Fest-RRDM analisados pelo Anexo 3 indicaram uma concentração de Fe dissolvido de $293,6 \mu\text{g L}^{-1}$ para o Ano 1 e $317,2 \mu\text{g L}^{-1}$ para o Período de Transição. Isto implica em aumentos percentuais de 204% para o Ano 1 e 228% para o Período de Transição em relação aos dados do IEMA, respectivamente.

Figura 207: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

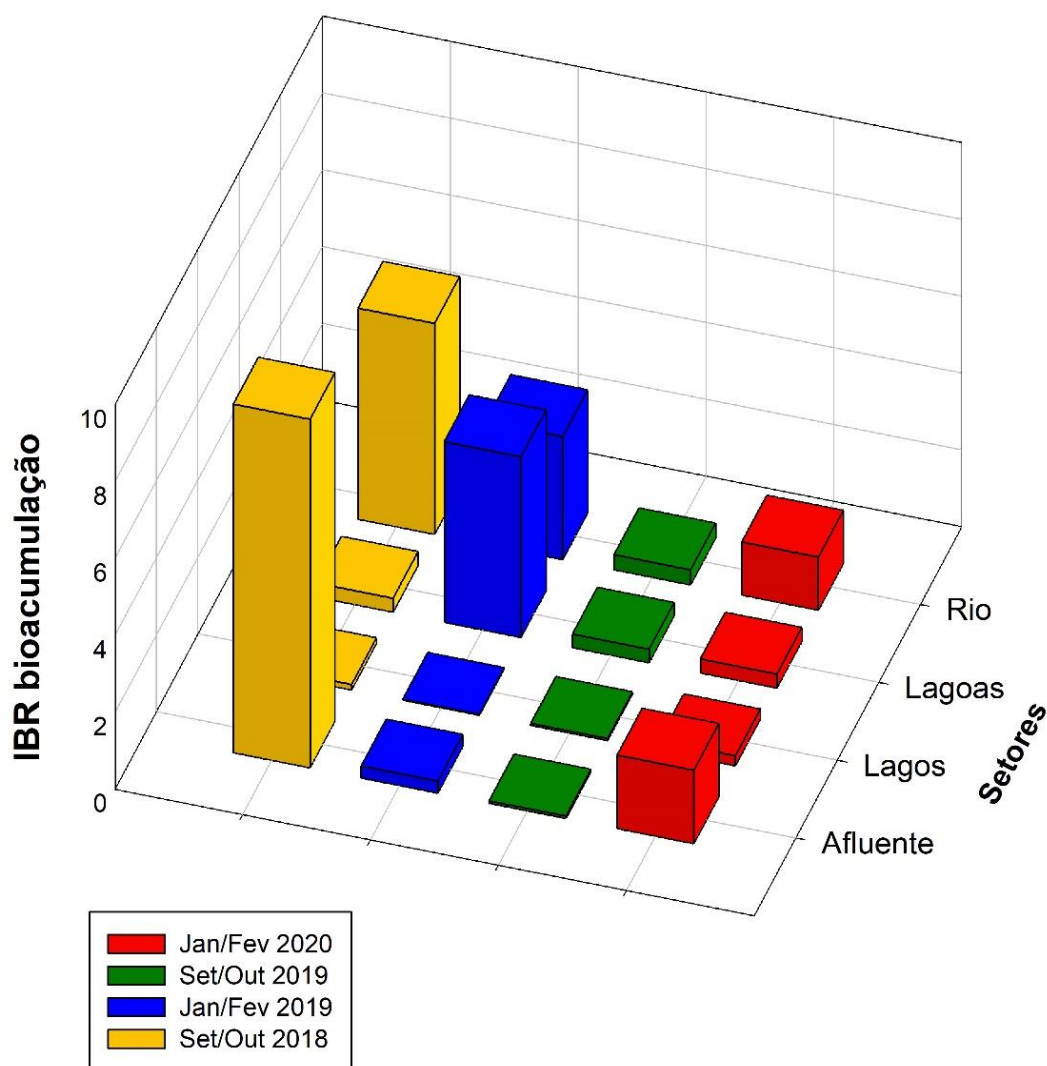
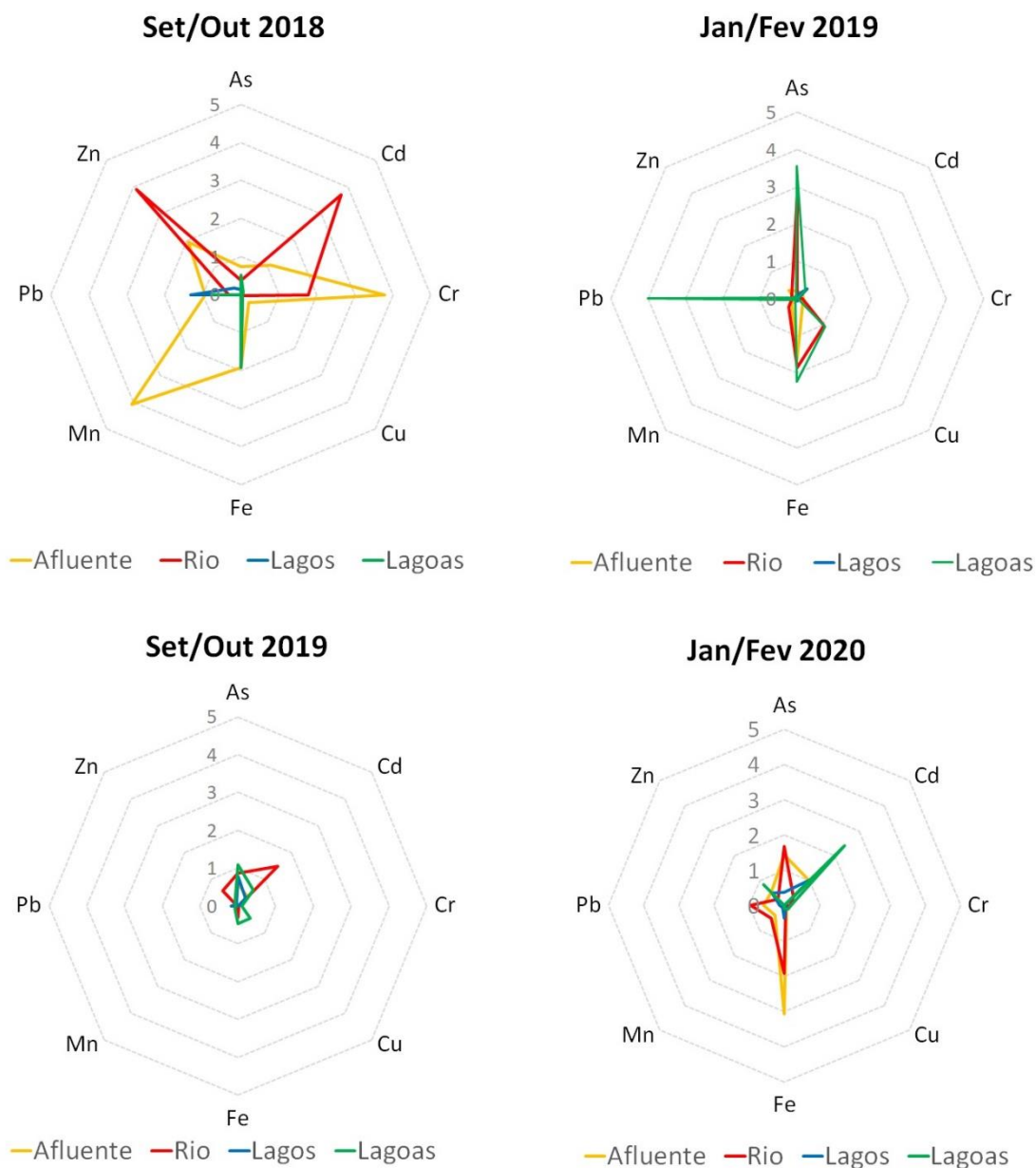


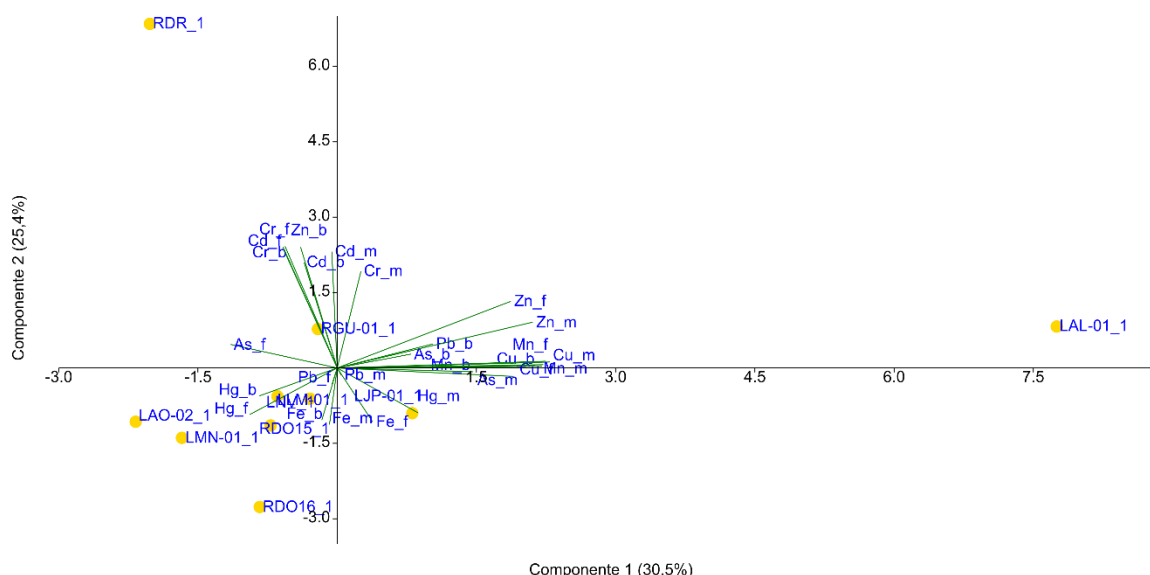
Figura 208: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Avançando para um nível trófico superior ao plâncton, os resultados dos metais/metaloide analisados nos três tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de camarões dulcícolas também foram integrados por meio de PCAs. De maneira geral, pode-se observar que os resultados para um mesmo elemento analisado nos diferentes tecidos são congruentes, ou seja, estão bem relacionados entre si e seguem para a mesma direção dentro da ordenação gerada pela análise. Desta forma, os resultados serão, simplificadaamente, descritos por elemento. Para a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 209), foi identificado um padrão espacial mostrando a associação dos metais Cd e Cr com o

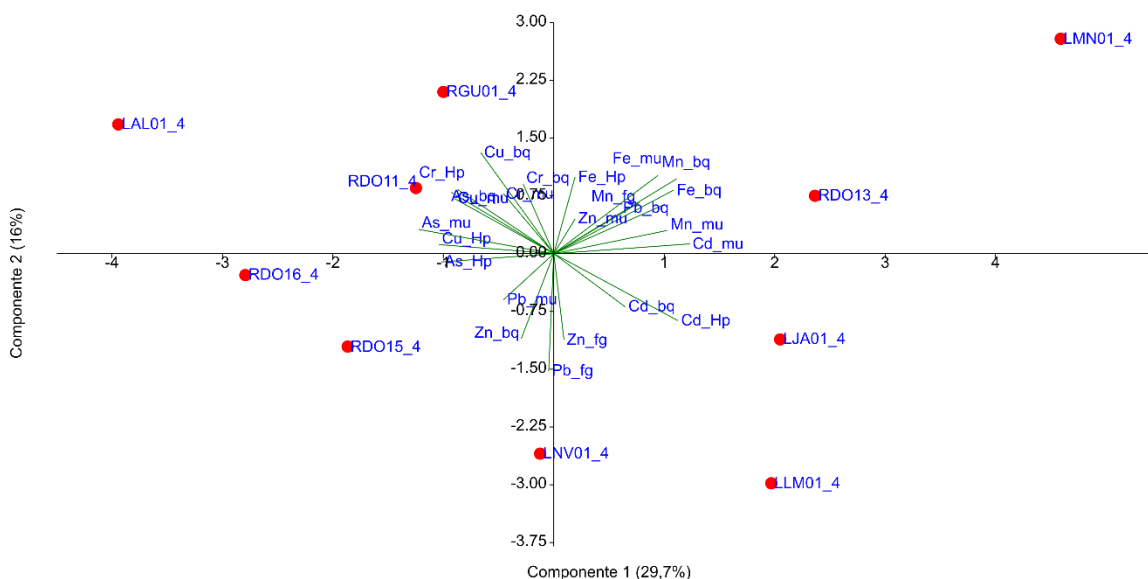
Rio Guandu (RGU-01) e Rio Doce em Regência (RDR). Um segundo agrupamento demonstrou a melhor associação dos elementos As, Cu, Zn e Mn com a Lagoa do Areal (LAL-01), enquanto um terceiro e mais complexo agrupamento mostrou correlação dos metais Fe, Pb e Hg com todos os ambientes lacustres, com exceção à Lagoa do Areal (LAL-01), e dos pontos do Rio Doce em Linhares (RDO-15) e na Foz (RDO-16).

Figura 209: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR), e foz do Rio Doce (RDO-16).



De forma semelhante, também é possível observar a formação de três agrupamentos para os dados coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 210). Neste caso, as amostras coletadas no Rio Guandu (RGU-01) e Lago do Limão (LLM-01) foram caracterizadas pela presença de Cu e Cr. Além disso, as amostras coletadas no Rio Doce em Linhares (RDO-15) e na Lagoa Monsarás (LMN-01) se apresentaram bem relacionadas aos elementos Zn, Mn, Pb e Cd. O terceiro agrupamento foi formado pelas amostras obtidas nos pontos mais próximos ao estuário, sendo estes a Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Regência (RDR) e Rio Doce Foz (RDO-16), caracterizados pela presença de Fe e As.

Figura 212: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) em brânquias (b), hepatopâncreas (f) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Os padrões de bioacumulação de metais nos camarões também puderam ser contemplados por meio do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação). Como pode ser observado na Figura 213, para a campanha 1 (set/out 2018) os camarões do setor Rio apresentaram um elevado nível de contaminação, com destaque para os metais Cd e Cr (Figura 214). Entretanto, estes níveis diminuíram nas campanhas subsequentes. Por outro lado, os camarões do setor Lagoas apresentaram um gradual aumento no nível de acumulação de metais ao longo de todo o período de monitoramento, apresentando os maiores valores de IBR bioacumulação durante o Período de Transição (campanhas 4 – jan/fev 2020 e 3 – set/out 2019, respectivamente). Este aumento se dá principalmente para os metais Fe, Mn e Pb nos tecidos destes organismos (Figura 214). Os dados do Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM mostraram que para o Período de Transição houve um aumento expressivo de 310% nas concentrações de Fe no sedimento das Lagoas (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Além disso, teores de Fe e Mn foram bem mais elevados nos ambientes lacustres, sendo respectivamente cerca de 16 e 6 vezes maiores que os fluviais. Este aumento na concentração pode indicar ressuspensão e/ou arraste de material rico em Fe para estas lagoas, material este que é acompanhado de outros elementos, como V e As (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Comparando estes padrões de bioacumulação com os padrões observados no plâncton (Figura 207), é notável que os camarões responderam melhor aos eventos de chuva ocorridos durante o Período de Transição, que levaram a um aumento nas concentrações

de metais no ambiente. Estas diferenças podem estar relacionadas às características biológicas distintas entre os grupos tróficos, como o ciclo de vida, por exemplo. Camarões possuem um ciclo de vida mais prolongado comparado ao plâncton e desta maneira podem refletir melhor os eventos crônicos de contaminação.

Figura 213: Valores de Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

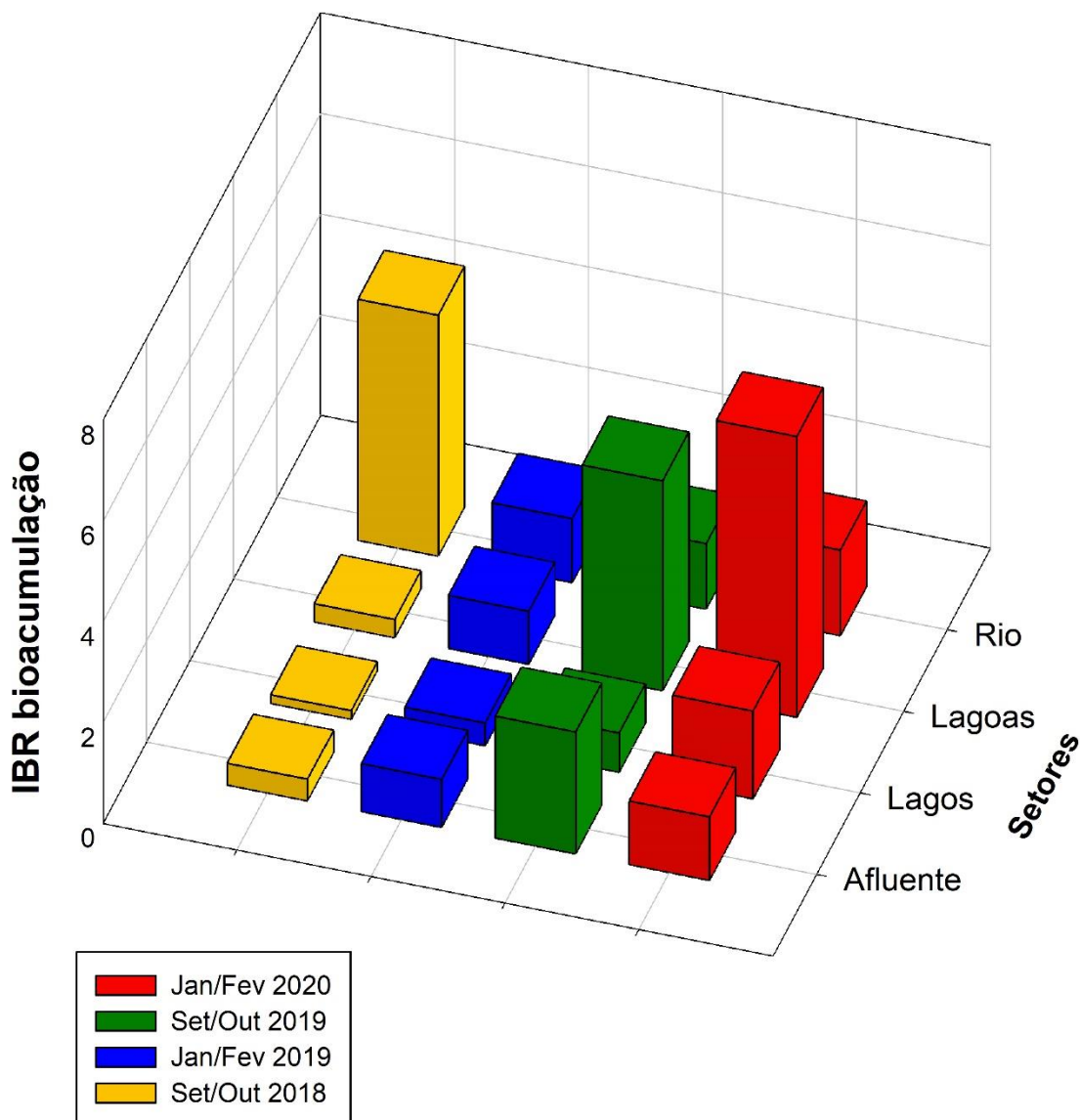
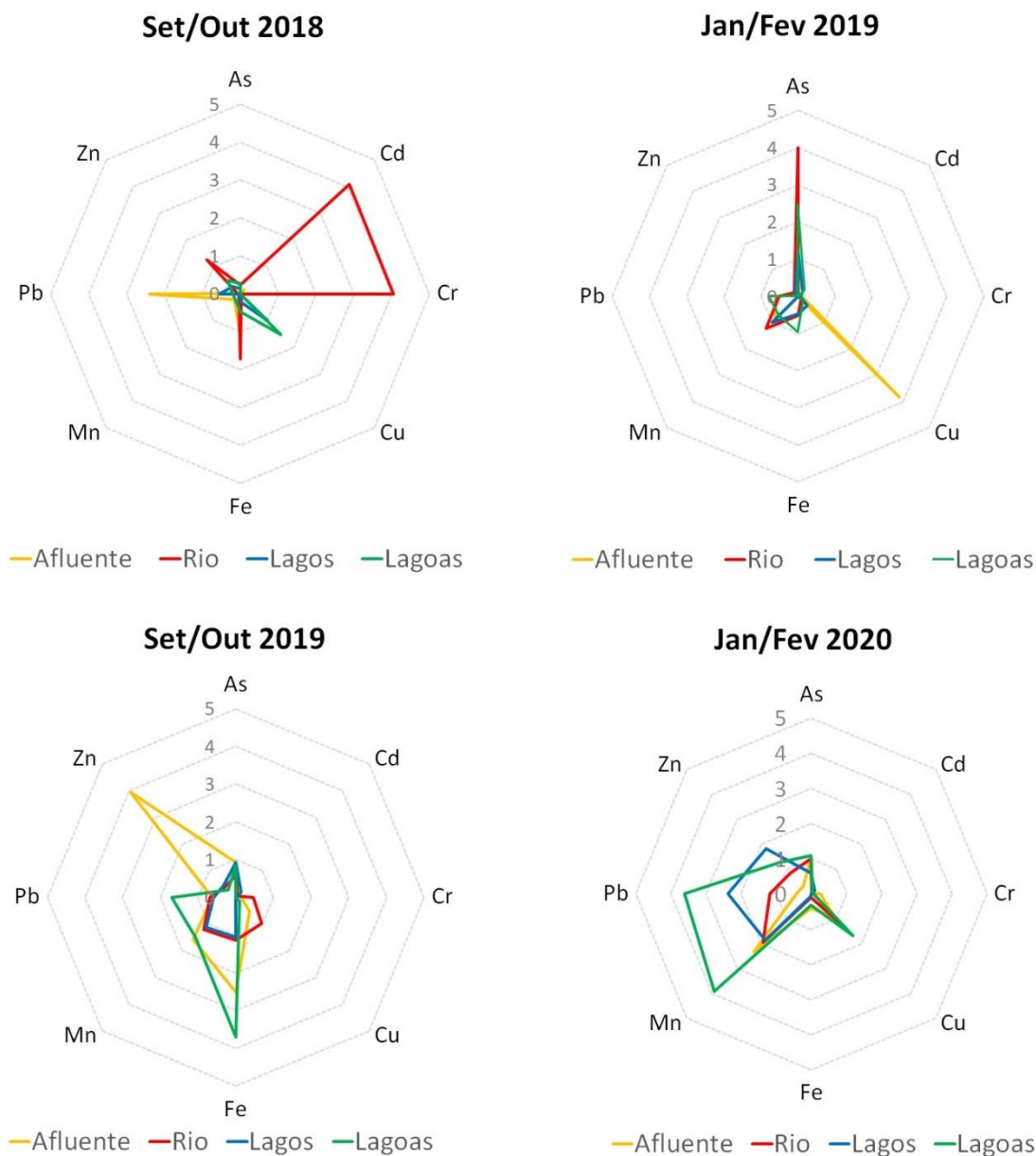


Figura 214: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Com relação aos resultados de metais na comunidade de peixes, não foi possível observar um padrão tão claro na bioacumulação de metais quando comparado aos padrões encontrados para o plâncton e camarões. Os metais se distribuíram de maneira não muito congruente entre os diferentes tecidos analisados, entre os diferentes pontos monitorados ao longo das quatro campanhas e entre os dois grupos tróficos distintos (onívoros/herbívoros e carnívoros). Estes resultados podem estar relacionados a maior complexidade deste grupo taxonômico, composto por diversas espécies (*Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*), com hábitos de vida, biologia e ecologia distintos. Soma-se a isso, o fato deste grupo apresentar maior mobilidade e longevidade, comparado aos níveis

tróficos inferiores. Por exemplo, para os peixes onívoros coletados na campanha 1 (set/out 2018), os metais Cd, Cr e Zn nos três tecidos estiveram mais associados ao ponto do Rio Doce em Regência (RDR), enquanto os metais As, Mn, Fe, Pb, Hg e Cu estiveram mais associados ao Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e Lago Nova (LNV-01) (Figura 215). Quando analisamos os resultados referentes aos peixes carnívoros, coletados na mesma campanha observamos um padrão um pouco mais difuso (Figura 216), onde a maior parte dos elementos estiveram associados aos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Guandu (RGU-01), com exceção do Hg nos três tecidos, que esteve mais associado aos peixes da região estuarina do Rio Doce (RDO-16).

Figura 215: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

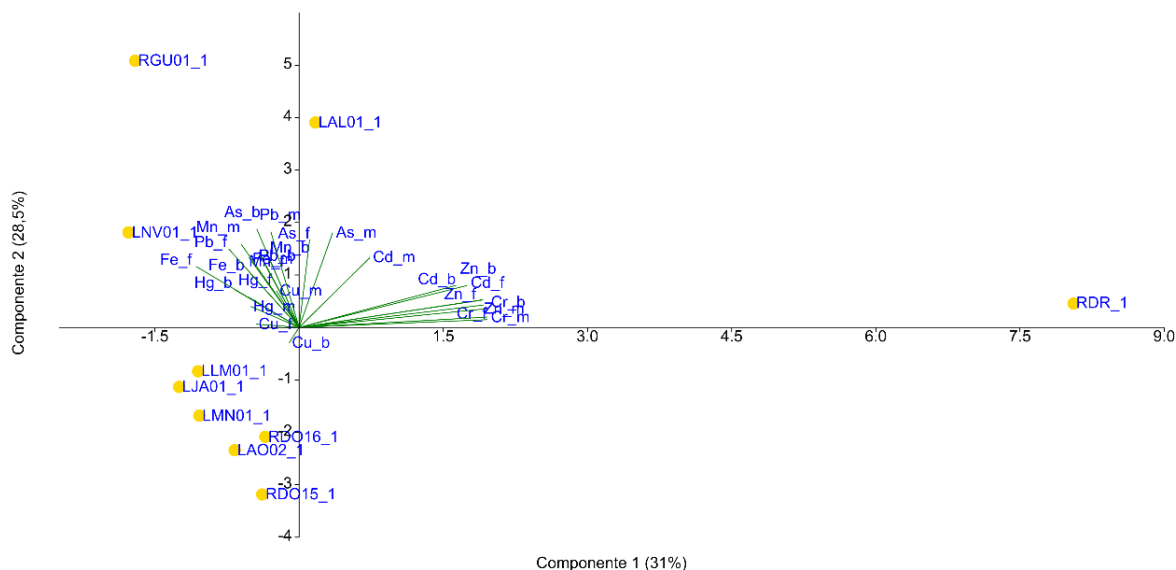
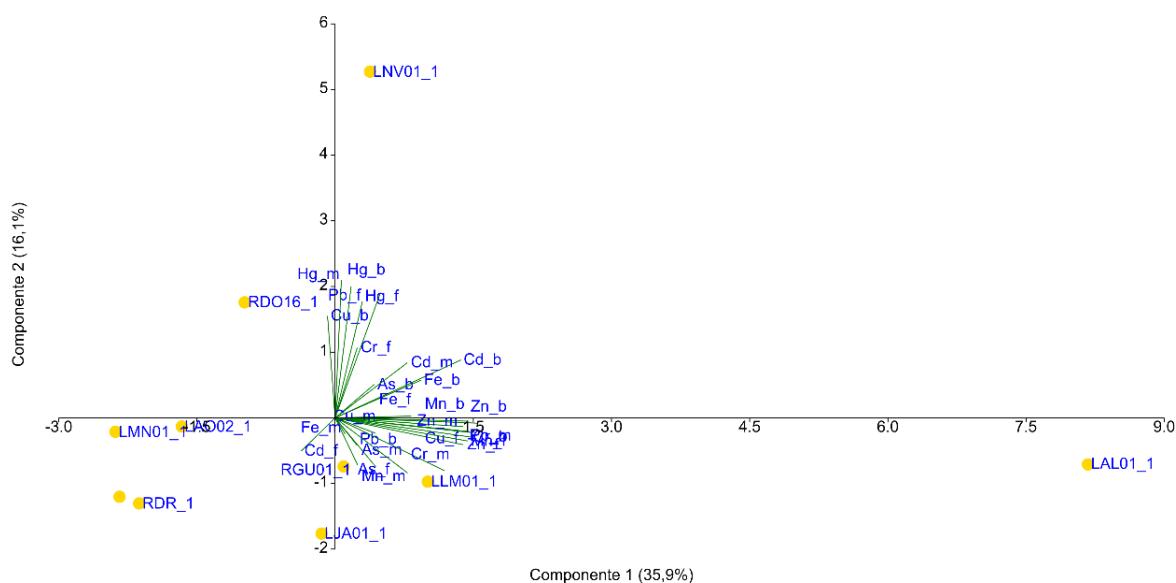


Figura 216: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Seguindo para a Campanha 2 (jan/fev 2019), a PCA reuniu os resultados de metais nos peixes onívoros em dois grandes agrupamentos (Figura 217). De maneira geral, os elementos As, Pb, Fe e Cu nos diferentes tecidos dos peixes estiveram associados ao Rio Doce (RDR e RDO-15) e às lagoas (LAL-01, LAO-02 e LMN-01). Por outro lado, os metais Cr, Cd e Zn parecem estar mais associados aos peixes coletados nos lagos (LNV-01, LJA-01 e LLM-01) e no Rio Guandu (RGU-01). Passando para o grupo trófico dos carnívoros, a análise multivariada mostrou algumas similaridades com o grupo trófico dos onívoros (Figura 218). Os elementos As, Cu, Fe Hg, Pb e Mn em diferentes tecidos apresentaram uma associação com pontos no Rio Doce (RDR e RDO-15) e nas lagoas (LAL-01, LAO-02 e LMN-01), enquanto os peixes da foz do Rio Doce (RDO-16) mostraram uma associação mais consistente com o Cr nos três tecidos analisados, e os lagos (LNV-01, LJA-01) com o Cd.

Figura 217: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

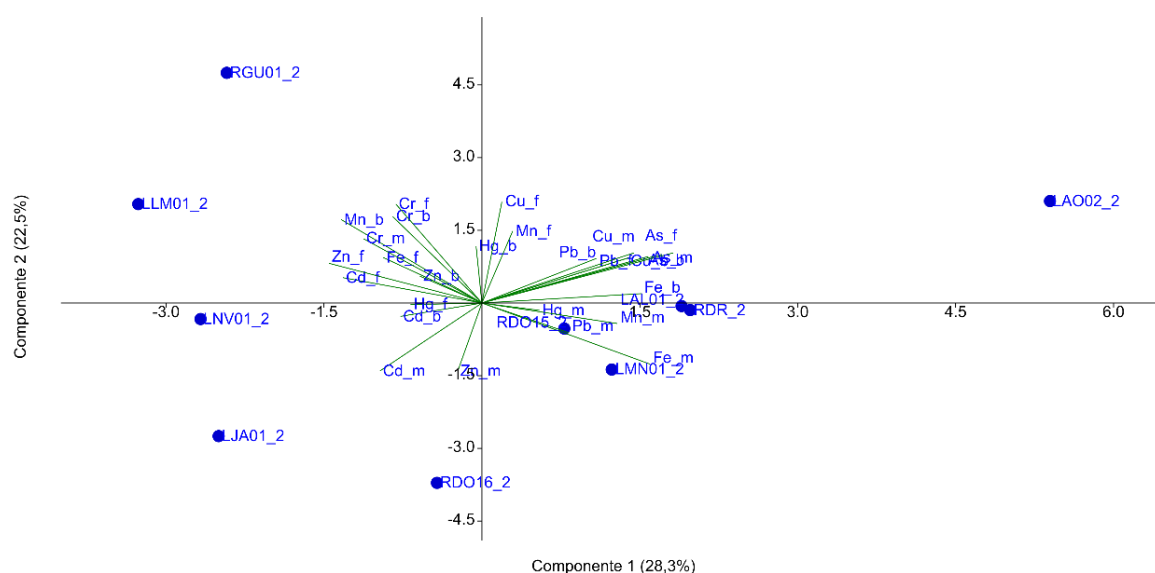
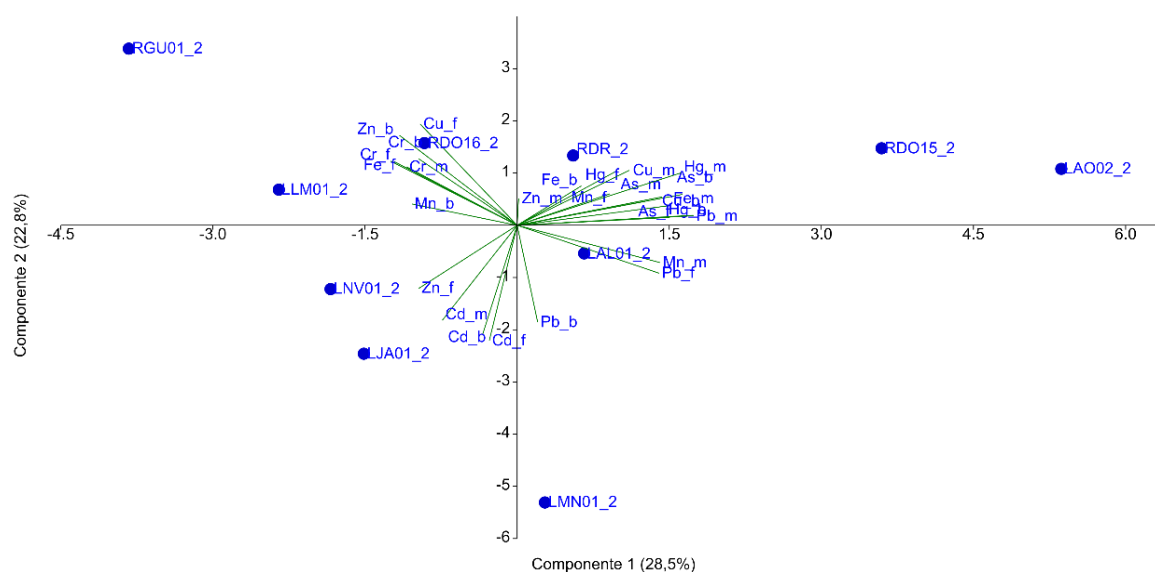


Figura 218: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoas do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



No que tange à campanha 3 (set/out 2019), a PCA também evidenciou uma segregação espacial dos diferentes elementos com as diferentes estações amostrais (Figura 219). Os elementos Cd, Zn, As e Fe em diferentes tecidos estiveram mais associados com os peixes onívoros/herbívoros coletados na Lagoa Areão (LAO-02), enquanto os metais Cr e Mn apresentaram-se mais associados aos pontos do Rio Doce (RDO-11 e RDO-16). Seguindo para os resultados dos peixes carnívoros para a mesma campanha (Figura 220) os resultados evidenciam uma forte associação dos elementos Cd e Zn nos três tecidos dos peixes da foz do Rio Doce (RDO-16) e Lagoa Areão (LAO-02), e dos metais Pb, Fe, Mn, Cu e As em vários tecidos dos peixes coletados na Lagoa do Areal (LAL-01) e Lago Nova (LNV-01).

Figura 219: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

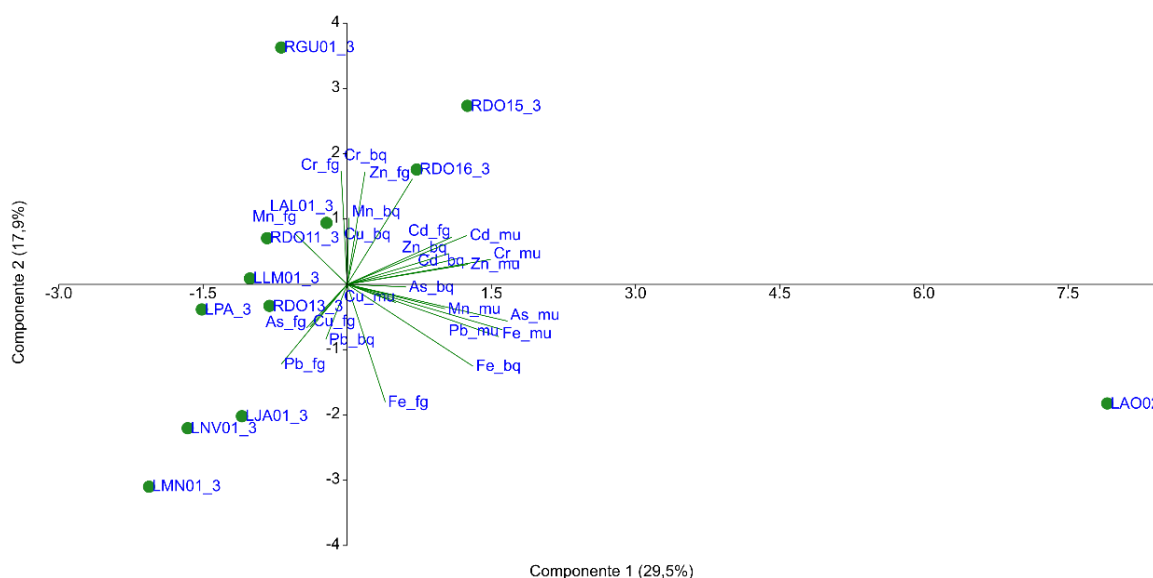
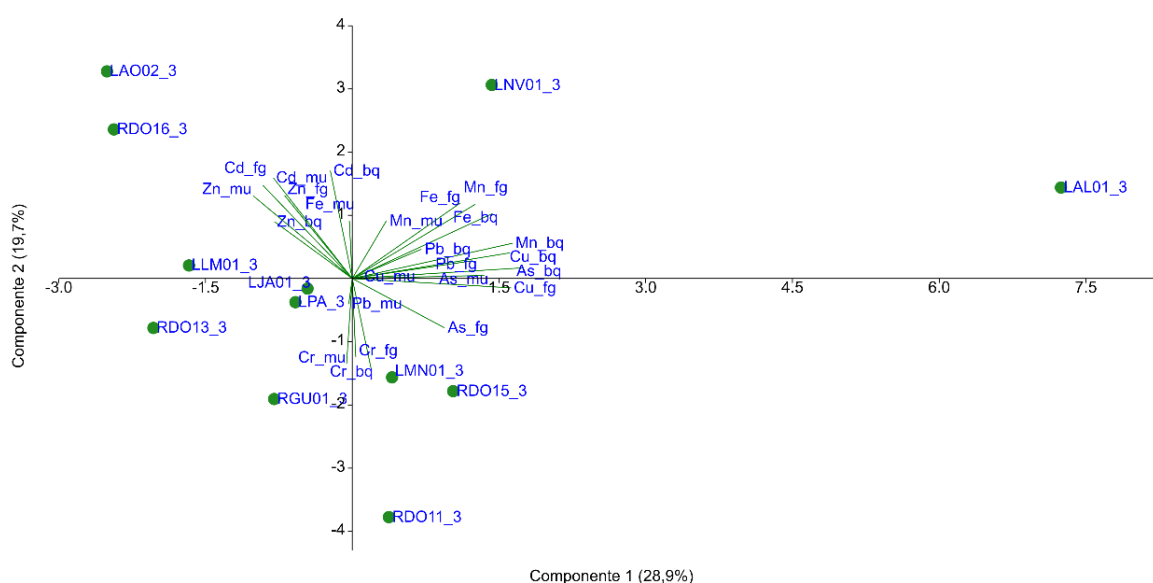


Figura 220: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Seguindo para a campanha 4 (jan/fev 2020), os resultados referentes aos peixes onívoros (Figura 221) indicaram maior associação da maioria dos metais analisados com os ambientes fluviais, incluindo o Rio Guandu (RGU-01) e o Rio Doce (RDO-11 e RDO-13). De maneira similar, os resultados referentes aos peixes carnívoros (Figura 222) também indicaram a associação de vários metais com os pontos do Rio Doce (RDO-11 e RDO-15) e com a Lagoa Monsarás (LMN-01).

Figura 221: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e Rio Doce em Linhares (RDO-15).

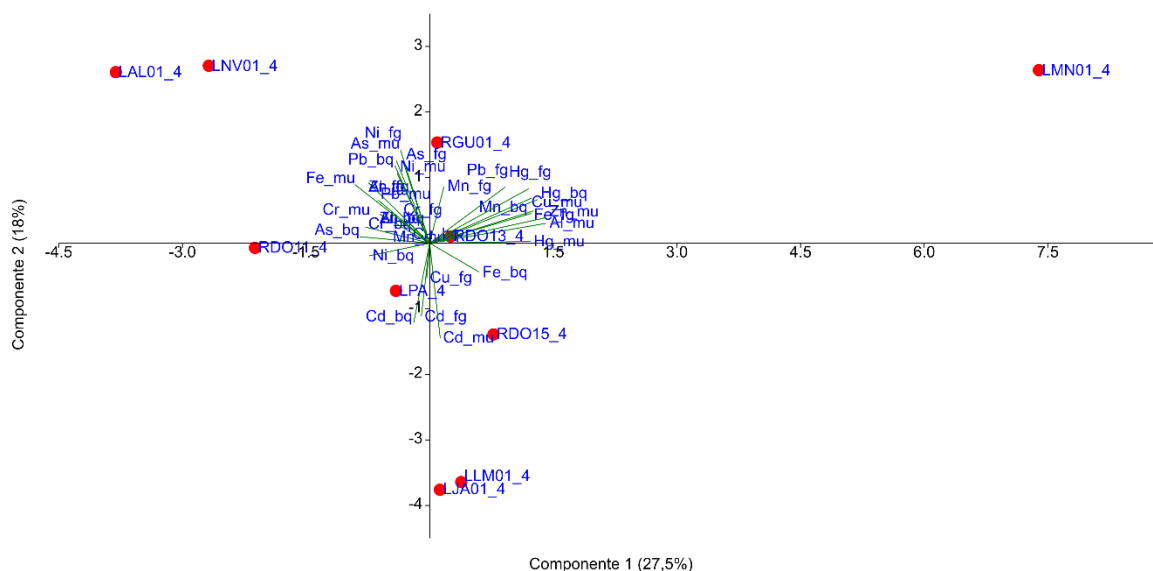
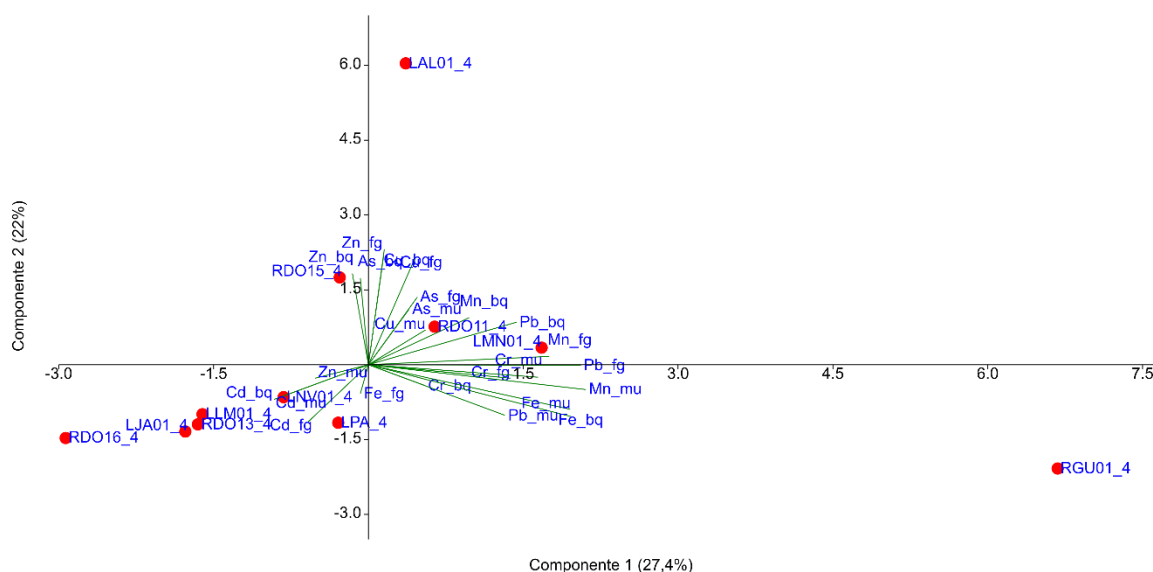


Figura 222: Análise de Componentes Principais aplicadas para os dados de concentração dos elementos Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Mercúrio (Hg) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Passando para comparações mais globais por meio da integração dos resultados do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) em peixes, considerando as duas guildas tróficas em conjunto, é possível observar importantes variações espaço-temporais. Para a campanha 1 (set/out 2018), destacou-se o setor Rio, seguido pelo setor Afluente, de maneira similar ao padrão observado para a comunidade planctônica monitorada na mesma campanha de coleta (Figura 223). Para as campanhas 2 (jan/fev 2019) e 3 (set/out 2018) houve uma diminuição gradual no nível de bioacumulação dos peixes coletados nos setores Rio e Afluente, quando comparados à campanha 1 (set/out 2018). A campanha 4 (jan/fev 2020) foi demarcada por um acentuado aumento temporal na bioacumulação de metais no setor Lagoas, assim como o setor Afluente. Os metais Cu, Mn e Zn foram os principais metais bioacumulados nos peixes das lagoas na última campanha chuvosa (campanha 4 - jan/fev 2020) (Figura 224). Os resultados gerados pelo Anexo 3 e apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM indicaram um aumento de 40% nas concentrações de Zn nas lagoas durante o Período de Transição, em comparação ao Ano 1, refletindo nos maiores teores deste metal nos peixes das lagoas na campanha 4 (jan/fev 2020). Por fim, estes resultados corroboram os padrões de bioacumulação encontrados para os camarões coletados na campanha 4 (jan/fev 2020), mais uma vez evidenciando o maior impacto do rejeito nas lagoas durante o Período de Transição.

Figura 223: Valores de Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

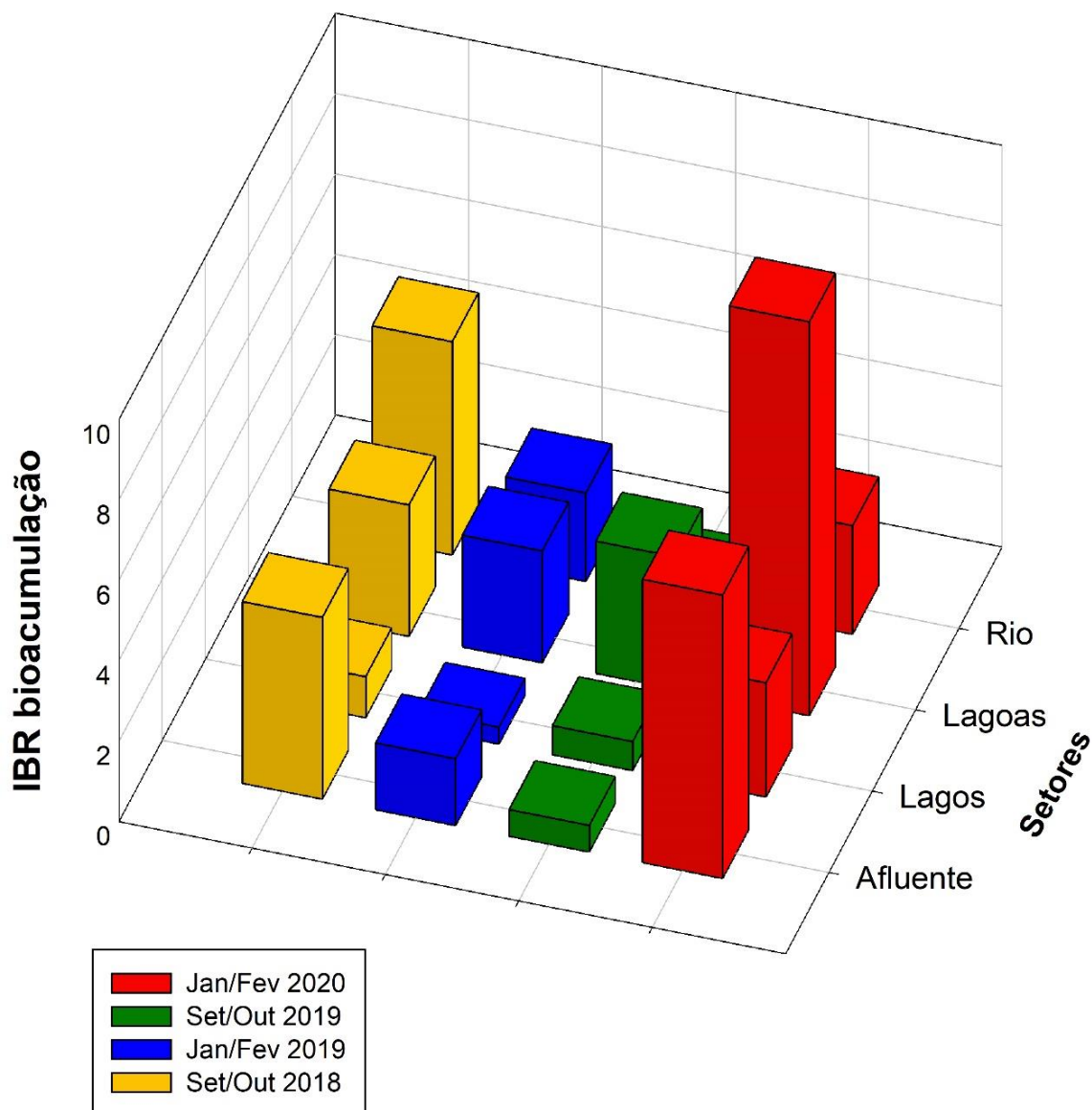
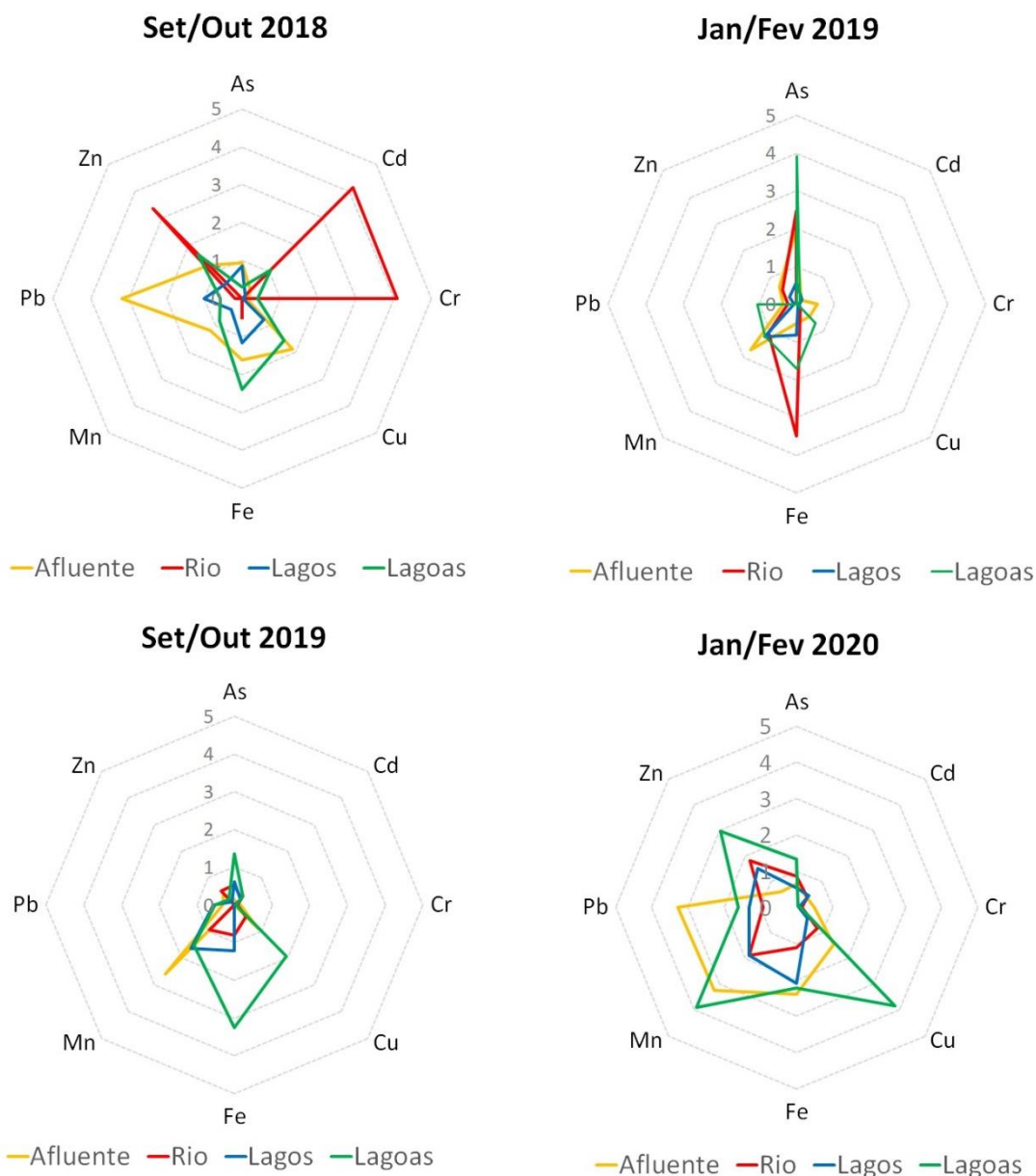


Figura 224: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e o peso destes para a composição do índice.



1.7.3 Respostas de biomarcadores em organismos coletados no ambiente dulcícola e estuário do rio doce

Os efeitos da contaminação do ambiente dulcícola por metais e As foram também avaliados por meio de respostas de biomarcadores. Assim como para bioacumulação, os grupos de organismos considerados para o cálculo do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) foram: plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), de forma a refletir a qualidade da água; camarões, de forma a refletir a

qualidade do sedimento; e peixes, de forma a subsidiar a transferência trófica e os impactos dos metais nos níveis biológicos superiores (vertebrados). Desta forma, os impactos ecotoxicológicos puderam ser estimados e comparados no tempo e no espaço. A análise deste grupo de dados seguiu a mesma estratégia utilizada para o tópico anterior, ou seja, padrões espaciais específicos de cada expedição foram avaliados com o uso de PCAs, e comparações temporais, feitas com o intuito de buscar diferenças entre as campanhas foram realizadas com o uso do IBR biomarcador. Para uma melhor organização e interpretação dos dados, os resultados de IBR biomarcador também foram apresentados considerando o agrupamento de pontos amostrais em setores, como já descrito anteriormente. Neste momento, cabe ressaltar que alguns biomarcadores dispostos no TR4 não puderam ser realizados, total ou parcialmente. A análise de micronúcleos (MN) em camarões, assim como em outros crustáceos monitorados no ambiente marinho e costeiro não foi realizada em nenhuma das quatro campanhas devido ao baixo número de hemócitos que compõem a hemolinfa, e frente às limitações de campo que inviabilizaram os procedimentos adequados para obtenção destas amostras. Já os resultados de composição iônica plasmática, hemolinfática e corporal foram suprimidos do presente relatório, visto que os resultados encontrados no Ano 1 e apresentados no Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17 indicaram pouca consistência destes biomarcadores, que não apresentaram respostas claras e assertivas que pudessem ser relacionadas com os impactos dos rejeitos. Da mesma forma, os resultados de vitelogenina e proteína da zona radiata também foram apresentados no Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, mas não apresentaram respostas consistentes, sendo suprimidas do presente relatório. Para estes últimos biomarcadores, soma-se a dificuldade de obtenção de um conjunto robusto de dados, tendo em vista a dificuldade de coleta de um número proporcional de indivíduos machos e fêmeas de cada espécie de peixe, em cada estação amostral, proporção esta indispensável para expressão dos resultados e interpretação dos possíveis efeitos de desregulação endócrina em peixes machos. Entretanto, tanto os dados de composição iônica quanto de vitelogenina e proteína da zona radiata podem ser encontrados no banco de dados do Anexo 1 (Planilha de Dados Brutos), e ambas as análises não entram na composição dos indicadores propostos pelo Anexo 1 (Índice de Resposta Biológica [IBR biomarcador]), não trazendo prejuízos para as comparações espaciais e temporais apresentadas ao decorrer deste relatório.

Adicionalmente, apresentamos o *Material Suplementar A1DS2, Figuras 4 e 5*, os resultados dos biomarcadores medidos nas larvas de quironomídeos coletadas nas campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020). Seguindo o mesmo padrão da bioacumulação, estes organismos não foram integrados no Índice de resposta biológica (IBR biomarcador), pelos motivos já expostos. Como pode ser observado na PCA de biomarcadores da campanha 3 (set/out 2019), as amostras coletadas nos Lagos Juparanã (LJP-01) e do Limão (LLM-01) foram as que apresentaram melhor relação com o biomarcador de detoxificação de metais, as metalotioneínas (MT). Por outro lado, os animais provenientes dos pontos Lagoa do Areal (LAL-01), Lago Palmas (LPA) e calha do Rio Doce em Linhares (RDO-15) estiveram melhor associados com a atividade da Na^+ , K^+ -ATPase (NKA) (*Material Suplementar A1DS2, Figura 4*). Com relação à PCA de biomarcadores da campanha 4 (jan/fev 2020),

as amostras de quironomídeos coletadas nas estações Lagoa Monsarás (LMN-01), Lago Palmas (LPA-01), e calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13) foram as que apresentaram melhor relação com a MT. Por outro lado, os animais provenientes do ponto Lagoa do Areal (LAL-01) estiveram melhor associados com a atividade da NKA (*Material Suplementar A1DS2, Figura 5*). Em conjunto, estes resultados são pouco conclusivos, e não nos permitiram estabelecer uma associação com outros parâmetros biológicos e ambientais monitorados. Um número mais adequado de indivíduos coletados ou a escolha de outros biomarcadores mais sensíveis talvez pudessem nos fornecer conclusões mais assertivas sobre o impacto dos rejeitos sobre estes organismos.

Passando agora para os organismos usados para o cálculo do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador), observamos que na PCA aplicada com os dados de biomarcadores no plâncton coletado na campanha 3 (set/out 2019) os pontos da calha do Rio Doce em Linhares (RDO-15) e Colatina (RDO-13), junto com a Lagoa Monsarás (LMN-01) e Lago Nova (LNV-01) foram os ambientes que induziram um maior efeito biológico para a comunidade planctônica (Figura 225). Mais especificamente, maiores níveis de MT no fitoplâncton e no zooplâncton estiveram mais associados com os pontos RDO-15 e LMN-01, enquanto os níveis de lipoperoxidação (LPO), ou seja, de danos lipídicos, estiveram mais associados com os pontos de RDO-13 e LNV-01, em ambos os grupos taxonômicos.

Seguindo para os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020), a PCA indicou uma forte associação dos biomarcadores com todos os pontos localizados na calha do Rio Doce, o que pode indicar um efeito sazonal decorrente do aumento das concentrações de metais neste período mais chuvoso (Figura 226). Os resultados do PMBA (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM) de fato indicaram que houve uma tendência de aumento de concentração, para praticamente todos os metais totais em água, durante o Período de Transição em relação ao Ano 1, incluindo os pontos da calha do Rio Doce, Rio Guandu e Lagoas, para As, Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, V e Zn. De forma mais detalhada, os níveis de metalotioneínas (MTs) em ambos os grupos, assim como os danos lipídicos (LPO) foram mais acentuados nos pontos do Rio Doce em Colatina (RDO-13), Linhares (RDO-15) e na foz do Rio Doce (RDO-16), assim como no Rio Guandu (RGU-01). Já os níveis de LPO no fitoplâncton estiveram mais associados ao ponto do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e à Lagoa Areal (LAL-01). Cabe destacar nestes ambientes que o aumento nas concentrações de Zn, Cr e V no Período de Transição, determinados pelo anexo 3, foi bem evidente, alcançando 40% para Zn nas Lagoas, 240% para Cr no Rio Doce e 232% para V no Rio Guandu (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Figura 225: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

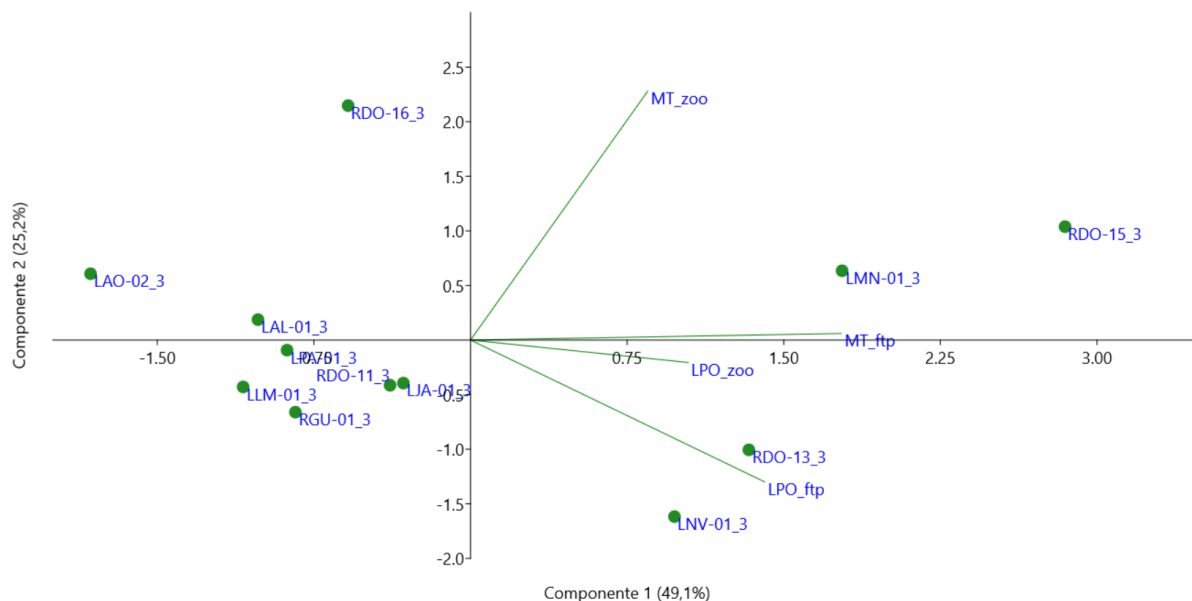
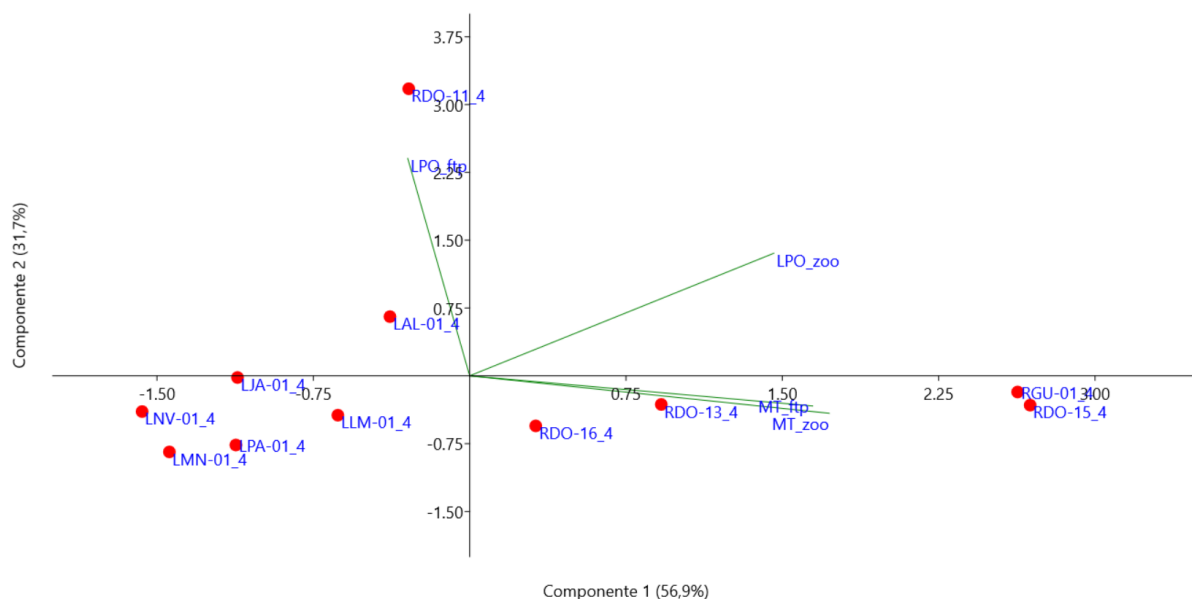


Figura 226: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (ftp) e zooplâncton (zoo) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



As respostas biológicas temporais no plâncton são apresentadas por meio do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) (Figura 227), de modo que os resultados obtidos ao longo das quatro campanhas de monitoramento do Anexo 1 pudessem ser integrados em uma mesma análise. Os resultados do IBR biomarcador, demonstraram que durante as duas estações mais secas (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 3 - set/out 2019) a comunidade planctônica amostrada nos pontos que compõem o setor Rio apresentou respostas biológicas mais acentuados em comparação aos demais setores. Na campanha 3 (set/out 2019), o setor Lagoas também se destacou em termos de efeitos biológicos. Partindo para as duas estações mais chuvosas (campanha 2 – jan/fev 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020), é importante observar uma marcante variação sazonal nas respostas dos biomarcadores, caracterizada pelo aumento nos valores de IBR biomarcador na última campanha de monitoramento, em relação à campanha 2 (jan/fev 2019), sobretudo no setor Afluentes, e em menor proporção no setor Rio. Estes resultados corroboram os padrões de bioacumulação de metais encontrados para o plâncton durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 207), onde os setores Rio e Afluentes também apresentaram os maiores teores de metais.

Na Figura 228 são apresentados os gráficos de radar que permitem a apreciação da variação de cada biomarcador nos diferentes setores e nas diferentes campanhas de monitoramento. Por meio destes resultados, foi observado um aumento expressivo no conteúdo de MT no plâncton e nos níveis de LPO no zooplâncton amostrados no setor Afluentes durante a campanha 4 (jan/fev 2020), tanto espacialmente, quando comparado aos demais setores da mesma campanha, quanto temporalmente, influenciando no maior valor do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) atribuído a este setor. Estes resultados podem estar refletindo o aumento das concentrações de metais na água neste ambiente, onde predominou o efeito da lixiviação e acarretou no incremento de metais na água. Sabe-se que as MT são proteínas com diferentes funções no metabolismo de metais e entre estas funções pode-se destacar: ação como metalochaperonas, atuando no transporte de íons metálicos essenciais para outras proteínas; controle da concentração de elementos-traço livres como o Zn e Cu; ação como agente de detoxificação para metais como Cd e mercúrio Hg; sequestro de metais; e proteção contra condições de estresse. Por essa razão, a MT é uma importante proteína no metabolismo intracelular de Cu e Zn e na proteção contra danos oxidativos resultantes da exposição excessiva à metais (MUTO et al., 1999). A gama de metais capazes de se ligarem à MT é ampla (STILLMAN, 1995) e a capacidade das MT de se ligarem aos metais se deve ao alto teor de grupos sulfidril (-SH) presentes na sua molécula (NOEL-LAMBOT et al., 1978; KÄGI; SCHÄFFER, 1988; ROMÉO et al., 1997; LINDE et al., 2001).

Figura 227: Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

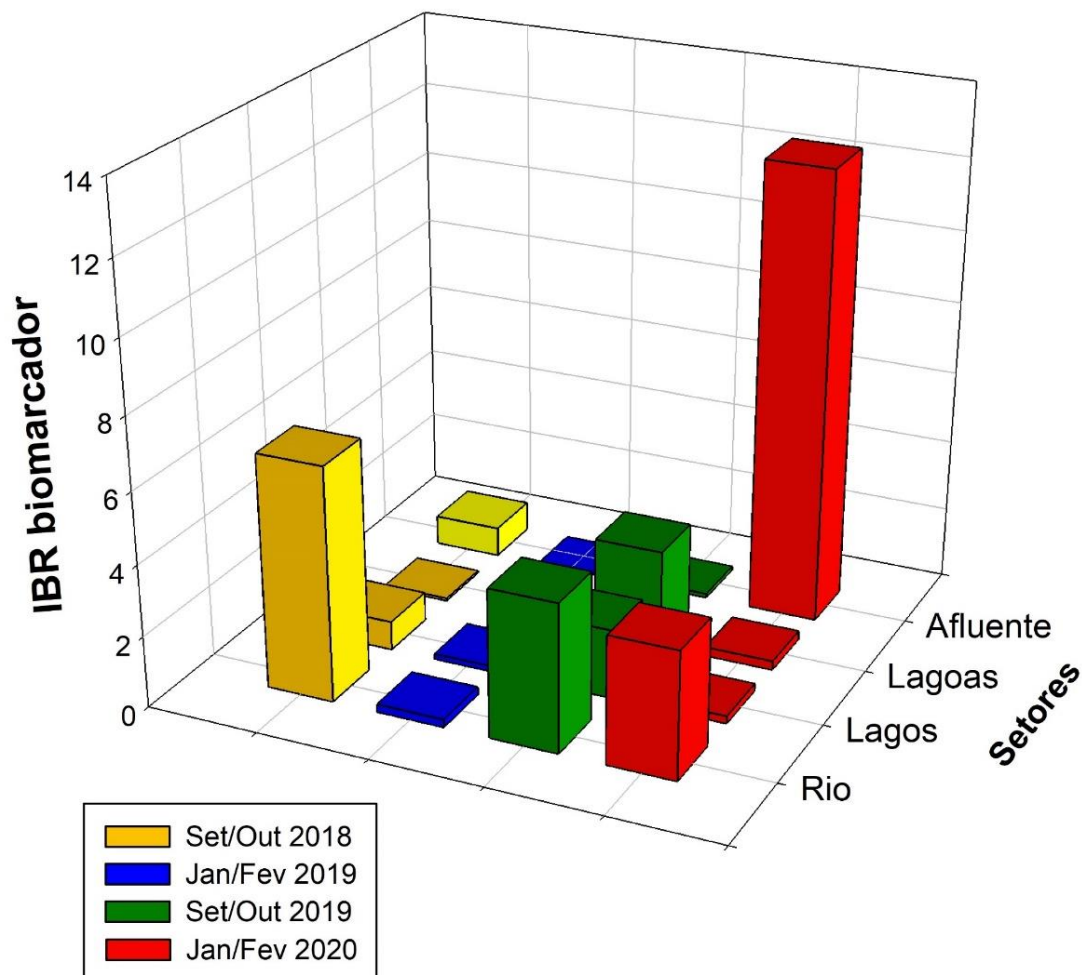
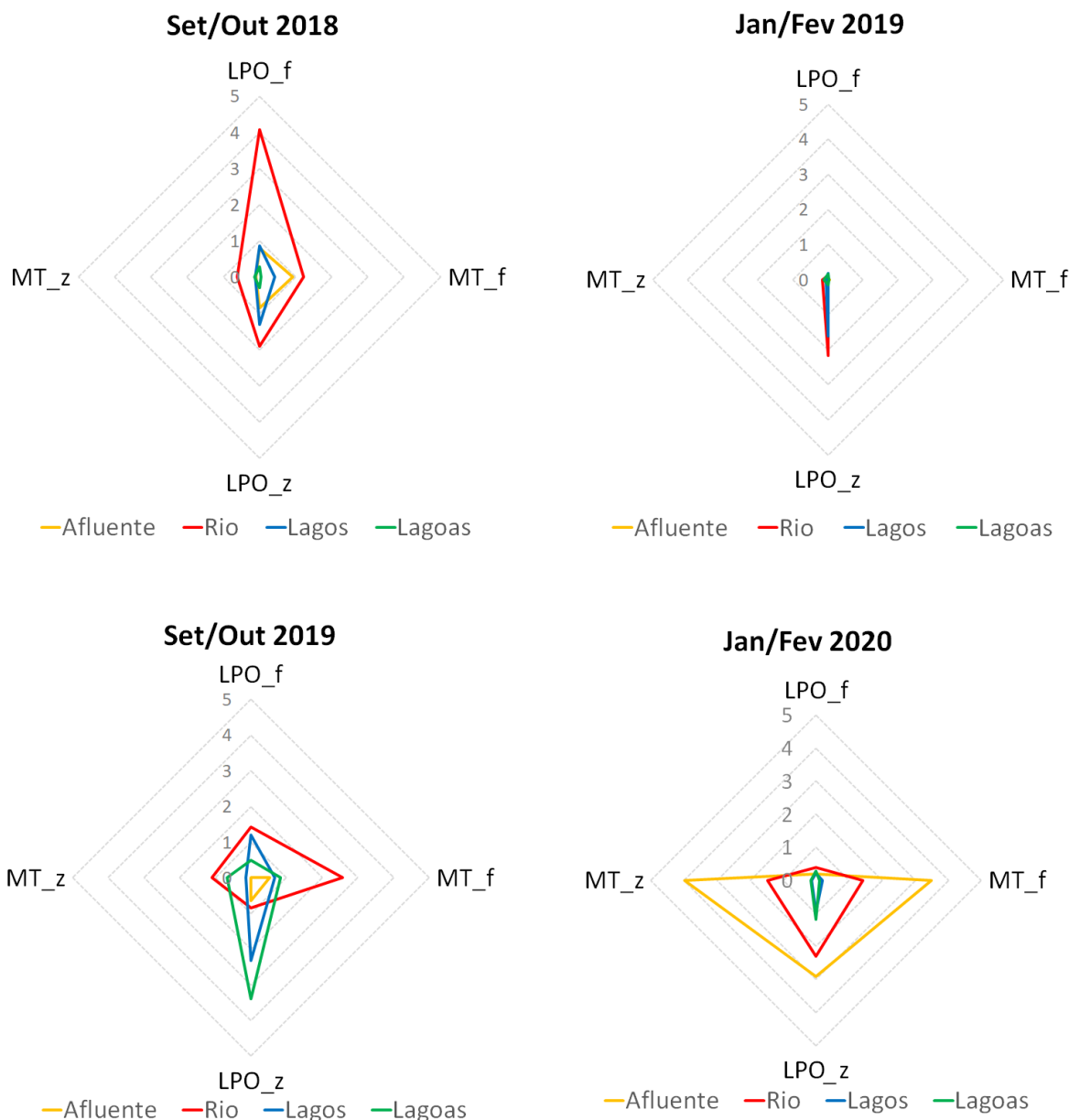
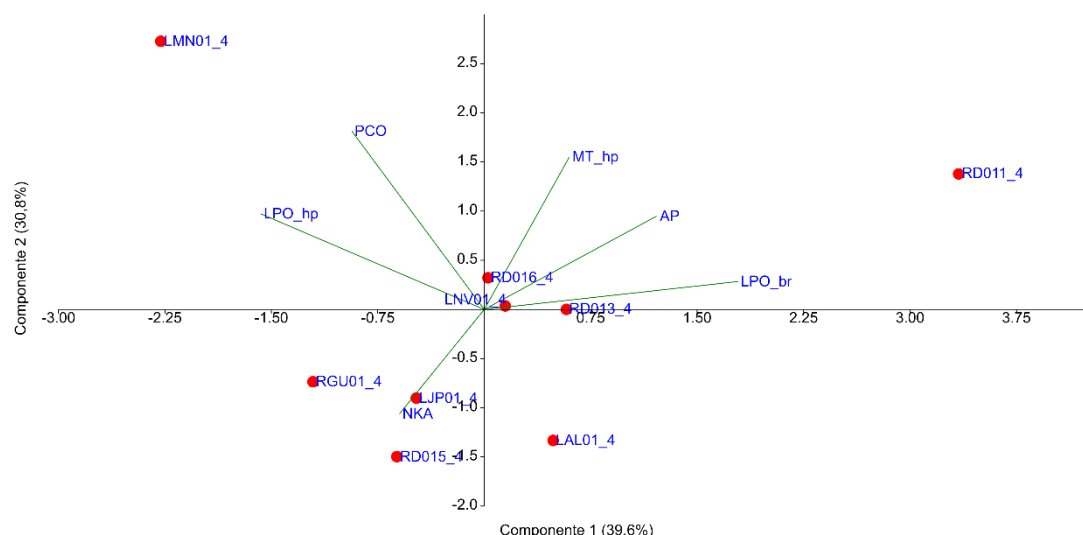


Figura 228: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



A análise de componentes principais realizada com resultados de biomarcadores nos camarões coletados na campanha 3 (set/out 2019) (Figura 229) indicam a formação de três principais agrupamentos. No primeiro, é possível observar que os maiores níveis de dano lipídico nas brânquias (LPO), assim como danos no DNA (AP) foram encontrados nos camarões coletados no Rio Doce em Colatina (RDO-13). Um segundo grupo foi formado pelos animais coletados na Lagoa Areão (LAO-02), Rio Guandu (RGU-01) e na foz do Rio Doce (RDO-16), que se destacaram por apresentar os maiores níveis de LPO e no conteúdo de MT, ambos no hepatopâncreas. O terceiro agrupamento foi formado pelos indivíduos amostrados no Lago Nova (LNV-01) e Lagoa Monsarás (LMN-01), que

Figura 230: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) na brânquia (LPO_br) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_br) e dano no DNA na hemolinfa de camarões (AP) coletado durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Caminhando para uma visão temporal e integrada dos resultados de biomarcadores em camarões (Índice de Resposta Biológica - IBR biomarcador), a Figura 231 mostra que na campanha 1 (set/out 2018), o maior valor de IBR biomarcador foi encontrado para o setor Lagoas, enquanto que na campanha 2 (jan/fev 2019), caracterizada por um período de maior pluviosidade, houve um aumento no valor de IBR biomarcador em todos os setores, em comparação aos valores obtidos para a campanha 1 (set/out 2019). Destacaram-se na campanha 2 (jan/fev 2019) o setor Lagos seguido do setor Lagoas. Já na campanha 3 (set/out 2019), os setores que mais se destacaram foram o setor Rio seguido do setor Afluente. Por último, na campanha 4 (jan/fev 2020), maiores valores de IBR biomarcador foram obtidos para o setor Lagoas, seguido pelo setor Rio, corroborando os resultados de IBR bioacumulação, que indicaram o setor Lagoas como mais impactado para a campanha 4 (jan/fev 2020). É interessante notar que os quatro setores apresentaram um aumento temporal e gradual no valor de IBR biomarcador com relação à primeira campanha de monitoramento, sendo os setores Lagoas e Rio os que apresentaram evidências mais concisas desse aumento temporal, o que pode indicar um efeito crônico da exposição aos metais presentes nestas regiões. De fato, o aumento temporal nos níveis de bioacumulação de metais nos camarões coletados nas Lagoas pode ser confirmado na Figura 213, indicando que estes ambientes lacustres são áreas críticas para os camarões. Variações transitórias nos níveis de efeito biológico nos setores Afluentes e Rio ao longo do tempo podem estar refletindo um maior dinamismo destes locais em comparação aos ambientes lacustres, onde efeitos como vazão, ressuspensão de sedimentos e lixiviação, por exemplo, podem

ter um peso menor na dinâmica dos metais. Através dos gráficos de radar (Figura 232) podemos observar a variação temporal individual nas respostas dos biomarcadores. Nesta visão mais detalhada do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador), podemos observar que os danos no DNA (AP), especialmente nos setores Lagos e Lagoas foram mais responsivos durante a campanha 2 (jan/fev 2019) em comparação às demais. Já os biomarcadores de danos lipídicos (LPO) tanto em brânquias, quanto no hepatopâncreas e as metalotioneínas (MTs) apresentaram um aumento acentuado na campanha 3 (set/out 2019), em relação às demais campanhas, com destaque para os setores Rio e Afluentes. Por fim, na campanha 4 (jan/fev 2020) destacamos o aumento nos níveis de proteínas carboniladas (PCO), sobrepulado no setor Lagoas. É curioso observar que os camarões coletados neste último setor apresentam um aumento temporal e gradual nos níveis de danos oxidativos em proteínas (PCO), que pode indicar um efeito crônico da exposição aos metais. Para o Período de Transição, houve um aumento de As, Fe para as Lagoas em comparação ao Ano 1. Além disso, os dados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3, mostraram que os teores totais de Al e Fe são bem mais elevados nos ambientes lacustres, sendo cerca de 7 e 16 vezes, respectivamente, maiores que os fluviais, o que pode ser indicado pelo menor fluxo de água nestes ambientes em comparação à hidrodinâmica fluvial (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Figura 231: Valores de Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

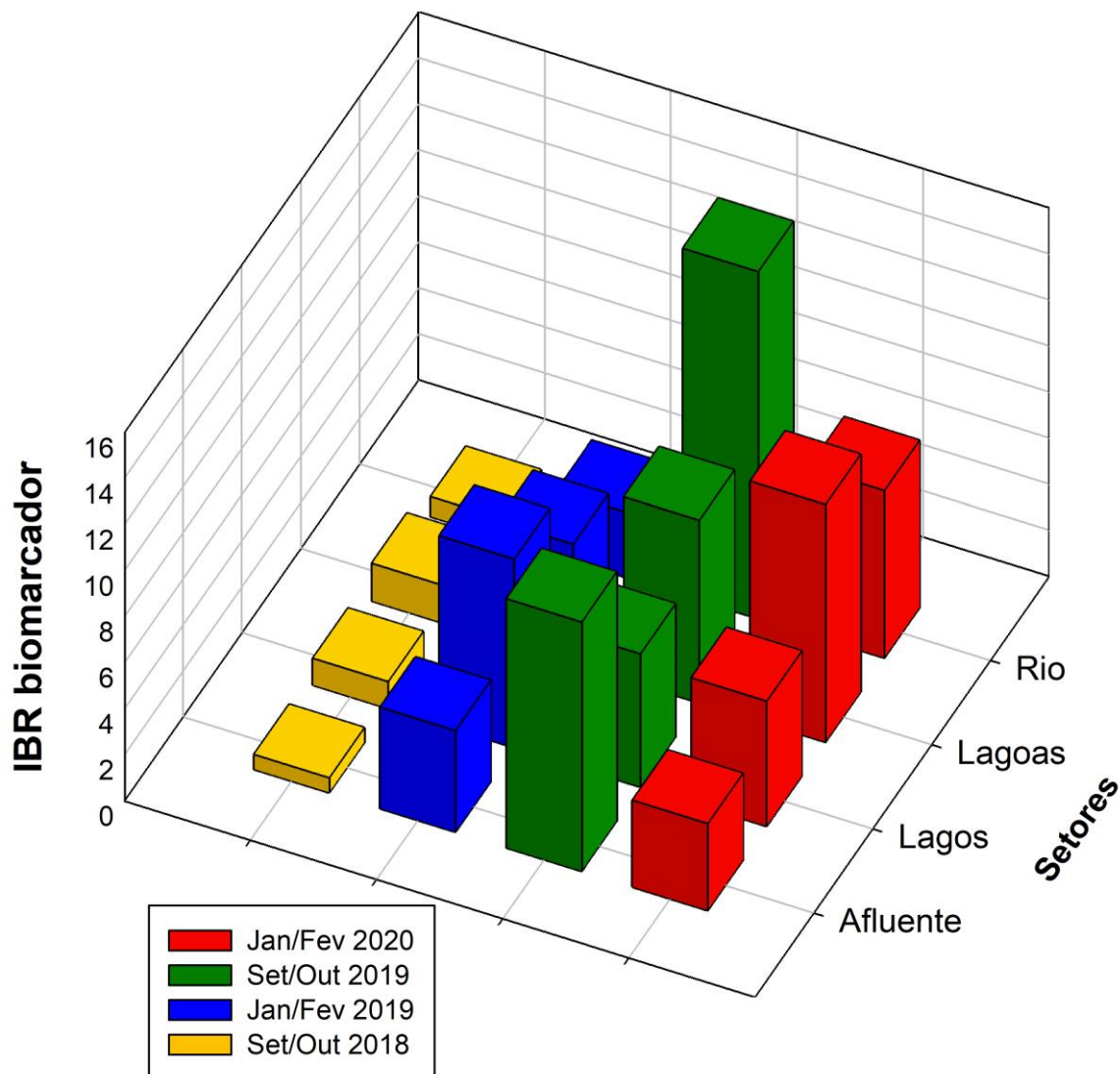
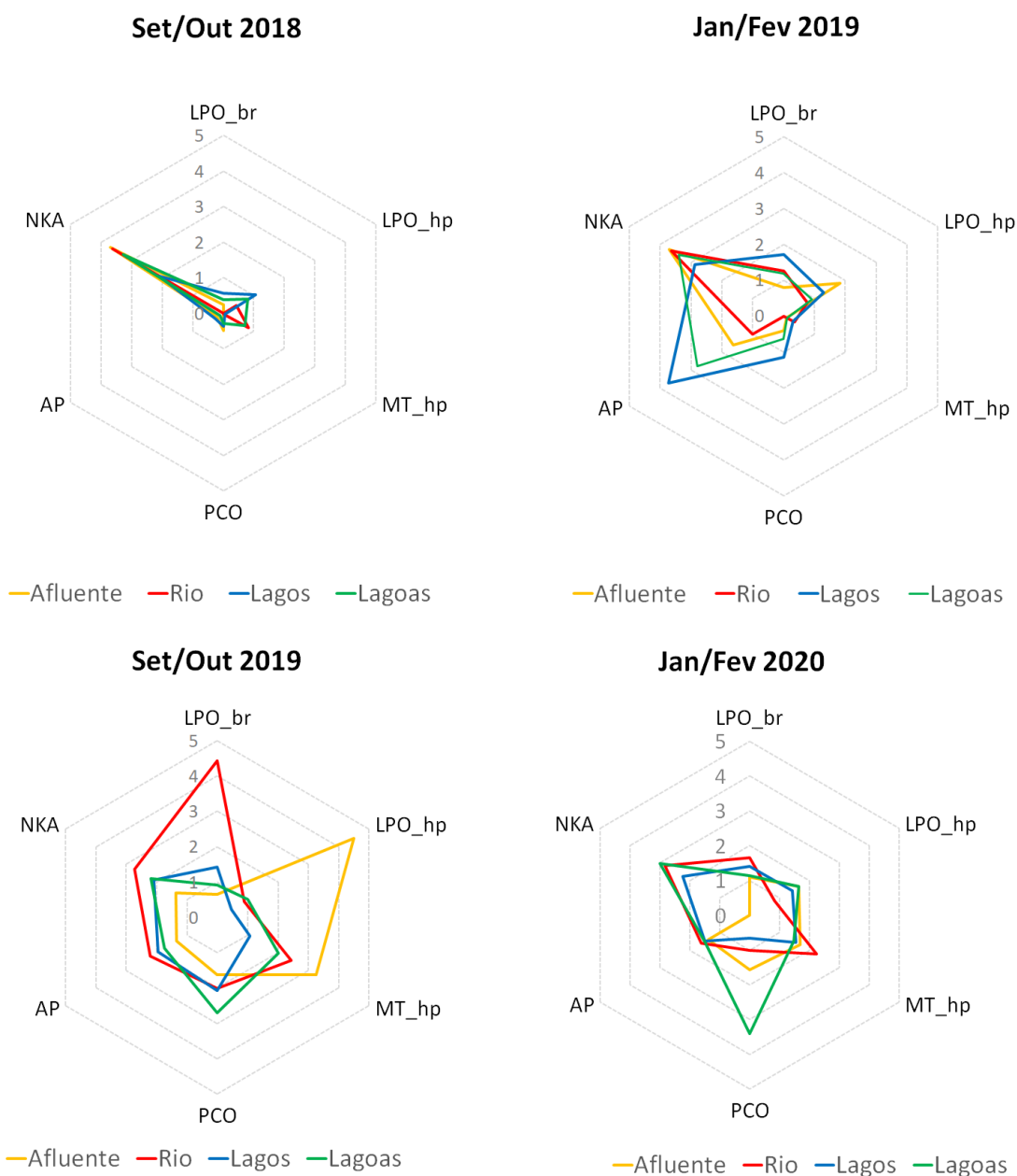


Figura 232: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Para a comunidade de peixes monitorada ao longo da porção capixaba do Rio Doce, afluente e ambientes lacustres adjacentes, os resultados de biomarcadores, assim como os de bioacumulação foram divididos em dois grupos tróficos, representados por peixes onívoros/herbívoros e peixes carnívoros (*Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*). Iniciando pelos peixes onívoros/herbívoros, os resultados da PCA para a campanha 3 (set/out 2019) indicaram a formação de agrupamentos baseados nas respostas biológicas dos organismos (Figura 233). Um primeiro agrupamento mostrou

uma associação das enzimas hepáticas do metabolismo energético (malato desidrogenase - MDH e lactato desidrogenase - LDH), do índice de lesão braquial (IL) e dos níveis de proteínas carboniladas (PCO) com os peixes coletados no Lago Palmas (LPA) e Lagoa do Areão (LAO-02). Um segundo agrupamento foi formado pelos peixes provenientes do Rio Doce em Linhares (RDO-15) e da Lagoa do Areal (LAL-01), que apresentaram maiores níveis de LPO, danos no DNA (AP) e no conteúdo MT. Já os peixes coletados em diferentes trechos do Rio Doce (RDO-11; RDO-13 e RDO-16) e no seu afluente, o Rio Guandu (RGU-01), mostraram-se melhor associados com o índice de lesão no fígado (IL) e com a atividade da catalase (CAT) no mesmo órgão. Caminhando para os dados da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 234), a PCA apresentou associações um pouco mais difusas entre os diferentes biomarcadores e as localidades. Por exemplo, os peixes coletados na Lagoa Monsarás (LMN-01) estiveram melhor associados com os danos no DNA (AP) e com os níveis de MT. Já os animais coletados na Lagoa Areal (LAL-01) apresentaram melhor relação com os danos lipídicos (LPO) e com a MDH no fígado. Para os peixes coletados em todos os pontos da calha do Rio Doce, com exceção do ponto localizado em Colatina (RDO-13), a análise multivariada indicou maior associação com o índice de lesão (IL) no fígado e com a atividade da LDH na brânquia. Também destacamos a associação do biomarcador de dano em proteínas (PCO) na comunidade de peixes do Lago Juparanã (LJP-01) e o índice de lesão branquial (IL) nos peixes da Lagoa Palmas (LPA) e do Rio Doce em Colatina (RDO-13).

Figura 233: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

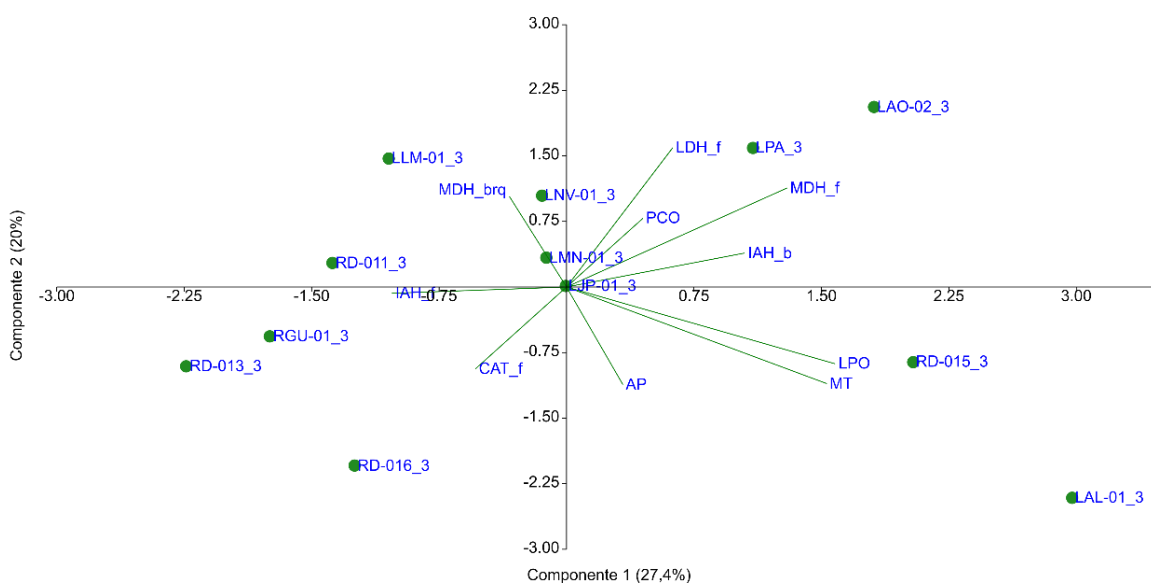
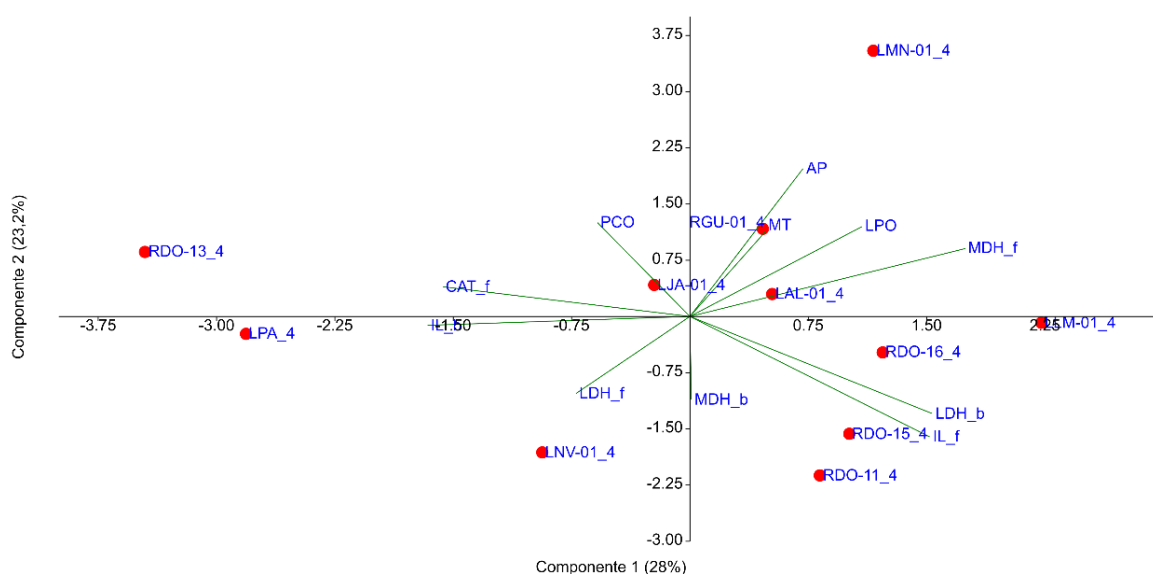


Figura 234: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Com relação aos peixes carnívoros, os resultados da PCA da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 235) também indicaram a formação de alguns agrupamentos. No primeiro deles podemos observar que os peixes coletados na Lagoa do Areal (LAO-02) e Lago Palmas (LPA) apresentaram maior associação com os danos em lipídios (LPO), enquanto os animais coletados na Lagoa Monsarás (LMN-01) e na foz do Rio Doce (RDO-16) destacaram-se por maiores níveis de danos no DNA (AP) e danos em proteínas (PCO), assim como maior atividade das enzimas hepáticas de metabolismo energético (MDH e LDH). Um terceiro agrupamento, um pouco mais difuso, foi formado pelos peixes coletados no Lago Juparanã (LJA-01), associados com os biomarcadores MDH branquial e a concentração de MT. Já os biomarcadores de danos morfológicos tanto em brânquia quanto em fígado estiveram mais associados aos animais provenientes do Lago Nova (LNV-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e do Rio Doce em Linhares (RDO-15). Seguindo para os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 236), a análise de componentes principais mostrou uma melhor associação dos biomarcadores de dano proteico (PCO) e atividade das enzimas hepáticas de metabolismo energético (MDH e LDH) com os peixes coletados na foz do Rio Doce (RDO-16). Já os peixes coletados na Lagoa do Areal (LAL01) e no Rio Doce em Baixo Guandu (RDO11) apresentaram maior associação com o biomarcador de dano morfológico no fígado (IL). Por fim, os biomarcadores de dano oxidativo em lipídios (LPO), danos no DNA (AP) e a enzima LDH na brânquia mostraram-se melhor associados aos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Doce em Linhares (RDO-15).

Figura 235: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo II (carnívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).

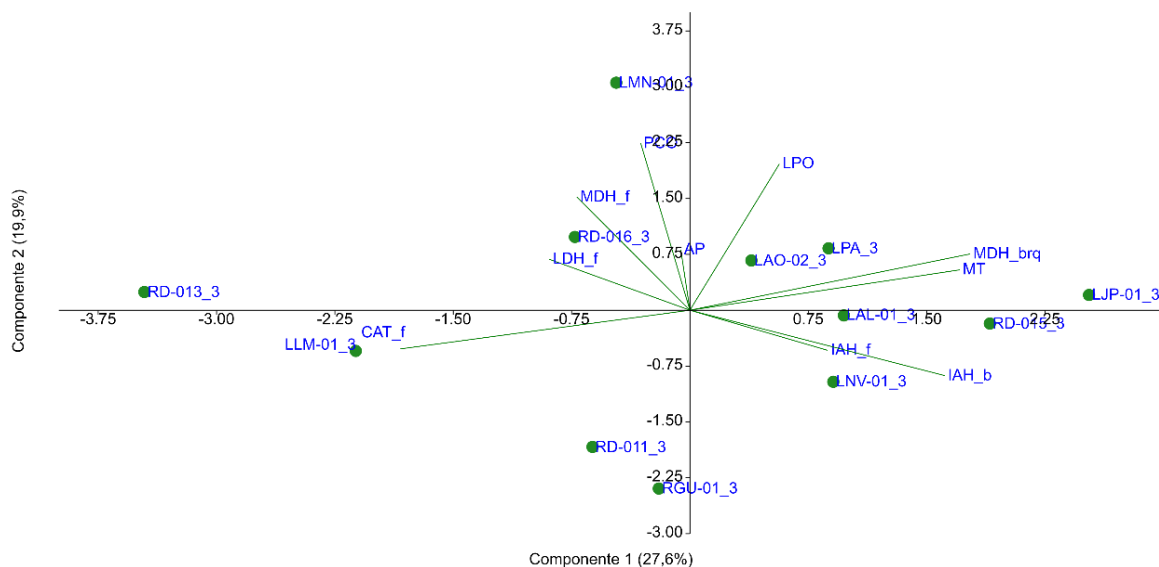
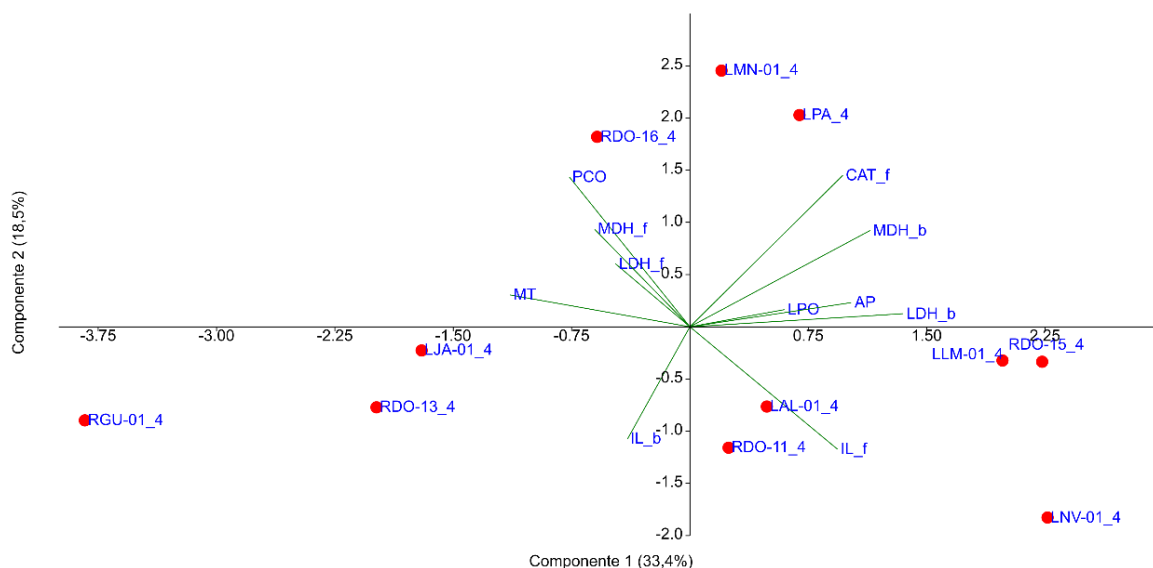


Figura 236: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquia (_b), e índice de alterações histológicas na brânquia (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo II (carnívoros) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Para o cálculo do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes, os resultados de ambos os grupos tróficos foram integrados. O índice indicou que o setor Lagoas, seguido do setor Rio foram os mais afetados em termos de efeito biológico durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 237). Já na campanha 2 (jan/fev 2019) o setor Rio destacou-se como o setor de maior efeito biológico para a ictiofauna. Seguindo para a campanha 3 (set/out 2019), os valores de IBR biomarcador foram muito próximos entre os diferentes setores, mas seguiram a seguinte sequência Lagos > Rio > Lagoas. Por fim, na campanha 4 (jan/fev 2020) um padrão semelhante ao da campanha anterior pôde ser observado, sendo o setor Lagos, seguido do setor Rio, os que apresentaram maior nível geral de efeito biológico. Numa perspectiva temporal, nota-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador nos setores Afluente, Rio e Lagoas ao longo das campanhas de monitoramento. Explorando mais os resultados do IBR biomarcador, na Figura 238 podemos observar como as respostas individuais dos biomarcadores estão se comportando ao longo do tempo. De maneira geral, observa-se uma diminuição temporal dos índices de lesão no fígado dos peixes, especialmente nos setores Lagos e Lagoas, e uma redução na atividade de enzimas antioxidantes (CAT) no fígado dos peixes do setor Rio. Por outro lado, alguns biomarcadores como a LPO e a PCO foram mais expressivos no Período de Transição, particularmente na campanha 3 (set/out 2019), do que no Ano 1. Na campanha 4 (jan/fev 2020) podemos observar um aumento de dano no DNA (AP) e no conteúdo de MT em relação às demais campanhas. Em conjunto, estes resultados podem indicar efeitos deletérios duradouros sobre a biota aquática, em decorrência da exposição crônica aos

contaminantes ambientais e da intensificação destes efeitos prejudiciais observados no Período de Transição.

Figura 237: Valores de Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa).

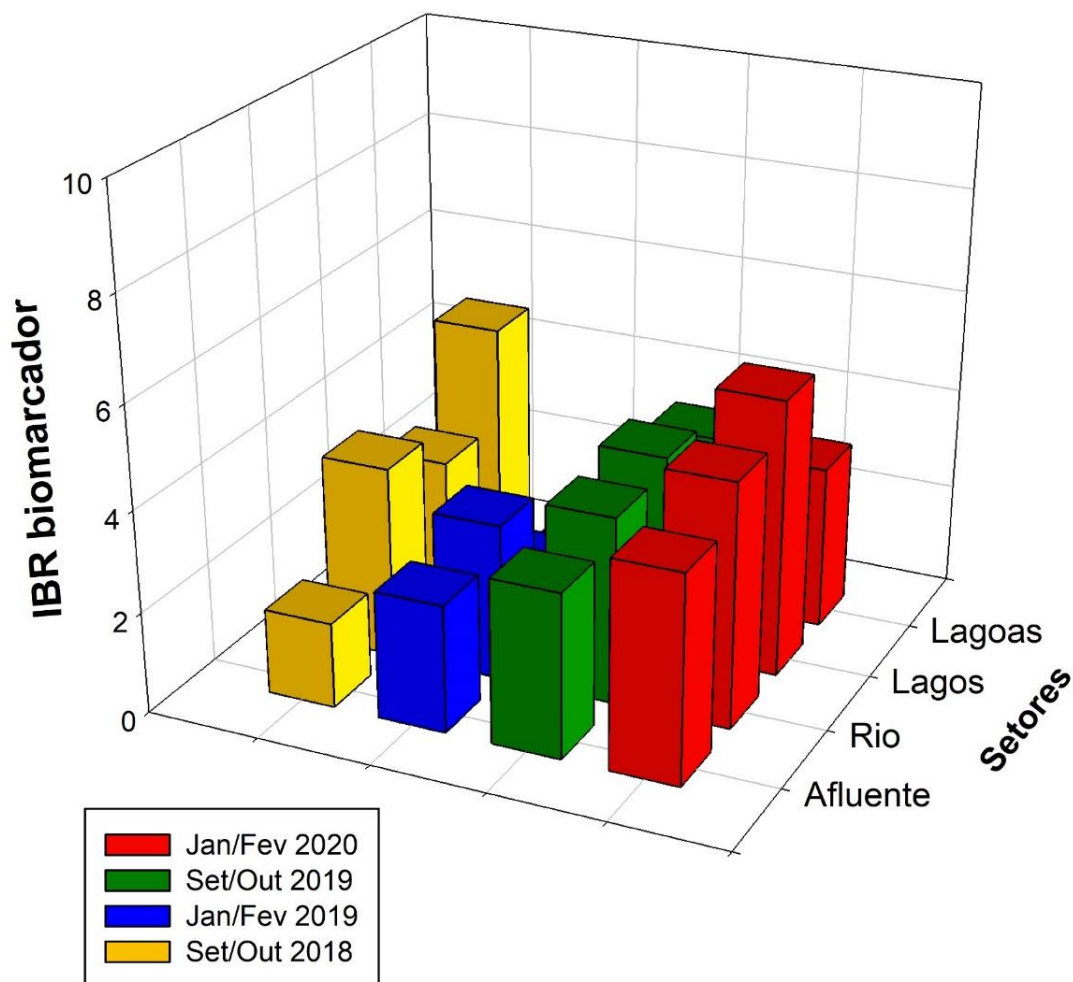
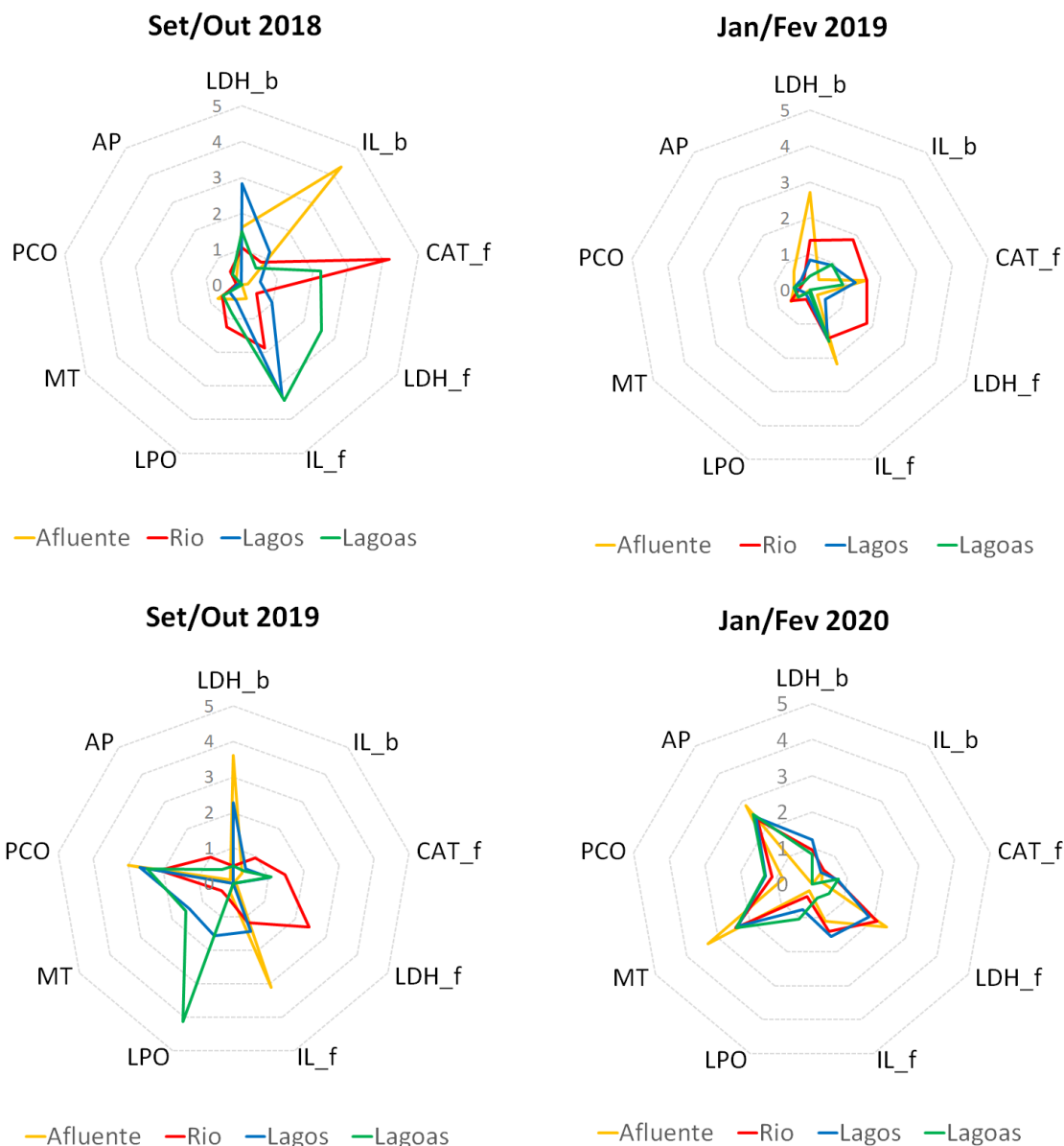


Figura 238: Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), campanha 3 (set/out 2019 – estação seca) e campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), mostrando a variação espaço-temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



1.7.4 Ensaios Ecotoxicológicos

Ensaios ecotoxicológicos foram realizados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM para classificar amostras de água e sedimento, coletadas na porção capixaba do Rio Doce, quanto à sua toxicidade, cumprindo com o disposto no TR4. Os pontos de amostragem nas campanhas 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) foram: RGU-01 e RDO-11, afluente e calha do Rio Doce, respectivamente, localizados em Baixo Guandu, RDO-13, situado na calha do rio em Colatina, e RDO-16 localizado na porção estuarina do Rio Doce (*Material Suplementar A1DS1, Figura 1 e Quadro 3*). A avaliação toxicológica

deu-se por meio de ensaios normatizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo microalgas, microcrustáceos e peixes em diferentes estágios de desenvolvimento (*Material Suplementar A1DS1, Tabela 1*). Nos ensaios com água e elutriato, os organismos foram expostos a diferentes diluições da amostra, entre 3,1 a 100% (fator de diluição 2). Nos ensaios com sedimento total os organismos foram expostos ao sedimento bruto (100%). Para esclarecimento, o elutriato foi a solução aquosa obtida pela adição de água de diluição à amostra de sedimento (4:1), submetida à agitação e posteriormente à decantação ou, quando necessário, filtração. Todos os ensaios incluíram controles, e a qualidade dos lotes dos organismos foi atestada por meio de ensaios com substância de referência. Os resultados dos ensaios foram usados para calcular o valor de toxicidade ou “índice de toxicidade”. Para as amostras de água e elutriato de sedimento foram consideradas as Concentrações de Efeito Observado (CEO), que correspondem à menor concentração da amostra que causa efeito significativo nos organismos, no tempo de exposição e nas condições do teste, ou o Valor Crônico Estimado (VCest) para larvas de *Danio rerio*. A partir das CEO ou VCest foram calculadas as Unidades Tóxicas ($UT = 100/CEO$). Quando não foi possível estimar a CEO pela ausência de efeito na maior concentração testada (100% da amostra), atribuímos a sigla NE (Não Estimável), sendo, neste caso, o valor de toxicidade considerado como 0 (zero). Para testes com sedimento total, as amostras foram classificadas como não-tóxicas ou tóxicas, segundo diferença estatisticamente significativa em relação ao controle. Neste caso, um valor fixo de toxicidade foi atribuído para cada uma das duas condições: 0 (zero) para não-tóxica e 100 para tóxica. Adicionalmente, para o cálculo do índice de toxicidade, levou-se em consideração a severidade da resposta observada (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 4*) e a sensibilidade do organismo testado (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 5*). As respostas subletais foram classificadas como menos severas e a letalidade como mais severa; enquanto os organismos mais sensíveis foram valorizados, recebendo maior número na escala de sensibilidade. A valorização das espécies mais sensíveis é importante para que o impacto não seja subestimado. Os valores de toxicidade foram usados para classificar as amostras desde não-tóxicas a altamente tóxicas (*Material Suplementar A1DS1, Tabela 2*). Vale lembrar que, para cada ponto amostral, esta classificação foi feita separadamente para água e sedimento, e levou em consideração a média dos valores de toxicidade resultantes dos diferentes ensaios realizados com as matrizes ambientais. O mesmo procedimento de classificação foi usado para o Ano 1 e o Período de Transição do PMBA/Fest-RRDM, tanto para o ambiente dulcícola, como marinho.

Os resultados dos ensaios de toxicidade mostraram que os microcrustáceos foram os mais afetados dentre os organismos testados. Os ensaios semicrônicos com *Ceriodaphnia dubia* e crônicos com *Daphnia magna* foram considerados os mais sensíveis por responderem com maior frequência à presença das amostras ambientais, seja através da redução no número da prole ou pela queda na sobrevivência. Neste aspecto, vale destacar a maior sensibilidade da *C. dubia* com relação à *D. magna*. Por exemplo, na campanha 3 (set/out 2019), as concentrações letais medianas para 50% dos organismos (CL50) de água e elutriato de sedimento do ponto RDO-16 no estuário do Rio Doce foram menores para *C. dubia* em comparação com os valores estimados para *D. magna*, considerando-se

apenas os ensaios crônicos (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 1*). Para as amostras coletadas no mesmo ponto RDO-16 na campanha 4 (jan/fev 2020), os ensaios com *C. dubia* originaram valores de CL50 semelhantes aos estimados na campanha 3 (set/out 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 2*). As análises realizadas no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM também mostraram uma maior sensibilidade dos microcrustáceos, sendo os ensaios crônicos com *D. magna* os mais responsivos (RRDM, 2019; RT17; Tabelas 13 a 15). O PMQQS e Mendes et al. (2020), testando amostras coletadas ao longo da calha do Rio Doce após o rompimento da barragem (2015 a 2018), indicaram a *C. dubia* como um organismo bastante sensível. Além dos testes com amostras brutas, Mendes et al. (2020) avaliaram a toxicidade das partículas suspensas, comparando os efeitos de amostras filtradas e não filtradas na reprodução e sobrevivência do cladóceros. Os autores associaram a toxicidade das amostras ambientais à presença de partículas em suspensão em função da presença da pluma de rejeitos e episódios de ressuspensão durante períodos de chuva, principalmente, nos municípios capixabas de Itapina, Colatina e Linhares. De acordo com o relatório RT-18B RRDM/NOV19 do Anexo 3 Dulcícola – Limnologia, os maiores valores de turbidez na calha do Rio Doce até Regência, ocorrem no período chuvoso. Adicionalmente, os dados do PMBA/Fest-RRDM mostraram que no Período de Transição houve aumento no valor de material particulado em suspensão (MPS), e turbidez na calha do Rio Doce e no Rio Guandu. No Rio Doce, os valores de turbidez (entre 10,70 e 369,76 UNT) ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357, aplicada como referência para água doce Classe 2 (turbidez = 100 UNT) e apresentaram correlações positivas com a concentração de MPS, que variou entre 27,20 e 310,00 mg/L (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). As partículas em suspensão podem entupir as estruturas alimentares de organismos filtradores, como é o caso da *C. dubia*, causando toxicidade. No presente monitoramento, filtramos as amostras de água e sedimento (filtro GF 5 – malha 0,45 µm), reduzindo o número de partículas em suspensão, mas mantendo as formas dissolvidas de metais (menor que 0,45 µm), e mesmo assim encontramos toxicidade para *C. dubia* (*Material Suplementar A1DS2, Figuras 6 e 7*). Adicionalmente, devemos lembrar que as chuvas não apenas aumentam a turbidez da água, mas remobilizam metais associados ao sedimento, sendo este, outro fator que influencia na toxicidade da amostra. Estes aspectos já foram mencionados anteriormente no presente relatório.

Os ensaios com *Hyalella* sp indicaram toxicidade apenas do sedimento total do ponto na foz do Rio Doce (RDO-16) na campanha 3 (set/out 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Figuras 8 e 9*), diferentemente do Ano 1, onde o ensaio foi responsivo para as 2 campanhas, referente ao mesmo ponto (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 2 - jan/fev 2019) (RRDM, 2019; RT17; Figura 57). Já, os ensaios com larvas de *D. rerio* indicaram toxicidade das amostras de sedimento (elutriato) do ponto RDO-13, na cala do Rio Doce em Colatina, para as campanhas do Período de Transição (campanha 3- set/out 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020) (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 1 e 2*), mas, para o Ano 1, esse ensaio foi responsivo para o sedimento (elutriato) do ponto no estuário do Rio Doce (RDO-16) (RRDM, 2019; RT17; Tabela 13). Devemos lembrar que o ponto RDO-13 não foi analisado no Ano 1 de monitoramento. Por outro lado, os *D. rerio* adultos foram os organismos mais tolerantes, seguindo o padrão das demais campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM,

2019; RT17; Tabela 13). Resultados dos ensaios de toxicidade realizados pelo PMQQS (RRDM, 2019; RT17; Tabela 16 e Figuras 58 e 59) e por Mendes et al. (2020), com amostras de água coletadas no Rio Doce, reforçam a baixa responsividade do *D. rerio* adulto. Ainda com peixes, Passos et al. (2020) testaram a toxicidade crônica (21 dias) de amostras de água e sedimento (elutriato), coletadas em novembro de 2018 no estuário do Rio Doce, para o lambari *Astyanax lacustris*. Apesar dos autores não observarem mortalidade, eles detectaram um aumento de metais (Fe e Mn) no fígado dos peixes expostos à água (100%) e elutriato (50 e 100%), em relação aos controles experimentais.

No geral, os ensaios com as microalgas *R. subcapitata* não apresentaram toxicidade, seja por um padrão dose-resposta não evidente, ou por apresentarem crescimento positivo ou em “U” (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 1 e 2*), seguindo o mesmo perfil do Ano 1 de monitoramento. Nesta linha, um dos encaminhamentos da CTBio (SEI_ICMBio - 7653770 - Nota Técnica 165) foi “avaliar quais os ensaios mais representativos a serem mantidos na revisão do TR4 a fim de buscar respostas mais direcionadas e conclusivas às perguntas a serem respondidas”. Assim, mantivemos para o Período de Transição o mesmo conjunto de ensaios usados para classificar as amostras ambientais quanto à sua toxicidade no Ano 1, sendo que os ensaios com microalgas não foram inclusos.

Com o intuito de integrar os resultados de toxicidade com a presença de metais no ambiente, aplicamos Análises de Componentes Principais (PCAs) usando as concentrações de metais na água (dissolvido) e sedimento e os valores de toxicidade estimados para tais matrizes (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 3 e 4*). As PCAs foram realizadas separadamente para água e sedimento, bem como para as campanhas 3 e 4 (set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente). Como comentado anteriormente neste relatório, para a água foram usadas apenas as concentrações de metais dissolvidos, visto que as formas biodisponíveis encontram-se nessa fração. Considerando a campanha 3 (set/out 2019), observamos que, para água, os eixos 1 (PC1) e 2 (PC2) juntos explicam 89,6% da variação total dos resultados, sendo o PC1 responsável por 54,5% da variação total da análise e o PC2 por 35,1%. Os pontos na calha do Rio Doce em Baixo Guandu e Colatina (RDO-11 e RDO-13, respectivamente) ficaram associados entre si, mas fracamente correlacionados com o Zn. O ponto no Rio Guandu (RGU-01) encontrou-se associado ao As, Al e Fe, enquanto o ponto na foz do Rio Doce (RDO-16) mostrou-se correlacionado aos metais Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Mn e com a variável “Toxicidade” da água (Figura 239). Aplicando a PCA com os resultados obtidos na campanha de 4 (jan/fev 2020), verificamos que os eixos PC1 e PC2 sumarizam 88,6% da variação total dos resultados, sendo que o PC1 contribui com 55,9% e o PC2 com 32,7%. A variável “Toxicidade” da água manteve-se associada ao ponto da foz do Rio Doce (RDO-16), assim como os metais Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Mn. As demais associações observadas para a campanha 4 (jan/fev 2020) seguem o mesmo padrão visto para os dados da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 240 e Figura 239, respectivamente).

Figura 239: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019 - período seco) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16).

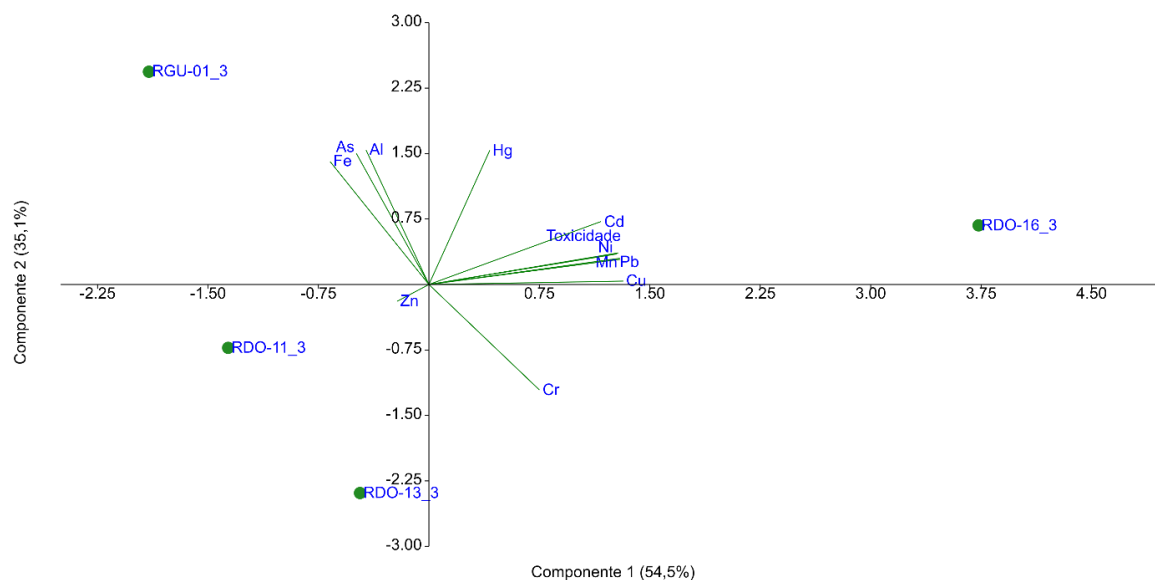
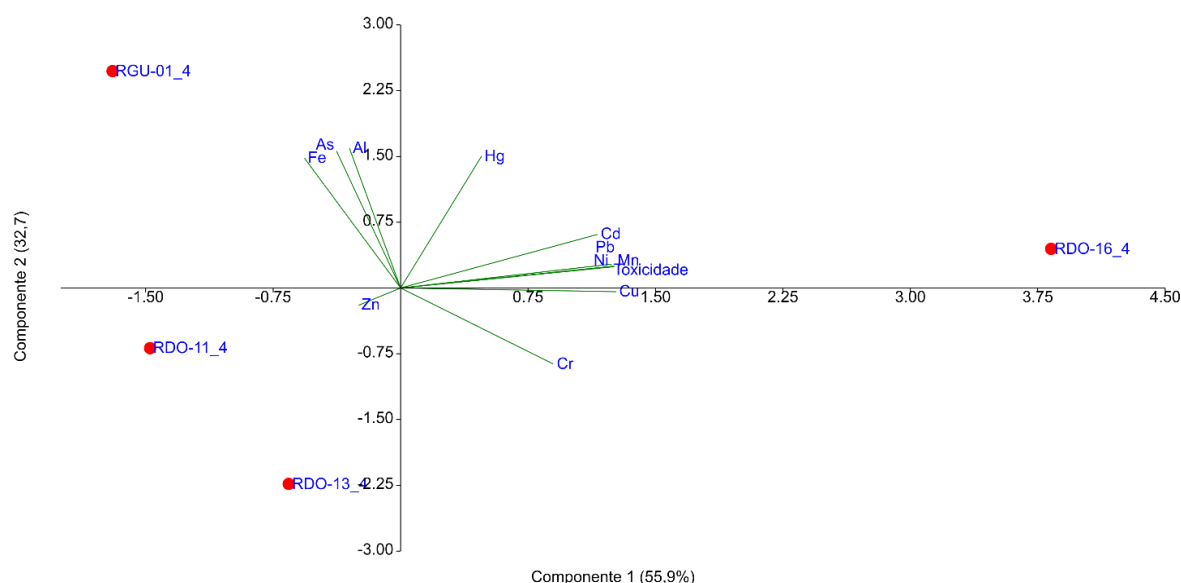


Figura 240: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020 - período chuvoso) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Na PCA aplicada para os dados de sedimento (concentração de metais e valores de toxicidade) relacionados à campanha 3 (set/out 2019), os eixos PC1 e PC2 juntos sumarizam 92,1% da variação total dos dados, sendo que o PC1 resume 66,7% e o PC2 resume 25,4%. Os pontos amostrais

distribuíram-se em quadrantes diferentes, sendo o ponto no afluente (RGU-01) correlacionado ao Cd, o ponto RDO-11, na calha do Rio Doce em Baixo Guandu, foi associado aos metais Cr, Cu, Mn, Ni e Pb, e o ponto RDO-16, no estuário do rio, foi correlacionado ao As, Zn, Fe e Al, juntamente com a variável “Toxicidade” do sedimento (Figura 241). Analisando os resultados da campanha 4 (jan/fev 2020), encontramos que os 2 eixos explicam 89,4% da variação dos resultados, sendo 52,9% referente ao PC1 e 36,5% referente ao PC2. A variável “Toxicidade” do sedimento ficou associada ao As, Al, Cd, Cr e Pb e, novamente, ao estuário do Rio Doce (RDO-16). O ponto no afluente (RGU-01) correlacionou-se apenas ao Ni, o ponto do Rio Doce em Colatina (RDO-13) ficou correlacionado apenas ao Hg, enquanto o ponto RDO-11, na calha do rio em Baixo Guandu, ficou correlacionado aos metais Cu, Fe, Mn e Zn (Figura 242).

Figura 241: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019 - período seco) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16).

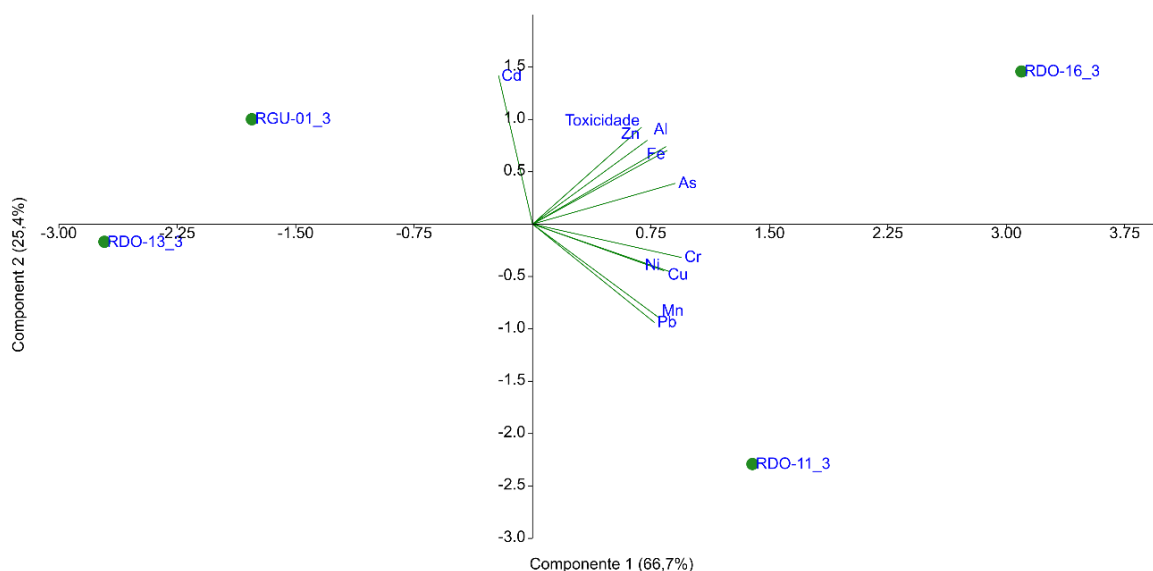
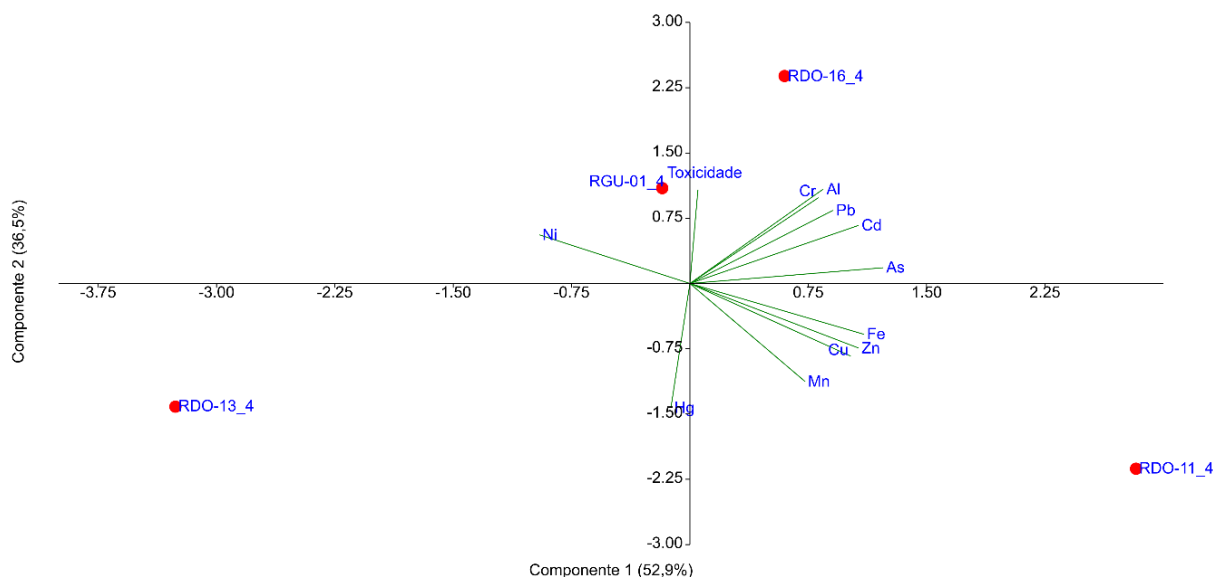


Figura 242: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2019 - período chuvoso) nos seguintes pontos: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16).



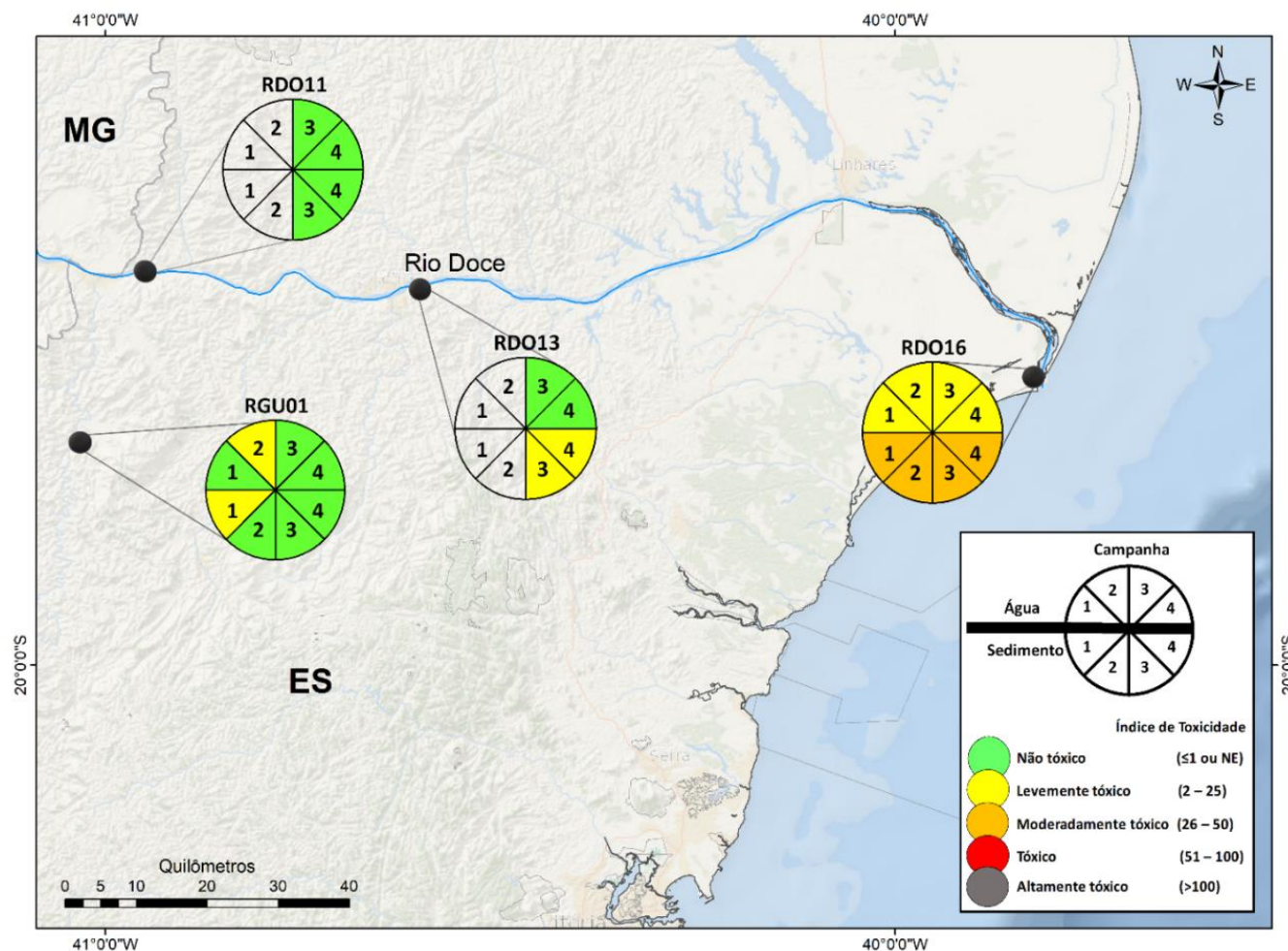
A Figura 243 mostra uma análise espaço-temporal dos resultados dos ensaios de toxicidade. Dentre os pontos amostrais analisados nas duas campanhas do Período de Transição (campanha 3 - set/out 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020), aqueles localizados no afluente (RGU-01) e na calha do rio em Baixo Guandu (RDO-11) foram classificados como “não-tóxicos”; enquanto o ponto na foz do Rio Doce (RDO-16) foi o ponto mais impactado, tendo sua água classificada como “levemente tóxica” e seu sedimento como “moderadamente tóxico”. Estes dados são reforçados pelas análises de PCAs que mostraram que as variáveis “toxicidade”, seja da água ou do sedimento, estiveram sempre associadas ao ponto na foz do Rio Doce (RDO-16). Esta toxicidade foi vinculada, principalmente, aos ensaios com cladóceros (semicrônico com *C. dubia* e agudo com *D. magna*) e anfípoda (*Hyaella sp*) para a campanha 3 (set/out de 2019) e cladóceros para a campanha 4 (jan/fev de 2020). O ponto RDO-13 teve seu sedimento classificado como “levemente tóxico”, e a água como “não-tóxica” para ambas as campanhas do Período de Transição.

Ao fazermos uma análise temporal, verificamos que a toxicidade reduziu na água e no sedimento do afluente do Rio Doce (RGU-01). Já no estuário (RDO-16), a toxicidade se manteve, sem um efeito claro da sazonalidade. Este ponto, além de ser o mais impactado, não apresentou variação na toxicidade das suas matrizes ao longo de todo o monitoramento, mas vale destacar que para o sedimento, o maior valor de toxicidade encontrado foi de 49, na faixa do “moderadamente tóxico”, porém no limiar do “tóxico”, sendo este referente à amostra coletada na campanha 3 (set/out 2019), período seco (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 3 e 4*). É importante indicar que a campanha 4 (jan/fev de 2020) se deu durante o período de chuva intensa registrado para o fim do Período de Transição (fev/mar 2020). Neste sentido, ressaltamos que o menor valor de toxicidade para o sedimento neste ponto foi observado justamente para esta campanha (29, contra 45 na campanha 1 -

set/out 2019, 46 na campanha 2 - jan/fev 2019 e 49 na campanha 3 - set/out 2019), mas ainda assim ficou classificado como “moderadamente tóxico”. Esta menor toxicidade, pode ter ocorrido em função da remobilização do sedimento pela chuva, reduzindo a concentração de metais aprisionados nesta matriz. Segundo os resultados apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM na calha do Rio Doce, incluindo seu estuário, as grandes chuvas poderiam ter causado a diluição e redução das concentrações de metais; no entanto, houve também o aumento do teor destes elementos na água devido à ressuspensão dos sedimentos, onde a concentração de metais diminuiu.

De qualquer forma, é evidente que além do estuário do Rio Doce estar mais impactado, a maior toxicidade está associada ao seu sedimento. Ambientes estuarinos possuem sedimento rico em matéria orgânica, um importante ligante de metais; por este motivo, pode retê-los de forma expressiva e, portanto, apresentar-se mais tóxico do que a água (PAQUIN et al., 2000). Queiroz et al. (2018) apontam para o risco de liberação dos metais depositados no sedimento de ambientes estuarinos. No trabalho, os autores concluem que apesar do acúmulo de metais-traço estar, principalmente, associado às frações sedimentares menos biodisponíveis, condições anóxicas, transitórias ou cíclicas, podem causar alterações no ciclo redox de metais como, por exemplo, do Fe, liberando, constantemente, estes elementos para o ambiente, sugerindo um estado de contaminação crônica.

Figura 243: Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM ao longo do Ano 1 (campanha 1 – set/out 2018 e campanha 2 – jan/fev 2019) e Período de Transição (campanha 3- set/out 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar o valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Rio Guandu (RGU-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13) e foz do Rio Doce (RDO-16). Os pontos RDO-11 e RDO-13 passaram a ser monitorados a partir do Período de Transição.



1.7.5 Monitoramento ecotoxicológico da microbiota

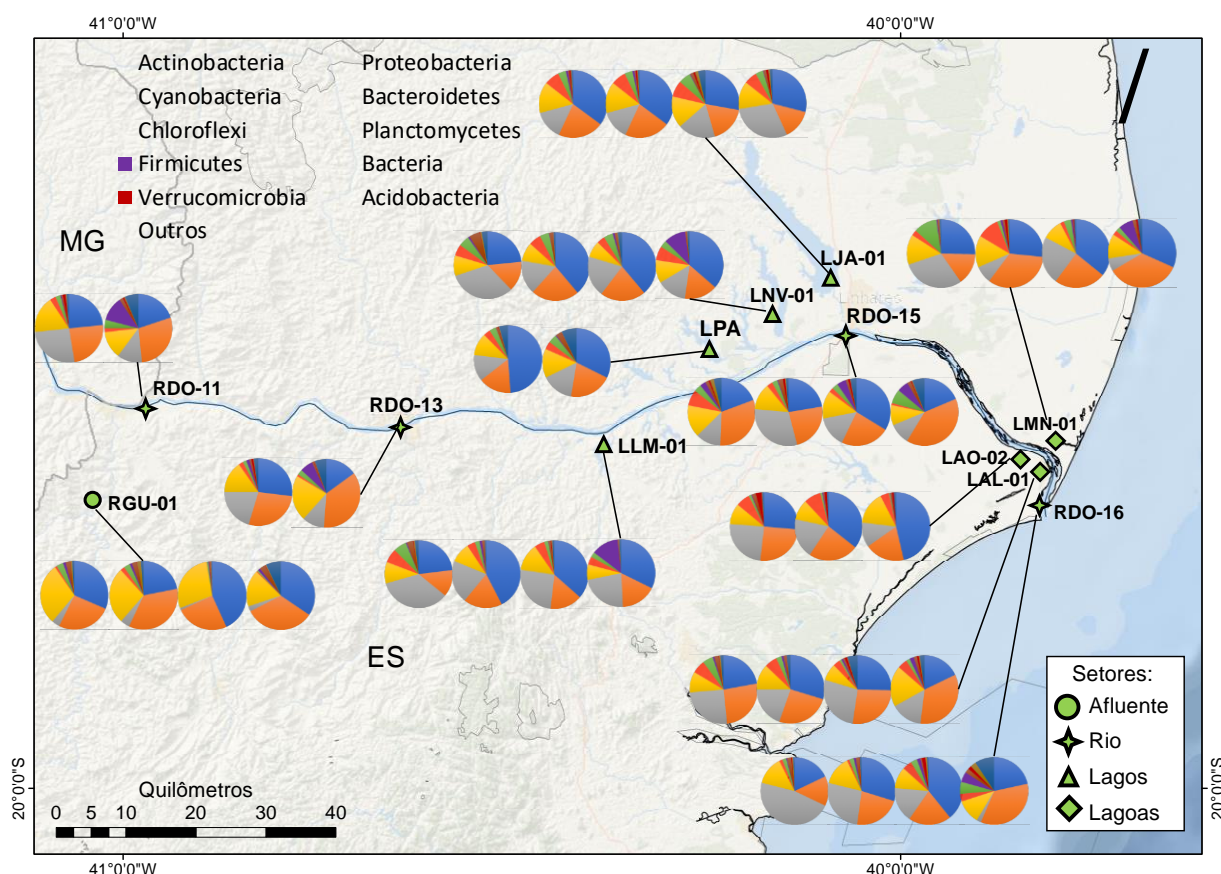
O monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e corais nos ambientes pré-determinados foi realizado em sua totalidade. As análises de microbiologia foram realizadas na porção capixaba do Rio Doce, incluindo afluente, lagos, lagoas e estuário (amostras de água em duas profundidades [superfície e fundo] e sedimento). Estas análises visaram a descrição das comunidades microbianas nos referidos ambientes, seguida pela análise de possíveis perturbações em tais comunidades e sua relação com a presença de metais no sedimento oriundo do Rio Doce e características físico-químicas.

O monitoramento da comunidade microbiana total em amostras de água (superfície e fundo) e sedimento foi realizado utilizando-se triplicatas das amostras em cada ponto de coleta. A diferença no número de amostras entre as campanhas se deve a fatores como: inclusão e/ou retirada de pontos de coleta por motivos logísticos e climáticos. As análises da microbiota total em amostras de água e sedimento foram realizadas através da extração do DNA total, amplificação do gene 16S rRNA e posterior sequenciamento em larga escala dos amplicons, utilizando-se sequenciadores de nova geração (Illumina MiSeq). As sequências geradas foram processadas utilizando o software Qiime 2-2019.1. As ordenações foram geradas através do software RStudio Version 1,1,383. Adicionalmente, um teste de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi realizado com os dados obtidos.

1.7.5.1 Composição da microbiota na água e no sedimento

O resumo dos resultados obtidos para a abundância relativa dos filos bacterianos predominantes da campanha 1 (set/out 2018) a campanha 4 (jan/fev 2020) estão apresentados na Figura 244 e Figura 245. As figuras apresentam um resumo dos resultados obtidos para amostras de água de superfície e sedimento. Os resultados das amostras de água de fundo não foram aqui apresentados por serem semelhantes aos de água de superfície, porém estão presentes de forma mais detalhada na seção específica.

Figura 244: Localização das estações de coleta do ambiente dulcícola e abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de água de superfície das campanhas 1 a 4 (set/out 2018 – jan/fev 2020), respectivamente. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). As estações listadas a seguir não foram coletadas nas quatro campanhas e seus gráficos representam: RDO-11: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); RDO-13: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LPA: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LAO-02: campanhas 1 a 3 (set/out 2018 – set/out 2019).



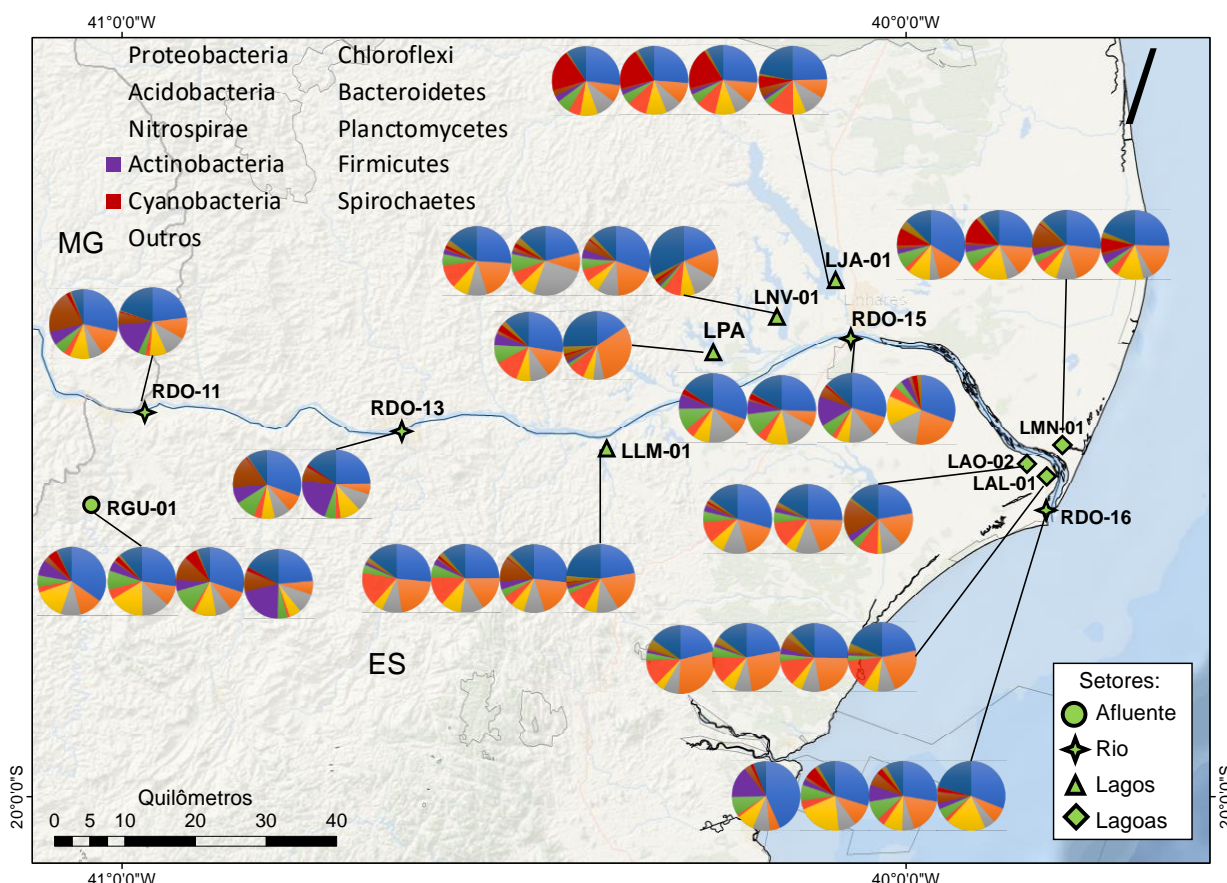
1.7.5.2 Diversidade e Riqueza

Os resultados dos índices de riqueza (número de OTUs) e diversidade (índice de Shannon) para as estações localizadas na bacia do Rio Doce demonstraram maiores valores nas amostras de sedimento quando comparadas com as amostras de água. Tais índices não apresentaram um padrão claro de sazonalidade e não houve de forma geral grandes variações entre as estações analisadas. A maior diversidade e riqueza no sedimento sugere a importância dos microrganismos para sustentar os principais processos biogeoquímicos, bem como os processos de decomposição e mineralização.

Na campanha 1 (set/out 2018), os menores índices de diversidade no sedimento foram encontrados nas estações LNV-01 e LAR, enquanto que os maiores foram das estações LLM-01, RDR, LAL e

RDO-16. O índice de riqueza revelou valores superiores para as estações LNV-01, LAR e LMN-01. As estações que apresentaram maior disparidade nos índices em suas águas de superfície foram LJP-01 e LAL para diversidade, e RGU-01 e RDO-15 para riqueza. Quanto às águas de profundidade, observou-se maior diversidade na estação LNV-01 e riqueza reduzido para as estações LNV-01, LAR e LMN-01 (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 5 e 6*).

Figura 245: Localização das estações de coleta do ambiente dulcícola e abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam, da esquerda para direita, amostras de sedimento das campanhas 1 a 4 (set/out 2018 – jan/fev 2020), respectivamente. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). As estações listadas a seguir não foram coletadas nas quatro campanhas e seus gráficos representam: RDO-11: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); RDO-13: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LPA: campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020); LAO-02: campanhas 1 a 3 (set/out 2018 – set/out 2019).



Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), observou-se ligeira redução na diversidade bacteriana para os pontos RGU-01 e LAL. Quanto às amostras de água de superfície, observa-se uma maior disparidade na diversidade obtida, onde os pontos LJP-01, RDR e LMN-01 apresentam valores mais elevados (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 5*).

Considerando a campanha 3 (set/out 2019), as amostras de sedimento das estações RGU-01, LLM-01, RDO-16 e LPA apresentaram os maiores níveis de riqueza bacteriana. Enquanto que a menor foi encontrada no ponto RDO-13 (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 6*). Para águas de fundo destacam-se as estações LLM-01 e LNV-01 com os maiores níveis de riqueza bacteriana e LAO-02 com o menor. As amostras de água de superfície revelaram maior nível de riqueza para as estações LJP-01, RDO-11 e RDO-15, enquanto que o menor valor foi observado na estação LAO-02 (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 5*). Quanto aos níveis de diversidade, percebemos valores similares para todas as estações em amostras de sedimento (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 6*). As amostras de água revelaram maior diferença uma vez que o menor valor foi encontrado na estação RGU-01 seguido pela estação LAO-02, para água de superfície e fundo (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 5*).

Avaliando as amostras da campanha 4 (jan/fev 2020), não foi observado grande mudança nos índices de riqueza e diversidade nas amostras de sedimento. Porém, as estações que apresentaram menor diversidade foram RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16. Enquanto que os menores índices de riqueza foram observados nas estações RGU-01, RDO-11 e RDO-13. Com relação a amostras de água, não foram observadas grandes diferenças nos índices de diversidade. Por outro lado, observou-se aumento no índice de riqueza com elevação do número de OTUs principalmente na estação RDO-16 (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 5 e 6*).

Em um estudo realizado por Reis et al. (2020) foi avaliado a comunidade bacteriana de três rios da bacia do Rio Doce, 7, 30 e 150 dias após o rompimento da barragem de Fundão. Dois rios, do Carmo e Casca, foram impactados, e um rio, Água Fria, não foi impactado (REIS et al., 2020). Em nosso estudo atual, anos após o rompimento da barragem, os índices de riqueza nas três primeiras campanhas foram superiores aos rios impactados nos dias mais próximos ao rompimento (7 e 30 dias), sendo mais semelhantes aos rios impactados 150 dias pós-perturbação, assim como ao rio não impactado. Vale ressaltar uma grande elevação destes índices durante a campanha 4 (jan/fev 2020) no Rio Doce em Linhares (RDO-15) e na foz (RDO-16). Já os índices de diversidade apresentaram valores mais semelhantes aos rios impactados 30 e 150 dias pós-perturbação, e ao rio não impactado (REIS et al., 2020). Esses resultados revelam o grande impacto na comunidade bacteriana nos primeiros dias pós rompimento da barragem e que este impacto parece estar diminuindo com o passar do tempo. O que pode significar uma capacidade de resiliência do Rio Doce. No entanto, apesar dos índices de diversidade e riqueza sugerirem uma recuperação parcial da comunidade bacteriana, os impactos das mudanças nesses índices sobre a resiliência das comunidades microbianas ainda não são muito claros (GRIFFITHS et al., 2000; VAN ELSAS et al., 2012).

1.7.5.3 Água de Superfície: Abundância relativa de grupos bacterianos

De modo geral as amostras de água de superfície dos rios e lagoas avaliadas apresentaram os filos Actinobacteria, Proteobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes como os mais abundantes (Figura

246). Em nível de gênero os mais abundantes foram hgcl clade e *Cyanobium* PCC-6307 (Figura 247). O perfil acima descrito, mesmo oscilando, manteve-se majoritariamente em todas as campanhas.

Muitos dos grupos bacterianos nas amostras de água em todas as campanhas foram relatados em rios da bacia do Rio Doce impactados poucos dias após ao rompimento da barragem de Fundão, do Carmo e Casca, e não foram encontrados em um rio da mesma bacia não impactado, Água Fria (REIS et al., 2020). Estes táxons são: hgcl clade, *Polynucleobacter*, *Sediminibacterium* e *Sporichthyaceae*, e podem estar demonstrando que o impacto na microbiota da água ainda continua mesmo anos após o rompimento. Entre estes táxons vale destacar *Sediminibacterium*, um gênero bacteriano com metabolismo quimiolitotrófico, obtendo energia pela oxidação de ferro ferroso, e que já foi descrita em elevada abundância em minas extintas e rios contaminados com rejeito de mineração (SIBANDA et al., 2019; ZHANG et al., 2019).

O grande diferencial da campanha 4 (jan/fev 2020) quando comparada com as demais foi o aumento de *Exiguobacterium*, em quase todas estações, e *Acinetobacter* nas estações localizadas no Rio Doce (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), sendo o seu maior aumento justamente na estação que apresenta altas concentrações de metais (Linhares, RDO-15). *Acinetobacter* é conhecido por elevada resistência a altos níveis de diversos metais pesados, capacidade de degradação de poluentes e comumente encontrados em ambientes contaminados (DHAKEPHALKAR; CHOPADE, 1994; BHADRA et al., 2006; BHATTACHARYA; GUPTA, 2013; MÉNDEZ et al., 2017; CZARNY et al., 2020). Sendo algumas espécies deste gênero patogênicas ao ser humano e com alto grau de resistência a antibióticos (DHAKEPHALKAR; CHOPADE, 1994). Ainda, *Acinetobacter* demonstrou uma concentração muito mais elevada nos rios da bacia do Rio Doce impactados poucos dias após o rompimento da barragem de Fundão, quando comparado a um rio não impactado (REIS et al., 2020). O gênero *Exiguobacterium* possui características similares as descritas acima para *Acinetobacter*, como alta resistência a metais pesados, ser relatado em ambientes contaminados com estes metais e capacidade de bioacumulação, biotransformação, biorredução e bio sorção de metais pesados (ALAM; MALIK, 2008; ALAM; AHMAD, 2013; KUMARI et al., 2014; LI et al., 2014; PARK; CHON, 2016; AKKOYUN et al., 2020).

O aumento da abundância destes dois gêneros pode estar relacionado a um maior impacto nas águas do Rio Doce durante a campanha 4 (jan/fev 2020), o que acompanha os resultados de concentração de metais. Durante a coleta da campanha 4 (jan/fev 2020) foram registradas chuvas de grande intensidade, o que pode estar relacionado com a possível piora da qualidade da água do Rio Doce em níveis microbiológicos. Entre os metais que aumentaram a concentração vale destacar o Cr, que demonstrou um aumento de 240% no Período de Transição em relação ao Ano 1 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3). *Acinetobacter* e *Exiguobacterium* possuem grande afinidade ao Cr (ALAM; AHMAD, 2013; BHATTACHARYA; GUPTA, 2013). Inclusive, *Exiguobacterium* é utilizada em biossensores microbianos para indicar a presença de Cr no ambiente (WU et al., 2019).

No entanto, vale ressaltar que espécies não patogênicas destes gêneros são comumente utilizadas para biorremediação de ambientes contaminados com metais pesados, sendo assim excelentes alvos para estratégias biorremediadores que visam a recuperação do Rio Doce.

Em contrapartida, a grande abundância da cianobactéria *Cyanobium* não foi verificado nos rios impactados logo após ao rompimento da barragem (REIS et al., 2020), e por ser um microrganismo fotossintetizante e importante para a produção primária do ecossistema, o aumento de sua abundância nas três primeiras campanhas pode estar indicando uma recuperação ambiental que provavelmente está relacionado a diminuição de turbidez dos rios. No entanto, este grupo bacteriano diminuiu sua abundância nas amostras do Rio Doce na campanha 4 (jan/fev 2020), que apresentou os níveis de turbidez superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357, aplicada como referência para águas doce de Classe 2, o que corrobora os resultados que demonstram o maior impacto nesta campanha (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3).

Figura 246: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce. São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como "Outros". A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

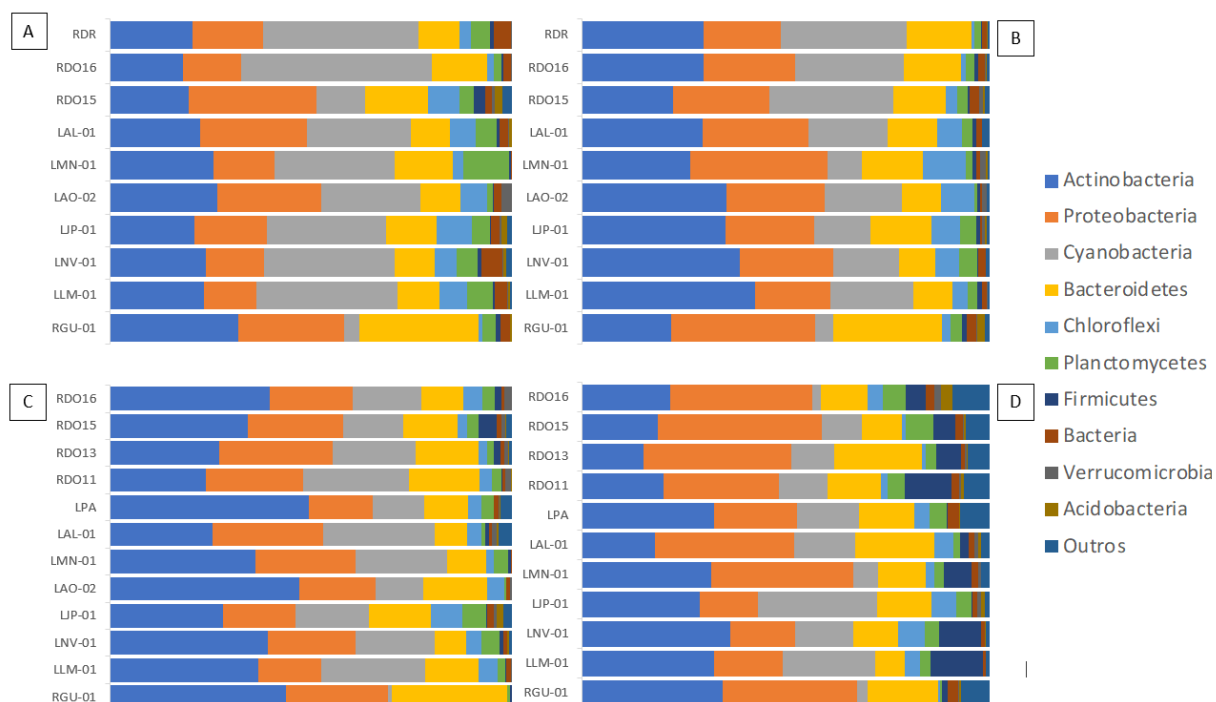
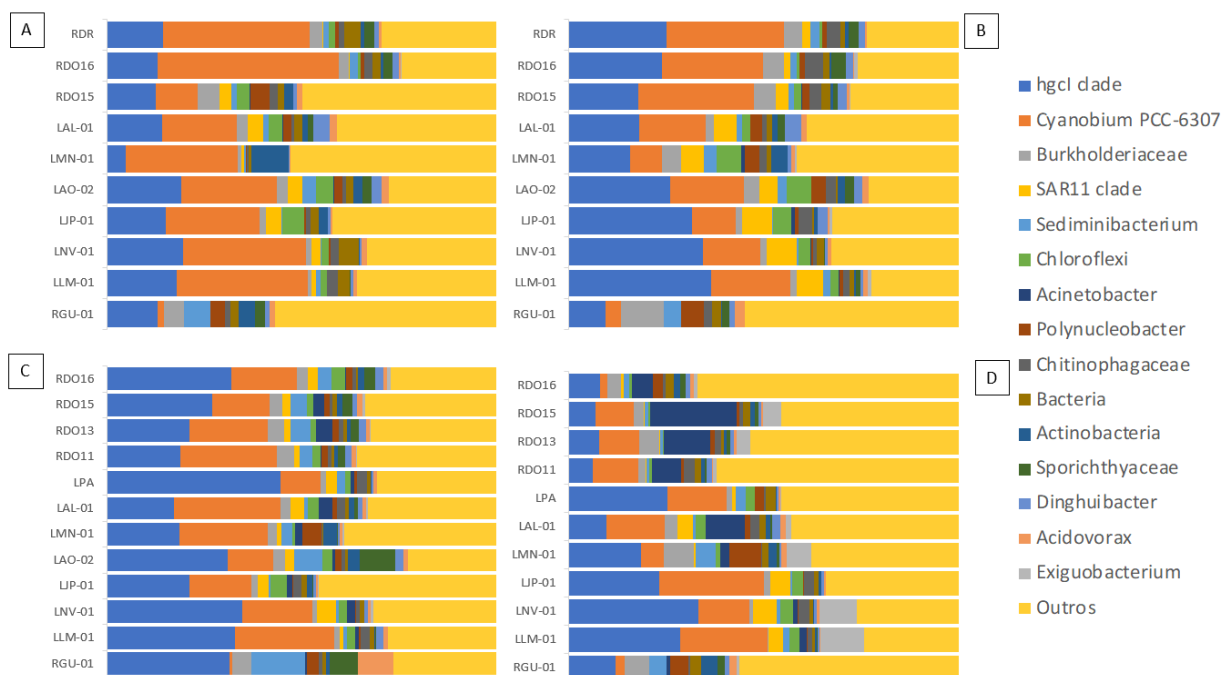


Figura 247: Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

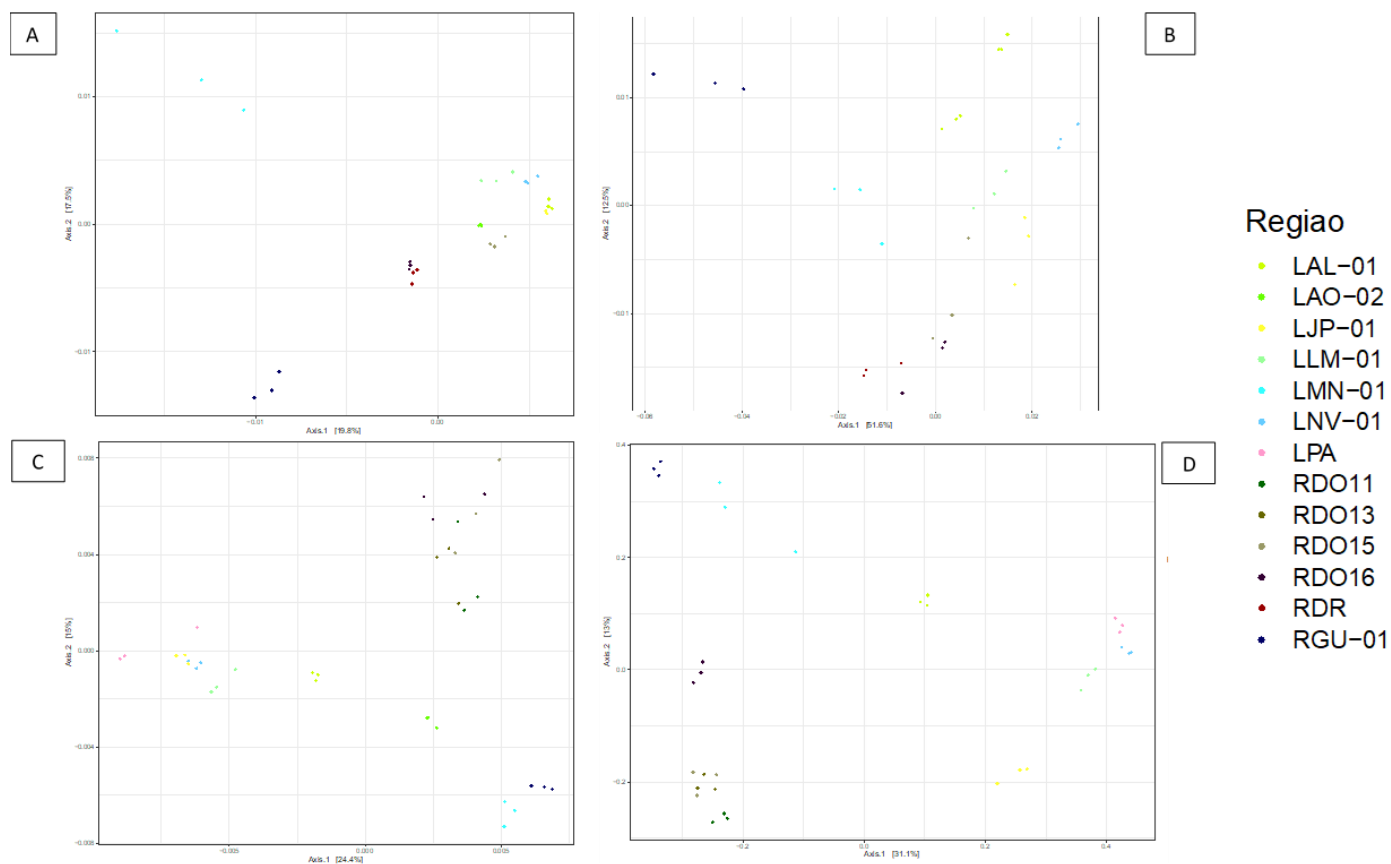


1.7.5.4 Água de Superfície: Ordenação

Uma vez que a comunidade bacteriana de sedimento e água demonstram grande diferença, as análises de ordenação foram separadas em água de superfície, água de fundo e sedimento. Possibilitando assim visualizar as diferenças espaciais, temporais e entre rios, lagos e lagoas. E ainda, para uma melhor avaliação espacial foi realizado uma ordenação para cada campanha (Figura 248), já para uma melhor avaliação temporal foi realizado uma nova ordenação com todas as campanhas (Figura 249).

De forma geral, durante as quatro campanhas a comunidade bacteriana da água de superfície das amostras do Rio Doce mostraram grande semelhança entre si, assim como as amostras de lagos e lagoas adjacentes, com exceção da lagoa Monsarás (LMN-01) e do afluente Baixo Guandu (RGU-01), que demonstraram uma comunidade bacteriana específica, diferente das demais, e que se tornaram semelhantes na campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 248).

Figura 248: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



A análise realizada durante a campanha 1 (set/out 2018) revelou a formação de um core principal contendo a maioria das estações em estudo e com distanciamento das estações RGU-01 e LMN-01. As estações RDO-16 e RDR apresentaram perfil mais similar ao core principal. A estação LMN-01 havia sido agrupada de forma distinta e sofrendo influência da presença de Fe e dos índices de condutividade e alcalinidade do meio (Figura 248A).

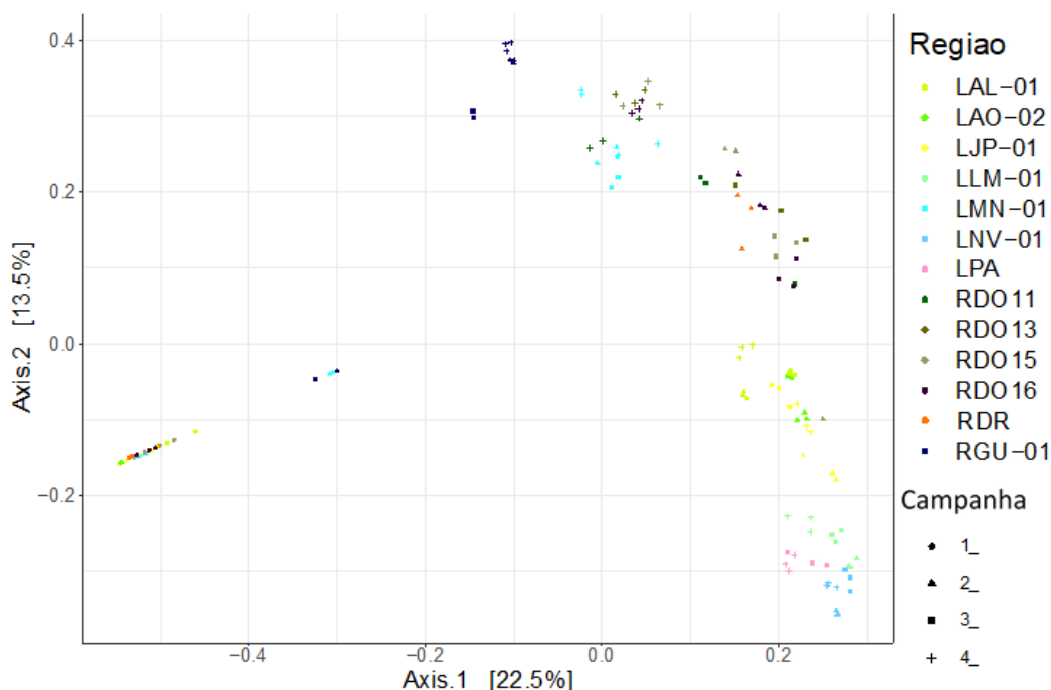
Na campanha 2 (jan/fev 2019), amostras da estação RGU-01 também foram as mais distintas. Nesta campanha os perfis não foram tão próximos quanto durante a campanha 1 (set/out 2018). A ordenação também revelou que amostras obtidas na calha do Rio Doce apresentaram perfis diferentes das amostras de lagos e lagoas. A estação RGU-01 teve sua comunidade microbiana modelada por pouca influência dos metais analisados e que a estação RDO-15 foi mais influenciada por Cr e Hg.

Durante a campanha 3 (set/out 2019), houve separação entre as amostras do Rio Doce e entre amostras de lagoas e lagos adjacentes, este perfil foi observado de forma mais clara nesta campanha. Apenas amostras das estações RGU-01 e LMN-01 foram menos agrupadas com as demais amostras. Adicionalmente, amostras da estação LAO-02 e LAL-01 apresentaram perfis intermediário, indicando possível compartilhamento de comunidades bacterianas (Figura 248C).

Na campanha 4 (jan/fev 2020) observa-se que lagoas e lagos ficaram localizadas de forma mais desagrupada, porém ainda assim é possível constatar que amostras das estações LPA, LNV-01 e LAL-01 apresentaram grande similaridade. Além disso, as amostras das estações localizadas na calha do Rio Doce (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16) também demonstraram correlação. Por fim, amostras das estações RGU-01 e LMN-01 também ficaram próximas.

Para uma avaliação temporal foi realizado uma ordenação com todas as campanhas (Figura 249). Onde pode-se destacar que as comunidades bacterianas da campanha 1 (set/out 2018) eram diferentes das demais e possuíam maior homogeneidade. Além disso, observamos que para as demais campanhas (campanha 2 - jan/fev 2019 a campanha 4 - jan/fev 2020) o fator localidade prevaleceu nessas amostras sobre o fator temporalidade, uma vez que amostras de campanhas diferentes permaneceram compartilhando maior comunidades bacterianas (Figura 249). Esse tipo de ordenação de grande semelhança entre amostras com características distintas, como visualizado na campanha 1 (set/out 2018), sugere a presença de um fator externo capaz de impactar a comunidade bacteriana, aumentando a similaridade entre amostras que normalmente são diferentes. Este impacto externo parece diminuir nas campanhas seguintes.

Figura 249: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do ambiente dulcícola considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



1.7.5.5 Água de Superfície: Porcentagem de similaridade (SIMPER)

Para a campanha 1 (set/out 2018), a análise de SIMPER revelou contribuição superior do táxon *Cyanobium* PCC-6307, estando diretamente relacionado com as estações RDR e RDO-16. Este táxon foi responsável por 28,64% de contribuição para a diferenciação das referidas amostras (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 7*).

Para a campanha 2 (jan/fev 2019), os resultados apresentaram expressiva correlação entre os táxons *Cyanobium* PCC-6307 e hgcl clade com as estações do Rio Doce, enquanto que estes mesmos táxons apareceram em proporção reduzida para a estação RGU-01. Da mesma forma, os táxons *Burkholderia*, *Pseudarcicella* e *Polynucleobacter* foram encontrados em maior proporção na estação RGU-01 enquanto que nas estações localizadas no Rio Doce (RDO-15, RDR e RDO-16) estavam presentes de forma reduzida. É importante salientar que estes táxons foram responsáveis por mais de 40% da contribuição total das comunidades associadas às referidas estações e que somente os primeiros dois táxons microbianos foram responsáveis por quase 30% desta ordenação. De maneira interessante, o táxon hgcl clade (*Actinobacteria*) não havia apresentado a mesma influência na campanha 1 (set/out 2018), o que pode indicar uma alteração importante na dinâmica de populações entre a primeira e campanha 2 (jan/fev 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 8*).

Para a campanha 3 (set/out 2019), os cinco gêneros bacterianos que mais contribuem para a diferenciação das comunidades são responsáveis por 33,37%. Observa-se que o gênero *Cyanobium* PCC-6307 é pouco representativo na estação RGU-01 e hgcl clade demonstrou elevada contribuição do gênero hgcl clade na estação LPA (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 9*).

Durante a campanha 4 (jan/fev 2020), o táxon mais contribuinte, hgcl clade, demonstrou maior concentração nas estações LLM-01, LNV-01 e LPA (hgcl clade). Deste modo, podemos observar que os demais táxons com maior contribuição também estiveram mais presentes nas amostras de lagoa, enquanto que *Acinetobacter* teve maior relevância em estações do Rio Doce, com destaque para Linhares (RDO-15), localizada na calha do Rio Doce (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 10*). Outro táxon que surgiu como grande contribuinte na campanha 4 (jan/fev 2020) foi *Exiguobacterium*. Vale ressaltar, como descrito anteriormente, que tanto *Acinetobacter* quanto *Exiguobacterium* são conhecidos por elevada resistência a altos níveis de diversos metais pesados, capacidade de degradação de poluentes, metabolização de metais pesados e comumente encontrados em ambientes contaminados com metais (DHAKEPHALKAR; CHOPADE, 1994; BHADRA et al., 2006; ALAM; MALIK, 2008; ALAM; AHMAD, 2013; BHATTACHARYA; GUPTA, 2013; KUMARI et al., 2014; LI et al., 2014; PARK; CHON, 2016; MÉNDEZ et al., 2017; AKKOYUN et al., 2020; CZARNY et al., 2020). E ainda, *Acinetobacter* demonstrou grande abundância exclusivamente em rios da bacia do Rio Doce dias após o rompimento da barragem de Fundão (REIS et al., 2020). O que relaciona a sua presença não somente a concentração de metais como também ao rejeito de mineração da barragem de Fundão. Vale ressaltar ainda a presença de hgcl clade, como uns dos principais contribuintes em todas as campanhas. Hgcl clade, assim como *Acinetobacter*, foi encontrado em grande abundância em rios da bacia do Rio Doce impactados com rejeitos da barragem poucos dias após o rompimento (REIS et al., 2020).

1.7.5.6 Água de fundo: Abundância relativa de grupos bacterianos

As abundâncias relativas da comunidade bacteriana das amostras de água de superfície em nível de filo e gênero estão demonstradas nas Figura 250 e Figura 251. De modo geral, as amostras de água de fundo foram semelhantes as amostras de água de superfície, com maior abundância dos filos Proteobacteria, Actinobacteria, Cyanobacteria e Bacteroidetes, e dos gêneros hgcl clade e *Cyanobium*-PCC6307. No entanto, vale ressaltar que nestas amostras o aumento de *Acinetobacter* na campanha 4 (jan/fev 2020) foi ainda mais elevado, incluindo algumas lagoas. O que apoia que esta bactéria, sugerida como bioindicadora de metais pesados e da presença do rejeito da barragem de Fundão, estava no sedimento do Rio Doce e as fortes chuvas ocorridas durante o verão de 2020 favoreceram o seu afloramento, assim como a ressuspensão de metais.

Figura 250: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como "Outros". A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

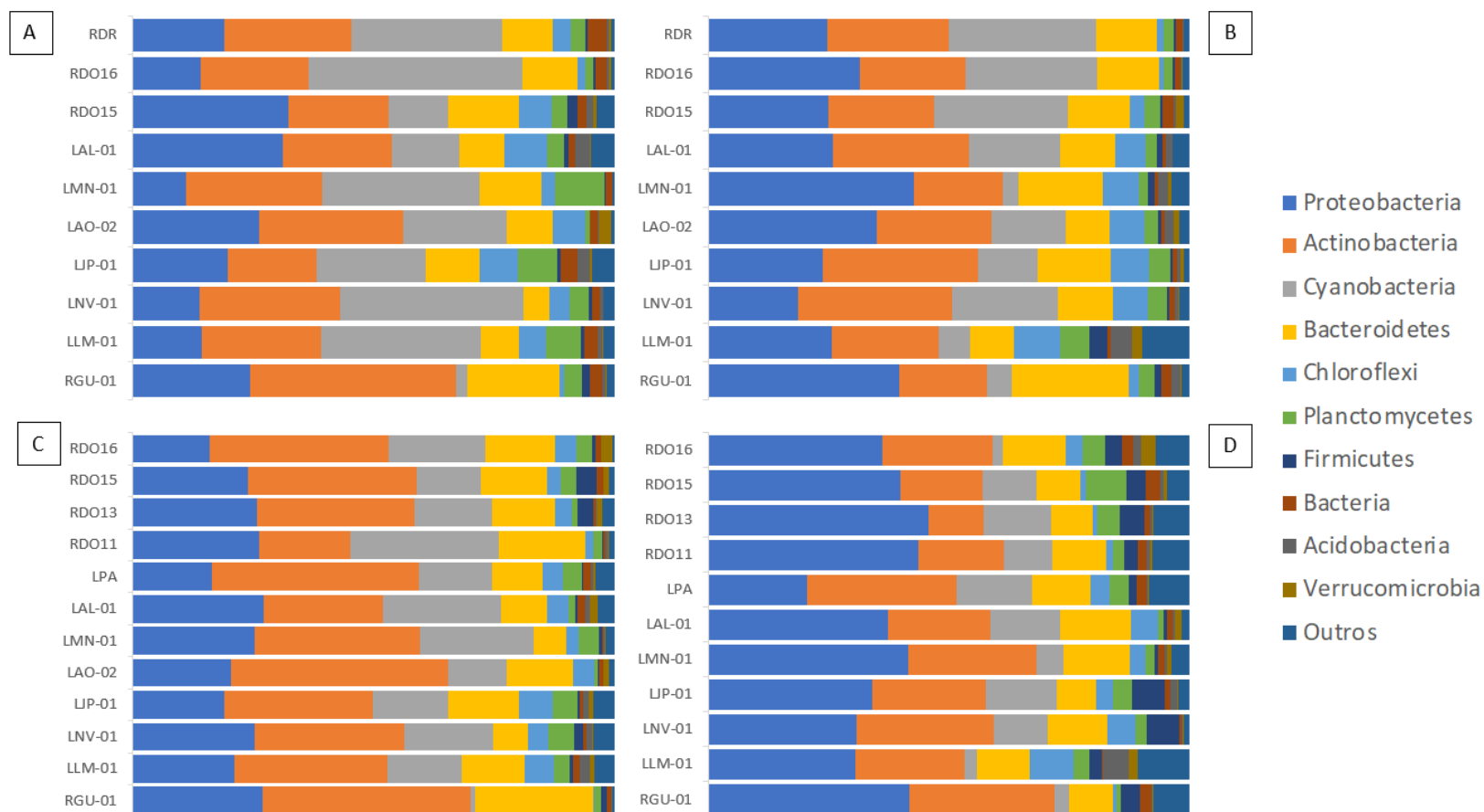
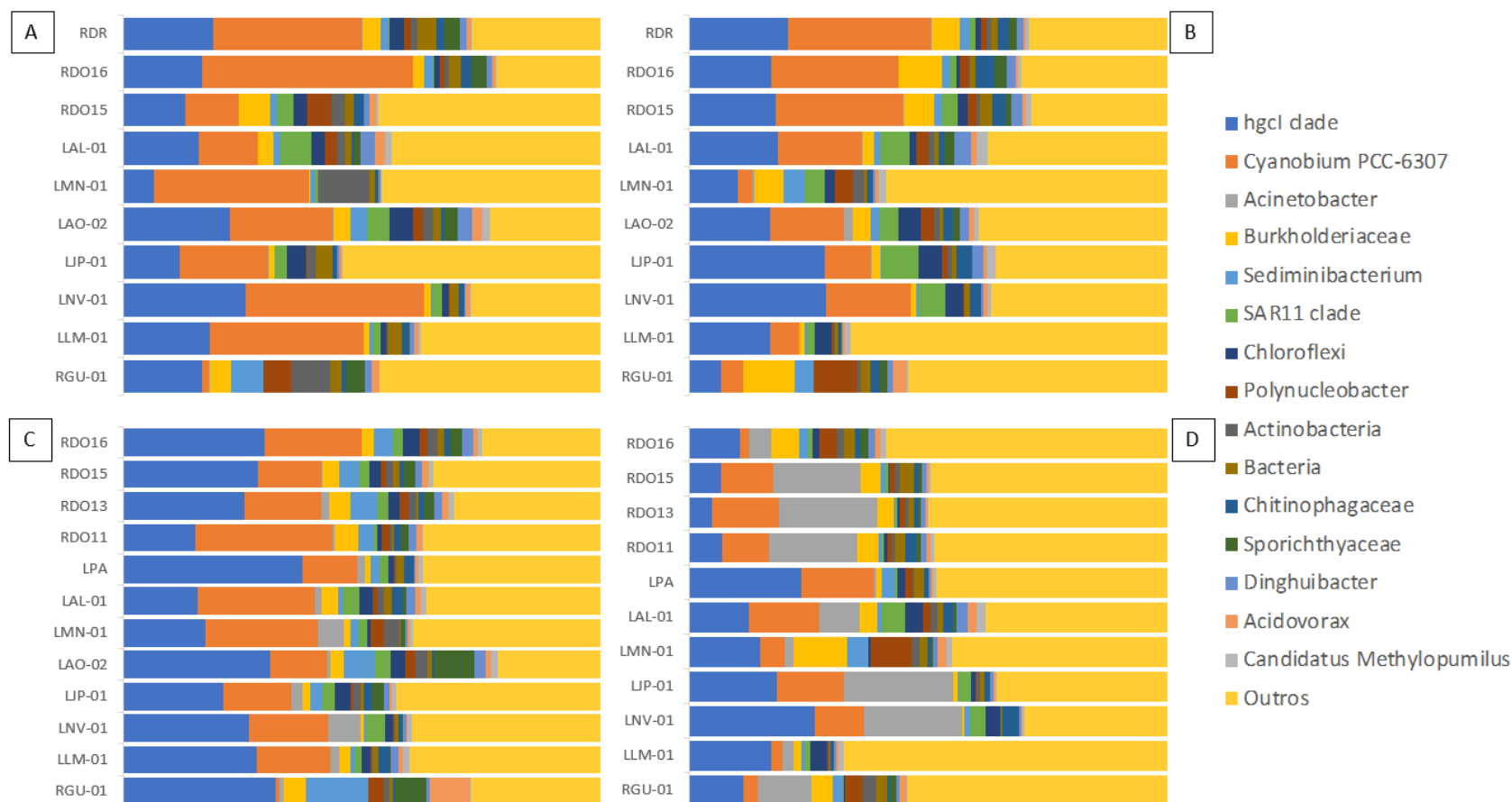


Figura 251: Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



1.7.5.7 Água de fundo: Ordenação

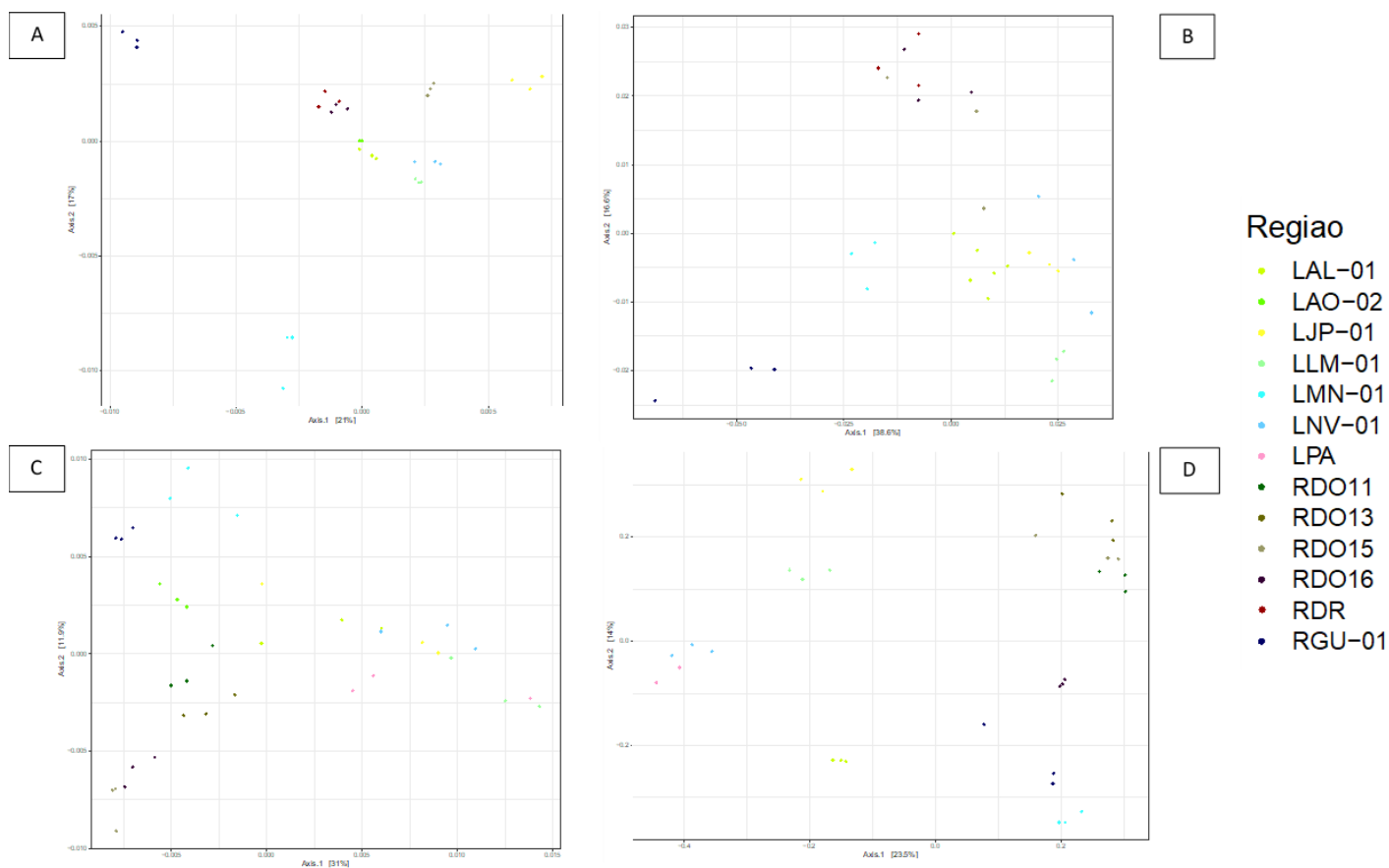
De forma geral as amostras de água de fundo demonstraram ordenação semelhante as descritas para as amostras de água de superfície. A análise da ordenação gerada com as amostras da campanha 1 (set/out 2018) revelou a presença de um core microbiano principal formado por amostras do Rio Doce (RDR, RDO-16) e também das lagoas adjacentes (LAO-02, LNV-01 e LLM-01). Enquanto as amostras das estações RGU-01, LMN-01, RDO-15 e LJP-01 demonstraram perfis distintos e foram ordenadas de forma isolada. Neste sentido, destacou-se as amostras de RGU-01 e LMN-01, pela grande diferença de perfil, e a amostras LAL-01, por apresentar elevados níveis de Fe (Figura 252 A).

Durante a campanha 2 (jan/fev 2019), a ordenação gerada com amostras de água de profundidade também revelou distanciamento das amostras oriundas da estação RGU-01 seguido por LMN-01. As amostras da calha do Rio Doce também se mostraram distintas das amostras das lagoas adjacentes. Neste sentido as amostras RDO-16, RDO-15 e RDR foram as mais similares. As amostras de lagoa, apesar de possuírem características similares ainda preservaram características específicas de cada lagoa, sendo fácil a diferenciação dos perfis bacterianos (Figura 252 B).

As amostras da campanha 3 (set/out 2019) também demonstraram uma clara separação entre amostras oriundas de pontos situados na calha do Rio Doce de amostras oriundas das lagoas e lagos adjacentes. Apesar disto, foi possível observar que amostras da estação RGU-01 foram as que mais se aproximaram das amostras de lagoa (LMN-01 e LAL-01) (Figura 252 C).

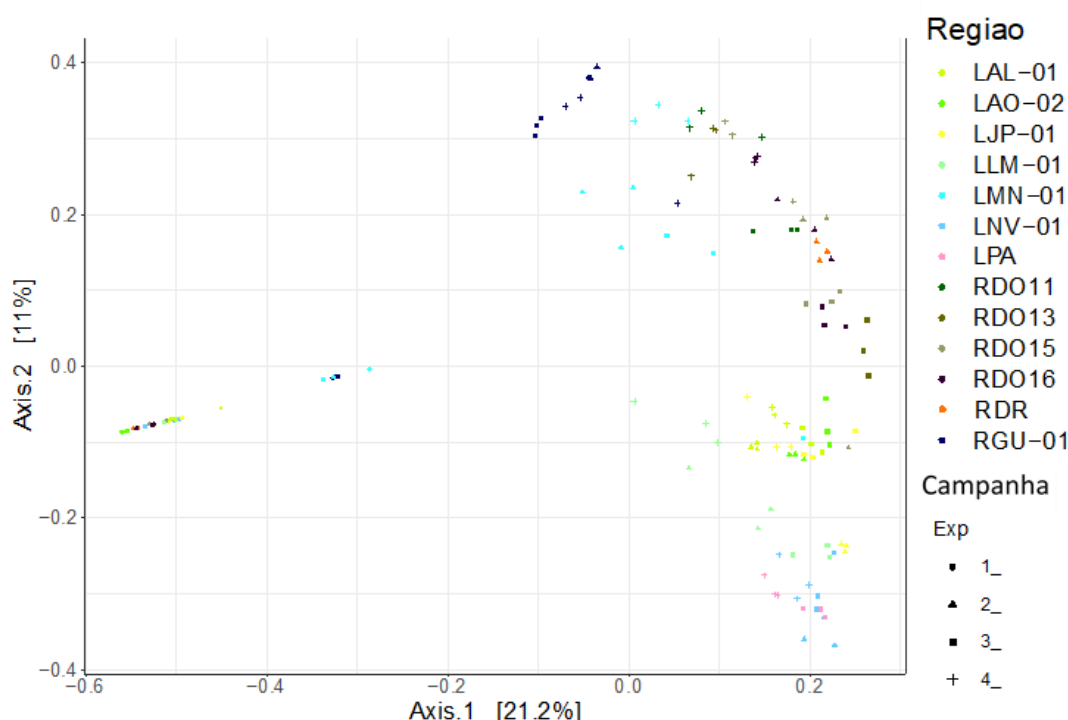
A análise da campanha 4 (jan/fev 2020) também revelou separação das amostras da calha do Rio Doce com as amostras de lagos e lagoas. Da mesma forma como já observado anteriormente as amostras de lagos e lagoas também parecem, para esta campanha, apresentar perfis bacterianos mais região-específica quando comparados às amostras do Rio Doce, que compartilham maior número de comunidades e acabam por se agrupar facilmente (Figura 252 D).

Figura 252: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



A análise para todas as campanhas revelou padrão similar ao já observado para amostras de água de superfície. A campanha 1 (set/out 2018) parece ser a mais distinta quando comparada as demais. Além disso, também se observa uma relação região-específica mais forte para amostras da campanha 2 (jan/fev 2019) e da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 253).

Figura 253: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do ambiente dulcícola considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



1.7.5.8 Água de fundo: Porcentagem de similaridade (SIMPER)

A análise de SIMPER para água de fundo demonstrou um número maior e com maior contribuição de táxons relacionados a presença de metais pesados e ao rejeito da barragem de Fundão, quando comparado com água de superfície. Os dados da campanha 1 (set/out 2018) revelaram hgcl clade, *Cyanobium* PCC-6307 e *Polynucleobacter* como os táxons com maior contribuição para a ordenação encontrada. As estações RDR e RDO-16 foram as mais influenciadas por *Cyanobium* PCC-6307, este táxon sozinho foi responsável por 27,25% de contribuição na diferenciação gerada entre as amostras (Material Suplementar A1DS2, Tabela 11).

Os táxons mais contribuintes na campanha 1 (set/out 2018) também foram observados na campanha 2 (jan/fev 2019). *Cyanobium* PCC-6307 e hgcl clade estão em maior proporção nas estações localizadas no Rio Doce (RDO-15, RDR e RDO-16), enquanto que este padrão não se repete para a

estação RGU-01, que apresenta maior abundância relativa para *Burkholderiaceae* e *Polynucleobacter*, respectivamente (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 12*).

Avaliando as amostras da campanha 3 (set/out 2019), percebe-se que apesar da diferença na profundidade entre amostras de superfície e fundo, as mesmas apresentam os mesmos quatro gêneros bacterianos contribuindo com aproximadamente 30% da diferenciação entre os pontos de coleta. Nesta análise, percebe-se ainda que *Cyanobium* PCC-6307 e hgcl clade são os grupos que mais contribuem e alternam a posição de maior relevância entre amostras de água de superfície e fundo (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 13*).

A campanha 4 (jan/fev 2020) mostrou táxons já observados em campanhas anteriores como sendo os de maior contribuição no perfil microbiano. Porém, podemos observar algumas alterações de prevalência. Além disso, vale ressaltar o aparecimento do táxon *Exiguobacterium* que ainda não havia sido observado anteriormente, como também de *Acinetobacter* nas estações LJP-01 e RDO-13 (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 14*). Táxons que estão sendo sugeridos como bioindicadores de metais pesados e do rejeito da barragem de Fundão na campanha 4 (jan/fev 2020).

1.7.5.9 Sedimento: Abundância relativa de grupos bacterianos

Diferentemente das amostras de água, que apresentaram dominância de poucos táxons, as amostras de sedimento demonstraram uma distribuição mais equitativa em todas estações e campanhas. De modo geral, os filos mais abundantes foram Proteobacteria, Chloroflexi, Acidobacteria, Bacteroidetes e Nitrospirae (Figura 254). O gênero mais abundante continuou sendo *Anaerolineaceae*. *Anaerolineaceae* possui resistência, capacidade de metabolizar metais pesados e já foi anteriormente relatado em grande abundância em ambientes contaminados com metais (MARGESIN; SCHINNER, 1996; VEGLIÓ et al., 1997; PAGNANELLI et al., 2000; WANG et al., 2018; MENG et al., 2019; ZHANG et al., 2020) (Figura 255).

Na campanha 4 (jan/fev 2020) vale destacar o aumento de *Terrimonas* e *Arthrobacter* nas estações localizadas nos rios. Estes gêneros são comumente relatados em ambientes contaminados por metais pesados, assim como possuem metabolismo para metais (MARGESIN; SCHINNER, 1996; VEGLIÓ et al., 1997; PAGNANELLI et al., 2000; WANG et al., 2018).

Devido a maior concentração de metais na estação RDO-15, foi avaliado ainda os táxons que apresentaram a sua maior concentração neste ponto. Estes foram: *Pirellulaceae*, *Gaiellales*, *Gemmatimonadaceae*, *Gemmataceae*, *Nitrosomonadaceae*, *Anaeromyxobacter* e *Latescibacteria*. Com exceção da família *Gemmataceae*, todos os outros grupos taxonômicos já foram relatados em ambientes com metais pesados. Outros táxons entre os mais abundantes relacionados à presença de metais no sedimento do rio foram *Novosphingobium*, *Geobacter*, *Geothrix*, *Rhodocyclaceae* e *Nitrospira* (PRAKASH et al., 2010; MEHTA-KOLTE; BOND, 2012; MOBERLY et al., 2016; MOSA et al., 2016; CHETTRI; SINGH, 2019; REIS et al., 2020).

Figura 254: Classificação taxonômica das amostras de sedimento do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como "Outros". A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

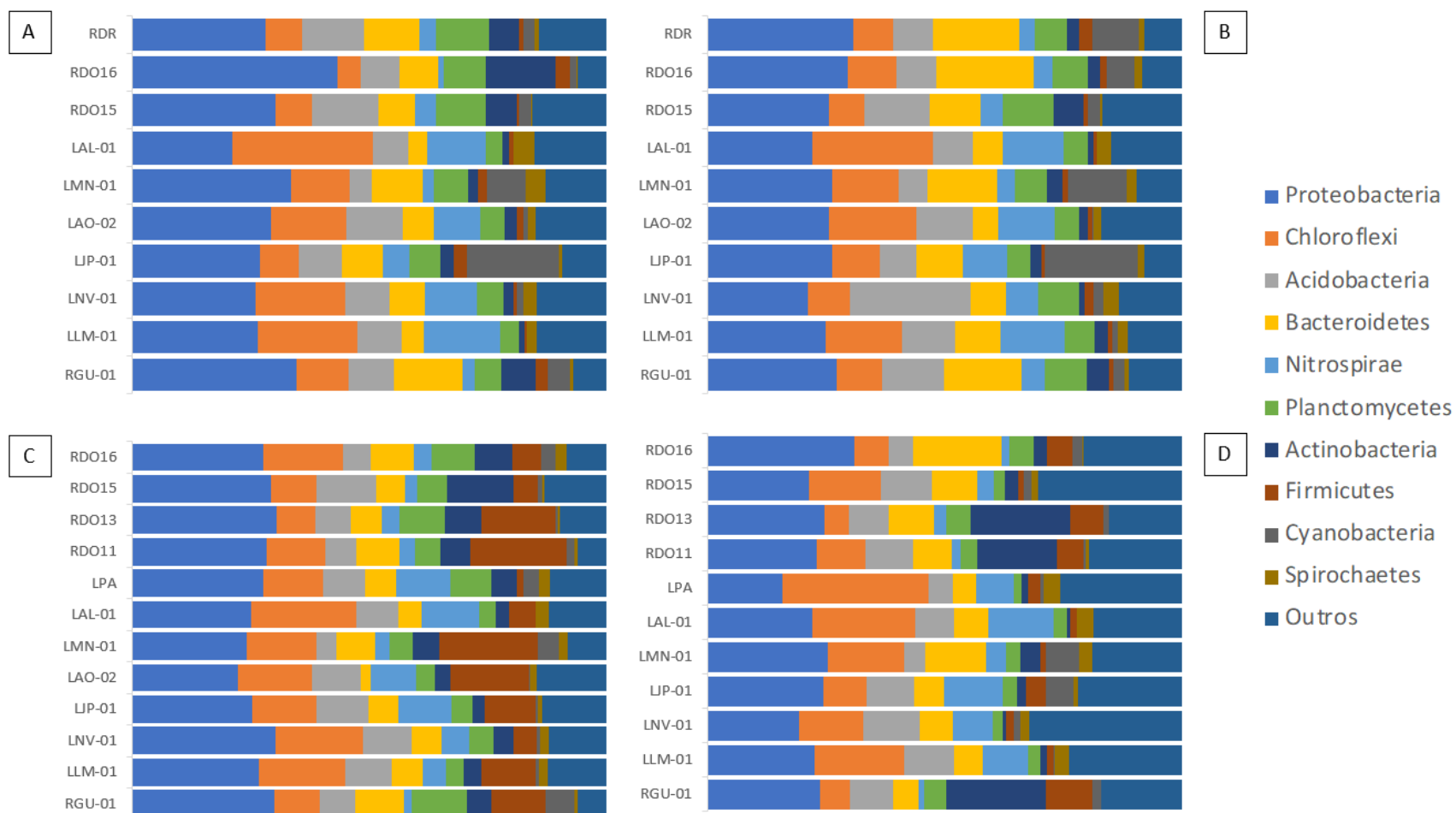
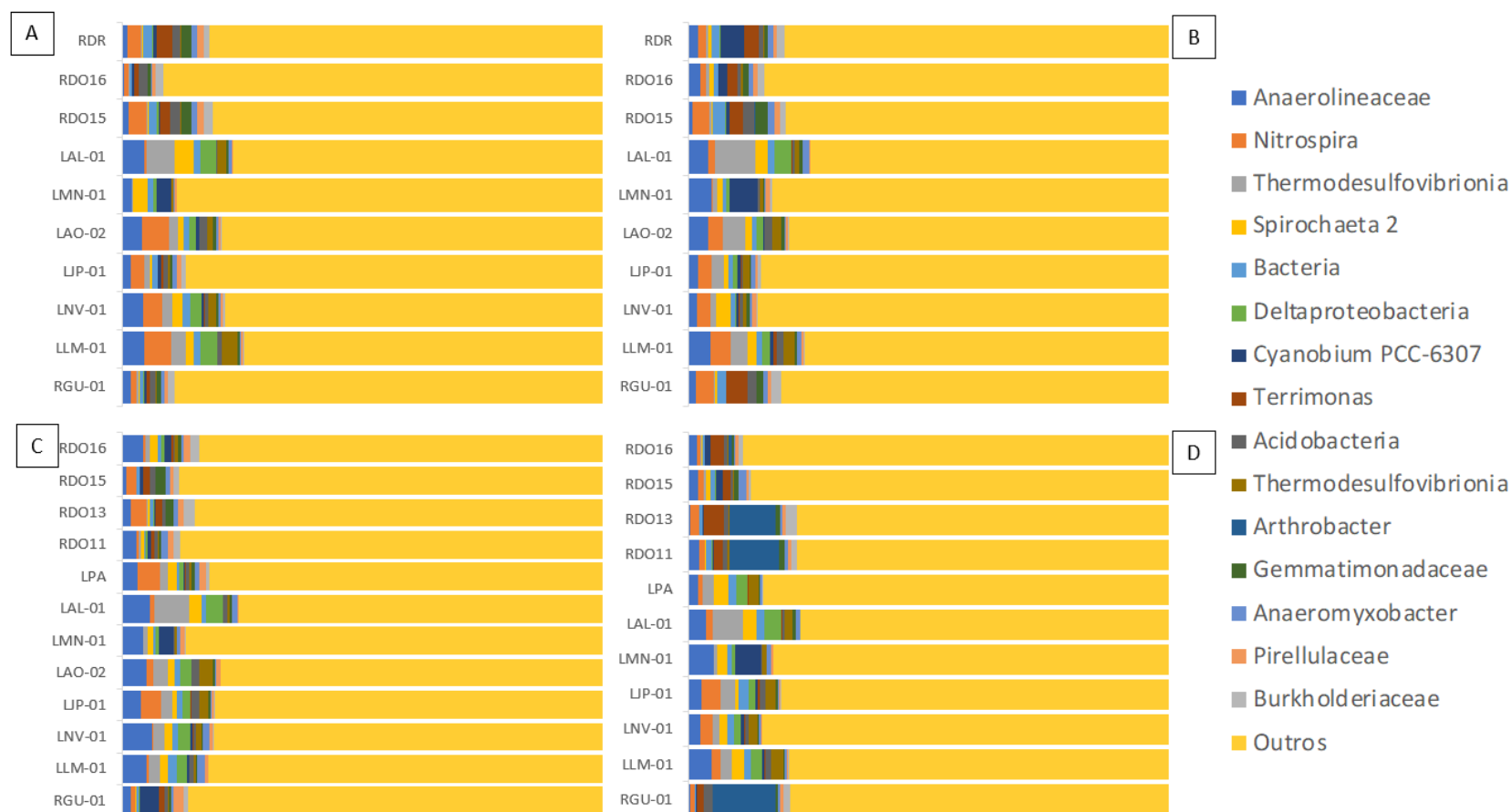


Figura 255: Classificação taxonômica das amostras de sedimento do ambiente dulcícola. São mostradas as abundâncias relativas dos gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como "Outros". A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Em um trabalho pretérito (REIS et al., 2020), foi avaliado a comunidade bacteriana de 3 outros rios da bacia do Rio Doce, 7, 30 e 150 dias após o rompimento da barragem do Fundão, sendo 2 rios impactados pelo sedimento da barragem, do Carmo e Casca, e 1 não impactado, Água Fria. Os resultados deste estudo revelaram alguns grupos microbianos exclusivos dos rios impactados. Entre estes, os táxons *Novosphingobium*, *Geobacter*, *Geothrix* e *Rhodocyclaceae* apresentaram concentração relativamente elevada nos resultados do presente relatório mesmo anos após o rompimento da barragem. Estes grupos são comuns em ambientes contaminados por metais e possuem capacidade de metabolizar estes contaminantes (PRAKASH et al., 2010; MEHTA-KOLTE; BOND, 2012; MOBERLY et al., 2016; MOSA et al., 2016; CHETTRI; SINGH, 2019). No entanto, a concentração destes táxons nas amostras das lagoas foi relativamente baixa. Estes resultados demonstram que as bactérias sugeridas como bioindicadoras da presença de metais pesados e do sedimento da barragem de Fundão estão presentes no sedimento do Rio Doce mesmo anos após o rompimento da barragem.

1.7.5.10 Sedimento: Ordenação

A Análise da ordenação da campanha 1 (set/out 2018) revelou a separação de grupos contendo amostras dos lagos e lagoas adjacentes ao Rio Doce, bem como outro grupo contendo amostras da calha principal do rio. Apesar do observado, o perfil bacteriano mais distinto foi o da estação LMN-01, uma vez que tais amostras foram agrupadas distantes até mesmo das demais amostras de lagoa. Estas amostras ainda estiveram mais similares as amostras da calha do Rio Doce. Além disso, amostras da estação LMN-01 apresentaram altos níveis de Cd. Vale ressaltar, a grande similaridade das amostras oriundas da calha do Rio Doce mesmo que em estações distintas (Figura 256 A).

A análise da campanha 2 (jan/fev 2019) também revelou separação dos grupos formados por amostras do Rio Doce e Baixo Rio Guandu (RDO-16, RDR, RDO-15 e RGU-01) e amostras das lagoas próximas ao Rio Doce (LJP-01, LLM-01, LNV-01, LAO-02 e LAL-01). Vale destacar a similaridade encontrada entre as amostras das estações RDO-16 e RDR, bem como a diferença de perfil encontrado nas amostras da estação LNV-01 (Figura 256 B).

Para amostras analisadas durante a campanha 3 (set/out 2019), observou-se menor especificidade dos pontos de coleta quando comparados com campanhas anteriores. Esta diferença se reflete no menor agrupamento entre as regiões e também na diferença encontrada até mesmo entre réplicas de uma mesma estação. De maneira geral, podemos concluir que houve importantes fatores externos que favoreceram a mistura e compartilhamento de comunidades bacterianas neste período. Vale ressaltar que tais movimentos são importantes fatores de transporte microbiano entre regiões, o que consequentemente afeta na funcionalidade das mesmas (Figura 256 C).

A campanha 4 (jan/fev 2020) revelou perfis bem definidos para amostras de lagoas e também da calha do Rio Doce. Ainda percebemos diferença e afastamento entre estes dois grupos de amostras, bem como perfis intermediários em que possivelmente comunidades bacterianas estão sendo

compartilhadas entre tais ambientes. Amostras da estação RGU-01 agora se agrupou bem próxima de RDO-13 e RDO-11, o que não havia sido observado tão acentuadamente nas campanhas anteriores (Figura 256 D).

Analisando as quatro campanhas juntas percebemos com maior clareza o fenômeno observado também para amostras de água, que a partir da campanha 1 (set/out 2018) demonstrou mudanças no perfil bacteriano de todas as estações e este processo continuou até a campanha 4 (jan/fev 2020). Observa-se que inicialmente as amostras apresentavam um perfil mais homogêneo e relacionado à temporalidade com maior força. Com o tempo este perfil mudou e observamos clara separação de amostras de lagos e lagoas e amostras do Rio Doce. A partir deste ponto, as amostras parecem ser mais relacionadas a localidade ao invés de temporalidade (Figura 257).

Figura 256: Análise de componentes principais (PCA) das amostras sedimento do ambiente dulcícola: A) Campanha 1 (set/out 2018); B) Campanha 2 (jan/fev 2019); C) Campanha 3 (set/out 2019); D) Campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).

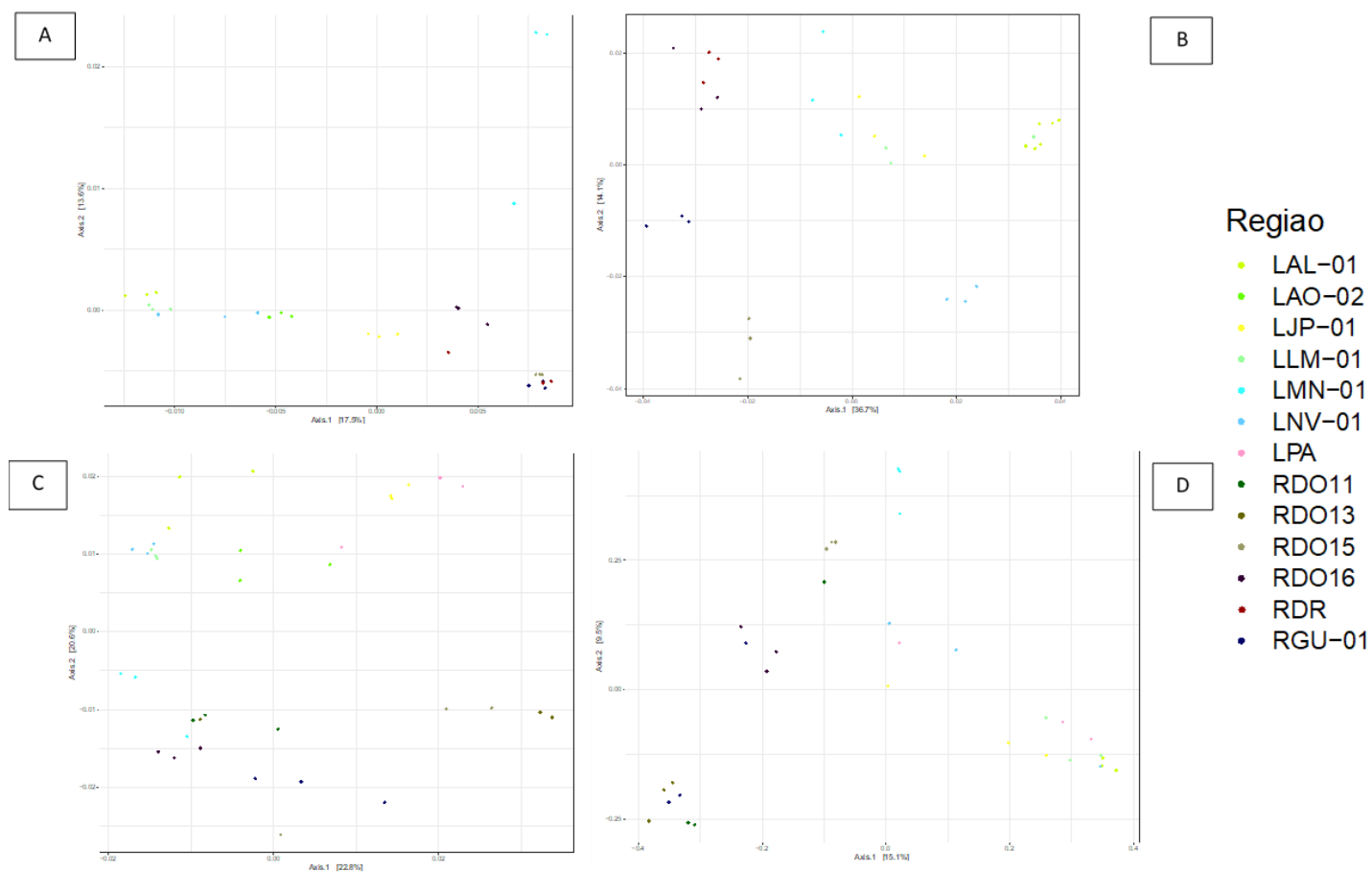
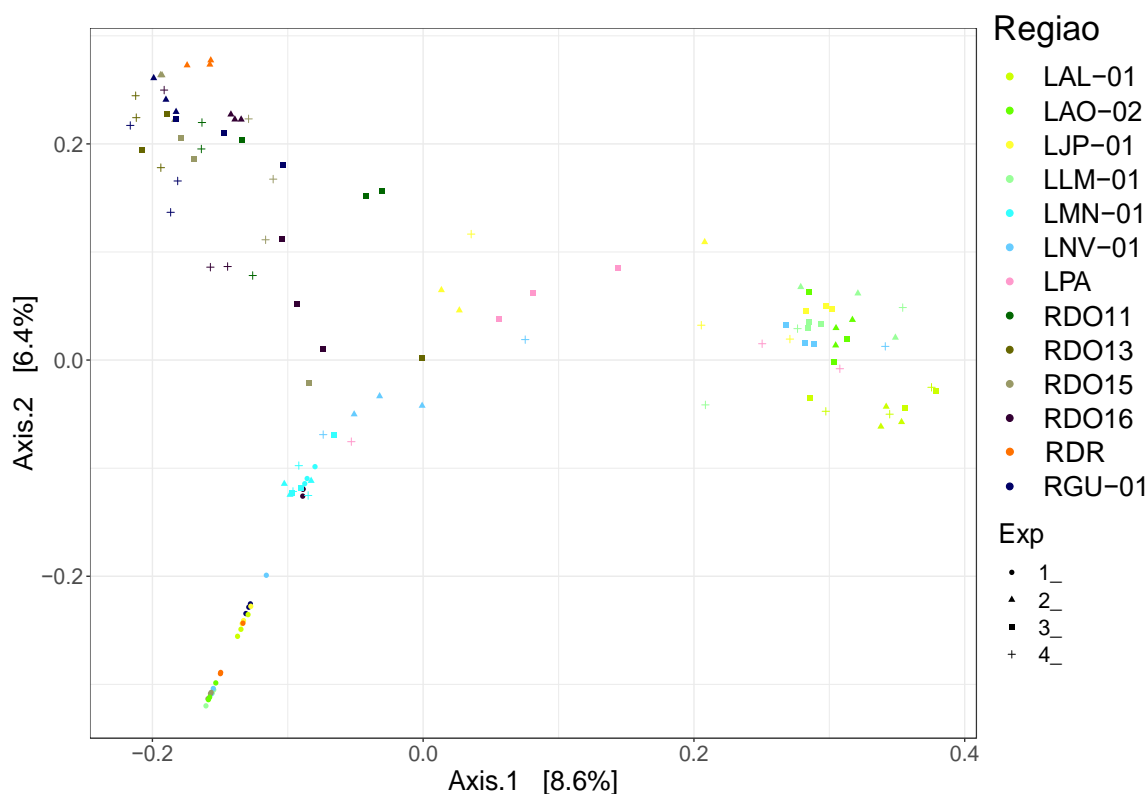


Figura 257: Análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce considerando as quatro campanhas realizadas. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa do Areão (LAO-02), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



1.7.5.11 Sedimento: Porcentagem de similaridade (SIMPER)

De modo geral a análise de SIMPER revelou que táxons potenciais indicadores da presença de metais pesados demonstraram grande contribuições em todas as campanhas realizadas.

A análise para amostras da campanha 1 (set/out 2018) revelou os táxons *Pseudomonas*, *Gramella*, *Nocardia*, *Nitrospira* e *Terrimonas* como sendo os de maior contribuição para a diferenciação dos perfis microbianos. Estes cinco táxons foram responsáveis por mais de 12% de contribuição. *Pseudomonas* e *Nocardia* foram mais associados a estação RDO-16. *Nocardia* foi encontrado apenas nesta estação, enquanto que o grupo *Gramella* só foi encontrado na estação RGU-01 (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 15*).

Na campanha 2 (jan/fev 2019), o táxon *Cyanobium* PCC-6307 apareceu em maiores proporções nas estações do Rio Doce de maneira geral. Porém, este mesmo grupo aparece em menor proporção na estação RGU-01. O mesmo acontece para os táxons *Dinghuibacter* e *Novosphingobium*. Os cinco

grupos microbianos mais relevantes para o ordenamento do perfil microbiano representaram menos de 10% de todas as OTUs analisadas (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 16*).

Durante a campanha 3 (set/out 2019), os cinco gêneros bacterianos que mais contribuem para tal diferenciação são responsáveis por apenas 8,5% da dissimilaridade entre os diferentes pontos de coleta. Em análise mais detalhada, o gênero *Clostridium* sensu stricto 1 apresenta maior relevância na distribuição das amostras de sedimento e está fortemente relacionado com a estação LMN-01 e RDO-11. Vale ressaltar que este gênero é caracterizado por apresentar metabolismo anaeróbico, o que pode estar refletindo uma maior alteração nos níveis de oxigenação destes locais (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 17*).

A campanha 4 (jan/fev 2020) demonstrou grande alteração de táxons dominantes. Apenas o táxon *Anaerolineaceae* se manteve presente na campanha 4 (jan/fev 2020) quando comparado aos táxons observados nas campanhas anteriores. Em especial, *Anaerolineacea* se mostrou mais presente nas estações LMN-01 e LLM-01 (*Material Suplementar A1DS2, Tabela 18*).

1.7.6 Indicadores ecotoxicológicos: Discussão integrada

O rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG) resultou no transporte e deposição de rejeitos de mineração de Fe e detritos por aproximadamente 670 km ao longo da bacia do Rio Doce. Estima-se que 43 milhões de m³ de rejeitos de minério de ferro foram lançados, afetando gravemente os ecossistemas ribeirinhos e ripários ao longo do caminho para o estuário e o Oceano Atlântico (DO CARMO et al., 2017). O alto teor de oxi-hidróxidos de Fe (goethita-FeOOH, hematita-Fe₂O₃) presente nos rejeitos de minério pode ter promovido a ligação química com metais e metaloides acumulados na bacia durante décadas, contribuindo para a mobilização/remobilização destes elementos, principalmente, Al, As, Ba, Fe, Mn, Pb e Sr, que tem alto potencial de se ligar à óxidos de Fe (ALMEIDA et al., 2018; SEGURA et al., 2016).

Richard et al. (2020) monitoraram os efeitos dos rejeitos de Fundão sob a qualidade da água da bacia do Rio Doce, desde a chegada da lama, no início de novembro de 2015 até setembro de 2017. Este importante monitoramento abrangeu 108 locais de coleta, desde Barra Longa (MG) até a foz do Rio Doce, em Regência (ES). Os resultados indicaram que 58 parâmetros de qualidade da água aumentaram com a chegada da pluma de rejeitos, geralmente excedendo níveis pré-rompimento e níveis regulatórios. As concentrações de Fe, Al, Mn, fósforo total, sólidos totais em suspensão e turbidez tenderam a aumentar durante condições mais elevadas de vazão e diminuir durante as estações de seca. Os efeitos foram maiores no período imediatamente após a chegada da pluma, diminuindo gradualmente ao longo do tempo e alcançando condições de pré-rompimento, mas flutuando sazonalmente em resposta à variação natural no fluxo do rio (RICHARD et al., 2020).

Os dados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM, que teve suas atividades iniciadas a partir de set/out 2018, demonstram que os impactos sobre a qualidade da água da bacia do Rio Doce ainda

persistem, mesmo após cinco anos da chegada dos rejeitos de mineração. No Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, os resultados do Anexo 3 mostram que as concentrações totais dos metais Cr, V, Zn, Ba e Mn na água registradas para o Período de Transição foram mais elevadas que os valores encontrados pelo IEMA no período de 09/11/2015 a 18/11/2015, após o rompimento da barragem, mas antes da passagem da pluma. Estes importantes resultados indicam que, com o demarcado período de chuvas, entre novembro de 2019 e fevereiro de 2020, houve lixiviação e ressuspensão dos metais retidos nos sedimentos, levando a ocorrência de valores muito maiores destes elementos na água do que os determinados pelo IEMA para o Rio Doce, antes da chegada da pluma e, também, daqueles registrados pelo PMBA/Fest-RRDM para Ano 1 de monitoramento. Com relação ao Fe na fração dissolvida, os dados do IEMA apresentaram um valor médio de $96,9 \mu\text{g L}^{-1}$ para a água do Rio Doce coletada em vários pontos da porção capixaba. Durante o Ano 1 de monitoramento pelo PMBA, a média de Fe dissolvido no Rio Doce (porção capixaba) foi de $293,6 \mu\text{g L}^{-1}$ e para o Período de Transição foi de $317,2 \mu\text{g L}^{-1}$ (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3). Estes resultados confirmam a contaminação do Rio Doce em decorrência do rompimento da barragem de Fundão e deixa evidente o efeito da ressuspensão, uma vez que mesmo com muita chuva e, conseqüente diluição, houve aumento significativo dos teores de Fe e de outros presentes elementos do rejeito na água do Rio Doce.

Como esperado, estas importantes mudanças nas condições da qualidade do ambiente, principalmente no Período de Transição, poderiam refletir em maiores níveis de bioacumulação de metais ao longo da cadeia trófica, e isto foi, em parte, verdadeiro. Os maiores níveis de bioacumulação em camarões e peixes, integrados por meio do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação), foram encontrados para o Período de Transição, com destaque para o setor Lagoas, que apresentou um aumento gradativo no teor total de metais bioacumulados. Cabe ressaltar que os metais mais abundantes em camarões e peixes para o Período de Transição (campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020) foram o Fe, Mn, Pb, Zn e Cu, todos associados aos rejeitos de mineração. Para o plâncton, este padrão temporal não foi tão demarcado, como nos grupos tróficos superiores. Tais resultados sugerem que os organismos superiores, com ciclos de vida mais longos, tais como peixes e camarões, podem refletir melhor padrões temporais crônicos de bioacumulação de metais, fortemente influenciados por eventos que aumentam a biodisponibilidade destes elementos nos diferentes compartimentos ambientais. Outro aspecto notório é a intensificação dos impactos sobre os ambientes lacustres. Neste aspecto, vale salientar, o aumento nos teores de metais no sedimento das lagoas durante o Período de Transição. Dentre estes metais, destaca-se o Fe pela variação nas suas concentrações, passando de 44036 mg kg^{-1} no Ano 1 para $160376,4 \text{ mg kg}^{-1}$ no Período de Transição. Este aumento pode indicar ressuspensão e/ou arraste de material rico em Fe para estas lagoas, que foi acompanhado pelo V e As. O As também faz parte da constituição do rejeito e aumentou no sedimento do lago durante no Período de Transição (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3).

Ainda com relação à acumulação de metais na biota, apesar da ausência de um padrão na bioacumulação de metais nos organismos base da cadeia trófica (plâncton) ao longo do período de monitoramento, cabe destacar que os teores de Fe e outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb ainda são encontrados em níveis bastantes elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos níveis obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na região marinha mais próxima à foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (BIANCHINI, 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 3*).

Organismos planctônicos são a base da alimentação para diversas espécies de larvas e juvenis de crustáceos e peixes, representando um elo entre a contaminação da água e a contaminação em níveis tróficos superiores. Como já mencionado neste relatório, camarões de água doce da família Palaeomonidae, que inclui o gênero *Macrobrachium*, coletados no presente monitoramento, se alimentam de detritos que contêm excretas e carcaças provenientes do plâncton, além de pequenos animais bentônicos constituintes do zooplâncton durante sua fase larval. Além disso, são espécies que estão expostas constantemente à contaminação por metais via sedimento, por serem bentônicas e detritívoras. Assim, os resultados de bioacumulação de metais em camarões, com destaque para os elementos característicos do rejeito, são um indicativo da contaminação dos sedimentos. Comparações entre os teores médios de metais no músculo de camarões coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM com dados pretéritos à chegada dos rejeitos na foz do Rio Doce, obtidos em amostras de músculo de camarões desta região (BIANCHINI, 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 4*), indicam aumento nos níveis de Cd, Cr, Cu e Mn nos camarões dulcícolas. Para o Fe, concentrações mais elevadas são observadas principalmente no setor Rio e Lagoas, sendo este mais um indicativo do maior impacto promovido pelos rejeitos de mineração nestes setores.

Os peixes coletados ao longo das quatro campanhas de monitoramento dulcícola do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM também apresentaram níveis elevados de bioacumulação de metais. Os valores médios de metais apresentados no *Quadro 5 do Material Suplementar A1DS2* evidenciam que os peixes de ambas as guildas tróficas (onívoros/herbívoros e carnívoros), coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, apresentaram concentrações acentuadamente superiores àquelas encontradas para os peixes coletados em novembro de 2015, antes da chegada do rejeito na foz do Rio Doce, principalmente para Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb (BIANCHINI, 2019). Neste mesmo contexto, os dados de bioacumulação do presente relatório também foram contrastados aos resultados de metais em músculos de peixes dulcícolas coletados na calha do Rio Doce no ES (UHE Mascarenhas, jusante da UHE Mascarenhas, Colatina, Marilândia e Regência), em novembro de 2015, antes da passagem da pluma (ACQUA CONSULTORIA E RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES AQUÁTICOS, 2016). Tal comparação nos permite concluir que tanto os peixes onívoros quanto os peixes carnívoros coletados em todos os setores, no âmbito do PMBA/Fest-RRDM continuam com níveis elevados de metais no músculo, principalmente Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 6*). Apesar da alta complexidade do sistema estudado e da variabilidade nos resultados, os dados de bioacumulação apresentados no presente relatório apontam padrões bem evidentes de maior entrada

de metais no ambiente após o rompimento da barragem de Fundão e a incorporação destes elementos pela biota aquática dulcícola, em todos os níveis tróficos estudados.

Corroborando os resultados de bioacumulação, maiores níveis de efeito biológico também foram encontrados para o Período de Transição, em comparação ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Quando analisamos os padrões de respostas biológicas integradas por meio do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador), percebemos que os três níveis tróficos (plâncton, camarões e peixes) apresentaram valores de IBR biomarcador superiores ao Ano 1, para os diferentes setores. Para camarões, por exemplo, os quatro setores apresentaram um aumento temporal e gradual no valor de IBR biomarcador, com relação à primeira campanha de monitoramento (set/out 2018), sendo os setores Lagoas e Rio os que apresentaram evidências mais concisas desse aumento temporal, sugerindo um efeito crônico da exposição aos metais presentes no ambiente. Para a comunidade de peixes, nota-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador nos setores Afluente, Rio e Lagos ao longo das campanhas de monitoramento. Os efeitos destes metais abundantes nos ambientes monitorados sobre os diferentes parâmetros biológicos mensurados pelo PMBA/Fest-RRDM já são bem descritos na literatura. Entretanto, para região de estudo há poucos trabalhos a respeito das respostas de biomarcadores para a fauna aquática para serem utilizados como linha base. Isto dificulta a comparação dos nossos dados com condições pretéritas à chegada da lama. Em um destes poucos e recentes trabalhos, Gabriel et al. (2020) evidenciaram altas concentrações de metais-traço em sedimentos do estuário do Rio Doce, quando comparados aos valores pretéritos publicados para o mesmo estuário, e que espécies de peixes demersais coletadas no local apresentaram as maiores concentrações de As, Cr, Mn, Hg e Se nos tecidos hepático e muscular. Os autores também indicaram que a bioacumulação destes metais esteve correlacionada com a biossíntese de metalotioneína e glutatona reduzida, sugerindo respostas fisiológicas ativas às fontes de contaminação. Em outro trabalho, Passos et al. (2020) avaliaram os efeitos tóxicos do elutriado e da água, coletados na foz do Rio Doce, no peixe *Astyanax lacustris*, três anos após o rompimento da barragem. Os resultados revelaram consequências deletérias nos organismos expostos em laboratório à água coletada no Rio Doce, como bioacumulação de Fe e Mn no fígado e nas brânquias e inibição de enzimas envolvidas na neurotransmissão (acetilcolinesterase) com relação aos controles experimentais.

Passando para os efeitos ecotoxicológicos, analisados por meio de ensaios de toxicidade, a análise temporal das amostras coletadas pelo Anexo 1 indicou que o afluente Rio Guandu (RGU-01) não apresentou toxicidade na maior parte do monitoramento, sendo, portanto, um possível local de referência. Em contrapartida, no ponto mais impactado, localizado no estuário do Rio Doce (RDO-16), a toxicidade se manteve, sem um efeito claro da sazonalidade, provavelmente em função do curto período de monitoramento (dois anos) com intervalos relativamente esparsos (coletas semestrais). No entanto, independente do momento da amostragem, a toxicidade sempre foi maior no sedimento do que na água. Vale ainda destacar, que para o sedimento, o maior valor de toxicidade encontrado no ponto RDO-16 foi de 49, na faixa do “moderadamente tóxico”, porém no limiar do “tóxico” (> 50),

sendo este referente à amostra coletada na campanha 3 (set/out 2019 - período seco). Já na campanha 4 (jan/fev 2020), o valor de toxicidade no sedimento do mesmo ponto reduziu, possivelmente em função da chuva que ressuspendeu essa matriz, reduzindo a concentração de metais na mesma e aumentando na água (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3).

As análises dos grupos bacterianos nas amostras de água demonstraram a presença de táxons sugeridos como bioindicadores de metais e do rejeito da barragem de Fundão em todas as campanhas avaliadas. Estes táxons foram também relatados em rios da bacia do Rio Doce impactados poucos dias após ao rompimento da barragem e não foram encontrados em um rio considerado como pristino, localizado na mesma bacia (REIS et al., 2020), sendo os táxons: *hgcl* clade, *Polynucleobacter*, *Sediminibacterium* e *Sporichthyaceae*. A presença destas bactérias sugere que o impacto na microbiota da água ainda continua, mesmo decorridos cinco anos do rompimento. Na campanha 4 (jan/fev 2020), seguindo o grande aumento na concentração de metais na água, observou-se um aumento dos táxons *Acinetobacter* e *Exiguobacterium*, conhecidos bioindicadores de metais por possuírem elevada tolerância à altos níveis de diversos elementos metálicos (MÉNDEZ et al., 2017; CZARNY et al., 2020). Ainda, algumas espécies de *Acinetobacter* são patogênicas aos seres humanos e resistentes à antibióticos, o que demonstra a gravidade do impacto e possível risco à saúde humana. Estes achados corroboram com os demais resultados do presente relatório que revelam um maior impacto durante a campanha 4 (jan/fev 2020).

Em relação ao sedimento, os táxons sugeridos como bioindicadores da presença de metais e do rejeito da barragem de Fundão, como *Anaerolineaceae* e *Pirellulaceae*, mantiveram-se em grande abundância. Vale destacar, que estes continuam mais abundantes no ponto do Rio Doce com maior concentração de metais (RDO-15). Com base no trabalho publicado recentemente por REIS et al. (2020), que avaliou o microbioma de rios impactados e não impactados dias após o rompimento da barragem de Fundão, foi possível sugerir novos bioindicadores da presença do rejeito. Estes táxons continuam presentes atualmente no sedimento do Rio Doce e são: *Novosphingobium*, *Geobacter*, *Geothrix* e *Rhodocyclaceae*. Em suma, os resultados das quatro campanhas do Anexo 1 demonstram que a comunidade bacteriana do sedimento da região dulcícola continua impactada e que os bioindicadores sugeridos continuam presentes e abundantes, mesmo anos após a chegada da pluma de rejeitos.

A Figura 258 resume de forma integrada os principais resultados obtidos ao longo das quatro campanhas de monitoramento ecotoxicológico do PMBA/Fest-RRDM. Neste sentido, as regiões mais criticamente impactadas para cada grupo de análises realizadas pelo projeto foram destacadas por cores. Sob essa perspectiva, o setor Rio (calha principal do Rio Doce) representa-se como uma região criticamente impactada por metais proveniente dos rejeitos, refletido na contaminação da biota (IBR bioacumulação) nas diferentes campanhas realizadas e considerando-se os diferentes grupos de organismos avaliados. Este setor se destaca também em termos de efeitos biológicos, tanto no que se refere à resposta de biomarcadores quanto à toxicidade das amostras de água e sedimento

para os organismos-teste. O setor Lagoas também se apresenta como uma região criticamente impactada, principalmente, para o Período de Transição. Para os indicadores microbianos, os destaques na figura foram estabelecidos a partir dos resultados de abundância relativa dos dois indicadores utilizados para microbiologia (Famílias Anaerolineacea e Pirellulaceae), além do gênero bacteriano Acinetobacter, que se destacou durante a campanha 4. Tais bioindicadores foram encontrados em praticamente todos os pontos analisados, no entanto, se mostraram com maior representação nas regiões em destaque (Figura 258). De maneira geral, os resultados apresentados neste relatório reforçam a persistência dos impactos do rompimento da barragem de Fundão.

Os principais resultados obtidos pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM durante o Ano 1 e Período de Transição também foram sumarizados em formato de mapa (Figura 259). Eles sugerem que a dimensão do baixo Rio Doce no município de Linhares, incluindo os pontos da calha, estuário e lagoas adjacentes próximas à foz, representa a área mais criticamente impactada dentro da malha amostral dulcícola do Anexo 1, reforçando a necessidade de uma maior concentração de estudos de monitoramento e estratégias de recuperação ambiental nesta região.

Figura 258: Síntese dos resultados integrados de bioacumulação (IBR bioacumulação), efeitos biológicos (IBR biomarcador), toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) e indicadores microbianos para o ambiente dulcícola. Os organismos coloridos em amarelo, azul, verde e laranja representam os maiores valores de IBR, índice de toxicidade ou indicadores microbianos para a campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020), respectivamente.

Setores	Campanhas	IBR Bioacumulação	IBR Biomarcador	Índice de Toxicidade	Indicadores Microbianos
Afluente	Seca (set/out 2018)				
	Chuvosa (jan/fev 2019)				
	Seca (set/out 2019)				
	Chuvosa (jan/fev 2020)				
Rio	Seca (set/out 2018)				
	Chuvosa (jan/fev 2019)				
	Seca (set/out 2019)				
	Chuvosa (jan/fev 2020)				
Lagos	Seca (set/out 2018)				
	Chuvosa (jan/fev 2019)				
	Seca (set/out 2019)				
	Chuvosa (jan/fev 2020)				
Lagoas	Seca (set/out 2018)				
	Chuvosa (jan/fev 2019)				
	Seca (set/out 2019)				
	Chuvosa (jan/fev 2020)				



água



sedimento



plâncton



camarões

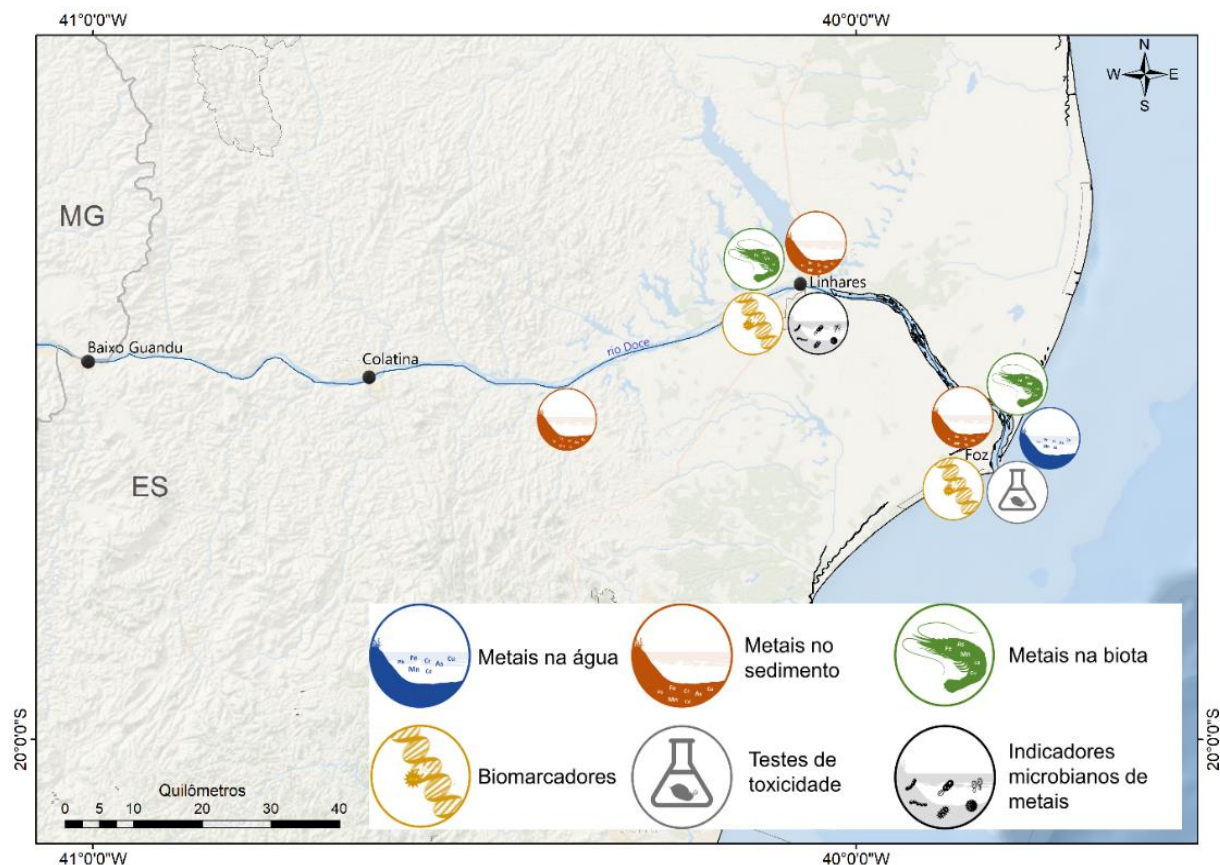


peixes



microbiota

Figura 259: Regiões criticamente impactadas considerando os níveis de contaminação ambiental, toxicidade, indicadores microbianos, bioacumulação e efeitos biológicos dentro da malha amostral do ambiente dulcícola, monitorado durante as quatro campanhas de monitoramento ecotoxicológico, realizadas no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.



1.8 REFERÊNCIAS

- _____. **Atlas da mata atlântica do Estado do Espírito Santo 2007 – 2008 / 2012 – 2015.** Cariacica, 2018b. Disponível em :<<https://seama.es.gov.br/Media/seama/Principal/Atlas-Mata-Atlantica-ES.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2020.
- _____. **Codificação de Bacias Hidrográficas pelo Método de Otto Pfafstetter.** Brasília, 2012.
- _____. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Espírito Santo.** Cariacica, 2019. Disponível em: [https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/Plano%20Estadual%20de%20Res%C3%ADduos%20S%C3%B3lidos%20\(PERS\)%20-%20VERS%C3%83O%20COMPLETA.pdf](https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/Plano%20Estadual%20de%20Res%C3%ADduos%20S%C3%B3lidos%20(PERS)%20-%20VERS%C3%83O%20COMPLETA.pdf)
- _____. **Portal de Informações e Dados Especiais da agência nacional de águas – GeoNetwork.** Brasília: ANA, 2018b. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork>>.
- _____. **Relatório de segurança de barragens.** Brasília, 2018. Disponível em: <http://www.snisb.gov.br/portal/snisb/relatorio-anual-de-seguranca-de-barragem/2018a>. Acesso em: 20 dez. 2019.
- _____. **Resultados do programa Reflorestar.** Disponível em: https://seama.es.gov.br/resultados_programa. Acesso em: 09 nov. 2020.
- ABBASPOUR, K. C. Calibration of hydrologic models: when is a model calibrated. In: ZERGER, A.; ARGENT, R. M. (Org.). **MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation.** Canberra: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2005.
- ABDULAZIZ, A. et al. Unicellular cyanobacteria *Synechocystis* accommodate heterotrophic bacteria with varied enzymatic and metal resistance properties. **Journal of Basic Microbiology**, v. 56, p. 1-12, 2016.
- ACQUA. **Avaliação de elementos químicos em peixes na área de influência do acidente com o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, MG. Trecho do Rio Doce.** Belo Horizonte: ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG.** Brasília, 2016. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 03 de mar. 2020.
- AGERH. 2020. Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo. Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH. Disponível em: <https://servicos.agerh.es.gov.br/iqa/home.php>.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Ecological and life history traits of *Hemiodus orthonops* in the invasion process: looking for clues at home. **Hydrobiologia**, v. 746, p. 415-430, 2015.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Migratory Fish of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J. et al. (Org.). **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status.** Victoria: World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, 2003. p. 23-98

- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian journal of biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- AKKOYUN, M. B. et al. Investigations of Hg(II) and Pb(II) tolerance, removal and bioaccumulation and their effects on antioxidant enzymes on thermophilic *Exiguobacterium profundum*. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 26, p. 1234-1253, 2020.
- ALAM, M. Z.; AHMAD, S. Multi-metal biosorption and bioaccumulation by *Exiguobacterium* sp. ZM-2. **Annals of Microbiology**, v. 63, p. 1137-1146, 2013.
- ALAM, M. Z.; MALIK, A. Chromate resistance, transport and bioreduction by *Exiguobacterium* sp. ZM-2 isolated from agricultural soil irrigated with tannery effluent. **Journal of Basic Microbiology**, v. 48, p. 416-420, 2008.
- ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce river basin—Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411-420, 2018.
- ALMEIDA, S. Z.; FERNANDES, V. O. Effects of intensive fish-farming and domestic wastewater on the periphytic algal community in a tropical coastal lagoon (Juara, Brazil). **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v. 35, p. 335-342, 2013.
- ALMEIDA, S. Z.; FERNANDES, V. O. Periphytic algal biomass in two distinct regions of a tropical coastal lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 244-254, 2012.
- ALTERMATT F. et al. Effects of Connectivity and Recurrent Local Disturbances on Community Structure and Population Density in Experimental Metacommunities. **PLoS ONE**, 2011.
- ALVES, C. B. M. et al. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: BERT, T. M. (Org.). **Ecological and Genetic Implications of Implications of Aquaculture Activities**. Switzerland: Springer Netherlands, 2007. p. 291-314.
- ALVES, J. A. A.; TAVARES, A. S.; TREVISAN R. Composição e distribuição de macrófitas aquáticas na lagoa da Restinga do Massiambu, Área de Proteção Ambiental Entorno Costeiro, SC. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 785-801, 2011.
- AMÉ, M. V.; WUNDERLIN, D. A. Effects os iron, ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. **Water, Air and Soil pollution**, v. 168, p. 235-248, 2005.
- ANDRADE, T. M.B. et al. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic forest in southeast Brazil. **Water Air and Soil Pollution**, v. 214, n. 1-4, p. 393-408, 2011.
- ANDRADE, V. X. L. et al. Reproductive dynamics of the main species of fish in the municipal reservoir of São José do Rio Preto. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 34, n. 3, p. 365-373, 2008.
- ANDRIOLO, M. V. et al. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. **VI Simpósio Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas**. Belo Horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens, 2008.
- ANG, M. H.; JOO, G. J.; LUCAS, M. C. Diet of introduced largemouth bass in Korean rivers and potential interactions with native fishes. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, n. 3, p. 315-320, 2006.

- ANJOS, F. M. et al. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. **Toxicon**, v. 48, n. 3, p. 239-245, 2006.
- ANSCHUTZ, P.; DEBORDE, J. Spectrophotometric determination of phosphate in matrices from sequential leaching of sediments. **Limnology and Oceanography Methods**, v. 14, n. 4, p. 245-256, 2016.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, D.C.: APHA, 2005.
- ARAÚJO, E.S. et al. Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga. **Diálogos & Ciência**, v. 32, n. 1, p. 229-233, 2012.
- ATTANASIO, C. M. et al. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, 2012.
- ATTAYDE, J. L. et al. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 6, p. 437-443, 2011.
- BAK M.; LANGE-BERTALOT H. Four small-celled Planorhynchid species from Central Europe proposed as new to science. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 43, p. 346-359, 2011.
- BANCI, L. et al. Solution structures of a cyanobacterial metallochaperone. **Journal of Biological Chemistry**, v. 279, n. 26, p. 27502-27510, 2004.
- BARBOSA J. M. Ocorrência de peixes da subfamília Serrasalminae (Osteichthyes, Characidae), no Piauí, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 3, p. 91-100, 1980.
- BARBOSA, F.A.R. et al. **Riscos da supressão de fluxos naturais em um sistema fonte-mar. O caso da Lagoa Juparanã, Espírito Santo, Brasil**. Painel do Rio Doce Questões em Foco NO 3. Suíça: UICN, 2019.
- BARBOUR, M. T. et al. **Rapid Bioassessment Protocols for use in wadeable streams and rivers - periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish**. 2ª ed. Washington, D.C.: U.S. Environmental
- BARROS, C. F. A.; SANTOS, A. M. M.; BARBOSA, F. A. R. Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system of southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, p. 327-346, 2013.
- BARROSO, G. F., GONCALVES, M. A.; GARCIA, F. C. The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. e111469.
- BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. 1998. **Protocolo para análise de clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD700)**. Vitória: Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental.
- BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BATTARBEE, R. W. et al. Diatoms. In: SMOL, J. P.; BIRKS, H. J. B.; LAST, W. M. (Org.). **Tracking Environmental Change Using Lake Sediments**. London: Kluwer Academic Publishers, 2001. p. 155-203.
- BAXTER, C. V. et al. Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. **Oecologia**, v. 153, n. 2, p. 461-470, 2007.

- BAYS, S.; CRISMAN, T.L. Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 40, p. 1813-1819, 1983.
- BECK, W. S. et al. Seasonal shifts in the importance of bottom-up and top-down factors on stream eriphyton community structure. **Oikos**, v. 128, p. 680-691, 2018.
- BELEI, F. A. et al. **Peixes do Rio Fruteiras (Bacia do rio Itapemirim): Na área de Influência da PCH Fruteiras - EDP**. 72 p, 2014.
- BELIAEFF, B.; BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 21, p. 1316, 2002.
- BERTHON, V.; BOUCHEZ, A.; RIMET, F. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. **Hydrobiologia**, v. 673, p. 259-271, 2011.
- BESSER, J. M. et al. Biomonitoring of Lead, Zinc, and Cadmium in Streams Draining Lead-Mining and Non-Mining Areas, Southeast Missouri, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, p. 227, 2007.
- BEUSEN, A. H. W. et al. Global patterns of dissolved silica export to the coastal zone: Results from a spatially explicit global model. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, n. 4, 2009.
- BFG - THE BRAZILIAN FLORA GROUP. Brazilian Flora 2020: Innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1513-1527, 2018.
- BHADRA, B.; NANDA, A. K.; CHAKRABORTY, R. Inducible nickel resistance in a river isolate of India phylogenetically ascertained as a novel strain of *Acinetobacter junii*. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 22, p. 225-232, 2006.
- BHATTACHARYA, A.; GUPTA, A. Evaluation of *Acinetobacter* sp. B9 for Cr (VI) resistance and detoxification with potential application in bioremediation of heavy-metals-rich industrial wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 6628-6637, 2013.
- BIANCHI, T. Biogeochemistry of estuaries. New York: Oxford University Press, 2007.
- BIANCHINI, A. **Monitoramento dos efeitos ecotoxicológicos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho**. Rio Grande-RS: Relatório Técnico-Científico - FURG/ICMBio, 2019.
- BIANCHINI-JÚNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Ed. da Universidade Estadual de Maringá, 2003. p. 341.
- BIODIVERSITAS. Biodiversidade em Minas Gerais. Segunda Edição. Disponível em: 2005 < <http://www.biodiversitas.org.br/atlas/sintese.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2020.
- BIRINDELLI, J. L. O. et al. A New Species of *Hypomasticus* from Eastern Brazil Based on Morphological and Molecular Data (Characiformes, Anostomidae). **Copeia**, v. 108, n. 2, p. 416-425, 2020.
- BIRKS, H. Numerical methods for the analysis of diatom assemblage data. In: SMOL, K.; STOERMER, E. (Org.). **The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

- BISH, D. L.; REYNOLDS JUNIOR, R. C. Sample preparation for x-ray diffraction. In: BISH, D. L.; POST, J. E. (Org.). **Modern powder diffraction**. 2nd ed. Washington, D.C.: Mineralogical Society of America, 1989. p. 73-97.
- BIZERRIL, C. R. S. F. A ictiofauna da bacia do Rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões biogeográficos. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 2, p. 0-0, 1999.
- BJERRING, R.; AMSINCK, S. L. Zooplankton as indicators in lakes - a plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676, p. 270-297, 2011.
- BLACKBURN, T. M. et al. proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.
- BLAIS, J.-F.; AUCLAIR, J. C.; TYAGI, R. D. Cooperation between two *Thiobacillus* strains for heavy-metal removal from municipal sludge. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 38, p. 181-187, 1992.
- BLANCHET, S. et al. The disruption of dominance hierarchies by a non-native species: an individual-based analysis. **Oecologia**, v. 152, n.3, p. 569-581, 2007.
- BLANCHET, S. et al. The interaction of interspecific competition and environmental variability on the diel activity of Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, p. 1545-1553, 2008.
- BLOSSEY, B. Herbivory below ground and biological weed control: life history of a root-boring weevil on purple loosestrife. **Oecologia**, v. 94, p. 380-387, 1993.
- BOCKMANN, F. A. Família Heptapteridae. In: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M.S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007. p. 195.
- BOMFIM, F. F. et al. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. **International Review of Hydrobiology**, v. 103, p. 26-34, 2018.
- BONECKER, C.C. et al. Synergistic effects of natural and anthropogenic impacts on zooplankton diversity in a subtropical floodplain: a long-term study. **Oecologia Australis**, v. 24, p. 524-537, 2020.
- BOTERO-BOTERO, A.; RAMÍREZ-CASTRO, H. Ecología trófica de la sabaleta *Brycon henni* (Pisces: Characidae) en el río Portugal de Piedras, Alto Cauca, Colombia. **Revista MVZ Córdoba**, v. 16, n. 1, p. 2349-2355, 2011.
- BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, v. 24, p. 419-456, 1976.
- BOVE, C.P. et al. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.
- BOWEN, S. H. Determinants of the chemical composition of periphytic detrital aggregate in a tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 87, p. 166-177, 1979b.
- BOWEN, S. H. Detritivor in Neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 2, p. 137-144, 1983.
- BOZELLI, R. L. et al. Padrões de funcionamento dos Lagos do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo - Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 4, p. 13-31, 1992.

- BRAGHIN, L. S. M. et al. Food availability, depth and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 10, 2021.
- BRASIL. CONAMA. Resolução^o 357: **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Publicado no D.O.U., 2005.
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. Coleção Manuais Técnicos em Geociências. Vol. 4, 2^a ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.
- BRITO, S. A. C. et al. A checklist for the zooplankton of the Middle Xingu – an Amazon River system. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. S55-S64, 2015.
- BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 16, p. 253-264, 2011.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco**. 3^o ed. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações - CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca, 1988.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: Manual de identificação**. Distrito Federal: EMBRAPA-CPAP, 1999.
- BRYAN, M. B. et al. Patterns of invasion and colonization of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in North America as revealed by microsatellite genotypes. **Molecular Ecology**, v. 14, n. 12, p. 3757-377, 2005.
- BUCKUP, P. A. et al. **Guia de identificação das espécies de peixes da bacia do rio das Pedras, Município de Rio Claro, RJ**. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy, 2014.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007.
- BURRES, E. D. et al. Isotopic trophic guild structure of a diverse subtropical South American fish Community. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 2013, n. 22, p. 66-72, 2013.
- BUTTIGIEG P. L.; RAMETTE, A. A Guide to Statistical Analysis in Microbial Ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 90, p. 543-550, 2014.
- CAIADO, M. A. C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do rio Itapemirim**. 1994. Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, CT-Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- CALLIERI, C. et al. The unicellular freshwater cyanobacterium *Synechococcus* and mixotrophic flagellates: evidence for a functional association in an oligotrophic, subalpine lake. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 263-273, 2006.
- CALLIERI, C. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. **FEMS Microbiology Letters**, v. 364, n. 23, p. 1-8, 2017.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, p. 91-98, 2002.

- CALLISTO, M. et al. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 2, p. 1-6, 2005.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JR., J. F. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje**, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.
- CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba River, southeast Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 27, p. 2699-2702, 2000.
- CAMÊLO, D. L. et al. Mineralogy, magnetic susceptibility and geochemistry of Fe-rich Oxisols developed from several parent materials. **Scientia Agricola**, v. 75, p. 410-419, 2018.
- CAMÊLO, D. L. et al. Pedogenic iron oxides in iron-rich Oxisols developed from mafic rocks. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 41, p. e0160379, 2017.
- CAREY, C. C. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research**, v. 46, p. 1394-1407, 2012.
- CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals**. FAO, Rome: Achiridae, 2002.
- CARVALHO, N O. **Hidrossedimentologia prática**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CASATTI, L. et al. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environmental Management**, v. 55, p. 1300-1314, 2015.
- CASTAGNOLLI, N. Piscicultura de água Doce. Jaboticabal: FUNEP.
- CATTANEO, A. et al. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). **Journal of Paleolimnology**, v. 32, p. 163-75, 2004.
- CAVATI, B.; FERNANDES, V. O. Algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce (lagoa Juparanã e rio Pequeno – Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil): variação espacial e temporal. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 30, p. 439-448, 2008.
- CENEVIVA-BASTOS, M. et al. Microscopic Evidence of the Opportunistic Reproductive Strategy and Early Sexual Maturation of the Small-Sized Characin *Knodus moenkhausii* (Characidae, Pisces). **Anatomia, histologia, embryologia**, v. 44, n. 1, p. 72-80, 2015.
- CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DO AGRONEGÓCIO – CEDAGRO. **Levantamento de áreas agrícolas degradadas no estado do Espírito Santo**. Vitória, 2012. Disponível em: http://www.cedagro.org.br/artigos/20121101104240_areas_Degradadas_Documento_Completo.pdf.
- CENTRO DE REFERÊNCIA E INFORMAÇÃO AMBIENTAL (CRIA). **Specieslink - simple search**. Disponível em: <http://www.splink.org.br/index>. Acesso em: 04 out. 2020.
- CENTRO DE TECNOLOGIA EM AQUICULTURA E MEIO AMBIENTE (CTA). **Peixes de água doce do Rio Doce: na área de influência da UHE Mascarenhas**. Vitória, 2009.
- CERVIGÓN, F. et al. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa setentrional de Sur

América. **Roma**: Preparado com o financiamento da Comissão de Comunidades Europeas e de NORAD, 1992.

CH2M. **Plano de Manejo de Rejeitos**, Rev. 1, 2017.

CHAO, A.; CHIU, C. **Nonparametric Estimation and Comparison of Species Richness**. Chichester: John Wiley & Sons, 2016.

CHÃO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

CHARRAD, M. et al. NbClust: An R Package for Determining the Relevant Number of Clusters in a Data Set. **Journal of Station Software**, v. 61, n. 6, 2014.

CHEN, Y. et al. Long-term and high-concentration heavy-metal contamination strongly influences the microbiome and functional genes in Yellow River sediments. **Science of The Total Environment**, v. 637-638, p. 1400-1412, 2018.

CHETTRI, B.; SINGH, A. K. Kinetics of hydrocarbon degradation by a newly isolated heavy metal tolerant bacterium *Novosphingobium panipatense* P5:ABC. **Bioresource Technology**, v. 294, p. 122-190, 2019.

CHIEN, N. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. **Earth Surface Processes and Landscape**, v. 10, p. 143-159, 1984.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: E. Blucher, 1981.

CNCFLORA. **Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora**. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em: 15 out. 2020.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, p. 264-272, 2005.

COELHO, A. L. N. **Mudanças históricas na morfologia fluvial no médio-baixo Rio Doce por processos de erosão e sedimentação**. 1ª ed. Vitória: UFES/Proex, 2019. Disponível em: http://www.geo.ufes.br/sites/geografia.ufes.br/files/field/anexo/ebook_rd1.pdf.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução Nº. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

CONLEY, D. J.; STRUYF, E. SILICA. In: LIKENS, G. E. (Org.). **Biogeochemistry of inland waters**. San Diego: Academic Press, 2010. p. 414-417.

CONNOR, E. F.; MCCOY, E. D. Species-area relationships. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 5, p. 397-411, 2001.

CONVÊNIO-RENOVA-UFV. **A ictiofauna da bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito da Samarco, com foco em segurança alimentar**. 2019.

COSTA, B. N. S. et al. Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 220-229, 2016.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. **Insetos imaturos. Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um banco de cianofíceas tóxicas. **Série Iheringia, Botânica**, v. 45, p. 69-72, 2006.

- COSTA, W. J. E. M. et al. Historical review and redescription of three poorly known species of the catfish genus *Trichomycterus* from south-eastern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). **Journal of Natural History**, v. 53, p. 2905-2928, 2019.
- COSTA, W. J. E. M. et al. Two new species of miniature psammophilic sarcoglanidine catfishes of the genus *Microcambeva* from the Atlantic Forest of eastern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). **Journal of Natural History**, v. 53, n. 29-30, p. 1837-1851, 2019.
- CTA-CENTRO TÉCNICO EM AQUICULTURA. **Peixes de água doce do rio Doce: Nas áreas de influência da UHE Mascarenhas**. CTA/EDP: Vitória, 2009.
- CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J. D. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. **Fisheries**, v. 36, n. 5, p. 215-230, 2011.
- CZARNY, J. et al. Acinetobacter sp. as the key player in diesel oil degrading community exposed to PAHs and heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, p. 121-168, 2020.
- DA SILVA JUNIOR, C. A. et al. Analysis of the impact on vegetation caused by abrupt deforestation via orbital sensor in the environmental disaster of Mariana, Brazil. **Land Use Policy**, v. 76, p. 10-20, 2018.
- DA SILVA, C. R.; CUNHA, F. G.; VIGLIO, E. P. Rompimento da barragem de mineração de ferro em Mariana-Minas Gerais, Brasil: Impactos físico-químicos. **III Congresso da Sociedade de Análise de Risco Latino Americana, São Paulo**. 2016.
- DAN, S. F.; LIU, S. M.; YANG, B. Geochemical fractionation, potential bioavailability and ecological risk of phosphorus in surface sediments of the Cross River estuary system and adjacent shelf, South East Nigeria (West Africa). **Journal of Marine Systems**, v. 201, p. 103-244, 2020.
- DAVILA, R. B. et al. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapsed in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 136-151, 2020.
- DE BRITTO, M. R. et al. **GUIA de Identificação das Espécies de PEIXES da Bacia do Rio das Pedras**. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy, 2014.
- DE CASTRO, L. M. A. **Proposição de metodologia para a avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água**. 2007. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- DE PAULA FILHO, F. et al. Land uses, nitrogen and phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. **Journal of Arid Environments**, v. 163, p. 41-49, 2019.
- DE PAULA FILHO, F.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 34-44, 2015.
- DEI TOS et al. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. **Cybium**, v. 26, n. 4, p. 275-282, 2002.
- DELIBERALLI, W. et al. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). **Zoologia**, v. 35, p. e 12947, 2018.
- DENICOLA, D.M.; LELLOCK, A.J. Nutrient limitation of algal periphyton in streams along an acid mine drainage gradient. **Journal of Phycology**, v. 51, p. 739-749, 2015.

- DEVIN, S. et al. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 2448-2454, 2014.
- DIAS, A. C. M. I.; WYSS, C.C.B.; LOPES, V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Science**, v. 27, n. 4, p. 355-364, 2005.
- DIAS, J.D. et al. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 781, p. 109-125, 2016.
- DÍAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, v. 4, p. 1300-1305, 2006.
- DICK, D. P. **Caracterização de óxidos de ferro e adsorção de fósforo na fração argila de horizontes B latossólico**. 1986. 196 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DO CARMO, F. F. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.
- DODDS, W. E.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 55-164, 2016.
- DORTCH, Q. Impacts of changing Si/N ratios and phytoplankton species composition. In: RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E. (Org.). **Coastal hypoxia: consequences for living resources and ecosystems**. American Geophysical Union, 2001. p. 37-48.
- DUARTE, A. P. **Classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de Minas Gerais em relação ao potencial de risco**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- DUARTE, E. B. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 262, p. 127-879, 2020.
- DUARTE, G. A. S. Heat Waves Are a Major Threat to Turbid Coral Reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, n. 179, 2020.
- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.
- DUPLAIN, R. R. et al. A New Species of *Trinectes* (Pleuronectiformes: Achiridae) from the Upper Rio San Juan and Rio Condoto, Colombia. **Copeia**, v. 3, p. 541-546, 2012.
- ECONSERVATION. **Programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo – Atendimento a cláusula 164 do Termo de Transação de Ajustamento de Conduta Alínea A, Ofício SEI Nº 132/2016-DIBIO/ICMBIO**. Relatório Final. Relatório Técnico – RT ECV 260/18. Maio 2019.

- EIGENMANN, C. H.; KENNEDY, C. H. On a collection of fishes from Paraguay, with a synopsis of the American genera of cichlids. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 55, p. 497-537, 1903.
- EIGENMANN, C. H.; OGLE, F. An annotated list of characin fishes in the United States National Museum and the Museum of Indiana University, with descriptions of new species. **Proceedings of the United States National Museum**, v. 33, n. 1556, p. 1-36, 1907.
- EJSMONT-KARABIN, J. Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. **Hydrobiologia**, v. 313, p. 21-28, 1995.
- ELLISON M. B. et al. Growth and metal bioconcentration by conspecific freshwater macroalgae cultured in industrial waste water. **PeerJ**, v. 2 p. e401, 2014.
- ERTHAL, A. P. R. C. et al. Reproductive cycle of *Leporinus copelandii* (Pisces: Anostomidae) females from the lower Paraíba do Sul river basin, RJ–Brazil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 6, n. 2, p. 116-128, 2015.
- ESCHMEYER, W. (2020). **Catalog of Fishes**. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em: 20 out. 2020.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos em Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Environmental indicators: typology and overview. Technical Report**, n. 25. Smeets, E. & Wetering, R. Copenhagen, 1999.
- FAITH, D. P.; REID, C. A. M.; HUNTER, J. Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation assessment. **Conservation Biology**, n. 18, v. 1, p. 255-261, 2004.
- FAO. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Version 2007. Disponível em: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en. Acesso em: 29 out. 2020.
- FERNANDES, V. O. **Variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em dois tipos de substrato na Lagoa Imboassica, Macaé (RJ)**. 198 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- FERNANDO, S. C. et al. **Microbiota of the Major South Atlantic Reef Building Coral Mussismilia**. **Microbial Ecology**, v. 69, p. 267-280, 2015.
- FERRAGUT, C.; BICUDO, D. C.; VERCELLINO, I. S. Amostragem e medidas de estrutura da comunidade perifítica. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A.; TORGAN, L. C. (Org.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013. p. 157- 177.
- FERREIRA, F.A. et al. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n. 1, p. 43-52, 2010.
- FERREIRA, W. R. et al. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Freshwater Science**, v. 33, n 3, p. 860-871, 2014.
- FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n 1, p. 15-25, 2011.

- FIGUEIREDO, J.A. et al. Avaliação biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no comportamento dos compostos de nitrogênio e fósforo total para diagnoses provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, no Espírito Santo. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 4, p. 215-226, 2014.
- FIGUEREDO, C. C. et al. From intermittent to persistent cyanobacterial blooms: Identifying the main drivers in an urban tropical reservoir. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 445-454, 2016.
- FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, v. 50, n. 8, p. 1391-1403, 2005.
- FISK, D. L. et al. Rapid evolution in response to introduced predators I: rates and patterns of morphological and life-history trait divergence. **BMC Evolutionary Biology**, v. 7, n. 1, p. 22, 2007.
- FLOETER, S. R. et al. Fauna de peixes de recife brasileira: lista de verificação e observações. **Projeto Brasileiro de Peixes de Recife**, 2003.
- FOGAÇA F. N. O.; ARANHA, J. M. R.; ESPER, M. L. P. Ictiofauna do rio do Quebra (Antonina, PR): ocupação espacial e hábito alimentar. **Interciência**, v. 28, n. 3, p. 168-173, 2003.
- FRAGOSO-MOURA, E. N. et al. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic forest: the effect of introducing non-native fish species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 18-27, 2016.
- FRAGOSO-MOURA, E. N. et al. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 18-27, 2016.
- FRANÇA, F. et al. Flora vascular de açudes de uma região de semi-árido da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 4, p. 549-559, 2003.
- FREITAS, C. M.; SILVA, M. A.; MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, p. 25-30, 2016.
- FREITAS, T. M. S. et al. Length-weight relationships of 18 fish species from Paraíba do Sul basin, Minas Gerais, Brazil. **Journal Applied Ichthyology**, v. 33, p. 652-654, 2017.
- FRICKE, R. et al. (Org.). Eschmeyer's Catalog of fishes: genera, species, references. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em: 12 nov. 2020.
- FROESE, R., N. et al. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 3, p. 506-526, 2017.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Manejo de Rejeito**, 2020a. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeito/>. Acesso em: 16 jan. 2020.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo – atendimento a cláusula 164 do Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta Alínea A, ofício SEI nº 132/2016- DIBIO/ICMBIO – Relatório Final. Relatório Técnico – RT ECV 260/18**. 2019.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS).** 2020c <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/>

FUNDAÇÃO RENOVA. **Relatório mensal de atividades – agosto/2020.** Belo Horizonte, 2020b. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2020/09/relatoriomensaldeatividadessetembro20refagosto20.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA – SOSMA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2016-2017,** relatório técnico. São Paulo. 2018. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf. Acesso em: 12 jan. 2020.

GABRIEL, F. Â. et al. **Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster.** PeerJ, v. 8, p. e10266, 2020.

GAEDKE, U. The size distribution of plankton biomass in a large lake and its seasonal variability. **Limnol. Oceanography**, v. 37, p. 1202-1220, 1992.

GARCÍA-ARTEAGA, J. P; CLARO, R.; VALLE, S. Relações comprimento-peso de peixes marinhos cubanos. **Naga ICLARM Q.**, v. 20, n. 1, p. 38-43, 1997.

GASQUES, L.S. et al. A introdução do gênero *Cichla* (Block e Schneider, 1801) na planície de inundação do Alto Rio Paraná. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia**, v. 17, n. 4, p. 261-266, 2014.

GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology.** Cambridge: Cambridge University Press, 1982.

GIDO, K. B.; BROWN, J. H. Invasion of North American drainages by alien fish species. **Freshwater Biology**, v. 42, n. 2, p. 387- 399, 1999.

GIDO, K. B.; FRANSSEN, N. R. Invasion of stream fishes into low trophic positions. **Ecology Freshwater Fish**, v. 16, p. 457-464, 2007.

GISD. **The Global Invasive Species Database.** Version 2015.1. Invasive Species Specialist Group ISSG 2015. Disponível em: <http://www.iucngisd.org/gisd/>. Acesso em: 20 out. 2020.

GOBLER, C. J. et al. Interactive influences of nutrient loading, zooplankton grazing, and microcystin synthetase gene expression on cyanobacterial bloom dynamics in a eutrophic New York lake. **Harmful Algae**, v. 6, p. 119-133, 2007.

GODINHO, A. L. et al. The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: Giani, R.M.; von Sperling, A. **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais.** Belo Horizonte: SEGRAC, 1994. p. 77-83.

GODINHO, A. L. **Peixes do Parque Estadual do Rio Doce.** Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas/Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

GODINHO, A. L.; FORMAGIO, P. S. Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus sp.* sobre a comunidade de peixes da Lagoa Dom Helvécio, Minas Gerais. In: Associação Mineira de

- Aqüicultura, Belo Horizonte (Org.). Resumos do Encontro da Associação Mineira de Aqüicultura. Belo Horizonte: Associação Mineira de Aqüicultura, 1992. pp. 93-102
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analisys of fresh waters**. 2ª ed. Blackwell Scientific Publications: Oxford, 1978.
- GOMES, A. M. A.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. The success of *Cylindrospermopsis* Brazilian aquatic systems. Rio de Janeiro: **INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA**, 2007.
- GOMES, A.P.P. et al. Efeitos de duas décadas de peixes exóticos na Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu, 2007.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil. **Brazian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 613-624, 2004.
- GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C.; BARROSO, G. F. Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, p. 1341-1356, 2016.
- GONZÁLEZ-ACOSTA A. F., CRUZ-AGÜERO J.; CASTRO-AGUIRREA J. L. Review of the Marine Western Atlantic Species of the Genus *Eugerres* (Perciformes: Gerreidae). **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 1, p. 109-124, 2007.
- GOZLAN, R. E. et al. Disease threat to European fish. **Nature**, v. 435, n. 7045, p. 1046-1046, 2005.
- GRADÍSSIMO, D. G.; MOURÃO, M. M.; SANTOS, A. V. Importância do Monitoramento de Cianobactérias e Suas Toxinas em Águas Para Consumo Humano. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 9, n. 2, p. 15-21, 2020.
- GREENFIELD, D. W.; THOMERSON, J. E. **Fishes of the Continental waters of Belize, Family Achiridae. New World soles**. Florida: University Press of Florida, 1997.
- GRIFFITHS, B. S. et al. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. **Oikos**, v. 90, p. 279-294, 2000.
- GURGEL, J. J. S.; Fernando, C. H. Fisheries in Semi-Arid Northeast Brazil with Special Reference to the Role of Tilapias. **Internationale Revvue der Gesamten Hydrobiologie**, v. 79, n. 1, p. 77-94, 1994.
- GUSMÃO-POMPIANI, P. et al. Spermiogeneses and spermatozoa ultrastructure in the Serrasalminae (Ostrariophysi: Characiformes) with further evidence on the relationships of the piranhas and pacus. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, p. 385-394, 2009.
- HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J.M.C. Iron and free radical reactions: two aspects of antioxidant protection. **Trends Biochemical Science**, v. 11, n. 9, p. 372-375, 1986.
- HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.
- HANSSON, L. A. et al. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1290-1301, 2007.

- HEEGARD, E. et al. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. **Aquatic Botany**, v. 70, n. 3, p. 175-223, 2001.
- HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A. Rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 3, n. 1, p. 9-37, 1971.
- HERNÁNDEZ-SANTOS, M. E. Aspectos reproductivos del loricárido *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) en la laguna de las Ilusiones, Tabasco, México. 2008. 64 f. Tese (Doutorado) - Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco.
- HESSEN, D. O. et al. Nutrient enrichment and planktonic biomass ratios in lakes. **Ecosystems**, v. 9, p. 516-527, 2006.
- HILL, B. H. et al. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. **Hydrobiologia**, v. 428, p. 161, 2000.
- HILL, B.H. et al. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. **Journal of North American Benthological Society**, v. 19, p. 50-67, 2000.
- HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.
- HINO K.; TUNDISI J. G.; REYNOLDSC. S. Vertical distribution of phytoplankton in a stratified lake (Lago Dom Helvecio, Southeastern Brazil) with special reference to the metalimnion. **Japanese Journal of Limnology**, v. 47, p. 239-246, 1986.
- HOWARTH, R. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Washington, D.C.: National Academy Press, 2000.
- HOWES, G. J. Review of the genus *Brycon* (Teleostei: Characoidei). **Bulletin of the British Museum Natural History (Zoology)**, v. 43, p. 1-47, 1982.
- HUGHES R. M. et al. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. **Environmental Monitoring & Assessment**, 2011.
- HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological functional descriptors in six temperate lakes. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 679-696, 1998.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; ESTEVES, F. A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 3, p. 585-598, 1990.
- HUSZAR, V. L. M.; WERNECK, A. M.; ESTEVES, F. A. Dinâmica nictemeral (48H) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: Fevereiro de 1987. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 1, p. 111-134, 1994.
- HYENSTRAND, P.; BLOMQVIST, P.; PETTERSON, A. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. Arch. **Hydrobiology Special Issues Advanced Limnology**, v. 15, p. 41-62, 1998.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Disponível em: http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf. Acesso em: 13 out. 2020.

IGAM. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2/monitoramento-da-qualidade-das-aguas-superficiais-do-rio-doce-no-estado-de-minas-gerais>> Acesso em: 10 nov. 2020.

IGAM. Disponível em: http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/2020/QUALIDADE_AGUAS/Encarte_4_anos_-_Desastre_Doce_-_Final.pdf 2019. Acesso em: 10 nov. 2020.

IMLAY, J. A.; CHIN, S. M.; LINN, S. Toxic DNA damage by hydrogen peroxide through the Fenton reaction in vivo and in vitro. **Science**, v. 240, n. 4852, p. 640-642, 1988.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (PIRH) e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce - Relatório Final**, Volume I. 2010. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>>. Acesso em: 18 dez. 2020.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. L. Macrófitas aquáticas da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria**, v. 6, n. 1, p. 395-405, 1984.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2**. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 20 out. 2020.

JACOMINE, P. K. T. et al. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim Técnico n. 60. **Levantamento exploratório – Reconhecimento de Solos do Norte de Minas Gerais (Área de Atuação da SUDENE)**. Recife: EMBRAPA, 1979.

JARDIM, F. A. et al. A experiência da COPASA no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água - Minas Gerais - Brasil. Porto Alegre: **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2004.

JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. First occurrence of toxic cyanobacteria in a reservoir of COPASA - Minas Gerais – Brazil. Trento: **Anais do Simpósio Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000.

JENNY, J. P. et al. Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during the last three centuries is caused by rising local human pressure. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1481-1489, 2016.

JEPPESEN, E. et al. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology**, v. 45, p. 201-218, 2000.

JOHNSTON, E. L.; ROBERTS, S. A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1745-1752, 2009.

JONES, J. I.; LI, W.; MABERLY, S. C. Area altitude and aquatic plant diversity. **Ecography**, v. 26, n. 4, p. 411-420, 2003.

KÄGI, J. H. R.; SCHÄFFER, A. Biochemistry of metallothionein. **Biochemistry**, 27: 8509– 8515, 1988.

- KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. The 5-M-NaOH concentration treatment for iron oxides in soils. **Clays Clay Minerals**, v. 30, p. 401-408, 1982.
- KAUFMAN, L. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 846-858, 1992.
- KEITH, P. et al. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane**. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Collection Patrimoines Naturels 43(I): 286p. Paris: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, 2000.
- KIM, H. S., HWANG, S. J., SHIN, J. K., AN, K. G., YOON, C. G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 255-267.
- KOBAYASHI, T. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. **Hydrobiologia**, v. 377, p. 133-145, 1998.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Chroococcales. In: ETTL, A. et al. (Org.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Bd. 19. Stuttgart: G. Fischer Verlag, 1999. p. 548.
- KOVÁCS, M. **Biological Indicators in Environmental Protection**. Chichester: Ellis Horwood, 1992.
- KUFNER, D. C. L.; SCREMIN-DIAS, E.; GUGLIERI-CAPORAL, A. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 803-812, 2011.
- KULLANDER, S. Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Sweden: Department of Vertebrate Zoology, Research Division, Swedish Museum of Natural History, 1986.
- KULLANDER, S. O.; FERREIRA, E. J. G. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). **Ichthyology Explorer Freshwaters**, v. 17, n. 4, p. 289-398, 2006.
- KUMARI, D. et al. Immobilization of cadmium in soil by microbially induced carbonate precipitation with *Exiguobacterium undae* at low temperature. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 94, p. 98-102, 2014.
- KUMARI, J. N.; VENKATESWARLU, V.; RAJKUMAR, B. Heavy metal pollution and phytoplankton in the river Moosi (Hyderabad), India. **International Journal of Environmental Studies**, v. 38, p. 157-164, 1991.
- LACOU, P.; FREEMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.
- LAGOS, N. et al. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, p. 1359-1373, 1999.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. 2014. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology**. R package version 1.0-12.

- LANGEANI, F. New Species of *Harttia* (Loricariidae, Loricariinae) from the Rio São Francisco Basin. **Copeia**, v. 1, p. 136-142, 2001.
- LATINI, A. O.; PETRERE JUNIOR, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, n.2, p. 71-79, 2004.
- LATINI, A.O. et al. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. **Lundiana**, v. 5, n. 2, p. 135-142, 2004.
- LATINI, A. O. et al. **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Série Biodiversidade, 39. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2016.
- LEÃO, G. N. **Aspectos da biologia de *Eucinostomus argenteus* Bairds e Girard, 1855, Gerreidae, capturado no canal de Santa Cruz – Pernambuco**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco.
- LEE, J.; LEE, S.; JIANG, X. Cyanobacterial toxins in freshwater and food: important sources of exposure to humans. **Annual Review of Food Science and Technology**, v. 8, p. 281-304, 2017.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. London: Elsevier Science Publication, 2012.
- LEITÃO, E. et al. Top-down regulation of filamentous cyanobacteria varies among a raptorial versus current feeding copepod across multiple prey generations. **Freshwater Biology**, v. 00, p. 1-15, 2020.
- LEPRIEUR, F. et al. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. **PLoS Biology**, v. 6, n. 2, p. e28, 2008.
- LEWIS, W. M. JR. et al. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. **Biogeochemistry**, v. 46, n. 1-3, p. 149-162, 1999.
- LEWIS, W. M. JR. Tropical Limnology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 159-184, 1987.
- LEWIS, W.M. JR. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 18, p. 200-217, 1973.
- LI, L. G. et al. Potentially novel copper resistance genes in copper-enriched activated sludge revealed by metagenomic analysis. **Applied Microbiology and Biotechnology**, n. 98, p. 10255–10266, 2014.
- LIGHT, T.; MARCHETTI, M. P. Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 434-446, 2007.
- LIMA, F. C. T. *Brycon gouldingi*, a new species from the rio Tocantins drainage, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae), with a key to the species in the basin. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 15, p. 279-287, 2004.
- LIMA, L.F. et al. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 771-783, 2011.
- LINDE, A.R. et al. Metallothionein as a bioindicator of freshwater metal pollution: European eel and brown trout. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v. 49, p. 60-63, 2001.

- LINNEN, R. L. et al. Geochemistry of the rare-earth element, Nb, Ta, Hf, and Zr deposits. **Treatise on geochemistry**, v. 13, p. 543-568, 2014.
- LITCHMAN, E; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**, v. 35, p. 473-484, 2013.
- LIU, J. et al. Effect of iron and phosphorus on the microalgae growth in co-culture. **Archives of Microbiology**, 2020.
- LOPES, P.M. et al. Correlates of Zooplankton Beta Diversity in Tropical Lake Systems. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, p. e109581, 2014.
- LOTUFO, G. R.; ABESSA, D. M. S. **Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodes bentônicos**. In: NASCIMENTO, I. A.; SOUSA, E. C. P. M.; NIPPER, M. G. (Org.). **Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil**. 1ª ed. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria Ltda., 2002. p. 91-97.
- LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 12, p. 1983-1994, 2018.
- LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 10, p. 1806-1820, 2019.
- LOWE, R. L.; PAN, Y. Periphyton patterns in lakes. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Org.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. New York: Academic Press, 1996. p. 57-76.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters**. New York: Longman, 1975.
- LUCENA C. A. S.; LUCENA, Z. M. S. Redefinição do gênero *Deuterodon* Eigenmann, 1907 (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 113-135, 2002.
- LUCINDA, I. **Composição de Rotifera de corpos d'água da bacia do Rio Tietê – São Paulo, Brasil**. 2003. 199 f. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.
- LUÍS, A. T. et al. Environmental impact of mining activities in the lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metalcontaminated stream sediments and surface water of corona stream. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 4312-4325, 2011.
- LUJAN, N. K. Jaw morpho-functional diversity, trophic ecology and historical biogeography of the Neotropical suckermouth armored catfishes (Siluriformes, Loricariidae). 2009. Tese (Doutorado) - Auburn University, Auburn.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE-CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- MACRAE, P. S.; JACKSON, D. A. The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 2, p. 342-351, 2001.

- MAFFRA, M. A.; DE SOUZA, D. C. Barragens para irrigação: aspectos jurídicos e ambientais da sua construção, operação e remoção. **Revista do Conselho Nacional do Ministério Público**, n. 7, p. 146-166, 2018.
- MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in Jacarepaguá Lagoon, Brazil**. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco, 1998.
- MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 2011.
- MAIA-BARBOSA, P. M. et al. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, p. e20134040, 2014.
- MAIA-BARBOSA, P. M.; BOZELLI, R. L. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian Lake (Lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, p. 67-75, 2006.
- MALANSKI, E. et al. A new species of *Characidium* (Characiformes: Crenuchidae) from coastal basins in the Atlantic Rainforest of eastern Brazil, with phylogenetic and phylogeographic insights into the *Characidium alipioi* species group. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 2, p. e180121, 2019.
- MALTCHIK, L. et al. Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil. **Interciencia**, v. 30, n. 3, p. 166-170, 2005.
- MANE, P. C.; BHOSLE, A. B. Bioremoval of Some Metals by Living Algae *Spirogyra* sp. and *Spirulina* sp. from aqueous solution. **International Journal of Environment Research**, v. 6, p. 571-576, 2012.
- MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 11, n. 1/2, p. 101-112. 1988.
- MANTZOUKI, E. et al. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. **Toxins**, v.10, n.4, p. 156, 2018.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 53, de 1º de setembro de 2020**. Define o nome comum e respectivos nomes científicos para as principais espécies de peixes de interesse comercial destinados ao comércio nacional. Diário Oficial, 2020.
- MARCENIUK, A. P. et al. Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. gen. and n. comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 4586, n. 3, p. 425-444, 2019.
- MARCHIORO, E. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia do córrego Santa Maria: Subsídios à aplicação de práticas de conservação de água e solo no noroeste fluminense**. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editora Omega, 1983.
- MARGESIN, R.; SCHINNER, F. Bacterial heavy metal-tolerance — extreme resistance to nickel in *Arthrobacter* spp. strains. **Journal of Basic Microbiology**, v. 36, p. 269-282, 1996.

- MARTIN, L. et al. Coastal quaternary formations of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68, p. 389-404, 1996.
- MARTÍNEZ-RUIZ, E. B.; MARTÍNEZ-JERÓNIM, F. How do toxic metals affect thermophilic cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.133, p. 36-46, 2016.
- MARTINS, I. et al. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105-953, 2020.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W. M. Occurrence of *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 (Copepoda Cyclopoida) in water bodies of São Paulo state, identified as *Mesocyclops kieferi* Van de Velde, 1984. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 615-620, 2002.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário na Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.
- MATTSON, M. D.; ALKALINITY. Biogeochemistry of inland waters. San Diego: Academic Press, 2010.
- MAXIM, L.; SPANGENBERG, J. H.; O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. **Ecological Economics**, v. 69, n. 1, p. 12-23, 2009.
- MCCAULEY, J. R.; BOULDIN, J. L. Cadmium Accumulation in Periphyton from an Abandoned Mining District in the Buffalo National River, Arkansas. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, p. 757, 2016.
- MCDEVITT-IRWIN, J. M. ET AL. Responses of Coral-Associated Bacterial Communities to Local and Global Stressors. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, 2017.
- MCLENNAN, S. M. Rare earth elements in sedimentary rocks: influence of provenance and sedimentary processes. **Reviews in Mineralogy**, v. 21, n. 1, p. 169-200, 1989.
- MCLENNAN, S. M. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. **Geochemistry, Geophysics, Geosystems**, v. 2, n. 4, 2001.
- MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.
- MEDEIROS, P. R. P. et al. Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n. 2, 2011.
- MEHTA-KOLTE, M. G.; BOND, D. R. *Geothrix fermentans* Secretes Two Different Redox-Active Compounds To Utilize Electron Acceptors across a Wide Range of Redox Potentials. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, p. 6987-6995, 2012.
- MELO, F. V. et al. Mineralogia das frações areia, silte e argila de sedimentos do Grupo Barreiras no município de Aracruz, estado do espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 29-41, 2002.
- MENDES, L. B. et al. Ecotoxicological Assessment of the Doce River Surface Water After the Fundão Dam Collapse. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 2020.

- MÉNDEZ, V. et al. Novel hydrocarbonoclastic metal-tolerant *Acinetobacter* and *Pseudomonas* strains from Aconcagua river oil-polluted soil. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 17, p. 1074-1087, 2017.
- MENEZES, M. S.; ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, E. P. Ocorrência e aspectos da biologia reprodutiva de *Harttia loricariformis* (Loricariinae) no trecho inferior do rio Paraíba do Sul (Rio de Janeiro, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 27, 1998.
- MENEZES, N. A. et al. **Peixes de água doce da Mata Atlântica – Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. São Paulo: Museu de Zoologia/Universidade de São Paulo, 2007.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil (IV)**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980.
- MENG, D. et al. Effects of redox potential on soil cadmium solubility: Insight into microbial community. **Journal of Environmental Sciences**, v. 75, p. 224-232, 2019.
- MERRITT, R. M.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Iowa: Kendall Hunt, 1996.
- MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S. Early life stages of fish and the relationships with zooplankton in a tropical Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. **Brazilian Journal of Biologu**, v. 62, p. 41-50, 2002.
- MEYBECK, M. Fluvial export. In: LIKENS, G. E. **Biogeochemistry of inland waters: a derivative of encyclopedia of inland waters**. San Diego: Elsevier, 2010. p. 118-130.
- MEYBECK, M.; VÖRÖSMARTY, C. J. Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene. **Comptes Rendus Geosciences**, v. 337, n. 1-2, p. 107-123, 2005.
- MICHELE, O. D. A.; UIEDA, V. S. Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove forest in southeastern Brazil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 9, n. 4, p. 486-497, 2007.
- MIGASZEWSKI, Z. M.; GAŁUSZKA, A. The Characteristics, Occurrence, and Geochemical Behavior of Rare Earth Elements in the Environment. **A Review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 5, p. 429-471, 2015.
- MINCRYST. **Crystallographic and Crystallochemical Database for Minerals and their Structural Analogues**. Disponível em: <<http://database.iem.ac.ru/mincryst/>>. Acesso em: 10 nov. 2020.
- MOBERLY, J. et al. Microbial community signature in Lake Coeur d'Alene: Association of environmental variables and toxic heavy metal phases. **Applied Geochemistry**, v. 66, p. 174-183, 2016.
- MOLOZZI, J. et al. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.
- MONTEIRO, S. M.; SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R. Geochemistry of suspended particulate matter in a tropical estuarine system, southeastern Brazil. **Química Nova**, v. 40, n. 8, p. 871-879, 2017.
- MORALES C.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em ambientes aquáticos do estado do Rio Grande do Norte. **IX Congresso Brasileiro de Limnologia**. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2003.

- MOREIRA, F. W. A. et al. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p. e7, 2016.
- MOREIRA, S. N. et al. Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 721-729, 2011.
- MORO, R. S.; FURSTENBERGER, C. B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 1997.
- MOSA, K. A. et al. Potential Biotechnological Strategies for the Cleanup of Heavy Metals and Metalloids. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, 2016.
- MOTA, S. **Introdução a engenharia ambiental**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- MOTTA, P. E. F.; BARUQUI, A. M.; SANTOS, H. G. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – 44. Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos da Região do Alto Paraíba, Minas Gerais**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2004.
- MOUCHKA, M. E.; HEWSON, I.; HARVELL, C. D. Coral-Associated Bacterial Assemblages: Current Knowledge and the Potential for Climate-Driven Impacts. **Integrative and Comparative Biology**, v. 50, p. 662-674, 2010.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.
- MUHAMMETOĞLU, A.; SOYUPAK, S. A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. **Ecological Modelling**, v. 133, n. 3, p. 161-180, 2000.
- MUHLFELD, C. C. et al. Hybridization rapidly reduces fitness of a native trout in the wild. **Biology letters**, v. 5, n. 3, p. 328-331, 2009.
- MUNROE, T. A. Achiridae. In: CARPENTER, K. E. (Org.). **The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. V 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes**. FAO: Rome and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication 5, 2003. p. 1925-1933.
- NABOUT, J. C. et al. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). **Hydrobiologia**, v. 557, p. 455-461, 2007.
- NASCIMENTO, F. L. et al. **Distribuição espacial do tucunaré *Cichla sp.* (Pisces, Cichlidae), peixe amazônico introduzido no Pantanal, Brasil**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011.
- NEIFF, J. J. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. **Interciencia**, v.15, n. 6, p. 424-441, 1990.
- NEITSCH, S. L. **Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation**. Texas: Texas Water Resources Institute, 2005.
- NELSON, J. S. **Fishes of the World**. 4º ed. New York: John Wiley and Sons Inc., 2006.
- NETO, F. R. A. et al. Relatório anual de monitoramento da ictiofauna do reservatório da UHE Irapé. **Programa Peixe Vivo – CEMIG**, 2014.

- NEVES, E. L. et al. Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 24-29, 2006.
- NEVES, I. F. et al. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 329-343, 2003.
- NEWTON, A. et al. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 95-122, 2014.
- NOEL-LAMBOT, F.; GERDAY, C.; DISTECHE, A. Distribution of Cd, Zn and Cu in liver and gills of the eel *Anguilla anguilla* with special reference to metallothioneins. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 61, p. 177-187, 1978.
- NOGUEIRA, I.S. et al. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.22, n.3, p. 247-256, 2010.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- NOVAK, J. D.; CANAS, A. J. The theory underlying concept maps and how to construct and use them. **Práxis Educativa**, v. 5, n. 1, p. 9–29, 2010.
- OELSNER, G. P.; STETS, E. G. Recent trends in nutrient and sediment loading to coastal areas of the conterminous U.S.: Insights and global context. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1225-1240, 2019.
- OERTLI, B. et al. **Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity.** Biological Conservation, vol. 104, nº 1, p. 59-70, 2002.
- OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package.** R package version 2.5-6. 2019. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OKSANEN, J.; TONTERI, T. Rate of compositional turnover along gradients and total gradient length. **Journal of Vegetation Science**, v.6, p. 815-824, 1995.
- OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Ecological processes driving biotic homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1867-1875, 2004.
- OLENICI, A. et al. Exploring the effects of acid mine drainage on diatom teratology using geometric morphometry. **Ecotoxicology**, v. 26, p. 1018-1030, 2017.
- OLIVEIRA, K. S. S., QUARESMA, V. DA S. 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. DA S. 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.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD 203: Fish Acute Toxicity Test.** Paris, 1992.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD 211: *Daphnia magna* Reproduction Test.** Paris, 2012.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test.** Paris, 2013.

ORLANDO, M. T. D. et al. Tracing iron ore tailings in the marine environment: na investigation of the Fundão dam failure. **Chemosphere**, v. 257, p. 127-184, 2020.

OTA, R. R. et al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 1-11, 2018.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 1-11, 2003.

PAERL, H. W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. **Limnology Oceanography**, v. 33, n. 4 (part. 2), p. 823-847, 1988.

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G.; SOSSAI, M. Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. **Water Economics and Policy**, v. 05, n. 04, p. 1850027, 2019.

PAGNANELLI, F. ET AL. Biosorption of Metal Ions on *Arthrobacter* sp.: Biomass Characterization and Biosorption Modeling. **Environmental Science & Technology**, v. 34, p. 2773-2778, 2000.

PANOSO, L. A. **Boletim Técnico n. 45. Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Espírito Santo.** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1978.

PANOSO, L. A. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos.** Boletim Técnico n. 76. Levantamento Semidetalhado de Solos de Solos da Área do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite, Coronel Pacheco, MG. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1980.

PAQUIN, P. R. et al. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. **Environmental Science & Policy**, v. 3, p. S175-S182, 2000.

PARK, J. H.; CHON, H. T. Characterization of cadmium biosorption by *Exiguobacterium* sp. isolated from farmland soil near Cu-Pb-Zn mine. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 11814-11822, 2016.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in life science**, v. 9, p. 110-118, 2016.

PAROLIN, P. Submergence tolerance vs. escape from submergence: two strategies of seedling establishment in Amazonian floodplains. **Environmental and Experimental Botany**, v. 48, n. 2, p. 177-186, 2002.

PASSOS, L. S. et al. Is the Doce River elutriate or its water toxic to *Astyanax lacustres* (Teleostei: Characidae) three years after the Samarco mining dam collapse? **Science of the Total Environment**, 2020.

PASSY, S. I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. **Aquatic Botany**, v. 86, p. 171-178, 2007.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Org.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2003.

PEIXOTO, A. L.; MAIA, L. C. **Manual de Procedimentos para Herbários. INCT-Herbário virtual para a Flora e os Fungos**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013.

PEIXOTO, R. S et al. Seasonal fluctuations of the microcrustacean assemblages in the littoral zone of Lake Dom Helvécio (Parque Estadual do Rio Doce, MG). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, p. 213-219, 2008.

PEIXOTO, R. S. et al. Occurrence of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle River Doce, MG, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 356-360, 2010.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical Reservoir. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1789-1801, 2009.

PERBICHE-NEVES G. et al. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? **Ecological Indicator**, v. 70, p. 340-347, 2016.

PERBICHE-NEVES, G. et al. Distinct responses of Copepoda and Cladocera diversity to climatic, environmental, and geographic filters in the La Plata River basin. **Hydrobiologia**, v. 826, p. 113-127, 2019.

PERBICHE-NEVES, G. et al. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçu River, Paraná, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, p. 393-406, 2007

PEREIRA, M. C. et al. Índices de alimentação e ciclo reprodutivo em machos de piau-vermelho *Leporinus copelandii* (Steindachner, 1875) na bacia do baixo rio Paraíba do Sul. **Ciência Animal Brasileira**, v. 8, n. 4, p. 599-607, 2007.

PERESSIN, A. et al. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in Brazilian Atlantic rainforest streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 18, n. 2, p. 1-18, 2020.

PETCHEY, O. L.; K. J. GASTON. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741-758, 2006.

PETRERE JR. M. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers Research and Management, Chichester**, v. 4, n. 1, p. 1-16, 1986.

PFAFSTETTER, O. **Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação**. Rio de Janeiro: DNOS, 1989.

PIELOU, E. C. Ecological diversity. New York: Wiley, 1975.

PIENITZ, R.; ROBERGE, K.; VINCENT, W. F. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. **Canadian Journal of Botany**, v. 84, p. 303-320, 2006

PIMENTA, F. DE S. Nutrient and sediment fluxes in microbasins with different conservation states in the northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 739, 2020.

PINHEIRO, A. et al. Uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, 2011.

- PIÑOSA, L.A.G. Influence of colonization time on phytoplankton growth during wet and dry seasons in brackish water pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, p. 3633-3641, 2018.
- PIRES, L. F. et al. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ^{137}Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 81, n. 2, p. 271-279, 2009.
- PIVARI, M. O. D. et al. Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 759-770, 2011.
- PIVARI, M.O.D. et al. Macrófitas Aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, v. 63, n. 2, p. 321-327, 2008.
- PMQQS – **Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento** [online] Mensagem pessoal enviada para autor. 06 de Maio de 2019.
- POGGERE, G.C. et al. Maghemite quantification and magnetic signature of Brazilian soils with contrasting parent materials. **Applied Clay Science**, v. 161, p. 385-94, 2018.
- POIKANE, S.; KELLY, M.; CANTONATI, M. Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 603-613, 2016.
- POMPEO, M. L. M. Monitoramento de Macrófitas Aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.
- POMPEU, P. S. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 19-26, 1999.
- POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 4, p. 1219-1225, 2001.
- POPE, K. L. et al. Evidence of indirect impacts of introduced trout on native amphibians via facilitation of a shared predator. **Biological Conservation**, v. 141, n. 5, p. 1321-1331, 2008.
- PRAKASH, O. et al. *Geobacter daltonii* sp. nov., an Fe(III)- and uranium(VI)-reducing bacterium isolated from a shallow subsurface exposed to mixed heavy metal and hydrocarbon contamination. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 60, n. 546-553, 2010.
- PRINGLE, C. M. et al. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. **Bioscience**, v. 9, n. 9, p. 807-823, 2000.
- Protection Agency; Office of Water, 1999.
- PROVETE, D. B., SILVA, F. R.; SOUZA, T. G. Estatística aplicada à ecologia usando o R. **São Paulo: UNESP**, 2011.
- PUTZ, H.; BRANDENBURG, K. **Match!-phase identification from powder diffraction**. Crystal Impact Software, 2015.
- QUARESMA, V. DA S. et al. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. **Continental Shelf Research**, v. 205, p. 104-172, 2020.

- QUEIROZ, H. M. et al. From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils. **Journal Environmental Management**, v. 278, p. 111575, 2020.
- QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, v. 637-638, p. 498-506, 2018.
- QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, v. 637-638, p. 498-506, 2018.
- QUEIROZ, L. J. et al. Peixes do rio Madeira. São Paulo: Santo Antônio Energia, 2013.
- RAHMAN, M.A. et al. Evaluation and sensitivity of cyanobacteria, *Nostocmuscorum* and *Synechococcus* PCC 7942 for heavy metals stress – a step toward biosensor. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 93, p. 1982-1990, 2011
- RAMBOLL. **Monitoramento dos programas 23 e 24 manejo de rejeitos**. 2019. Disponível em: http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/documentos/relatorios-ramboll/pg23e24_folder_nov2019.pdf. Acesso em: 09 nov. 2020.
- REIS, M. P. et al. Characterizing a riverine microbiome impacted by extreme disturbance caused by a mining sludge tsunami. **Chemosphere**, v. 253, p. 126584, 2020.
- REIS, V. J. C. et al. Iterative taxonomy reveals a new species of *Trichomycterus* Valenciennes 1832 (Siluriformes, Trichomycteridae) widespread in Rio Doce basin: a pseudocryptic of *T. immaculatus*. **Journal of Fish Biology**, p. 1-10, 2020.
- REJMANEK, M. Invasive Plants and Invasible Ecosystems. In: SANDLUND, T. O.; SCHEI, P. J.; VILKEN, A. (Org.). **Invasive Species and Biodiversity Management**. Dordrecht: Kluwer, 1999.
- Relatório Técnico DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016.
- RESENDE, M. et al. Mineralogia de solos brasileiros: interpretação e aplicações. 2ª ed. Lavras: **Universidade Federal de Lavras**, 2011.
- REYNOLDS, C. Nutrient uptake and assimilation in phytoplankton. In: REYNOLDS, C. **Ecology of phytoplankton**. New York: Cambridge, 2006. p. 145-177.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- REYNOLDS, C. S. The response of pkytoplankton communities to change lake environments. **Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie**, v. 49, p. 220-236, 1997.
- RICHARD, E. DA C. et al. Influence of Fundão tailings dam breach on water quality in the Doce River Watershed. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 583-595, 2020.
- RICHARDSON, C. J.; FERRELL, G. M.; VAITHIYANATHAN, P. Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in everglades sawgrass. **Ecology**, v., 80, n. 7, p. 2182-2192, 1999.

- RIMET, F.; BOUCHEZ, A. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 489-499, 2011.
- RIVERA, F. V.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L. Effects of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) on the plankton community of a tropical reservoir during and after an algal bloom. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 393-401, 2018.
- RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Reproduction and embryogenesis. In: **Biology and Physiology of Freshwater Neotropical Fish**. Academic Press, 2020. p. 287-313.
- ROBERTSON, B. A.; HARDY, E. R. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In SIOLI, H. (Org.). **The Amazon: limnology and landscape**. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1984. p. 337-352.
- RODRIGUES, D. F. et al. Biogeography of two cold-adapted genera: *Psychrobacter* and *Exiguobacterium*. **The ISME Journal**, v. 3, p. 658-665, 2009.
- ROLON, A. S.; HOMEM, H. F.; MALTCHIK, L. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 133-146, 2010.
- ROMEO, M., GIAMBÉRINE, L. **History of Biomarkers**. In: **Claude Amiard-Triquet, Jean-Claude Amiard and Philip S. Rainbow, Ecological biomarkers: indicators of ecotoxicological effects**. Boca Raton: CRC Press, 2013.
- ROSSA, D. C. et al. Abundance of cladocerans in the littoral regions of two environments of the upper Paraná river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 45-53, 2001.
- RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884 pag. 2019.
- RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Limnologia. RT-18B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 207 pag. 2019.
- RRDM. Relatório Anual: Anexo 3 Dulcícola – Perifiton – R18l. 60p., 2019
- RUTTENBERG, K. C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 7, p. 1460-1482, 1992.
- RUTTENBERG, K. C. The Global Phosphorus Cycle. In: (Org.). **Treatise on Geochemistry**. 2014. p. 499-558.
- RUTTNER-KOLISKO, A. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 8, p. 71-76, 1977.
- RUTTNER-KOLISKO, A. **The abundance and distribution of *Filinia terminalis* in various types of lakes as related to temperature, oxygen, and food**. Dordrecht: Springer, 1980.
- SALOMONI, S. et al. Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in the Gravataí river, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 949-959, 2011.

- SALOMONI, S.E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V.L.; LOBO, E.A.; Epilithic Diatoms as Indicators of Water Quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 59, p. 233-246, 2006.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**. Oficina de Textos, 2013.
- SANT'ANNA, C. L. et al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological studies**, v.126, p. 251-265, 2008.
- SANTOS, A. C. A.; ARAÚJO, F. G. Hábitos alimentares de *Gerres aprion* (Cuvier, 1829) (Actinopterygii, Gerreidae) na baía de Sepetiba, RJ. **Sitientibus, Feira de Santana**, n.17, p.185-195, 1997.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: RUDRAN, R.; CULLEN, L.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 19-41.
- SANTOS, M. N.; ROCHA, G. R. A. Dieta e hábitos alimentares de *Eucinostomus gula* (Quoy & Gaimard, 1824) em Itacaré, sul da Bahia. **Anais do VIII CEB**. Caxambu-MG, 2007.
- SANTOS, Raphael D. **Levantamento exploratório dos solos da região sob influência da Cia Vale do Rio Doce**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1970.
- SARTORY, D. P.; GROBBELAAR, J. E. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. **Hydrobiologia**, v. 114, p.177-187, 1984.
- SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- SCHULZE, D. G. An introduction to soil mineralogy. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Org.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 1-34.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEAMA). **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Diagnóstico consolidado. Cariacica, 2018a. Disponível em:<<https://perh.es.gov.br/biblioteca-de-arquivos>>. Acesso em: 06 jan. 2020.
- SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813-825, 2016.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. Illinois: Urbana, 1949.
- SHOTYK, W.; LE ROUXY, G. Biogeochemistry and cycling of lead. **Metal Ions Biological Systems**, v. 43, n. 1, p. 239-275, 2005.
- SIBANDA, T. et al. Defunct gold mine tailings are natural reservoir for unique bacterial communities revealed by high-throughput sequencing analysis. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 2199-2209, 2019.
- SILVA FILHO, L. A. et al. Mineralogical Evolution of magnetic Rhodic Oxisols under different lithological influences in Brazil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 43, p. e0190065, 2019.
- SILVA, A.T. et al. Freshwater fishes of the Bahia State, northeastern Brazil. **Biota Neotropical**, v. 20, n. 4, p. 1-21, 2020.
- SILVA, D. C. **Elementos Traço E Terras Raras Em Águas E Sedimentos De Rios Da Região Do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- SILVA, P. C.; Malabarba, M. C.; Malabarba, L. R. Integrative taxonomy: Morphology and ancient DNA barcoding reveals the true identity of *Astyanax taeniatus*, a tetra collected by Charles Darwin during the Beagle's voyage. **Zoologischer Anzeiger**, v. 278, p. 110-120, 2019.
- SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 521-531, 2005.
- SIMBERLOFF, D. Given the stakes, our modus operandi in dealing with invasive species should be "guilty until proven innocent". **Conservation Magazine**, v. 8, n. 2, p. 18-19, 2007.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SEGURANÇA DE BARRAGENS (SNISB). **Relatório de barragens**. Brasília, 2020. Disponível em: <http://www.snisb.gov.br/porta/snisb/mapas-tematicos-e-relatorios/tema-1-1>. Acesso em: 05 out. 2020.
- SLOBODIAN, V. **Taxonomic revision of *Pimelodella* Eigenmann & Eigenmann, 1888 (Siluriformes: Heptapteridae): an integrative proposal to delimit species using a multidisciplinary strategy**. 2017. 810 f. Tese (Doutorado) - Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SMITH, A.R. et al. A classification for extant ferns. **Taxon**, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.
- SMITH, R. A.; DUNCAN, M. J. Velocity and Sediment Disturbance of Periphyton in Headwater Streams: Biomass and Metabolism. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 18, p. 222-241, 1999
- SMITH, W. S. et al. As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê. In: ROCHA, O. (Org.). **Espécies invasoras em águas doces – estudo de caso e propostas de manejo**. São Carlos: Editora da Universidade São Carlos, 2005. p. 165-180.
- SNIRH - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. 2019. **Séries históricas**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 01 jan. 2019.
- SOARES, A. B. et al. Revisando a Estruturação do Modelo DPSIR como Base para um Sistema de Apoio à Decisão para a Sustentabilidade de Bacias Hidrográficas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 4, n. 3, 2011.
- SOARES, E.C. et al. Potential of carapeba (*Eugerres brasiliensis*) for aquaculture production. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 4, p. 718-725, 2016.
- SOARES, M. G. M. et al. **Peixes de lagos do Médio Rio Solimões**. 2º ed. Manaus: Instituto I-piatam, 2008.
- SOININEN, J. et al. Toward More Integrated Ecosystem Research in Aquatic and Terrestrial Environments. **BioScience**, v. 65, p. 174-182, 2015.
- SØNDERGARRD, M. Redox potential. In: LIKENS, G. E. (Org.). **Biogeochemistry of inland waters**. San Diego: Academic Press, 2010. p. 549-556.
- SOUSA, W. et al. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 30, p. 699-708, 2008.

- SOUZA, W.O. et al. **Macrófitas aquáticas do Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. Rodriguésia**, v. 68, n. 5, p. 1907-1919, 2017.
- SPRULES, G.; GOYKE, P. Size-based structure and production in the pelagia of Lakes Ontario and Michigan. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, v. 43, p. 2603-2611, 1994.
- SPRULES, W. G.; MUNAWAR, M. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity size and ankton size spectra in relation to ecosystem productivity size and perturbation. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, v. 43, p. 1789-1794, 1986.
- STEINHART, G. B. et al. Increased parental care cost for nest-guarding fish in a lake with hyperabundant nest predators. **Behavioral Ecology**, v. 16, n. 2, p. 427-434, 2005.
- STENGER-KOVÁCS, C. et al. Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 138-147, 2013.
- STEVENSON, J. R. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: STEVENSON, J. R.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Org.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. New York: Academic Press. 1996. p. 3-30.
- STILLMAN, M. J. Metallothioneins. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 14, p. 461-511, 1995.
- STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A pratical handbook of seawater analysis. Fisheries**. Ottawa: Research Board of Canada, 1972.
- SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surfasse area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1331-1346, 2003.
- SUNAGA, T.; VERANI, J. R. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie Verhandlungen**, v. 24, n. 4, p. 2563-2566, 1991.
- SUNAGAWA, S. et al. Structure and function of the global ocean microbiome. **Science**, v. 348, p. 1261359–1261359, 2015.
- TAYLOR, R. M. et al. **Oxide minerals**. In: *Soils: an Australian viewpoint*. London: Division of Soils, CSIRO, Melbourne Academic Press, 1983. p. 309-334.
- TELES, M. E. O; GODINHO, H. P. Ciclo reprodutivo da pirambeba *Serrasalmus brandtii* (Teleostei, characidae) na represa três Marias, rio São Francisco. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, p. 177-184, 1997.
- TERÁN, G.E. et al. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 20, p. 1-18, 2020.
- TEUBNER JUNIOR, F. J., LIMA, A. T. M.; BARROSO, G. F. Emission rates of nitrogen and phosphorus in a tropical coastal river basin: a strategic management approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 747, 2018.
- THIERS, B. Index Herbariorum: **A global directory of public herbaria and associated staff**. New York **Botanical Garden's Virtual Herbarium**. Disponível em: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> Acesso em: 6 set. 2019.

- THOMÉ, M. P. M. et al. **Caracterização da ictiofauna de um riacho de Mata Atlântica, no âmbito de uma central geradora de energia, Carmo-RJ, Brasil**. 2019. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- THORNTON, J. A. et al. Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. **Developments in Hydrobiology**, v. 77, 1993.
- TORRES, F. C. J. et al. A Literature Review to Propose a Systematic Procedure to Develop “Nexus Thinking” Considering the Water–Energy–Food Nexus. **Sustainability**, v. 11, n. 24, 2019.
- TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.
- TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos no Futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 7-16, 2008.
- TURGEON, K.; TURPIN, C.; GREGORY-EAVES, I. Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: A quantitative synthesis. **Ecology letters**, v. 22, n. 9, p. 1501-1516, 2019.
- TURNER, R. E. et al. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. **Biogeochemistry**, v. 64, n. 3, p. 297-317, 2003.
- UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, v. 17, p. 121-123. 1964.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV); FUNDAÇÃO RENOVA; UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS (UFMG). **Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do Rio Doce**. Produto 3.2. Julho, 2018. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2020/02/metodologiadepriorizarecuperacaoambientalufvufmg.pdf>. Acesso em: 30 out. 2020.
- UTERMOHL, H. Zur Vollkommenheit der quantitativen phytoplankton-methodik. Verh. Internat. Verein. **Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-39. 1958.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommenheit der quantitativen phytoplankton - methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- VAN DAM, H.; MERTENS, A.; SINKELDAM, J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, p. 117-133, 1994.
- VAN DE WATER, J. A. J. M. et al. Spirochaetes dominate the microbial community associated with the red coral *Corallium rubrum* on a broad geographic scale. **Scientific Reports**, v. 6, p. 27277, 2016.
- VAN ELSAS, J. D. et al. Microbial diversity determines the invasion of soil by a bacterial pathogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, p. 1159-1164, 2012.
- VAN GEEST, G. J. et al. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. **Hydrobiologia**, v. 539, n. 1, p. 239-248, 2005.
- VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

- VASCONCELOS, F. R. et al. Effects of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) on the plankton community of a tropical reservoir during and after an algal bloom. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 393-401, 2018.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M. et al. Reprodução de *Prionotus punctatus* em ecossistema tropical costeiro do Estado de São Paulo. **Simpósio sobre Oceanografia**. São Paulo: Instituto Oceanográfico, 1989.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M.; CARACIOLO-MALTA, M. C.; AMADIO, S. A. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XII. Indicadores quantitativos do período de desova das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) do baixo rio Negro, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, n. 1, p. 175-181, 1989.
- VEGLIÓ, F.; BEOLCHINI, F.; GASBARRO, A. Biosorption of toxic metals: an equilibrium study using free cells of *Arthrobacter* sp. **Process Biochemistry**, 32: 99–105, 1997.
- VETRIVEL, S. A. et al. Green algae of the genus *Spirogyra*: a potential absorbent for heavy metal from coal mine water. **Remediation**, v. 27, p. 81-90, 2017.
- VIANNA, M. A. B. S. **Revisão sistemática do gênero *Trichomycterus valenciennes* do sudeste do Brasil (Siluriformes: Loricarioidea: Trichomycteridae)**. 2004. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- VICENTE, I. S. et al. Perspectivas da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 4, p. 392-398, 2014.
- VIEIRA, F. **A ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do Rio Doce, MG: proposta de conservação**. 101 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. **MG Biota**, v. 2, p. 5-22, 2010.
- VIEIRA, F. et al. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero – Guia de Identificação**. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, 2015.
- VIEIRA, F. Ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, MG: proposta de conservação. 2006. 101 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- VIEIRA, F.; GASPARINI, J. L. Os Peixes Ameaçados de Extinção no Estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. (Org.). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2007. p. 87-104.
- VIEIRA, F.; GASPARINI, J. L.; MACIEIRA, R. M. **Guia Ilustrado dos Peixes da Bacia do Rio Benevente - ES**. Vitória: ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda/São Joaquim Energia S. A, 2014.
- VIEIRA, F.; GOMES, J. P. C.; MAIA, B. P. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero: Guia de Identificação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2015.

- VIGLIO, E. P.; DA CUNHA, F. G. **Atlas geoquímico da bacia do rio Doce: Minas Gerais e Espírito Santo**. Rio de Janeiro: CPRM, 2016.
- VILLEGER, S. J. et al. Stable trophic structure across coastal nekton assemblages despite high species turnover. **Marine Ecology Progress Series**, v. 364, p.135-146, 2010.
- VILLÉGER, S.; MANSON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n.9, p. 2290-2301, 2008.
- VITULE J. R. S; ARANHA, J. M. R. Feeding ecology of the “lambari”, *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), of different sizes on Atlantic Forest stream, Paraná (Brazil). **Acta Biologica Paranaense**, v. 31, n. 1, 2, 3, 4, p. 137-150, 2002.
- VON CANSTEIN, H. et al. Species Diversity Improves the Efficiency of Mercury-Reducing Biofilms under Changing Environmental Conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, p. 2829-2837, 2002.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água em rios**. Viçosa: DESA/UFMG, 2007.
- VONO, V. et al. Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* Lacepède (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski e *Schizodon nasutus* Kner (Characiformes, Anostomidae) do recém-formado Reservatório de Miranda, Alto Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 3, p. 819-826, 2002.
- WAHL, H.D. et al. Exploring riverine zooplankton in three habitats of the Illinois River Ecosystem: Where do they come from? **Limnology Oceanography**, v. 53, p. 2583-2593, 2008.
- WANG, R. et al. Effects of chlortetracycline, Cu and their combination on the performance and microbial community dynamics in swine manure anaerobic digestion. **Journal of Environmental Sciences**, v. 67, p. 206-215, 2018.
- WEHR, J. D.; SHEAT, R. G. **Freshwater algae of North America: Ecology and classification**. USA: Academic Press, 2003.
- WEIHER, E.; CLARKE, G. D.P.; KEDDY, P. A. Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, v. 81, p. 309-322, 2011.
- WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A.; WEITZMAN, M. J. **Phylogenetic biogeography of the Glandulocaudini (Teleostei: Characiformes, Characidae) with comments on the distributions of other freshwater fishes in eastern and southeastern Brazil. Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988.
- WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 24, p. 6-24, 1990.
- WETZEL, R. G. Opening remarks. In: _____. **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1983. p. 339-346.
- WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. **Bioscience**, v. 18, n. 6, p. 447-481, 1968.

- WILK-WOŹNIAK, E.; POCIECHA, A.; CISZEWSKI, D. et al. Phyto- and zooplankton in fishponds contaminated with heavy metal runoff from a lead-zinc mine. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 40, p. 77-85, 2011.
- WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. London: Chapman and Hall, 1996.
- WINEMILLER, K. O. Life history strategies and the effectiveness for sexual selection. **Oikos**, v. 63, p. 318-327, 1992.
- WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C. Food habits of tilapiine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplain during descending phase of the hydrologic cycle. **Journal of Fish Biology**, v. 63, p. 120-128, 2003.
- WOLFF, P. M.; VISSER, J. W. **"Absolute intensities"**, Rep. 641.109. Netherlands: Technisch Physische Dienst, 1964.
- WOLOWSKI, K.; WALNE, P. L. Strombomonas and Trachelomonas species (Euglenophyta) from south-eastern USA. **European Journal of Phycology**, v. 42, p. 409-431, 2007
- WU, L. C. et al. Three-Stage Single-Chambered Microbial Fuel Cell Biosensor Inoculated with Exiguobacterium aestuarii YC211 for Continuous Chromium (VI) Measurement. **Sensors**, v. 19, p. 1418, 2019.
- YAĞCI, M. A.; USTAOĞLU, M. R. Zooplankton fauna of Lake İznik (Bursa, Turkey). **Turkish Journal of Zoology**, v. 36, p. 341-350, 2012.
- Yan, C. et al. Deciphering the toxic effects of metals in gold mining area: Microbial community tolerance mechanism and change of antibiotic resistance genes. **Environmental Research**, v. 189, p. 109869, 2020.
- YOUNG, R. A. **The Rietveld Method**. New York: Oxford University Press Inc., 1995.
- YUNES, J. S. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments Toxicology**, v. 9, p. 103-115, 2003.
- YUNES, J. S. et al. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v.5, p. 223-229, 1996.
- ZAGANINI, R. L. **Caracterização do regime alimentar de Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) e Tilapia rendalli (Boulenger, 1897) na represa de Barra Bonita, Médio Rio Tietê, SP**. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2009.
- ZARET, T. M.; PAINE, R. T. Species Introduction in a Tropical Lake: A newly introduced piscivore can produce population changes in a wide range of trophic levels. **Science**, v. 182, n. 4111, p. 449-455, 1973.
- ZHANG, M. et al. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 44-59, 2017.
- ZHANG, Q. et al. Microbial Community Structure Diversity in the Dewatered Sludge from 4 Different Waste Water Treatment Plants used for CSRB in Colder Season. **E3S Web of Conferences**, v. 194, p. 04063, 2020.

ZHANG, X. et al. Acid mine drainage affects the diversity and metal resistance gene profile of sediment bacterial community along a river. **Chemosphere**, v. 217, p. 790-799, 2019.

ZHUANG, L. et al. *Erythrobacter atlanticus* sp. nov., a bacterium from ocean sediment able to degrade polycyclic aromatic hydrocarbons. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 65, p. 3714-3719, 2015.

ZORZAL-ALMEIDA, S. et al. Effects of land use and spatial processes in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 237-246, 2018.