

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

RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 2:

Anexo 1 a 8

RT-04 RRDM/JUN19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Junho de 2019

COORDENAÇÕES

COORDENAÇÕES POR ANEXO

Anexo 1

Adalto Bianchini (FURG)

Anexo 3

Fabian Sá (UFES)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Subprojetos

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Núcleo de Atuação Integrada em Rede

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Karla Libardi Gallina (UFES)

Andressa Christiane Pereira (UFES)

Anna Paula Lage Ribeiro (UFES)

Caroline De Marchi Pignaton (UFES)

Paulo Eduardo Marques (UFES)

Coordenação Técnica

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Laura Silveira Vieira Salles (UFES)

Tarcila Franco Menandro (UFES)

Coordenação Escritório de Projetos

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro (UFES)

Patrícia Bourguignon Soares (UFES)

Armando Biondo Filho (UFES)

Paulo Roberto Filgueiras (UFES)

Valdemar Lacerda Junior (UFES)

Walter Luiz Alda Junior (UFES)

SUMÁRIO

1 ANEXO 1 – MONITORAMENTO ECOTOXICOLÓGICO DOS IMPACTOS CAUSADOS PELA LAMA ORIUNDA DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE MARIANA (MG) EM REGIÕES DULCÍCOLAS, ESTUARINAS E MARINHAS.....	24
1.1 INTRODUÇÃO	24
1.2 MAPA DE AMOSTRAGEM.....	25
1.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	31
1.3.1 Área de Proteção Ambiental de Setiba	40
1.3.2 Refúgio de Vida Silvestre Santa Cruz e Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	40
1.3.3 Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim.....	40
1.3.4 Reserva Biológica de Comboios e Reserva Indígena de Comboios	41
1.3.5 Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo	41
1.3.6 Área de Proteção Ambiental Conceição da Barra	41
1.3.7 Parque Nacional Marinho de Abrolhos, Área de Proteção Ambiental Ponta da Baleia/Abrolhos e Reserva Extrativista de Cassurubá.....	41
1.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES.....	42
1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	46
2 ANEXO 3 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO AMBIENTE DULCÍCOLA.	47
2.1 INTRODUÇÃO	47
2.2 MAPA DE AMOSTRAGEM.....	48
2.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	50
2.3.1 Limnologia.....	50
2.3.2 Fitoplâncton	55
2.3.3 Zooplâncton	57
2.3.4 Perifiton.....	60
2.3.5 Macrófitas aquáticas.....	62
2.3.6 Ácidos graxos, composição elementar e isótopos estáveis.....	64

2.3.7	Elementos traço e contaminantes orgânicos	68
2.3.8	Hidrologia.....	85
2.3.9	Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Doce	85
2.3.10	Fluxos hidrológicos	88
2.3.11	Relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre os fluxos hidrológicos.....	89
2.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	99
2.4.1	Limnologia.....	101
2.4.2	Fitoplâncton	102
2.4.3	Zooplâncton	102
2.4.4	Perifiton	103
2.4.5	Macrófitas aquáticas.....	104
2.4.6	Ácidos graxos, composição elementar e isótopos estáveis.....	105
2.4.7	Elementos traço e contaminantes orgânicos	105
2.4.8	Hidrologia.....	106
2.4.9	Modelagem hidrológica e fluxos de materiais na bacia hidrográfica do Rio Doce	106
2.4.10	Relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre os fluxos hidrológicos.....	106
2.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
2.6	REFERÊNCIAS.....	108
3	ANEXO 3 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO AMBIENTE MARINHO...113	
3.1	INTRODUÇÃO	113
3.2	MAPA DE AMOSTRAGEM.....	114
3.3	PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	130
3.3.1	Sedimentologia	130
3.3.2	Mineralogia.....	130
3.3.3	Modelagem e Sensoriamento Remoto	130

3.3.4	Hidrogeoquímica	130
3.3.5	Comunidade fitoplanctônica	131
3.3.6	Comunidade zooplanctônica	131
3.3.7	Comunidade ictioplanctônica	131
3.3.8	Comunidade Bentônica	132
3.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	132
3.4.1	Dispersão do Material Particulado em Suspensão, de Sedimento de Fundo e Características Sedimentares relacionados à Presença do Rejeito	132
3.4.2	Impacto na Biodiversidade	136
3.4.3	Impacto Agudo	137
3.4.4	Impacto Crônico	138
3.4.5	Análise estatística das campanhas RRDM-FEST	144
3.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	152
3.6	REFERÊNCIAS	154
4	ANEXO 4 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NAS PRAIAS	155
4.1	INTRODUÇÃO	155
4.1.1	Objetivos e temáticas	155
4.1.2	Área de Estudo	159
4.2	MAPA DE AMOSTRAGEM	161
4.3	PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	164
4.3.1	Caracterização sedimentológica e geoquímica e indicadores da deposição de lama de rejeito ao longo da costa	164
4.3.2	Alterações morfológicas e alcance máximo dos espriamentos de ondas	171
4.3.3	Comunidade bentônica e aspectos morfodinâmicos, sedimentológicos e geoquímicos.	173
4.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	180
4.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	188
4.6	REFERÊNCIAS	191

5 ANEXO 5 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NAS ALTERAÇÕES ECOLÓGICAS NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS SOB INFLUÊNCIA DOS SEDIMENTOS PROVENIENTES DO RIO DOCE.....	200
5.1 INTRODUÇÃO	200
5.2 MAPA DE AMOSTRAGEM.....	204
5.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	210
5.3.1 Caracterização da Estrutura e Função – Resiliência Manguezal	211
5.3.2 Salinidade e Marés	214
5.3.3 Fauna.....	224
5.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	227
5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	231
5.6 REFERÊNCIAS	234
6 ANEXO 5 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA RESTINGA SOB INFLUÊNCIA DOS SEDIMENTOS PROVENIENTES DO RIO DOCE	240
6.1 INTRODUÇÃO	240
6.2 MAPA DE AMOSTRAGEM.....	240
6.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO E DISCUSSÃO	243
6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	246
6.5 REFERÊNCIAS	247
7 ANEXO 6 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA MEGAFUNA	249
7.1 INTRODUÇÃO	249
7.2 MAPA DE AMOSTRAGEM.....	251
7.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	259
7.3.1 Evidências de impacto ou não impacto	262
7.3.2 Evidências de alta sensibilidade da megafauna ao impacto	264
7.3.3 Índícios de impacto crônicos a partir de informações comparativas pré e pós rompimento da barragem de fundão.....	268
7.3.4 Potenciais de respostas sobre impactos crônicos em estudos de longo prazo	269

7.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	271
7.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	273
7.6	REFERÊNCIAS	274
8	ANEXO 7 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA ECOLOGIA E GENÉTICA DE PEIXES DULCÍCOLAS.....	275
9	ANEXO 7 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA ICTIOFAUNA E CARCINOFAUNA ESTUARINA E MARINHA.....	277
9.1	INTRODUÇÃO	277
9.2	MAPA DE AMOSTRAGEM.....	278
9.3	PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO	281
9.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES	287
9.5	REFERÊNCIAS	294
10	ANEXO 8 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO PARQUE NACIONAL DE ABROLHOS	296
10.1	INTRODUÇÃO.....	296
10.2	MAPA DE AMOSTRAGEM	297
10.2.1	Campanha 2 (Novembro 2018)	298
10.2.2	Campanha 5 (Fevereiro 2019) e Campanha 6 (Março 2019): amostragem de sedimento visando a caracterização de fontes com aporte em Abrolhos.....	300
10.2.3	Campanha 6: Instalação das Armadilhas de Sedimento.....	303
10.3	PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO.....	305
10.3.1	Campanha 2	305
10.3.2	Campanha 5 e 6: amostras de sedimento da zona costeira e continental	312
10.4	DISCUSSÃO DAS ANÁLISES.....	317
10.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	322
10.6	REFERÊNCIAS	323

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa com os pontos e áreas de coleta de amostras ambientais e biológicas no âmbito do Anexo 1.	30
Figura 2: Padrão espacial da acumulação de metais (Fe, Mn e Cr) no sedimento das diferentes estações amostrais.	32
Figura 3: Mapa com os valores de IBR para cada estação amostral, obtidos a partir da integração dos biomarcadores analisados nas amostras de plâncton. Maiores valores de IBR indicam maiores respostas dos biomarcadores analisados.	34
Figura 4: Mapa com os valores de IBR total para as estações de coleta, obtidos a partir da integração dos biomarcadores analisados nas amostras de fitoplâncton, zooplâncton, camarões e peixes. Maiores valores de IBR indicam maiores respostas dos biomarcadores analisados.	35
Figura 5: Abundância relativa (%) dos gêneros <i>Candidatus Scalindua</i> e <i>Demequina</i> para as amostras de água (superfície e fundo) nas estações do monitoramento dulcícola.	36
Figura 6: Localização das estações de coleta no Rio Doce e a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente.	37
Figura 7: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região costeira adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos representam: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente.	38
Figura 8: Mapa com as estações amostrais para os ensaios de toxicidade e respectiva classificação quanto à toxicidade considerando o conjunto das amostras de água e sedimento.	39
Figura 9: Estações amostrais do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce	49
Figura 10: Perfis de temperatura, condutividade elétrica e salinidade no Rio Doce na amostragem de outubro de 2018: a) estação E0; b) estação E26.	51
Figura 11: Perfis de parâmetros físicos, físico-químicos e hidrobiológicos (clorofila a e ficocianina) na coluna d'água dos lagos Nova (a) e Juparanã (b).	53
Figura 12: Eutrofização do lago Juparanã com floração massiva de cianobactérias e mucilagem na superfície da coluna d'água em maio de 2014. Fotografia Antônio Ruy Júnior.	54
Figura 13: Perfis de temperatura, condutividade elétrica e salinidade na estação E25a da lagoa Monsarás na amostragem de outubro de 2018.	54
Figura 14: Contribuição relativa das Classes de algas fitoplanctônicas com maior contribuição para a composição da comunidade, sendo Bacil= <i>Bacillariophyceae</i> ; Cyano= <i>Cyanophyceae</i> ; Chloro=	

<i>Chlorophyceae</i> ; Dino= <i>Dinophyceae</i> ; Outras= Demais Classes: a) ecossistemas fluviais; b) ecossistemas lacustres.	55
Figura 15: Relação entre diversidade e dominância para as estações amostrais fluviais (a) e lacustres (b) durante o período de outubro de 2018 a fevereiro de 2019.....	56
Figura 16: Curva de acumulação de espécies de zooplâncton encontradas em amostras obtidas no primeiro semestre de coleta da RRDM (2018/2019) em lagoas, lagos e calha do Rio Doce.	58
Figura 17: Comparação da forma normal (A) e teratológica (B) de <i>Synedra goulardii</i> (<i>Bacillariophyceae</i>). Deformação nos padrões das estrias (seta branca) e alteração do eixo da área central (seta preta). ..	62
Figura 18: Curva de riqueza para as 12 estações amostrais ao longo das seis campanhas de coleta.	63
Figura 19: Concentração de lipídeos totais (% por gC, mg por gC e µg por g de sedimento) em amostras de sedimento das estações amostrais durante as coletas 1 e 2.....	65
Figura 20: Conteúdos de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) nos sedimentos coletados nas primeiras quatro coletas, apresentados por coleta (todas as estações) e por estação de coleta (todas as coletas). Os boxplots mostram o mínimo, o 1º quartil (Q1), a mediana, o 3º quartil (Q3), e o máximo. Outliers (círculos) são definidos como valores menores do que $Q1-1.5*IQR$ (intervalo entre Q1 e Q3) e maiores do que $Q3+1.5*IQR$. Valores de P mostram os resultados de ANOVAs testando diferenças entre coletas e entre estações de coletas. Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas entre estações de coleta (teste de Tukey $P < 0,05$).....	66
Figura 21: Isotopia do carbono orgânico total ($\delta^{13}C$) e do nitrogênio total ($\delta^{15}N$) nos sedimentos coletados nas primeiras quatro coletas, apresentados por coleta (todas as estações) e por estação de coleta (todas as coletas). Os boxplots mostram o mínimo, o 1º quartil (Q1), a mediana, o 3º quartil (Q3), e o máximo. Outliers (círculos) são definidos como valores menores do que $Q1-1.5*IQR$ (intervalo entre Q1 e Q3) e maiores do que $Q3+1.5*IQR$. Valores de P mostram os resultados de ANOVAs testando diferenças entre coletas e entre estações de coletas. Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas entre estações de coleta (teste de Tukey $P < 0,05$).....	67
Figura 22: Mapas temáticos do subprojeto de modelagem hidrológicas: a) modelo digital de elevação (MDE); b) delimitação das subbacias do Rio Doce; c) pedologia; d) uso e cobertura da terra.	87
Figura 23: Precipitação média mensal entre 1985 – 2014 e 2013-2017 na estação Colégio Caraça (Código ANA 2043059).	88
Figura 24: Câmaras técnicas do Comitê Interfederativo - CIF.	89
Figura 25: Contínuo fluvio-estuarino-marinho e ecossistemas lacustres e planície de inundação tendo como forçantes processos climáticos, oceanográficos e de uso da terra e da água na bacia hidrográfica.	99

Figura 26: Estrutura dos indicadores de efeitos ambientais do rejeito de minério sobre o contínuo fluvio-estuarino-marinho do Baixo Rio Doce e forçantes controladoras da exposição aos poluentes e contaminantes.	100
Figura 27: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado.	115
Figura 28: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Abrolhos.	116
Figura 29: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Região Norte, compreendendo as localizações de Itaúnas, Barra Nova e Degredo.	117
Figura 30: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Foz, subdivido em Foz Central, Foz Norte e Foz Sul.	118
Figura 31: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Costa das Algas.	119
Figura 32: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Região Sul.	120
Figura 33: Região estudada, destacando-se as cinco Áreas (A-E) e a malha amostral do projeto, sobrepostas aos principais megahabitats bênticos. O mapa inclui algumas estações adicionais ao Plano de Trabalho, nas Áreas A e C.	121
Figura 34: Da direita para a esquerda: Mapas da área que será analisada por meio do sensoriamento remoto, da área que será analisada via modelagem numérica e localização dos quatro fundeios lançados no final de outubro e início de novembro abordados no subprojeto Modelagem Numérica.	122
Figura 35: Mapa com as áreas de mapeamento de habitats, linhas de perfilador de sub-fundo e pontos de testemunhagem.	123
Figura 36: Evolução do impacto da lama de rejeitos sobre a densidade numérica total (ou abundância) da comunidade fitoplanctônica ($\times 10^3 \text{organismos} \cdot \text{L}^{-1}$) nos monitoramentos marinhos realizados pré-impacto, na região da foz do Rio Doce (julho e agosto de 2013 a março e abril de 2014), e pós-impacto (novembro de 2015 a novembro de 2018), na superfície (S), meio (M) e no fundo (F) da coluna d'água.	139
Figura 37: Evolução do impacto da lama de rejeitos sobre a biomassa fitoplanctônica (clorofila-a, em $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) e seu produto de degradação celular (feopigmentos, em $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) nos monitoramentos marinhos realizados pré-impacto, na região da foz do rio Doce (julho e agosto de 2013 a março e abril de 2014),	

e pós-impacto (novembro de 2015 a novembro de 2018) na superfície (S), meio (M) e no fundo (F) da coluna d'água.140

Figura 38: Abundância total (ind. m⁻³) transformada em $\sqrt{4}$ e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton em cada ponto amostral no setor Foz compreendendo as campanhas: Vital/21015, Jan, Abr, Nov/2016 e semestral/2018.142

Figura 39: Análise de agrupamento (Cluster) two way entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma two-way, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.145

Figura 40: Matriz de correlação entre dados sedimentológicos, hidrogeoquímicos e biológicos da coluna d'água e referentes às Campanhas 2 e 3. Quadrados em branco representam coeficientes de correlação não significativos (p-value>0,05). Legenda: MPS: MPS: Concentração de Material Particulado em suspensão; MO : Percentual de matéria orgânica no Material Particulado em suspensão (%); Ortofosfato: Concentração de Ortofosfato (µmol/l); Nitrato Concentração de Nitrato (µmol/l); Sio D.: Concentração de Silício Dissolvido (µg/l); (µmol/l); V D.: Concentração de Vanádio Dissolvido (µg/l); Co D.: Concentração de Cobalto Dissolvido (µg/l); Ni D.: Concentração de Níquel Dissolvido (µg/l); Cu D.: Concentração de Cobre Dissolvido (µg/l); As D.: Concentração de Arsênio Dissolvido (µg/l); Ag D.: Concentração de Prata Dissolvido (µg/l); Cd D.: Concentração de Cádmiio Dissolvido (µg/l); Concentração de Bário Dissolvido (µg/l); Pb D.: Concentração de Chumbo Dissolvido (µg/l); Cr D.: Concentração de Cromo Dissolvido (µg/l); Fe D.: Concentração de Ferro Dissolvido (µg/l); Al D.: Concentração de Alumínio Dissolvido (µg/l); Mn D.: Concentração de Manganês Dissolvido (µg/l); Zn D.: Concentração de Zinco Dissolvido (µg/l); V T.: Concentração de Vanádio Total (µg/l); Co T.: Concentração de Cobalto Total (µg/l); Ni T.: Concentração de Níquel Total (µg/l); Cu T.: Concentração de Cobre Total (µg/l); As T.: Concentração de Arsênio Total (µg/l); Ag T.: Concentração de Prata Total (µg/l); Cd T.: Concentração de Cádmiio Total (µg/l); Concentração de Bário Total (µg/l); Pb T.: Concentração de Chumbo Total (µg/l); Cr T.: Concentração de Cromo Total (µg/l); Fe T.: Concentração de Ferro Total (µg/l); Al T.: Concentração de Alumínio Total (µg/l); Mn T.: Concentração de Manganês Total (µg/l); Zn T.: Concentração de Zinco Total (µg/l); Lisst M.C.P. - Mediana da Concentração das Partículas medida pelo equipamento LISST (µl/l); Hs: Ondas - Altura Significativa (m); Fitop. - D.N.T - Densidade Numérica Total do fitoplâncton [organismos•L⁻¹]; Fitop. - D.N.N. - Densidade Numérica do Nanofitoplâncton [organismos•L⁻¹]; Fitop. - D.N.M. - Densidade Numérica do Microfitoplâncton [organismos•L⁻¹]; Fitop. - D.E. - Diversidade Específica do fitoplâncton; Fitop.Eq - Equitabilidade do fitoplâncton; Clorofila-a - Concentração de Clorofila-a do fitoplâncton; Feopigmentos - Concentração de Feopigmentos do fitoplâncton; Clorofila Ativa; Razão Clor./Feop.: Razão Clorofila/Feopigmento 147

Figura 41: Análise de agrupamento (Cluster) *two way* entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma *two-way*, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.....148

Figura 42: Matriz de correlação entre dados sedimentológicos, hidrogeoquímicos e biológicos do sedimento superficial e referentes à Campanha 1. Quadrados em branco representam coeficientes de correlação não significativos ($p\text{-value}>0,05$). Legenda: % Cascalho: Teor de Cascalho do sedimento superficial; % Areia: Teor de Areia do sedimento superficial; % Lama: Teor de Lama do sedimento superficial; % CaCO_3 : Teor de Carbonato de Cálcio do sedimento superficial; % MO: Porcentagem de Matéria Orgânica do sedimento superficial; V ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Vanádio no sedimento superficial; Co ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Cobalto no sedimento superficial; Ni ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Níquel no sedimento superficial; Cu ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Cobre no sedimento superficial; As ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Arsênio no sedimento superficial; Ba ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Bário no sedimento superficial; Pb ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Chumbo no sedimento superficial; Cr ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Cromo no sedimento superficial; Fe ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Ferro no sedimento superficial; Al ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Alumínio no sedimento superficial; Mn ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Manganês no sedimento superficial; Zn ($\mu\text{g/g}$): Concentração de Zinco no sedimento superficial; Diversidade bentônica; Equitatividade Bentônica.....150

Figura 43: Análise de agrupamento (Cluster) *two way* entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma *two-way*, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.....151

Figura 44: Contaminantes em suspensão na zona de surfe em Regência.155

Figura 45: Inclinação média e diâmetro médio na porção norte da desembocadura do rio Doce, de Urussuquara a Guriri.....160

Figura 46: Localização das estações amostrais. Estação S1 Praia Mole incluída no monitoramento a partir de dezembro de 2018.163

Figura 47: Distribuição dos teores de lama ao longo das estações praias nas campanhas de setembro e dezembro de 2018.165

Figura 48: Distribuição de minerais pesados ao longo da costa. As mais altas concentrações na planície deltaica norte do rio Doce e na campanha de dezembro, sob atuação de ondas mais energéticas quando comparadas às da campanha de setembro.....	165
Figura 49: Concentração pseudo total de alumínio e ferro nas praias em estudo no mês de setembro/2018. Observou-se maior concentração destes metais nos sedimentos com maiores teores de lama (isóbatas de 5 e 10 m). Vale destacar que, nesta campanha, na estação S6, as coletas foram realizadas nas profundidades de 14 e 16 m. Estações: S1 - Praia Mole; S2 - Praia Formosa; S3 - Praia de Putiri; S4 - Barra do Riacho; S5 - Comboios; S6 - Regência; N1 - Povoação; N2 - Degredo; N3 - Pontal do Ipiranga; N4 - Barra Nova; N5 - Guriri. Estação S1 passou a ser coletada a partir da campanha de dezembro/2018.	166
Figura 50: Distribuição do teor (%) de carbonato ao longo da costa no mês de setembro/2018.	166
Figura 51: Concentração pseudo total de As, Mn, Cr, V e Co nas praias em estudo no mês de setembro/2018.....	167
Figura 52: Praia de Degredo em dezembro de 2018. Altas concentrações de minerais pesados associados a eventos de maior energia de ondas.	170
Figura 53: Comparação entre as extensões (em metros), a partir do nível médio do mar, do alcance horizontal máximo do espraiamento (<i>run up</i>), do perfil total (até o marco geodésico, situado entre cordões vegetados ou dunas) e da praia (faixa arenosa até a base das dunas ou cordões vegetados). A extensão horizontal do espraiamento máximo foi calculada a partir do <i>run-up</i> máximo (vertical) em relação ao gradiente da praia (extensão vs. altura) nos dias que precederam o levantamento topográfico. Note que inundações quase completas das praias ocorrem em perfis onde a faixa arenosa é menos extensa, possibilitando, em algumas estações, o alcance do espraiamento das ondas até o limite da praia com as dunas ou cordões vegetados (restingas).	172
Figura 54: Erosão do cordão litorâneo pela ação das ondas, praia de Povoação. Foto: abril (2019).	173
Figura 55: Distribuição do Arsênio (mg/kg) e riqueza da nematofauna bentônica entre as praias.....	175
Figura 56: Distribuição do Manganês (mg/kg) e riqueza da nematofauna bentônica entre as praias.	175
Figura 57: Riqueza taxonômica média da macro, meio e nematofauna nos compartimentos (a), (b) e (c).....	177
Figura 58: Diversidade (H') média de macro, meio e nematofauna nos compartimentos (a), (b) e (c).	177
Figura 59: Densidade média de macro (ind/m ³), meio e nematofauna (ind/10cm ³) nos compartimentos (a), (b) e (c).....	177

Figura 60: Esquerda, distribuição do mineral pesado (%) e diversidade da macrofauna bentônica entre as praias. Direita, representação gráfica da redução significativa na diversidade da macrofauna com o aumento da concentração de mineral pesado no sedimento.....	178
Figura 61: Distribuição de Fe, riqueza (A) e diversidade (H') (B) e distribuição de Cr, riqueza (C) e diversidade (D) da macrofauna bentônica entre as praias.	179
Figura 62: Distribuição do teor de lama (%) nas praias e a densidade da macrofauna (ind/m ³), a esquerda, e com a diversidade da meiofauna (H' médio) a direita.	180
Figura 63: Concentração (mg kg ⁻¹) de Co, Cr, Fe e Mn na fração biodisponível do sedimento coletado na face praial de Regência em setembro de 2014 e setembro de 2018.	183
Figura 64: Comparação entre os teores máximos e médios para Fe, Al, Mn e Cr para sedimentos coletados na isóbata de 10m, ao longo do litoral da Bahia em 2014 e nas adjacências do rio Doce, Espírito Santo em 2018.	184
Figura 65: Concentração de arsênio e cromo (mg kg ⁻¹) em amostra de sedimento das estações amostrais do anexo 4 – setembro/2018 – em comparação com valores-guia para sedimento marinho TEL e PEL.	185
Figura 66: Comparação dos dados pretéritos de riqueza média, densidade média e diversidade média da macrofauna na praia de Degredo (N2). C=chuvoso, S=Seco; C-2015 e S-2015 – S-2015 refere-se aos dados pretéritos da dissertação de Teixeira, 2016; C- 2016; refere-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri, 2017. S-2018 refere-se aos dados do PMBA (set/2018). A linha vermelha demarca a época do desastre.....	187
Figura 67: (a) Sedimento lamoso encontrado na praia Formosa, não observado nas campanhas anteriores e (b) intenso acúmulo de minerais pesados na face da praia, em Povoação, e (c) na berma na profundidade de 0,50 m, em Degredo. Fotos: abril, 2019.....	189
Figura 68: Pesca de camarão defronte à praia de Guriri. Foto: abril, 2019.	190
Figura 69: Áreas do Monitoramento do Ecossistema Manguezal no Litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia. Área 1: Rios Piraquê-Mirim e Piraquê-Açú; Área 2: APA Costa das Algas; Área 3: Barra do Riacho; Área 4: Foz do Rio Doce; Área 5: Urussuquara; Área 6: Barra Nova; Área 7: São Mateus; Área 8: Caravelas.....	206
Figura 70: Representação esquemática das distâncias métrica entre as áreas de monitoramento no litoral ao sul da foz do Rio Doce.....	207
Figura 71: Representação esquemática das distâncias métrica entre as áreas de monitoramento no litoral ao norte da foz do Rio Doce.....	207

Figura 72: Correlação de <i>Spearman</i> entre as variáveis comprimento (cm) e largura (cm) de folhas de 2° par para <i>Avicennia schaueriana</i> (Av), <i>Laguncularia racemosa</i> (Lg), <i>Rhizophora mangle</i> (Rh) e <i>Talipariti pernambucensis</i> (Ta) em diferentes estuários no norte do estado Espírito Santo e sul da Bahia.	220
Figura 73: Detalhe dos rizóforos coletados em indivíduos de <i>Rhizophora mangle</i> e com imgregação de depósito de Fe na epiderme do órgão.	222
Figura 74: Detalhe das folhas de <i>Rhizophora mangle</i> proveniente dos indivíduos onde foram coletados os rizóforos com imgregações de Fe.	223
Figura 75: Mapa com os pontos de coleta do material com impregnação de Fe no Rio Urussuquara.	224
Figura 76: Localização das oito Estações Amostrais do Anexo 5 – Restinga do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I, onde foram realizadas coletas do inventário florístico.	241
Figura 77: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 1 e 2 (APA Conceição da Barra) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.	241
Figura 78: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 3 (Aldeia do Coco) e 4 (Barra Nova) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.	242
Figura 79: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 5 (Pontal do Ipiranga) e 6 (Cacimbas) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.	242
Figura 80: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 7 e 8 do Anexo 5 – Restinga do PMBA.	242
Figura 81: Mapa com a distribuição dos pontos e transectos de coleta realizados no âmbito do Anexo 6 – Megafauna, durante os primeiros seis meses de monitoramento do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).	258
Figura 82: Em A o <i>Sotalia guianensis</i> com ID EAE_S6 apresentando lesões ulcerativas e crônicas de pele com suspeita de morbilivírus (Crédito: ORCA). Em B e C outro <i>Sotalia</i> com ID EAE_N5 apresentou lesões epiteliais hipocrômicas e resultado de PCR positivo para morbillivirus (crédito: IBJ)	264
Figura 83: Dois indivíduos da espécie <i>Megaptera novaeangliae</i> , provavelmente mãe e filhote, registrados no mês de outubro de 2018, nas proximidades da monoboia em Regência-ES, a uma profundidade de 12 metros.	265
Figura 84: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de golfinhos pertencentes a família Delphinidae (A), Golfinho-nariz-de-garrafa, <i>Tursiops truncatus</i> (B), Toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> (C), Boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> (D), Atobá-marrom, <i>Sula leucogaster</i> (E) e aves marinhas pertencentes a família Sternidae (F) na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas	

de sobrevoos". O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). O retângulo azul ressalta as áreas de maior concentração próximo a foz do Rio Doce.....	267
Figura 85: Blefaroconjuntivite severa em <i>Caretta caretta</i> na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2017-2018 (A). Ceratoconjuntivite em <i>Caretta caretta</i> na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019 (B).	268
Figura 86: Mapas com os pontos das amostragens do monitoramento proposto pelo Anexo 7 (Subprojeto Estudo e monitoramento da ictiofauna e carcinofauna marinhas), entre outubro/2018 e março/2019. Podem ser observados os pontos de localizados nos estuários e áreas marinhas adjacentes, além daqueles onde se realizam censos visuais para a descrição da ictiofauna recifal. Além disso, são mostrados os pontos de amostragens de recrutamento.	280
Figura 87: Áreas de uso (através do método KUD - Kernel <i>Utilization Distribution</i> 50%) e áreas de vida (KUD 95%) dos indivíduos de <i>Centropomus parallelus</i> (robalo-peva), rastreados com telemetria ativa (n = 6), durante o período de 14 a 23 de março de 2019, na foz do rio Doce.	281
Figura 88: Diagrama de ordenação NMDS da composição de espécies de peixes recifais, baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis. Cada símbolo na figura representa uma amostra (um censo visual). As cores correspondem às diferentes zonas. I - impacto, C1, C2, C3, C4 - controles 1, 2, 3 e 4	284
Figura 89: Diagrama de ordenação NMDS da composição de espécies de larvas de peixes, baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis. Cada símbolo na figura representa uma amostra. As cores correspondem aos diferentes locais. I - impacto, C1, C2, C3, C4 - controles 1, 2, 3 e 4.	285
Figura 90: Nicho isotópico da espécie residente <i>Genidens genidens</i> na foz do rio Doce antes e depois do rompimento da barragem de rejeitos. O nicho foi estimado através das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de amostras de músculo epaxial (dados Laboratório de Ictiologia-UFES).....	291
Figura 91: Região onde o Anexo 8 atua, com os pontos pré-definidos para o monitoramento de sedimentos na região de Abrolhos e suas adjacências, assim como definido no TR.....	298
Figura 92: Pontos onde foram realizadas a amostragem de MPS na Campanha 2, em novembro de 2018.	299
Figura 93: Pontos de amostragem da Campanha 5, realizada entre os dias 18/02/2019 e 26/02/2019, onde foram realizadas amostras de sedimento em 28 rios.	300
Figura 94: Pontos de amostragem da Campanha 6, entre os dias 26/03/2019 ao dia 29/03/2019, sendo que 12 coletas foram realizadas ao longo do Rio Doce.....	302
Figura 95: Pontos de instalação das armadilhas de sedimento na região de Abrolhos.	303

Figura 96: Protótipos das armadilhas de sedimentos esquematizadas para a amostragem (parte superior). Imagens do processo de instalação das armadilhas em Abrolhos (parte inferior).	304
Figura 97: Concentração de MPS e profundidade do disco de <i>Secchi</i> para os pontos amostrados durante a campanha que ocorreu entre os dias 17 de novembro de 2018 e 19 de novembro de 2018, em Abrolhos.....	309
Figura 98: Resultados para a concentração de MPS, profundidade do Disco de <i>Secchi</i> e clorofila-a, para a Campanha 6	314
Figura 99: Pontos amostrais realizados na Campanha Continental do Anexo 8, pontos amostrais comparativos realizados pelo prof. Valeriano (LAGIR/UERJ) e indicativo das amostras que estão em fase análise.....	318
Figura 100: Relação encontrada entre a concentração de MPS e a profundidade do disco de <i>Secchi</i> para a Campanha 2	319
Figura 101: Exemplo da assinatura espectral da superfície da água obtida <i>in situ</i> através do uso do espectrofotômetro para a região de estudo, na Campanha 2. É possível observar o deslocamento do pico da radiância para a parte vermelha do espectro, na amostra obtida na região da pluma de sedimento.	320
Figura 102: Relação entre o MPS medido <i>in situ</i> e a reflectância de superfície na banda 1 do sensor MODIS.....	321
Figura 103: Relação entre o MPS medido <i>in situ</i> e os valores digitais da banda 4 do sensor MSI presente no satélite sentinel 2A. Na imagem fica evidente a presença de nuvens durante a coleta das amostras.	321

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valor individual de indicação (IndVal) de espécies de zooplâncton encontradas em amostras obtidas no primeiro semestre de coleta da RRDM (2018/2019) em lagoas, lagos e calha do Rio Doce.	59
Tabela 2: Estatística descritiva das concentrações de metais totais ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.....	69
Tabela 3: Estatística descritiva das concentrações de metais dissolvidos ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.....	70
Tabela 4: Estatística descritiva das concentrações de metais na fração particulada em suspensão ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.....	71
Tabela 5: Estatística descritiva de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPAs (ng/L) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.....	73
Tabela 6: Estatística descritiva de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPAs ($\mu\text{g/kg}$) no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.	75
Tabela 7: Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.	77
Tabela 8: Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g/kg}$) no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.....	81
Tabela 9: Estatística descritiva do tamanho da amostra (n), média, Mediana (Med), e teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SW) para a salinidade entre diferentes estuários para o mesmo ponto e entre diferentes pontos para o mesmo estuário a partir de avaliações feitas entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019 no norte do estado do Espírito Santo e sul da Bahia.....	216
Tabela 10: Total parcial (de outubro/2018 a março/2019) de riqueza de espécies (S), número de famílias, abundância numérica absoluta (n) e massa dos peixes capturados nos estuários estudados no monitorados.	282
Tabela 11: Espécies mais abundantes (n) e de maior biomassa (g) por estuário coletadas durante o monitoramento, entre outubro/2018 e março/2019.	282
Tabela 12: Volumes filtrados em cada filtro de MPS e os primeiros resultados para a profundidade de Secchi em cada ponto amostra, para a Campanha 2.....	307
Tabela 13: Resultados da concentração de MPS nos pontos amostrados na Campanha 2 a partir da gravimetria. Tais resultados farão parte da calibração satelital.	308

Tabela 14: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas para o Sr/Nd, com os respectivos parâmetros ambientais (temperatura e salinidade), profundidade de <i>Secchi</i> e volumes filtrados.....	310
Tabela 15: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas no MEV+EDS, com os respectivos parâmetros ambientais (temperatura e salinidade), profundidade de <i>Secchi</i> e volumes filtrados.....	310
Tabela 16: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas pra os metais, com os respectivos parâmetros ambientais, profundidade de <i>Secchi</i> e volumes filtrados.....	311
Tabela 17: Pesos referentes as amostras de MPS coletado na Campanha 6.....	312
Tabela 18: Amostras da Campanha Costeira escolhidas para análise.....	316

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Estações amostrais contempladas nos monitoramentos dulcícola, marinho, praial e de manguezal do Anexo 1. As coordenadas geográficas são apresentadas em UTM Sirgas 2000. APA: Área de Proteção Ambiental; Revis: Refúgio de Vida Silvestre; Resex: Reserva Extrativista; RDS: Reserva de Desenvolvimento Sustentável; ARIE: Área de Relevante Interesse Ecológico.....	25
Quadro 2: Relação das áreas de amostragem de aves contempladas no Anexo 1. As coordenadas geográficas são apresentadas em UTM Sirgas 2000.....	28
Quadro 3: Subprojetos do Programa de Monitoramento do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce	48
Quadro 4: Coordenadas das estações amostrais do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce.	49
Quadro 5: Programas acompanhados por cada CT.....	89
Quadro 6: Ações relacionadas à recuperação de APPs e reflorestamento na bacia hidrográfica do rio Doce.	91
Quadro 7: Ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica do rio Doce.....	93
Quadro 8: Ações relacionadas ao manejo de rejeito na bacia hidrográfica do rio Doce.	94
Quadro 9: Caracterização geral de potenciais metodologias para subsidiar análise integrada de impactos.	98
Quadro 10: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores limnológicos de impacto e evidências de impacto.	102
Quadro 11: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade fitoplanctônica.	102
Quadro 12: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade zooplanctônica.	103
Quadro 13: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Indicadores de impacto e Evidências de Impacto na comunidade periffítica.	104
Quadro 14: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade de macrófitas aquáticas.	105
Quadro 15: Nome, código, localidade, coordenadas geográficas e periodicidade de coleta das estações amostrais referentes aos subprojetos do Anexo 3 – Monitoramento Marinho.....	124
Quadro 16: Relação das estações amostrais referente a cada Subprojeto, em UTM Sirgas 2000....	162
Quadro 17: Localização geográfica (Latitude e Longitude (em graus)) para as áreas de monitoramento do Ecossistema Manguezal no litoral norte capixaba e sul da Bahia.....	204

Quadro 18: Posicionamento geográfico obtido por meio de receptor GNSS RTK marca Trimble modelo R4 das áreas amostradas referenciadas pelos marcos geodésicos (Sirgas 2000), erro na Horizontal de 10 mm + 1 ppm EMQ.....	208
Quadro 19: Localização geográfica das estações amostrais de caranguejo-uçá, <i>Ucides cordatus</i> na região estuarina de Caravelas, BA	209
Quadro 20: Lista de estações amostrais de guaiamum, <i>Cardisoma guanhumi</i> na região estuarina de Caravelas, BA. *Estações que foram acrescentadas após a campanha de novembro/18. **Estações que foram suprimidas a partir da campanha de novembro/18, por motivos técnicos e logísticos.	209
Quadro 21: Lista dos parâmetros avaliados nos manguezais em monitoramento.....	212
Quadro 22: Ocorrência das espécies por floresta de manguezal, por ponto, por margem e por estuário, com espécie dominante no estuário	218
Quadro 23: Ocorrência de taxa de mortalidade por floresta de manguezal, por ponto, por margem e por estuário.....	221
Quadro 24: Densidade populacional de <i>Ucides cordatus</i> (Linnaeus, 1763) verificada entre os meses de novembro de 2018 a fevereiro de 2019 em diferentes estuários no norte do Espírito Santo. Sendo eles: Piraquê Açú, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho, Urussuquara, Mariricu, São Mateus e APA Costa das Algas.	225
Quadro 25: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto - Restinga, em UTM Sirgas 2000.	240
Quadro 26: Localização dos pontos de coleta do Anexo 06 – Megafauna durante os primeiros seis meses de monitoramento do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).....	251
Quadro 27: Localização dos transectos do Anexo 06 – Megafauna durante os primeiros seis meses do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).	255
Quadro 28: Sumário dos indicadores de impacto dos rejeitos de mineração resultantes do rompimento da barragem de Fundão em 2015 identificados no Anexo 6 – Megafauna.	259
Quadro 29: Coordenadas geográficas (UTM) dos pontos das amostragens preliminares do “Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I” que compõem o Anexo 7 (marinho), entre outubro/2018 e março/2019.....	278
Quadro 30: Estações pré-definidas com suas respectivas coordenadas de localização.	298
Quadro 31: Localização e detalhamento das amostras coletadas na Campanha 5	301
Quadro 32: Localização e detalhamento das amostras coletadas na Campanha 6	302

Quadro 33: Pontos com a localização das armadilhas de sedimento instaladas em Abrolhos.....	304
Quadro 34: Amostras da Campanha Continental escolhidas para análise.....	315
Quadro 35: Amostras coletadas em expedição de campo em NOV/2017, pelo Prof. Dr. Claudio Valeriano.	317

1 ANEXO 1 – MONITORAMENTO ECOTOXICOLÓGICO DOS IMPACTOS CAUSADOS PELA LAMA ORIUNDA DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE MARIANA (MG) EM REGIÕES DULCÍCOLAS, ESTUARINAS E MARINHAS

1.1 INTRODUÇÃO

O monitoramento ecotoxicológico descrito no presente documento tem como objetivos:

- (a) investigar os efeitos causados pela exposição aguda e crônica ao sedimento e à água de regiões dulcícolas, estuarinas e marinhas, através de ensaios de toxicidade em laboratório utilizando organismos dulcícolas, estuarinos e marinhos como bioindicadores;
- (b) determinar as concentrações de metais na água, no sedimento e em organismos dulcícolas, estuarinos e marinhos de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo os produtores primários (fitoplâncton) e secundários (zooplâncton), os recursos pesqueiros (peixes e crustáceos) das regiões dulcícola, estuarina e marinha, bem como a avifauna estuarina, de manguezais e costeira;
- (c) analisar biomarcadores de exposição e efeito de metais em organismos dulcícolas, estuarinos e marinhos de diferentes níveis da cadeia trófica;
- (d) avaliar a composição da microbiota e detectar bioindicadores de impactos ambientais no sedimento e na água na Área Ambiental 1 e na região costeira adjacente à foz do Rio Doce, bem como em corais de recifes próximos ao sul do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, e em recifes-controle fora de possíveis rotas de dispersão dos sedimentos oriundos do rompimento da barragem em Mariana (MG).

Considerando-se os objetivos descritos acima, o presente documento apresenta as atividades realizadas pelos colaboradores do Anexo 1, durante o primeiro semestre do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática na Área Ambiental I (PMBA). Como estabelecido no Plano de Trabalho, o monitoramento ecotoxicológico foi realizado sazonalmente, considerando-se o período seco (setembro/outubro 2018) e o período chuvoso (janeiro/fevereiro 2019). No presente relatório estão descritos os resultados obtidos a partir das análises das amostras de água, sedimento e biota coletadas no período seco. Conforme definido no Anexo 1 do Termo de Referência 4 (TR4) e, posteriormente, na Nota Técnica nº 3/2017/CTBio/DIBIO/ICMBio, as amostras de água, sedimento e biota foram coletadas em diversos pontos de amostragem ao longo de quatro ambientes: dulcícola (Rio Doce), marinho (foz do Rio Doce e região costeira adjacente), praial, e manguezal. Por sua vez, as amostras de aves foram coletadas em três regiões na costa do estado do Espírito Santo (ES): Regência, Aracruz e Guriri.

Cabe ressaltar que as amostras referentes ao período chuvoso também já foram coletadas em janeiro/fevereiro 2019. As amostras coletadas encontram-se devidamente armazenadas nos laboratórios da Universidade Federal do Rio Grande - FURG (Rio Grande, RS), Universidade Federal do Espírito Santo - UFES (São Mateus, ES) e Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ (Rio de Janeiro, RJ) e serão analisadas a partir de abril/2019. Todas as atividades de campo (período seco e período chuvoso) foram realizadas conforme Autorização para atividades com finalidade científica

emitida em 30/08/2018 pelo ICMBio/MMA (no 64261-1), com revalidação prevista para 30/08/2019. As atividades que envolvem captura, coleta e manipulação de vertebrados possuem autorização da Comissão de Ética em Uso Animal (CEUA) da FURG (Certificado no. Pq 015/2018).

A partir dos resultados obtidos através das análises das amostras coletadas no período seco (1a campanha - setembro/outubro 2018), foi avaliada a qualidade da água e do sedimento do Rio Doce no estado do Espírito Santo, estuário, foz do Rio Doce, região costeira adjacente e praias. Além disso, foram avaliados os níveis de contaminação (bioacumulação) e efeitos de metais em organismos de diferentes níveis tróficos coletados no Rio Doce no estado do Espírito Santo, estuário, foz do Rio Doce e região costeira adjacente, praias e manguezais. Os principais resultados obtidos foram integrados no âmbito do presente relatório, considerando-se os diferentes ambientes avaliados, com ênfase nas Unidades de Conservação estaduais e federais.

1.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

As informações referentes aos pontos de coleta contemplados no Anexo 1 estão apresentadas na Quadro 1 e na Quadro 2, assim como na Figura 1.

Quadro 1: Estações amostrais contempladas nos monitoramentos dulcícola, marinho, praial e de manguezal do Anexo 1. As coordenadas geográficas são apresentadas em UTM Sirgas 2000. APA: Área de Proteção Ambiental; Revis: Refúgio de Vida Silvestre; Resex: Reserva Extrativista; RDS: Reserva de Desenvolvimento Sustentável; ARIE: Área de Relevante Interesse Ecológico.

Ambiente	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Unidade de Conservação	Northing	Easting
Dulcícola	17 - Rio Guandu	BRG	Baixo Guandu/ES		7828746,17	288351,08
	18 - Lagoa do Limão	LLI	Colatina/ES		7837447,02	355688,84
	19 - Lagoa Nova	LNO	Linhares/ES		7855827,03	377287,60
	20 - Lagoa Japaranã	LJA	Linhares/ES		7859664,14	385766,88
	21 - Rio Doce	RDL	Linhares/ES		7853249,98	387144,67
	22 - Rio Doce	RDR	Linhares/ES		7837309,00	410025,62
	23 - Lagoa do Areão	LAO	Linhares/ES		7835831,65	411472,58
	24 - Lagoa do Areal	LAL	Linhares/ES		7834176,33	413154,34

Ambiente	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Unidade de Conservação	Northing	Easting
	25 - Lagoa Monsaraz	LMO	Linhares/ES		7837161,08	415912,93
	26 – Foz do Rio Doce	RDF	Linhares/ES		7828234,12	414079,86
Marinho	Guarapari 1	GUA1	Guarapari/ES	APA de Setiba	7723667,77	355156,85
	Guarapari 2	GUA2	Guarapari/ES	APA de Setiba	7719405,95	357393,32
	Vitoria 1	VIX1	Vitoria/ES		7759040,18	373370,92
	Vitoria 2	VIX2	Vitoria/ES		7755589,67	378037,01
	Costa das Algas 1	CA1	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	7790616,41	384042,73
	Costa das Algas 2	CA2	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	7787276,74	391745,12
	Costa das Algas 3	CA3	Aracruz/ES	APA Costa das Algas	7791153,28	404234,57
	Costa das Algas 4	CA4	Aracruz/ES	APA Costa das Algas	7787200,53	401010,39
	Costa das Algas 5	CA5	Aracruz/ES	APA Costa das Algas	7771576,57	411733,92
	Foz do Rio Doce 1	FRD1	Linhares/ES		7826708,46	417558,23
	Foz do Rio Doce 3	FRD3	Linhares/ES		7819938,12	422768,53
	Foz do Rio Doce 6	FRD6	Linhares/ES		7832036,66	427720,85
	Foz do Rio Doce 8	FRD8	Linhares/ES		7805922,41	407208,69
	Foz do Rio Doce 9	FRD9	Linhares/ES		7842923,74	428268,74
	Foz do Rio Doce 10	FRD10	Linhares/ES		7814269,72	399458,35
	Barra Nova 1	BN1	São Mateus/ES		7903774,11	435969,74
	Barra Nova 2	BN2	São Mateus/ES		7903846,12	462242,81
	Degredo 1	DEG1	Linhares/ES		7864891,21	429405,3
Degredo 2	DEG2	Linhares/ES		7856730,3	451968,3	

Ambiente	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Unidade de Conservação	Northing	Easting
	Itaúnas 1	ITA1	Conceição da Barra/ES		7964547,9	430449,2
	Itaúnas 2	ITA2	Conceição da Barra/ES		7956840,44	463552,34
	Abrolhos 1	ABR01	Caravelas/BA	Resex de Cassurubá	8017006,73	475936,13
	Abrolhos 2	ABR02	Caravelas/BA	Parque Nacional Marinho de Abrolhos	8010704,39	532065,56
	Abrolhos 4	ABR04	Caravelas/BA	APA Ponta da Baleia/Abrolhos	8022616,67	525452,4
	Abrolhos Controle 1	ABRC1	Caravelas/BA		8072874,16	498657,66
Mangue	Rio Piraque-Açu	PAM	Aracruz/ES	RDS Municipal Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim	7793773,70	375807,78
	RVS Santa Cruz 1	RSC1	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	7789712,90	380046,67
	RVS Santa Cruz 2	RSC2	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	7791054,80	380874,96
	Foz De Regência	FRG	Linhares/ES		7827888,28	413724,67
	Rio Urussuquara (Barra seca)	RUR	Linhares/ES		7883642,67	423977,15
	Rio Mariricu (Barra nova)	RMA	São Mateus/ES		7904064,17	421175,81
	Rio São Mateus (Conceição da Barra)	RSM	Conceição da Barra/ES	APA Conceição da Barra	7941617,31	421850,06
	Rio Caravelas	RCA	Caravelas/BA	APA Ponta da Baleia/Abrolhos	8037464,47	476880,37
Praia	Aracruz 1 - Refúgio	ARR	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	379908,15	7787892,37
	Aracruz 2 - Padres	ARP	Aracruz/ES	Revis Santa Cruz	382269,99	7795558,41

Ambiente	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Unidade de Conservação	Northing	Easting
	Doce Sul 1 - Barra do Riacho	DSB	Aracruz/ES	Reserva Indígena de Comboios	389346,33	7807767,56
	Doce Sul 2 - Comboios	DSC	Aracruz/ES	Reserva Indígena de Comboios	398483,36	7818546,19
	Doce Sul 3 - Regência	DSR	Linhares/ES	Reserva Biológica de Comboios	407416,09	7824460,93
	Doce Norte 1 - Povoação	DNP	Linhares/ES		417863,32	7834350,26
	Doce Norte 2 - Vila de Cacimbas	DNC	Linhares/ES	ARIE do Degredo	426646,32	7857980,26
	Doce Norte 3 - Pontal do Ipiranga	DNPI	Linhares/ES		425784,32	7877396,26
	Doce Norte 4 - Urussuquara	DNU	São Mateus/ES		423026,32	7897769,26
	Doce Norte 5 - Guriri	DNG	São Mateus/ES		421308,32	7929528,26

Fonte: Autoria própria.

Quadro 2: Relação das áreas de amostragem de aves contempladas no Anexo 1. As coordenadas geográficas são apresentadas em UTM Sirgas 2000.

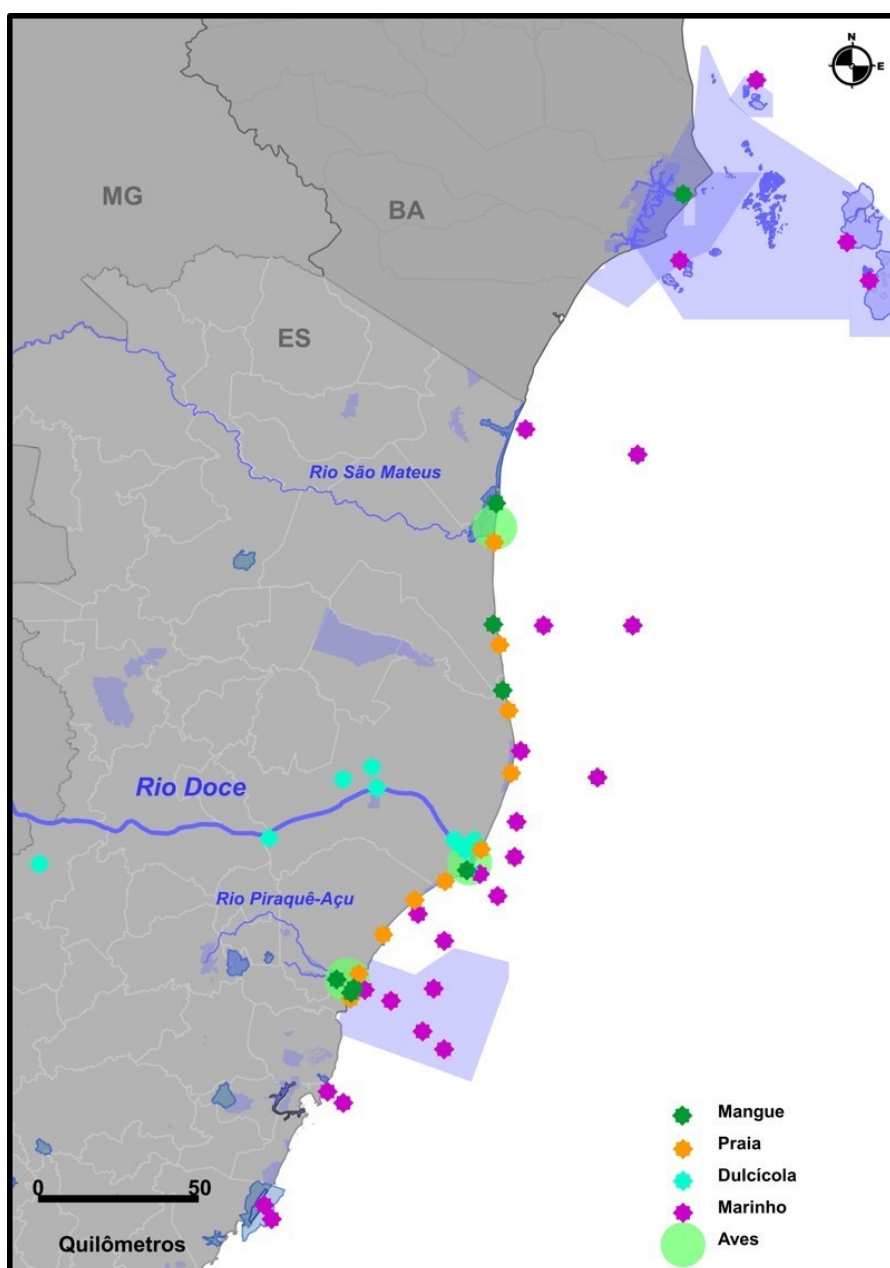
Município	Nome da estação	Northing	Easting
Aracruz/ES	Mangue Pontal Piraque-açu 1	7793626.17	378962.75
	Mangue Pontal Piraque-açu 2	7793622.11	379087.20
	Mangue Pontal Piraque-açu 3	7793608.61	378957.93
	Mangue Pontal Piraque-açu 4	7793598.37	378989.23
	Mangue Pontal Piraque-açu 5	7793597.48	379082.43
	Mangue Pontal Piraque-açu 6	7793655.94	378909.63
	Mangue Pontal Piraque-açu 7	7793612.65	379142.51
	Mangue Pontal Piraque-açu 8	7793612.65	379142.51
	Mangue Pontal Piraque-açu 9	7793611.42	379142.52

Município	Nome da estação	Northing	Easting
	Mangue Pontal Piraque-açu 10	7793098.07	377381.42
	Mangue Pontal Piraque-açu 11	7793396.05	378228.24
Linhares/ES	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 1	7830111.03	414570.95
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 2	7830097.59	414524.99
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 3	7830092.11	414473.17
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 4	7830083.2	414408.26
	Estuário Foz Rio Doce 5	7828828.78	413600.75
	Estuário Foz Rio Doce 6	7828774.66	413597.81
	Estuário Foz Rio Doce 7	7828655.16	413614.12
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 8	7830734.94	414546.13
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 9	7830314.24	414317.72
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 10	7830160.1	414418.67
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 11	7830115.7	414390.62
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 12	7829205.04	413790.01
	Estuário Foz Rio Doce, Ilha 13	7828179.86	413794.95
	Estuário Foz Rio Doce 14	7828047.65	413600.45
	Estuário Foz Rio Doce 15	7828713.48	413596.65
	Estuário Foz Rio Doce 16	7828655.16	413614.12
São Mateus/ES	Praia de Guriri 1	7942342.97	423079.99
	Praia de Guriri 2	7942152.89	423198.86
	Praia de Guriri 3	7941979.71	423089.96
	Praia de Guriri 4	7941368.07	422867.97
	Praia de Guriri 5	7942620.3	423250.31
	Praia de Guriri 6	7942542.41	422916.82
	Praia de Guriri 7	7942311.78	422364.75
	Praia de Guriri 8	7942266.79	423242.65
	Praia de Guriri 9	7939806.65	422344.55
	Praia de Guriri 10	7939672.07	422282.4

Município	Nome da estação	Northing	Easting
	Praia de Guriri 11	7934147.3	421439.21
	Praia de Guriri 12	7941399.37	422931.44
	Praia de Guriri 13	7938059.36	421995.44

Fonte: Autoria própria.

Figura 1: Mapa com os pontos e áreas de coleta de amostras ambientais e biológicas no âmbito do Anexo 1.



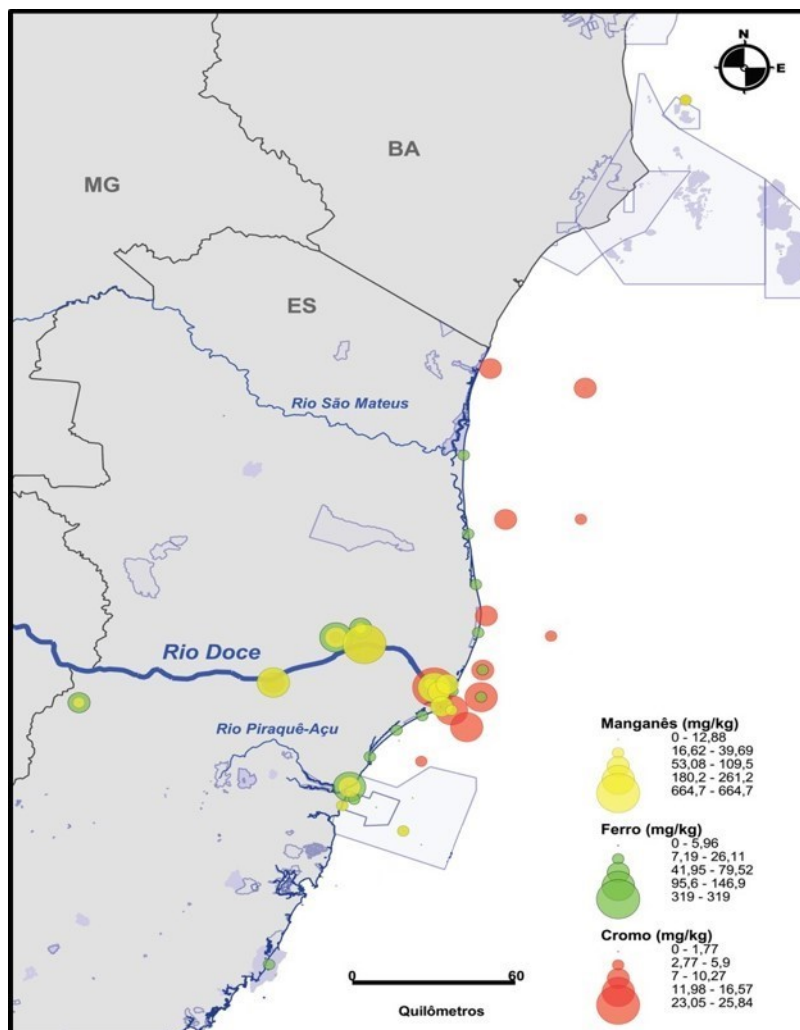
Fonte: Autoria própria.

1.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

De maneira geral, foi observada uma diminuição da concentração de metais nas amostras de água do Rio Doce e lagoas costeiras adjacentes, em comparação aos dados obtidos entre 2015 e 2016, tendo sido observado que as concentrações de metais, em sua maioria, estão em conformidade aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA. Apenas algumas amostras de água coletadas em LMO, LAO e LMO apresentaram concentrações de Mn ou Cd acima do limite preconizado pela legislação. Durante o monitoramento marinho, os maiores valores de concentração de Fe dissolvido na água foram observados em estações amostrais localizadas na região da foz do Rio Doce, seguida pela região de Degredo. Cabe ressaltar que concentrações de Fe acima daquele permitido pela legislação (CONAMA 357/2005) também foram observadas em estações amostrais localizadas na Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (CA1 e CA4) e na região de Abrolhos (ABR01, ABR02 e ABR04). Para o Mn, foram observados valores de concentração acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA (Resolução 357/2005) nas estações amostrais FRD10, ao sul da foz do Rio Doce, e DEG2, ao norte da foz do Rio Doce. Nesse caso, estes valores são 9 vezes maiores do que aqueles observados em expedição de monitoramento realizada 60 dias após a chegada da pluma de rejeitos no mar (ICMBio, 2016). Apesar das concentrações de Cr na água terem se apresentado dentro dos limites estabelecidos pela legislação, um marcado padrão espacial foi observado durante o monitoramento marinho, com as maiores concentrações do metal sendo observadas nas regiões próximas à foz do Rio Doce (ex: FRD6).

Para as análises de metais no sedimento, os resultados obtidos indicam que as concentrações dos metais analisados estão em conformidade com a legislação vigente (CONAMA 454/2012), em todos os pontos monitorados (monitoramento dulcícola, marinho e praias). Porém, cabe ressaltar que a legislação não apresenta padrões de qualidade para Fe e Mn. Apesar da conformidade das amostras com a legislação vigente, os resultados demonstraram, de maneira geral, um aumento significativo na concentração de alguns metais (Fe, Cr, Mn, As, Pb, Cu e Cd) no sedimento das estações amostrais monitoradas. Destaca-se ainda, que a concentração média máxima de Cr observada na estação amostral FRD1 é aproximadamente 10 vezes maior que aquela registrada antes do rompimento da barragem. Além disto, os resultados demonstraram um nítido padrão espacial de acúmulo de metais no sedimento. De maneira geral, os maiores valores de concentração de metais no sedimento foram observados nos pontos próximos à foz do Rio Doce. Na Figura 2 são mostrados os padrões espaciais de distribuição das concentrações de Fe, Mn e Cr no sedimento para as diferentes estações de monitoramento consideradas no Anexo 1. Neste caso, podem ser observadas maiores concentrações destes metais ao longo do Rio Doce e sua foz, incluindo as lagoas costeiras adjacentes. Outro resultado importante apontado na Figura 2 são as elevadas concentrações de Fe e Cr no sedimento na estação amostral ARP, que está situada na APA Costa das Algas.

Figura 2: Padrão espacial da acumulação de metais (Fe, Mn e Cr) no sedimento das diferentes estações amostrais.



Fonte: Autoria própria.

As análises das concentrações de metais na biota dulcícola mostraram que a bioacumulação de Fe no zooplâncton e em todos os tecidos de camarão foi marcadamente maior no ponto da foz do Rio Doce (RDF), quando comparado com aquela observada nas amostras coletadas nas demais estações amostrais. Além disso, os resultados obtidos demonstraram um aumento temporal na acumulação de Fe no zooplâncton coletado na foz do Rio Doce, quando comparado com dados obtidos em novembro de 2015. Este mesmo padrão de aumento temporal na acumulação no zooplâncton na foz do Rio Doce foi observado para os metais Pb, Cr, Cu e As. De maneira geral, os dados de acumulação de metais em camarões de água doce mostraram valores acima daqueles relatados na literatura pertinente.

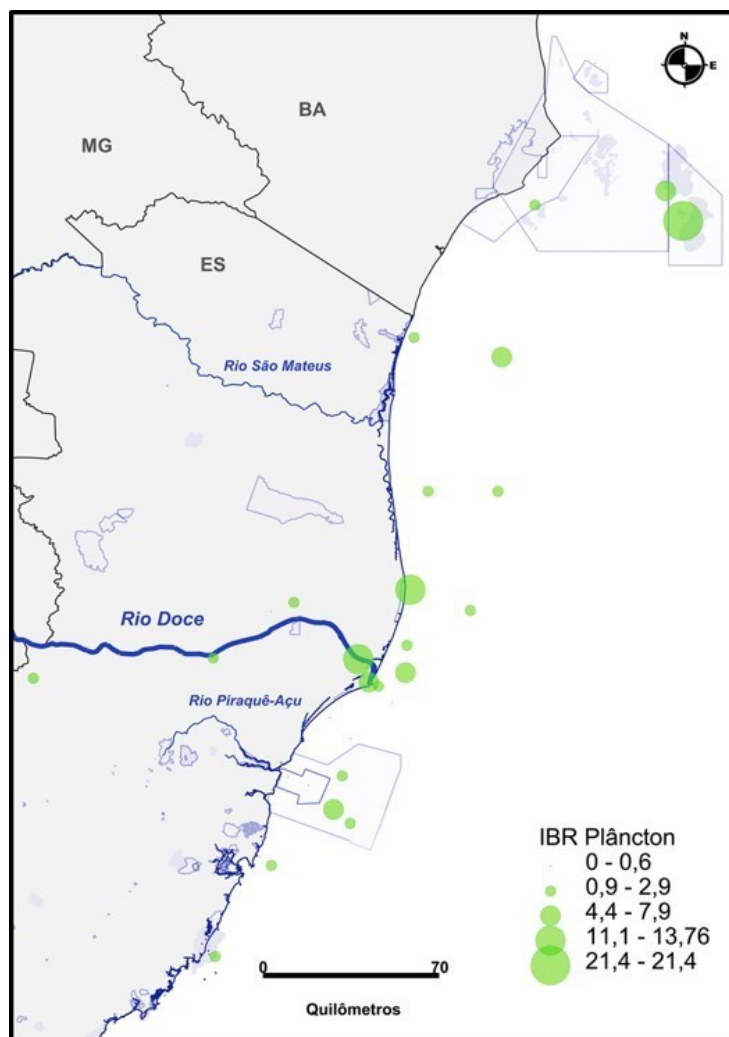
Para o monitoramento marinho, também foi possível observar padrões espaciais evidentes de distribuição para os metais Fe e Cr em fitoplâncton, zooplâncton e camarões. Para o zooplâncton, apesar das médias gerais de acúmulo de Fe apresentarem uma tendência temporal de diminuição, nas estações próximas à foz do Rio Doce ele permanece com níveis elevados e consideráveis de acumulação. Quanto à bioacumulação em peixes, os resultados demonstraram concentrações elevadas de alguns metais em regiões próximas à foz do Rio Doce (principalmente FRD8 e FDR9) e

Costa das Algas (principalmente CA2 e CA4), com alguns picos também em Itaúnas (principalmente ITA1). Para peixes marinhos, foi observado um aumento temporal na acumulação de Fe, Mn, Cr, e Cu no músculo. As acumulações de Fe, Mn e Cr também foram elevadas nos tecidos dos caranguejos coletados nos manguezais, quando comparadas com os dados relatados na literatura pertinente.

Corroborando com os resultados descritos acima, os dados de acumulação de metais em aves demonstram que estes organismos apresentaram níveis elevados de As, Mn e Zn, tanto no sangue quanto nas penas. Os dados obtidos no presente estudo demonstram também que as aves coletadas nos manguezais e no estuário do Rio Doce estariam sendo expostas mais cronicamente ao Fe e As do que aquelas coletadas no ambiente praiar. Além disso, as aves coletadas nos manguezais também se mostraram estar cronicamente expostas ao Mn, Hg e Zn. Por fim, os dados obtidos a partir das amostras de sangue sugerem que as aves coletadas na área estuarina estariam sendo expostas mais recentemente ao Mn, Cr e Cu.

As amostras de biota coletadas nos diferentes pontos amostrais também foram utilizadas para a análise de diferentes biomarcadores, visando à avaliação da exposição e/ou efeitos decorrentes da presença de contaminantes no ambiente. A seção 3 do relatório do Anexo 1 apresenta uma descrição detalhada dos resultados obtidos para cada biomarcador, em cada região de monitoramento. A abordagem de múltiplos biomarcadores já é amplamente utilizada para a avaliação in situ dos efeitos ecotoxicológicos de contaminantes, bem como para a compreensão das relações entre os biomarcadores nos locais avaliados. No entanto, a transferência dos resultados destas múltiplas respostas obtidas pelos cientistas para os gestores ambientais é uma tarefa não muito fácil e, portanto, ferramentas integrativas devem ser propostas. Atualmente, existem alguns índices que buscam sintetizar as respostas dos biomarcadores em uma única e simples medida. Dentre eles, um dos mais aplicados é o Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR). O IBR fornece uma síntese gráfica das diferentes respostas dos biomarcadores e um valor numérico que integra todas essas respostas de uma só vez, que facilmente pode ser interpretado e integrado no âmbito das políticas ambientais. Portanto, os dados de biomarcadores analisados nos organismos coletados ao longo da porção capixaba do Rio Doce e nas estações amostrais costeiras, durante a campanha realizada no período seco (setembro/outubro 2018), foram integrados utilizando-se o IBR, o qual foi calculado através da plataforma CALIBRI (Calculate IBR Interface - Laboratório Interdisciplinar de Pesquisas Continentais, Universidade de Lorraine, FRA). A Figura 3 apresenta os resultados de IBR obtidos a partir da integração dos resultados dos diferentes biomarcadores para as amostras de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton).

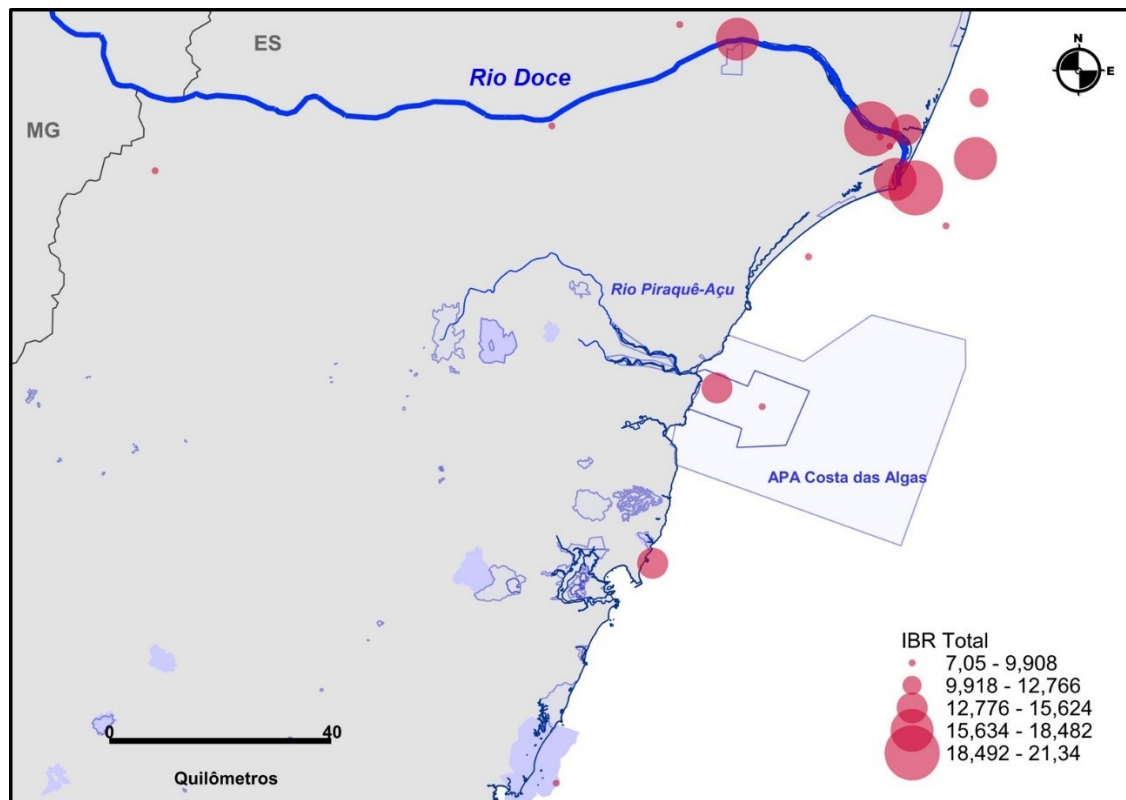
Figura 3: Mapa com os valores de IBR para cada estação amostral, obtidos a partir da integração dos biomarcadores analisados nas amostras de plâncton. Maiores valores de IBR indicam maiores respostas dos biomarcadores analisados.



Fonte: Autoria própria.

Os valores de IBR para plâncton demonstram que a resposta dos biomarcadores (maiores valores de IBR) foi maior nos organismos coletados próximos à foz do Rio Doce. Além disso, podem-se destacar os altos valores de IBR para plâncton em amostras coletadas na APA Costa das Algas e na região de Abrolhos. Além da determinação do IBR para as amostras de plâncton, também foi calculado os valores de IBR para as amostras de camarão e peixes. Com base nos valores de IBR calculados para os diferentes organismos, foi obtido um valor de IBR total para cada amostra. É importante salientar que, em função da não obtenção de alguns organismos em todas as estações amostrais, o IBR total não pôde ser calculado para todas as estações amostrais. A Figura 4 apresenta os resultados de IBR total obtidos para as diferentes estações amostrais. A integração de todos os biomarcadores analisados em amostras de fitoplâncton, zooplâncton, camarões e peixes confirmam os resultados anteriores, ou seja, maiores níveis de resposta dos biomarcadores (maiores valores de IBR) em organismos coletados no Rio Doce e região próxima à sua foz.

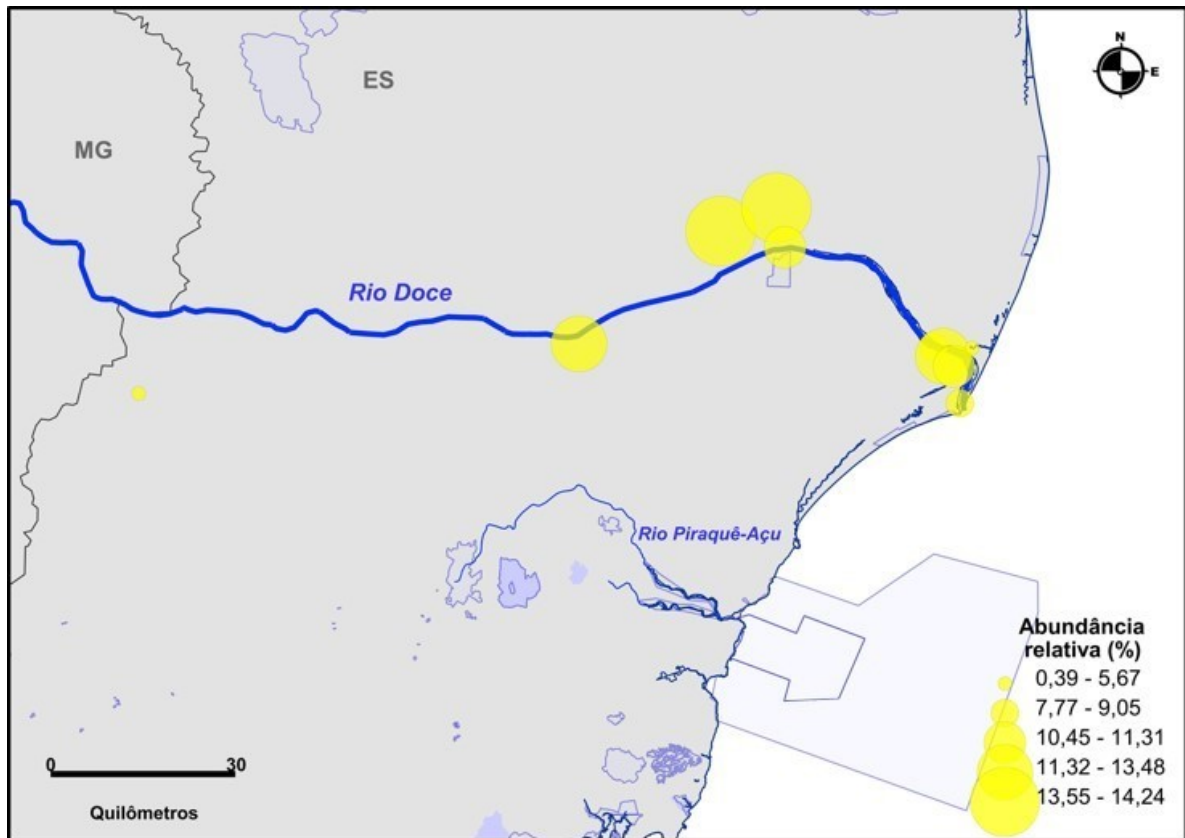
Figura 4: Mapa com os valores de IBR total para as estações de coleta, obtidos a partir da integração dos biomarcadores analisados nas amostras de fitoplâncton, zooplâncton, camarões e peixes. Maiores valores de IBR indicam maiores respostas dos biomarcadores analisados.



Fonte: Autoria própria.

A resposta dos organismos coletados nos diferentes ambientes também foi analisada considerando-se um contexto mais ecológico. Neste sentido, amostras de água, sedimento e corais (região de Abrolhos) foram analisadas no que se refere à composição da comunidade microbiana. Apesar da grande diversidade existente na microbiota entre os diferentes pontos de coletas, alguns resultados importantes podem ser destacados. A Figura 5 apresenta os resultados de abundância relativa dos gêneros *Candidatus Scalindua* e *Demequina* para as amostras de água (superfície e fundo) nas estações do monitoramento dulcícola. Estes gêneros são conhecidos por estarem relacionados ao ambiente de mineração e outros contaminados com metais. Os dados apresentados na Figura 5 mostram uma menor abundância destes gêneros nas amostras do ponto BRG (Baixo Rio Guandu), quando comparada com as demais estações do monitoramento dulcícola.

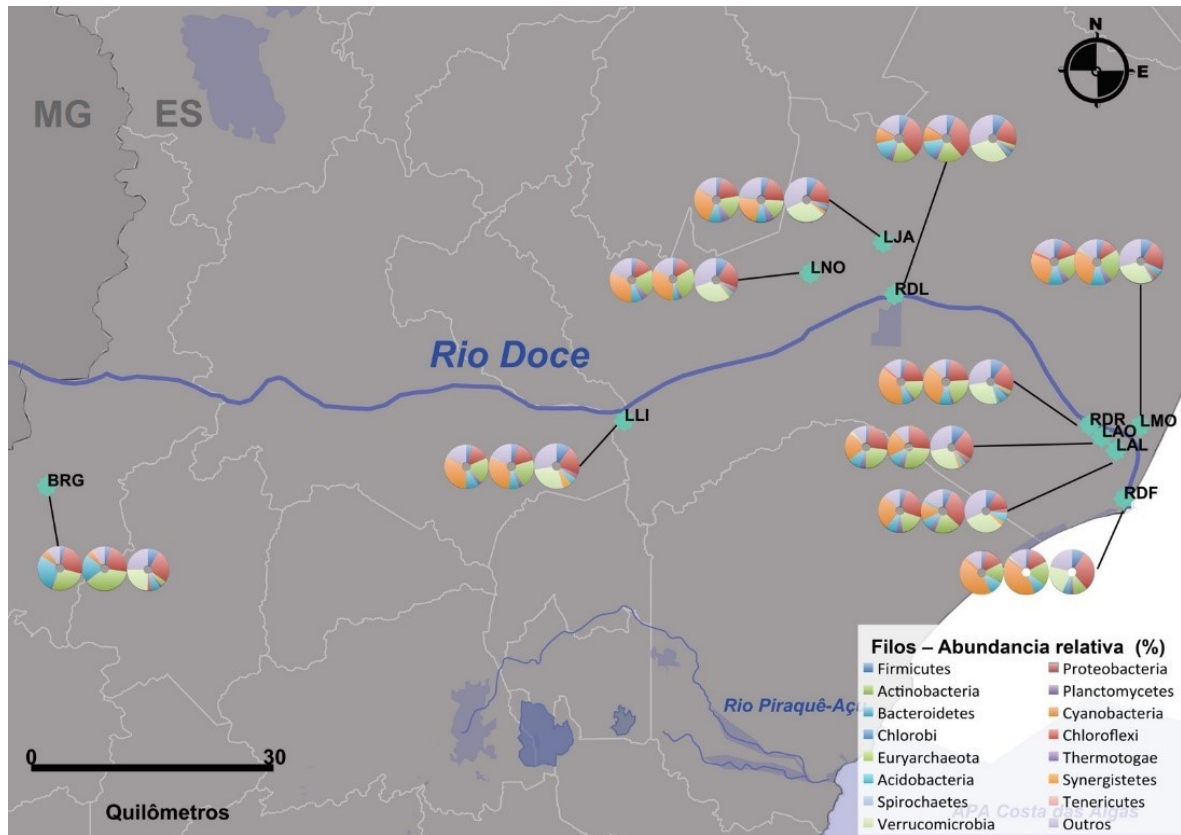
Figura 5: Abundância relativa (%) dos gêneros *Candidatus Scalindua* e *Demequina* para as amostras de água (superfície e fundo) nas estações do monitoramento dulcícola.



Fonte: Autoria própria.

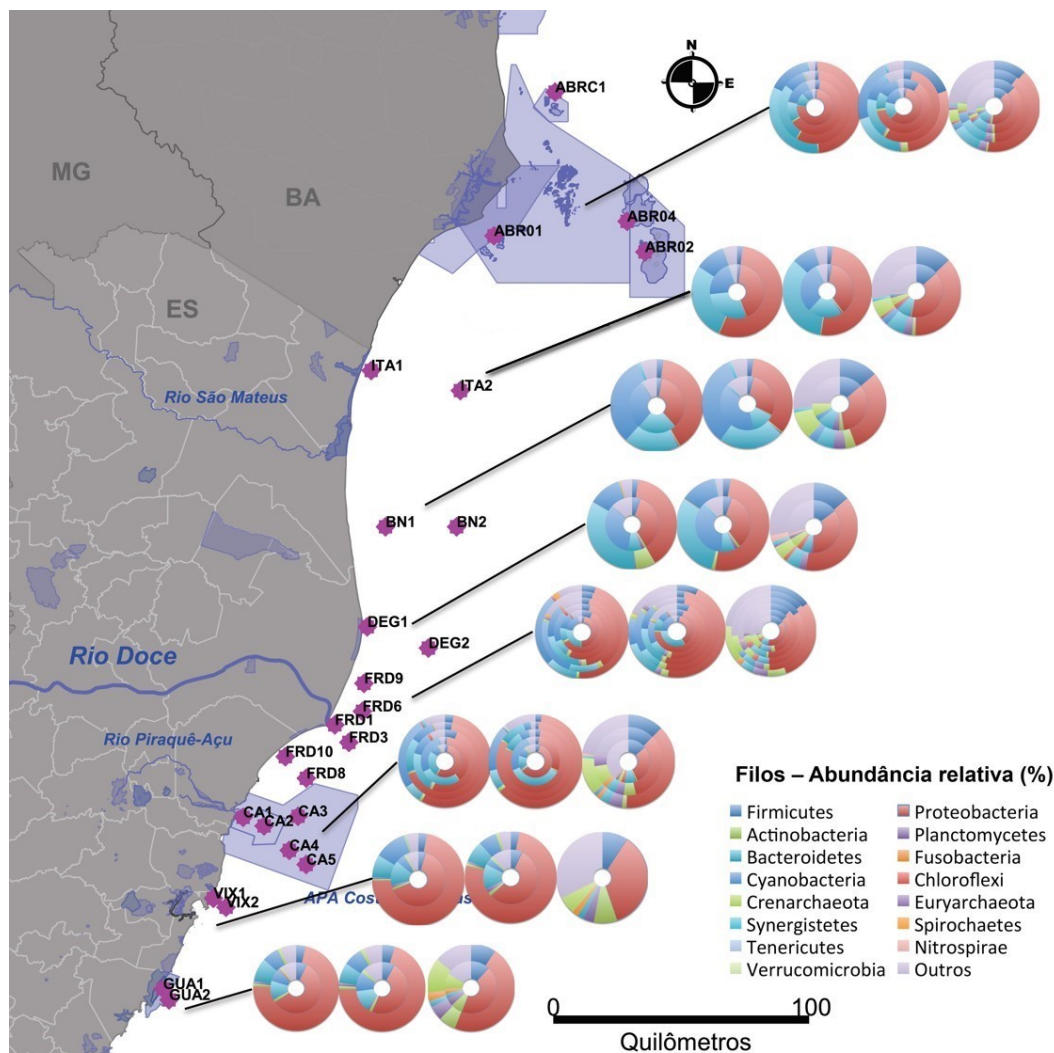
Considerando-se os aspectos microbiológicos, sabe-se que o ambiente marinho é mais diverso do que o ambiente dulcícola, como demonstram os resultados obtidos no presente estudo de pesquisa e monitoramento (Figura 6 e Figura 7). Quando essa grande diversidade microbiana é comparada entre as estações amostrais marinhas, fica claro que as amostras de água, tanto de superfície quanto de fundo, das estações mais distantes da foz do Rio Doce (ABRC1 e GUA1) apresentam uma comunidade microbiana mais diversa. Em relação ao sedimento, as estações de coleta que demonstraram maior diferença foram também as mais extremas da área de monitoramento (GUA1 e ABR02). Estes resultados podem estar relacionados ao impacto do rompimento da barragem, tanto na água, em diferentes profundidades, quanto no sedimento.

Figura 6: Localização das estações de coleta no Rio Doce e a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos de pizza representam: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente.



Fonte: Autoria própria.

Figura 7: Localização das estações de coleta na foz do Rio Doce e região costeira adjacente, destacando a abundância relativa dos Filos bacterianos predominantes. Os gráficos representam: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente.



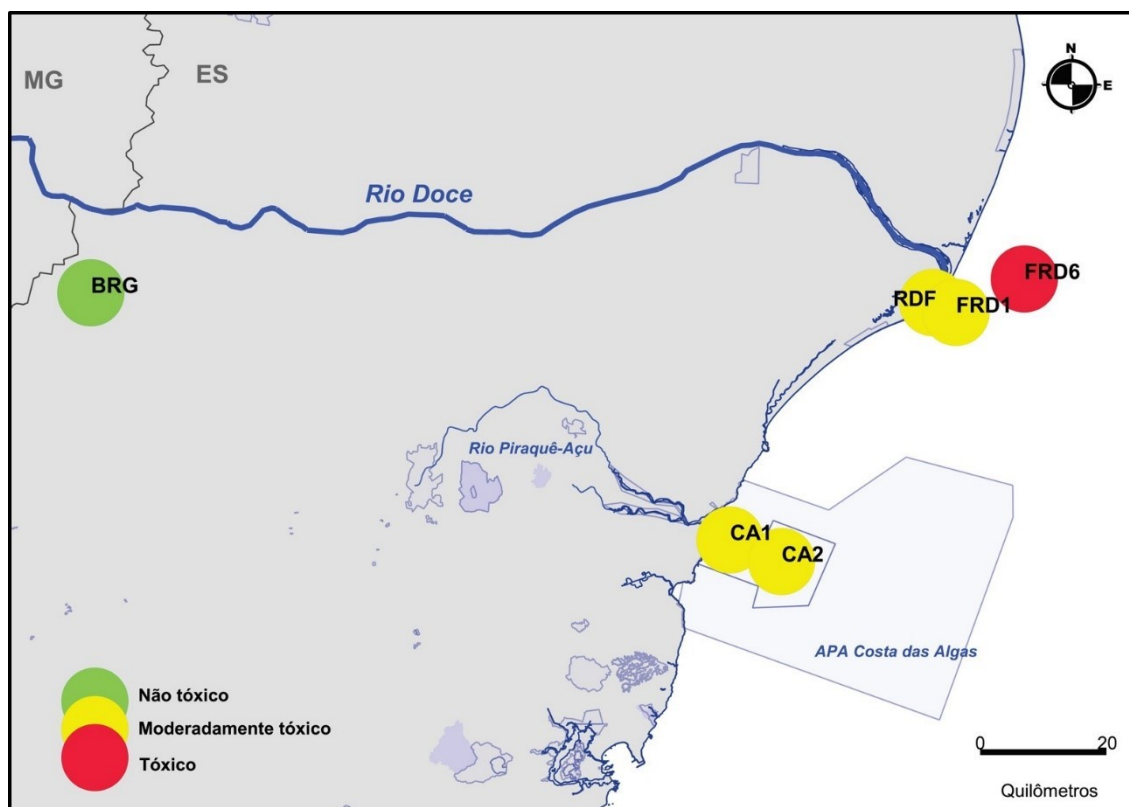
Fonte: Autoria própria.

A análise da abundância relativa da microbiota associada aos organismos coralíneos, principalmente no coral *Mussismilla hartii*, revelou um maior número de grupos taxonômicos nos indivíduos coletados nos recifes localizados nas estações amostrais não controle (ABR01, ABR02 e ABR04), quando comparados com aqueles coletados no recife controle (ABRC1). A análise da microbiota também revelou uma grande presença de grupos bacterianos que são possíveis patógenos de coral, assim como indicadores de estresses ambientais, nos corais dos recifes não controle, principalmente nas amostras dos pontos ABR01 e ABR02. Ainda, a análise de componentes principais (PCA) da comunidade bacteriana revelou uma maior diferença na comunidade do recife controle, quando comparado com os demais, demonstrando assim uma maior semelhança entre ABR01 e ABR02, principalmente no coral *M. hartii*, mantendo os padrões das demais análises. Por fim, somente nestes mesmos recifes (ABR01 e ABR02), e para as duas espécies de corais avaliadas (*M. hartii* e *Milepora alcicornis*), foi encontrado o gênero *Candidatus Scalindua*. Este gênero foi encontrado nas amostras

de sedimento de todas as estações de coleta do Rio Doce, e com abundância relativamente alta nas amostras de água do Rio Doce. Cabe lembrar que este gênero é conhecido por indicar a presença de metais pesados e o aumento da descarga destes em rios. Por isso, sugere-se este gênero como sendo um potencial bioindicador de impacto do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG). A presença deste gênero, justamente nos recifes com a microbiota mais alterada, sugere que o estresse observado nos corais está relacionado ao rompimento da barragem.

Ainda considerando os efeitos biológicos dos contaminantes presentes no ambiente, foram realizados diversos ensaios de toxicidade com amostras de água e sedimento coletadas em 6 pontos ao longo do Rio Doce e região costeira adjacente (BRG, RDF, FRD1, FRD6, CA1, CA2). Os resultados obtidos através dos diferentes ensaios de toxicidade padronizados foram integrados em um único índice de toxicidade, a fim de classificar as diferentes estações amostrais, conforme seu nível de toxicidade. O nível de toxicidade calculado para cada estação amostral monitorada está apresentado na Figura 8. Com base nos ensaios de toxicidade, a estação amostral FRD6 foi classificada como sendo TÓXICA, enquanto as estações amostrais RDF, FRD1, CA1 e CA2 foram classificadas como sendo MODERADAMENTE TÓXICAS. Apenas a estação amostral BRG não apresentou toxicidade nos diferentes ensaios realizados.

Figura 8: Mapa com as estações amostrais para os ensaios de toxicidade e respectiva classificação quanto à toxicidade considerando o conjunto das amostras de água e sedimento.



Fonte: Autoria própria.

Abaixo estão destacados os principais resultados encontrados para as estações de coleta localizadas em Unidades de Conservação, conforme apresentado na Quadro 1.

1.3.1 Área de Proteção Ambiental de Setiba

Para o monitoramento marinho na APA de Setiba, os principais resultados encontrados estão associados à estação amostral GUA2. Nesta estação amostral foram detectados níveis de concentração de Cu dissolvido na água acima do permitido pela legislação vigente (CONAMA 357/2005). Além disto, os valores de atividade da enzima LDH e o índice de lesão hepática em peixes coletados nesta estação amostral se encontraram acima da média observada durante o monitoramento.

1.3.2 Refúgio de Vida Silvestre Santa Cruz e Área de Proteção Ambiental Costa das Algas

Os dados obtidos na primeira campanha evidenciaram que as estações amostrais na área da APA Costa das Algas e no REVIS Santa Cruz apresentam níveis de concentrações de metais na água em não conformidade com a legislação CONAMA 357/2005, principalmente para Fe, Cu e Hg. Os metais Fe e Mn também apresentaram valores de concentração relativamente altos em amostras de sedimento coletadas nestas Unidades de Conservação. Entretanto, estes metais não possuem limites máximos estabelecidos para amostras de sedimento na legislação brasileira (CONAMA 454/2012).

Nestes pontos, o plâncton, base da cadeia trófica, apresentou acumulação de Fe e Cr em níveis semelhantes ou maiores que aqueles observados na foz do Rio Doce (FRD). O acúmulo de Fe e Cr em níveis similares ao observado na estação amostral FRD, e maiores que aqueles encontrados em UCs distantes da foz do Rio Doce, também foram observados para camarões e peixes, bem como um nível considerável de lipoperoxidação. Algumas amostras de caranguejos e peixes apresentaram concentrações de As, Cd e Pb no músculo acima dos limites estabelecidos pela legislação (Resolução 042/2013 da ANVISA).

Os resultados de IBR, os quais integram a resposta de todos os biomarcadores avaliados, indicam níveis importantes de resposta dos biomarcadores nas estações amostrais destas Unidades de Conservação (Figura 3 e Figura 4). Estes resultados podem ser observados tanto pelo IBR calculado para plâncton, quanto pelo IBR total.

Considerando os ensaios de toxicidade com organismos marinhos, as estações amostrais CA1 e CA2 foram classificadas como "moderadamente tóxicas", embora os valores médios de toxicidade tenham ficado na margem do nível "moderadamente tóxico" para o "tóxico", principalmente para a estação amostral CA2. Estes ensaios também mostraram maior toxicidade associada ao sedimento do que à água superficial.

1.3.3 Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim

A única estação de coleta localizada na área desta Unidade de Conservação é a estação PAM, incluída no monitoramento de manguezais. Conforme previsto no Plano de Trabalho, este monitoramento envolve apenas análises de concentração de metais e biomarcadores em duas espécies de caranguejos, as quais não evidenciaram nenhum resultado marcante para esta estação amostral.

1.3.4 Reserva Biológica de Comboios e Reserva Indígena de Comboios

Com relação às análises de metais na biota, pode-se destacar que algumas amostras de músculo dos caranguejos da espécie *Ocypode quadrata* coletados na estação amostral DSC apresentaram concentração de As superior àquela estabelecida pela Resolução 042/2013 da ANVISA.

1.3.5 Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo

Os resultados do monitoramento das praias indicaram que os caranguejos da espécie *Ocypode quadrata* coletados na estação amostral DNC apresentaram os maiores níveis dos biomarcadores lipoperoxidação e proteínas carboniladas. Além disto, estes animais também apresentaram os maiores valores de acumulação e Cu e Hg no hepatopâncreas, bem como de Hg no músculo.

1.3.6 Área de Proteção Ambiental Conceição da Barra

Para a estação amostral RSM, foram observadas amostras de músculo de caranguejos com concentrações de Pb acima dos valores permitidos pela legislação (Resolução 042/2013 da ANVISA). Estes resultados foram observados tanto para caranguejos da espécie *Ucides cordatus* quanto da espécie *Cardisoma guanhumi* coletados na estação amostral RSM.

1.3.7 Parque Nacional Marinho de Abrolhos, Área de Proteção Ambiental Ponta da Baleia/Abrolhos e Reserva Extrativista de Cassurubá

De maneira geral, pôde-se observar uma diminuição das concentrações ambientais de metais nesta região, em comparação com aquelas relatadas para a mesma região em campanhas anteriores. Entretanto, os níveis de concentração de Fe na água estão acima do limite aceitável para a conservação da biodiversidade marinha, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Considerando-se os efeitos fisiológicos observados na comunidade zooplânctônica coletada na região de Abrolhos, observa-se um aumento na lipoperoxidação e uma indução na concentração de metalotioneínas nas estações amostrais com maior contaminação por Hg, Cu, Cr, Zn e Pb na água e na biota. O IBR calculado para o plâncton reforça este resultado, demonstrando maiores respostas de biomarcadores nos organismos coletados na região. Em corais, foi observada uma correlação negativa entre a atividade de enzimas envolvidas nos processos de calcificação e fotossíntese com a concentração de alguns metais na água e no sedimento.

A análise da microbiota associada a corais revelou uma grande presença de grupos bacterianos que são possíveis patógenos de coral, assim como indicadores de estresses ambientais, nos corais dos recifes não controle, principalmente nas estações amostrais ABR01 e ABR02. Somente nestes mesmos recifes (ABR01 e ABR02), foi encontrado o gênero *Candidatus Scalindua*. Este gênero foi o único relatado no sedimento de todas as estações de coleta do Rio Doce e com abundância relativamente alta na água do rio. Cabe ressaltar que este é um gênero conhecido por indicar a presença de metal pesado e o aumento da descarga em rios.

1.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

Os resultados discutidos no presente relatório contemplam os dados obtidos a partir das análises das amostras de água, sedimento e biota coletados nos ambientes dulcícola, estuarino e costeiro, incluindo os manguezais, as praias e a região marinha. Considerando que os principais resultados obtidos nas diferentes análises já foram apresentados e comparados acima com dados pretéritos, nesta seção serão integradas e apresentadas as principais conclusões geradas a partir dos diferentes subprojetos do Anexo 1.

Os resultados dos estudos microbiológicos com amostras do ambiente dulcícola permitiram identificar potenciais indicadores microbianos do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG), com destaque para o gênero *Candidatus Scalindua*. Cabe ressaltar que a ocorrência desse gênero é um indicador da presença de metais pesados e alta descarga destes elementos em rios. Nesse contexto, os estudos microbiológicos sugerem impactos na microbiota no ambiente dulcícola, uma vez que foi observada a presença do bioindicador (*Candidatus Scalindua*) no sedimento de todas as estações de coleta do Rio Doce. Adicionalmente, os resultados dos ensaios de toxicidade indicaram que a porção estuarina do Rio Doce encontra-se moderadamente impactada do ponto de vista ecotoxicológico, sendo que o efeito deletério está mais associado aos sedimentos do que à água superficial. Isto se deve ao fato de que existe uma tendência de acumulação de contaminantes, tais como os metais, nos sedimentos. Por outro lado, os resultados dos diversos ensaios ecotoxicológicos realizados indicaram ausência de toxicidade significativa nas amostras de água superficial e de sedimento coletadas na estação BRG. Adicionalmente, os resultados das análises microbiológicas indicaram um baixo impacto na água na estação BRG, tendo em vista a baixa incidência dos bioindicadores de estresse (*Candidatus Scalindua* e *Demequina*) nas amostras coletadas neste local. Portanto, os resultados dos estudos microbiológicos, combinados com aqueles dos ensaios ecotoxicológicos, sugerem que o Baixo Rio Guandu, afluente do Rio Doce, possa servir como "local referência", devido ao menor impacto observado nos indicadores descritos acima.

Outro ponto interessante a ser destacado é o fato de que, no presente trabalho, o Filo *Cyanobacteria* foi o mais abundante na grande maioria das estações de coleta no ambiente dulcícola. Isto pode ser explicado pela característica deste Filo em realizar fotossíntese como seu principal meio de obter energia, e a sua presença está diretamente relacionada à menor turbidez da água. De fato, foi observado um "ressurgimento" do Filo *Cyanobacteria* (gênero *Prochlorococcus*) em grande abundância, que por sua vez não foi encontrado na água do Rio Doce em análises pretéritas realizadas no mês de rompimento da barragem, bem como 6 meses após a ocorrência desse desastre.

A partir dos resultados obtidos nas demais análises realizadas nos ambientes dulcícola e estuarino do Rio Doce, foi possível observar padrões de correlação entre os níveis de metais no ambiente, a bioacumulação destes metais e os efeitos agudos e crônicos sobre os indivíduos analisados nas diferentes estações amostrais do ambiente dulcícola. Neste contexto, pôde-se observar que as concentrações dos metais na água e no sedimento estão acima dos valores relatados para os

ambientes amostrados antes do rompimento da barragem. Embora os valores observados, de maneira geral, estejam abaixo do limite permitido pela legislação brasileira, bem como sejam menores do que aqueles observados em estudos pretéritos, a variação na concentração, composição e dinâmica temporal dos metais na água e no sedimento causou efeitos negativos para as espécies que residem nesses ambientes. Dentre esses efeitos, pode-se destacar a bioacumulação de Fe, Cr, Cd e Zn nas diferentes espécies dos diversos níveis tróficos avaliados. No caso das aves, os resultados obtidos a partir das análises realizadas nas amostras de penas e sangue dos indivíduos avaliados no presente estudo, bem como nas amostras de penas de aves marinhas coletadas antes do rompimento da barragem de Fundão (Mariana/MG), indicam que os indivíduos coletados no presente estudo estão expostos de forma contínua e, em longo prazo, a uma mistura metais no ambiente. De fato, as aves analisadas apresentaram níveis elevados de Mn, As e Zn, tanto no sangue quanto nas penas. Além disso, foi observado que as aves coletadas no estuário do Rio Doce, bem como aquelas coletadas nos manguezais, estariam sendo expostas mais cronicamente ao Fe e As, do que aquelas coletadas no ambiente praiial. Por sua vez, os dados obtidos a partir das amostras de sangue sugerem que as aves coletadas na área estuarina estariam sendo expostas mais recentemente ao Mn, Cr e Cu.

De uma maneira geral, as associações observadas entre a variação na concentração dos metais na biota dulcícola e estuarina e seus efeitos biológicos nas células e seus componentes, tais como alterações específicas nos biomarcadores com alta sensibilidade a metais, evidenciam condições de estresse gerado às células. Os prejuízos em nível celular, caso não sejam compensados, se estendem aos danos teciduais e podem atingir o nível de indivíduo. Isto significa que o dano persistente se reflete em um efeito negativo crônico para o organismo, caracterizando um efeito de segundo grau. Tais circunstâncias podem promover impactos sobre a população e a comunidade. De maneira geral, todos os níveis tróficos avaliados no presente estudo foram afetados, incluindo os organismos produtores (fitoplâncton), bem como os consumidores primários, secundários e terciários (zooplâncton, camarões e peixes). Cabe ressaltar que efeitos biológicos observados na base da cadeia trófica, como os danos oxidativos observados no plâncton, podem comprometer os serviços ecossistêmicos, incluindo a produção primária de energia, afetando assim toda a cadeia trófica e podendo trazer prejuízos maiores para o ecossistema em longo prazo.

Em relação ao ambiente marinho, sabe-se que este é mais diverso do que o rio quanto aos aspectos microbiológicos, como demonstram os resultados obtidos no presente estudo. Quando toda essa grande diversidade microbiana é comparada, fica claro que as amostras de água, tanto de superfície quanto de fundo, das estações mais distantes da foz do Rio Doce (ABRC1 e GUA1) apresentaram uma comunidade microbiana mais distinta. Em relação ao sedimento, as estações que demonstraram maior diferença também foram duas estações de coleta localizadas nos extremos da área monitorada (GUA1 e ABR02). Estes resultados podem estar relacionados ao impacto do rompimento da barragem, tanto na água, em diferentes profundidades, quanto no sedimento. Adicionalmente, os resultados obtidos nos ensaios ecotoxicológicos indicaram que a foz do Rio Doce e a região da Costa das Algas encontram-se impactadas. Assim como observado para o ambiente dulcícola e estuarino do Rio Doce,

o efeito deletério observado nas amostras coletadas na região costeira está mais associado aos sedimentos do que à água superficial, haja vista a maior acumulação dos metais neste compartimento ambiental. Dentre os pontos marinhos, a foz do Rio Doce se mostrou mais impactada do que a APA Costa das Algas. Nesse caso, as amostras coletadas na estação FRD6 foram consideradas como sendo "tóxicas", enquanto aquelas coletadas nas estações FRD1, CA1 e CA2 foram consideradas como sendo "moderadamente tóxicas". No entanto, é importante ressaltar que os valores de toxicidade estimados para as estações amostradas na região da Costa das Algas estão próximos ao limite da classificação considerada como "tóxica". Os resultados dos ensaios de toxicidade evidenciaram a reprodução em *Daphnia*, a fecundação e o desenvolvimento embrio-larval em ouriços e a reprodução em *Nitokra sp.* como sendo os bioindicadores mais sensíveis.

A partir dos resultados das análises das concentrações de metais, foi possível identificar padrões marcados de associação entre os níveis de metais no ambiente, na biota e efeitos ecofisiológicos em organismos-chave. Das 25 estações amostradas para o monitoramento marinho, 17 estações apresentaram pelo menos um metal em não conformidade com a legislação (Resolução 357/2005 do CONAMA). O padrão espacial desse perfil de contaminação, assim como o padrão espacial geral das concentrações de metais na água e no sedimento, indica altos níveis de metais relacionados à atividade de mineração, na foz do Rio Doce e em ambientes marinhos próximos. De fato, as estações amostrais mais próximas à foz do Rio Doce, tanto ao sul (Costa das Algas) quanto ao norte (Degredo), também apresentaram marcada contaminação da água por Fe, Mn, Cr e Hg, com consequentes efeitos na biota. O padrão espacial da bioacumulação de metais foi similar, tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton. Em geral, as concentrações de diversos metais foram maiores em amostras de plâncton, camarão e peixes coletadas nas estações mais próximas à foz do Rio Doce (FRD) e na região da Costa das Algas (CA), quando comparadas àquelas coletadas nas regiões mais distantes da foz do Rio Doce, tais como Guarapari e região de Abrolhos, seguido por gradiente decrescente de bioacumulação corporal em direção ao Sul e ao Norte da foz do Rio Doce.

As associações observadas entre a variação na concentração ambiental e tecidual de metais, e seus efeitos biológicos, evidenciam condições de estresse na região marinha monitorada. Cabe destacar que os prejuízos observados em nível celular e fisiológico, quando persistentes, podem acarretar em impactos sobre o desempenho fisiológico do organismo, podendo afetar a dinâmica populacional e padrões de abundância. Tais impactos sobre as populações influenciam a composição e biodiversidade das comunidades, e podem culminar em alterações na escala ecossistêmica. Sendo assim, os danos biológicos descritos neste relatório indicam condição de saúde alterada, com potencial consequência em níveis mais altos de organização biológica (populações e comunidades).

No que se refere às Unidades de Conservação, a APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e a região de Abrolhos (Parque Nacional Marinho de Abrolhos, Resex de Cassurubá e APA Ponta da Baleia/Abrolhos) apresentaram contaminação da água por alguns metais acima dos limites permitidos pela legislação vigente. Além disso, efeitos biológicos foram detectados nos organismos coletados nestas Unidades de Conservação. Os resultados dos estudos microbiológicos indicaram impacto na

composição da microbiota associada aos corais da região de Abrolhos, principalmente nas estações ABR01 e ABR02, revelando um potencial dano à saúde dos corais. Nesse contexto, cabe destacar a presença de um maior número de grupos microbianos associados aos corais de Abrolhos, revelando um possível estresse ambiental nestes recifes. Além disso, nas amostras de corais coletadas nas estações ABR01 e ABR02, foi observada a presença de possíveis patógenos, bem como de praticamente todos os grupos microbianos sugeridos na literatura como indicadores de estresse em corais. Por fim, cabe destacar a presença do bioindicador (gênero *Candidatus Scalindua*) nas amostras de corais da região de Abrolhos (estações ABR01 e ABR02), sugerindo assim uma influência do rompimento da barragem de Fundão na qualidade do ambiente.

Ainda no contexto do ambiente costeiro, os resultados obtidos a partir das análises das amostras ambientais e biológicas coletadas nas praias indicam que existe contaminação por metais na água coletada nas diferentes áreas de estudo, sendo que em alguns casos os níveis observados representam concentrações acima dos limites permitidos para as águas de Classe I, conforme estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA. De fato, em diversas estações monitoradas, foram observadas concentrações de Fe dissolvido na água acima daquela permitida pela legislação vigente. No que se refere aos efeitos biológicos, os resultados obtidos indicam um padrão espacial de resposta do biomarcador de estresse avaliado (lipoperoxidação). Este padrão coincide com aqueles observados para a bioacumulação de alguns metais, principalmente Fe, Mn, Cu e Hg, indicando que os metais associados à lama de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Mariana (MG) ainda se encontram disponíveis para assimilação pelos organismos analisados, com consequentes efeitos. Portanto, os resultados do presente monitoramento indicam que a biota do ambiente praias encontra-se impactada, mesmo após quase 3 anos da ocorrência do desastre. De fato, observou-se que esta biota continua sujeita aos efeitos biológicos decorrentes do rompimento da barragem, seja através da bioacumulação excessiva de alguns metais (Fe, Mn, Cu e Hg), incluindo aqueles associados aos rejeitos da mineração (Fe e Mn), nos organismos/tecidos analisados, ou através dos efeitos associados aos biomarcadores relacionados à contaminação ambiental por metais (metalotioneínas e lipoperoxidação). Dentre os bioindicadores utilizados, os que mostraram maior correlação com a contaminação ambiental por metais, a bioacumulação dos metais associados ao rompimento da barragem e os efeitos biológicos observados foram os isópodos e poliquetas, demonstrando serem os organismos mais sensíveis aos parâmetros analisados.

No que se refere ao ambiente de manguezal, os resultados obtidos no presente estudo indicam que a biota do ambiente de manguezal foi impactada pelo rompimento da barragem do Fundão em Mariana (MG), uma vez que foram observados altos níveis de concentração de Fe, Mn e Cr nos tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) das espécies de caranguejos coletadas. Além disso, foi detectada uma correlação positiva entre a concentração de Fe e a resposta do biomarcador de estresse lipoperoxidação. Cabe destacar que existe um mecanismo bioquímico bem definido que indica a existência de uma relação causa/efeito entre estes dois componentes. Com relação às aves, os resultados obtidos a partir das análises realizadas nas amostras de penas e sangue das aves coletadas

no presente estudo, bem como nas amostras de penas de aves marinhas coletadas antes do rompimento da barragem de Fundão (Mariana/MG), indicaram que as aves coletadas nos manguezais, no âmbito do presente estudo, estão expostas de forma contínua e, em longo prazo, a uma mistura de metais. Como consequência, estes animais apresentaram concentrações elevadas de Mn, As e Zn, tanto no sangue quanto nas penas. Cabe destacar que as aves coletadas nos manguezais e no estuário do Rio Doce estariam sendo expostas mais cronicamente ao Fe e As do que aquelas coletadas nas praias. Além disso, as aves coletadas nos manguezais também se mostraram estar cronicamente expostas ao Mn, Hg e Zn. Por sua vez, os dados obtidos a partir da análise das amostras de sangue sugerem que as aves coletadas na área estuarina estariam sendo expostas mais recentemente ao Mn, Cr e Cu. No que concerne aos microcontaminantes orgânicos, os dados obtidos no presente estudo indicaram uma frequência considerável de amostras de plasma das aves analisadas, onde foram detectados compostos organoclorados (PCB-153, diclofluanida, b-heptacloro epóxido, o,p-DDE, dieldrin, p,p-DDD, p,p-DDT e metoxicloro) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (naftaleno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno e criseno).

Considerando-se os dados ambientais e efeitos biológicos descritos acima, cabe destacar que os metais presentes em altas concentrações nos rejeitos da mineração permanecem por longos períodos no ambiente, devido a suas características físico-químicas, o que inclui elevada persistência. Considerando esse fato, bem como a possível influência da variabilidade climática/sazonal na dinâmica hídrica da bacia do Rio Doce e, portanto, na qualidade e quantidade do aporte de contaminantes de origem continental para a região costeira, o monitoramento ambiental de áreas impactadas por metais, como aquelas avaliadas no âmbito do PMBA, deve ser realizado em longo prazo. Portanto, os resultados obtidos no presente estudo podem estar subestimando os potenciais efeitos do aporte de água proveniente do Rio Doce no ambiente marinho, uma vez que os dados descritos no presente relatório foram obtidos a partir da análise das amostras coletadas no período seco. Nesse contexto, as possíveis variações sazonais nos parâmetros avaliados no presente estudo poderão ser verificadas através da análise das amostras coletadas na 2ª campanha do Anexo 1, a qual foi realizada durante o período chuvoso (janeiro-fevereiro/2019) na área monitorada.

1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A integração, interpretação e discussão dos resultados obtidos no presente estudo foram realizadas considerando-se os dados obtidos em estudos pretéritos realizados por pesquisadores da Rede Rio Doce Mar (RRDM), instituições de ensino e pesquisa parceiras, bem como artigos científicos reportados na literatura pertinente. Estes estudos foram descritos em maiores detalhes no Relatório da Seção 3 do Anexo 1.

2 ANEXO 3 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO AMBIENTE DULCÍCOLA

2.1 INTRODUÇÃO

O Programa de Monitoramento do Anexo 3 dulcícola do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática no Baixo Rio Doce (ES) visa avaliar os impactos ambientais do rejeito de minério de ferro e efeitos correlatos ao desastre ambiental do colapso da barragem de Fundão da Samarco em Mariana (MG) no alto Rio Doce. O Programa abrange 11 subprojetos com temas relacionados à hidrologia, hidroquímica, hidrobiologia e ações de gestão e governança no sistema fluvio-estuarino (Quadro 3). São investigados os compartimentos da coluna d'água e sedimentos totalizando 725 parâmetros, sendo 420 relacionados ao sedimento, 274 para coluna d'água e 31 hidrobiológicos. Os objetivos do Programa de Monitoramento do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce são:

- Caracterizar as condições limnológicas dos ecossistemas fluviais, lacustres e estuarino para a comunidade biótica aquática considerando parâmetros físicos (e.g., temperatura, turbidez, material particulado em suspensão), físico-químicos (e.g., pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e potencial redox), hidroquímicos (i.e., salinidade, nutrientes) e hidrobiológicos (clorofila a);
- Avaliar a distribuição espacial e temporal de lipídeos totais, ácidos graxos e concentrações totais de C, N e suas razões isotópicas no material particulado em suspensão e sedimentos lacustres e fluviais;
- Avaliar os índices de contaminação de metais totais e biodisponíveis e compostos orgânicos em águas e sedimentos lacustres, fluviais e estuarinos;
- Avaliar a dinâmica das comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica, perifítica e de macrófitas aquáticas através de seus principais atributos, como diversidade, equitabilidade, dominância e riqueza, em ecossistemas lacustres e fluviais, afim de verificar a influência na comunidade pela passagem do rejeito de minério;
- Monitorar descargas líquidas e sólidas no Baixo rio Doce, bem como fluxos e variações de níveis d'água, a fim de subsidiar a compreensão do gradiente fluvio-estuarino-marinho;
- Subsidiar a compreensão das relações chuva e vazão nas diferentes subbacias/regiões hidrográficas que compõem a bacia do rio Doce e o conseqüente aporte de água na seção de controle fluvio-estuarina;
- Subsidiar a compreensão global das relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre o aporte de fluxos de água, sedimentos e nutrientes no ambiente estuarino-marinho.

Quadro 3: Subprojetos do Programa de Monitoramento do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce.

Subprojeto	Coordenador(a)	Instituição
Caracterização dos ecossistemas aquáticos da calha do Rio Doce, lagos e estuário: parâmetros físico-químicos, nutrientes e poluentes (Limnologia)	Gilberto Fonseca Barroso	UFES
Fitoplâncton dulcícola	Alessandra Delazari-Barroso	FAESA
Zooplâncton dulcícola	Eneida Eskinazi SantaAna	UFOP
Composição e estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas	Anderson Alves Araújo	CEUNES-UFES
Perifíton	Valéria Fernandes	UFES
Ácidos graxos, composição elementar e isótopos idos graxos, elementar e isótopos	Iola Boechat	UFSJ
Metais e contaminantes orgânicos	Vânia Marcia Duarte Pasa	UFMG
Hidrologia - Monitoramento de fluxos de água e sedimentos	Daniel Rigo	UFES
Caracterização hidrológica global para compreensão do aporte de água doce no ambiente estuarino-marinho do rio Doce	Marco Aurélio Caiado	IFES
Fluxos hidrológicos	Gilberto Fonseca Barroso	UFES
Subsídios a compreensão global das relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre o aporte de fluxo de água, sedimentos e nutrientes no sistema estuarino-marinho	Edmilson Teixeira	UFES

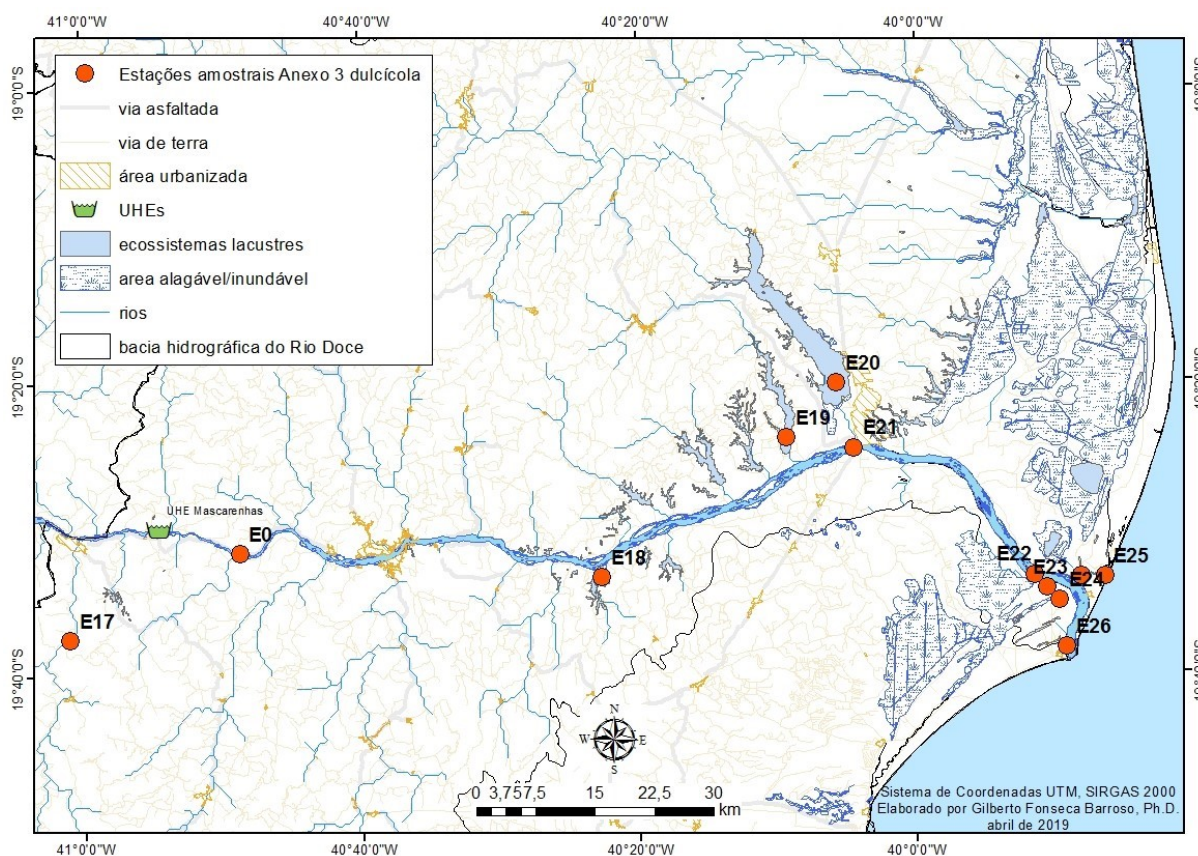
Fonte: Autoria própria.

UFES: Universidade Federal do Espírito Santo; FAESA: Faculdades Integradas Espírito Santenses; UFOP: Universidade Federal de Ouro Preto; UFSJ: Universidade Federal de São João del-Rei; UFMG: Universidade Federal de Minas Gerais; CEUNES-UFES: Centro Universitário Norte do Espírito Santo.

2.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

A Figura 9 apresenta a malha de estações amostrais do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce, composta por 12 estações, sendo 4 localizadas na calha do Rio Doce, 1 em rio tributário (Rio Guandu) e 7 estações em 6 lagos/lagoas (Quadro 4). A frequência amostral é mensal com início em outubro de 2018 e resultados até março de 2018.

Figura 9: Estações amostrais do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce



Fonte: Autoria própria.

Quadro 4: Coordenadas das estações amostrais do Anexo 3 dulcícola no Baixo Rio Doce.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Rio Guandu	17	Baixo Guandu	7828800,21	288391,72
Jusante da UHE Mascarenhas	0	Itapina	7839784,07	309812,02
Lago do Limão	18	Colatina	7836909,17	355432,10
Lago Nova	19	Linhares	7854566,84	378711,07
Lago Juparanã	20	Linhares	7861435,44	384935,41
Rio Doce	21	Linhares	7853303,85	387184,71
Rio Doce	22	Linhares	7837362,97	410065,52
Lagoa do Areão	23	Linhares	7835704,36	411560,58
Lagoa do Areal	24	Linhares	7834124,45	413143,12
Lagoa Monsarás	25	Linhares	7837160,79	415913,62
Lagoa Monsarás	25a	Linhares	7837139,22	418868,44
Foz do Rio Doce	26	Linhares	7828233,84	414080,55

Fonte: Autoria própria.

2.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

2.3.1 Limnologia

Ecossistemas lacustres e fluviais diferem na organização estrutural sobretudo quanto a hidrodinâmica, com o tempo de retenção hidráulico sendo de alguns dias para rios, semanas para represas e anos para lagos (Straskraba, 1999). Os sistemas fluviais são organizados longitudinalmente da cabeceira para foz formando o contínuo fluvial, sendo caracterizados pelo fluxo hidrológico de água e materiais transportados, como sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e contaminantes transportados aos estuários e ao oceano costeiro em bacias hidrográficas exoréicas. A hierarquia fluvial, como Sthraler (1957), pode ser aplicada a rede de drenagem considerando canais tributários em canais receptores com maior vazão, largura e profundidade e menor declividade. Os represamentos em canais fluviais causam a fragmentação do contínuo fluvial com a regulação do fluxo de água e retenção de sedimentos e materiais dissolvidos (Wang et al., 2018).

O rio Doce possui uma série de barragens em sua bacia, sendo a barragem mais a jusante na calha fluvial a da usina hidrelétrica de Mascarenhas, com capacidade de 198 MW e início de operação em 1974, distando cerca de 141 km da foz. O Rio Guandu é um tributário do Rio Doce que desagua à montante da UHE de Mascarenhas.

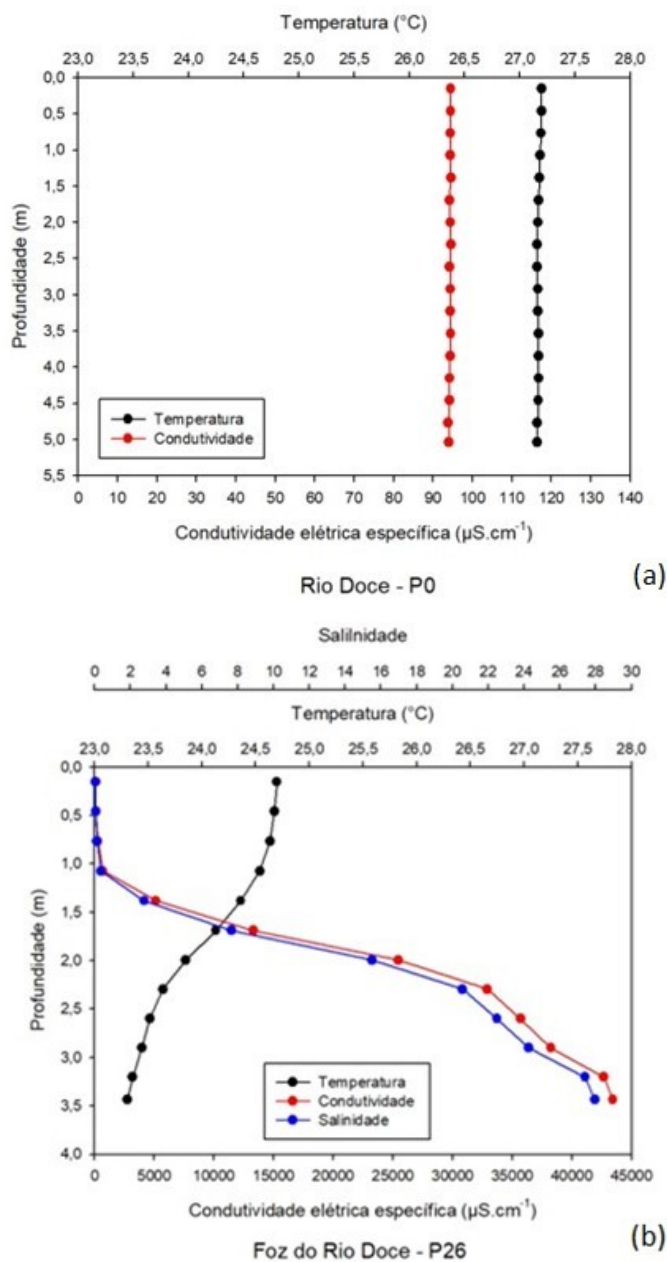
A estação E17 no Rio Guandu dista 14,9 km da calha do Rio Doce, com elevação de 100m contra 58m na calha do Rio Doce. Os dados da estação E17 indicam elevada turbidez ($156,5 \pm 127,8$ UNT) e concentração de material em suspensão - MPS ($161,9 \pm 109,6$ mg/L) com valores máximos de 369,0 UNT e 315,0 mg/L, respectivamente. As médias de turbidez e MPS para a estação RGU01 do PMQQS, que se sobrepõe a estação E17, são $192,2 \pm 328,6$ UNT e $164,8 \pm 216,0$ mg/L, com valores máximos de 1.352 UNT e 790 mg/L, respectivamente. Estes valores são mais elevados do que os registrados na calha do Rio Doce sob condições regulares de transporte de materiais em suspensão, ou seja, fora das condições da perturbação de pulsos de sedimentos associados aos rejeitos de minério.

O Rio Doce apresenta um gradiente longitudinal com influências sobre a quantidade e qualidade da água da vazão turbinada e vertida da UHE de Mascarenhas na estação mais à montante (Itapina, E0), enquanto a estação mais à jusante (E26) é influenciada pela intrusão da cunha salina sobretudo sob condições de baixa vazão fluvial e maré enchente.

A estação E0 apresenta condições de turbidez consideravelmente mais baixas ($60,8 \pm 41,4$ UNT) e concentração de material em suspensão ($37,0 \pm 37,5$ mg/L) com valores máximos de 130,6 UNT e 97,6 mg/L, respectivamente. Em direção à foz a turbidez e o material em suspensão tendem a diminuir nas estações E21 ($47,1 \pm 15,0$ UNT e $46,5 \pm 49,2$ mg/L), E22 ($53,7 \pm 32,1$ UNT e $39,3 \pm 17,5$ mg/L) e E26 ($48,7 \pm 26,1$ UNT e $26,7 \pm 22,5$ mg/L). A turbidez no dia 09/12/2015 em Colatina e no caís do Porto em Linhares foi de 2.980 e 2.480 UNT, respectivamente, sendo o pico de 6.740 UNT registrado às 7:30 do dia 20/11/2015 em Colatina (ANA, 2015).

A coluna d'água na calha fluvial apresenta-se bem misturada sem diferenças de temperatura ($\sim 29^{\circ}\text{C}$) e condutividade elétrica ($\sim 70\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) até a estação E22, sendo a estratificação halina registrada na estação E26 com salinidade média de $4,03 \pm 9,13$ e máxima de 27,9 (Figura 10). As médias das estações amostrais para os parâmetros pH (7,4 a 7,7), oxigênio dissolvido (6,7 a 8,0 mg/L) silicato (2,9 a 3,9 mg/L) indicam condições relativamente homogêneas, enquanto ortofosfato apresentou maior variação (29,2 a 67,4 $\mu\text{g}/\text{L}$). As concentrações de clorofila a são relativamente baixas e compatíveis para estuário sob condições.

Figura 10: Perfis de temperatura, condutividade elétrica e salinidade no Rio Doce na amostragem de outubro de 2018: a) estação E0; b) estação E26.



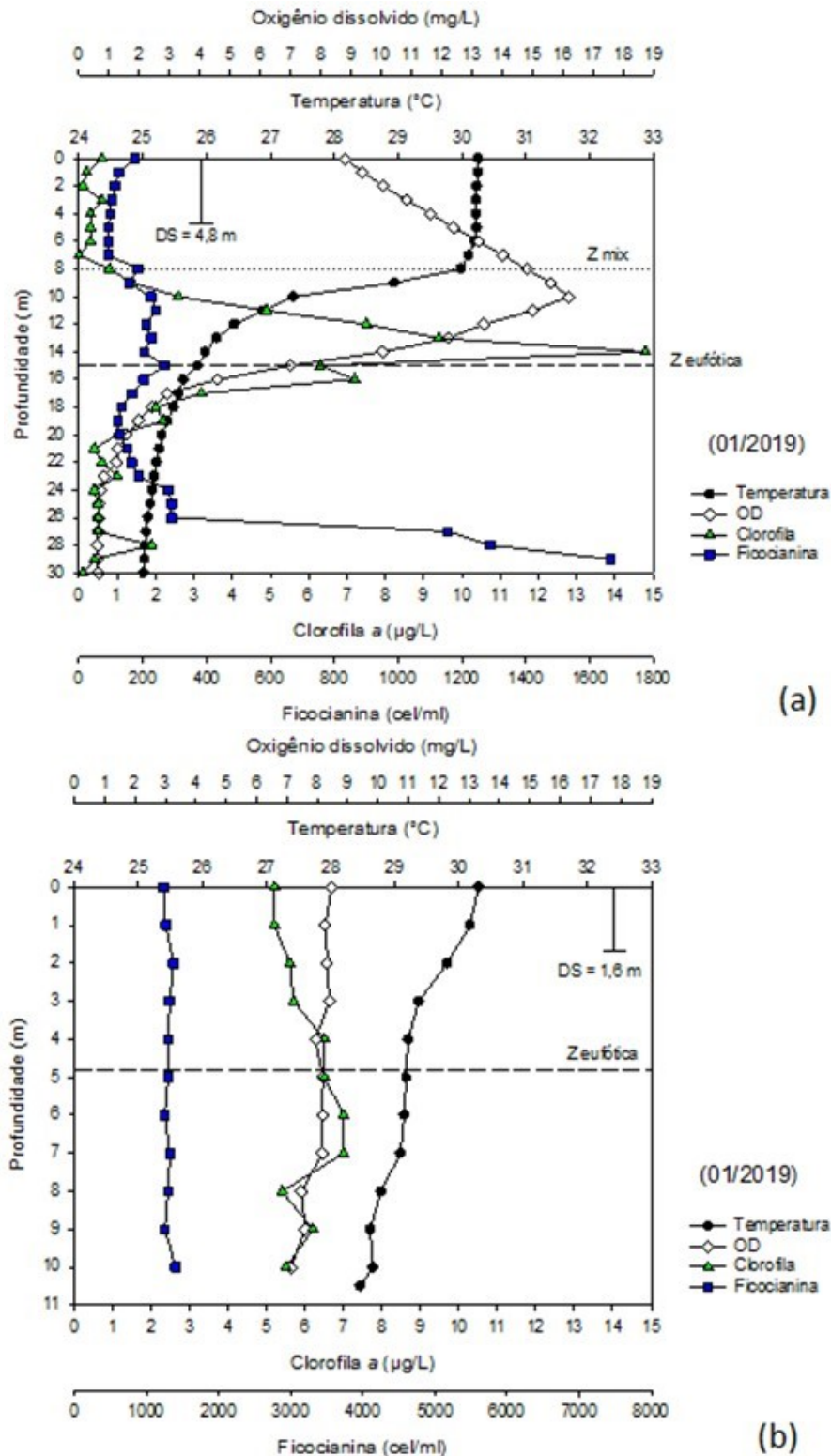
Fonte: Autoria própria.

Os ecossistemas lacustres são organizados verticalmente ao longo do eixo superfície fundo com os gradientes térmicos, de radiação fotossintética ativa, gases e nutrientes dissolvidos e distribuição da comunidade biótica. Os sistemas lacustres são diversificados quanto a morfometria, como os parâmetros área, profundidades máxima e média, e volume. Os lagos mais profundos são considerados como sistemas intermitentes condicionados pela sazonalidade da incidência de radiação solar, com estratificação térmica no verão e em parte da primavera e outono (Bozelli et al., 1992; Barroso et al., 2014; Gonçalves et al., 2016). Sob estas condições pode ocorrer máximos de biomassa fitoplanctônica no metalíminio e anoxia no fundo (Figura 11). A anóxia no fundo da coluna d'água favorece condições redutoras (i.e., Eh negativo) que promovem a difusão de substâncias (i.e., nutrientes e contaminantes) da água intersticial para o fundo da coluna d'água (Mortimer, 1942; Stum, 2005). Nos lagos Nova e Limão o potencial Redox foram registrados valores mínimos de Eh de -102 e -172 mV respectivamente.

As concentrações de pigmentos fotossintetizantes do fitoplâncton, clorofila a, são relativamente baixas nos lagos Limão ($2,5 \pm 2,3$ μg de clorofila a/L), Nova ($2,8 \pm 2,3$ μg de clorofila a/L) e Juparanã ($6,7 \pm 5,5$ μg de clorofila a/L). Em contrapartida, os perfis fluorescência *in vivo* de cianobactérias indicam concentrações moderadas a elevadas, até $5,5 \times 10^3$, $3,5 \times 10^5$ e $8,0 \times 10^4$ células/mL, respectivamente (Figura 11).

A morfometria do lago Juparanã por ser mais raso dentre os lagos (profundidade máxima estimada em 16,0m) e por estar mais exposta aos ventos incidentes de NE e SE (Largura máxima e comprimento máximo efetivo de 4,0 e 19,0 km, respectivamente) tende a apresentar menor estabilidade térmica, com maior mistura da coluna d'água. Essas condições promovem a recuperação e disponibilização de nutrientes para o fitoplâncton, favorecendo o estado eutrófico. Florações de cianobactérias têm causado problemas de qualidade da água para abastecimento doméstico e uso recreacional (Figura 12).

Figura 11: Perfis de parâmetros físicos, físico-químicos e hidrobiológicos (clorofila a e ficocianina) na coluna d'água dos lagos Nova (a) e Juparanã (b).



Fonte: Autoria própria.

Figura 12: Eutrofização do lago Juparanã com floração massiva de cianobactérias e mucilagem na superfície da coluna d'água em maio de 2014. Fotografia Antônio Ruy Júnior.

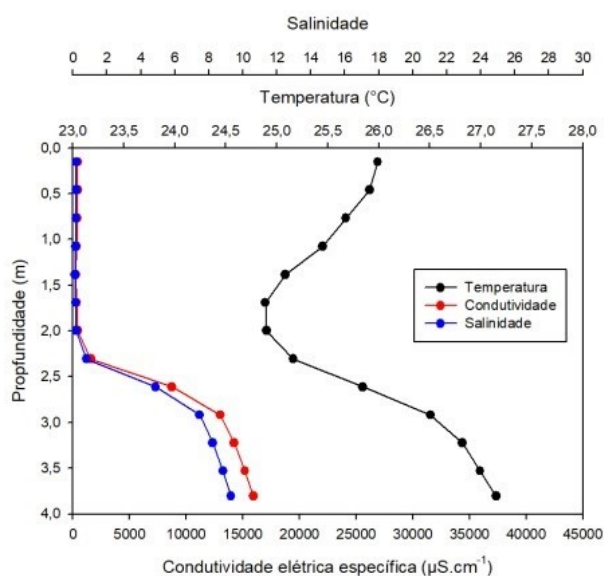


Fonte: Autoria própria.

As lagoas, como sistemas mais rasos ($Z_{\text{máx}} < 3,0\text{m}$) são mais dinâmicas em termos de hidrodinâmica devido à mistura da coluna d'água pela exposição ao vento. Por isso, podem apresentar maior turbidez (turbidez média $20,8 \pm 15,5$ UNT), MPS ($10,2 \pm 6,9$ mg/L) e disponibilidade de nutrientes e contaminantes previamente retidos nos sedimentos lacustres. A concentração de clorofila a é baixa ($2,4 \pm 1,6$ µg/L).

A estação E25a da lagoa Monsarás parece ser influenciada por um aporte de águas salobras e aquecidas junto ao fundo (Figura 13), além de considerável conteúdo de matéria orgânica. A coluna d'água apresenta elevada turbidez ($29,2 \pm 17,4$ UNT), baixa concentrações de oxigênio dissolvido ($6,5 \pm 3,0$ mg/L, com concentração mínima de 0,9 mg/L) e condições redutoras (-30 ± 180 mV).

Figura 13: Perfis de temperatura, condutividade elétrica e salinidade na estação E25a da lagoa Monsarás na amostragem de outubro de 2018.



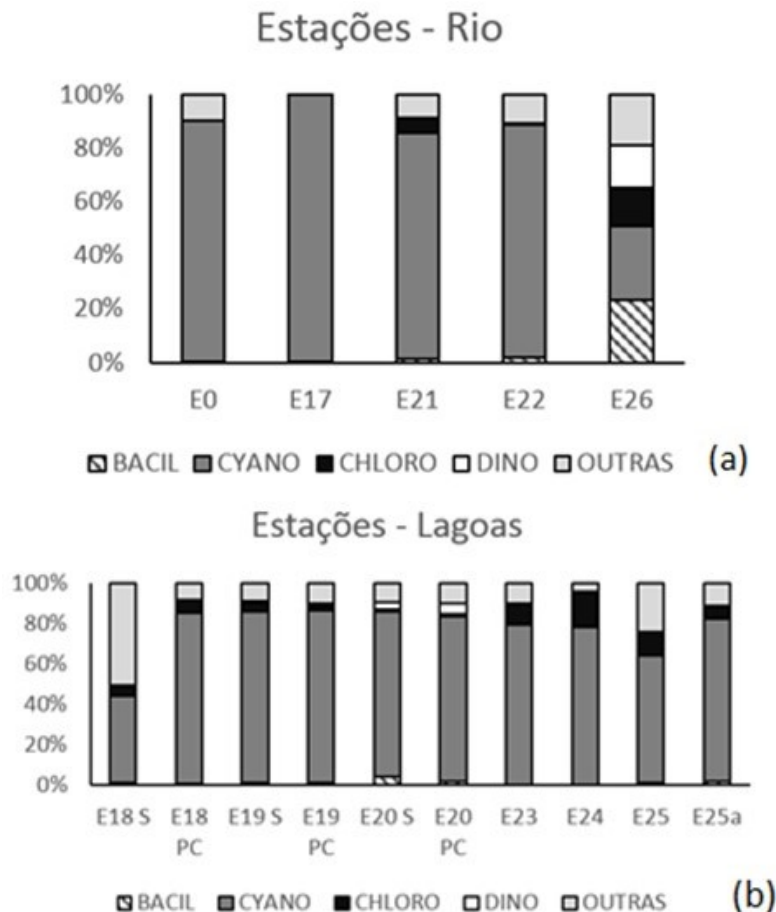
Lagoa Monsarás - P25
Fonte: Autoria própria.

2.3.2 Fitoplâncton

O fitoplâncton constitui o primeiro nível trófico dos ecossistemas aquáticos, sendo responsável pela produção primária e fluxo de energia e materiais. A comunidade fitoplanctônica é considerada importante bioindicador da condição ambiental, seja quanto a aspectos relacionados ao estado trófico do ecossistema, seja quanto a respostas ecotoxicológicas (Whitton, 1991).

Nos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce foram registrados um total de 383 táxons, distribuídos em 16 Classes. As estações amostrais fluviais (i.e., E0, E17, E21, E22 e E26) apresentaram nas análises quali e quantitativa com grande representatividade qualitativa de algas da Classe Bacillariophyceae. As diatomáceas são características de ecossistemas fluviais, sobretudo sistemas enriquecidos com Si. Entretanto, a maior representatividade numérica nos sistemas fluviais e lacustres esteve relacionada com as cianobactérias em todas as estações de amostragens e em todas as campanhas, sendo que algumas espécies se destacaram como dominantes e/ou abundantes, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena limnetica*, *Spirulina cf. subtilissima*, *Synechococcus nidulans* e *Synechocystis aquatilis*.

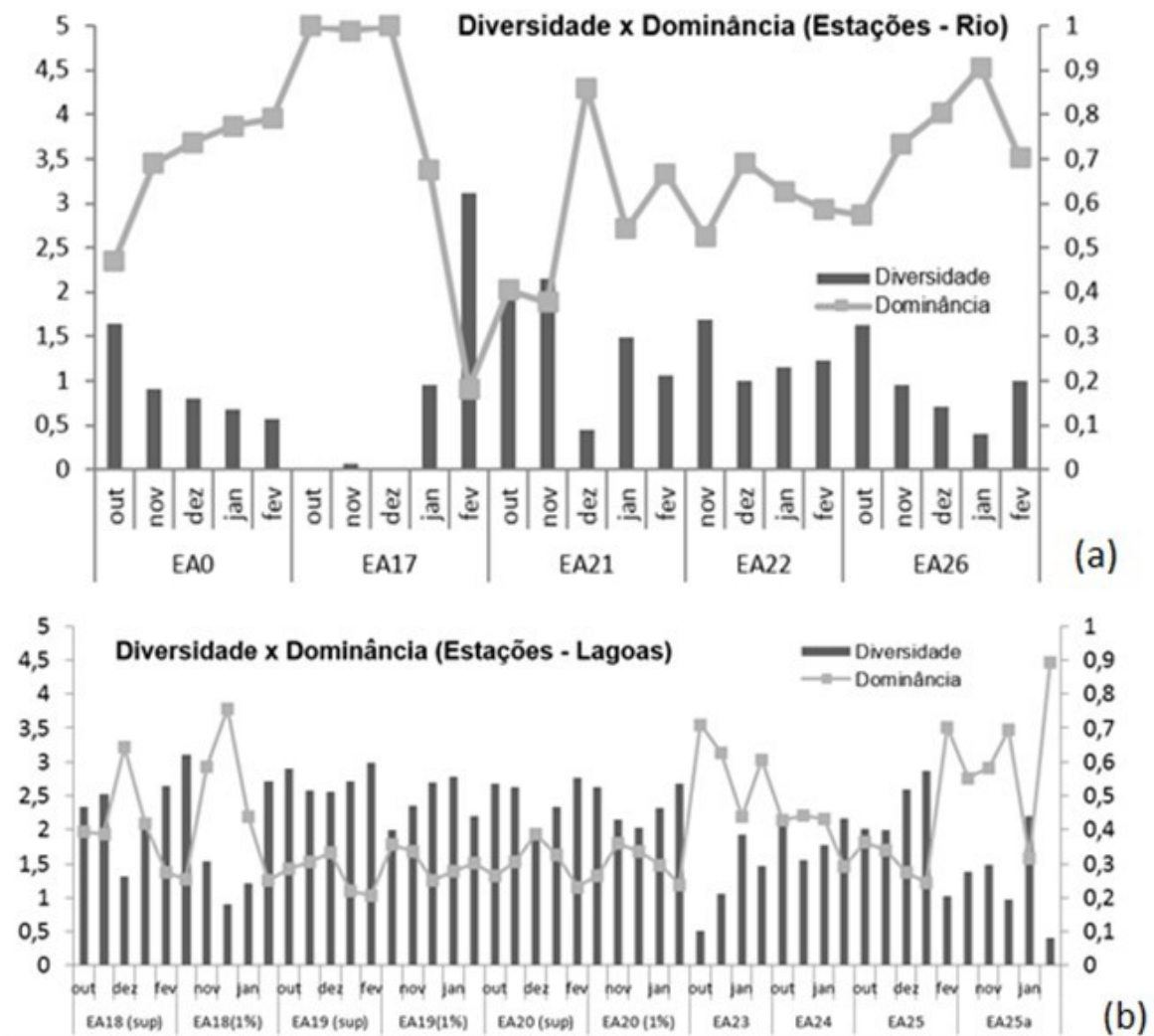
Figura 14: Contribuição relativa das Classes de algas fitoplanctônicas com maior contribuição para a composição da comunidade, sendo Bacil= *Bacillariophyceae*; Cyano= *Cyanophyceae*; Chlora= *Chlorophyceae*; Dino= *Dinophyceae*; Outras= Demais Classes: a) ecossistemas fluviais; b) ecossistemas lacustres.



Fonte: Autoria própria.

Em geral, quanto mais estressantes forem as condições ambientais menor é a diversidade de espécies (Reynolds, 2006). Nos sistemas fluviais as estações E17, E0 e E26 estão sob alto grau de estresse (diversidade média entre 0,8 e 0,9 bits/ind⁻¹), possivelmente influenciados pela elevada turbidez, operação da UHE de Mascarenhas e influência halina, respectivamente. As estações no rio Doce em E21 e E22 e os lagos Nova (E19) e Juparanã (E 20) e lagoas Areão (E23), Areal (E24) e Monsarás (E25) apresentam nível moderado de perturbação (média entre 1,2 e 2,6 bits/ind⁻¹). A dominância da cianobactéria picoplânctônica *S. aquatilis* nas estações amostrais sob alto grau de estresse foi o principal contribuinte para os baixos valores de diversidade e equitabilidade (Figura 15).

Figura 15: Relação entre diversidade e dominância para as estações amostrais fluviais (a) e lacustres (b) durante o período de outubro de 2018 a fevereiro de 2019.



Fonte: Autoria própria.

O picoplâncton fotossintetizante, principalmente as cianobactérias, é influenciado positivamente pela disponibilidade de ferro no ambiente. O ferro é um micronutriente importante para o crescimento fitoplânctônico pois está envolvido na produção de enzimas que atuam na síntese de clorofila (Wilhelm, 1995). A baixa disponibilidade de ferro tem sido reportada como um fator limitante para as

cianobactérias (Hyenstrand et al., 2000), logo, o aumento na disponibilidade de ferro, decorrente de atividades antrópicas como a mineração, pode influenciar positivamente o crescimento das espécies, resultando em florações. Porém, nutrientes necessários em concentrações traço, como o ferro, quando em grandes concentrações, pode provocar efeitos tóxicos ao longo da cadeia trófica, diminuindo a diversidade e abundância de espécies do fitoplâncton, pequenos invertebrados e peixes (Vuori, 1995).

C. raciborskii é uma espécie que apresenta alta competitividade em ambientes eutróficos e grande capacidade de formar florações e produzir toxinas, como a cilindrospermopsina, um alcalóide com ação no fígado e rins (Ohtani et al., 1992, Lagos et al. 1999) e a potente toxina paralisante do tipo PSP (*Paralytic Shellfish Poison*), que age no sistema neuromuscular causando morte por asfixia (Lagos et al., 1999). As florações e a produção de toxinas comprometem a qualidade da água para abastecimento, além de aumentarem consideravelmente os seus custos de tratamento (Carmichael, 1996, Codd, 2000).

A potencial capacidade tóxica das cianobactérias merece destaque, especialmente para populações algais submetidas a condições de estresse. Alguns estudos apontam que cepas de cianobactérias originadas de populações naturais, ao serem submetidas a condições adversas, como incremento de metais, por exemplo, podem apresentar alterações fisiológicas e endógenas que elevam a concentração das toxinas produzidas, como os resultados obtidos por Amé & Wunderlin (2005) que ao utilizarem uma amostra de *Microcystis aeruginosa* concentrada a partir de uma população natural, mostraram que os níveis de microcistinas são favorecidos pelo aumento da concentração de ferro no meio de cultura.

Nas estações amostrais do trecho do rio (E0, E17, E21, E22 e E26) a densidade fitoplanctônica variou de 344 ind/mL a 129.458 ind/mL, enquanto nas estações amostrais das lagoas (E18, E19, E20, E23, E24, E25 e E25a) a densidade variou de 1.171 ind/mL a 21.084 ind/mL, valores próximos aos encontrados por Huszar et al. (1990), para os lagos Juparanã (850 a 5.492 ind/mL) e Nova (14.604 a 18.674 ind/mL). Destaca-se a elevada concentração de células/mL, para as cianobactérias, com valores até 382.875 cél/mL, que, segundo a resolução CONAMA 357 de 2005, não deve exceder o total de 50.000 cel/mL para águas doces de classes 2 e 3.

As densidades fitoplanctônicas registradas no PMQQS são extremamente mais baixas que as encontradas em todas as estações amostradas no PMBA. Embora tenha sido usada 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.

2.3.3 Zooplâncton

O zooplâncton exerce importante controle de herbivoria sobre o fitoplâncton, regulando biomassa e a composição de espécies. Nos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce foram registrados 71 táxons

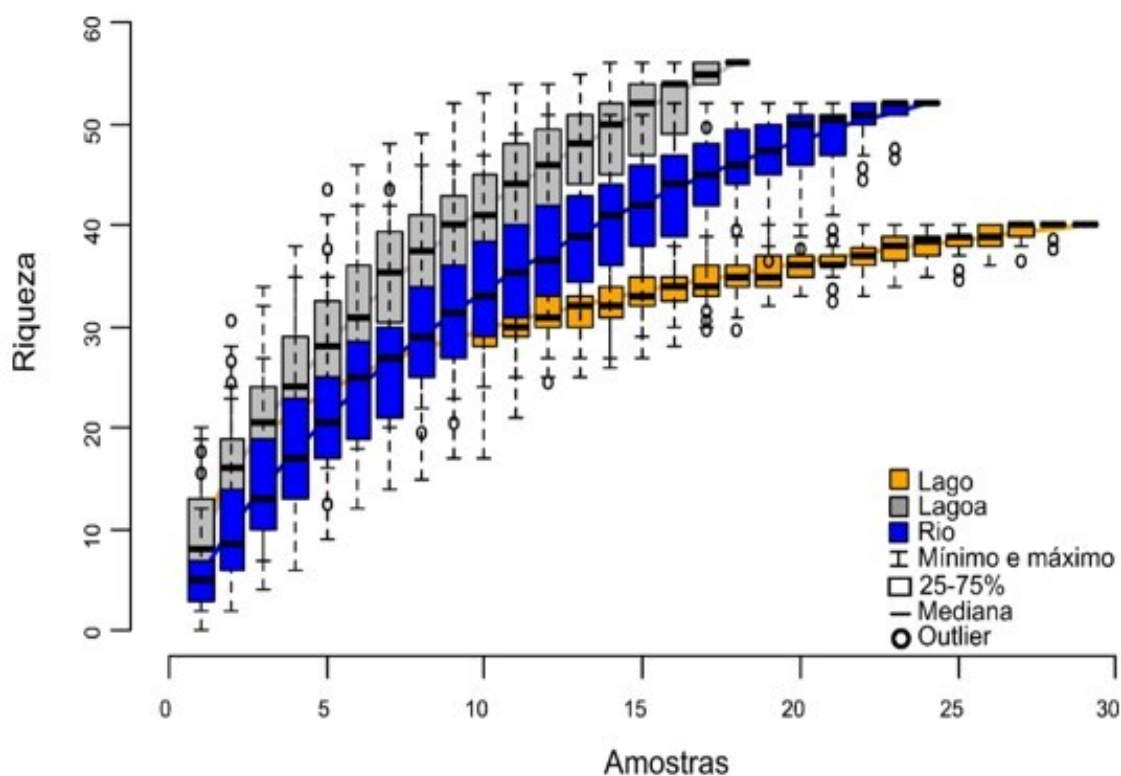
de organismos zooplancônicos: Rotíferos com 1 classe, 1 gênero e 34 espécies; Cladóceros com 21 espécies identificadas e Copépodos com 14 espécies representadas.

Os ambientes que apresentaram maiores densidades (ind/L^{-1}) foram a lagoa Areão e Monsarás. No entanto, os maiores valores de biomassa ($\mu\text{g peso seco.L}^{-1}$) foram registrados nos lagos Nova e Juparanã.

A curva de acumulação de espécies para os ambientes de estudo (i.e., fluvial, lagos e lagoas), considerando as 5 primeiras campanhas amostrais, ainda não se estabilizou para nenhum dos ambientes estudados (Figura 16). Assim, é provável que a amostragem seja ainda incipiente para a estimativa precisa da biodiversidade da comunidade zooplancônica. Por isso, destaca-se a necessidade da realização de análises de um volume maior de amostras para que se estime, de forma precisa e confiável, a biodiversidade zooplancônica desses ambientes.

Entretanto, os resultados preliminares revelaram que as amostras coletadas em lagos, lagoas e calha do Rio Doce apresentam diferenças em relação à diversidade do zooplâncton (ANOVA Kruskal-Wallis, $p = 0.01$). Os lagos apresentaram uma maior diversidade em comparação com os rios (Mann-Whitney, $p = 0.04$). Porém, lagos e lagoas não apresentaram diferenças em termos de diversidade.

Figura 16: Curva de acumulação de espécies de zooplâncton encontradas em amostras obtidas no primeiro semestre de coleta da RRDM (2018/2019) em lagoas, lagos e calha do Rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

Para quantificar o “valor de bioindicação” das espécies zooplancônicas foi utilizada a análise de Valor Indicador Individual (IndVal) dos organismos encontrados (Dufrene & Legendre, 1997), com o objetivo

de detectar quais espécies poderiam apresentar características que evidenciam “fidelidade” a algum tipo de hábitat. Os grupos que indicaram ser característicos de alguns pontos de amostragem foram a Classe Bdelloida e as espécies *Bosmina deitersi*, *Brachionus dolabratus*, *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma birgei*, *Keratella americana*, *K. tropica*, *Lecane bulla* e *L. luna*. O valor individual de indicação de cada grupo está apresentado na Tabela 1. As possíveis razões que explicam a forte correlação dessas espécies com determinados tipos de ambientes serão apresentadas a seguir.

Tabela 1: Valor individual de indicação (IndVal) de espécies de zooplâncton encontradas em amostras obtidas no primeiro semestre de coleta da RRDM (2018/2019) em lagoas, lagos e calha do Rio Doce.

	Valor de indicação (IndVal)	P	Ecossistema Aquático indicado
<i>Bdelloida</i> ^R	0.7196	0.016	Lago Nova
<i>Bosmina deitersi</i> ^C	0.9598	0.003	Lagoa Areão
<i>Brachionus dolabratus</i> ^R	0.6764	0.006	Lagoa Areal
<i>Daphnia gessneri</i> ^C	0.6367	0.006	Lagoa Areal
<i>Diaphanosoma birgei</i> ^C	0.3541	0.039	Lagoa Monsarás
<i>Keratella americana</i> ^R	0.633	0.001	Lago Juparanã
<i>Keratella tropica</i> ^R	0.3404	0.049	Lago Juparanã
<i>Lecane bulla</i> ^R	0.5406	0.024	Lagoa Monsarás
<i>Lecane luna</i> ^R	0.6616	0.006	Foz do Rio Doce
<i>Lecane papuana</i> ^R	0.6405	0.007	Lagoa Areal

Fonte: Autoria própria.

Os rotíferos *B. dolabratus* e *L. papuana* e o cladóceros *D. gessneri* foram espécies indicadoras da Lagoa Areal, apresentando as maiores abundâncias nesta estação em relação às demais estações de coleta. *B. dolabratus* pode ser classificada como uma espécie característica de ambientes com elevada turbidez por material em suspensão (Souza, 2007).

Por outro lado, apesar da alta abundância de *L. papuana* na lagoa Areal, pouco se pode concluir, até o momento, sobre a importância dessa espécie para essa lagoa, pois pouco se sabe sobre a ecologia da mesma. Garza-León et al (2017) realizaram estudos de toxicidade com *L. papuana* e o cladóceros *Alona guttata* e observaram que o rotífero pode ter uma resistência maior que o *A. guttata* à ação de poluentes como pesticidas, sob diferentes concentrações.

Especulamos que essa característica pode favorecer *L. papuana* em estratégias competitivas com outras espécies mais sensíveis à ação de poluentes, o que pode aumentar as taxas de sobrevivência da espécie e o aumento da população da mesma em ambientes perturbados. Logo, os resultados preliminares da presente pesquisa sugerem a continuidade de estudos que devem abordar o potencial de *L. papuana* como espécie bioindicadora de lagoas tropicais brasileiras.

L. bulla e *D. birgei* são espécies indicadoras da lagoa Monsarás (Tabela 1), apresentando as mais altas abundâncias nessa lagoa, em comparação com os demais ambientes estudados. *L. bulla* é uma espécie que vive associada às espécies de macrófitas (Lucinda, 2003). A presença dessas plantas é bastante comum no fundo de lagoas e região litorânea de lagos. Em contrapartida, *D. birgei* é

característica de ambientes eutrofizados (Rocha et al., 2002), o que sugere que a lagoa Monsarás pode ser um ecossistema fortemente eutrofizado. Adicionalmente, ambientes enriquecidos artificialmente com Cu, Ni e Zn podem aumentar expressivamente a abundância de *D. birgei* em ambientes limnéticos (Valois et al. 2010). Por isso, as altas abundâncias de *D. birgei*, na lagoa Monsarás, também podem estar relacionadas com a possível presença de elementos químicos oriundos de rejeitos de minérios nesse ecossistema.

Os rotíferos *Keratella americana* e *K. tropica* são espécies indicadoras do lago Juparanã, onde apresentaram as mais altas abundâncias em comparação com os demais ecossistemas estudados. *K. americana* e *K. tropica* foram descritas como espécies que apresentam importância em comunidades zooplanctônicas de ambientes eutrofizados (Eskinazi-Sant'Anna et al. 2013), corroborando com a classificação do estado eutrófico do lago Juparanã.

2.3.4 Perifiton

A análise qualitativa da comunidade perifítica no Baixo Rio Doce registrou 488 táxons, sendo 218 táxons já identificados em nível específico e 43 em nível genérico. Considerando apenas as análises quantitativas, onde existe uma padronização do esforço amostral, foi observada riqueza total de 257 táxons. Destes, o grupo mais abundante foi o das diatomáceas com cerca de 42% de representatividade dos táxons contabilizados.

A diversidade de espécies, de forma geral, apresentou baixa variação entre as estações. Somente o lago do Limão (E18) se destacou das demais estações amostrais, com maiores valores de Riqueza (média 32,4 espécies) e Diversidade de Shannon-Weaner (média 2,5 bits). Considerando o número total de espécies observadas na análise qualitativa, a quantidade média de espécies por amostra quantitativa foi baixa, o que pode indicar alta taxa de variação de composição da comunidade, relacionada principalmente às mudanças ambientais.

Na literatura são encontrados registros de algas perifíticas resistentes e indicadoras de ambientes impactados por atividades de mineração, sobretudo espécies de diatomáceas. *Achnantheidium minutissimum* tem sido relatada como diatomácea resistente a metais (Olenici et al. 2017; Luis et al. 2011). Essa espécie, além de outras correlatadas com o complexo à qual faz parte, foi observada em cerca de 65% das estações amostrais do PMBA. Contudo, é importante observar que esta é uma espécie com ampla distribuição geográfica, e apenas sua presença não pode ser considerada como forte indicativo de contaminação por metais.

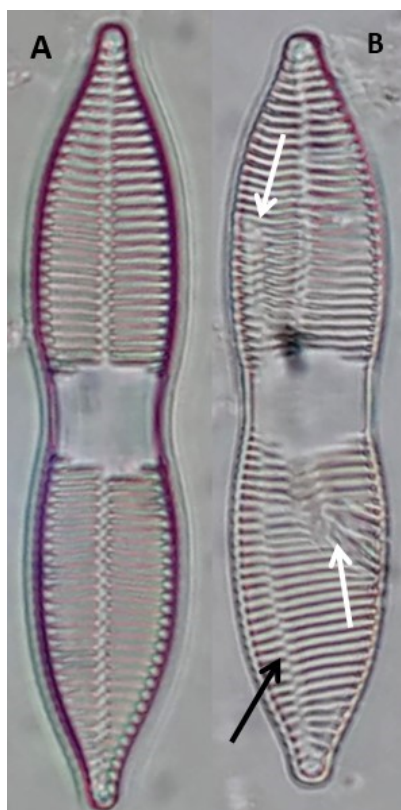
Cattaneo et al (2004), estudando um testemunho de um lago no Canadá, relacionou as espécies *Achnanthes minutissima*, *Brachysira vitrea*, *Fragilaria capucina* var. *rupens*, *F. cf. nanana*, *Frustulia rhomboides*, *Caloneis* sp., *Eunotia arculus*, *Pinnularia gibba* à períodos de contaminação por efluente de mineração. Para a fase de recuperação da contaminação química, esses autores observaram o aumento da abundância relativa de *Asterionella formosa*, *F. crotonensis*, *Nitzschia palea*, *Diploneis marginestriata*, *Navicula* sp. e *F. parasitica*.

Niyogi et al. (2002) observaram a dominância dos gêneros *Ulothrix*, *Achnanthes*, *Phormidium*, *Stigeoclonium*, *Microthamnion*, *Mougeotia*, *Eunotia* e *Scapania* em ambientes com algum grau de impacto por metais. Os autores também observaram que os valores de clorofila a foram indiferentes quanto ao tipo de impacto no ambiente.

A espécie *F. capucina* var. *rupens* foi registrada em elevada abundância em um testemunho de sedimento lacustre em um estudo que avaliou os efeitos antes, durante e após o fechamento de uma mina na Finlândia (Salonen et al. 2006). Essa mesma espécie foi encontrada na PMBA relacionada principalmente com as estações amostrais fluviais, os quais estiveram mais sujeitos ao rejeito de minério. É interessante notar que, ainda no trabalho de Salonen et al (2006) e no trabalho de Cattaneo et al (2004), as diatomáceas cêntricas tiveram sua representatividade quantitativa diminuída quando em local com altos níveis de contaminação por metais. Em todas as estações amostrais da bacia do Baixo Rio Doce, pode-se observar uma baixa representatividade desse grupo de diatomáceas.

Espécies do gênero *Cocconeis* e a espécie *Synedra goulardii* têm sido encontradas nas amostras em forma teratológicas, as quais são alterações morfológicas causadas por agente estressantes, como metais (Falasco et al. 2009). A Figura 17 mostra dois indivíduos da espécie *S. goulardii*, um com a morfologia normal (Figura 17a) e o outro em forma teratológica (Figura 17b). Dois tipos de alterações podem ser observados: a) na disposição da área central (seta preta) e b) na disposição das estrias (setas brancas). Esses efeitos podem ter sido causados pela exposição a substâncias estressantes. Cu, Mn e Zn são alguns dos metais comprovadamente causadores dessas alterações na valva de diatomáceas. Os efeitos na deformação das valvas não são apenas quanto ao contorno da valva ou ornamentações na valva, mas também em sua ultra-estrutura; assim, faz-se importante a análise dessas evidências (por meio de microscopia eletrônica, por exemplo). Além disso, os efeitos na teratologia das diatomáceas não são apenas qualitativos; existem evidências mostrando que o grau de alteração na frústula aumenta com o aumento da concentração dos metais (Olenici et al. 2017; Luis et al. 2011).

Figura 17: Comparação da forma normal (A) e teratológica (B) de *Synedra goulardii* (Bacillariophyceae). Deformação nos padrões das estrias (seta branca) e alteração do eixo da área central (seta preta).



Fonte: Autoria própria.

2.3.5 Macrófitas aquáticas

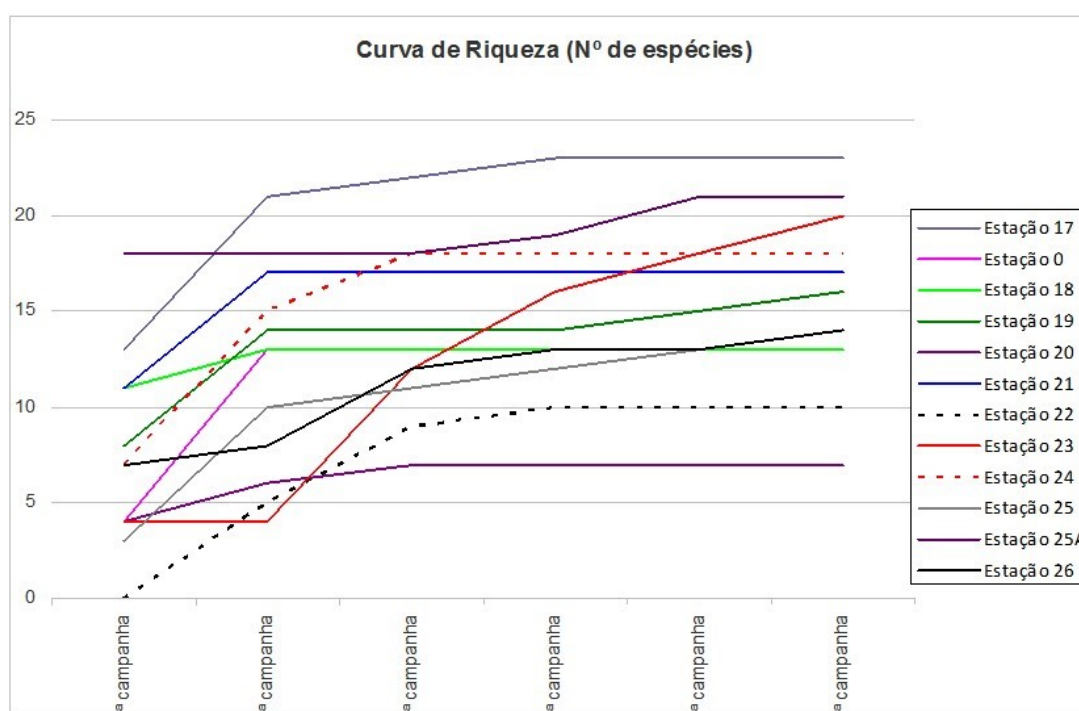
O estudo da comunidade de macrófitas aquáticas do PMBA nos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce identificou 95 táxons pertencentes a 45 gêneros e 30 famílias, sendo 5 famílias e 8 espécies correspondentes a plantas vasculares sem sementes e 25 famílias e 87 espécies de angiospermas. A grande maioria das plantas coletadas não apresentou estruturas férteis, características estas que são cruciais para identificação em nível específico. Assim, das amostras coletadas ao longo dos 6 meses de monitoramento, 15 táxons estão determinados em nível de família e 26 em nível genérico.

Dada a inexistência de dados pretéritos para comparação dos períodos ao início do PMBA, a riqueza taxonômica de macrófitas aquáticas aqui apresentada é considerada alta frente aos resultados encontrados por outros autores para diferentes ambientes aquáticos, a exemplo de Ferreira et al. (2010) - 37 espécies; Kufner et al. (2011) - 42 espécies; Araújo et al. (2012) - 52 espécies; e Souza et al. (2017) - 66 espécies. A alta riqueza provavelmente deve-se a variedade de diferentes ambientes aquáticos aqui monitorados (12 estações de amostragem) em comparação aos dados apresentados pelos autores acima mencionados e que realizaram seus levantamentos em apenas uma única área. Contudo, ao analisar os sítios amostrais individualmente, evidencia-se a baixa riqueza quando comparadas às informações citadas por Ferreira et al. (2010), Kufner et al. (2011), Araújo et al. (2012)

e Souza et al. (2017). Isso demonstra o esforço amostral ainda insuficiente e/ou efeitos das diferentes metodologias empregadas.

A curva de riqueza reunindo os dados gerais (Figura 18) apresenta tendência à estabilização a partir da 4ª campanha de amostragem, contudo, as estações E0, E19, E23, E25 e E25a ainda possuem as suas curvas na ascendente, ou com tendência à estabilização a partir da 6ª campanha amostral. Cabe ressaltar a distinção entre sistemas lóticos e lênticos para determinação temporal da riqueza das comunidades e macrófitas aquáticas quanto aos níveis de água, a sazonalidade, bem como o ciclo biológico (i.e., anual, bianual ou perene), forma de vida (i.e., flutuantes livres ou fixas, parcial ou totalmente submersas) e/ou áreas de ocorrência na lâmina d'água (i.e., baixa ou alta profundidade do leito, margens) de cada táxon.

Figura 18: Curva de riqueza para as 12 estações amostrais ao longo das seis campanhas de coleta.



Fonte: Autoria própria.

A variedade de espécies nas estações da calha do Rio Doce (E0, E21, E22 e E26) é consideravelmente menor do que quando comparada com a estação do Rio Guandu (E17). Este fato pode ser atribuído aos diferentes requerimentos de habitat ou formas de vida das espécies, conforme mencionado anteriormente, mas deve-se levar em consideração que as comunidades de macrófitas da calha do Rio Doce estiveram expostas ao rejeito de minério. Apesar de grande importância do Fe na fisiologia dos vegetais por participar na transferência de elétrons nos citocromos, altos níveis de Fe podem causar danos celulares devido à oxidação do oxigênio e à formação de suas espécies reativas livres (Halliwell & Gutteridge 1986; Imlay et al. 1988).

Dentre as estações de amostragem lacustres, a estação E20 (lago Juparanã) apresenta a menor variedade de espécies (i.e., 7). Nesta estação as espécies encontradas apresentam ampla distribuição

geográfica e, geralmente, são comumente características de ambientes com alto grau de perturbação ambiental, como *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae) e *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae).

2.3.6 Ácidos graxos, composição elementar e isótopos estáveis

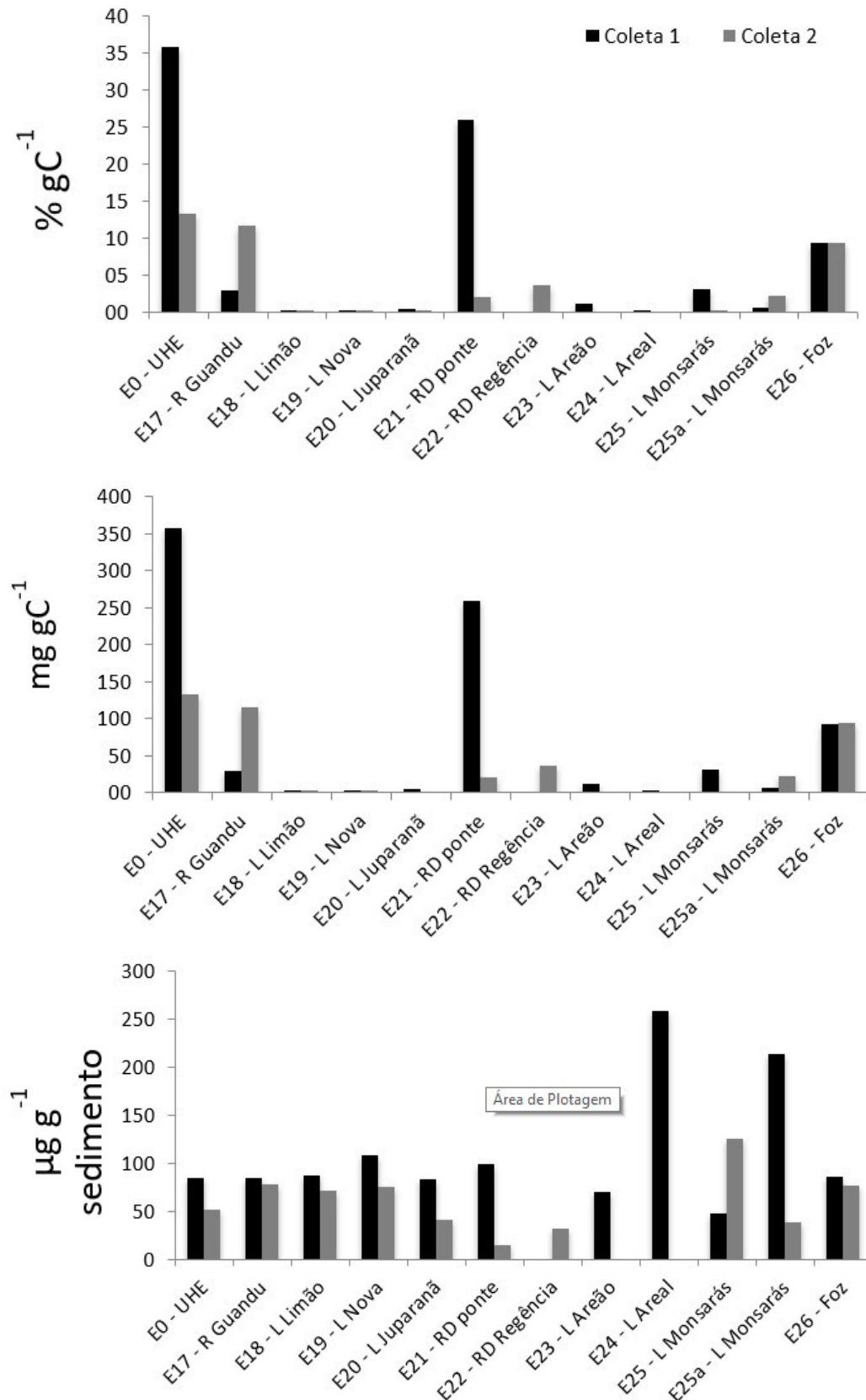
2.3.6.1 Lipídeos Totais

A deposição de matéria orgânica nos sedimentos de sistemas aquáticos constitui um importante passo da ciclagem de C no sistema aquático e representa um elo de ligação entre as fontes de C na água e seu processamento no sedimento. Sedimento de rios e sistemas lacustres recebem material orgânico de diversas fontes, tanto autóctones quanto alóctones, e por isso são formados por uma mistura heterogênea de componentes orgânicos, que só pode ser elucidada a partir de uma combinação de técnicas (Pedrosa-Pàmies et al., 2015). Estas incluem análises elementares, de C e N, seus isótopos estáveis e marcadores bioquímicos (lipídeos totais, ácidos graxos, dentre outros).

As concentrações de lipídeos encontradas nas amostras de sedimento nas campanhas 1 e 2 estiveram sempre abaixo de 50 mg/g de C_{org} , representando menos do que 10% do conteúdo total de C_{org} para a maioria das estações (Figura 19). Em termos de concentração por amostra de sedimento, estas ficaram sempre abaixo de 0.15 mg/g de sedimento, com exceção das estações E24 e E25a, que foram estações com maior concentração de C/g de sedimento (Figura 19). Assim, os valores encontrados para a maioria das estações, em termos de concentração de lipídeos por g/ sedimento, estão coerentes com valores encontrados na literatura (e.g., 0.26-4.47 mg g⁻¹, Pusceddu et al., 1999). A título de comparação, um estudo realizado em sedimentos da baía da Guanabara (RJ), que recebe esgoto doméstico em elevadas concentrações, apontou uma concentração média de lipídeos totais da ordem de 714.9 mg por g de C, correspondendo em média a 0.60 ± 0.4 mg g⁻¹ sedimento (Silva et al., 2011).

Em termos de concentração de lipídeos por g de carbono orgânico, as exceções aqui encontradas compreenderam as estações E0 e E26 em ambas coletas, E21 na primeira coleta e E17 na 2a coleta, todas apresentando concentrações absolutas e relativas de lipídeos totais mais altas do que o encontrado na literatura. Especialmente as estações E0 e E21, durante a primeira coleta, apresentaram valores excepcionalmente altos (análises refeitas e confirmadas), o que pode indicar uma deposição anormal de matéria orgânica rica em lipídeo, ou a contaminação das amostras com algum resíduo lipídico. Este resultado precisa ser analisado conjuntamente aos demais dados de C e ácidos graxos, além de dados de MOP no sedimento, para avaliação se o acúmulo de lipídeos segue um padrão de acúmulo de biomassa nessas estações, ou como resultado de problemas na coleta ou processamento das amostras. No entanto, foi observada uma redução (não testada estatisticamente no momento em função do tamanho amostral, n=2 coletas), tanto em termos absolutos quanto porcentuais, nas concentrações de lipídeos totais nas estações E0 e E21 entre as coletas 1 e 2, enquanto uma tendência a aumento nas concentrações de lipídeos totais foi observada nas estações E17 e E25a.

Figura 19: Concentração de lipídeos totais (% por gC, mg por gC e µg por g de sedimento) em amostras de sedimento das estações amostrais durante as coletas 1 e 2.

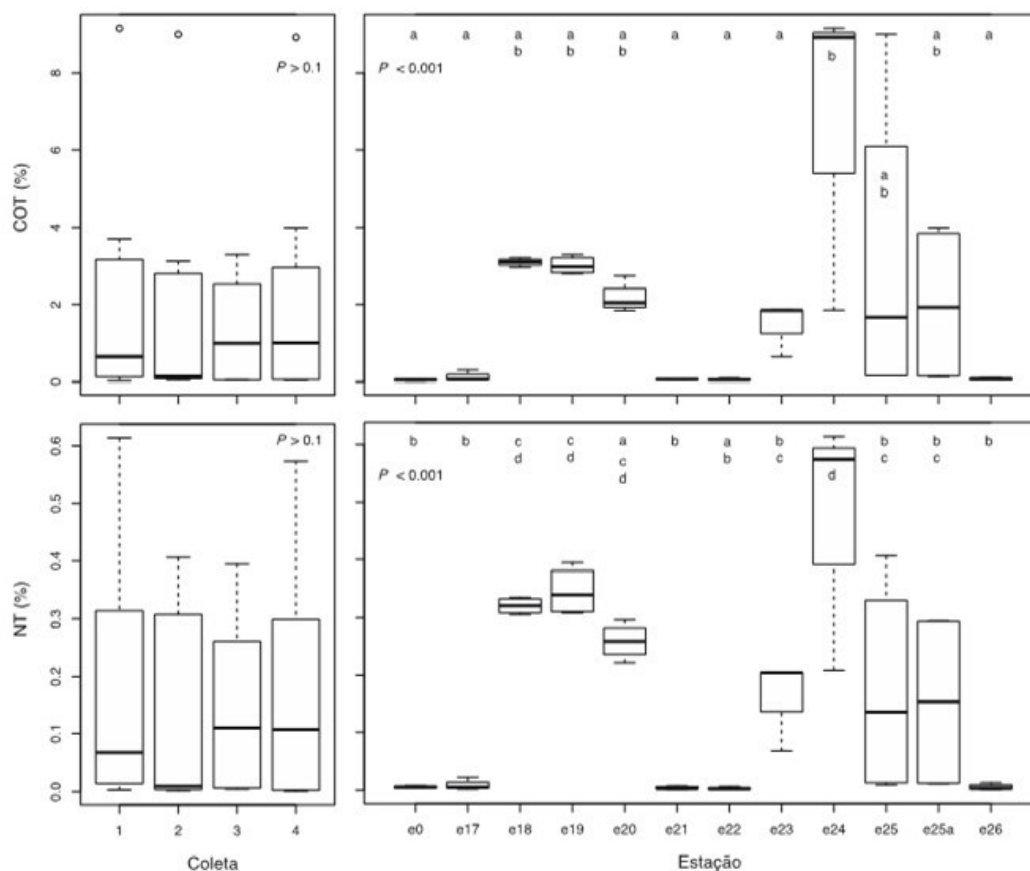


Fonte: Autoria própria

2.3.6.2 Composição elementar de C e N e isótopos estáveis de C e N

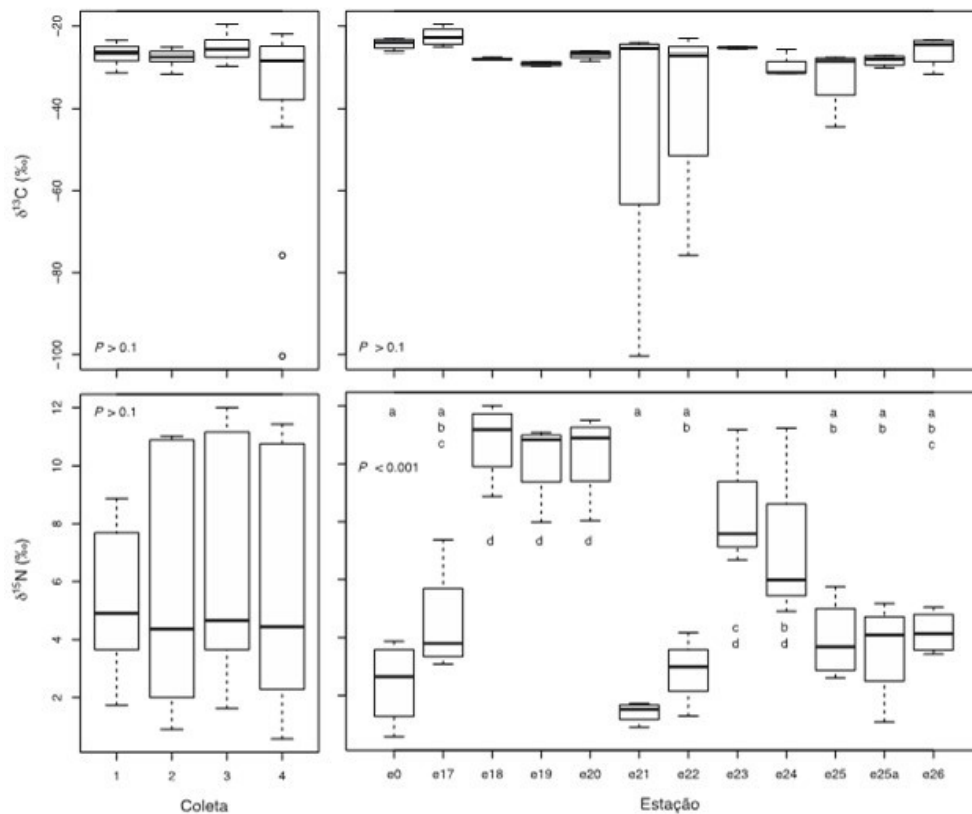
Os valores absolutos de carbono orgânico total (COT, em % de massa seca), de nitrogênio total (NT, em % de massa seca), da isotopia do carbono orgânico total ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰ referente ao padrão VPDB) e do nitrogênio total ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰ referente ao N_2 atmosférico) dos sedimentos durante as primeiras quatro coletas (Figura 20 e Figura 21) estão dentro da faixa de valores amplamente encontrados e esperados para sedimentos límnicos (Sterner & Elser, 2002; Fry, 2006; Finlay & Kendall, 2007). A única exceção seriam talvez dois valores de $\delta^{13}\text{C}$ extremamente baixos nas estações de coleta fluviais E21 e E22 (Rio Doce em Linhares e Rio Doce 13.2 km a montante da foz). Valores tão baixos são tipicamente associados com a presença de bactérias metanotróficas (Fry, 2006; Finlay & Kendall, 2007).

Figura 20: Conteúdos de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) nos sedimentos coletados nas primeiras quatro coletas, apresentados por coleta (todas as estações) e por estação de coleta (todas as coletas). Os boxplots mostram o mínimo, o 1º quartil (Q1), a mediana, o 3º quartil (Q3), e o máximo. Outliers (círculos) são definidos como valores menores do que $Q1 - 1.5 \cdot \text{IQR}$ (intervalo entre Q1 e Q3) e maiores do que $Q3 + 1.5 \cdot \text{IQR}$. Valores de P mostram os resultados de ANOVAs testando diferenças entre coletas e entre estações de coletas. Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas entre estações de coleta (teste de Tukey $P < 0,05$).



Fonte: Autoria própria.

Figura 21: Isotopia do carbono orgânico total ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio total ($\delta^{15}\text{N}$) nos sedimentos coletados nas primeiras quatro coletas, apresentados por coleta (todas as estações) e por estação de coleta (todas as coletas). Os boxplots mostram o mínimo, o 1º quartil (Q1), a mediana, o 3º quartil (Q3), e o máximo. Outliers (círculos) são definidos como valores menores do que $Q1-1.5*IQR$ (intervalo entre Q1 e Q3) e maiores do que $Q3+1.5*IQR$. Valores de P mostram os resultados de ANOVAs testando diferenças entre coletas e entre estações de coletas. Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas entre estações de coleta (teste de Tukey $P < 0,05$).



Fonte: Autoria própria.

Em nenhuma das variáveis geoquímicas dos sedimentos (COT, NT, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foram encontradas diferenças significativas entre as quatro coletas (Figuras 9 e 10; ANOVA, $P > 0,1$). Entretanto, foram encontradas diferenças significativas entre estações de coleta para as variáveis COT, NT e $\delta^{15}\text{N}$ (ANOVA, $P < 0,001$, teste pós-hoc Tukey, $P < 0,05$). De uma maneira geral, estações de coleta lacustres mostraram uma tendência para valores de COT, NT e $\delta^{15}\text{N}$ maiores que estações fluviais (Figura 20 e Figura 21). Valores maiores de $\delta^{15}\text{N}$ em ambientes lacustres, especialmente valores entre 9 e 12‰ nos lagos (L. Limão, L. Nova e L. Juparanã), correspondem bem com resultados de estudos anteriores que acharam valores maiores de $\delta^{15}\text{N}$ para biomassa algal do que para solos terrestres, folhagem e macrófitas aquáticas (Finlay & Kendall, 2007). Do mesmo modo, valores de $\delta^{13}\text{C}$ relativamente altos nas estações fluviais E0, E17 e E26 correspondem com estudos na literatura que evidenciaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais altos para algas bentônicas do que para algas fitoplanctônicas, e que contribuem significativamente para o enriquecimento orgânico de sedimentos em ecossistemas lacustres mais profundos (Finlay & Kendall, 2007). Vale lembrar que nestas mesmas estações foram encontrados valores de lipídeos (em % do C orgânico total) mais elevados, indicando uma possível maior contribuição de biomassa bentônica nestes pontos.

Os valores de COT nas estações fluviais nas primeiras quatro coletas (0,05% [0,02–2,8%], mediana [mínimo–máximo]) foram baixos em comparação com os valores do Córrego Tripuí e do Rio Carmo da mesma bacia hidrográfica (0,2% [0,04–0,91]; Silva et al., 2018) e podem ser um indício para a dominância de material mineral de origem da barragem do Fundão nessas estações. Na mesma forma, os valores de COT e NT nos sedimentos lacustres no presente estudo (0,09–9,5% COT e 0,002–0,61% NT) parecem baixos em comparação com a lagoa do Canto Grande em Linhares (0,6–37,2% COT e 0,08–1,7% NT; Lorente et al., 2018). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ (entre -44 e -25) e $\delta^{15}\text{N}$ (entre 1,1 e 12) dos ambientes lacustres no presente estudo mostraram uma variabilidade isotópica maior do que os valores publicados para a Lagoa Canto Grande ($\delta^{13}\text{C}$ entre -32 e -28, e $\delta^{15}\text{N}$ entre 0 e 5).

2.3.7 Elementos traço e contaminantes orgânicos

2.3.7.1 Metais na água e sedimentos

Foi feita a quantificação das concentrações dos seguintes parâmetros para água: a) metais totais (30 analitos), b) metais dissolvidos (30 analitos) e c) Material Particulado em Suspensão – MPS (30 analitos). Para os sedimentos foi planejada a dosagem de: d) metais totais (27 parâmetros), e) metais biodisponíveis (30 parâmetros) e f) extração sequencial.

Para os metais totais na água os elementos Cd, Hg, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, Sm, Tm, U e Yb estiveram abaixo dos limites de quantificação (LQ) analítico. O metal Pr apresentou concentração acima do LQ apenas na amostragem de março de 2019 na estação amostral E17 (1,9 $\mu\text{g/L}$). O elemento Th apresentou concentrações acima do LQ na estação E17 nas amostragens de outubro e dezembro de 2018, 3,5 e 3,1 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

As amostras de Fe estão sendo reanalisadas em decorrência da necessidade de diluição das concentrações que foram relativamente elevadas. As Tabela 2, Tabela 3 e Tabela 4 apresentam a estatística descritiva para as concentrações de metais totais, dissolvidos e particulados, respectivamente, na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Os resultados preliminares para metais totais indicam conformidade com os limites máximos admissíveis para Classe 2 da Resolução CONAMA N. 357 de 2005.

Testemunhos de sedimentos coletados no Baixo Rio Doce indicaram três pulsos de poluição aquática por metais, sendo o período de 1910 a 1955 associado ao início das atividades de mineração no alto curso do Rio Doce e incremento de Zn, Pb, Fe, Mn e Ni. O período de 1980 a 1995 foi associado aos aportes de Zn, Cr, Pb, Fe, Mn e Ni devido ao despejo de esgotos domésticos da cidade de Linhares. E o período de 2000 a 2010 associado a atividades industriais (Licínio et al., 2015). Os autores ressaltaram as elevadas concentrações de Fe e Mn no Baixo Rio Doce.

Na laguna de Carapebus (Serra, ES) foi registrado o incremento de Al, Fe, Mn, Mg, V, Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Se e Zn na porção superficial do testemunho com sedimentos de granulometria fina e orgânica (20 a 40%) de origem terrestre, em contraposição a porção com granulometria predominante de areia, matéria orgânica (<10%) e associada a fontes autóctones (i.e., plâncton), e aos

elementos K, Si e Ti associados a origem litogênica (Soares et al., 2019). Cd, Cr, Cu, Pb, e Zn são reconhecidos como proxies de aportes de esgotos domésticos.

Tabela 2: Estatística descritiva das concentrações de metais totais (µg/L) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Ambientes	Metais totais									
	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	Ce	La
	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L
Rio Guandu (E17)										
N amostral	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Média	2,10	1,15	9,88	6,45	7,91	8,58	24,43	16,89	16,34	6,25
Mediana	2,10	1,17	8,96	6,79	7,26	7,15	24,43	17,90	16,32	5,74
Mínima	1,94	0,87	6,40	3,25	4,65	5,70	18,87	10,88	10,79	4,52
Máxima	2,27	1,40	15,19	8,97	12,46	14,31	29,98	20,86	21,93	8,99
Desvio padrão	0,23	0,26	3,75	2,37	3,57	3,93	4,62	4,33	5,50	2,10
Coefficiente de variação (%)	11,17	22,14	37,92	36,81	45,09	45,85	18,90	25,66	33,65	33,59
Rio Doce (E0, E21, E22 e E26)										
N amostral	11	12	16	18	18	18	18	18	16	16
Média	2,55	1,61	4,65	6,09	7,12	2,60	23,43	10,74	8,02	3,59
Mediana	2,34	1,04	2,95	6,61	6,70	2,42	25,46	9,57	6,39	3,24
Mínima	1,89	0,50	1,07	3,08	2,15	1,06	13,10	5,55	3,66	1,47
Máxima	3,34	7,16	11,92	8,45	20,04	4,76	30,76	24,45	17,20	7,07
Desvio padrão	0,49	1,80	4,14	1,64	4,53	1,27	5,02	4,42	4,06	1,78
Coefficiente de variação (%)	19,31	111,98	89,15	26,86	63,86	48,86	21,43	41,15	50,67	49,62
Lagos (E18, E19 e E20)										
N amostral	5	20	29	36	35	31	36	36	9	11
Média	2,42	1,58	2,99	4,44	6,45	2,12	18,08	10,27	4,15	2,98
Mediana	2,12	0,75	1,86	3,89	4,98	1,76	19,04	9,96	2,70	2,24
Mínima	1,93	0,46	0,96	2,33	1,31	0,64	10,88	4,26	1,90	0,79
Máxima	3,62	8,51	6,25	15,15	26,61	4,44	29,99	17,99	10,84	6,84
Desvio padrão	0,69	2,02	2,04	2,25	5,05	1,20	4,47	3,24	3,10	2,19
Coefficiente de variação (%)	28,51	127,45	68,22	50,69	78,27	56,63	24,72	31,52	74,76	73,58
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)										
N amostral	11	12	13	14	14	12	14	14	14	13
Média	2,84	1,06	5,21	6,61	3,06	2,34	24,79	11,83	10,05	3,07
Mediana	2,91	0,96	2,89	6,85	2,80	2,62	22,92	11,82	7,20	2,23
Mínima	2,09	0,45	1,28	3,65	2,15	0,65	15,81	7,17	2,31	0,85
Máxima	3,79	2,36	16,27	10,76	5,57	3,87	35,23	15,56	29,07	6,85
Desvio padrão	0,52	0,58	4,58	1,83	0,88	1,09	6,10	2,53	8,15	2,11
Coefficiente de variação (%)	18,39	54,45	87,85	27,74	28,81	46,78	24,59	21,38	81,10	68,68

Fonte: Autoria própria.

Para os metais dissolvidos na água os elementos As, Hg, Ce, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, Lu, Nd, Pa, Sm, Th, Tm, U e Yb estiveram abaixo dos LQs. O elemento U apresentou concentração de acima do LQ apenas

na amostragem de outubro de 2018 na estação amostral E26 (1,9 µg/L). A Tabela 3 apresenta a estatística descritiva para as concentrações de metais dissolvidos na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Tabela 3: Estatística descritiva das concentrações de metais dissolvidos (µg/L) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Ambientes	Metais dissolvidos								
	Co ug/L	Cr ug/L	Cu ug/L	Ni ug/L	Pb ug/L	V ug/L	Zn ug/L	Ce ug/L	La ug/L
Rio Guandu (E17)									
N amostral	4	4*	4*	4*	4	4	4	4*	4*
Média	0,78	-	-	-	1,65	21,07	4,08	-	-
Mediana	0,78	-	-	-	1,62	21,64	4,39	-	-
Mínima	0,74	-	-	-	1,40	15,33	2,48	-	-
Máxima	0,81	-	-	-	1,95	25,67	5,06	-	-
Desvio padrão	0,05	-	-	-	0,23	4,31	1,13	-	-
Coefficiente de variação (%)	6,39	-	-	-	13,82	20,46	27,76	-	-
Rio Doce (E0, E21, E22 e E26)									
N amostral	18	18*	18	10	14	19	19	17*	17*
Média	1,43	-	2,80	5,89	1,75	19,86	5,46	-	-
Mediana	0,87	-	2,08	6,88	1,27	21,03	5,09	-	-
Mínima	0,78	0,97	1,01	1,83	0,54	11,40	1,27	2,34	0,81
Máxima	3,21	1,05	5,60	12,23	4,24	27,88	11,97	2,34	0,94
Desvio padrão	1,18	-	1,68	3,52	1,24	4,65	2,93	-	-
Coefficiente de variação (%)	82,72	-	60,08	59,76	70,64	23,39	53,67	-	-
Lagos (E18, E19 e E20)									
N amostral	36	36*	36	36	36	36	36	36*	36*
Média	1,76	-	1,47	3,63	1,24	14,14	5,71	-	-
Mediana	0,63	-	1,28	3,48	1,11	13,83	5,30	-	-
Mínima	0,45	-	0,92	1,45	0,52	8,21	2,27	2,91	0,96
Máxima	7,66	-	2,88	7,67	2,76	25,60	13,53	-	1,34
Desvio padrão	2,90	-	0,59	1,80	0,57	3,90	2,48	-	-
Coefficiente de variação (%)	164,97	-	40,37	49,55	45,78	27,59	43,34	-	-
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)									
N amostral	14	14	14	14	14	14	14	14	14
Média	0,76	1,15	5,08	3,31	1,19	21,81	8,05	8,08	2,80
Mediana	0,65	1,05	5,07	2,28	1,13	20,70	8,23	11,11	3,45
Mínima	0,49	0,89	1,48	1,98	0,65	13,44	3,91	2,16	0,99
Máxima	1,47	1,57	8,91	8,45	1,91	31,11	10,53	11,68	3,97
Desvio padrão	0,33	0,25	1,82	2,54	0,47	5,59	2,03	4,57	1,59
Coefficiente de variação (%)	42,71	21,51	35,86	76,71	39,59	25,63	25,26	56,62	56,88

Fonte: Autoria própria.

*concentrações inferiores ao limite de quantificação.

Para os metais na fração particulada em suspensão na água os elementos Cd, Hg, CEr, Eu, Lu, Nd, Sm, Tm, U e Yb estiveram abaixo dos LQs. A Tabela 4 apresenta a estatística descritiva para as concentrações de metais na fração particulada na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Tabela 4: Estatística descritiva das concentrações de metais na fração particulada em suspensão ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Ambientes	Metais particulado em suspensão												
	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	Ce	Dy	Gd	La	Th
	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$
Rio Guandu (E17)													
N amostral	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	2	4	2
Média	5,76	1,66	7,18	4,04	6,29	6,54	4,58	11,10	12,80	-	-	1,73	-
Mediana	6,80	1,35	8,99	3,35	5,41	6,26	2,02	11,50	13,31	-	-	1,65	-
Mínima	3,25	1,33	0,89	2,79	2,50	1,09	1,05	7,82	8,97	-	1,26	1,30	2,85
Máxima	7,22	2,31	9,85	6,66	11,84	12,53	13,24	13,56	15,60	-	1,65	2,34	5,27
Desvio padrão	2,18	0,56	4,21	1,77	4,02	4,69	5,81	2,54	2,95	-	-	0,48	-
Coefficiente de variação (%)	37,86	33,64	58,71	43,83	63,94	71,67	126,94	22,91	23,07	-	-	27,70	-
Rio Doce (E0, E21, E22 e E26)													
N amostral	7	10	14	13	13	16	17	16	14	18	3	15	9
Média	2,68	1,18	3,46	3,52	2,92	1,55	2,65	4,94	5,80	-	1,27	2,48	3,08
Mediana	2,65	1,22	2,09	3,50	2,27	1,44	2,42	4,78	5,43	-	1,25	1,87	2,56
Mínima	1,86	0,65	0,89	1,08	1,40	0,60	0,86	1,20	2,05	-	1,10	0,87	2,24
Máxima	4,23	1,97	9,96	6,23	5,97	2,90	5,74	9,78	10,45	-	1,45	5,67	4,83
Desvio padrão	0,84	0,42	2,89	1,66	1,64	0,69	1,41	2,89	3,06	-	0,18	1,65	0,99
Coefficiente de variação (%)	31,29	35,64	83,69	47,30	56,20	44,55	53,35	58,52	52,77	-	13,83	66,57	31,99
Lagoas (E18, E19 e E20)													
N amostral	12	8	26	22	26	29	28	24	6	36	36	6	5
Média	2,40	0,62	1,90	1,63	2,05	1,43	2,36	4,01	3,17	-	-	1,91	2,69
Mediana	2,28	0,56	1,72	1,38	1,90	1,27	2,14	4,00	2,90	-	-	2,10	2,84
Mínima	1,92	0,46	1,07	0,93	1,27	0,58	1,16	1,09	1,89	-	-	1,06	2,24
Máxima	3,48	1,14	3,23	4,90	5,67	3,28	4,87	9,81	5,60	-	-	2,78	3,23
Desvio padrão	0,49	0,22	0,70	0,90	0,90	0,56	1,04	2,21	1,42	-	-	0,65	0,43
Coefficiente de variação (%)	20,50	35,70	36,79	54,75	43,74	39,08	43,89	55,11	44,79	-	-	33,92	16,18
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)													
N amostral	5	5	11	8	10	10	11	12	9	14	14	8	1
Média	2,48	0,50	2,13	1,29	1,93	1,27	2,46	4,46	7,24	-	-	2,24	-
Mediana	2,34	0,50	2,14	1,34	1,86	1,25	2,41	5,03	7,97	-	-	2,41	-
Mínima	2,27	0,46	1,23	0,95	1,31	0,66	1,27	1,23	2,09	-	-	1,00	2,27
Máxima	3,09	0,56	4,11	1,49	2,48	2,04	5,01	6,51	9,89	-	-	3,45	2,27
Desvio padrão	0,34	0,04	0,77	0,21	0,37	0,38	0,98	1,84	2,60	-	-	1,00	-
Coefficiente de variação (%)	13,78	7,74	36,10	16,23	19,29	29,80	40,01	41,15	35,85	-	-	44,86	-

Fonte: Autoria própria.

*concentrações inferiores ao limite de quantificação.

2.3.7.2 Contaminantes orgânicos

Para os compostos orgânicos foram determinados na água e sedimentos os hidrocarbonetos, poliaromáticos (HPAs) (Tabela 5 e Tabela 6) e hidrocarbonetos alifáticos (Tabela 7 e Tabela 8). Os resultados de HPAs na água foram expressos em ng/L, sendo que a Resolução CONAMA N. 357 de 2005 determina os limites máximo admissíveis em µg/L. Não houve tempo hábil entre a produção e tabulação dos resultados para avaliação de quais parâmetros dentre os HPAs e hidrocarbonetos alifáticos podem servir como indicadores da condição ambiental no Baixo Rio Doce. Diversas amostras apresentaram concentrações abaixo dos limites de quantificação (LQs).

Os compostos de fenóis (21 analitos), esteróis (13 analitos), BHCs (4 analitos), pesticidas (7 analitos), bifenilas policloradas - PCBs (6 analitos) e eteraminas (6 analitos) estão em fase de processamento para análises. As amostras para análise de eteraminas ainda não foram processadas para nenhuma campanha devido a não disponibilidade do surrogate para a extração, em fase de importação.

Tabela 5: Estatística descritiva de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPAs (ng/L) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

	HPAs																
	Naftaleno	Acenafileno	Acenafitileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L
Todas as estações																	
N amostral	67	34	17	34	17	34	33	44	63	44	64	28	4	16	15	10	38
Média	4,08	4,46	3,68	4,46	3,68	4,46	3,88	3,95	4,54	3,09	4,35	4,98	5,13	4,69	2,95	4,09	4,02
Mediana	2,57	4,13	2,41	4,13	2,41	4,13	3,77	2,94	3,64	2,06	3,79	4,19	5,85	4,16	2,13	3,36	3,49
Mínima	1,01	1	1,36	1	1,36	1	1,02	1,06	1,03	1,06	0,75	1,8	1,54	1,44	1,01	2,45	1,04
Máxima	18	9,36	8,72	9,36	8,72	9,36	8,75	9,46	9,84	8,7	9,97	9,9	7,29	9,93	5,51	9,21	9,72
Desvio padrão	3,5	2,4	2,79	2,4	2,79	2,4	2,32	2,25	2,85	2,34	2,58	2,17	2,75	2,35	1,68	2,04	2,55
Coefficiente de variação (%)	85,82	53,85	75,77	53,85	75,77	53,85	59,89	57,27	62,74	75,66	59,19	43,58	53,57	50,21	56,86	49,95	63,5
Rio Guandu(E17)																	
N amostral	4	2	1	2	1	2	1	1	3	2	4	3	0	0	0	0	3
Média	4,89	-	-	-	-	-	-	-	5,94	-	6,11	4,65	-	-	-	-	3,65
Mediana	4,62	-	-	-	-	-	-	-	6,95	-	5,39	4,18	-	-	-	-	3,36
Mínima	2,57	1	-	1	-	1	-	-	1,17	1,31	5,22	3,28	-	-	-	-	2,15
Máxima	7,77	3,58	2,07	3,58	2,07	3,58	5,39	3,09	9,68	8,7	8,45	6,52	-	-	-	-	5,43
Desvio padrão	2,49	1,82	-	1,82	-	1,82	-	-	4,34	-	1,55	1,67	-	-	-	-	1,66
Coefficiente de variação (%)	50,85	79,4	-	79,4	-	79,4	-	-	73,17	-	25,54	35,84	-	-	-	-	45,48
Rio Doce (E0, E21, E22, E26)																	
N amostral	19	7	6	8	6	7	10	13	16	13	18	10	3	7	6	4	12
Média	4,3	3,74	3,1	3,22	3,1	3,74	3,18	3,17	4,04	2,19	4,35	5,53	5,37	5	3,5	5,18	3,89
Mediana	2,49	4,13	2,1	3,53	2,1	4,13	3,07	2,65	3,27	1,76	3,61	5,21	7,29	4,16	3,32	4,39	3,01
Mínima	1,09	1,21	1,36	-0,36	1,36	1,21	1,16	1,05	1,24	1,06	1,08	1,8	1,54	2,35	1,62	2,75	1,04
Máxima	18	6,84	8,72	6,84	8,72	6,84	5,61	8,19	9,4	6,83	9,97	9,9	7,29	9,02	5,51	9,21	9,72
Desvio padrão	4,99	1,97	2,82	2,33	2,82	1,97	1,57	1,97	2,91	1,54	2,9	2,81	3,32	2,36	1,99	2,79	2,98

HPAs

	Naftaleno	Acenafileno	Acenafitileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseo	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L
Coefficiente de variação (%)	116,04	52,8	90,93	72,3	9,93	52,8	49,44	62,08	72,01	70,36	66,75	50,76	61,71	47,25	56,82	53,9	76,71
Lagoas (E18, E19, E20)																	
N amostral	33	15	7	15	7	15	14	20	33	24	32	12	0	8	5	3	16
Média	4,14	5,64	4,84	5,64	4,84	5,64	3,97	3,98	4,59	3,23	4,3	4,19	-	4,31	3,27	3,56	4,26
Mediana	3,23	5,6	3,84	5,6	3,84	5,6	3,59	2,8	3,09	2,12	3,66	3,72	-	3,72	2,67	2,73	4,29
Mínima	1,06	1,32	1,47	1,32	1,47	1,32	1,02	1,05	1,12	1,06	1,08	2,5	-	1,44	1,73	2,45	1,61
Máxima	9,95	9,36	8,72	9,36	8,72	9,36	8,75	8,47	9,84	8,7	9,52	7,59	-	9,93	4,99	5,49	9,31
Desvio padrão	2,74	2,47	3,31	2,47	3,31	2,47	2,76	2,51	2,89	2,31	2,46	1,68	-	2,59	1,59	1,68	2,37
Coefficiente de variação (%)	66,37	43,8	68,44	43,8	68,44	43,8	69,55	63,04	63,02	71,64	57,28	40,05	-	60,18	48,71	47,2	55,58
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)																	
N amostral	12	10	4	10	4	10	8	11	12	5	11	3	1	1	4	3	7
Média	3,1	3,63	2,49	3,63	2,49	3,63	4,41	4,64	4,47	3,98	3,81	6,64	-	-	1,73	3,16	3,85
Mediana	1,77	3,16	2,72	3,16	2,72	3,16	3,93	4,44	5,1	3,21	3,64	6,5	-	-	1,76	3,3	2,7
Mínima	1,01	1,21	1,47	1,21	1,47	1,21	1,11	1,16	1,03	1,15	0,75	6,16	-	-	1,01	2,76	1,15
Máxima	9,67	6,5	3,05	6,5	3,05	6,5	8,14	9,46	7,66	8,5	8,59	7,27	4,41	5,55	2,4	3,42	8,43
Desvio padrão	2,89	2,03	0,74	2,03	0,74	2,03	2,45	2,2	2,48	2,9	2,55	0,57	-	-	0,64	0,35	2,94
Coefficiente de variação (%)	93,23	56,07	29,77	56,07	29,77	56,07	55,49	47,48	55,5	72,76	66,88	8,52	-	-	37,06	11,15	76,27

Fonte: Autoria própria.

Tabela 6: Estatística descritiva de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPAs (µg/kg) no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

	HPAs																
	Naftaleno	Acenafiteno	Acenafitileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a) antraceno	Criseno	Benzo(b) fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h) antraceno	Benzo(g,h,i)perileno
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Rio Guandu (E17)																	
N amostras	4	4	1	4	1	4	0	0	1	2	2	1	1	1	1	1	1
Média	23,47	10,69	-	10,69	-	10,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mediana	1,65	0,49	-	0,49	-	0,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mínima	0,40	0,24	-	0,24	-	0,24	-	-	-	1,87	12,83	-	-	-	-	-	-
Máxima	90,18	41,56	1,10	41,56	1,10	41,56	-	-	24,38	4,21	14,66	0,72	0,72	0,51	0,17	0,28	0,28
Desvio padrão	58,60	51,95	-	51,95	-	51,95	-	-	35,55	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de variação	249,69	485,80	-	485,80	-	485,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rio Doce (E0, E21, E22 e E26)																	
N amostras	15	11	5	11	5	11	0	0	10	6	7	5	5	4	7	5	6
Média	6,96	3,86	1,60	3,86	1,60	3,86	-	-	23,30	2,19	9,87	1,03	1,03	0,74	1,40	0,74	0,68
Mediana	1,84	0,81	1,84	0,81	1,84	0,81	-	-	11,16	0,87	2,32	0,54	0,54	0,41	0,75	0,26	0,44
Mínima	0,23	0,28	0,34	0,28	0,34	0,28	-	-	0,62	0,19	0,88	0,23	0,23	0,27	0,19	0,23	0,24
Máxima	61,27	23,87	2,94	23,87	2,94	23,87	-	-	87,50	8,44	44,13	2,56	2,56	1,89	4,04	1,51	1,44
Desvio padrão	15,29	7,06	1,14	7,06	1,14	7,06	-	-	26,80	3,16	15,87	0,97	0,97	0,77	1,46	0,67	0,52
Coefficiente de variação	219,86	182,90	71,46	182,90	71,46	182,90	-	-	115,05	144,25	160,81	94,72	94,72	103,44	104,19	90,80	77,21
Lagos (618, E19 e E20)																	
N amostras	12	10	12	10	12	10	10	1	7	8	4	9	9	4	11	10	8
Média	2,45	0,76	2,04	0,76	2,04	0,76	1,40	-	9,54	3,83	6,23	4,83	4,83	1,44	8,43	3,47	3,31
Mediana	1,34	0,51	1,75	0,51	1,75	0,51	1,14	-	7,42	0,88	4,55	1,92	1,92	0,81	5,12	3,20	2,31
Mínima	0,72	0,31	0,61	0,31	0,61	0,31	0,60	-	0,40	0,10	0,20	0,24	0,24	0,23	0,23	0,24	0,25
Máxima	10,15	2,64	5,81	2,64	5,81	2,64	2,52	66,19	20,48	17,28	15,61	12,85	12,85	3,91	22,70	8,85	10,55
Desvio padrão	2,65	0,71	1,45	0,71	1,45	0,71	0,69	-	6,92	5,96	6,60	4,93	4,93	1,68	8,27	2,68	3,63

HPAs																	
	Naftaleno	Acenafiteno	Acenafitileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a) antraceno	Criseno	Benzo(b) fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h) antraceno	Benzo(g,h,i)perileno
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Coefficiente de variação	108,08	92,61	70,73	92,61	70,73	92,61	49,23	-	72,60	155,62	105,93	102,19	102,19	116,45	98,17	77,26	109,72
Lagoas (E23, E24, E25 e 625a)																	
N amostras	14	11	8	11	8	11	6	2	6	8	8	9	9	6	12	7	11
Média	5,02	5,04	6,54	5,04	6,54	5,04	4,88	38,86	35,65	20,58	24,68	10,69	10,69	25,34	6,67	11,15	12,47
Mediana	1,48	0,65	1,93	0,65	1,93	0,65	4,34	38,86	20,84	1,27	11,48	4,74	4,74	3,91	3,12	2,64	1,36
Mínima	0,38	0,24	0,21	0,24	0,21	0,24	0,21	10,39	2,11	0,15	0,94	0,57	0,57	0,86	0,32	0,31	0,48
Máxima	26,76	34,59	16,78	34,59	16,78	34,59	11,51	67,32	81,30	98,68	74,34	57,45	57,45	89,77	19,09	33,10	74,50
Desvio padrão	8,05	10,26	7,56	10,26	7,56	10,26	5,15	40,26	36,90	37,14	27,56	17,99	17,99	37,49	6,52	13,38	23,42
Coefficiente de variação	160,11	203,34	115,53	203,34	115,53	203,34	105,57	103,60	103,49	180,48	111,65	168,17	168,17	147,97	97,65	119,99	187,79

Fonte: Autoria própria.

Tabela 7: Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g/L}$) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Hidrocarbonetos Alifáticos																	
	n-Octane	n-Nonane	n-Decane	n-Undecane	n-Dodecane	n-Tridecane	n-Tetradecane	n-Pentadecane	n-Hexadecane	Pristane	n-Octadecane	Phytane	n-Nonadecane	n-Eicosane	n-Heneicosane	n-Docosane	n-Tricasane
	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$
Todas as estações																	
N amostral	4	4	11	4	11	34	47	48	55	3	49	2	6	47	40	49	59
Média	3,54	3,69	5,49	3,69	5,49	4,67	3,9	4,58	4,2	1,83	3,57	-	3,39	3,22	3,54	3,42	3,76
Mediana	3,24	3,331	5,51	3,31	5,51	4,02	3,16	3,75	3,78	2,03	3,15	-	3,01	2,6	2,96	2,6	3,06
Mínima	2,92	1,05	1,46	1,05	1,46	1,05	1,07	1,05	1,11	1,39	1,02	1,95	0,67	1,06	1	1,01	1,09
Máxima	4,78	7,08	9,17	7,08	9,17	9,91	8,78	9,58	9,1	2,07	10	1,99	9,73	9,9	8,99	9,44	9,66
Desvio padrão	0,86	2,5	3,04	2,5	3,04	2,72	1,97	2,49	2,33	0,38	2,02	-	2,14	2,12	2,17	2,11	2,45
Coefficiente de variação (%)	24,24	67,83	55,33	67,83	55,33	58,22	50,38	54,49	55,33	20,71	56,57	-	62,97	65,83	61,19	61,79	65,29
Rio Guandu(E17)																	
N amostral	1	0	1	0	1	1	2	2	3	0	2	0	3	2	2	3	4
Média	-	-	-	-	-	-	-	-	4,62	-	5,36	-	4,26	-	-	3,2	3,83
Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-	3,36	-	5,36	-	3,54	-	-	3,09	3,98
Mínima	-	-	-	-	-	-	1,07	1,71	1,56	-	5,05	-	1,45	2,95	1,2	1,1	1,83
Máxima	2,92	-	1,55	-	1,55	7,1	1,74	9,58	8,95	-	5,67	-	7,8	2,97	6,29	5,41	5,52
Desvio padrão	-	-	-	-	-	-	-	-	3,85	-	0,43	-	3,24	-	-	2,16	1,7
Coefficiente de variação (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	83,32	-	8,11	-	75,99	-	-	67,33	44,29
Rio Doce (E0, E21, E22, E26)																	
N amostral	2	2	2	2	2	9	14	14	15	0	15	0	16	12	10	12	16
Média	-	-	5,41	-	-	3,73	3,55	4,05	4,02	-	3,34	-	3,33	3,93	2,65	3,26	4,01
Mediana	-	-	5,41	-	-	2,42	3,05	3,5	3,98	-	3,39	-	2,96	3,2	1,82	3,27	3,51
Mínima	3,49	3,17	1,66	3,17	1,66	1,05	1,74	1,05	1,19	-	0	-	0,69	1,14	1	1,01	1,14

Hidrocarbonetos Alifáticos

	n-Octane	n-Nonane	n-Decane	n-Undecane	n-Dodecane	n-Tridecane	n-Tetradecane	n-Pentadecane	n-Hexadecane	Pristane	n-Octadecane	Phytane	n-Nonadecane	n-Eicosane	n-Heneicosane	n-Docosane	n-Tricasane
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Máxima	4,78	7,08	9,17	7,08	9,17	8,86	7,72	9,53	7,51	-	8,34	-	8,86	9,9	5,03	5,78	9,39
Desvio padrão	-	-	5,31	-	-	2,67	1,65	2,53	2,12	-	2,3	-	2,19	2,47	1,54	1,71	2,71
Coefficiente de variação (%)	-	-	98,05	-	-	71,69	46,31	62,44	52,85	-	69	-	65,86	62,89	58,23	52,5	67,55
Lagos (E18, E19, E20)																	
N amostral	0	2	7	2	7	18	23	24	27	3	24	2	28	25	21	24	27
Média	-	-	6,07	-	6,07	5,61	4,41	4,86	4,52	1,83	3,44	-	3,73	2,72	3,82	3,39	4
Mediana	-	-	6,04	-	6,04	5,4	3,93	4,73	3,78	2,03	2,83	-	3,08	2,23	2,99	2,38	3,05
Mínima	-	1,05	1,46	1,05	1,46	1,71	1,38	1,08	1,11	1,39	1,04	1,95	0,83	1,06	1,33	1,07	1,09
Máxima	-	3,45	8,95	3,45	8,95	9,91	8,78	8,39	9,1	2,07	10	1,99	9,73	7,82	8,99	9,44	9,66
Desvio padrão	-	-	2,78	-	2,78	2,58	2,08	2,37	2,45	0,38	1,99	-	2,17	1,76	2,3	2,43	2,69
Coefficiente de variação (%)	-	-	45,7	-	45,7	46,05	47,08	48,84	54,21	20,71	58,06	-	58,09	64,63	60,12	71,69	67,31
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)																	
N amostral	0	0	0	0	0	5	7	7	9	0	9	0	12	7	6	9	11
Média	-	-	-	-	-	2,75	3,42	4,32	3,4	-	3,26	-	2,43	4,41	4,09	3,89	3,03
Mediana	-	-	-	-	-	2,11	2,8	3,3	2,61	-	2,7	-	1,83	3,34	3,61	3,65	3,26
Mínima	-	-	-	-	-	1,009	1,23	1,82	1,37	-	1,02	-	0,67	1,08	1,44	1,53	1,27
Máxima	-	-	-	-	-	6,95	7,53	9,27	7,69	-	8,17	-	6,14	8,92	7,64	7,28	6,37
Desvio padrão	-	-	-	-	-	2,39	1,97	2,58	2,06	-	2,39	-	1,71	2,74	2,51	2,04	1,64
Coefficiente de variação (%)	-	-	-	-	-	87,01	57,61	59,78	60,42	-	73,46	-	70,58	66,74	61,38	52,59	54,1

Continua Coluna

Continuação - Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos (µg/L) na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

Hidrocarbonetos Alifáticos																	
	n-Tetracosane	n-Pentacosane	n-Hexacosane	n-Heptacosane	n-Octacosane	n-Nonacosane	n-Triacontane	n-Hentriacontane	n-Dotriacontane	n-Tritriacontane	n-Tetracontane	n-Pentatriacontane	n-Hexatriacontane	n-Heptatriacontane	n-Octatriacontane	n-Nonatriacontane	n-Tetracontane
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Todas as estações																	
N amostral	51	39	47	44	40	45	50	54	55	45	26	5	5	5	1	2	0
Média	3,02	4,22	5,06	4,28	3,45	3,08	3,32	3,46	2,40	2,18	2,00	2,42	5,62	4,79	-	-	-
Mediana	2,25	3,29	3,97	3,84	3,51	2,47	2,57	2,70	2,18	2,	1,72	1,25	5,88	4,97	-	-	-
Mínima	0,93	1,02	1,02	1,77	1,09	1,13	1,00	1,12	0,77	1,03	1,02	1,16	4,22	3,90	-	2,26	-
Máxima	9,44	9,84	9,47	8,14	6,63	9,12	9,78	9,62	5,93	6,56	4,31	4,30	6,86	5,20	5,17	5,92	-
Desvio padrão	2,21	2,73	2,63	1,51	1,08	1,82	2,22	2,12	1,22	1,08	0,94	1,64	1,26	0,51	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	73,03	64,72	51,92	35,32	31,26	59,14	67,09	61,25	50,93	49,79	46,98	68,01	22,49	10,73	-	-	-
Rio Guandu(E17)																	
N amostral	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	1	0	0	0	0	0	0
Média	4,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mediana	3,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mínima	3,	3,03	2,29	1,77	1,09	1,13	3,52	1,95	1,06	1,54	-	-	-	-	-	-	-
Máxima	8,05	6,55	5,39	3,57	2,11	6,29	6,88	4,46	2,34	5,27	2,08	-	-	-	-	-	-
Desvio padrão	3,	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	58,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rio Doce (E0, E21, E22, E26)																	
N amostral	15	9	13	10	10	11	13	15	14	14	5	1	1	1	0	0	0
Média	3,02	3,91	4,70	4,20	3,23	2,32	2,65	2,76	2,13	2,18	2,45	-	-	-	-	-	-
Mediana	2,69	3,29	3,22	4,07	3,19	2,32	2,12	1,99	1,54	1,73	1,76	-	-	-	-	-	-
Mínima	0,93	1,26	2,08	2,35	2,11	1,26	1,00	1,12	0,91	1,10	1,02	-	-	-	-	-	-
Máxima	9,41	8,60	9,40	6,49	4,05	3,89	8,66	7,21	4,21	6,56	3,96	4,30	4,39	5,20	-	-	-

Hidrocarbonetos Alifáticos

	n-Tetracosane	n-Pentacosane	n-Hexacosane	n-Heptacosane	n-Octacosane	n-Nonacosane	n-Triacontane	n-Hentriacontane	n-Dotriacontane	n-Tritriacontane	n-Tetracontane	n-Pentatriacontane	n-Hexatriacontane	n-Heptatriacontane	n-Octatriacontane	n-Nonatriacontane	n-Tetracontane
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Desvio padrão	2,14	2,09	2,71	1,36	0,59	0,76	1,93	1,85	1,12	1,47	1,38	-	-	-	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	70,79	53,58	57,58	32,41	18,21	32,78	72,89	67,18	52,48	67,72	56,26	-	-	-	-	-	-
Lagos (E18, E19, E20)																	
N amostral	24	20	21	22	19	21	24	24	26	17	13	3	3	3	0	1	0
Média	2,62	4,42	5,67	4,79	3,95	3,40	3,50	4,01	2,59	2,12	1,98	1,22	6,50	4,59	-	-	-
Mediana	1,72	3,01	6,41	4,49	3,82	2,60	2,69	2,89	2,41	2,12	1,80	1,23	6,76	4,89	-	-	-
Mínima	1,05	1,02	1,02	2,92	2,21	1,26	1,17	1,29	0,77	1,03	1,08	1,16	5,88	3,90	-	-	-
Máxima	9,29	9,84	9,47	8,14	6,63	9,12	9,78	9,62	5,93	3,07	4,31	1,25	6,86	4,97	-	2,26	-
Desvio padrão	2,05	3,37	2,90	1,52	1,15	2,02	2,31	2,43	1,36	0,64	0,80	0,05	0,54	0,60	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	78,48	76,28	51,25	31,69	29,17	59,32	65,99	60,68	52,53	29,99	40,58	3,85	8,35	13,07	-	-	-
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)																	
N amostral	8	7	9	9	8	10	10	12	12	11	7	1	1	1	1	1	0
Média	4,	4,33	4,03	3,19	2,94	3,23	3,57	2,95	2,27	1,99	1,70	-	-	-	-	-	-
Mediana	3,	3,94	3,63	3,13	2,94	2,82	2,68	2,58	2,16	1,95	1,43	-	-	-	-	-	-
Mínima	1,53	2,64	2,64	2,16	1,59	1,48	1,69	1,31	1,01	1,04	1,09	-	-	-	-	-	-
Máxima	9,44	7,29	7,18	4,27	3,82	8,30	9,23	5,83	3,84	3,77	3,74	4,14	4,22	5,01	5,17	5,92	-
Desvio padrão	2,57	1,56	1,56	0,63	0,69	1,94	2,35	1,24	0,99	0,79	0,92	-	-	-	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	63,83	36,18	38,72	19,81	23,42	60,02	65,87	41,89	43,83	39,68	54,00	-	-	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

Tabela 8: Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

	Hidrocarbonetos Alifáticos																
	n- Tridecane	n- Tetradecane	n- Pentadecane	n- Hexadecane	Pristane	n- Octadecane	Phytane	n- Nonadecane	n- Eicosane	n- Heneicosane	n- Docosane	n- Tricosane	n- Tetracosane	n- Pentacosane	n- Hexacosane	n- Heptacosane	n- Octacosane
	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$
Rio Guandu(E17)																	
N amostral	1	1	2	2	1	1	1	2	0	2	2	3	1	1	1	1	1
Média	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,32	-	-	-	-	-
Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,54	-	-	-	-	-
Mínima	-	-	11,87	13,24	-	-	-	14,62	-	13,31	11,06	10,78	-	-	-	-	-
Máxima	0,00	27,47	32,83	29,00	49,42	10,74	54,22	26,26	-	18,09	18,06	41,64	19,41	14,88	24,61	13,41	13,19
Desvio padrão	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16,03	-	-	-	-	-
Coefficiente de variação (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75,19	-	-	-	-	-
Rio Doce (E0, E21, E22, E26)																	
N amostral	7	9	11	11	0	12	0	11	11	11	11	11	11	8	11	9	8
Média	28,22	36,90	31,33	26,32	-	28,59	-	30,94	21,75	35,99	28,50	40,19	28,65	35,60	21,90	37,69	31,17
Mediana	21,58	24,31	24,32	24,51	-	20,79	-	28,10	19,81	24,94	22,79	38,93	15,18	19,93	20,21	30,74	24,49
Mínima	0,00	0,00	11,64	10,99	-	0,00	-	10,07	0,00	10,04	10,18	22,66	10,38	12,08	11,61	12,51	10,88
Máxima	70,97	83,69	95,07	56,13	-	82,50	-	74,38	54,21	95,18	67,35	69,30	84,10	85,94	42,64	94,52	69,61
Desvio padrão	22,51	30,18	24,64	13,74	-	26,27	-	19,51	15,26	28,34	18,27	14,79	25,30	28,00	8,71	28,61	20,51
Coefficiente de variação (%)	79,75	81,78	78,63	52,19	-	91,88	-	63,07	70,18	78,74	64,12	36,79	88,30	78,64	39,77	75,92	65,78
Lagos (E18, E19, E20)																	
N amostral	4	6	8	11	1	7	0	11	10	10	10	10	10	10	10	11	6
Média	14,67	39,08	62,10	45,03	-	25,71	-	39,23	15,49	35,85	28,01	55,43	22,53	27,24	31,92	35,24	23,18
Mediana	13,98	38,50	71,51	30,78	-	29,66	-	44,78	22,51	34,62	23,41	44,08	17,62	24,38	30,44	26,89	15,59
Mínima	12,97	24,26	13,11	11,61	-	0,00	-	0,00	0,00	10,13	0,00	17,92	0,00	14,63	0,00	11,23	13,22
Máxima	17,74	58,30	99,29	94,81	13,69	33,03	-	86,18	27,29	78,11	66,47	119,39	54,56	46,38	63,48	94,29	63,24

Hidrocarbonetos Alifáticos

	n- Tridecane	n- Tetradecane	n- Pentadecane	n- Hexadecane	Pristane	n- Octadecane	Phytane	n- Nonadecane	n- Eicosane	n- Heneicosane	n- Docosane	n- Tricosane	n- Tetracosane	n- Pentacosane	n- Hexacosane	n- Heptacosane	n- Octacosane
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Desvio padrão	2,11	11,79	32,18	32,39	-	11,62	-	29,16	11,41	23,23	21,52	34,31	16,65	10,81	21,14	22,75	19,65
Coefficiente de variação (%)	14,38	30,16	51,83	71,92	-	45,22	-	74,32	73,67	64,80	76,85	61,91	73,88	39,68	66,24	64,56	84,81
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)																	
N amostral	7	6	9	10	2	8	0	9	9	9	8	11	10	7	9	6	6
Média	8,32	17,57	29,51	30,55	14,30	24,49	#DIV/0!	32,89	19,94	35,01	31,43	44,63	30,27	43,02	38,51	59,23	44,47
Mediana	0,00	13,08	26,50	30,76	14,30	20,86	#NÚM!	26,41	14,46	28,37	23,65	38,71	23,20	48,03	48,33	68,91	44,95
Mínima	0,00	11,89	11,38	11,20	10,70	13,79	0,00	14,51	10,08	13,34	11,07	12,54	10,04	16,71	10,70	11,34	11,29
Máxima	44,67	30,78	50,11	59,45	17,89	58,45	0,00	80,88	48,68	87,96	68,34	92,09	63,86	84,66	63,68	87,80	77,92
Desvio padrão	16,81	7,96	14,27	16,39	5,08	14,30	#DIV/0!	20,02	12,27	25,57	18,96	26,81	19,26	25,09	21,30	29,75	21,54
Coefficiente de variação (%)	201,99	45,33	48,35	53,65	35,54	58,38	#01V/0!	60,88	61,51	73,04	60,33	60,06	63,61	58,33	55,30	50,23	48,44

Continua Coluna

Continuação - Estatística descritiva de Hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

	Hidrocarbonetos Alifáticos											
	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-	n-
	Nonacosane	Triacotane	Hentriacotane	Dotriacotane	Tritriacotane	Tetratriacotane	Pentatriacotane	Hexatriacotane	Heptatriacotane	Octatriacotane	Nonatriacotane	Tetracontane
	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$
Rio Guandu(E17)												
N amostral	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
Média	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mínima	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Máxima	11,29	10,70	16,48	10,72	15,77	-	-	-	-	-	43,30	48,41
Desvio padrão	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de variação (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rio Doce (E0, E21, E22, E26)												
N amostral	9	5	5	6	3	1	1	1	1	0	1	0
Média	22,64	21,48	23,47	13,07	21,63	-	-	-	-	-	-	-
Mediana	20,60	21,19	20,16	12,77	16,50	-	-	-	-	-	-	-
Mínima	10,48	12,79	11,85	10,04	14,01	-	-	-	-	-	-	-
Máxima	51,54	31,56	45,70	16,71	34,38	10,64	27,43	94,42	14,45	-	51,17	-
Desvio padrão	13,49	6,86	12,97	2,54	11,11	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de variação (%)	59,59	31,93	55,25	19,46	51,38	-	-	-	-	-	-	-
Lagos (E18, E19, E20)												
N amostral	12	10	12	9	12	7	11	2	11	0	2	1
Média	37,17	30,78	32,67	16,07	37,94	14,38	32,38	17,06	26,23	-	-	-
Mediana	25,12	22,06	31,65	14,01	33,92	12,98	23,61	17,06	27,22	-	-	-
Mínima	10,93	11,04	10,18	10,42	11,94	10,57	11,68	12,85	11,25	-	11,84	-
Máxima	98,03	74,61	69,54	30,48	58,82	26,83	57,77	21,27	61,65	-	21,41	11,17

Hidrocarbonetos Alifáticos												
	n- Nonacosane	n- Triacotane	n- Hentriacontane	n- Dotriacontane	n- Tritriacontane	n- Tetracontane	n- Pentatriacontane	n- Hexatriacontane	n- Heptatriacontane	n- Octatriacontane	n- Nonatriacontane	n- Tetracontane
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Desvio padrão	26,01	21,85	17,55	6,67	17,80	5,74	16,57	5,95	14,91	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	69,98	70,97	53,72	41,52	46,92	39,93	51,17	34,88	56,84	-	-	-
Lagoas (E23, E24, E25 e E25a)												
N amostral	8	6	11	7	10	5	8	4	7	1	2	1
Média	40,30	35,66	32,17	39,11	29,77	31,81	30,91	51,67	36,85	-	-	-
Mediana	33,82	22,97	22,48	42,93	28,44	27,54	21,26	52,52	21,86	-	-	-
Mínima	11,51	15,78	11,49	12,35	11,90	10,31	13,53	29,12	11,00	-	11,24	-
Máxima	90,17	76,68	93,44	73,13	69,27	48,66	78,64	72,52	82,10	11,82	23,07	13,37
Desvio padrão	30,89	25,98	24,58	26,90	18,16	16,04	22,34	23,72	27,84	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	76,66	72,84	76,41	68,77	61,00	50,41	72,25	45,90	75,56	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

2.3.8 Hidrologia

A estação fluviométrica de referência mais a jusante do rio Doce e com série temporal consistente é Colatina (56994510) que dista 109,5 km da foz. A vazão média mensal para o período 1986 a 2014 foi de 897 m³/s, sendo a vazão média mensal mais elevada a de dezembro de 2013 com 3.023 m³/s. Segundo Oliveira & Quaresma (2017) considerando o período de 1990 a 2013 a vazão regular do Rio Doce na estação fluviométrica de Colatina varia entre 459.3 e 646 m³/s, com a estação úmida apresentando vazões entre 646 e 1.742 m³/s e a estação seca variando entre 276.4 e 459.3 m³/s. Eventos hidrológicos extremos como secas e cheias extremas são associados a vazões inferiores a 231 e superiores a 2.379 m³/s, respectivamente.

A vazão média durante o período amostral do PMBA (outubro de 2018 março de 2019) nas estações E21, P04, E22 e E26 foi 509,47±259,9 m³/s, com valores máximo e mínimo de 1.078 (12/12/2018) e 138 m³/s (30/01/2019), respectivamente. Até o presente não foi registrado evento de cheia no Baixo Rio Doce, mas eventos de seca extrema foram constatados em outubro de 2018 e janeiro de 2019. Nessas condições a navegação no baixo curso é inviável devido aos bancos de sedimento na calha do rio.

O trecho do rio Doce localizado entre os pontos de monitoramento P21 e P26 apresentou fluxo unidirecional, sem apresentar mudança de direção do fluxo nas 5 campanhas realizadas, sobretudo nas estações amostrais mais próximas da foz E22 e E26. Nestas estações também não foi observado salinidade (salinidade <0,5), com exceção do fundo da coluna d'água da estação E26 na amostragem de outubro de 2018 (salinidade de 27,95).

Quanto a hidrosedimentologia nas estações E21, P04, E22 e E26, o material particulado em suspensão (MPS) apresentou características semelhantes, com predominância de 57% de siltes (0.004 a 0.0624 mm), 34% de argilas (< 0,004 mm) e 9% de areias (0,0625 a 1,000 mm). O sedimento de fundo era composto 92% de areia.

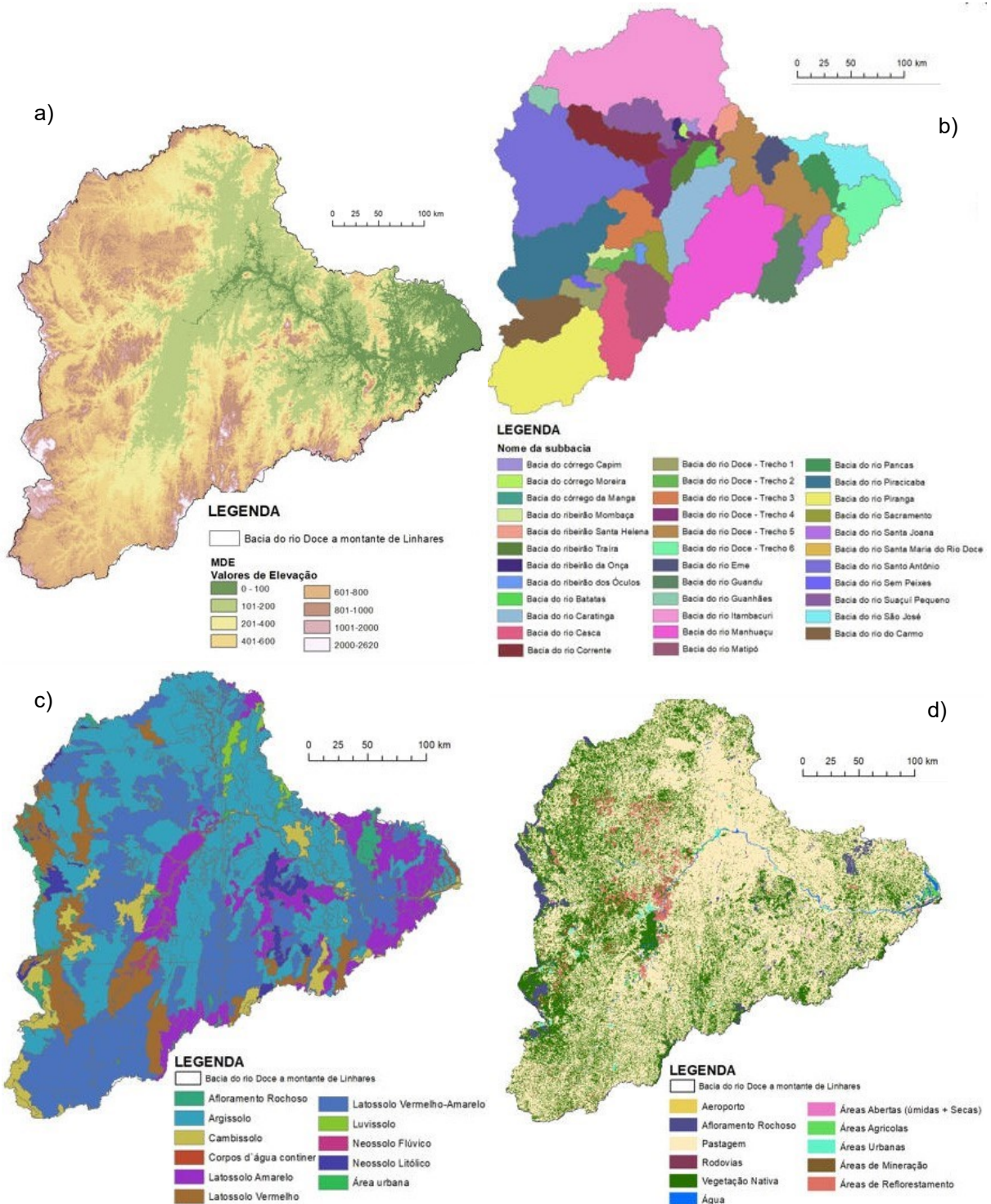
2.3.9 Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Doce

A modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Doce foi baseada no modelo SWAT – *Soil and Water Assessment Tool* com a entrada de dados de altimetria, pelodologia, uso e cobertura da terra e hidrologia (Figura 22).

Os dados pluviométricos foram baseados em séries históricas entre 1985 e 2014 de 90 estações, todas operadas pela Agência Nacional de Água e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (ANA/CPRM). A pluviosidade média no alto, médio e baixo rio Doce é 1.948±475mm (Colégio do Caraça, MG), 1.215±284mm (Belo Oriente, MG) e 1.017±236mm (Colatina, ES). Visando o refinamento da modelagem dados atuais de pluviosidade são compilados diariamente das estações operadas pelo INMET, CEMADEN e ANA.

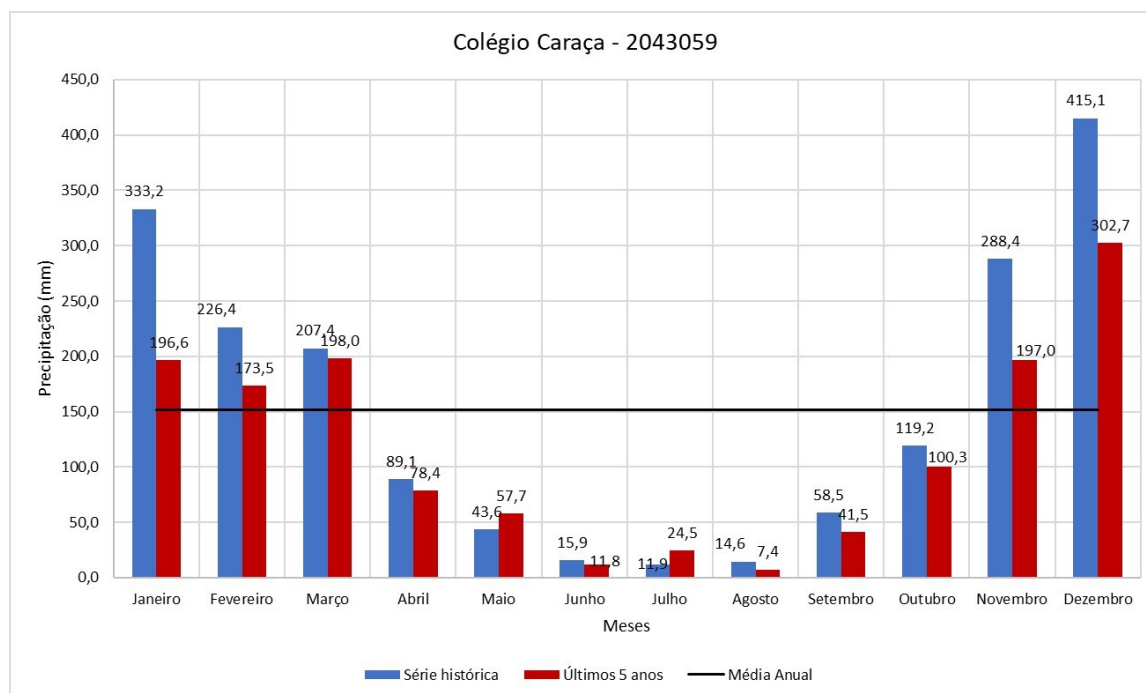
A pluviosidade média anual na bacia hidrográfica no período analisado, 1985 a 2017, variou entre 795 e 1.916 mm, sendo a parte central e nordeste a parte mais seca da bacia e a faixa a oeste, a mais chuvosa. A Figura 23 apresenta as médias mensais de pluviosidade no alto Rio Doce, com a sazonalidade de outono-inverno seco e primavera-verão úmido. Os últimos 5 anos se apresentaram mais secos que a média das séries históricas para todas as estações, porém com alguns meses mais chuvosos que a série histórica, sobretudo no período seco.

Figura 22: Mapas temáticos do subprojeto de modelagem hidrológicas: a) modelo digital de elevação (MDE); b) delimitação das subbacias do Rio Doce; c) pedologia; d) uso e cobertura da terra.



Fonte: Autoria própria.

Figura 23: Precipitação média mensal entre 1985 – 2014 e 2013-2017 na estação Colégio Caraça (Código ANA 2043059).



Fonte: Agência Nacional de Água (1985 e 2014).

Os dados fluviométricos para entrada no SWAT foram baseados em 39 estações fluviométricas sendo 5 estações na calha do rio Doce e as demais em rios tributários. A série histórica abrange o período de 1984 a 2014 para maioria das estações. A estação de Colatina (Corpo de Bombeiros, 56994500) drena uma área de 75.800 km², abrangendo 91,4% da bacia do rio Doce, tem vazão média 829,86 m³/s, com deflúvio médio de 10,95 L/s/km².

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

2.3.10 Fluxos hidrológicos

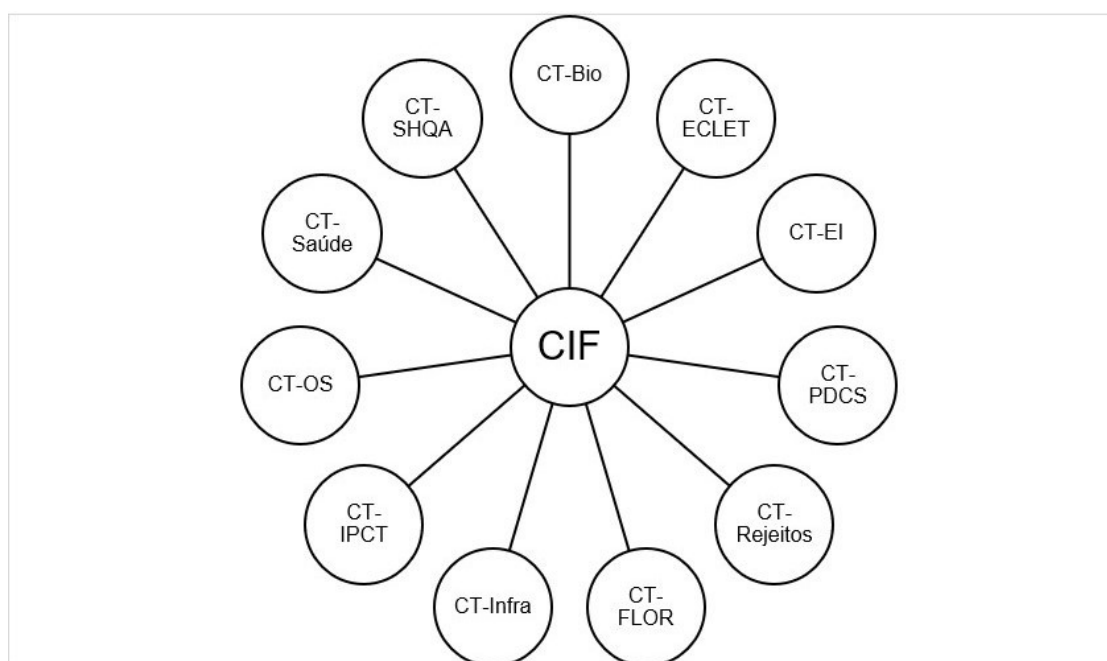
Segundo Souza & Knoppers (2003) os Rios São Francisco (622.600 km² de área de drenagem), Jequitinhonha (67.769 km²), Doce (85.000 km²) e Paraíba do Sul (55.500 km²) contribuem com o maior aporte de água e sedimentos para plataforma continental leste do Brasil. No entanto, apesar do rio São Francisco contribuir com 45% da descarga anual (158 km³/ano) para o Atlântico Leste, os rios de médio porte Mucuri (12.799 km²), Doce, Jequitinhonha e Paraíba do Sul apresentam a maior produção de sedimentos: 220, 110, 78 e 69 t/km²/ano. A maior produção de sedimentos está relacionada aos intensivos desmatamentos e processos erosivos na bacia hidrográfica, bem como devido a menor quantidade de barragens regulando o fluxo hidrológico para produção de hidroeletricidade.

Cerca de 94% do fluxo de sedimentos do rio Doce ocorre no período úmido com carga variando entre 14,8 a 1,89x10⁶ t/dia (Oliveira & Quaresma, 2017). A vazão máxima registrada no PMBA foi de 1.078 m³/s em dezembro de 2018, com uma descarga total de sedimentos suspensos de 14.716 t/dia, sendo 35% (5.206 t/dia) correspondente a descarga de sedimentos em suspensão e a diferença como descarga de fundo. Os fluxos de nutrientes (N, P e Si) ainda serão determinados.

2.3.11 Relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre os fluxos hidrológicos

A instância responsável por orientar, acompanhar, monitorar e fiscalizar essas ações é o Comitê Interfederativo (CIF). Para desempenhar sua função, o CIF conta com apoio de 11 Câmaras Técnicas (CT) que o assessoram com pareceres técnicos, abrangendo os programas socioeconômicos e socioambientais geridos pela Renova. Na Figura 24 é apresentado o organograma das CTs do CIF e o Quadro 5 apresenta os Programas desenvolvidos pelas CTs.

Figura 24: Câmaras técnicas do Comitê Interfederativo - CIF.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 5: Programas acompanhados por cada CT.

Câmara Técnica	Programas
Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade (CT-Bio)	<p>Conservação da Biodiversidade Aquática: monitoramento de tartarugas marinhas, ictiofauna e insetos aquáticos.</p> <p>Fortalecimento dos Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) do Ibama.</p> <p>Conservação da Fauna e da Flora Terrestres: avaliação ecológica rápida e elaboração de plano de ação para conservação da biodiversidade.</p> <p>Consolidação de Unidades de Conservação: realização de oficinas de diagnóstico e obtenção de anuência para UCs continentais, costeiras e marinhas.</p>

Câmara Técnica	Programas
Câmara Técnica de Participação, Diálogo e Controle Social (CT-PDCS)	Comunicação, participação, diálogo e controle social. Informação para a população da ÁREA AMBIENTAL 1. Comunicação nacional e internacional.
Câmara Técnica de Educação, Cultura, Lazer, Esporte e Turismo (CT-ECLET)	Recuperação de Escolas e Reintegração da Comunidade Escolar. Educação Ambiental. Preservação da Memória Histórica, Artística e Cultural. Programa de Apoio ao Turismo, Cultura, Esporte e Lazer.
Câmara Técnica de Economia e Inovação (CTEI)	Criação de Fundos de Desenvolvimento para o Programa de Diversificação e Recuperação da Economia Regional, com apoio do Banco de Desenvolvimento de Minas Gerais (BDMG) e do Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo (BANDES). Estímulo à Contratação Local pela Fundação Renova.
Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental (CT-Rejeitos)	Programas de manejo dos rejeitos despejados pela barragem de Fundão, de construção de sistemas de contenção, de preparação para emergências ambientais e de recuperação e retomada das atividades do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Risoleta Neves (Candongá). Programa de implantação de sistemas de contenção dos rejeitos e de tratamento dos rios impactados.
Câmara Técnica de Restauração Florestal e Produção de Água (CT-Flor)	Acompanha os programas de recuperação da área ambiental afetada, Ações de cadastramento dos proprietários atingidos no Cadastro Ambiental Rural (CAR) e estímulo à regularização das propriedades.
Câmara Técnica de Reconstrução e Recuperação de Infraestrutura (CT-Infra)	Programa de reconstrução, recuperação e realocação de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira. Programa de recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves (Candongá). Programa de Recuperação das demais Comunidades e Infraestruturas impactadas entre Fundão e Candonga, inclusive Barra Longa.
Câmara Técnica Indígena e Povos e Comunidades Tradicionais (CT-IPCT)	Programa de proteção e recuperação da qualidade de vida dos povos indígenas. Programa de proteção e recuperação da qualidade de vida de outros povos e comunidades tradicionais.
Câmara Técnica de Organização Social e Auxílio Emergencial (CT-OS)	Programa de levantamento e cadastro dos impactados. Programa de ressarcimento e indenização dos impactados. Programa de auxílio financeiro emergencial aos impactados. Programa de proteção social. Programa de assistência aos animais.
Câmara Técnica de Saúde (CT-Saúde)	Programa de Apoio à Saúde Física e Mental da População Impactada.
Câmara Técnica de Segurança Hídrica e Qualidade da Água	Programa de coleta e tratamento de esgoto e de destinação de resíduos sólidos. Programa de melhoria dos sistemas de abastecimento de água.

Câmara Técnica	Programas
(CT-SHQA)	Programa de investigação e monitoramento da qualidade da água superficial da Bacia do Rio Doce, áreas estuarinas e costeira impactada.

Fonte: adaptado de Fundação Renova (2019).

Dentre as CTs existentes, verificou-se que as de maior relação com as temáticas “biodiversidade” e “alteração de quantidade e qualidade de água” são as câmaras CT-Bio, CT-Flor, CT-Rejeitos e CT-SHQA. Avaliando o conjunto de programas e projetos associados a elas, identificou-se um conjunto de ações com potencial para influenciar variações em fluxos de água, sedimento e nutrientes na calha principal do rio Doce.

De modo geral, as ações identificadas possuem caráter estrutural e não estrutural. Dentre as de caráter estrutural foram observadas ações relacionadas à recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs); ao reflorestamento, de forma mais abrangente; ao saneamento básico; à prevenção e controle de produção e/ou aporte de sedimentos; ao manejo de rejeitos; e outras que não se encaixam nessas categorias. Por outro lado, as ações de caráter não estrutural identificadas são ações de gestão relacionadas à elaboração de termos de referência, estudos e monitoramentos ambientais, planos de ação, capacitações, articulações institucionais e firmamento de parcerias, entre outras.

É necessário ressaltar que antes do rompimento da barragem de Fundão, as principais intervenções antrópicas que geravam pressão sobre a quantidade e qualidade eram as provenientes da alteração de uso e ocupação do solo, da deficiência do saneamento básico e dos usos da água demandados na bacia. Após o rompimento da barragem de Fundão, novas ações surgiram sobre o território delimitado pela bacia do rio Doce a fim de reparação e compensação de danos socioeconômicos e socioambientais.

No Quadro 6 são apresentadas as ações relacionadas à recuperação de APPs e reflorestamento na bacia do rio Doce.

Quadro 6: Ações relacionadas à recuperação de APPs e reflorestamento na bacia hidrográfica do rio Doce.

Ação	Município	Fonte da informação
Início do cercamento de APPs para a restauração florestal	Barra Longa, Rio Doce	Renova
Iniciou-se o processo de restauração florestal com visitas a campo e amostragem de solos	Barra Longa, Ponte Nova, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado, Mariana	Renova
Recuperação de nascentes	Colatina, Marilândia, Linhares	Renova
Recuperação de nascentes	Governador Valadares, Periquito, Ipatinga, Baixo Guandu	Prefeitura
Revitalização das Margens de Rios	Ipatinga	Prefeitura

Ação	Município	Fonte da informação
Atividade de cercamento de áreas de preservação permanente	Mariana	Renova
Enriquecimento da vegetação nas planícies de inundação com espécies nativas		
Reflorestamento e Preservação de áreas	Marilândia	SEAMA/ Reflorestar
Cercamento de APPs e nascentes, controle de sedimentos e instalação de fossas sépticas em propriedades da zona rural.	Timóteo	Prefeitura
Iniciou-se o processo de restauração florestal com visitas a campo e amostragem de solos	Barra Longa, Ponte Nova, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado, Mariana	Renova

Fonte: Autoria própria.

Nota-se que a maioria das ações se referem a atividades voltadas para recuperação de nascentes. Sabe-se que as nascentes, em particular, são importantes para a dinâmica hidrológica uma vez que são focos de passagem da água subterrânea para a superfície e pela formação de canais fluviais. Em relação as ações de recuperação de APPs e de reflorestamento, de forma mais ampla, destaca-se sua importância para a manutenção do equilíbrio ambiental (Pires et al., 2009; Tucci & Mendes, 2006). Alguns autores (Pinheiro, 2011; Attanasio et al., 2012) também destacam o papel das APPs na promoção de serviços ecossistêmicos como controle de aporte de sedimentos, rejeitos e espécies químicas resultantes de processos erosivos, na estabilidade de margens de rios e infiltração de água no solo. A promoção ou não desses serviços ecossistêmicos tem potencial para afetar na variação dos fluxos de água, sedimento e nutrientes na bacia.

Em relação ao saneamento básico, a Fundação Renova vem disponibilizando recursos financeiros aos municípios banhados pelo Rio Doce e por trechos impactados dos rios Gualaxo do Norte e Carmo a fim de elaboração de planos municipais de saneamento, execução de projetos e obras de sistemas de tratamento de esgoto, implantação de aterros sanitários regionais, entre outras.

No Quadro 7 são apresentadas as ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica rio Doce, focadas no eixo de coleta e tratamento de esgoto. Esse foco é justificável, uma vez que ações dessa natureza têm potencial para acarretar variações significativas na qualidade das águas e na biodiversidade aquática. Outras ações relacionadas ao tratamento de água, gerenciamento de resíduos sólidos e drenagem urbana também foram identificadas.

Quadro 7: Ações relacionadas ao saneamento básico na bacia hidrográfica do rio Doce.

Ação	Município	Fonte da Informação
Obras de Saneamento Básico	Alpercata	Renova
Tratamento de Esgoto Doméstico	Baixo Guandu	Renova
Monitoramento e Prestação de Assistência Técnica a ETAs		
Canalização de Córregos	Bom Jesus do Galho	Prefeitura
Elaboração de Plano de Saneamento Básico	Córrego Novo	Prefeitura
Obras no Sistema de Captação e Tratamento de água	Galiléia	Renova
Construção de ETA		
Implantação de uma Unidade de Tratamento de Resíduos		
Interligação de poços		
Implantação de Adutora de água	Governador Valadares	Renova
Ampliação da ETA Central		Prefeitura
Construção de ETE	Ipaba	Prefeitura
Recuperação de redes pluviais	Ipatinga	Prefeitura
Construção de aterro sanitário Regional		Renova
Monitoramento e Prestação de Assistência Técnica a ETAs	Linhares	Renova
Implantação de Estação de Tratamento Natural nos trechos 6 e 7	Mariana	Renova
Proposta de intervenção: sistema de tratamento de esgoto e, em específico para a UGRH 2 – Piracicaba, sistema de tratamento de água	Mariana, São Domingos do Prata, Marliéria, Timóteo, Ipatinga, Santana do Paraíso	PIRH-Doce
Implantação de novas redes de esgotamento sanitário	Periquito	Prefeitura
Implantação de fossas sépticas na comunidade de Córrego de Ubá de Baixo	Raul Soares	Prefeitura
Obras de interligação dos poços de captação de água subterrânea	Resplendor	Renova
Implantação de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no distrito de Santana do Deserto	Rio Doce	Prefeitura
Coleta seletiva nas escolas da rede pública municipal e estadual de Rio Doce		
Projetos e obras de coleta e tratamento de esgotos domésticos dos núcleos populacionais de toda a bacia	Sem Referência	PIRH-Doce

Fonte: Autoria própria.

No Quadro 8 são apresentadas as ações relacionadas ao manejo de rejeitos na bacia hidrográfica rio Doce. Nota-se que as ações estão agrupadas por município e por trechos¹. O levantamento dessas

¹ Esses trechos foram criados no âmbito do plano de manejo de rejeitos (CH2M, 2017), 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. Ao todo foram criados 17 trechos.

ações é fundamental para subsidiar avaliações e análises da variação de fluxos de sedimento, nutrientes e elementos traço na seção transversal de referência. Isso porque a maioria dessas ações exerce algum tipo de efeito sobre a qualidade de água (turbidez, cor, sólidos em suspensão, oxigênio dissolvido, teor de metais, entre outros).

Quadro 8: Ações relacionadas ao manejo de rejeito na bacia hidrográfica do rio Doce.

Ação	Município	Trecho	Fonte da Informação
Obras de controle de erosão	Mariana	Trecho 1 a 4	Renova
Condução de regeneração natural			
Execução da barragem EIXO 1			
Estruturas de contenção de sedimentos	Mariana	Trechos 1 a 8	Renova
Construção de dique de contenção de finos			
Retaludamento da ombreira direita do dique intermediário			
Manutenção e controle de erosão e bioengenharia	Mariana	Trecho 6, 7 e 8	Renova
Recuperação ambiental de lagoas Marginais			
Remoção emergencial de rejeitos	Barra Longa	Barra Longa e em fazendas de Gesteira. Trecho 9 e 10	Renova
Plantio de gramíneas para conter o rejeito nas margens dos rios	Barra Longa	Trecho 9 e 10	Renova
Retaludamento, enrocamentos e revegetação das áreas prioritárias	Barra Longa	Pedras, Paracatu de Cima, Campinas Barreto, Ponte do Gama, PCH Bicas, Rio Carmo em Barra Longa e Barra Longa. Trechos 9 e 10	Renova
Início da retirada de rochas às margens do rio	Barra Longa	Rio do Carmo. Trecho 10	Renova
Obras na fazenda Floresta	Rio Doce	Próximo à comunidade de Santana, Trecho 12	Prefeitura
Recuperação de vias urbanas e rurais	Rio Doce	Trecho 12	Prefeitura

Ação	Município	Trecho	Fonte da Informação
Nova dragagem do rejeito UHE Risoleta Neves	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	Trecho 12	Renova
Ações de dragagem			
Construção de passagem molhada			
Recomposição de jusante do barramento C			
Drenagem do setor 8			
Colchão reno e enrocamento das ombreiras			
Plano de Manejo de Rejeitos	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	Trecho 12 (UHE Risoleta Neves)	Renova
Reconformação das calhas dos rios principais e controle de erosão	Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	Trechos 1 a 12	Renova
Implantação de sistemas de drenagem superficial e de revegetação por plantio	Mariana, Barra Longa, Rio Doce	Córrego Santarém, rio Gualaxo do Norte e rio do Carmo. Trechos 1 a 12	Renova
Recuperação de terrenos expostos	Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	Trechos 1 a 12	Renova
Dragagem	Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	Trechos 4, 6, 8, 9, 10, 11 e 12	Renova
Construção de barraginhas	Ipatinga	Trecho 13	Prefeitura
Desassoreamento de córrego	Timóteo	Bairro Santa Rita, córrego do Santa Rita. Trecho 13	Prefeitura
Limpeza e desassoreamento de córrego	Ponte Nova	Córrego Passa Cinco. Trecho 13	Prefeitura
Dragagem de rio	Baixo Guandu	Rio Mutum (Km 14). Trecho 14	Prefeitura
Construção de barragem	Baixo Guandu, Marilândia	Guandu: Vila Nova do Bananal, Córrego Pinta Fogo e Córrego Bonfim. Marilândia: Rio Liberdade. Trecho 14	SEAG

Ação	Município	Trecho	Fonte da Informação
Operação para limpeza de reservatório	Itueta	Remanso do reservatório de UHE de Aimorés. Trecho 14	Renova
Limpeza e desassoreamento de córregos e canais	Governador Valadares	Córrego Figueirinha. Trecho 14	Prefeitura
Construção de barragens	Governador Valadares	Distritos de Nova Floresta, Córrego de Melquíades, Penha do Cassiano, São Vítor, Itapinoã, Baguari. Trecho 14	Prefeitura
Escavação hidráulica	Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado, Fernandes Tourinho, Ipaba, Ipatinga, Naque, Periquito, São José do Goiabal, Tumiritinga, Itueta, Galileia, Governador Valadares, Conselheiro Pena, Baixo Guandu	Trechos 10, 11, 12 e 14	Renova
Planos de manejo de lagoas	Linhares	Lagoas Juparanã, Nova, Monsarás, Areal e Pandolfi. Trechos 15 e 16	Renova
Alargamento do canal lateral extravasor para reduzir alagamento	Linhares	Lagoa Juparanã Trechos 15 e 16	Renova
Construção de barragens	Linhares	Trechos 15 e 16	Prefeitura
Abertura de canais para escoamento de água excedente	Linhares	Lagoa Juparanã, Rio Pequeno. Trechos 15 e 16	Renova
Retirada manual de rejeitos	Mariana, Barra Longa, Fernandes Tourinho, Ipaba, Ipatinga, Naque, Periquito, São José do Goiabal, Tumiritinga, Itueta, Galileia, Governador Valadares, Conselheiro Pena, Baixo Guandu, Aimorés, Colatina, Marilândia, Linhares	Trechos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16	Renova

Ação	Município	Trecho	Fonte da Informação
Escavação mecanizada	Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado, Fernandes Tourinho, Ipaba, Ipatinga, Naque, Periquito, São José do Goiabal, Tumiritinga, Itueta, Galileia, Governador Valadares, Conselheiro Pena, Baixo Guandu, Aimorés, Colatina, Marilândia, Linhares	Trechos 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16	Renova
Mudança de alinhamento de tributários	-	Todos os trechos	Renova

Fonte: Autoria própria.

No Quadro 8, verifica-se que as ações identificadas nos trechos 1 a 8, em Mariana, referem-se basicamente a ações estruturais voltadas à construção de estruturas de contenção de rejeitos e obras de manutenção e controle de processos erosivos. Segundo CH2M (2017), em função da proximidade com o local da barragem e Fundão, nesses trechos houve grande volume de rejeitos depositado em calhas e planícies de terraços aluvionares dos rios Gualaxo e Carmo.

Visando oferecer subsídios para análise integrada de impactos de intervenções antrópicas e/ou naturais sobre variações de fluxo de água, sedimento e nutrientes na calha principal do rio Doce, foram identificadas na literatura técnica-científica previamente potenciais metodologias para oferecer esse suporte. Ao todo, foram identificadas quatro metodologias: a) Antes/Depois Controle/Impacto (BACI)²; b) Força Indutora, Pressão, Estado, Impacto e Resposta³ (DPSIR); c) Pensamento Sistêmico e Planejamento de Cenários (PSPC); e d) Análise de Modos de Falhas e Efeitos⁴ (FMEA) (Quadro 9).

² Before/After and Control/Impact.

³ Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses.

⁴ Failure Mode and Effects Analysis.

Quadro 9: Caracterização geral de potenciais metodologias para subsidiar análise integrada de impactos.

Metodologia	Foco	Características relevantes	Potencial para adaptação
BACI	Detecção de impactos sobre a biodiversidade	A análise é feita numa perspectiva espaço-temporal; utilização de regiões de controle (branco); conduz a valores numéricos que indicam um impacto	O aumento no número de regiões de controle
DPSIR	Associação causa-efeito para identificação de impactos a partir de pressão exercidas sobre o ambiente;	Flexibilidade de aplicação; forte ênfase na relação causa-efeito; boa ferramenta para organização da informação e comunicação entre pesquisadores e sociedade.	Utilização a partir da abordagem Tetrahedral DPSIR de Maxim et al. (2009), que leva à uma abordagem multicriterial; participação de stakeholders e pesquisadores na definição de indicadores e; necessidade de tornar o método mais cíclico.
PSPC	Percepção da realidade de forma sistêmica;	Utilização de métodos gráficos; fácil adaptação com outras metodologias; percepção da realidade partindo do evento (como os impactos socioambientais) até níveis mais profundos da realidade; utilização de modelagem	Aprofundamento no nível da realidade apenas de eventos à estrutura sistêmica (etapas A à E), sendo necessário avaliar a necessidade de utilização dos passos F à I; definição de qual ferramenta utilizar na etapa E: Desenhar mapa sistêmico.
FMEA	Diagnóstico de problemas ambientais. Sistema de Gestão de Qualidade e Gestão Ambiental.	Busca por dar a resposta aos impactos; avalia a resposta dada quanto à sua efetividade; utiliza o Índice de Risco Ambiental (ANDRADE et al. 2000) que dá um valor para o grau de importância na relação causa-efeito-deteção.	Adaptar com um modo de apresentação do DPSIR, relacionando-o com as variáveis do FMEA, seguindo a ordem do FMEA com D=processo, S=Aspecto, I=Impacto, P=causa, R=Forma de Resposta, sendo necessário adaptar também os índices, em especial o Grau de Detecção, que não se encaixa muito no contexto.

Fonte: Autoria própria.

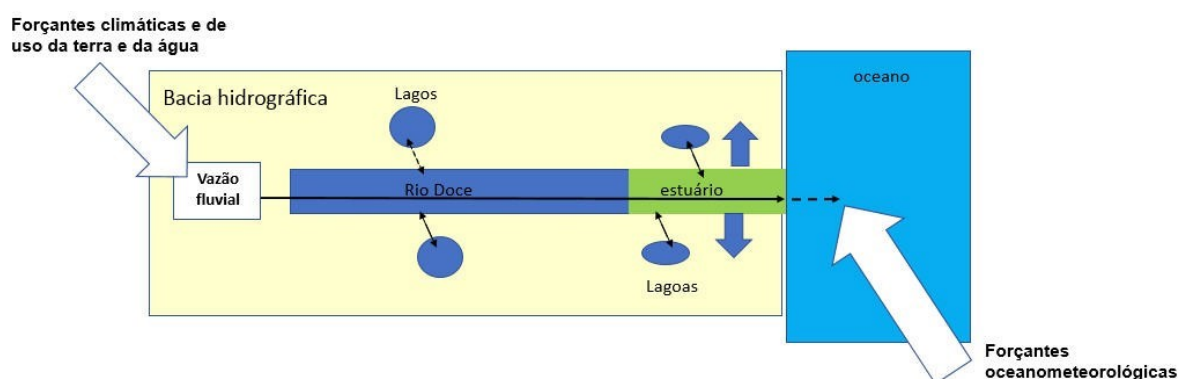
2.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

A detecção de respostas do ecossistema em relação as perturbações ambientais demanda a seleção e monitoramento de indicadores do ecossistema visando o a avaliação prévia de alterações ambientais. Schindler (1987) ressalta a importância de programas de monitoramento ambiental de longa duração, integrando parâmetros físicos, hidroquímicos e hidrobiológicos, que possibilitem a avaliação interanual e a distinção de perturbações de origem natural e antropogênica. Segundo este autor são essenciais os estudos paleoecológicos com a geocronologia e distribuição de poluentes e contaminantes, bem como de proxies de alterações ecológicas, em testemunhos de sedimentos, sobretudo em ambientes deposicionais como lagos.

A análise da perturbação ambiental precisa ser desenvolvida em escalas espaciais mais amplas, considerando os indutores de perturbações, bem como as pressões ambientais associadas. Para os ecossistemas aquáticos continentais e até mesmo os costeiros marinhos é necessário considerar o escopo da bacia hidrográfica (Wilkinson et al., 2007; Barroso et al., 2012).

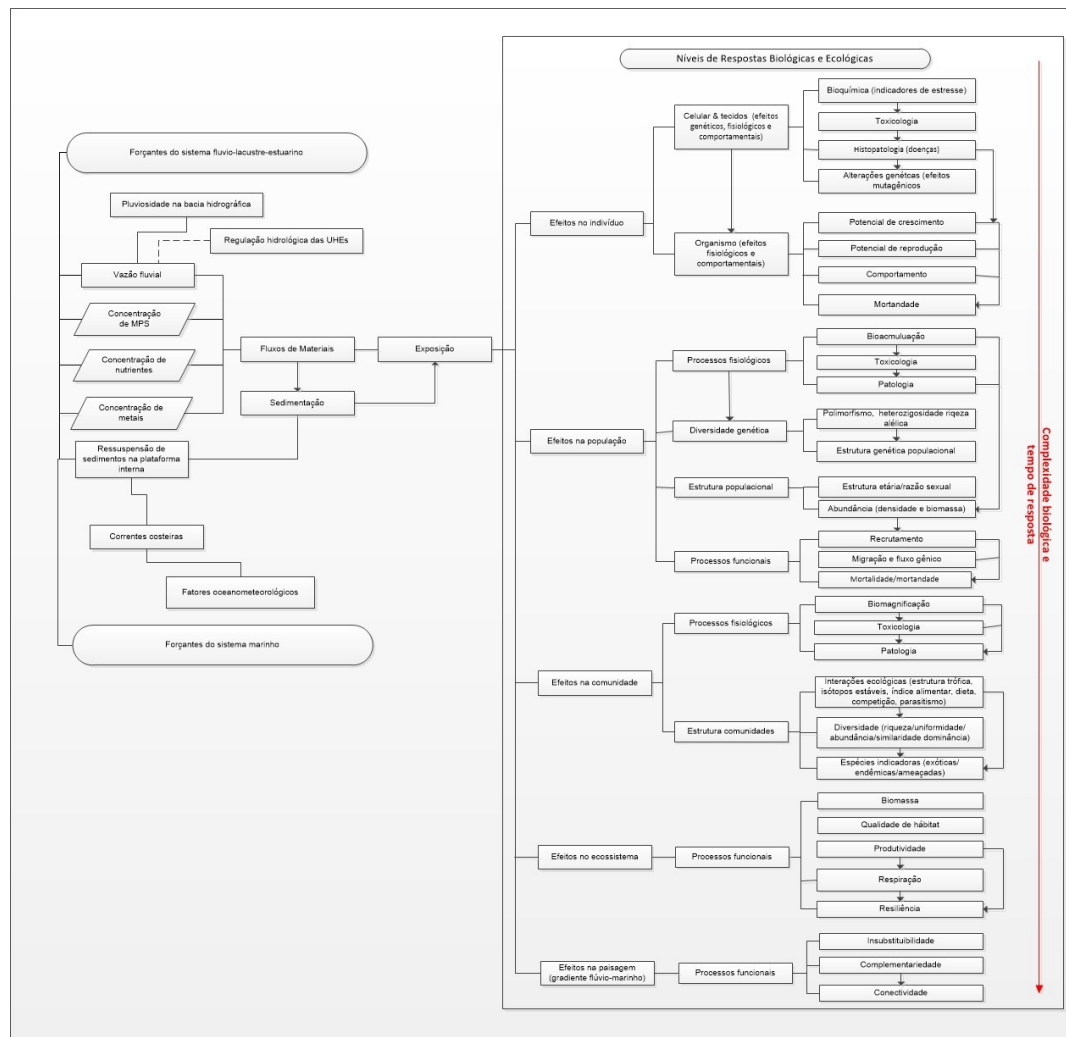
Como premissa de abordagem de estudo para o PMBA entende-se o Baixo Rio Doce como um contínuo fluvio-estuarino e marinho com os fluxos hidrológicos de água, sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e poluentes e contaminantes interconectando os sistemas fluviais, lacustres, planície de inundação, estuarinos e marinhos adjacentes (Figura 25). Os estudos devem considerar múltiplos efeitos em diferentes níveis do ecossistema e biodiversidade aquática. Como estrutura analítica é proposto a organização de variáveis de estado e forçantes que controlam a exposição da biodiversidade aos poluentes e contaminantes (Figura 26).

Figura 25: Contínuo fluvio-estuarino-marinho e ecossistemas lacustres e planície de inundação tendo como forçantes processos climáticos, oceanográficos e de uso da terra e da água na bacia hidrográfica.



Fonte: Autoria própria.

Figura 26: Estrutura dos indicadores de efeitos ambientais do rejeito de minério sobre o contínuo fluvio-estuarino-marinho do Baixo Rio Doce e forças controladoras da exposição aos poluentes e contaminantes.



Fonte: Autoria própria.

A análise dos impactos agudos e crônicos do rejeito de minério de ferro no rio Doce, oriundo do desastre ambiental com o colapso da barragem da Samarco de Fundão (Mariana) demandaria de um programa de monitoramento ambiental de longa duração implementado logo após o desastre, sendo necessária uma fase prévia ao desastre para avaliação das condições de base. O PMBA que atenderia parte destes requisitos teve início em outubro de 2018, três anos após o desastre. Desse modo, o Programa não abrange a fase aguda do desastre, sendo que os dados ambientais disponíveis nesse período foram gerados por projetos pontuais de curta duração que refletem condições momentâneas do sistema fluvio-estuarino-marinho. Cabe ressaltar a dificuldade de integrar dados, como concentrações de contaminantes, mensuradas com diferentes técnicas e procedimentos de amostragem, processamento e análise. Magris et al., (2019) por meio de modelagem hidrológica fluvial e modelagem da circulação costeira com SWAT sugerem que a fase aguda foi de novembro de 2015 a dezembro de 2016 e a fase crônica podendo se estender de 2017 a 2019, período de influência dos sedimentos com rejeito de minério atuar no sistema fluvio-estuarino.

2.4.1 Limnologia

Os resultados do estudo componentes limnológicos estruturais dos ecossistemas aquáticos fluviais, lacustres e estuarinos do Baixo Rio Doce, embora ainda preliminares, ainda não possibilitam avaliar evidências de impactos de rejeitos de minério sobre a biota aquática. A maioria dos parâmetros relacionados à limnologia dos sistema fluvio-lacustre-estuarino é relacionada a aspectos estruturais e de dinâmica destes ecossistemas, sendo, portanto, essenciais para compreensão da organização e funcionamento do contínuo. O Quadro 10 apresenta uma relação direta ou indireta dos parâmetros limnológicos quanto aos efeitos do rejeito de minério sobre a biodiversidade aquática.

Embora os resultados preliminares ainda sejam inconclusivos não recomendamos a exclusão de parâmetros do monitoramento limnológico. Recomenda-se que seja realizada batimetria e estudo morfométrico nos lagos Juparanã e Limão e nas lagoas Areão, Areal e Monsarás para uma melhor compreensão da dinâmica limnológica destes sistemas. Também se recomenda o monitoramento de CO₂ dissolvido para avaliação do metabolismo lacustre e dinâmica do carbono inorgânico. Para melhor compreensão da conectividade dos sistemas aquáticos no Baixo Rio Doce recomenda-se a inclusão de estudos geoquímicos da conectividade da água subterrânea com a calha fluvial e bacias lacustres. O estudo deve contemplar a instalação e monitoramento de parâmetros geoquímicos e em piezômetros a serem instalados nas margens destes ecossistemas.

Quadro 10: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores limnológicos de impacto e evidências de impacto.

Parâmetro	Indicador	Evidência
Parâmetros físicos da estrutura da coluna d'água	Estratificação térmica Penetração de luz	Efeitos indiretos sobre a estratificação dos ecossistemas aquáticos, sobretudo lacustres e estuarino, e nível de exposição da biota aquática aos contaminantes
Parâmetros hidroquímicos e físico-químicos da estrutura da coluna d'água	Nutrientes biodisponíveis e totais Oxigênio dissolvido Potencial redox Condutividade elétrica Alcalinidade pH	Efeitos indiretos sobre a estratificação química (e.g., oxigênio dissolvido e potencial de oxiredução) dos ecossistemas aquáticos, sobretudo lacustres e estuarino, quanto a condição trófica e nível de exposição da biota aquática aos contaminantes
Parâmetros hidrobiológicos da coluna d'água	Clorofila <i>a</i>	Efeito indireto e condição trófica

Fonte: Autoria própria.

2.4.2 Fitoplâncton

O Subprojeto de fitoplâncton dulcícola a equipe avalia como sendo ideal a periodicidade das amostragens realizadas e previstas no Plano de Trabalho, assim como a necessidade dos índices, parâmetros e atributos analisados (Quadro 11). O estudo deve ter como foco principal o incremento de Fe biodisponível considerado como indutor para produção de cianotoxinas (Amé & Wunderlin, 2005). Assim, recomenda-se a inclusão de análises de cianotoxinas nos ecossistemas aquáticos, sobretudo os sistemas lacustres.

Quadro 11: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade fitoplanctônica.

Parâmetro	Indicador	Evidência
Análise quantitativa	Dominância e Abundância	Presença de cianobactérias potencialmente tóxicas
Análise quantitativa	Índice de Diversidade x Dominância	Avaliação do grau de estresse dos ecossistemas amostrados
Análise qualitativa	Riqueza de táxons	Elevada biodiversidade de táxons, em especial nas estações lacustres.

Fonte: Autoria própria.

2.4.3 Zooplâncton

O zooplâncton exerce importante controle de herbivoria sobre o fitoplâncton, regulando biomassa

relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre o aporte de fluxo de água, sedimentos e nutrientes no sistema estuarino-marinho. O subprojeto procura ressaltar os efeitos do Fe e outros metais na composição da comunidade fitoplanctônica (Quadro 12).

Para avaliar se a composição das comunidades de zooplâncton apresentam dissimilaridades em relação aos ambientes de estudo (lagoa, lago e rio), foi utilizado o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) com os dados de abundância (ind.L⁻¹). Como pode ser observado na figura 19, há uma separação discreta entre os ambientes de lagos e lagoas. Entretanto, vale ressaltar, que o número de amostras utilizado para esse tipo de análise ainda é pequeno para a detecção de possíveis padrões de distribuição espacial dos organismos nos ambientes de estudo, visto que o zooplâncton de ambientes limnéticos apresenta uma alta variabilidade espacial e temporal. Por isso sugerimos a continuidade de coletas para o projeto de monitoramentos dos ambientes em questão, para que seja possível concluir e entender melhor os padrões ecológicos que determinam a variabilidade espacial e temporal do zooplâncton desses ecossistemas.

Quadro 12: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade zooplanctônica.

Parâmetro	Indicador	Evidência
Análise quantitativa	Dominância e Abundância	Presença de espécies tolerantes e indicadoras de ambientes enriquecidos por metais, sobretudo Fe
Análise quantitativa	Índice de Diversidade x Dominância	Avaliação do grau de estresse dos ecossistemas amostrados
Análise qualitativa	Riqueza de táxons	Elevada biodiversidade de táxons, em especial nas estações lacustres.

Fonte: Autoria própria.

2.4.4 Perifiton

O perifíton é uma importante comunidade de produtores primários dos ecossistemas aquáticos, sobretudo servindo como indicador de condições ambientais em sistemas fluviais (Whitton, 1991). Os primeiros meses de trabalho do PMBA têm gerado interessantes e importantes resultados. O levantamento da flora de algas perifíticas dessa região é de suma importância, uma vez que é altamente impactada há décadas (agricultura e áreas urbanas) e que recebeu um considerável aporte de metais, com a passagem do rejeito de mineração ao longo do sistema flúvio-estuarino (Quadro 13). A considerável riqueza de táxons encontrados em menos da metade do primeiro ano já é considerada alta, ainda mais para uma bacia com todo esse grau de impacto. Assim, os métodos utilizados para as análises, em caso de continuidade, deverão ser os mesmos.

Sugere-se, contudo, que a periodicidade das campanhas amostrais seja bimestral. Existe uma demanda muito grande de pesquisa e tempo para a correta identificação de um táxon, uma vez que é feita análise populacional e não de um único ou poucos indivíduos. A correta identificação do táxon é de suma importância para sua utilização em programas de biomonitoramento. Uma identificação

errônea pode levar a interpretações equivocadas. Sugere-se também a inclusão da análise da concentração de alguns metais de interesse (e.g. Fe e Cu) na comunidade perifítica, uma vez que acumula material orgânico e inorgânico da água. A presença desses elementos no perifíton pode ser um indicador de que o ambiente está contaminado.

Como última sugestão em caso de continuidade, tem-se a exclusão e inclusão de alguns pontos amostrais. Sugere-se a exclusão da estação amostral E17, uma vez que não contribui para o entendimento dos efeitos do impacto do rompimento da barragem. O rio é impactado por uma bacia altamente degradada, além de sofrer grandes alterações em termos de qualidade quando passa pela cidade de Baixo Guandu. Sugere-se, portanto, um afluente do rio Doce que esteja em uma área preservada. Da mesma forma, sugere-se outro ambiente lótico, mas que esteja em uma bacia impactada pelos mesmos usos do solo que o Rio Doce (e.g. agricultura e áreas urbanas), mas com a condição de que entre a estação de coleta do rio e a sua chegada ao rio Doce, o rio não passe por nenhum grande impacto. Para que não aumente o número de estações amostrais, demandando mais custos operacionais, sugere-se a exclusão da estação E22, uma vez que não há nenhuma atividade entre as estações mais próximas que possa alterar suas características. Somado a esse fator, o acesso à estação é difícil devido à grande quantidade de bancos de areias, principalmente no período de seca.

De forma geral, esse primeiro semestre pode ser avaliado de forma positiva, com uma grande quantidade de dados já gerados, mas ainda com a necessidade de refinamento dos dados no sentido de detalhamentos taxonômicos para que se confirme as espécies e/ou para se identifique aquelas que ainda se encontram em níveis superiores de hierarquia taxonômica (Classe, Ordem, Família).

Quadro 13: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Indicadores de impacto e Evidências de Impacto na comunidade perifítica.

Parâmetro	Indicador	Evidência
Análise Quantitativa	Espécies abundantes	Presença de espécies acidófilas, que são típicas de áreas de drenagem de mineração, principalmente na região de rios

Fonte: Autoria própria.

2.4.5 Macrófitas aquáticas

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 neste primeiro ano de atuação da RRDM na comunidade de macrófitas aquáticas podem servir de base para o acompanhamento das populações e testar os efeitos crônicos na mesma.

Os valores de riqueza detectados até o momento mostram tendências ao acréscimo de táxons, especialmente quando observadas as curvas de riqueza dos ambientes lênticos. Essas áreas, se monitoradas e bem analisadas do ponto de vista de composição e riqueza taxonômica, podem servir

de repositórios naturais de espécies ambientalmente exigentes e que já não são encontradas nos ambientes que foram diretamente atingidos pela pluma de rejeitos.

Visto isso, a análise e o monitoramento da produtividade da biomassa de pelo menos duas espécies bioindicadoras em detrimento da qualidade ambiental ao longo de 3-5 anos são de crucial importância após este primeiro ano de execução do projeto. Os resultados provenientes dessas análises poderão evidenciar o restabelecimento (ou não) do equilíbrio natural da biota de macrófitas aquáticas nas estações de amostragem.

Quadro 14: Parâmetros do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, indicadores de impacto e evidências de impacto na comunidade de macrófitas aquáticas.

Parâmetro	Indicador	Evidência
Análise quantitativa	Dominância e Abundância	Presença de espécies tolerantes e indicadoras de ambientes enriquecidos por metais, sobretudo Fe
Análise quantitativa	Índice de Diversidade x Dominância	Avaliação do grau de estresse dos ecossistemas amostrados
Análise qualitativa	Riqueza de táxons	Elevada biodiversidade de táxons, em especial nas estações lacustres.

Fonte: Autoria própria.

2.4.6 Ácidos graxos, composição elementar e isótopos estáveis

Com os dados disponíveis até o momento ainda não é possível associar os valores obtidos com a presença real de alguma forma de impacto. A não disponibilidade de dados pretéritos das estações amostrais, para as variáveis aqui apresentadas, dificulta a interpretação dos resultados obtidos à luz de um impossível impacto. Esperamos que, ao logo do monitoramento, as tendências observadas para estas variáveis possam ser interpretadas como a resiliência dos sistemas e a melhoria das condições ambientais, após a perturbação ecossistêmica. Para tal, é necessário que o monitoramento seja continuado pelo maior tempo possível, a fim de que estas tendências possam se tornar aparentes e diferenciadas de um possível ciclo sazonal natural dos sistemas avaliados.

2.4.7 Elementos traço e contaminantes orgânicos

A análise de metais, metaloides e contaminantes orgânicos é prescindível para o PMBA, no entanto cabem alguns ajustes na seleção e processamento de parâmetros. Recomenda-se que metais e metaloides sejam continuamente analisados na água em sua fração total, particulada e dissolvida. Para o sedimento recomenda-se a análise a fração total e extração em nível primário para quantificar metais e metaloides mais propensos para se tornarem biodisponíveis. Os resultados ainda são muito incipientes, sobretudo devido a logística de coleta, e transporte e análise de amostras, bem como de infraestrutura laboratorial e espaço físico, equipamentos e pessoal. Assim, embora conforme já evidenciado no presente Relatório, os impactos metais e metaloides e contaminantes orgânicos

persistentes na biota aquáticas são potenciais e a concentração destes elementos/compostos serve como indicador.

2.4.8 Hidrologia

O monitoramento da vazão fluvial e hidrosedimentologia é crucial para compreensão da conectividade do sistema fluvio-estuarino-marinho, bem como para avaliação do nível de exposição da biota aquática aos contaminantes associados aos rejeitos de minério. Os parâmetros vazão, MPS e produção de sedimentos podem ser considerados como indicadores indiretos. Como sugestão de adequação do estudo recomenda-se a exclusão do monitoramento da estação P04 e o monitoramento na foz fluvial sob condições de maré vazante e enchente de sizígia.

2.4.9 Modelagem hidrológica e fluxos de materiais na bacia hidrográfica do Rio Doce

A continuidade do Subprojeto de modelagem hidrológica da bacia possibilita avaliação de cenários pretéritos, atuais e futuros para os fluxos hidrológicos na bacia. Tal como o subprojeto de hidrologia os fluxos hidrológicos podem ser considerados como indicadores indiretos sobre a exposição da biota aquática.

2.4.10 Relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre os fluxos hidrológicos

Neste subprojeto foram identificadas e analisadas ações com potencial para afetar o aporte de fluxo de água, sedimentos e nutrientes no sistema estuarino-marinho da bacia hidrográfica do rio Doce. Ainda que parcial, este estudo evidenciou que as ações com maior potencial para implicar alterações nos fluxos supracitados estão relacionadas ao manejo de rejeitos, ao saneamento básico (esgotamento sanitário, particularmente) e a recuperação de APPs e reflorestamento, nessa ordem.

A avaliação do uso e ocupação do solo, por sua vez, demonstrou que as tipologias de maior predominância na bacia, aquelas decorrentes da antropização do território, possuem potencial influência sobre os fluxos de água, sedimentos e nutrientes na bacia – a pastagem, especialmente. Por outro lado, a análise de dados do CNARH apontou para relevância do setor industrial na captação de água e no lançamento de carga orgânica e de nutrientes ao longo da calha principal do rio Doce.

As informações levantadas sobre cada uma das ações, bem como sua especialização sobre território delimitado pela bacia do rio Doce, trarão mais elementos para análise dos dados de natureza física, química ou biológica que estão sendo produzidos no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. Como as alterações do uso e ocupação do solo da bacia e as atividades que são exercidas sobre ele são dinâmicas, o acompanhamento das ações já identificadas e o levantamento de novas ações é fundamental, nesse contexto.

Como próximos passos, foi identificada a necessidade de maior acompanhamento de ações associadas às câmaras técnicas CT-Bio, CT-Flor, CT-SHQA e CT-Rejeitos, esta última em especial.

Isto porque, 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 quanto serão aplicadas, visto seu potencial para afetar os fluxos de água, sedimento e nutrientes na calha principal, mesmo que temporariamente.

Além disso, no âmbito da proposta de subsídio às análises de causa-efeito sobre os fluxos de água, sedimento e nutrientes, é importante que os pesquisadores dos parâmetros de quantidade e qualidade de água e os órgãos gestores tenham acesso, em tempo real, às ações que estão sendo realizadas na bacia. Isso seria possível por meio de um sistema de alerta de ações.

Quanto às metodologias de análise integrada, até o momento, a metodologia que mais tem se mostrado com potencial para dar suporte à análise integrada de impactos de intervenções antrópicas e/ou naturais sobre variações dos fluxos em estudo, é a DPSIR.

Ressalta-se que nesta etapa buscou-se realizar uma caracterização das ações existentes e do uso e ocupação do solo da bacia do rio Doce, dando indicativos de suas influências sobre os fluxos. Posteriormente, com maiores informações dos dados de qualidade de água que estão sendo monitorados no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, as avaliações serão mais detalhadas, possibilitando estabelecer uma relação direta entre esses fatores e os principais parâmetros monitorados. Essa relação direta será subsidiada pela aplicação da metodologia DPSIR. Que, além disso, propiciará maior integração entre subprojetos nas respostas globais do “Projeto Integração Flúvio-Estuarina: Fluxos Hidrológicos”, fornecendo subsídios para os desenvolvimentos de análises integradas sobre o nível de exposição da biodiversidade aquática, dulcícola e marinha, aos efeitos deletérios dos rejeitos de minério considerando a magnitude dos fluxos hidrológicos.

2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados apresentados até o momento ainda estão incompletos em relação a alguns parâmetros, cujas amostras ainda não foram analisadas. A integração dos dados e informações dos relatórios com os temas hidrologia, elementos traço, composição elementar, isótopos estáveis, sedimentologia, fitoplâncton, zooplâncton, perifíton e macrófitas aquáticas será feita por estatística multivariada para avaliação dos indicadores chave e magnitude dos efeitos sobre a biodiversidade aquática.

2.6 REFERÊNCIAS

- AMÉ, M.V. & WUNDERLIN, D.A. (2005). Effects of iron, ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. *Water, Air and Soil Pollution*, 168, 235-248
- ANA (2015). Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce: rompimento da barragem em Mariana (MG). Conjuntura dos Recursos Hídricos. Brasília, Agência Nacional de Águas ANA: 49.
- ARAÚJO, E.S.; SABINO, J.H.F.; COTARELLI, V. M.; FILHO, J.A.S. & CAMPELO, M.J.A. (2012). Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga. *Diálogos & Ciência*, 32: 229-233.
- ATTANASIO, C. et al. (2012). A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. *Bragantia*, 71(4):493-501
- BARROSO, G.F.; MARTINS, F.C.O.; LÉLLIS, F.S. & SANTANA, S.E. (2012). Integrated river basin management: incorporating coastal zone issues. In: Bilibio, C.; Hensel, O. & Selbach, J.F. (eds.). *Sustainable water management in the tropics and subtropics and case studies in Brazil*. Jaguarão, Universidade Federal do Pampa / University of Kassel / Universidade Federal do Maranhão. 3: 831-872.
- BARROSO, G.F., GONCALVES, M.A. & GARCIA, F.C. (2014). The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. *PLoS ONE*, 9 (11): e111469.
- BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., ROLAND, F. & SUZUKI, M.S. (1992). Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo - Brasil). *Acta Limnológica Brasiliensis*, 4:13-31
- CARMICHAEL, W.W. 1996. Toxic *Microcystis* and the environment. In Watanabe, M.F. Harada K.I., Carmichael W.W. & Fujiki, H. (eds). *Toxic Microcystis*. Boca Raton, CRC Press, p.1-11
- CATTANEO, A.; COUILLARD, Y.; WUNSAM, S. & COURCELLES, M. (2004). Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32:163-75
- CODD, G.A. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering* 16:51-60.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3):345-366
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; ARAÚJO, M.; PANOSSO, R. & ATTAYDE, J.L. (2013). Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Brazilian Journal of Biology*, 73(1):37-52

- FERREIRA, F.A.; MORMUL, R.P.; PEDRALLI, G.; POTT, V.J. & POTT, A. (2010). Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*, 37(1): 43-52.
- FIGUEIREDO, J.A., NORIEGA, C.D., OLIVEIRA, E.M.C., NETO, R.R., BARROSO, G.F. & ARAÚJO FILHO, M. (2014). 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*, 28(4):215-226.
- FINLAY, J. C., & KENDALL, C. (2007). Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. Pp. 283–333 In: Michener, R., & Lajtha, K. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Publishing
- FRY, B. (2006). *Stable isotope ecology*. Springer, 308 p.
- GONÇALVES, M. A., GARCIA, F. C. & BARROSO, G. F. (2016). Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(3):1341-1356.
- HALLIWELL, B. & GUTTERIDGE, J.M.C. (1986). Iron and free radical reactions: two aspects of antioxidant protection. *Trends in Biochemical Science* 11: 375.
- HUSZAR V.L.M.; SILVA, L.H.S. & ESTEVES, F.A. (1990). Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 50 (3): 585-598.
- HYENSTRAND, P.; RYDIN, E.E & GUNNERHED, M. (2000). Response of pelagic cyanobacteria to iron additions: enclosure experiments from lake Erken. *Journal of Plankton Research*, 22(6):1113-1126.
- IMLAY, J.A.; CHIN, S.M. & LINN, S. (1988). Toxic DNA damage by hydrogen peroxide through the Fenton reaction *in vivo* and *in vitro*. *Science*, 240: 640-642.
- KUFNER, D. C. L., SCREMIN-DIAS, E. & GUGLIERI-CAPORAL, A. (2011). Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. *Rodriguésia*, 62(4): 803-812
- LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O. & OSHIMA, Y. (1999). The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37:1359-1373.
- LICÍNIO, M.V.V.J., LEÃO, R.T., GAUDERETO, F.G., COSTA-GONÇALVES, A., PATCHNEELAN, S.R., VIDAL, M.S.M., CARNEIRO, M.T.W.D., FREITAS, A.C., EVANGELISTA, H.S., RIBEIRO, J.N., PEREIRA, M.G. & RIBEIRO, A.V.F.N. (2015). Historical trends in sedimentation rates and trace elements accumulation in 'Doce' river, Espírito Santo state, Brazil. *Cadernos de Geociências*, 12(1-2):13-24.

- LUCINDA, I. (2003). Composição de Rotifera de corpos d'água da bacia do Rio Tietê – São Paulo, Brasil. Universidade Federal de São Carlos. *Tese de doutorado*. Universidade Federal de São Carlos. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. 199 p.
- LUÍS A.T.; TEIXEIRA, P.; ALMEIDA, S.F.P.; MATOS, J.X. & DA SILVA, E.F. (2011) Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metal contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Science of The Total Environment*, 409:4312-4325.
- MA, N., LI, Z., XIA, S., ZHU, Z. AND SONG, Z. (2018). Retention effects of river damming on dissolved silicon. *Inland Waters*, 8(2): 207-215.
- MAGRIS, R. A., MARTA-ALMEIDA, M. M., MONTEIRO, J. A. F. AND BANB, N. C. (2019). A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Science of The Total Environment*, 659:828-840.
- MILLIMAN, J. D. AND BOYLE, E. (2018). Retention effects of river damming on dissolved silicon. *Science* 189(4207): 995-997.
- MORTIMER, C. H. (1942). The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology*, 29(2): 280-329.
- NIYOGI, D.V.; LEWIS JR., W.M. & MCKNIGHT, D.M. (2002). Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems*, 5: 554-567.
- OHTANI, I.; MOORE, R.E. & RUNNEGAR, M.T.C. (1992). Cyndrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green algae *Cyndrospermopsis raciborskii*. *J. Am. Chem. Soc.* 114, 7941–7942.
- OLENICI, A; BLANCO, S.; BORREGO-RAMOS, M.; MOMEU, L. & BACIU, C. (2017). Exploring the effects of acid mine drainage on diatom teratology using geometric morphometry. *Ecotoxicology*, 26(8): 1018–1030
- OLIVEIRA, K. S. S. AND QUARESMA, V. D. S. (2017). Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences*, 78: 101-115.
- PEDROSA-PÀMIES, R.; PARINOS, C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; GOGOU, A.; CALAFAT, A.; CANALS, M.; BOULOUBASSI, I. & LAMPADARIOU, N. (2015) Composition and sources of sedimentary organic matter in the deep eastern Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 12, 7379–7402.
- PINHEIRO, A. et al. (2011). Uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. *Revista Árvore*, 35(6)
- PIRES, L.F. et al. (2009). Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 81(2):271-279

- PUSCEDDU, A., DELL'ANNO, A., FABIANO, M., DANOVARO, R. (2009) Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series*, 75:41– 52.
- REYNOLDS, C. S. (2006). The ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. 0-521-60519-9
- SALONE, V.; TUOVINEN, N. & VALPOLA, S. (2006). History of mine drainage impact on Lake Orijärvi algal communities, SW Finland. *Journal of Paleolimnology*, 35: 289–303
- SILVA, D.C., BELLATO, C.R., NETO, J.O.M. & FONTES, M.P.F. (2018). Trace elements in river waters and sediments before and after a mining dam breach (Bento Rodrigues, Brazil). *Química Nova*, 41(8):13-24
- SILVA, F. S., BITENCOURT, J. A. P., SAVERGNINI, F., GUERRA, L. V., NETO, J. A. B. & CRAPEZ, M. A. C. (2011) Bioavailability of Organic Matter in the Superficial Sediment of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, 34, 52-63.
- SOARES, N.; COSTA, E.S., SÁ, F.; BARROSO, G.F.; NETO, R.R. & LIMA, A.T. (2019). Urban effects in the sediment of an Intermittently Closed and Open Lagoon (ICOLL) in southeastern Brazil: a high-resolution study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197: 237.
- SOUZA, W.O., PENA, N. T. L., GARBIN, M., L. & ALVES-ARAÚJO, A. (2017). Macrófitas aquáticas do Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. *Rodriguésia* 68(5): 1907-1919.
- SOUZA, W.F.L. & KNOPPERS, B. (2003). Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochemica Brasiliensis*, 17(1):17-54
- STERNER, R. W., & ELSER, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press, 439 p.
- STRAHLER, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions*, 38: 913-920.
- STRASKRABA, M. (1999). Retention time as a key variable of reservoir limnology. Tundisi, J. G. and Straskraba, M. Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, Brazilian Academy of Sciences/ International Institute of Ecology/Backhuys Publishers: 385-410.
- TUCCI, C.E.M. & MENDES, C.A. (2006). Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica. Ministério do Meio Ambiente,
- VALOIS, A.; KELLER, W.B. & RAMCHARAN, C. (2010). Abiotic and biotic processes in lakes recovering from acidification: the relative roles of metal toxicity and fish predation as barriers to zooplankton re-establishment. *Freshwater Biology*, 55: 2585–2597

VUORI, K.M. (1995). Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*. 32: 317-329.

WANG, F., MABERLY, S. C., WANG, B. & LIANG, X. (2018). Effects of dams on riverine biogeochemical cycling and ecology. *Inland Waters* 8(2): 130-140.

WHITTON, B.A. (1991). Aims of monitoring. In: Whitton, B.A., Rott, E. and Friedrich, G. (eds). *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Innsbruck, Institut Innsbruck: 5-8p.

WILHELM, S.W. (1995). Ecology of iron-limited cyanobacteria: a review of physiological responses and implications for aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 9: 295-303

WILKINSON, W. B., LEEKS, G. J. L., MORRIS, A. AND WALLING, D. E. (2007). Rivers and coastal research in the Land Ocean Interaction Study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 194-195: 5-14.

3 ANEXO 3 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO AMBIENTE MARINHO

3.1 INTRODUÇÃO

Este Anexo tem como objetivo principal avaliar e monitorar as condições do ambiente marinho após o aporte de lama de rejeito, através da integração de parâmetros bióticos e abióticos. O monitoramento tem como alvo o entendimento de variações sazonais dos diversos parâmetros medidos, o estudo da dinâmica da pluma fluvial, suas características físicas e químicas, sua influência na biodiversidade do plâncton, além da caracterização do depósito formado e seus impactos na biodiversidade bentônica.

Neste contexto, o Anexo 3 – Monitoramento Marinho é composto por 9 subprojetos: (1) Mapeamento e Monitoramento de Habitats; (2) Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas; (3) Modelagem Numérica; (4) Sedimentologia; (5) Hidrogeoquímica; (6) Bentos Marinho de Fundos Inconsolidados; (7) Ictioplâncton, (8) Fitoplâncton e (9) Zooplâncton. Portanto, alguns objetivos específicos a cada subprojeto são propostos:

- Investigar e caracterizar os principais habitats marinhos adjacentes à foz do Rio Doce, assim como, entender a distribuição e espessura dos depósitos sedimentares formados a partir do evento de rompimento da barragem de rejeito de minérios em Minas Gerais e sua interação com os principais habitats;
- Monitorar os ambientes recifais e bancos de rodolitos/macroalgas, qualificando e quantificando os efeitos do rejeito de mineração no ecossistema recifal;
- Caracterizar a dinâmica oceanográfica (dados *in situ*, *ex situ* (satélite) e modelagem numérica), a fim de entender a dinâmica da dispersão de sedimentos;
- Investigar os processos de aporte, dispersão e sedimentação, caracterizando o depósito acumulado;
- Determinar os efeitos crônicos dos rejeitos de minério e materiais aportados no ambiente marinho, por meio de análises hidrogeoquímicas;
- Avaliar os efeitos espaciais e temporais do rejeito de minério sobre a biodiversidade fito, zoo e ictioplanctônica, verificando as possíveis alterações na composição, biomassa, abundância e diversidade;
- Avaliar os efeitos espaciais e temporais do rejeito de minério sobre a biodiversidade bentônica, que compõe a fauna do substrato inconsolidado.

Ressalta-se que nos relatórios de cada subprojeto os resultados são apresentados e discutidos separadamente. Nesta seção, entretanto, a interpretação apresenta uma integração dos resultados apresentados individualmente em cada subprojeto do Anexo 3 – Monitoramento Marinho.

3.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

Os subprojetos Sedimentologia, Hidrogeoquímica, Bentos, Ictioplâncton, Fitoplâncton, Zooplâncton, além da perfilagem de CTD da Modelagem Numérica, são coletados utilizando a mesma embarcação e malha amostral (Figura 27), sendo denominados dentro do Anexo 3 como Marinho Integrado. Devido a abrangência da malha amostral do Marinho Integrado, os mapas das estações amostrais são também apresentados por setores (Figura 28 a Figura 32). Esta setorização da malha amostral é utilizada para a apresentação e discussão dos resultados em cada um dos relatórios referentes aos subprojetos contemplados no Marinho Integrado. A Figura 33 representa as regiões e estações amostrais referente ao subprojeto Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas. A área de abrangência referente ao sensoriamento remoto, modelagem e a localização dos fundeios, que contemplam o subprojeto Modelagem Numérica, são apresentados na Figura 34 e Figura 35 mostra o mapa com as áreas de mapeamento de habitats e de acúmulo do rejeito.

Figura 27: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado.

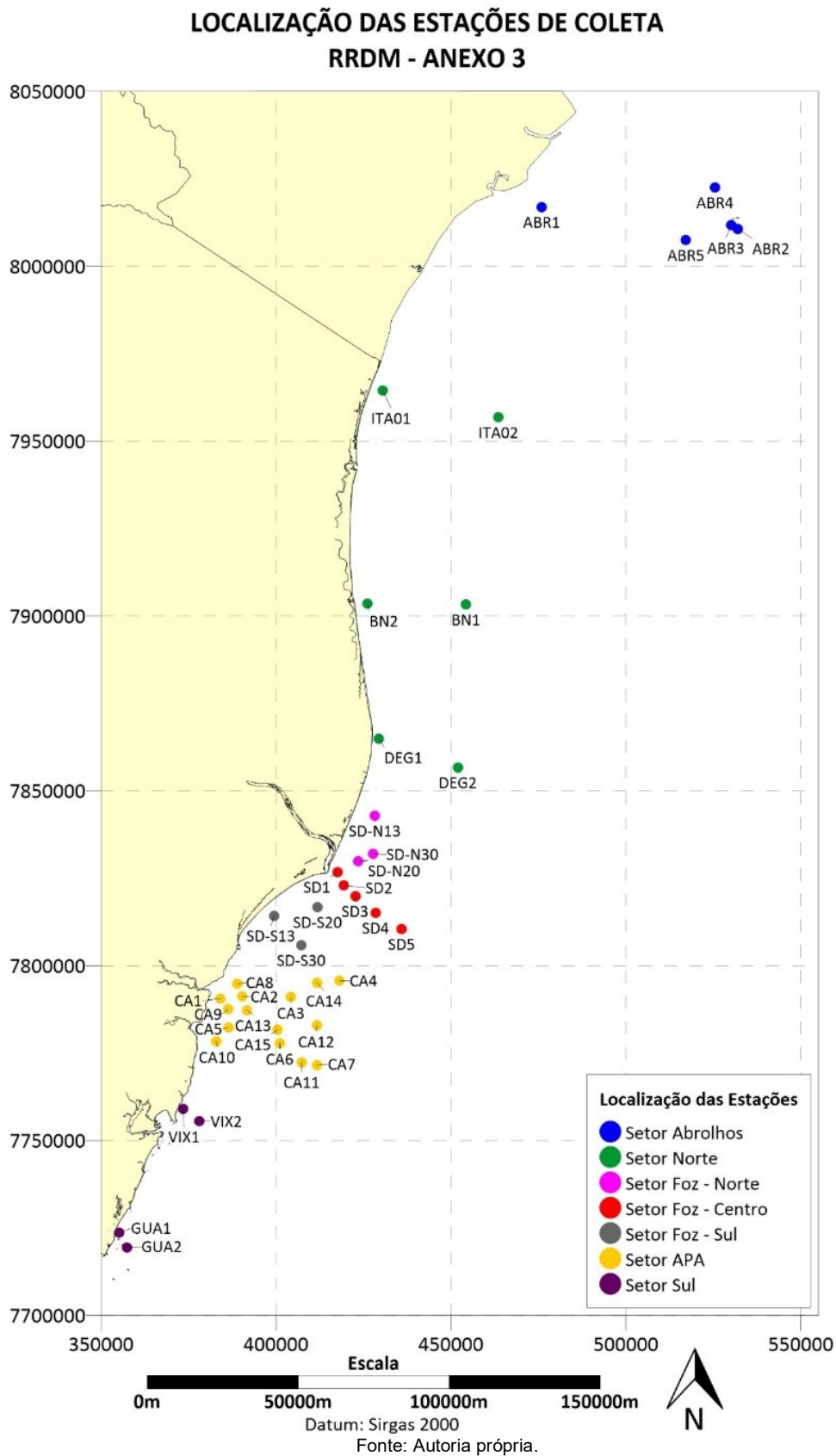


Figura 28: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Abrolhos.

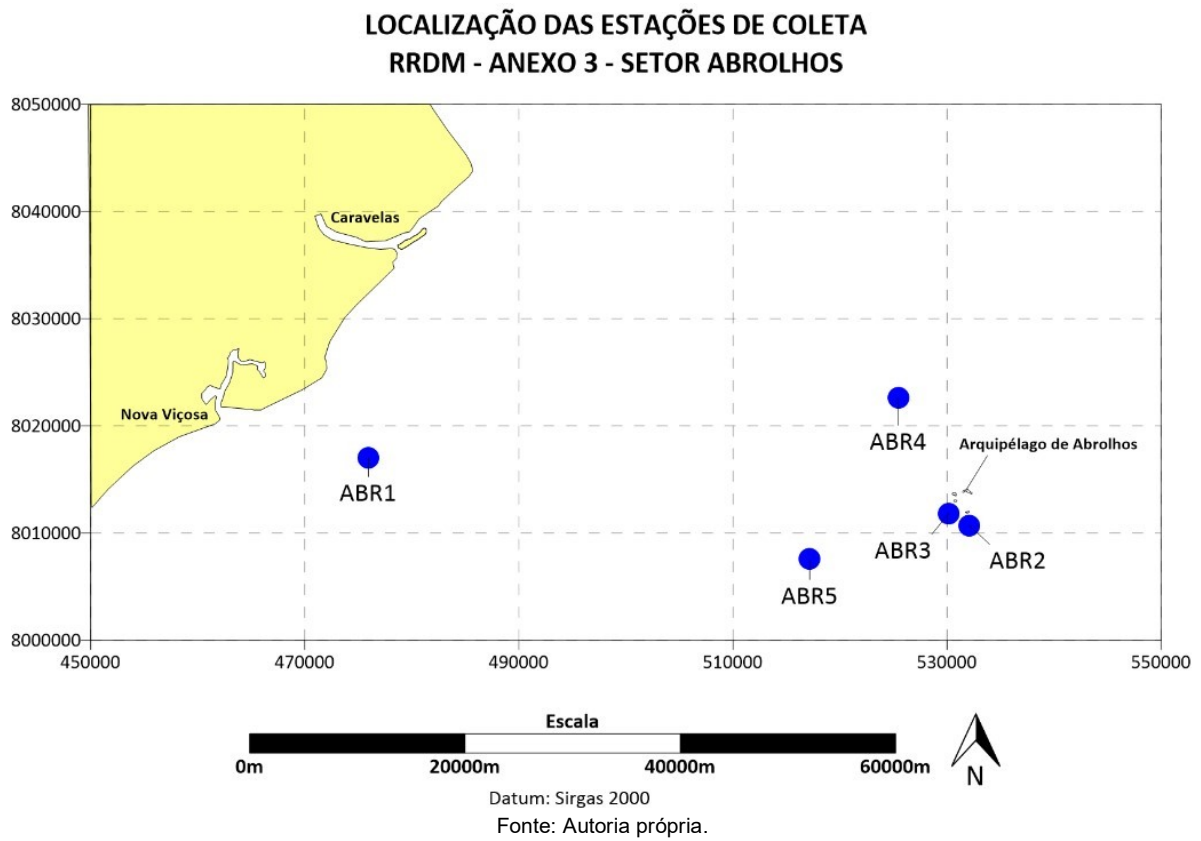


Figura 29: Mapa das estações amostrais da campanha semestral do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Região Norte, compreendendo as localizações de Itaúnas, Barra Nova e Degredo.

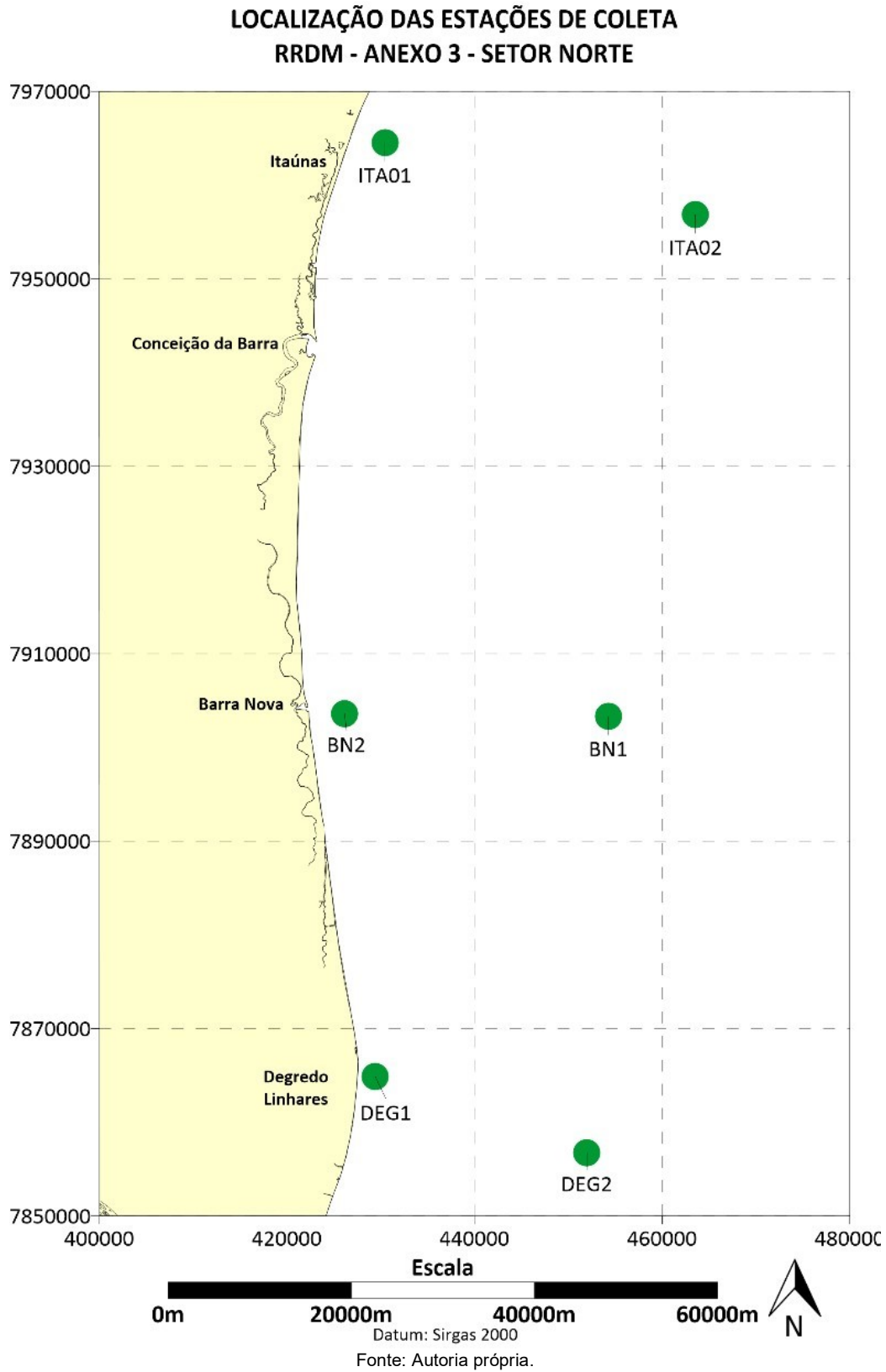
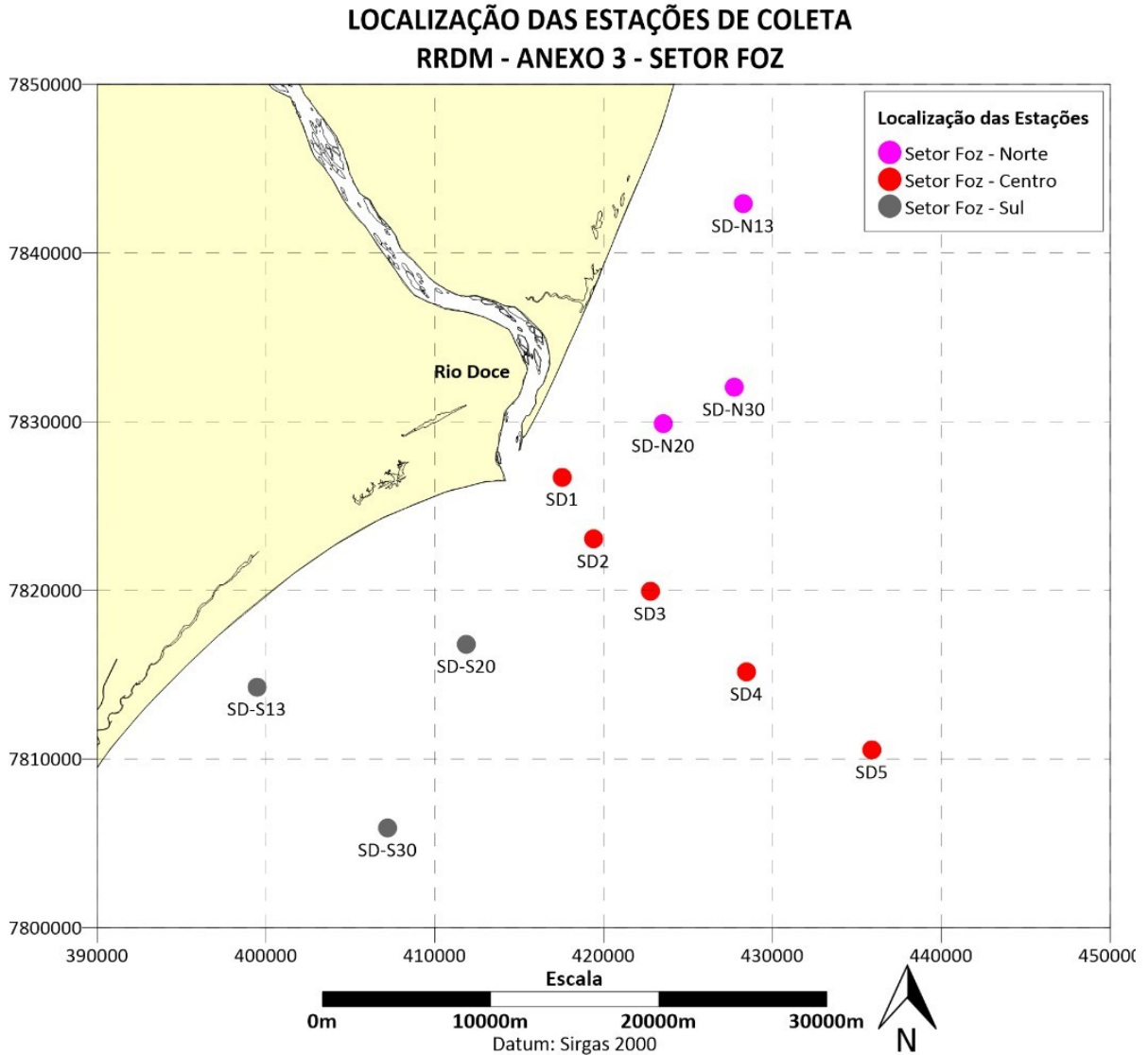


Figura 30: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Foz, subdividido em Foz Central, Foz Norte e Foz Sul.



Fonte: Autoria própria.

Figura 31: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Costa das Algas.

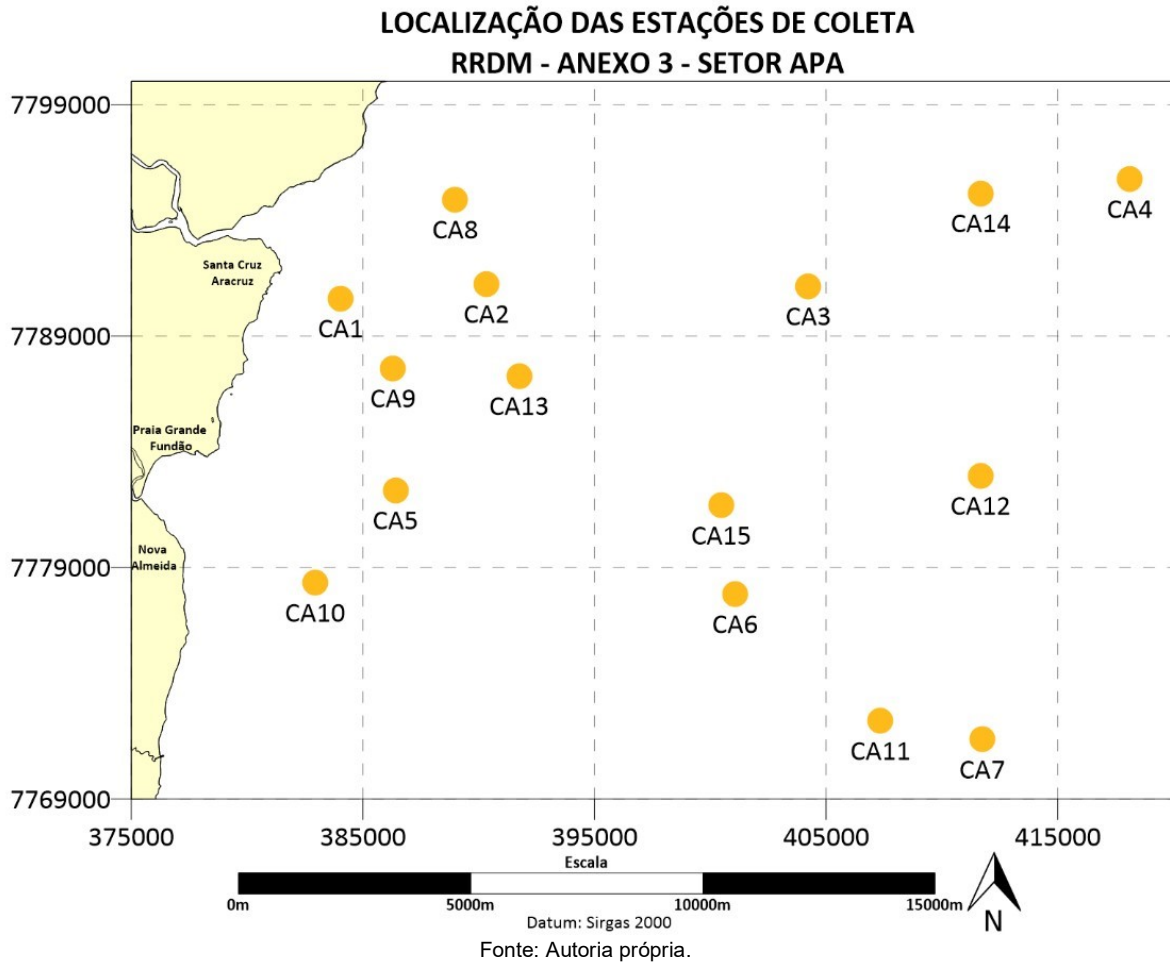


Figura 32: Mapa das estações amostrais das campanhas semestral e mensal do subprojeto Marinho Integrado, destacando o setor Região Sul

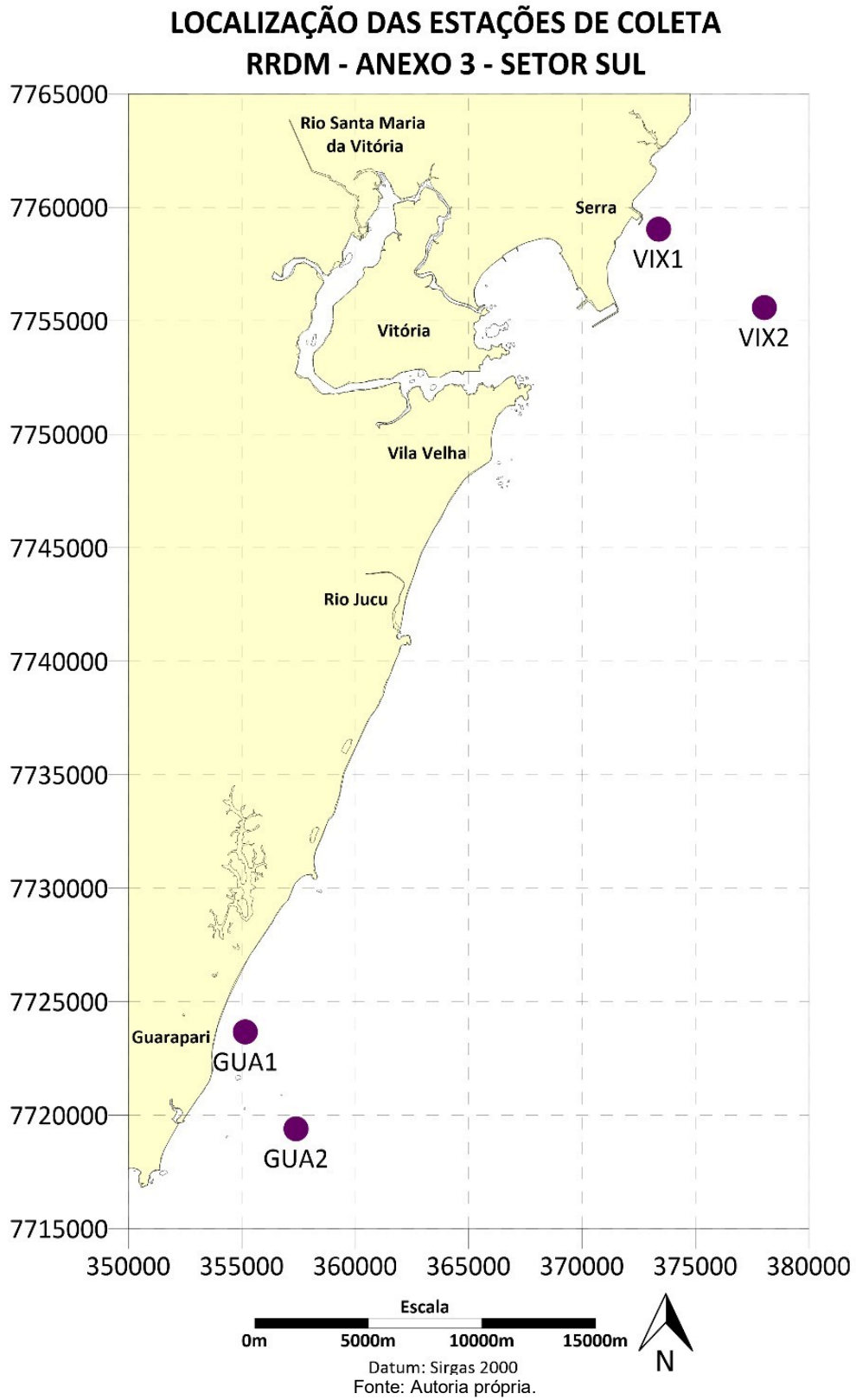
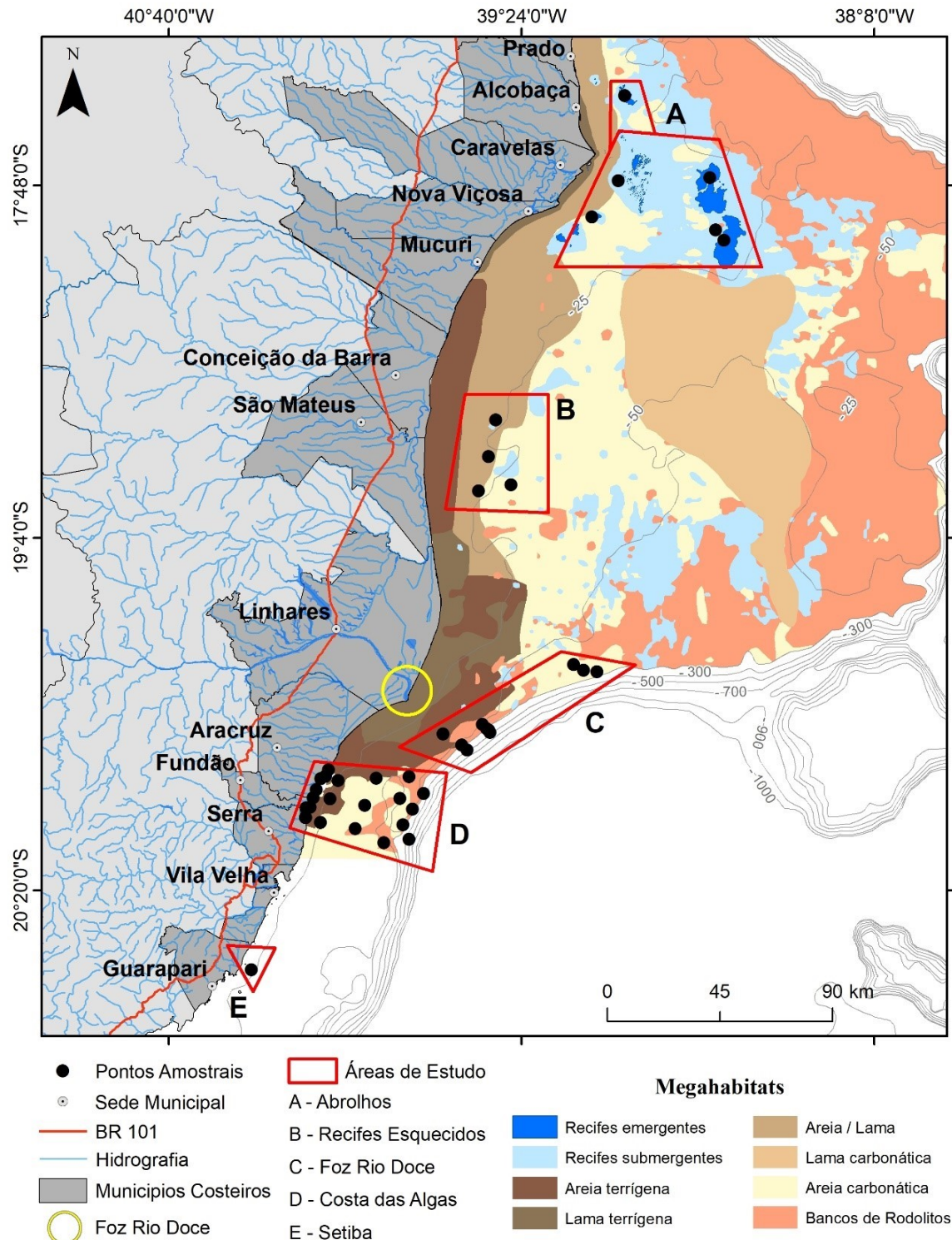
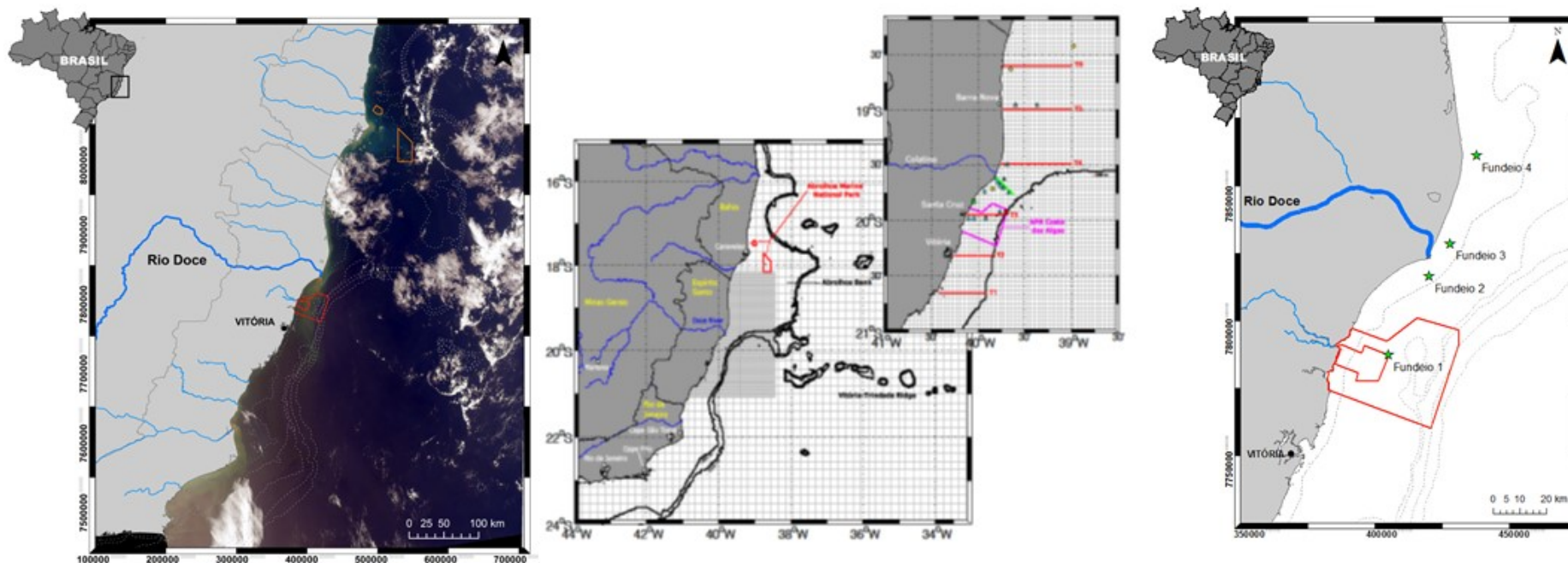


Figura 33: Região estudada, destacando-se as cinco Áreas (A-E) e a malha amostral do projeto, sobrepostas aos principais megahabitats bênticos. O mapa inclui algumas estações adicionais ao Plano de Trabalho, nas Áreas A e C.



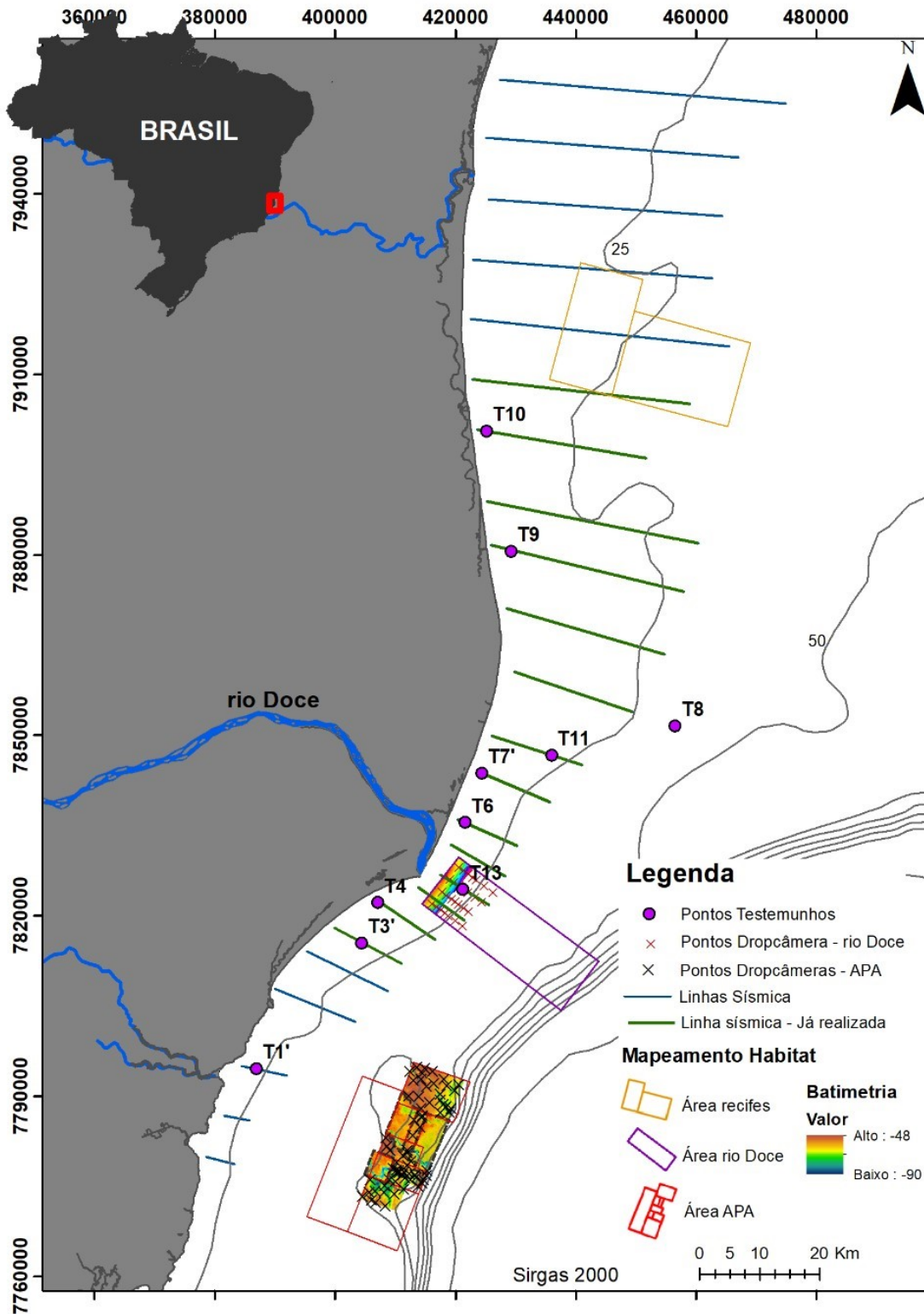
Fonte: Autoria própria.

Figura 34: Da direita para a esquerda: Mapas da área que será analisada por meio do sensoriamento remoto, da área que será analisada via modelagem numérica e localização dos quatro fundeios lançados no final de outubro e início de novembro abordados no subprojeto Modelagem Numérica.



Fonte: Autoria própria.

Figura 35: Mapa com as áreas de mapeamento de habitats, linhas de perfilador de sub-fundo e pontos de testemunhagem.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 15: Nome, código, localidade, coordenadas geográficas e periodicidade de coleta das estações amostrais referentes aos subprojetos do Anexo 3 – Monitoramento Marinho.

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
Abrolhos	ABR1	Caravelas	8017006,47	475936,82	Semestral	Marinho Integrado
Abrolhos	ABR2	Caravelas	8010704,12	532066,24	Semestral	Marinho Integrado
Abrolhos	ABR3	Caravelas	8011813,51	530165,27	Semestral	Marinho Integrado
Abrolhos	ABR4	Caravelas	8022616,40	525453,08	Semestral	Marinho Integrado
Abrolhos	ABR5	Caravelas	8007563,45	517177,23	Semestral	Marinho Integrado
Itaúnas	ITA 01	Conceição da Barra	7964547,64	430449,88	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Itaúnas	ITA 02	Conceição da Barra	7956840,18	463553,02	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Barra Nova	BN1	São Mateus	7903337,64	454268,69	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Barra Nova	BN2	São Mateus	7903598,94	426147,63	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Degredo	DEG1	Linhares	7864890,95	429405,98	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Degredo	DEG2	Linhares	7856730,04	451968,99	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD N13	Linhares	7842923,48	428269,42	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD N20	Linhares	7829898,02	423532,88	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD N30	Linhares	7832036,40	427721,54	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 01 extra_0611	Linhares	7826708,20	417558,92	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
Foz do Rio Doce	SD01_1411	Linhares	7826708,20	417558,92	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD01 extra_1411	Linhares	7826651,15	417579,00	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 02 extra_0611	Linhares	7823040,03	419392,72	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 02_1411	Linhares	7823040,03	419392,72	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 03	Linhares	7819937,86	422769,21	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 04	Linhares	7815169,35	428467,96	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD 05	Linhares	7807959,70	437864,77	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD S13	Linhares	7814269,46	399459,03	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD S20	Linhares	7816813,23	411879,35	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Foz do Rio Doce	SD S30	Linhares	7805922,15	407209,37	Semestral / Trimestral / Mensal	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 1	Aracruz	7790616,16	384043,41	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 2	Aracruz	7791253,08	390338,15	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 3	Aracruz	7791153,02	404235,25	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 4	Aracruz	7795785,24	418100,98	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
Costa das Algas	CA 5	Aracruz	7782339,56	386405,26	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 6	Aracruz	7777853,69	401063,33	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 7	Aracruz	7771576,57	411733,92	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 8	Aracruz	7794893,00	388985,00	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 9	Aracruz	7787608,00	386303,00	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 10	Aracruz	7778345,00	382936,00	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 11	Aracruz	7772380,88	407338,56	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 12	Aracruz	7782961,63	411664,43	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 13	Aracruz	7787276,74	391745,12	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 14	Aracruz	7795168,81	411676,15	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Costa das Algas	CA 15	Aracruz	7781684,03	400470,49	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Vitória	VIX 01	Vitória	7759039,92	373371,61	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Vitória	VIX 02	Vitória	7755589,41	378037,70	Semestral / Trimestral	Marinho Integrado
Guarapari	GUA1	Guarapari	7723667,51	355157,53	Semestral	Marinho Integrado
Guarapari	GUA2	Guarapari	7719405,70	357394,00	Semestral	Marinho Integrado
FUNDEIO 1	FUNDEIO 1	Aracruz	7790168,58	399721,20	Contínuo	Modelagem Numérica
FUNDEIO 2	FUNDEIO 2	Linhares	7819804,37	415133,23	Contínuo	Modelagem Numérica
FUNDEIO 3	FUNDEIO 3	Linhares	7832156,60	423101,85	Contínuo	Modelagem Numérica
FUNDEIO 4	FUNDEIO 4	Linhares	7865272,19	432982,96	Contínuo	Modelagem Numérica

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
Pedra de Leste - PLES	A1	Nova Viçosa / Caravelas / Alcobaça	8033813,07	494546,53	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Sebastião Gomes - SG	A2	Nova Viçosa / Caravelas / Alcobaça	8019361,023	484553,80	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Parcel dos Abrolhos - PAB3	A3	Nova Viçosa / Caravelas / Alcobaça	8010029,24	534788,10	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Portinho Norte - PNOR	A4	Nova Viçosa / Caravelas / Alcobaça	8014249,53	531566,94	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Rodolito Raso - RODORASO	A5	Nova Viçosa / Caravelas / Alcobaça	8034992,97	529361,46	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Esquecidos "B"	B1	São Mateus	7912879,02	453964,95	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Esquecidos "B"	B2	São Mateus	7938659,96	448162,01	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Esquecidos "B"	B3	São Mateus	7924031,44	445422,15	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Esquecidos "B"	B4	São Mateus	7910352,05	441766,03	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Foz "C"	C4	Linhares	7817450,00	443420,00	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Foz "C"	C5	Linhares	7815822,99	444988,99	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Foz "C"	C6	Linhares	7814341,00	446388,00	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
Foz "C"	C7	Linhares	7813592,00	428669,00	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Foz "C"	C8	Linhares	7809240,00	435756,99	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
Foz "C"	C9	Linhares	7807360,00	437722,99	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D1	Aracruz	7794985,99	389262,94	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D2	Aracruz	7795891,67	403604,76	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D3	Aracruz	7796618,36	416016,57	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D4	Aracruz	7787644,95	386328,56	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D5	Aracruz	7785132,81	399397,25	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D6	Aracruz	7787926,09	412588,60	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D7	Aracruz	7789889,49	421453,04	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D8	Aracruz	7783831,97	417324,99	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D9	Aracruz	7778219,02	382787,11	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas

Nome da estação	Cód. da estação amostral	Localidade	Northing	Easting	Periodicidade de coleta	Subprojeto
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D10	Aracruz	7775866,17	395830,57	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D11	Aracruz	7777796,01	413839,97	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D12	Aracruz	7771677,31	416164,19	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Embarcado) "D"	D13	Aracruz	7770852,02	406947,04	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D14	Aracruz	7799202,61	385671,13	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D15	Aracruz	7796762,79	384634,98	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D16	Aracruz	7795631,22	382847,31	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D17	Aracruz	7791201,41	381096,23	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D18	Aracruz	7788122,60	380011,52	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D19	Aracruz	7784256,16	378877,44	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D20	Aracruz	7783972,30	377311,73	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas
APA-REVIS (Costeiro) "D"	D21	Aracruz	7779954,70	377155,05	Trimestral	Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas

Fonte: Autoria própria.

3.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

Os principais resultados no Anexo 3 Marinho estão aqui colocados de forma resumida. É importante destacar que as análises que mostram aumento ou diminuição de teores estão comparadas com dados de antes do rompimento da barragem e dados coletados entre 2016 e 2017.

3.3.1 Sedimentologia

Afinamento da granulometria e redução da densidade do sedimento superficial, em alguns momentos apresentando valores inferiores ao limite estabelecido para lama fluida (1200 kg/m³). Esse resultado foi encontrado para os Setores Foz, Norte e Abrolhos.

3.3.2 Mineralogia

Os resultados mostram um aumento dos volumes totais de fases minerais de ferro (hematita, magnetita, grenalita T, maghmita e goethita) e da suscetibilidade magnética no sedimento superficial de fundo. Esses resultados foram observados principalmente para os setores Foz, APA Costa das Algas, Norte e Abrolhos.

3.3.3 Modelagem e Sensoriamento Remoto

As medições apontam para diferenças entre a superfície e o fundo da direção das correntes na região da foz do Rio Doce. A turbidez medida próximo ao fundo mostra uma estreita relação com as entradas de frentes frias e principalmente com o aumento da altura significativa de ondas.

A modelagem numérica aponta uma dispersão preferencial para sul, atingindo a região da APA Costa das Algas durante os primeiros seis meses após a chegada na foz do material proveniente do rompimento da barragem. A dispersão para o Norte atinge latitudes próximas da região de Degredo em concentrações menores que o aporte para o sul.

Os sinais superficiais de turbidez oriundos do Rio Doce verificados nas imagens de Sensoriamento Remoto mostram uma abrangência espacial da ordem de 20 km da foz. O efeito secundário do aporte fluvial somado a eventos de ressuspensão criam um sinal em comprimentos de onda associados a cor visível verde que pode ser associado a processos biológicos. Esses sinais mostram uma abrangência espacial desde latitudes ao sul de Vitória até o setor de Abrolhos. Ao sul da foz, esse efeito secundário pode se estender até a plataforma média e externa, enquanto ao norte esse efeito parece estar restrito a profundidades inferiores a 25 metros.

3.3.4 Hidrogeoquímica

Os resultados mostram aumento dos teores dos elementos Fe, Al, Mn, Cr, Cu, Ni e Zn tanto para sedimento quanto na coluna d'água. Ademais, foi encontrado um aumento da concentração desses elementos na coluna d'água, que se mostrou correlacionado a eventos de ressuspensão por ondas.

Esses resultados foram observados para os Setores Foz, APA Costa das Algas e Abrolhos (incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos). As concentrações de hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos no Setor Foz, tanto para a matriz sedimento quanto para a coluna d'água, apresentam concentrações elevadas, indicando que a movimentação da massa de lama trouxe agregados ao rejeito diversos outros materiais que podem ter contribuído para o aporte destes contaminantes no ambiente. Os nutrientes silício e nitrato apresentaram maiores concentrações na coluna d'água com o aumento da vazão do Rio Doce. Observa-se uma variação espacial e sazonal quanto a nutrientes limitantes nos diferentes setores investigados.

3.3.5 Comunidade fitoplanctônica

Aumento da abundância em momentos de maior aporte fluvial, e ou eventos de ressuspensão por ondas. Esse aumento, geralmente esteve associado a uma mudança na composição, com diminuição da riqueza e o predomínio de espécies oportunistas, como cianobactérias e clorofíceas. Além disso, também foi observada uma variabilidade da saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica, principalmente para o setor Foz.

Mudanças significativas, porém, menores que no setor Foz, foram encontradas para os setores APA Costa das Algas, Norte e Abrolhos. Essas mudanças se manifestaram na abundância, composição e saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica. O setor Sul (APA de Setiba e Vitória) não apresentou mudanças significativas

3.3.6 Comunidade zooplanctônica

Baixa abundância e biomassa dos organismos, principalmente na foz, onde foram encontrados os menores valores dos índices ecológicos de todas as áreas amostradas, desde Abrolhos até Guarapari. Além disso, também foi encontrada uma mudança na composição, a qual foi identificada após o período agudo e persiste até as Campanhas FEST-RRDM.

Tais alterações foram observadas para os Setores Foz e APA Costas das Algas.

3.3.7 Comunidade ictioplanctônica

Baixas densidades de ovos e larvas de peixes ao longo de toda a área, sendo que as menores densidades foram observadas na área da foz do Rio Doce e próximo a Vitória e Guarapari e os maiores valores desses organismos foram observadas na região da Costa das Algas e de Barra Nova.

presença de larvas de peixes de *Chloroscombrus chrysurus* (Carangidae) e Monacanthidae com o trato digestório destruído.

3.3.8 Comunidade Bentônica

Diminuição da riqueza e aumento de vestígios principalmente das Classes Gastropoda e Bivalvia. Indícios de recuperação da comunidade bentônica com o retorno de organismos do Filo Bryozoa, principalmente em estações mais profundas (> 30 metros) e com substrato mais arenoso;

Aumento da abundância de organismos da Classe Polychaeta, acompanhado da redução de outros grupos, indicando uma contaminação por poluentes, uma vez que Polychaeta é geralmente resistente a perturbações geradas pelo aporte de poluentes e materiais nocivos.

Esses resultados foram observados para os Setores Foz, APA Costa das Algas e Norte.

3.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

Os resultados apresentados na seção 2 desse relatório compreendem a análise de uma grande quantidade de parâmetros físicos, químicos, sedimentológicos e biológicos. As correlações e comparações apresentadas visaram avaliar tanto a dispersão e delimitação da área marinha atingida pelos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG), como o impacto desse material nos diferentes níveis tróficos da região marinha afetada pela chegada desse material. Um dos principais desafios foi diferenciar no ambiente marinho o rejeito de minério, proveniente do rompimento da barragem, dos sedimentos já depositados ao longo dos anos antes de novembro de 2015.

3.4.1 Dispersão do Material Particulado em Suspensão, de Sedimento de Fundo e Características Sedimentares relacionados à Presença do Rejeito

Na avaliação da abrangência espacial do transporte dos rejeitos no ambiente marinho, foram utilizadas duas análises principais visando reconhecer, no depósito e na coluna d'água, o rejeito proveniente da barragem: volumes totais de fases minerais de ferro (hematita, magnetita, grenalita-T, magmita e goethita) e a suscetibilidade magnética desses mesmos minerais. Em amostragens coletadas anteriores ao rompimento da barragem, havia a presença dessas mesmas fases de minerais de ferro nos sedimentos da plataforma continental. No entanto, após o rompimento, embora essas fases minerais permanecessem no registro sedimentar, houve um aumento significativo em seus volumes totais em amostragens realizadas nos anos de 2016 e 2017. Para as amostragens recentes (FEST-RRDM), os volumes de fases minerais de ferro continuaram elevados, apresentando uma dispersão preferencial a partir da foz em direção a sul, atingindo a região da APA Costa das Algas. A análise da suscetibilidade magnética aponta para uma abrangência espacial semelhante. Comparando-se com dados pretéritos ao rompimento, houve um sensível aumento para a região da Apa Costa das Algas e próximo a foz do Rio Doce, com o sul da foz apresentando maiores valores que o norte da foz. Destaca-

se ainda que a região sul da foz é marcada por altos teores de lama depositados no fundo (mesmo anterior ao desastre), região conhecida como depocentro (Quaresma et al., 2015). Esses sinais mineralógicos indicam que um material diferenciado está atingindo essas regiões, e que esse material está compatível com a assinatura mineralógica encontrada para o rejeito de minério.

Esta observação mineralógica coincide com as análises químicas realizadas tanto em amostras coletadas no ano de 2016, quanto no atual monitoramento, evidenciada pelas concentrações de Fe nos sedimentos superficiais. Nas análises realizadas em 2016, os elementos Fe, Al e Mn apresentaram concentrações mais elevadas no setor Foz Central, principalmente pelas estações amostrais próximas a desembocadura do Rio Doce. O aumento das concentrações ao sul da desembocadura indicou a influência da dinâmica costeira na dispersão da pluma de turbidez gerada pelo aporte da lama de rejeitos. Análises realizadas em 2016 e 2017, mostraram uma diminuição das concentrações nos sedimentos superficiais no setor Foz Central, uma manutenção dos valores ao sul e um aumento das concentrações ao norte da foz, indicando transporte deste material nesta direção. As regiões ao norte e ao sul da foz apresentam valores médios semelhantes, enquanto que os valores máximos são observados na região norte da foz. Nas campanhas FEST-RRDM, as estações mais rasas (< 20m) em frente, ao sul e ao norte da desembocadura apresentam as maiores concentrações de Fe, Al, Mn e Cr. Cabe ressaltar que os valores encontrados nessa porção mais rasa do Setor Foz ainda estão superiores aos encontrados nas demais regiões, indicando a permanência do rejeito de mineração nesta região. Valores máximos destes elementos principais, referentes ao aporte de rejeitos de mineração, também podem ser observados na APA Costas das Algas (entre 20 e 50 m), refletindo o impacto sofrido nesta área.

Na análise das medições de campo do material particulado em suspensão (MPS), é clara uma dispersão preferencial para Sul durante a ocorrência conjunta de eventos hidrológicos na bacia, ou seja, aumento da vazão do rio, e ventos de Norte e Nordeste. No entanto quando se observam os resultados de coletas realizadas após eventos hidrológicos, quando a vazão superava 1000 m³/s, concomitantes a ventos oriundos do Quadrante Sul, inversão das correntes paralelas à costa ou a eventos de ressuspensão associados a passagem de Sistemas Transientes, essa dispersão se dá em direção Norte. Essa observação é corroborada pelos resultados da mineralogia e geoquímica descritos acima.

Quando se trata de dispersão e distribuição de sedimento de fundo observa-se um aumento no teor de lama para algumas estações de Abrolhos (as que foram possíveis de comparação). Este aumento destacou-se principalmente na estação ABR 01, onde ocorreu um aumento de 40% no teor de lama terrígena. Cabe ressaltar que apesar dessa estação também apresentar um aumento na concentração de Fe e na suscetibilidade magnética, sendo esta última de 3 vezes, não podemos afirmar que o aumento desses teores esteja diretamente associado ao rejeito, uma vez que a área sofre influência direta do Rio Caravelas. Observa-se ainda um aumento dos teores de lama após os eventos hidrológicos (citados

acima) acompanhados pela diminuição dos valores de densidade do sedimento de fundo. Isso ocorre principalmente no setor Foz, tanto na parte central quanto ao sul da foz. Esse comportamento é muito importante, uma vez que o aumento dos teores de lama e diminuição da densidade de fundo favorecem o processo de ressuspensão do material em momentos de maior energia de correntes e ondas na região. Os menores valores de densidade do fundo indicam ainda um material recém depositado, uma vez que a consolidação do depósito ainda não foi efetivada, tornando-o mais suscetível a mobilização. As observações realizadas a partir dos fundeios instalados ao norte da foz do Rio Doce mostraram um evento de ressuspensão associado à entrada de uma frente fria em dezembro de 2018, com a inversão para norte das correntes paralelas à costa e aumento do período e altura significativa de ondas (ver seção 3, subprojeto Modelagem). A turbidez no fundo aumentou significativamente e houve uma diminuição da salinidade ao norte da Foz e na região de Degredo, em um efeito combinado de ressuspensão e advecção para norte do aporte fluvial do Rio Doce.

Esses resultados de medições sedimentares in situ mostram similaridades com os resultados obtidos a partir do sensoriamento remoto. Em momentos de alta vazão do Rio Doce, como em janeiro de 2019, quando a vazão superou 3000 m³/s em um momento de ventos de norte-nordeste, foi possível observar uma pluma de sedimentos, nos campos superficiais de turbidez calculada, no limite norte da APA Costa das Algas. Em termos de sensoriamento remoto, a cobertura de nuvens durante a entrada de frentes frias e ondulações remotas não permite observar a turbidez superficial. Assim, não se consegue observar, através dessa técnica, o comportamento da turbidez superficial durante esses eventos de frentes frias. No entanto, quando se analisam os resultados de modelagem numérica de transporte de sedimentos, essa dispersão para o norte é observada até a porção sul da Plataforma de Abrolhos, o que corresponde ao setor Norte deste monitoramento.

Durante o período de maior aporte do rejeito, que ocorreu nos meses de novembro de 2015 a abril de 2016, simulou-se um padrão predominante de propagação para o sul da pluma de sedimentos (seis meses até aqui simulados). Durante a maior parte desse período, a pluma de sedimentos em suspensão esteve localizada na área delimitada pelas latitudes de 19,4oS e 20,3oS. Nesse sentido preferencial para sul, a APA Costa das Algas foi atingida em quase 50% do tempo de simulação, embora em pequenas concentrações. Na direção norte, o alcance da pluma foi limitado a aproximadamente 75 km da foz, próximo à localidade de Barra Nova. A distribuição espacial simulada dos depósitos de sedimentos finos está em boa concordância com os resultados apresentados neste relatório e com trabalhos pretéritos (Quaresma et al., 2015; Bastos et al., 2015; Bourguignon et al., 2018; Vieira et al submetido), que revelaram que a menor fração de sedimentos é transportada para o mar e depositada preferencialmente na plataforma interna, principalmente ao sul da foz entre 10 e 30 m de profundidade, e uma fração menor deslocada para o norte ao longo da costa. Cabe ressaltar que essa simulação foi realizada para apenas 6 meses, com predominância de ventos de NE.

É muito importante ressaltar que os resultados da simulação numérica apresentados, consideram apenas deposição primária de sedimentos em suspensão, não considerando a ressuspensão e redistribuição subsequente. A importância da ressuspensão na redistribuição de sedimentos, mostrou-se bastante clara em diversos dos parâmetros analisados. Teores de lama e turbidez medidas junto ao fundo em Degredo, por exemplo, apresentaram alta variabilidade temporal, resultado da mobilização do fundo durante eventos de entradas de frentes frias. Os resultados encontrados até o momento mostraram que a combinação de condições hidro-meteoceanográficas concomitantes com eventos hidrológicos na Bacia do Rio Doce determina os padrões de dispersão do material em suspensão, bem como da ressuspensão e do transporte de sedimento remobilizados.

Em direção ao sul, não há evidências, a não ser numéricas, que o transporte de rejeitos provenientes do Rio Doce ultrapasse a região da APA Costa das Algas. As medições in situ nos pontos de coleta próximos a Vitória e Guarapari não apresentaram sinais claros de mudanças de fatores bióticos ou abióticos. Os resultados de modelagem numérica indicam pequenas concentrações de sedimento em suspensão atingindo latitudes próximas à cidade de Vitória, porém na região da plataforma continental média e externa. A continuidade dos estudos de modelagem numérica e medições in situ, especialmente no período de maior energia hidrodinâmica no inverno, podem embasar conclusões que reduzam as dúvidas a respeito desse limite de dispersão sul dos rejeitos ou do seu efeito secundário.

Nesta região (Vitória e Guarapari), as concentrações de metais tanto na coluna d'água como no sedimento superficial aumentaram de forma geral, sendo que, desde 2016, as concentrações de Fe total apresentavam-se mais elevadas. No entanto, esta região sofre com fontes próximas, dessa forma não é possível afirmar que esse aumento esteja diretamente ligado ao rompimento da barragem. Da mesma maneira, os resultados da análise mineralógica, não mostraram alterações nas fases de Fe e na susceptibilidade magnética.

Comparado ao monitoramento pós desastre em 2015 e 2016 para metais dissolvidos, no qual foram observados valores acima dos valores orientadores das normas utilizadas, como Al, Fe e Cu para a CONAMA 357/2005 e para Cr, Cu, Ni, Pb e Zn para a EPA-NRWQC/2004, todos os elementos estudados estão abaixo dos limites estabelecidos por estas agências. Para metais totais no presente monitoramento foi observado concentrações de As, Cu e Zn acima das estabelecidas pelas normas supracitadas. Concentrações essas encontradas principalmente nas regiões Norte e Sul da campanha 1.

No caso dos sedimentos, concentrações encontradas nas campanhas realizadas entre 2015 e 2016 poucos apresentaram valores acima dos apresentados pela resolução CONAMA 454 de 2012, a qual estabelece diretrizes para material passível de dragagem. Não são estipulados níveis para Fe, Al, Mn, V, entre outros, dentre os quais apresentaram incrementos muito significativos com a chegada dos rejeitos. Mesmo assim, é possível observar nesses resultados de 2015/2016 que As, Cd, Cr e Ni apresentaram valores acima da resolução CONAMA 454/2012 e comparados a outros níveis de

controle apresentados por instituições internacionais, como a NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*; Estados Unidos).

Considerando o presente estudo, é observado níveis de Mn, As, Cd, Cr, Cu, Ni e Zn acima dos estipulados ou pela CONAMA 454/12 ou pela NOAA, sendo que os elementos Cd, Cu, Ni e Zn apresentaram essas concentrações na região de Abrolhos. Na região da Foz, Cu, Ni e Zn também apresentaram concentrações acima dos níveis de controle (CONAMA 454/12 e NOAA), enquanto que Cd, apresentou-se acima desses níveis na região da APA Costa das Algas. As concentrações médias dos elementos V, Cu e Pb permaneceram praticamente iguais entre os valores obtidos antes de 2015 (PETROBRAS, 2015) e após a chegada dos rejeitos de mineração. Ressalta-se que só foram comparados os valores médios, mas que pontualmente podem ocorrer variações significativas. Entretanto, os elementos analisados em ambas as investigações na foz do Rio Doce nos sedimentos superficiais aumentaram, em ordem decrescente, da seguinte forma: Cd (15,83 vezes), Zn (5,60 vezes), Al (4,08 vezes), Mn (2,63 vezes), Ba (1,96 vezes), Fe (1,72 vezes), As (1,57 vezes), Ni (1,44 vezes) e Cr (1,30 vezes). Porém, vale ressaltar que os valores máximos foram mais elevados após a presença do rejeito de mineração na região costeira adjacente, portanto localmente variações significativas podem ser observadas. Em comparação do presente estudo com os resultados referentes ao projeto AMBES, é possível observar que os valores de todos os elementos na região da Foz, com exceção do Mn, encontram-se acima dos dados antes do desastre.

No que diz respeito ao mapeamento de habitats, os primeiros mapas indicam a complexidade da morfologia do fundo marinho na região da Apa Costa das Algas, com a distribuição de fundos de rodolitos com densidades distintas (nódulo por área) e a ocorrência de fundos recifais. A presença de canais incisos e parcialmente preenchidos na plataforma, precisa ser considerada no padrão de amostragem do monitoramento nesta região. O fundo dos canais é composto por sedimento lamoso, podendo ser uma área de acúmulo de sedimento mais fino oriundo do Rio Doce, já que foi detectado nas análises mineralógicas e geoquímicas, a presença do rejeito nesta região. O resultado parcial da foz do Rio Doce, combinando a perfilagem e o mapeamento por ecobatimetria de multifeixe, mostra um fundo bastante complexo na sua morfologia, com a presença de ravinas e escarpas erosivas, o que vai indicar processos de erosão e transporte de sedimento.

Não obstante, essa morfologia detalhada da foz do Rio Doce é fundamental para modelos de dinâmica sedimentar, incluindo ressuspensão.

3.4.2 Impacto na Biodiversidade

A partir dessa rápida explanação da dispersão de materiais e característica sedimentares podemos relacionar os efeitos agudos e crônicos desses processos sobre a biodiversidade marinha.

3.4.3 Impacto Agudo

Em termos de biodiversidade marinha na região da Foz do Rio Doce, observou-se sensíveis mudanças após a chegada dos rejeitos. Em diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar marinha, as medições realizadas ao longo dos anos mostraram impacto principalmente na abundância de organismos e na composição desses níveis tróficos. Comparações com momentos anteriores a novembro de 2015 mostraram que o efeito agudo da chegada dos rejeitos provocou um aumento na abundância numérica de comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas na região próxima à Foz do Rio Doce. Esse aumento na abundância, no entanto, foi acompanhado de uma mudança radical na composição desses grupos. No fitoplâncton, a expressiva presença de coccolitoforídeos, diatomáceas e dinoflagelados foi alterada para um predomínio de cianobactérias e clorofíceas nanofitoplanctônicas, que são microalgas oportunistas de reprodução rápida. Essas microalgas aproveitaram o aporte significativo de nutrientes e ferro dissolvido, sendo observadas florações, principalmente, de cianobactérias unicelulares e filamentosas. Também para esta comunidade fitoplanctônica, apesar do aumento da abundância numérica, ocorreu uma queda nas condições de saúde fisiológica, com o aumento das proporções de feopigmentos que representam a senescência da clorofila a. Para o zooplâncton, enquanto a abundância mostrava-se até duzentas vezes maior que em amostragens pretéritas, com valores nunca antes encontrados na região da plataforma do Espírito Santo, cerca de 80% desta abundância era de indivíduos pertencentes a duas espécies de copépodos.

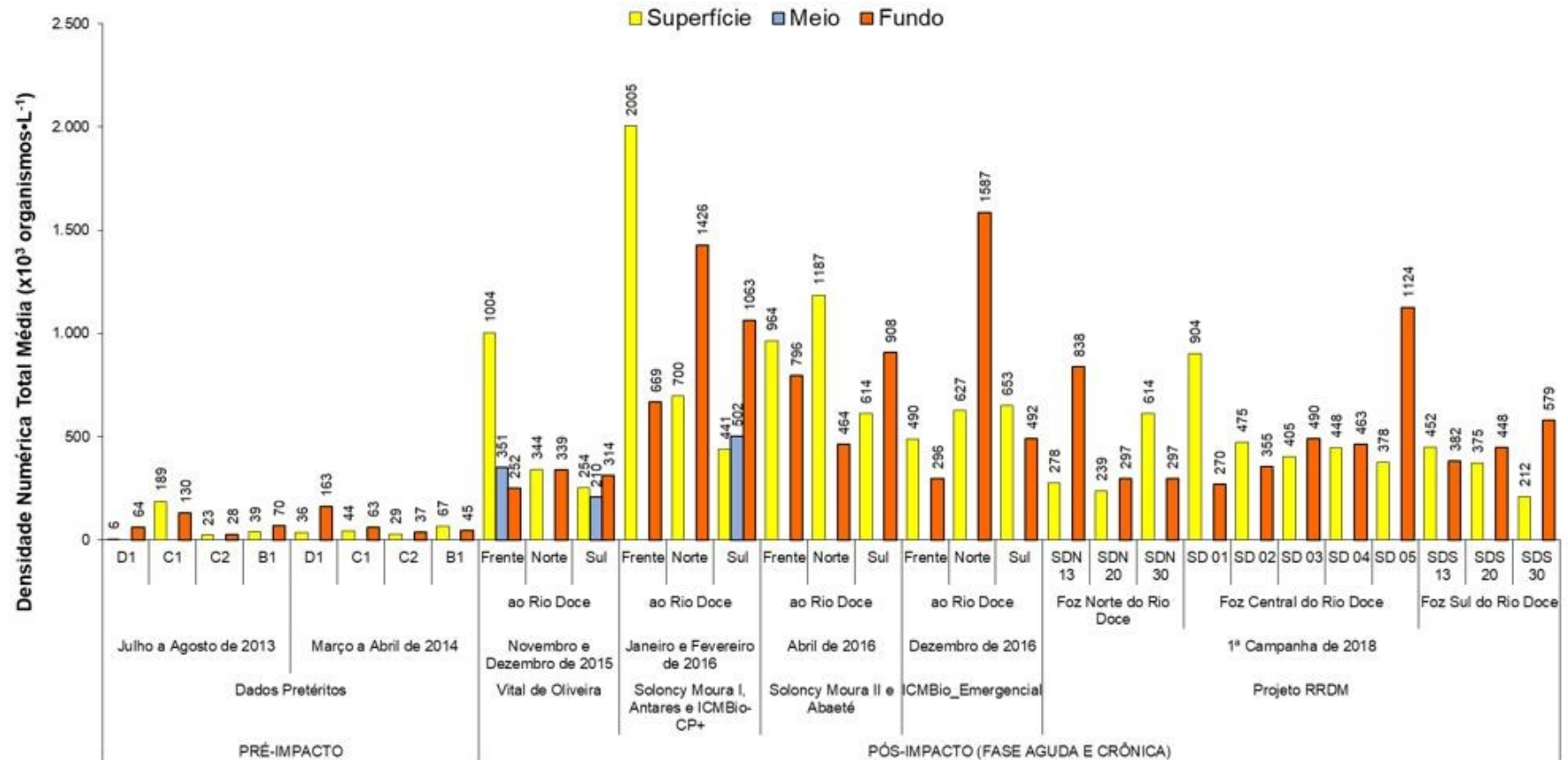
Embora a comunidade bentônica apresente um tempo de resposta mais longo a alterações ambientais, se comparado ao fitoplâncton e zooplâncton, mudanças significativas foram observadas durante o período agudo na região da foz do Rio Doce. Houve um aumento significativo na abundância de vestígios de organismos, principalmente de conchas da Classe Gastropoda e valvas da Classe Bivalvia, sem organismos vivos no interior. Paralelamente, a composição bentônica foi alterada, e diminuiu-se o registro de organismos do Subfilo Crustacea, Filo Bryozoa, tubos e organismos da Classe Polychaeta, Classes Bivalvia e Scaphopoda. Esse resultado apontou para uma redução ou desaparecimento na região, de organismos com partes moles no corpo (como dos Filos Nematoda e Platyhelminthe), e a presença de conchas e valvas vazias e inteiras (sem fragmentações), indicando organismos recentemente mortos.

Na comunidade ictioplânctônica próxima à foz do Rio Doce, as mudanças de abundância e composição não foram tão destacadas quanto para o fitoplâncton, zooplâncton e organismos bentônicos. No entanto, houve registro de larvas com o trato digestório destruído. Algumas das espécies identificadas, como o *Hippocampus erectus* e *Hippocampus reidi*, estão na lista de ameaçadas de extinção e são classificadas como espécies vulneráveis no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Essas mudanças persistiram tanto na fase aguda quanto na crônica.

3.4.4 Impacto Crônico

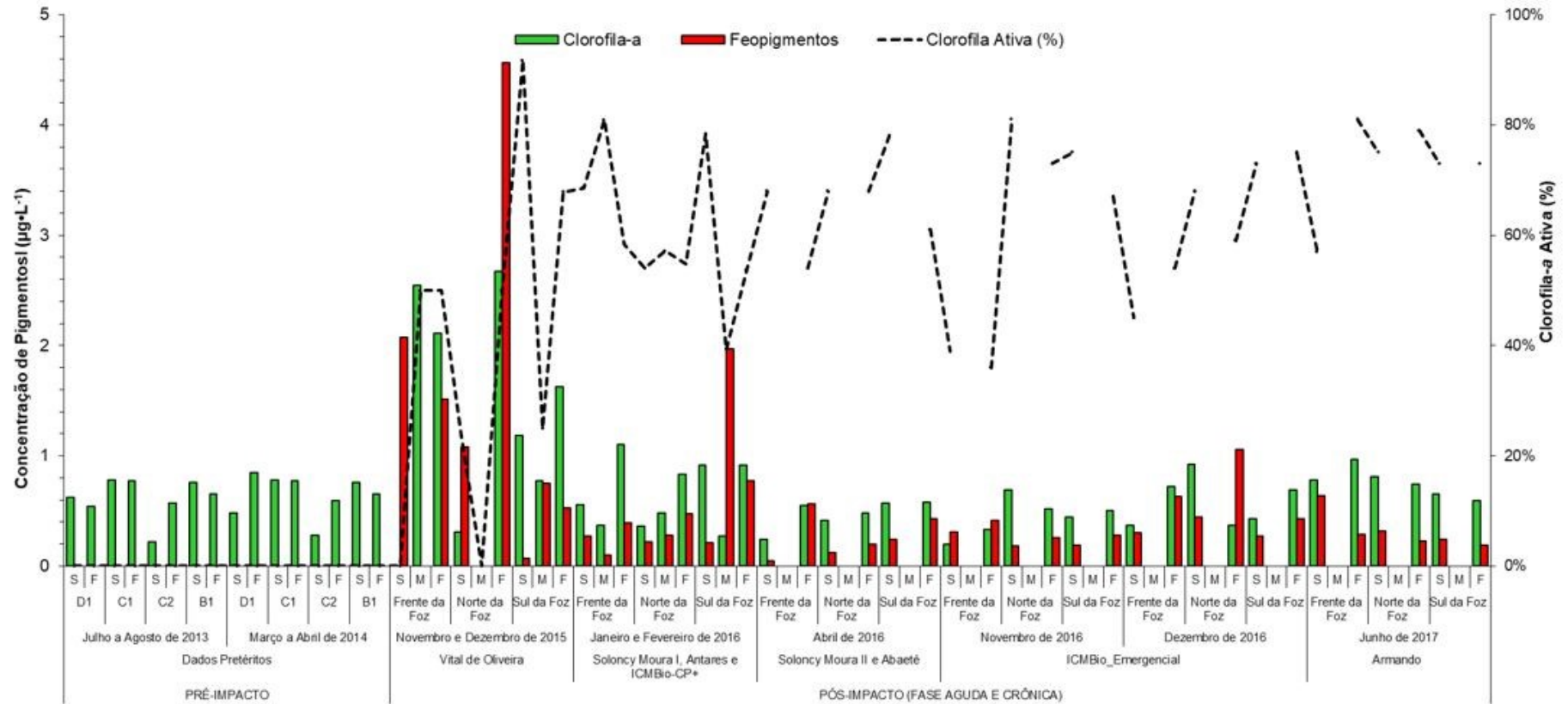
Na fase crônica após o verão de 2016, os diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar marinha, próxima à foz do Rio Doce, apresentaram respostas diferentes à variabilidade temporal da combinação dos fatores abióticos e bióticos (modificados pela chegada dos rejeitos). Para o fitoplâncton, as campanhas mostraram flutuações da abundância e relativa persistência das alterações na composição da comunidade. No entanto, oscilações ocorreram em torno de valores superiores aos observados nas campanhas anteriores ao rompimento, mostrando que a abundância de organismos não retornou a valores pretéritos (Figura 36). Em janeiro de 2016, a região da foz chegou a mostrar densidade numérica total próxima de 2×10^6 organismos/L. A saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica mostrou uma ligeira recuperação, com concentrações de feopigmentos menores se comparadas ao período agudo, porém mostrando oscilações temporais nas porcentagens de clorofila ativa (Figura 37). A composição mostrou uma persistência de organismos oportunistas (cianobactérias e clorofíceas), com o quase desaparecimento de indivíduos frágeis como coccolitoforídeos. Reynolds (2006) e Kaiser et al. (2005) indicam que um processo de não recuperação em curto ou médio prazo pode indicar uma aplicação ao fitoplâncton marinho da Hipótese do Distúrbio Intermediário, a qual defende que sob circunstâncias de um distúrbio repetido várias vezes, não se permite um processo de recuperação ou sucessão progressiva, pois a repetição do distúrbio provoca uma interrupção no processo de recuperação e retorno às condições verificadas logo após este distúrbio. Isso mostraria, não um processo de recuperação/sucessão verdadeiro, mas um processo em que uma mudança não se completaria, pois ocorreria uma reversão causada por uma repetição do distúrbio. Reynolds (2006) considera que, aplicado ao fitoplâncton, se não ocorrer distúrbio (natural ou antrópico), a comunidade segue o seu processo natural de recuperação. No caso da repetição do distúrbio com um tempo intermediário, esse processo de mudança/reversão seria mais lento e possibilitaria a ocorrência de várias espécies, conseguindo inclusive aumentar a diversidade. Entretanto se este distúrbio ocorrer mais frequentemente, isso só possibilitaria a manutenção das espécies pioneiras e oportunistas, como tem sido observado na área de monitoramento durante o impacto crônico. O distúrbio frequente na região da foz do Rio Doce seria causado pelo aporte de mais rejeito durante o impacto crônico e, principalmente, pela periódica ressuspensão do rejeito contido no sedimento. Embora Reynolds (2006) aplique a teoria ao fitoplâncton, as consequências dos distúrbios provocados pelo aporte fluvial e ressuspensão afetam também as comunidades zooplancônicas, bentônicas e ictioplancônicas. Isso leva novamente a concluir que enquanto houver presença significativa de rejeitos no sedimento, a biodiversidade marinha na região da Foz do Rio Doce não conseguirá completar um processo de recuperação natural.

Figura 36: Evolução do impacto da lama de rejeitos sobre a densidade numérica total (ou abundância) da comunidade fitoplanctônica ($\times 10^3$ organismos $\cdot L^{-1}$) nos monitoramentos marinhos realizados pré-impacto, na região da foz do Rio Doce (julho e agosto de 2013 a março e abril de 2014), e pós-impacto (novembro de 2015 a novembro de 2018), na superfície (S), meio (M) e no fundo (F) da coluna d'água.



Fonte: Autoria própria.

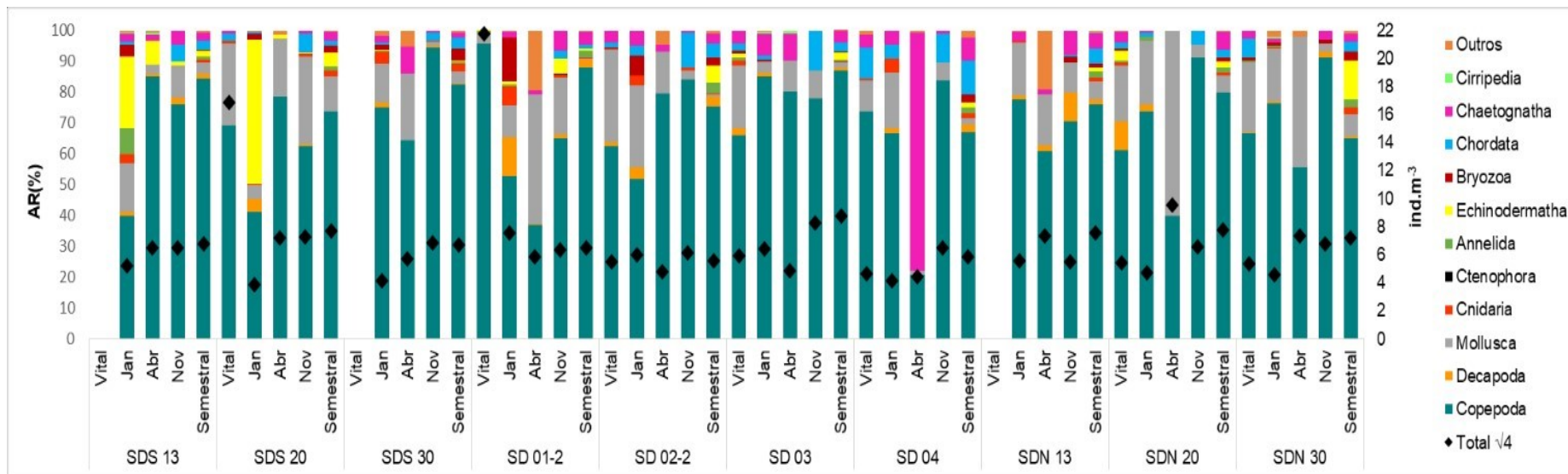
Figura 37: Evolução do impacto da lama de rejeitos sobre a biomassa fitoplanctônica (clorofila-a, em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e seu produto de degradação celular (feopigmentos, em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) nos monitoramentos marinhos realizados pré-impacto, na região da foz do rio Doce (julho e agosto de 2013 a março e abril de 2014), e pós-impacto (novembro de 2015 a novembro de 2018) na superfície (S), meio (M) e no fundo (F) da coluna d'água.



Fonte: Autoria própria.

O zooplâncton mostrou uma diminuição significativa em termos da abundância próxima à foz do Rio Doce. No período agudo chegou-se a observar abundância superior a 200000 ind.m⁻³. Em 2016, passada influência aguda do impacto, a abundância retornou valores intermediários. As amostras coletadas na campanha semestral de 2018 apresentaram valores de abundância de aproximadamente 2300 ind.m⁻³, uma redução de quase cem vezes dos valores registrados durante o impacto agudo (Figura 38). A composição, no entanto, manteve-se alterada, com o domínio de espécies de hábitos oportunistas (como do gênero *Paracalanus*), e refletiu numa persistência de baixos índices de riqueza zooplânctônica na foz. A região apresentou os menores valores dos índices ecológicos de todas as áreas amostradas, desde Abrolhos até Guarapari. Esse resultado reflete o impacto da chegada contumaz dos rejeitos à foz, uma vez que se esperaria o contrário para a foz de um rio se comparado a regiões afastadas de um aporte fluvial típico. Regiões próximas a desembocadura de rios tendem a ter uma maior riqueza de espécies quando comparada a outros ambientes costeiros. Essa tendência deve-se ao aporte de larvas e alteração periódica das condições ambientais em momentos de maior e menor vazão de águas continentais (Perumal et al., 2009). Pesquisas realizadas em 2013 na região no escopo do projeto AMBES (PETROBRAS, 2015) mostraram que a comunidade zooplânctônica na foz do Rio Doce apresentava no passado os maiores valores de diversidade em relação a toda bacia do Espírito Santo e porção norte da Bacia de Campos. Embora a abundância tenha retornado a níveis intermediários, a diversidade foi sensivelmente reduzida com o aporte de rejeitos e ainda não retornou à níveis pretéritos ao rompimento da barragem.

Figura 38: Abundância total (ind. m⁻³) transformada em $\sqrt{4}$ e abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton em cada ponto amostral no setor Foz compreendendo as campanhas: Vital/21015, Jan, Abr, Nov/2016 e semestral/2018.



Fonte: Autoria própria.

A comunidade bentônica mostrou ao longo do período crônico uma persistência na abundância de vestígios de organismos, principalmente conchas da Classe Gastropoda e valvas da Classe Bivalvia. No entanto, foram observados indícios de retorno de organismos sensivelmente afetados durante o período agudo. Foi registrado um aumento na abundância de tubos e organismos do Filo Mollusca e da Classe Polychaeta, especialmente nos pontos de amostragem mais próximos à foz do Rio Doce (e.g., SD1). No entanto, o aumento da abundância de organismos da Classe Polychaeta em comunidades bentônicas, acompanhado da redução de outros grupos, pode indicar uma contaminação por poluentes, uma vez que Polychaeta é geralmente resistente a perturbações geradas pelo aporte de poluentes e materiais nocivos (Paiva, 2006; Papageorgiou et al., 2006). Por outro lado, foram observadas evidências de um começo de recuperação da comunidade bentônica com o retorno de organismos do Filo Bryozoa, principalmente em estações mais profundas (> 30 metros) e com substrato mais arenoso (e.g., ver resultados para pontos SD3 e SD4). Em um estudo de caso, Burd (2002) avaliou os efeitos de rejeitos de minério em uma comunidade bentônica marinha durante 29 anos. O autor ressalta que, após o término das atividades de mineração, houve uma dominância crescente de organismos do Filo Bryozoa, e uma recuperação mais rápida em táxons de Polychaeta. As amostras em SD3 e SD4, no entanto, apresentaram um aumento na abundância de esqueletos de Bryozoa, sugerindo que efeitos agudos de aporte fluvial e ressuspensão de rejeitos criam ciclos de mortalidade dos organismos.

Para as regiões afastadas da foz do Rio Doce, como a APA Costa das Algas, Plataforma de Abrolhos, Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, o possível impacto do aporte dos rejeitos sobre a biodiversidade deve ser visto com cautela. As campanhas realizadas entre outubro e dezembro de 2018 mostraram variabilidade de valores de abundância e composição de fitoplâncton, zooplâncton, organismos bentônicos e ictioplanctônicos. No entanto, a escassa ou ausente disponibilidade de dados pretéritos em algumas regiões, e principalmente de dados anteriores ao rompimento da barragem, não permite separar a variabilidade natural do ambiente marinho, de alguma alteração gerada pelo impacto da eventual chegada de rejeitos nessas áreas. A região da APA Costa da Algas mostrou um claro registro sedimentar da chegada de rejeitos à região, suportada por evidências de sensoriamento remoto e modelagem numérica. O impacto na biodiversidade, portanto, está intimamente ligado na capacidade de dispersão do material proveniente do aporte fluvial do Rio Doce e as concentrações que esse material chega. Após o impacto agudo, a vazão do Rio Doce nos anos de 2016 e parte de 2017 manteve-se abaixo dos valores de mediana diária da vazão calculada para a estação úmida (novembro a março) e da estação seca (abril a outubro). No entanto, os meses de final de primavera e início do verão em 2018 mostraram um aumento da vazão do rio, com valores acima da mediana de estação úmida em vários momentos. Caso haja uma tendência progressiva de aumento da vazão do rio, retornando a valores iguais ou superiores às medianas de estação seca e úmida, espera-se que as maiores vazões criem uma condição propícia a maior carreamento do material de rejeitos depositados ao longo do rio. Consequentemente, haveria um maior aporte fluvial na foz, gerando um potencial para maior dispersão e impacto na biodiversidade no ambiente marinho.

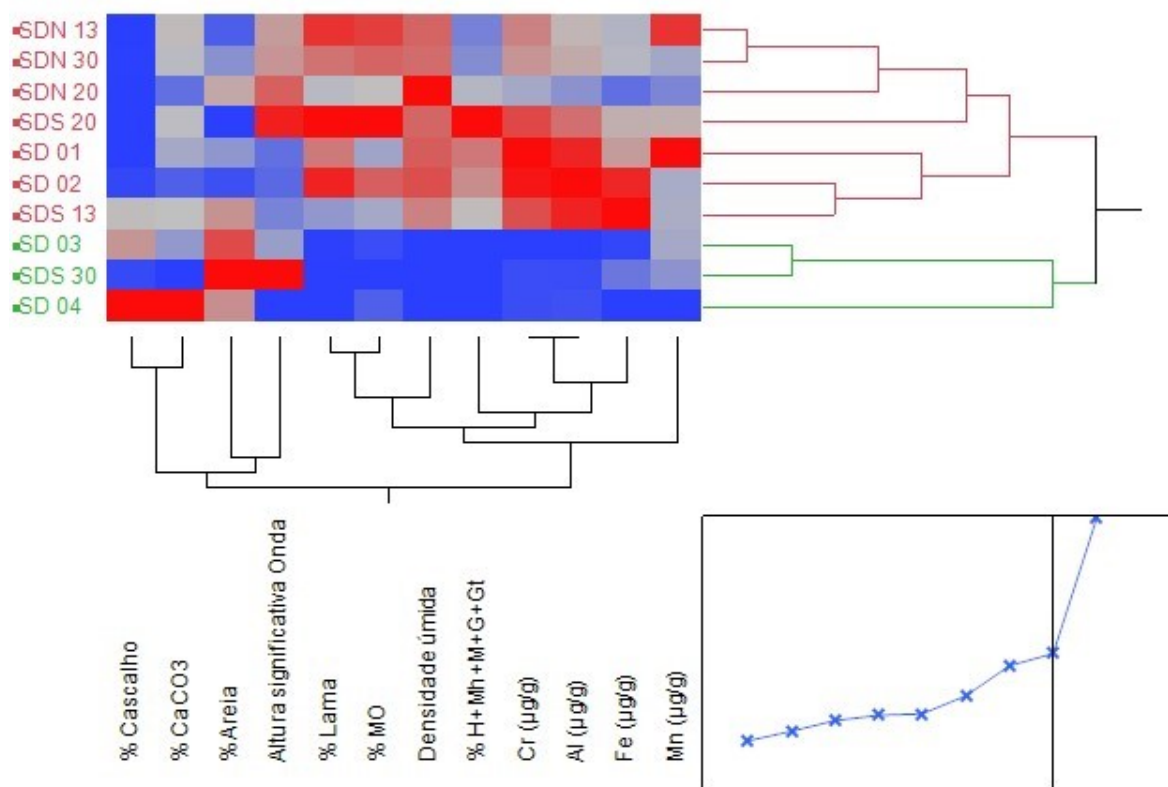
A análise em fundos recifais e rodolitos ainda está no início. Sem uma base de dados pretéritos, as primeiras campanhas estão sendo usadas como diagnósticos para avaliação de uma variação temporal até o final do PMBA. A relação com dados abióticos mostrou que na região da APA, o sedimento encontrado em fundos de rodolito apresentaram o indicativo da presença de assinatura do rejeito. O mesmo foi visto no sedimento de áreas recifais costeiras na Apa e Revis, em Aracruz. A retirada das unidades calcificadoras e armadilhas de sedimento, que foram feitas em março, e posterior análise, serão indicadores do aporte ou não de rejeito em fundos recifais.

3.4.5 Análise estatística das campanhas RRDM-FEST

Foram realizadas análises estatísticas de dados coletados nas campanhas RRDM-FEST entre outubro e dezembro de 2018. As análises buscaram quantificar as relações entre parâmetros físicos e químicos na coluna d'água e no fundo e os impactos na biodiversidade, com foco na relação com a base da cadeia alimentar marinha (fitoplâncton) e organismos bentônicos, que representam diferentes tempos de resposta biótica a fatores abióticos.

A análise de agrupamento (Cluster) *two way* nos permite a visualização destas relações entre as estações amostrais e os parâmetros bióticos e abióticos analisados nas amostras coletadas. A análise de agrupamento demonstra que o grupo das variáveis que caracterizam o rejeito de minério (lama, densidade úmida, assembleia de minerais de ferro e os metais Fe, Al, Mn e Cr) evidenciam e reforçam a presença de rejeito nas estações da Foz do Rio Doce, (Figura 39). O outro grupo de estações é caracterizado pela maior presença (avermelhado) de carbonatos, cascalhos e areia. Outra observação importante é a deste último grupo com a altura significativa de ondas.

Figura 39: Análise de agrupamento (Cluster) two way entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma two-way, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.



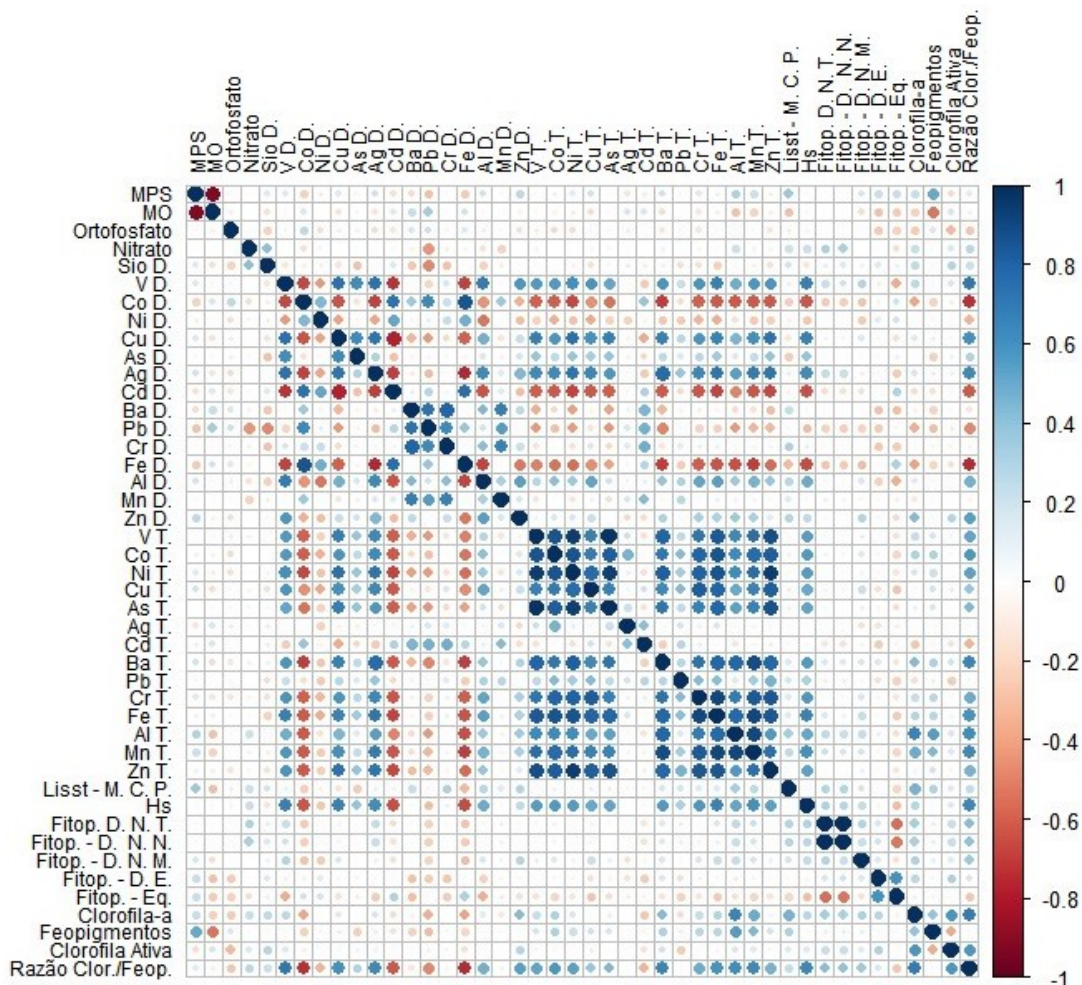
Fonte: Autoria própria.

O cálculo do coeficiente de correlação não-paramétrico de Spearman foi realizado para examinar as relações entre as concentrações de metais e de nutrientes na água, a altura significativa de ondas e diferentes parâmetros da comunidade fitoplanctônica (densidade, razão entre pigmentos). Os cálculos foram feitos com base nos dados das Campanhas 2 e 3 (RRDM-FEST) no Setor Foz do Rio Doce, já que o setor apresenta maior quantidade de dados já disponíveis. A altura significativa de ondas foi considerada como um indicador das condições hidrodinâmicas nos momentos das campanhas. A análise das forçantes físicas (ver Seção 3, subprojeto Modelagem) mostrou que as variações no campo de ondas regional têm forte influência na variabilidade temporal da turbidez de fundo medida nos fundeios. Além disso, diferentes estudos (Dominguez, 2009; Quaresma et al., 2015) já indicaram que a ação das ondas tem forte influência sobre a dinâmica sedimentar no trecho monitorado.

A análise de correlação (Figura 40) se mostrou positiva significativa (p -value $< 0,05$), com valores de correlação acima de 0,5 entre a altura significativa de ondas e as concentrações da maioria dos metais na coluna d'água, tanto para a fração dissolvida (V, Cu e Ag), quanto para a fração total (V, Co, Ni, Cu, As, Ba, Cr, Fe, Al, Mn, Zn). Esse resultado aponta que processos de remobilização do fundo devido a ação de ondas promovem a disponibilização de metais para a coluna d'água, o que pode resultar em

uma rápida reprodução e consequente aumento de densidade numérica de organismos fitoplanctônicos com comportamento oportunista. Esse efeito positivo entre a ressuspensão e influência na base da cadeia alimentar marinha também ocorreu entre a altura significativa da onda e a razão clorofila-a/feopigmentos (coeficiente de correlação: 0,56; p-value <0,05), entre a altura significativa da onda e as densidade numérica fitoplanctônica total (coeficiente de correlação: 0,31; p-value <0,05) e densidade numérica nanofitoplâncton (coeficiente de correlação: 0,29; p-value <0,05). A correlação entre os metais na coluna d'água e a comunidade fitoplanctônica também apresentou valores positivos. Foram encontrados coeficientes significativos (p-value <0,05), com valores entre 0,3 e 0,7 para a relação entre a razão clorofila-a/feopigmentos e as frações dissolvida (V, Cu, As, Ag, Al, Zn) e total (V, Co, Ni, Cu, As, Ba, Cr, Fe, Al, Mn, Zn). Coeficientes de correlação negativos significativos foram encontrados para Co, Cd, Pb, Fe (fração dissolvida) e Cd (fração total). O efeito majoritariamente positivo da disponibilização de metais na comunidade fitoplanctônica também foi confirmado quando analisada a concentração de clorofila –a.

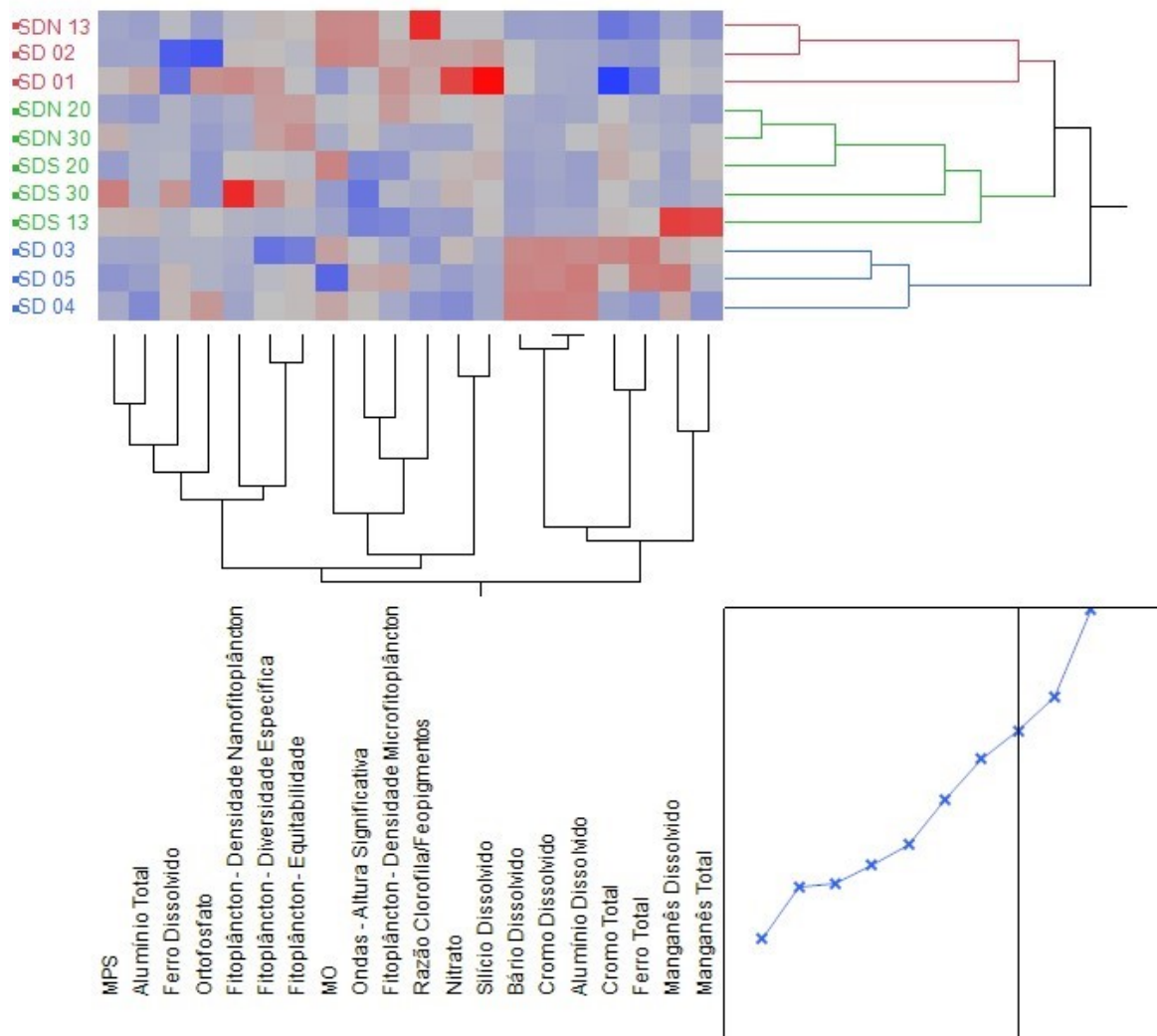
Figura 40: Matriz de correlação entre dados sedimentológicos, hidrogeoquímicos e biológicos da coluna d'água e referentes às Campanhas 2 e 3. Quadrados em branco representam coeficientes de correlação não significativos ($p\text{-value} > 0,05$). Legenda: MPS: MPS: Concentração de Material Particulado em suspensão; MO : Percentual de matéria orgânica no Material Particulado em suspensão (%); Ortofosfato: Concentração de Ortofosfato ($\mu\text{mol/l}$); Nitrato Concentração de Nitrato ($\mu\text{mol/l}$); Sio D.: Concentração de Silício Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); ($\mu\text{mol/l}$); V D.: Concentração de Vanádio Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Co D.: Concentração de Cobalto Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Ni D.: Concentração de Níquel Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Cu D.: Concentração de Cobre Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); As D.: Concentração de Arsênio Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Ag D.: Concentração de Prata Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Cd D.: Concentração de Cádmio Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Concentração de Bário Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Pb D.: Concentração de Chumbo Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Cr D.: Concentração de Cromo Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Fe D.: Concentração de Ferro Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Al D.: Concentração de Alumínio Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Mn D.: Concentração de Manganês Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); Zn D.: Concentração de Zinco Dissolvido ($\mu\text{g/l}$); V T.: Concentração de Vanádio Total ($\mu\text{g/l}$); Co T.: Concentração de Cobalto Total ($\mu\text{g/l}$); Ni T.: Concentração de Níquel Total ($\mu\text{g/l}$); Cu T.: Concentração de Cobre Total ($\mu\text{g/l}$); As T.: Concentração de Arsênio Total ($\mu\text{g/l}$); Ag T.: Concentração de Prata Total ($\mu\text{g/l}$); Cd T.: Concentração de Cádmio Total ($\mu\text{g/l}$); Concentração de Bário Total ($\mu\text{g/l}$); Pb T.: Concentração de Chumbo Total ($\mu\text{g/l}$); Cr T.: Concentração de Cromo Total ($\mu\text{g/l}$); Fe T.: Concentração de Ferro Total ($\mu\text{g/l}$); Al T.: Concentração de Alumínio Total ($\mu\text{g/l}$); Mn T.: Concentração de Manganês Total ($\mu\text{g/l}$); Zn T.: Concentração de Zinco Total ($\mu\text{g/l}$); Lisst.M.C.P. - Mediana da Concentração das Partículas medida pelo equipamento LISST (μl); Hs: Ondas - Altura Significativa (m); Fitop. - D.N.T - Densidade Numérica Total do fitoplâncton [organismos $\cdot\text{L}^{-1}$]; Fitop. - D.N.N. - Densidade Numérica do Nanofitoplâncton [organismos $\cdot\text{L}^{-1}$]; Fitop. - D.N.M. - Densidade Numérica do Microfitoplâncton [organismos $\cdot\text{L}^{-1}$]; Fitop. - D.E. - Diversidade Específica do fitoplâncton; Fitop.Eq - Equitabilidade do fitoplâncton; Clorofila-a - Concentração de Clorofila-a do fitoplâncton; Feopigmentos - Concentração de Feopigmentos do fitoplâncton; Clorofila Ativa; Razão Clor./Feop.: Razão Clorofila/Feopigmento



Fonte: Autoria própria.

A análise de agrupamento (Cluster) *two way* para os parâmetros bióticos e abióticos analisados na água superficial (Campanha 2 - mensal), (Figura 41) também demonstram estas relações descritas no parágrafo anterior. Com exceção de alguns metais dissolvidos, as demais variáveis, incluindo a altura significativa de onda, estão agrupadas e explicam os grupos formados pelas estações amostrais, exceto para as estações localizadas em profundidades maiores que 30m. Nesta campanha a influência do aporte fluvial é refletida na concentração mais alta de silício dissolvido na estação mais rasa e próxima à foz (SD 01). Entretanto, o mesmo resultado não é observado para ferro dissolvido. Isso estaria relacionado aos maiores valores de densidade de nanofitoplâncton e microfitoplâncton, mostrando a assimilação do ferro dissolvido por esses organismos.

Figura 41: Análise de agrupamento (Cluster) *two way* entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma *two-way*, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.

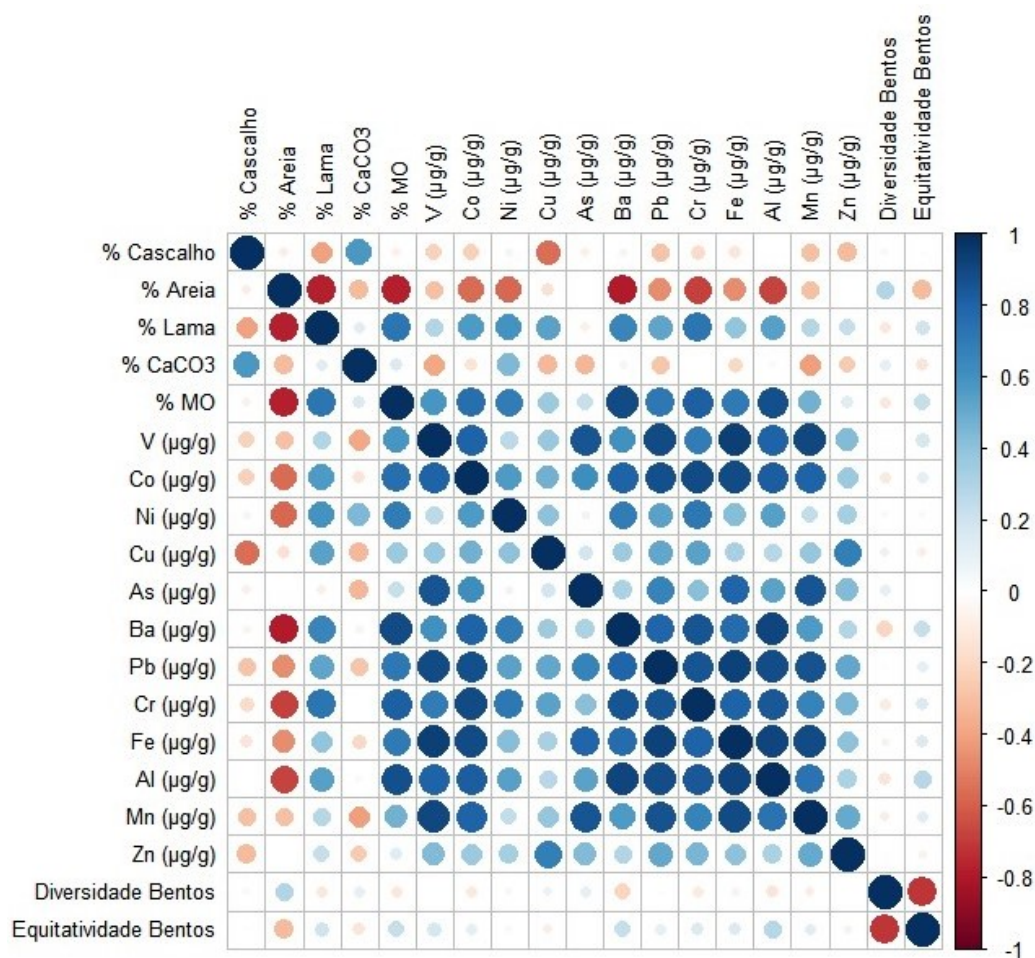


Fonte: Autoria própria.

Correlações negativas (coeficiente de correlação: -0,3; p-value < 0,05) foram encontradas entre a altura significativa de ondas e equitabilidade da comunidade fitoplanctônica. Dessa forma, apesar da disponibilização de metais para a coluna d'água devido a ressuspensão por ondas ter um efeito positivo na densidade numérica do fitoplâncton e na saúde fisiológica, são as espécies mais resistentes, oportunistas e que assimilam rapidamente os micronutrientes metálicos que passam a dominar a composição da comunidade fitoplanctônica, diminuindo a equitabilidade da mesma. Esse resultado confirma as análises apresentadas para os impactos crônicos sobre a biodiversidade. Ou seja, o efeito final da disponibilização de metais para a coluna d'água sobre o fitoplâncton é negativo. A disponibilização sucessiva de metais para a coluna d'água por processos de ressuspensão pode alterar continuamente a composição da comunidade e afetar toda a cadeia trófica superior. Os baixos valores de biomassa e abundância zooplanctônica encontrados (ver Seção 3, subprojeto Zooplâncton) podem estar associados a esse efeito final negativo, e também a disponibilização de partículas não-orgânicas para a coluna d'água, que podem levar a asfixia dos organismos zooplanctônicos.

Para as correlações com as características do sedimento de fundo (Figura 42), foi relacionada a equitabilidade da comunidade bentônica com as concentrações de metais, teores de lama e matéria orgânica. As análises de correlação para os dados de sedimento foram realizadas considerando somente os dados da Campanha 1 (RRDM-FEST) em todos os setores, quando houve coletas de organismos bentônicos. Encontrou-se uma redução da diversidade bentônica com aumento do teor de lama (coeficiente de correlação: -0,36; p-value <0,05) e o aumento do teor de matéria orgânica (coeficiente de correlação: -0,33; p-value <0,05). A análise da relação entre o teor de lama e as concentrações de metais no sedimento apresentou coeficientes de correlação significativos (p-value <0,05) variando entre 0,73 e 0,83, com destaque para Ba e Cr, que apresentaram os maiores valores. Apesar de não terem sido encontradas correlações significativas entre a diversidade bentônica (a nível de Classe e Filo) e as concentrações de metais no sedimento, as correlações encontradas até o momento foram moderadas e negativas, indicando que um aumento de concentrações de metais no sedimento resulta em uma diminuição da diversidade bentônica. Esse resultado será reavaliado com a continuidade do monitoramento.

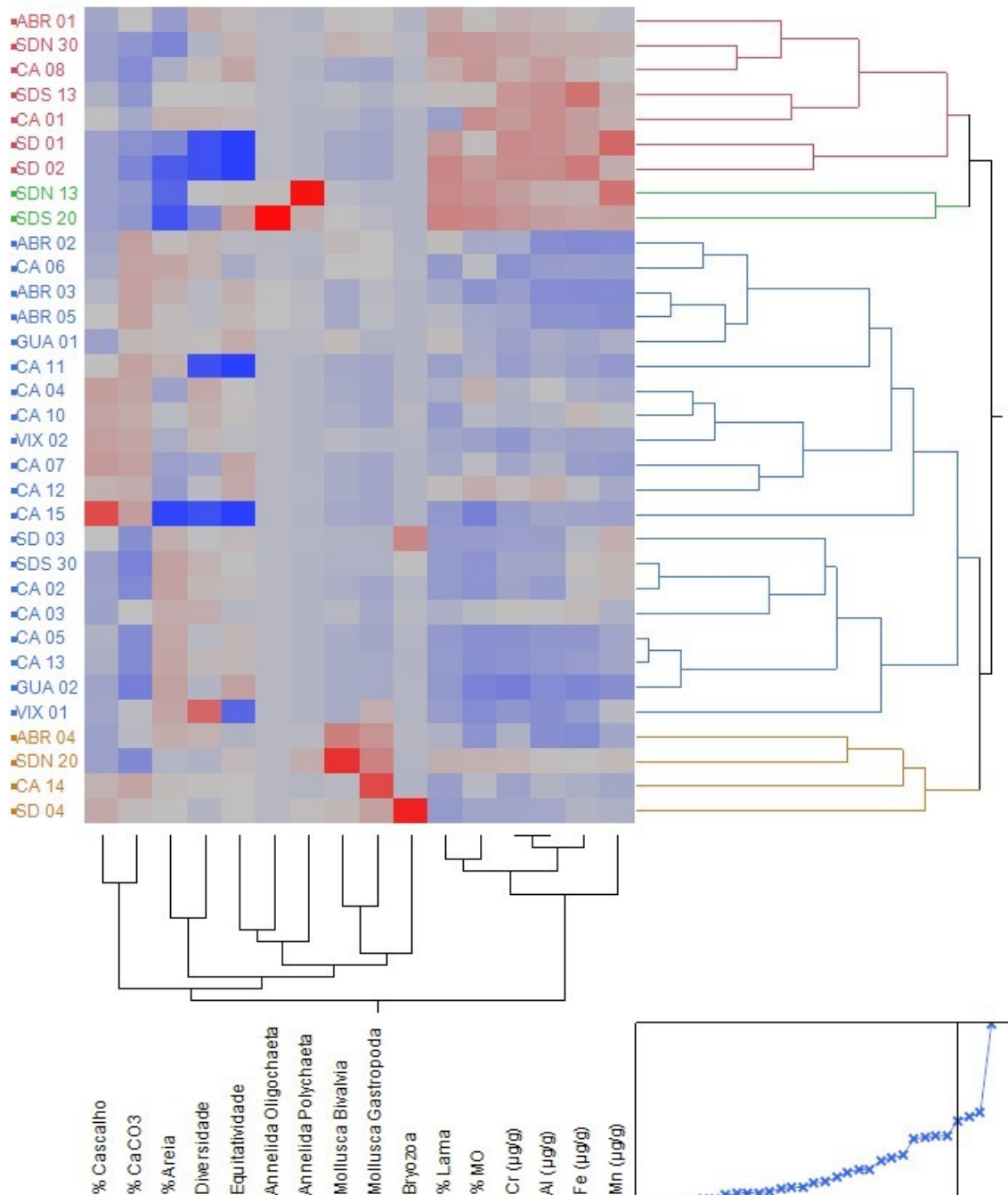
Figura 42: Matriz de correlação entre dados sedimentológicos, hidrogeoquímicos e biológicos do sedimento superficial e referentes à Campanha 1. Quadrados em branco representam coeficientes de correlação não significativos ($p\text{-value} > 0,05$).
Legenda: % Cascalho: Teor de Cascalho do sedimento superficial; % Areia: Teor de Areia do sedimento superficial; % Lama: Teor de Lama do sedimento superficial; % CaCO₃: Teor de Carbonato de Cálcio do sedimento superficial; % MO: Porcentagem de Matéria Orgânica do sedimento superficial; V (µg/g): Concentração de Vanádio no sedimento superficial; Co (µg/g): Concentração de Cobalto no sedimento superficial; Ni (µg/g): Concentração de Níquel no sedimento superficial; Cu (µg/g): Concentração de Cobre no sedimento superficial; As (µg/g): Concentração de Arsênio no sedimento superficial; Ba (µg/g): Concentração de Bário no sedimento superficial; Pb (µg/g): Concentração de Chumbo no sedimento superficial; Cr (µg/g): Concentração de Cromo no sedimento superficial; Fe (µg/g): Concentração de Ferro no sedimento superficial; Al (µg/g): Concentração de Alumínio no sedimento superficial; Mn (µg/g): Concentração de Manganês no sedimento superficial; Zn (µg/g): Concentração de Zinco no sedimento superficial; Diversidade bentônica; Equitatividade Bentônica.



Fonte: Autoria própria.

Para análise de agrupamento *two-way*, da Campanha 1- Semestral, foram considerados os parâmetros granulométricos, os elementos metálicos que evidenciaram a chegada do rejeito de mineração (Fe, Al, Mn e Cr), além dos índices ecológicos e a abundância dos organismos bentônicos (*Oligochaeta*, *Polychaeta*, *Bryozoa*, *Gastropoda* e *Bivalvia*) (Figura 43). Estas variáveis formaram dois grupos em relação aos 4 grupos de estações identificados pela análise. O primeiro grupo de variáveis foi formado pelos organismos, índices ecológicos, frações mais grossas do sedimento (cascalho e areia) e carbonatos, enquanto que o segundo grupo foi formado pelos metais, teor de lama e matéria orgânica. Esta análise corroborou os resultados da análise de correlação, já discutidos anteriormente.

Figura 43: Análise de agrupamento (Cluster) *two way* entre as estações amostrais e variáveis ambientais em sedimentos marinhos. Quadrados de cor vermelha mostram os maiores valores dos parâmetros mostrados na porção inferior do dendograma *two-way*, enquanto quadrados de cor azul mostram os menores valores desses parâmetros. O dendograma à direita do gráfico mostra os grupos de estações agrupadas na análise de agrupamento. Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana (quadrado inferior com asteriscos azuis), e o método hierárquico de Ward para a construção do dendograma.



Fonte: Autoria própria.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Até este momento, alguns impactos pela chegada da lama de rejeito na Plataforma adjacente a foz do Rio Doce já foram identificados e discutidos nesse relatório. Através dos dados sedimentológicos, geoquímicos e de modelagem física e hidrodinâmica fica claro a identificação da assinatura do rejeito desde a região de Abrolhos (estação mais rasa) até a APA Costa das Algas. Entretanto, é importante ressaltar que quando se afirma que a assinatura de rejeito foi observada, significa dizer que medindo o volume das fases minerais de Fe (4 minerais descritos) e a susceptibilidade magnética, observa-se valores mais elevados que no momento anterior. Não há quantificação do rejeito que existe na massa sedimentar, apenas o indicador das fases minerais que caracterizam o rejeito. Acredita-se que o rejeito esteja diluído ao longo da plataforma, mas a sua presença será detectada por meio de traçadores. Cabe avaliar o quanto esse rejeito diluído ainda pode impactar a região.

Os impactos foram observados tanto no comportamento físico (granulometria dos sedimentos, ressuspensão do material depositado no fundo, aumento dos teores de metais no sedimento e coluna d'água, etc.) como na biodiversidade, desde de indivíduos até a comunidade. A cadeia trófica foi e continua sendo perturbada pela chegada do rejeito, ficando evidente ainda que o rejeito continua aportando a região oceânica e sendo remobilizado e dispersado ao longo da Plataforma Continental.

Ainda há muito a ser entendido sobre o que está acontecendo e como os ecossistemas irão se adaptar a essas novas condições. Dessa forma, é necessário que o monitoramento continue por mais tempo para que essa resposta possa ser dada.

Segue abaixo apresenta-se de forma rápida e direta os impactos observados tanto em relação a impactos agudos quanto crônicos.

Impactos agudos

- Fluxo de Alta Concentração de MPS – altas taxas de sedimentação (soterramento e alterações nos habitats).
- Mudança no tamanho das partículas.
- Facilitação dos processos de ressuspensão de sedimento de fundo devido a diminuição da densidade do sedimento superficial de fundo.
- Aumento na concentração de metais pesados Al, Fe, Mn, Ba, Cu, Ni, Zn, Pb, Cr e V (Sedimento, MPS, frações totais e dissolvidas).
- Base da Cadeia Trófica – plâncton – densidade numérica elevada, alta dinâmica das comunidades, diminuição da diversidade.
- Bentos – aumento significativo na abundância de vestígios de organismos (conchas da Classe Gastropoda e valvas da Classe Bivalvia), sem organismos vivos no interior. Diminuição da biodiversidade.
- Ictiologia - presença de larvas de peixes com trato digestório destruído.

Impactos crônicos

- Potencial mudança na distribuição granulométrica, alterando o habitat.
- Aumento do processo de resuspensão em função do material não consolidado no fundo, disponibilizando metais para a coluna d'água.
- Aumento na concentração de metais pesados no sedimento marinho, principalmente Fe, Al, Cr e Mn.
- Tendência de dispersão resultante em direção Sul durante a ocorrência conjunta de eventos hidrológicos na bacia, com aumento da vazão do rio, e ventos de Norte e Nordeste.
- Tendência de dispersão resultante em direção Norte durante eventos hidrológicos (vazão $\geq 1000 \text{ m}^3/\text{s}$) concomitantes a ventos oriundos do Quadrante Sul, inversão das correntes paralelas à costa ou a eventos de ressuspensão associados a passagem de Sistemas Transientes.
- Aumento do volume das fases minerais de Fe e da Susceptibilidade Magnética no sedimento, podendo ser usado como indicador da presença do rejeito
- Aporte de mais material oriundo dos rejeitos em função de eventos de cheias do rio – material disponível nas margens do Rio Doce
- Base da Cadeia trófica – impacto crônico com alteração na estrutura de comunidades fito e zoo planctônicas com aumento da abundância de determinados organismos e diminuição da diversidade.
- Ictiologia - presença de larvas de peixes com trato digestório destruído.

3.6 REFERÊNCIAS

- BASTOS, A. C., QUARESMA, V. S., MARANGONI, M. B., D'AGOSTINI, D. P., BOURGUIGNON, S. N., CETTO, P. H., SILVA, A. E., AMADO FILHO, G. M., MOURA, R. L., COLLINS, M., 2015. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: A synthesis from a mixed siliciclastic-carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. *Journal of South American Earth Science*, 63, 125-136.
- BOURGUIGNON, S.N.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S.; VIEIRA, F.V.; PINHEIRO, H.; AMADO-FILHO, G.M.; DE MOURA, R.L.; TEIXEIRA, J.B. 2018. Seabed Morphology and Sedimentary Regimes defining Fishing Grounds along the Eastern Brazilian Shelf. *Geosciences*, 8, 91.
- BURD, B. J. Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. 2002. *Marine Environmental Research*, v. 53, n.5, p. 481-519.
- DOMINGUEZ, J. M. L., 2009. The Coastal Zone of Brazil. In: Dillenburg, S. & Hesp, P. A. (ed). *Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil*. Springer, Berlim, 17-51, 2009.
- PAIVA, P. C. Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. *Museu Nacional, Rio de Janeiro*, n. 18, p. 261-298, 2006.
- PAPAGEORGIOU, N.; C. ARVANITIDIS; A. ELEFThERIOU. Multicausal environmental severity: a flexible framework for microtidal sandy beaches and the role of polychaetes as an indicator taxon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 70, n. 4, p. 643-653. 2006.
- PERUMAL, N. V.; RAJKUMAR, M.; PERUMAL, P.; RAJASEKAR, K. T. 2009. Seasonal variations of plankton diversity in the Kaduviyar estuary, Nagapattinam, southeast coast of India. *J. Environ. Biol*, 30(6), 1035-1046.
- VIERIA, F.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S; LEITE, M. D.; COSTA JR, A.; OLIVIERA, K.S.S.; DALVI, C.; BAHIA, RG.; HOLS, V. L.; MOURA, R.L.; AMADO-FILHO, G.M. Along-shelf changes in mixed carbonate-siliciclastic sedimentation patterns. *Submetido para Continental Shelf research*.
- QUARESMA, V. S et al., 2015. Modern sedimentar processes along the Doce River adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644.
- REYNOLDS, C. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University, 2006.
- KAISER, M.J.; ATTRILL, M.J.; JENNINGS, S.; THOMAS, D.N.; BARNES, D.K.A.; BRIERLEY, A.S.; POLONIN, N.V.C.; REFFAELLI, D.G.; WILLIAMS, P.J.B. *Marine Ecology: Precesses, Systems and Impacts*. Oxford: Oxford University Press.

4 ANEXO 4 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NAS PRAIAS

4.1 INTRODUÇÃO

4.1.1 Objetivos e temáticas

Quando em novembro de 2015 o volume de sedimentos de fundo e em suspensão, oriundos da barragem de Mariana, atingiu a desembocadura do rio Doce, continuou seu caminho mar afora se deslocando de acordo com a direção das correntes cujas alternâncias de direção, a sabor dos ventos, resultou num amplo arco de espraiamento, reforçado pelo contínuo aporte de novos materiais. Na zona costeira, especialmente entre a zona de arrebentação e a praia, a bidirecionalidade das correntes litorâneas (*longshore currents*), induzidas pela obliquidade de incidência das ondas de direções predominantes de leste e sul, levou a um espalhamento dos sedimentos de fundo e em suspensão ao longo zona de surfe e da praia ao longo da costa, a partir da desembocadura (Figura 44).

Figura 44: Contaminantes em suspensão na zona de surfe em Regência.



Fonte: <http://g1.globo.com/espírito-santo/noticia/2015/11/surfistas-lamentam-proibicao-de-surf-em-regencia-depois-d-a-lama.html>. 29/11/2015. Foto: Ricardo Moraes/Reuters.

A capacidade de recuperação de uma praia após o aporte de lamas e rejeitos provenientes do acidente em questão depende do seu estado morfodinâmico, se refletivo, intermediário ou dissipativo, isto é, sua mobilidade e sedimentologia que atuam sobre a resiliência da praia e/ou sua capacidade de adaptação a uma nova condição morfodinâmica.

Praias refletivas se caracterizam por areias grossas, elevada declividade da zona de espraiamento-refluxo da onda, ausência ou reduzida largura da zona de surfe, e elevada permeabilidade. Tal característica se traduz em reduzida variabilidade do perfil praial, elevada velocidade do refluxo da onda com capacidade de carrear de volta ao mar partículas de sedimentos mais finos (Short and Wright,

1984). Tem-se ainda boa oxigenação e renovação da água intersticial com remoção de contaminantes e prováveis metais, criando um ambiente favorável à meia fauna que, base da cadeia alimentar, habita os interstícios e superfície dos grãos de areia.

Praias dissipativas se situam no outro extremo dos estágios praias. São caracterizadas por areias finas e muito finas, baixíssima declividade da face praial, refluxo da onda incompleto levando a uma saturação permanente de parte da face da praia, larga zona de surfe e elevada estabilidade morfodinâmica. Existe, portanto, uma tendência de maior retenção de contaminantes no ambiente praial.

As praias intermediárias tendem a ser de areia média, presença de um ou mais bancos paralelos ou oblíquos à praia, gerando vários sub estágios, que ora se juntam ora se desprendem da praia levando a uma elevada variabilidade do perfil praial, o que por sua vez pode levar ao soterramento de contaminantes e sua manutenção no pacote sedimentar da praia.

Para melhor entender os processos morfodinâmicos praias é necessário levar em conta que esse ambiente não se limita à praia exposta/emersa mas inclui o prisma sedimentar submerso de transição da zona emersa para a plataforma continental interna e que se caracteriza por um perfil que, do fundo marinho se eleva exponencialmente em direção à costa, traduzindo um aumento da capacidade de mobilização dos sedimentos até que tal mobilização se expressa em variações mensuráveis da profundidade, configurando a base do prisma praial que na sua porção submersa forma a chamada antepraia (Swift, 1976, Cowell et al. 1999, Short, 1999). O limite do início desta mobilização se situa, em praias expostas de alta energia, frequentemente em torno dos 10 metros de profundidade, e depende da altura e período das ondas, ou seja, do clima de ondas, e se expressa frequentemente por uma mudança notável na inflexão do perfil batimétrico. Praia e antepraia formam, portanto, uma unidade em que a troca de sedimentos de fundo e em suspensão ocorrem de modo continuado levando sedimentos de fundo e em suspensão para a praia por meio do espraiamento e refluxo da onda na face da praia (*swash climate*) e da praia para a antepraia através dos movimentos oscilatórias, correntes longitudinais (*longshore current*) e de retorno (*rip currents*), estas últimas funcionam como correias de transporte de sedimentos e contaminantes da praia para a zona submarina.

A tipologia da praia e, principalmente, a granulometria das areias da praia atuam sobre a diversidade e densidade da fauna bentônica (McLachlan e Brown, 2006; McLachlan e Dorvlo, 2005; McLachlan, 1990; McLachlan et al., 1981). Funções como escavar e se locomover são influenciadas pelo tamanho do grão, o que interfere na densidade e na distribuição espacial destes organismos (Brown e McLachlan, 1990).

Em ambientes de alta energia, que exibem maior declividade e apresentam sedimentos compostos predominantemente por areia grossa, a sobrevivência dos organismos é comprometida pela ausência de proteções corporais e a impossibilidade de manter galerias e tubos fixos em função da menor estabilidade destes substratos (Brown e McLachlan, 1990). Hacking (1998) reportou que praias com grãos mais grossos carecem de pequenos poliquetas e anfípodos. O tamanho do sedimento e a força

da corrente de água na zona de lavado provavelmente não permitem a persistência desses animais de corpo frágil.

Diversos trabalhos confirmam a tendência da riqueza de espécies de macroinvertebrados de praias arenosas, indo de dissipativas a refletivas, diminuir ao longo de um gradiente morfodinâmico (Defeo et al., 1992, Jaramillo e McLachlan 1993, Brazeiro, 1999). McLachlan et al. (2013) em busca de padrões globais sobre a macrofauna de praias arenosas, também registraram menores valores de riqueza com o aumento exponencial do tamanho das partículas sedimentares.

Não só a riqueza, como também a densidade e a biomassa das espécies são os atributos das comunidades macrobênticas de praia arenosa que têm sido mais utilizados em estudos comparativos em macroescala. McLachlan et al. (1981) demonstraram que a comunidade aumenta em riqueza, densidade e abundância total de praias íngremes de areia grossa em direção a praias mais planas de areia mais fina. Em trabalhos subsequentes, em uma ampla gama de tipos de praias e áreas geográficas, confirmaram essa tendência e a relacionou ao tipo morfodinâmico de praia; foi demonstrado que as praias dissipativas de macromarés suportavam comunidades de maior riqueza, abundância e biomassa do que praias refletivas de micromarés (McLachlan, 1990; McLachlan, De Ruyck e Hacking, 1996; McLachlan et al., 1993).

Quanto à meiofauna bentônica, estudos sugerem que a distribuição seja oposta à da macrofauna (Rodríguez et al., 2003). Gheskiere et al. (2005) sugerem que a diversidade desse grupo geralmente deva ser maior em praias intermediárias de areias médias, devido ao equilíbrio entre a entrada de matéria orgânica e a oxigenação. Assim como a macrofauna, a meiofauna bentônica apresenta reduzida mobilidade ou imobilidade em alguns grupos, não sendo capaz de deixar o local que habitam quando as condições ambientais são alteradas e com ciclo de vida curto. Entretanto, em praias refletivas, onde a macrofauna é praticamente ausente, a meiofauna está presente (Giere, 2009).

Eventos como a chegada dos rejeitos de minério de ferro na praia podem modificar o habitat dos organismos bentônicos, provocando alteração da estrutura da comunidade, por meio da redução do número de espécies e aumento de organismos oportunistas, reduzindo assim a diversidade de táxons (Ellis e Hoover, 1990).

De Oliveira Gomes et al. (2017) observaram uma redução na densidade e diversidade de organismos, assim como a modificação da estrutura trófica para o estuário do rio Doce após o desastre. O mesmo padrão foi observado por Castilla (1983) no Chile, onde rejeitos de cobre, sem tratamento, foram despejados através do rio Salado diretamente no mar da praia da Baía de Chañaral, onde o monitoramento da fauna de praias arenosas demonstrou uma diminuição progressiva da densidade e da biomassa nas comunidades macrobentônicas afetadas pelos rejeitos.

Por fatos como esses, os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores ambientais visto que respondem de forma previsível a distúrbios naturais e antropogênicos (Amaral et al., 1998; Van Loon et al., 2015). Partindo deste pressuposto, o uso desses organismos se torna uma ferramenta fundamental para o diagnóstico e monitoramento ambiental.

Do ponto de vista da composição química das praias atingidas pelo rejeito e da possível contaminação do ambiente praial e fauna associada é importante realizar uma avaliação da fração mássica (concentração) “total” de cada elemento químico presente nas diferentes unidades que compõem o sistema praial. Embora a concentração total dos elementos químicos incorporados ao sedimento não seja rapidamente disponibilizada ao ambiente aquático, mudanças nas condições físico-químicas nesses ambientes, pH, temperatura, salinidade, potencial redox e matéria orgânica podem permitir que esses elementos sejam disponibilizados. Dessa forma, a fração “total” dos elementos químicos reflete a qualidade do ambiente e os potenciais impactos a ele causado, uma vez que os elementos podem entrar na cadeia trófica e alterar a densidade e riqueza da fauna bentônica e, ainda por um processo de biomagnificação, pode chegar ao ser humano através da alimentação (SHARIFUZZAMAN et al., 2016).

Desta forma, considerando que os processos costeiros e morfodinâmicos atuam sobre a mobilização e/ou permanência dos rejeitos, aqui mapeados pelas análises geoquímicas, e que, por sua vez afetam as condições de balneabilidade das praias e impactam os organismos vivos, particularmente a comunidade bentônica, os estudos físicos, químicos e biológicos do Anexo 4 buscam obter respostas para as seguintes questões:

1) Qual o alcance máximo dos contaminantes ao longo da costa?

Mapeamento de parâmetros sedimentológicos e geoquímicos, buscando as possíveis assinaturas do aporte fluvial e/ou de rejeitos da lama são analisados e discutidos como indicadores de impactos, assim como sua extensão ao longo da costa.

2) Quais os processos morfodinâmicos envolvidos na distribuição dos contaminantes?

Informações sobre regime de ondas e correntes, além da inclusão de informações sobre a geomorfologia e morfodinâmica praial, são necessárias para a interpretação da caracterização sedimentológica, da distribuição de elementos químicos nos sedimentos e da abundância e riqueza da comunidade bentônica.

3) Existe a possibilidade de os contaminantes atingirem a berma alta da praia e a costa e, em caso afirmativo, em que condições de energia de onda?

Estimativas de espriamentos máximos em diferentes condições oceanográficas, associadas aos resultados das análises geoquímicas permitem avaliar se os processos atuantes na praia conduziram os rejeitos para região de Restinga (Anexo 5) ou mesmo se toda a faixa arenosa pode ser contaminada, prejudicando outros organismos, como as tartarugas marinhas (Anexo 7)

4) Qual a resiliência do sistema praia-antepraia para neutralizar a ação dos contaminantes ao longo do tempo nos sedimentos e na fauna bentônica?

Sendo a praia um ambiente extremamente dinâmico onde as assinaturas geológicas e oceanográficas modelam a morfodinâmica, a mobilidade das diferentes praias monitoradas pode ter favorecido a

remoção e transporte dos sedimentos, alterando as concentrações dos metais, possivelmente incrementadas após o acidente. Ainda, a comunidade bentônica pode apresentar anomalias quando comparadas aos dados pretéritos e/ou embasados pelo que é consenso na bibliografia.

4.1.2 Área de Estudo

O recorte geográfico dos perfis de praia abrange dois setores morfodinâmicos distintos, conforme proposto por Albino et al., (2016): a costa de falésias e terraços de abrasão (S1, S2 e S3) e a planície arenosa do rio Doce (S4 a N5), vide Figura 46.

Nas praias associadas aos terraços de abrasão a atenuação das ondas ao longo da antepraia reduz a quantidade total de energia que chega à face da praia, favorecendo a formação de perfis praias com maiores inclinações (Muñoz-Péres et al., 1999). Simultaneamente, os terraços de abrasão limitam o espaço de acomodação da praia, o que promove a acumulação vertical dos sedimentos junto à costa e a formação de perfis altos e estreitos (Albino et al., 2016).

Em relação ao estado morfodinâmico, essas praias apresentam características intermediárias a refletivas, na preamar, e dissipativas, na baixa-mar (Albino et al., 2016), semelhante ao estado morfodinâmico intermediário do tipo terraço de baixa-mar, proposto por Wright & Short (1984). Neste sentido, há o predomínio de arrebentação do tipo ascendente na face praial e mergulhante na antepraia inferior, durante a preamar, e deslizante ao longo dos terraços de abrasão, durante a baixa-mar (Albino et al., 2016). Características completamente dissipativas são encontradas em praias expostas com menores gradientes e compostas por sedimentos finos (Albino et al., 2016).

Os processos de transformação das ondas pelos terraços de abrasão ainda inibem o transporte longitudinal de sedimento nestas praias, cuja variação topográfica é controlada principalmente pelas trocas transversais entre a praia emersa e a submersa (Albino, 1999; Albino et al., 2016). A atenuação das ondas, por sua vez, limita a amplitude e a variação das alturas das ondas que chegam à praia e, conseqüentemente, reduzem a variação topográfica dos perfis praias em resposta às variações hidrodinâmicas (Ogawa et al., 2015, Albino et al., 2016).

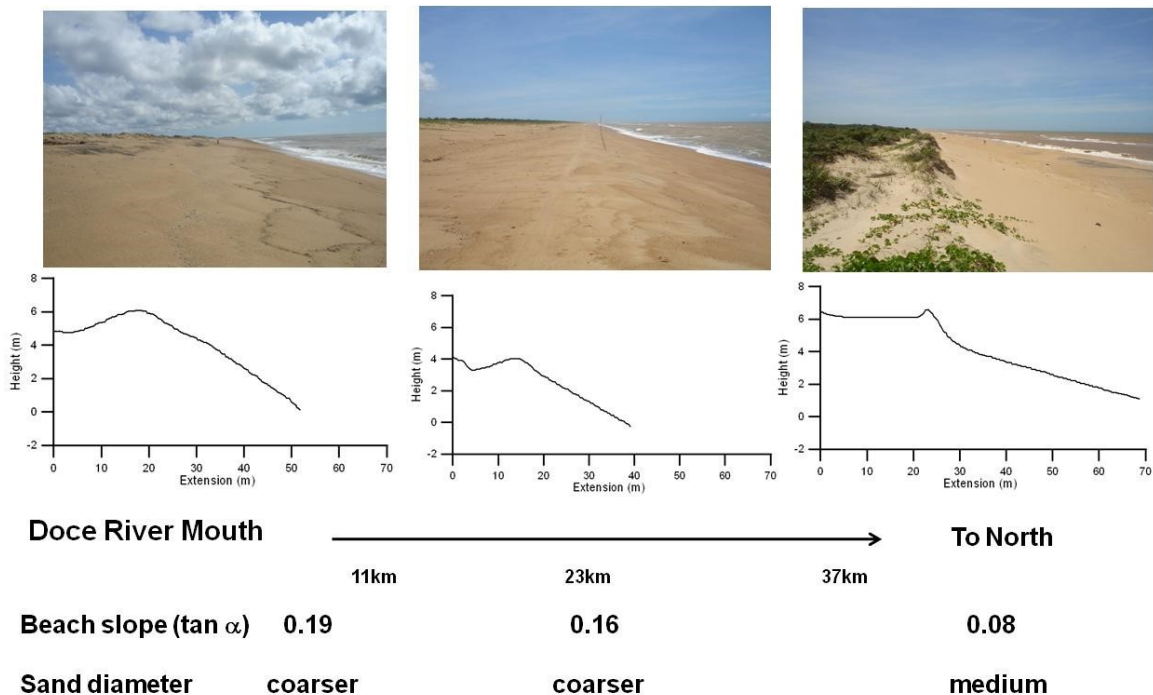
Durante eventos de moderada à alta energia, a impermeabilidade dos terraços de abrasão reduz parte da infiltração do espraiamento, o que torna a praia mais propensa ao empilhamento das ondas junto à costa e ao transporte transversal em direção à antepraia (Jackson & Cooper, 2009). Além disso, a disposição irregular dos terraços de abrasão pode proporcionar a convergência das ortogonais de ondas, promovendo o aumento da energia praial e a erosão de feições do pós-praia (Albino et al., 2001; 2006).

Ao longo da evolução do compartimento da planície deltaica do rio Doce há evidências morfoestratigráficas que destacam a atuação da deriva litorânea de sedimentos, da carga e descarga fluvial e das variações do nível do mar na sua evolução (Dominguez et al., 1981; Dominguez et al., 1983; Martin et al., 1996; Martin et al., 1997). Reconstituições paleográficas das cristas de praia durante a progradação holocênica sugerem discordâncias dos alinhamentos, decorrentes de episódios de

inversões no sentido da deriva litorânea. Como resultado da frequência direcional das ondas e de outros ajustes morfodinâmicos, o sentido preferencial da deriva é de sul para norte. As alternâncias na direção das ondas incidentes ao longo da costa durante a evolução e nas últimas décadas do rio Doce foi corroborada pela modelagem numérica realizada por Bittencourt et al. (2007) e Oliveira et al. (2015).

Quanto à tipologia das praias da planície deltaica, de maneira geral, têm-se praias intermediárias e refletivas, com declividade moderada e areias grossas e médias. A alta mobilidade sazonal de perfis nas proximidades da desembocadura reflete na tipologia de praia. A presença de bancos dissipativos perto da foz do rio provavelmente deve-se à incorporação de areias fluviais finas que reduzem o gradiente da antepraia. Já Barra do Riacho e Comboios apresentam areias mais grossas, alta inclinação, sem presença de bancos. Rumo ao norte, devido à deriva litorânea no transporte de sedimentos, praias intermediárias são observadas com gradientes da face menores (Figura 45).

Figura 45: Inclinação média e diâmetro médio na porção norte da desembocadura do rio Doce, de Urussuquara a Guriri.



Fonte: Albino et al. (2016).

Praias dissipativas ocupam a porção mais setentrional da planície do rio Doce e também são um lugar favorável para a formação de dunas. Como há abundante abastecimento de sedimentos e o vento leste é persistente e forte o suficiente para transportar a areia disponível, é possível encontrar dunas frontais ao longo desta seção, a maior atingindo 30 m de altura na aldeia turística de Itaúnas (próximo ao rio São Mateus) (Albino et al., 2016).

No tocante ao uso e ocupação do solo na área do monitoramento das praias no âmbito do Anexo 4, é importante ressaltar a existência de áreas protegidas, sob responsabilidade de órgãos distintos, na porção sul do rio Doce, a saber:

- Área de Proteção Ambiental (APA) de Praia Mole – Unidade estadual de uso sustentável (IEMA), criada em 1994 para atuar como zona de integração entre as áreas industrial, residencial, turística e de proteção de remanescentes de mata nativa.
- Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) do Degredo – Unidade municipal de uso sustentável, localizada em Linhares.
- Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas – Unidade Federal de uso sustentável (ICMBio), com foco no bioma marinho costeiro, foi criada em 2010 para proteger, dentre outras coisas, a diversidade biológica e os ambientes naturais, principalmente os fundos colonizados por algas, invertebrados e a fauna bentônica associada, as espécies residentes e migratórias, que utilizam a área para alimentação, reprodução e abrigo, os manguezais e vegetação costeira e as formações sedimentares bioclásticas e litoclásticas, importantes para a estabilidade da orla marítima.
- Refúgio de Vida Silvestre (Revis) de Santa Cruz – Unidade Federal de proteção integral (ICMBio). Assim como a APA Costa das Algas essa unidade protege, dentre outras coisas, a diversidade biológica e os ambientes naturais, principalmente os fundos colonizados por algas, invertebrados e a fauna bentônica associada, as espécies residentes e migratórias, que utilizam a área para alimentação, reprodução e abrigo, os manguezais e vegetação costeira e as formações sedimentares bioclásticas e litoclásticas, importantes para a estabilidade da orla marítima.
- Reserva Biológica (Rebio) de Comboios – Unidade Federal de proteção integral (ICMBio), criada em 1984 com o objetivo de proteger as tartarugas e seus locais de desova, onde inclusive se encontra uma base do Projeto TAMAR.
- Terra Indígena de Comboios – Terra tradicionalmente ocupada (FUNAI), cuja demarcação administrativa foi efetivada em 1983 para os Grupos Indígenas Tupiniquim.

As estações amostrais situadas na margem sul do rio Doce encontram-se inseridas nas referidas unidades, sendo S1 na APA Praia Mole, S2 tanto na Revis de Santa Cruz quanto na APA Costa das Algas, S3 na APA Costa das Algas, S4 e S5, a aproximadamente 30 km e 17 km ao sul da foz do rio Doce, respectivamente, ambas na Terra Indígena de Comboios e S6 na Rebio de Comboios, onde se encontra a base do Projeto Tamar, estando aproximadamente 7 km ao sul da foz do rio Doce.

Já ao norte do rio Doce destacam-se a Base do Projeto Tamar, em Guriri, próxima à estação amostral N5 e a ARIE do Degredo, próxima à estação N2.

4.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

Na Figura 46 e Quadro 16 estão localizadas as 11 estações amostrais que foram monitoradas em setembro e dezembro de 2018, sendo que a estação S1, Praia Mole, foi incorporada ao monitoramento somente a partir de dezembro de 2018.

O levantamento de dados em campo para as análises morfodinâmicas, geoquímicas e biológicas, isto é, estudos sobre as comunidades bentônicas, foi concluído com sucesso, conforme o planejado em número de estações nas campanhas de setembro e dezembro. Algumas poucas sub feições de coleta de sedimentos ao longo dos perfis topobatimétricos não foram obtidas devido às condições do mar que inviabilizaram o alcance ao local pré-determinado. Neste sentido, destacam-se as coletas na antepraia (infralitoral), a partir da praia emersa, e na isóbata de 5 m, com embarcação, ambas sob atuação das ondas de arrebentação.

Quanto ao posterior tratamento, análise e interpretação dos dados, no presente relatório semestral somente os dados morfodinâmicos serão apresentados para as duas campanhas, já que o monitoramento é trimestral. As análises geoquímicas da campanha de dezembro, também trimestral, encontram-se ainda em desenvolvimento devido a problemas técnicos com equipamentos e ao atraso na aquisição de material laboratorial pela Rede.

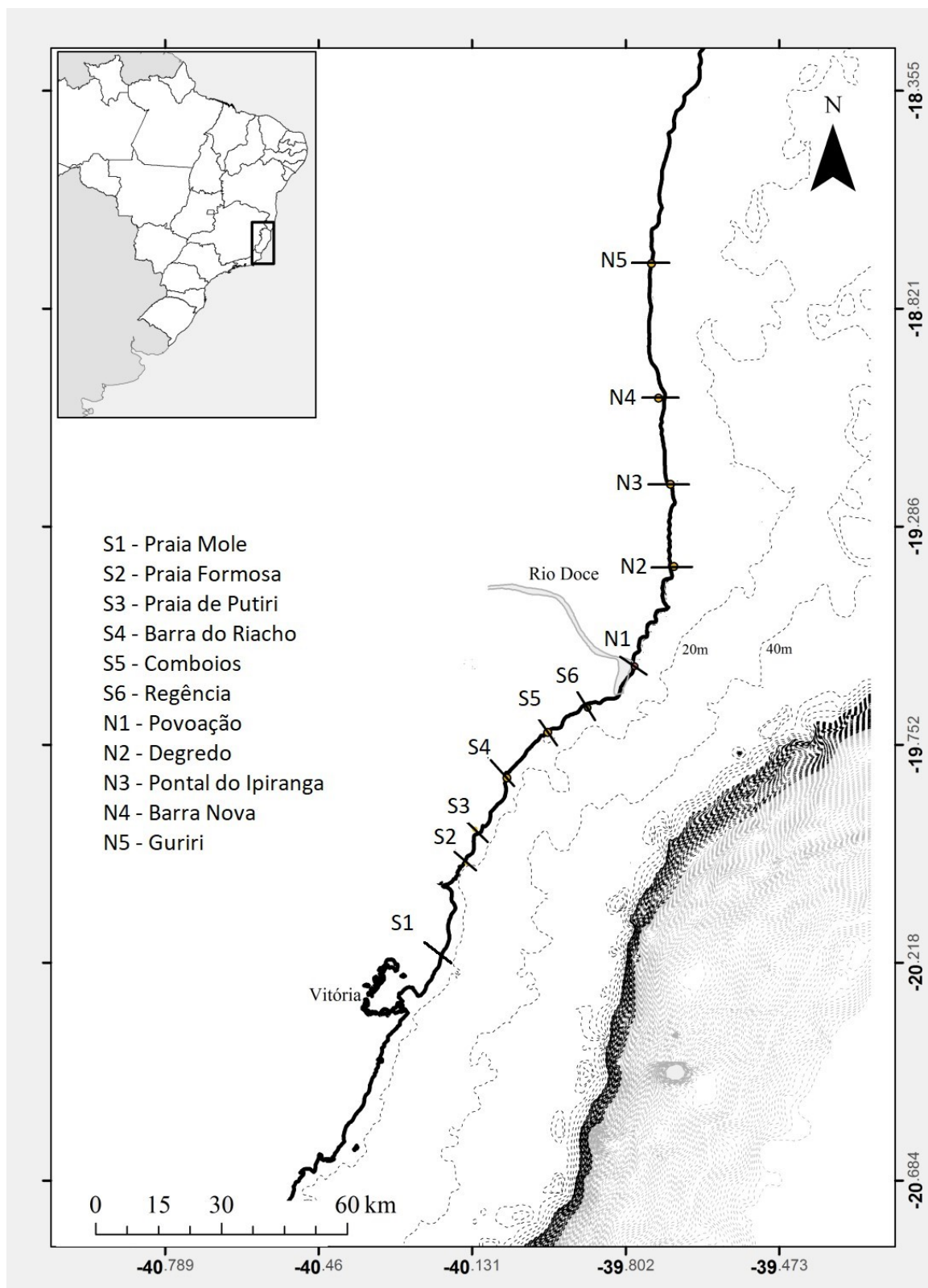
Por outro lado, com levantamento semestral, os dados de bentos serão apresentados na íntegra.

Quadro 16: Relação das estações amostrais referente a cada Subprojeto, em UTM Sirgas 2000

Nome da estação	Código da estação amostral	Northing	Easting
Praia Mole	S1	7761497	373218
Praia Formosa	S2	7790273	380535
Praia de Putiri	S3	7798482	385021
Barra do Riacho	S4	7808956	389631
Comboios	S5	7818548	398483
Regência	S6	7824486	407365
Povoação	N1	7834368	417848
Degredo	N2	7857326	426483
Pontal do Ipiranga	N3	7879287	425449
Barra Nova	N4	7898014	423038
Guriri	N5	7929487	421281

Fonte: Autoria própria.

Figura 46: Localização das estações amostrais. Estação S1 Praia Mole incluída no monitoramento a partir de dezembro de 2018.



Fonte: Autoria própria.

4.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

4.3.1 Caracterização sedimentológica e geoquímica e indicadores da deposição de lama de rejeito ao longo da costa

Nesta seção são apresentados os resultados e interpretações dos dados sedimentológicos e geoquímicos, dando destaque ao aporte e aos processos de sedimentação e transporte de sedimentos provenientes do rio Doce.

Parte-se da hipótese, que o teor de lama, o incremento das concentrações de minerais pesados e de elementos químicos, estes dois últimos associados ao Fe, Al, As, Mn, Cr, V e Co, sejam os indicadores a serem destacados nas análises realizadas. A discussão sobre a presença e abundância destes indicadores é embasada no entendimento sobre processos costeiros, bibliografias referenciais sobre o tema e caso existente, em comparação com informações pretéritas.

Ao longo do monitoramento, a fração lama de até 100% foi encontrada somente nos pontos de coleta da antepraia (isóbata de 5 m e 10 m) e teores inferiores a 1% no ponto praia-antepraia – zona de arrebentação. Na praia emersa, a fração lama não foi verificada nem nas coletas superficiais e nem nas facies das trincheiras de 1 m (Figura 47).

Os teores de lama alternaram espacialmente ao longo da costa e também entre os pontos das estações (Figura 47). Observa-se que a lama apresentou teores altos entre as estações próximas à desembocadura do rio Doce (S6 e N1), praia de Regência e Povoação, onde é conhecida a atuação da descarga e carga do rio Doce na morfodinâmica praial (Albino e Suguio, 2010) e rumo ao norte, onde a lama foi transportada pela deriva predominante, indicada por Oliveira et al., (2015) como sendo de sul para norte.

Na isóbata de 5 m os valores são menores, muito devido a esta profundidade estar sob atuação das ondas mais frequentes, aquém da profundidade de fechamento interno do perfil. Vale definir o perfil de fechamento como o limite offshore de uma praia, onde há troca efetiva da praia emersa com a praia submersa sob as diferentes condições de ondas. Já nas isóbatas maiores de 10 m, o teor de lama é maior já que é, também, menor a frequência do fundo ser atingido ou representar o transporte transversal da praia pelas ondas incidentes mais frequentes. Contudo, ambos pontos amostrais são considerados área ativa do perfil praial, sendo, portanto, a presença de deposição de lama não esperada. Areias são a granulometria típica dos sedimentos para praias arenosas oceânicas (Komar, 1983).

Quanto aos minerais pesados, observa-se que as maiores concentrações foram verificadas nas proximidades da desembocadura do rio Doce e na margem norte da planície, acompanhando o padrão observado para a distribuição de lama (Figura 48). A variação nas concentrações de minerais pesados é utilizada como traçador do sentido do transporte (Komar e Clemens, 1986) e desta forma a distribuição valida o sentido S-N aqui considerado. Variações sazonais nos teores devem-se às

alterações das condições de ondas. Ondas mais energéticas transportam os sedimentos leves e deixam como sedimento residual os de maior densidade (Rao, 1957; Albino et al., 2016).

Figura 47: Distribuição dos teores de lama ao longo das estações praias nas campanhas de setembro e dezembro de 2018.

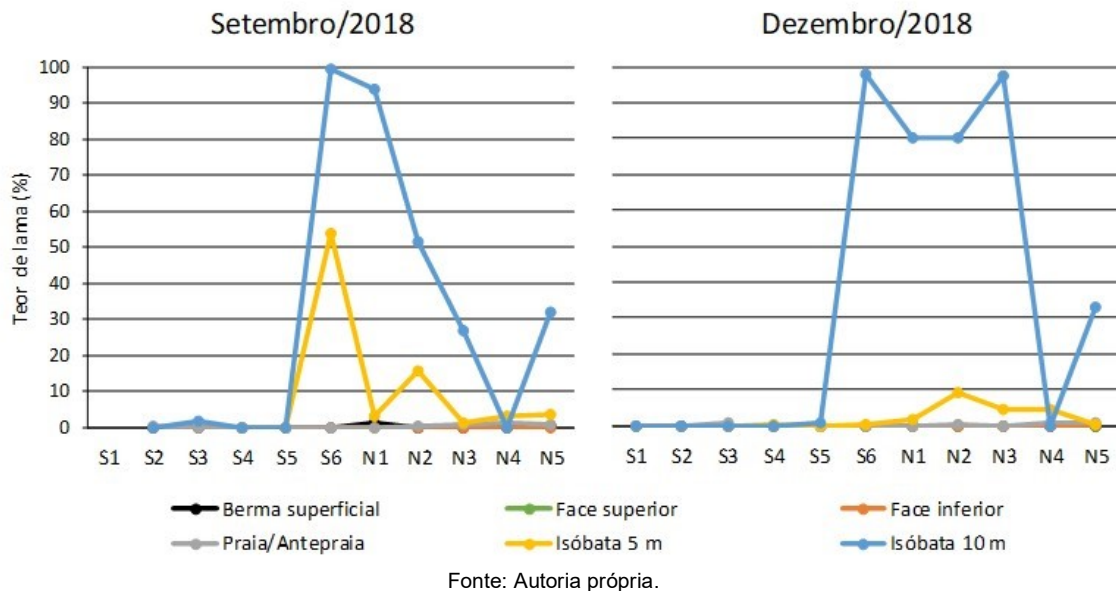
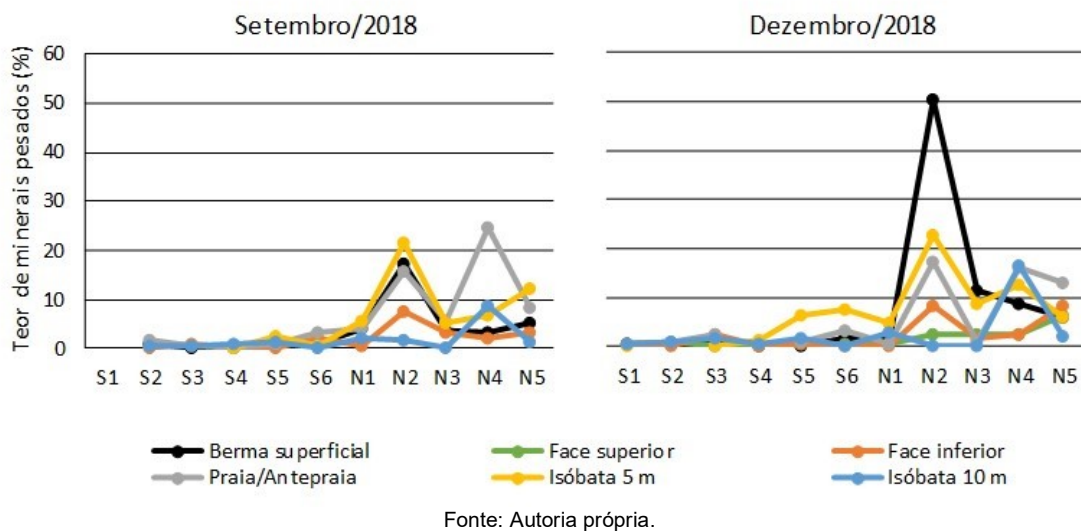
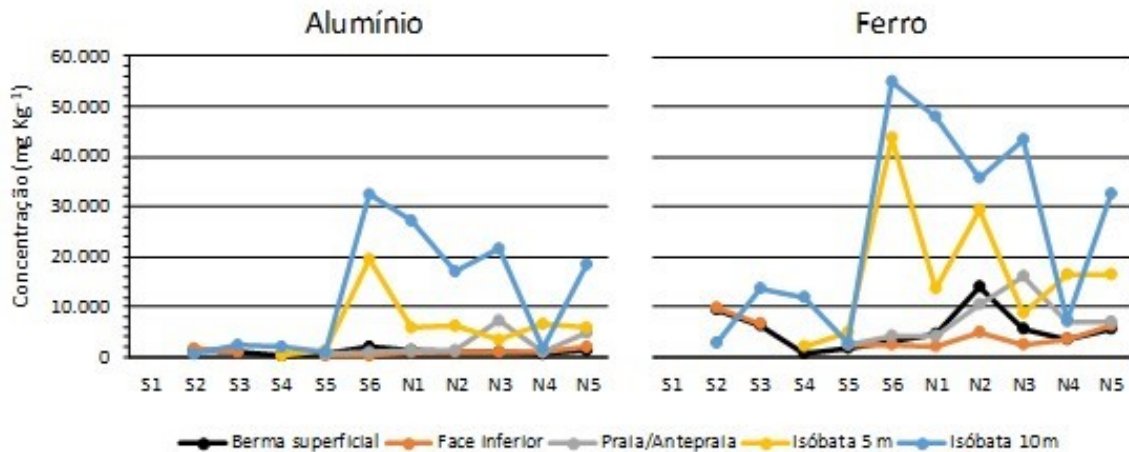


Figura 48: Distribuição de minerais pesados ao longo da costa. As mais altas concentrações na planície deltaica norte do Rio Doce e na campanha de dezembro, sob atuação de ondas mais energéticas quando comparadas às da campanha de setembro.



No que diz respeito aos elementos químicos, considerando a fração pseudo total, observa-se que Fe e Al também apresentaram o mesmo padrão espacial de distribuição ao longo da costa quando comparado com a lama (Figura 49), sugerindo que a fração lama é caracterizada pela alta concentração destes dois elementos, possivelmente associados ao rejeito da barragem.

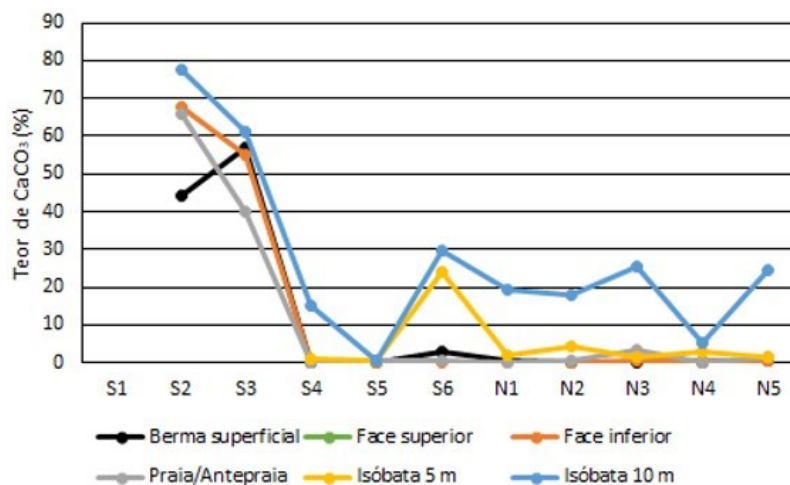
Figura 49: Concentração pseudo total de alumínio e ferro nas praias em estudo no mês de setembro/2018. Observou-se maior concentração destes metais nos sedimentos com maiores teores de lama (isóbatas de 5 e 10 m). Vale destacar que, nesta campanha, na estação S6, as coletas foram realizadas nas profundidades de 14 e 16 m. Estações: S1 - Praia Mole; S2 - Praia Formosa; S3 - Praia de Putiri; S4 - Barra do Riacho; S5 - Comboios; S6 - Regência; N1 - Povoação; N2 - Degredo; N3 - Pontal do Ipiranga; N4 - Barra Nova; N5 - Guriri. Estação S1 passou a ser coletada a partir da campanha de dezembro/2018.



Fonte: Autoria própria.

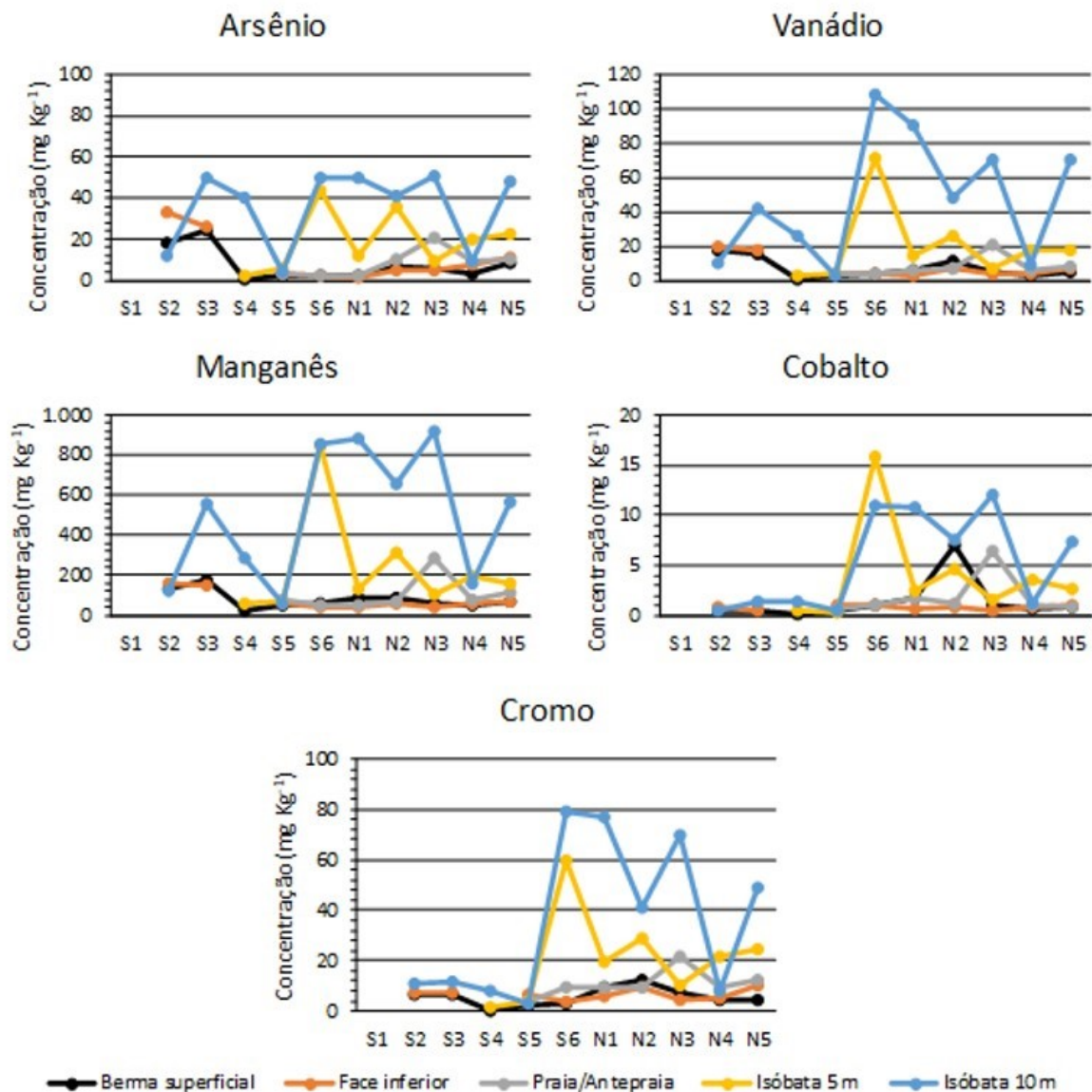
Outros elementos também apresentaram associação com os maiores teores de lama e, de maneira geral, com maiores concentrações nas proximidades da desembocadura e no sentido norte da costa (Figura 51). Arsênio apresentou um comportamento diferenciado, pois elevados teores também foram encontrados em estações onde a fração de lama é pequena (S2, S3 e S4). O enriquecimento de arsênio ao longo da linha da costa do Espírito Santo foi estudado por Mirlean et al. (2012) que concluíram que a presença de arsênio está relacionada ao teor de CaCO₃, ou seja, o As é retido nos fragmentos carbonáticos associados aos terraços de abrasão da Formação Barreiras. A Figura 50 corrobora com essa abordagem, na qual observa-se maiores teor de carbonato nas estações S2 e S3, principalmente.

Figura 50: Distribuição do teor (%) de carbonato ao longo da costa no mês de setembro/2018.



Fonte: Autoria própria.

Figura 51: Concentração pseudo total de As, Mn, Cr, V e Co nas praias em estudo no mês de setembro/2018.



Fonte: Autoria própria.

Ao longo da costa, considerando como indicadores mais destacados os teores de lama, minerais pesados e a concentração de elementos químicos, principalmente Fe e Al, e analisando sua distribuição espacial, os resultados permitem agrupar por similaridade e identificar 3 compartimentos costeiros. Por sua vez, os compartimentos propostos refletem os processos costeiros, a influência da geomorfologia e geologia regional que atuam na distribuição dos indicadores sedimentológicos e químicos destacados. São os compartimentos:

(a) Compartimento da Costa de Falésias e Terraços de Abrasão: correspondendo aos resultados das estações S1 S2 e S3, praias Mole, Formosa e Putiri, onde processos particulares associadas à herança geológica da presença dos terraços são identificados.

(b) Compartimento Planície Deltaica do Rio Doce 1: Correspondendo às estações ao sul da desembocadura, S4, S5 e S6, praia de Barra do Riacho, Comboios e Regência, e ainda a estação N1, praias de Povoação, margem norte da desembocadura. A proximidade do aporte do rio Doce e o alto grau de exposição às ondas são responsáveis pela caracterização morfodinâmica e sedimentológica verificadas. Salienta-se, contudo, que a estação S4 é aqui agrupada por suas características morfodinâmicas e não quanto aos indicadores sedimentológicos e geoquímicos destacados.

(c) Compartimento Planície Deltaica do Rio Doce 2: Corresponde às estações ao norte da desembocadura, a partir da praia de Degredo (N2) até a praia de Guriri (N5), Figura 46. A atuação da deriva litorânea e o alargamento da plataforma atuam sobre a deposição dos sedimentos e tipologia das praias

4.3.1.1 Compartimento (a)

Associadas ao litoral da costa de falésias e de terraços de abrasão, as estações S1, S2 e S3 apresentam como principal fonte de sedimentos os de organismos biogênicos que se fixam sobre os terraços, de composição carbonática, que após morte e fragmentação representam aproximadamente 60% da composição das areias. Areias siliciclásticas apresentam pobre grau de arredondamento, sendo caracterizadas por areias sub angulosas, seguidas por angulosas e sub arredondadas. O pobre grau de arredondamento indica a proximidade da área fonte potencialmente representada pelos sedimentos provenientes da erosão das falésias e dos terraços de abrasão. Os teores de minerais pesados não ultrapassam a 4,80%, sendo os maiores valores encontrados na antepraia onde, segundo Albino et al, 2016, os terraços limitam o transporte de sedimentos. Devido à maior densidade dos minerais pesados, as ondas dissipadas sobre os terraços não apresentam competência de transportá-los, desta forma, uma pequena concentração foi encontrada no local. Não foi registrada a presença de lama ao longo dos perfis.

A limitação de transporte longitudinal exercida pela rugosidade do fundo dos terraços e a caracterização composicional e textural das areias sugerem que os sedimentos ali depositados são essencialmente provenientes de fonte próxima.

Quanto aos elementos químicos Co, Cr, e Al, os mesmos não apresentam variações de concentração significativas entre as estações S2 e S3 e tão pouco dentre as diferentes sub feições do perfil praias. Os elementos Fe, As, Mn e V apresentaram maiores concentrações na isóbata de 10 m na estação S3, enquanto que na fração emersa os maiores teores desses elementos foram encontrados para a estação S2. Ferro apresentou uma concentração média aproximada de 8000 mg kg⁻¹ na porção emersa dos perfis praias, chegando até 13652 mg kg⁻¹ na isóbata de 10 m na praia de Putiri (S3). No trabalho de Mirlean et al. (2012), anterior ao evento do rompimento da barragem de Mariana, os teores médios de Fe reportados para os sedimentos coletados na parte submersa das praias próximas a S2 e S3 foi de 8500 mg kg⁻¹, valor inferior aos encontrados no atual estudo, 3 anos após o desastre, o que pode sugerir um alcance dos rejeitos neste compartimento.

4.3.1.2 Compartimento (b)

O trecho que inclui as praias de Barra do Riacho (S4), Comboios (S5), Regência (S6) e Povoação e (N1) é assim agrupado pelas características granulométricas e grau de exposição às ondas incidentes. As areias destas praias classificaram-se como areias siliciclásticas médias a muito grossas, com moderado a bom grau de seleção. Neste setor foi observada uma maior ocorrência de grãos sub-angulosos e angulosos e um aumento na frequência de grãos sub-arredondados e arredondados em comparação ao compartimento dos terraços. O grau de arredondamento valida o aporte recente do rio Doce para estas praias.

Ao longo da evolução geomorfológica este setor mostra uma relação direta com as alternâncias entre a deriva litorânea e a carga e descarga do rio Doce. Mesmo sendo a deriva predominante para norte, a componente do transporte no sentido sul é maior ao sul do rio Doce e representa em torno e 30% do transporte total anual de sedimentos (Oliveira et al, 2015), o que permite a deposição dos sedimentos do rio na porção sul da planície. Contudo, no que tange à possível deposição de sedimentos provenientes do rio, as estações mais próximas à desembocadura (S6 e N1) são as que sedimentológica e quimicamente apresentam indicadores que refletem o aporte fluvial mais recente.

De maneira geral, as estações deste compartimento apresentam teores de minerais pesados em torno de 2%, com as maiores concentrações sob condições de maior energia de ondas, ocorrida em dezembro de 2018. Já os teores de lama na antepraia são altos quanto mais se aproxima da desembocadura fluvial (S6 e N1). Devido ao alto grau de exposição às ondas deste compartimento costeiro, as condições que favorecem a deposição da lama se acentuam nas maiores profundidades. Desta forma a antepraia alcança teores de lama de até 100%. Este padrão reflete na concentração dos metais.

Concentrações médias de Fe (49330 mg kg⁻¹ para S6 e 30860 mg kg⁻¹ para N1) e Al (26036 mg kg⁻¹ para S6 e 16565 mg kg⁻¹ para N1) são mais altas nas isóbatas de 5 m e de 10 m do que na praia emersa onde valores de 3500 mg kg⁻¹ para Fe e de 1150 mg kg⁻¹ para Al (Figura 49) foram encontrados. Contudo foi observada concentração significativa de Fe na faixa de arrebentação das ondas (limite praia-antepraia) nas estações S5, S6 e N1, sugerindo o possível transporte de sedimentos entre a antepraia e a praia emersa. As altas ondas incidentes, associadas ao alto grau de exposição da costa estende o perfil de fechamento neste setor até 14 m de profundidade no S6 e até 13 m nas estações S5 e N1. Desta forma, nas isóbatas onde foram registrados os altos teores de lama, estes sedimentos são passíveis de serem transportados frequentemente para a praia emersa. A alta mobilidade dos perfis na praia entre as duas campanhas, com a migração de banco da antepraia para a praia nas estações mais próximas ao rio valida esta troca de sedimentos.

Quanto à concentração dos outros elementos químicos, observa-se a concordância entre altos teores de lama e as maiores concentrações nas estações S6 e N1 para Al, As, Mn, Cr, V e Co. Destaca-se ainda, que ao longo da costa os mais altos teores de Mn, Cr e V foram verificados nas estações S6 e N1, indicando como principal fonte destes metais, a descarga e carga do rio Doce.

Excluindo-se as altas concentrações dos elementos químicos encontradas na antepraia e que estão associadas à fração lamosa, não houve alterações significativas nos teores dos elementos ao longo do perfil da pós-praia, porém estes elementos estão presentes em toda a extensão do perfil praiial.

4.3.1.3 Compartimento (c)

Rumo ao norte da desembocadura, o compartimento compreendendo as praias de Degredo (N2), Pontal do Ipiranga (N3), Barra Nova (N4) e Guriri (N5) é caracterizado pela composição siliciclástica. As areias destas praias foram classificadas como areias médias a muito finas, com moderado a bom grau de seleção. Os grãos de quartzo apresentaram grau de arredondamento predominantemente anguloso e sub-anguloso. Observa-se ainda o afinamento dos grãos rumo à deriva litorânea para norte, validando assim, o transporte dos sedimentos a partir da desembocadura fluvial.

Os teores de minerais pesados se elevam sob condições mais energéticas de ondas, conforme postulado por Rao (1957). Interessante destacar, principalmente na estação N2, que os teores de pesados são elevados em todas as sub feições do perfil praiial, desde a antepraia até a berma. Mesmo mantendo-se o padrão de concentrações altas de minerais pesados ao longo de todo o perfil, há diminuição destes teores nas estações N3 a N5, o que pode indicar a diminuição dos teores com o aumento da distância do transporte longitudinal, a partir da desembocadura do rio Doce.

Na Figura 52, pode-se observar a concentração de minerais pesados opacos na face praiial na campanha de dezembro de 2018, o que pode indicar a ação de ondas mais energéticas.

Figura 52: Praia de Degredo em dezembro de 2018. Altas concentrações de minerais pesados associados a eventos de maior energia de ondas.



Fonte: Autoria própria.

Neste compartimento observa-se também a diminuição dos teores de lama na isóbata de 5 m, área de maior hidrodinâmica do perfil praiial. Contudo, teores de até 100% são encontrados na antepraia de 10 m, dentro do limite do perfil de fechamento que varia entre 8 e 13 m para as praias deste compartimento. Os resultados dos teores de lama entre as duas campanhas respaldam a alta mobilidade dos sedimentos na antepraia.

Como a presença da fração de lama é alta, isso reflete na distribuição dos elementos químicos. O padrão de distribuição de ferro e alumínio neste compartimento é muito similar à distribuição dos teores de lama na antepraia (Figura 47 e Figura 49, para a campanha de setembro de 2018) e se apresentam altos. Com relação à fração emersa do perfil praiial desse compartimento, observa-se um aumento das concentrações de ferro quando se compara aos compartimentos a e b, corroborando com o teor de minerais pesados encontrados na face e berma praiial. O que pode merecer destaque é que mesmo com a diminuição substancial dos teores de lama ao longo das estações desse compartimento nas isóbatas de 5 m e 10 m, os teores de Fe e Al continuam mais elevados.

4.3.2 Alterações morfológicas e alcance máximo dos espraiaamentos de ondas

Uma vez que a onda incide sobre a praia, ela espraia sobre a face até dissipar toda a sua energia, e então a água retorna para o nível relativo do mar, por percolação ou deslizando sobre a face novamente. Este processo de subida e descida é chamado de espraimento, e sua altura máxima, medida verticalmente em relação à maré prevista, é chamada de *run-up* máximo (Sorensen, 1997).

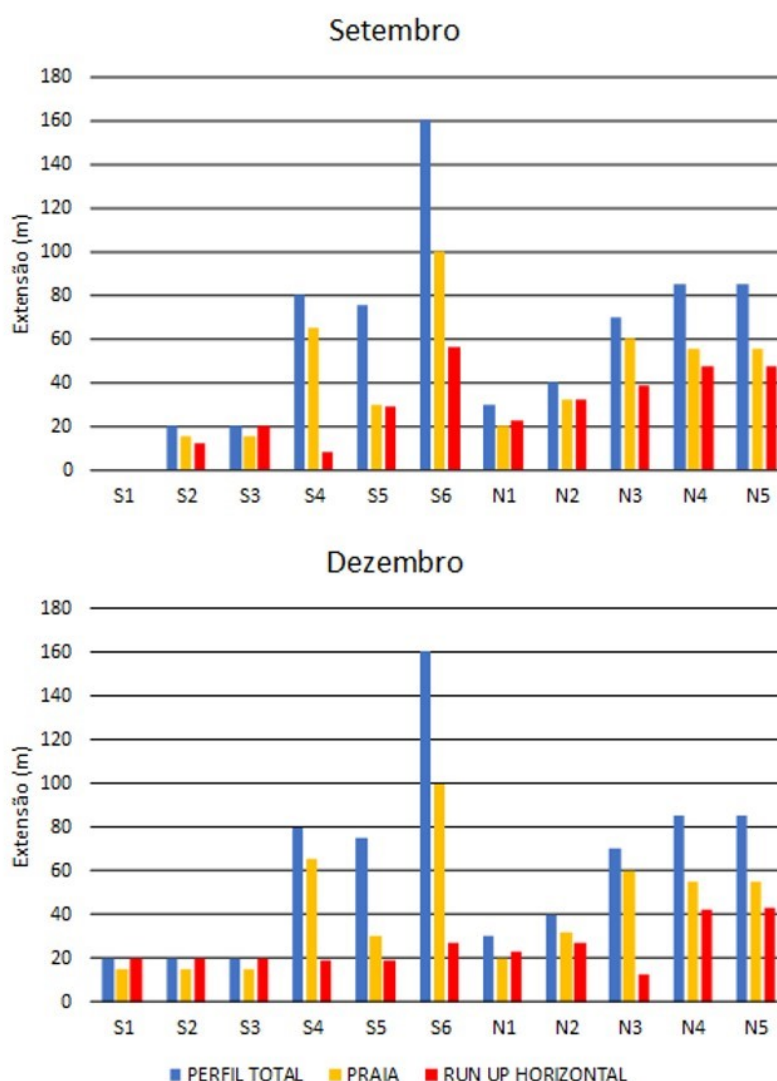
Em praias de baixo gradiente as ondas quebram longe da praia e o espraimento percorre uma longa distância e com baixa velocidade. Desta forma, é possível haver espraiaamentos diferentes, de ondas diferentes, ocorrendo ao mesmo tempo ao longo da zona de espraimento. Devido à relação descrita por Bascom (1951), que praias de baixo gradiente possuem granulometria média mais fina, nestas praias a infiltração da água do espraimento é insignificante. Já praias com gradientes maiores, tendem a possuir a zona de arrebatção das ondas junto à praia, por isto a zona de espraimento é mais inclinada. Tal inclinação resulta em um tempo de espraimento menor do que em praias planas e há, ainda, uma infiltração e percolação da água devido à maior granulometria.

Somando -se a isto, tem-se a capacidade da praia de responder ao *run-up* e não permitir que haja transposição da onda sobre a praia e, conseqüentemente, sua total inundação em eventos de *run up* máximos. Geralmente o topo da berma exerce o papel de barreira, onde o potencial da inundação pode ser determinado com a simples equação de $PI = Alt B - Run up$. Ainda, em função do baixo gradiente, o espraimento pode percorrer os metros que representam toda a extensão da faixa arenosa da praia e ainda alcançar os ecossistemas adjacentes como as restingas e dunas.

A partir da topografia das praias, da tipologia e da mobilidade, observadas (vide Seção 3) e assumindo o *run up* calculado como o representativo das condições de ondas que precederam ao levantamento topobatimétrico observou-se que as estações S1, S2 e S3 foram completamente inundadas nas duas campanhas realizadas devido à pequena extensão do perfil, à presença de terraços que sobrelevam o

nível do mar e/ou ao baixo gradiente. N1 e N2 foram também inundadas devido à sua pequena extensão (Figura 54). Nas estações S4 e S6, com larga extensão da praia, as alturas das bermas e as declividades altas neutralizam o alcance horizontal do espraçamento. Nas demais estações, observa-se a tendência de inundação das praias sobre maiores condições de ondas.

Figura 53: Comparação entre as extensões (em metros), a partir do nível médio do mar, do alcance horizontal máximo do espraçamento (*run up*), do perfil total (até o marco geodésico, situado entre cordões vegetados ou dunas) e da praia (faixa arenosa até a base das dunas ou cordões vegetados). A extensão horizontal do espraçamento máximo foi calculada a partir do *run-up* máximo (vertical) em relação ao gradiente da praia (extensão vs. altura) nos dias que precederam o levantamento topográfico. Note que inundações quase completas das praias ocorrem em perfis onde a faixa arenosa é menos extensa, possibilitando, em algumas estações, o alcance do espraçamento das ondas até o limite da praia com as dunas ou cordões vegetados (*restingas*).



Fonte: Autoria própria.

Considerando a distribuição dos metais e o alcance no limite entre a praia e os cordões vegetados e dunas, destaca-se como prováveis unidades de conservação com potencial de serem atingidas pelo alcance de espraçamentos, as Reservas Indígena e Biológica de Comboios, a ARIE do Degredo e as

praias protegidas pelo projeto Tamar ao longo da planície deltaica do rio Doce. Contudo este alcance não é extenso, ficando restrito somente ao limite entre o ecossistema imediato à praia. E ainda, uma vez que a inundação é frequente, os refluxos (*backwash*) são intensificados e geram a erosão no cordão litorâneo, que disponibiliza sedimentos para o sistema praiial (Davidson-Arnott, 2010) (Figura 54).

Distúrbios na vegetação do cordão litorâneo podem ocorrer dependendo da extensão da erosão na praia (Hesp and Martinez, 2007). Nos casos mais extremos as ondas erodem a duna frontal severamente produzindo uma escarpa vertical que pode se estender até a crista da duna. Pouca ou nenhuma vegetação pioneira é preservada. Neste caso a rampa frontal da duna pode se restituir em um ano ou mais, porém a recuperação da vegetação pode levar de 5 a 10 anos. A extensão horizontal do *run-up*, ou inundação, promove a supressão da vegetação devido à retirada de sedimentos de sua base, a inundação não chega a promover sobre lavagem não afetando áreas mais interiores da vegetação.

Figura 54: Erosão do cordão litorâneo pela ação das ondas, praia de Povoação. Foto: abril (2019).



Fonte: Autoria própria.

4.3.3 Comunidade bentônica e aspectos morfodinâmicos, sedimentológicos e geoquímicos

4.3.3.1 Compartimento (a)

As praias do Compartimento da Costa de Falésias e Terraços de Abrasão possuem como característica sedimentológica principal a composição de CaCO_3 . De maneira geral, a fauna de todos os componentes bentônicos (macrofauna, meiofauna e nematofauna) foram típicos de praias de sedimentos bioclásticos, com a presença de terraços de abrasão e comum presença de algas arribadas na face da praia.

A macrofauna das praias Formosa e Putiri apresentou espécies típicas de praias dissipativas a intermediárias, com clara distinção na distribuição dos organismos entre as faixas, tal como descrita na literatura.

Dentre os organismos mais numerosos neste compartimento, os crustáceos *Excirrolana braziliensis* (oportunista e necrófago) e *Puelche* sp. (omnívoro e detritívoro) são muito comuns em praias com sedimentos bioclásticos e preservadas (Neves e Bemvenuti, 2006; Ferrando et al., 2010; Cardoso e Defeo, 2004). As características sedimentológicas também podem justificar a composição da Nematofauna, corroborada pela literatura, com maior contribuição de *Bolbolaimus* (comedor de epistrato/herbívoros) e *Daptonema* (comedor não seletivos de depósitos) (Wieser, 1953).

Em análise de regressão múltipla foi relacionada positivamente a riqueza da macrofauna ($p=0,02$) e a diversidade da Nematofauna ($p<0,001$) com a porcentagem de CaCO_3 no sedimento da parte emersa da praia (faixas supralitoral, que equivale a berma superior, e mesolitoral inferior, que equivale à face inferior na morfodinâmica) e infralitoral raso (relativo à praia/antepraia na morfodinâmica).

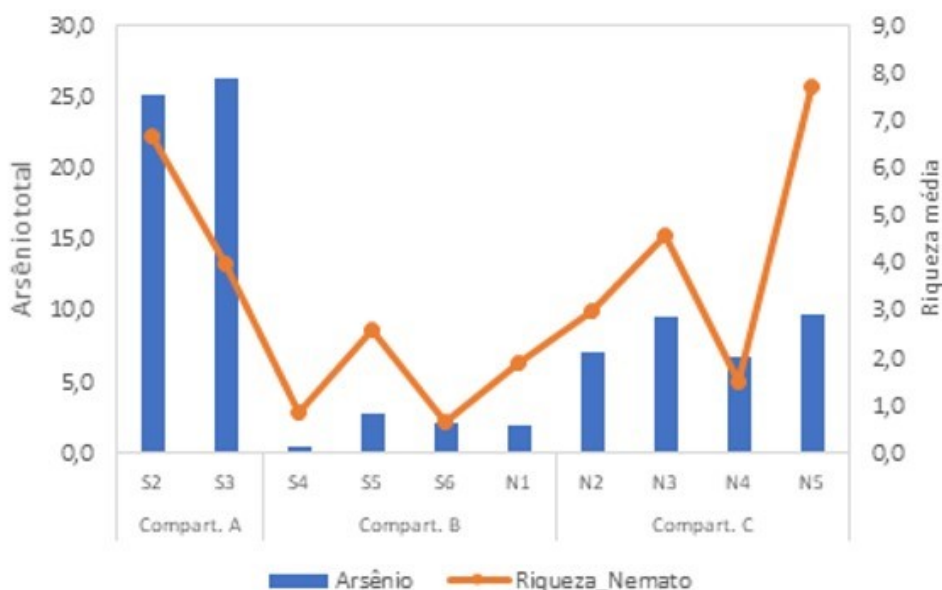
Apesar disso, os valores de riqueza esperados para a macrofauna neste tipo de ecossistema no período seco estão abaixo do que apresenta a literatura. Coutinho e Bernardino (2017) e Neves (2015) em estudos nas praias de Putiri, dos Quinze e Gramuté, ambas situadas dentro do compartimento (a) deste estudo, apresentaram número de espécies superiores à desta campanha do monitoramento.

Estudos em ambientes com sedimento predominantemente bioclástico relacionam os sedimentos mal selecionados à predominância do grupo Nematoda. De acordo com a literatura, praias morfologicamente mais heterogêneas, com sedimento bioclástico, afloramentos rochosos, algas e vegetação, como é o caso das praias do compartimento (a), abrigam uma fauna de Nematoda mais diversa do que uma praia estruturalmente menos complexa (O'Dea, 2006; Gingold et al., 2010).

Com concentrações mais elevadas nesse compartimento, os elementos Mn e As se correlacionaram positivamente com a diversidade ($p=0,01$) e riqueza da Nematofauna ($p<0,001$), indicando afinidade desses organismos com tais elementos disponíveis no sedimento das praias Formosa e Putiri (Figura 55 e Figura 56).

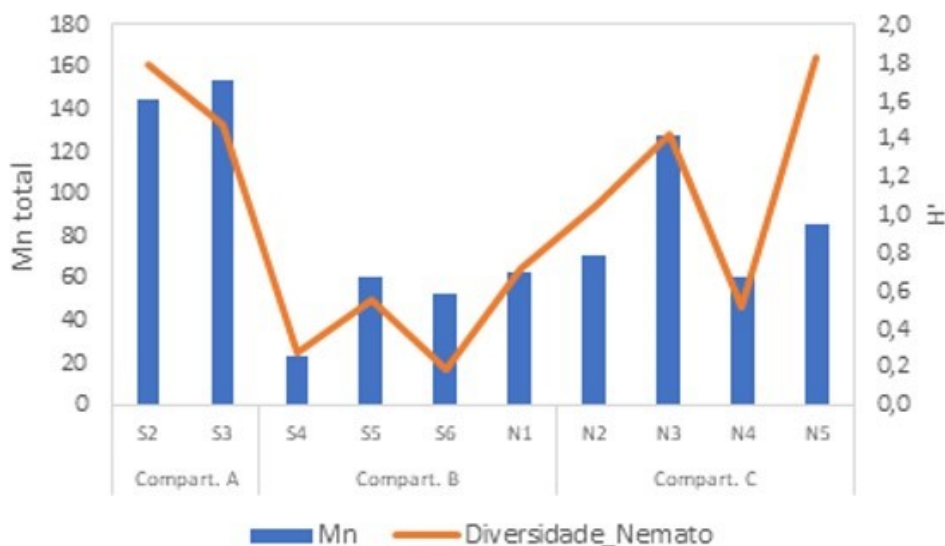
De acordo com estudos sobre contaminantes em ambientes costeiros, a introdução de metais pesados em ecossistemas marinhos apresenta efeitos deletérios na comunidade de Nematoda (Nanjkar e Ingloe, 2010; Nair et al. 2003), e a concentração de metais, como por exemplo Mn e As, influenciam diretamente na estruturação da nematofauna (Mesquita e Kaisary, 2007). Gyedu-Ababio et al. (1999) indicaram que Mn apresentou correlação negativa com a diversidade de Nematoda. Contudo, na atual campanha do monitoramento a comunidade obteve comportamento contrário ao esperado e sugerido pela literatura.

Figura 55: Distribuição do Arsênio (mg/kg) e riqueza da nematofauna bentônica entre as praias.



Fonte: Autoria própria.

Figura 56: Distribuição do Manganês (mg/kg) e riqueza da nematofauna bentônica entre as praias.



Fonte: Autoria própria.

4.3.3.2 Compartimento (b)

As praias agrupadas no compartimento (b) (S4, S5, S6 e N1), que fazem parte da Planície Deltaica do Rio Doce, são em sua maioria refletivas com a presença de areias siliciclásticas médias a muito grossas. A macrofauna de modo geral respondeu à tipologia das praias, sendo a fauna encontrada típica do ambiente. Dentro deste compartimento, a estação amostral S4 é a praia mais refletiva e a macrofauna foi dominada pelo poliqueta *Saccocirrus* sp. Quanto à estação amostral S6, a dominância

foi do crustáceo *Excirrolana braziliensis* e as estações amostrais S5 e N1 foram dominadas pelo filo Nemertea.

Di Domenico et al. (2014) observaram que a ocorrência e a abundância de *Saccocirrus pussicus* em escala regional foram positivamente correlacionadas com a presença de declive acentuado, grandes ondas e areia grossa, características das praias refletivas, como ocorre para a estação amostral em questão. Já os nemertíneos contrariaram o esperado, pois costumam ser dominantes em areias mais finas (cerca de 300 μm) (Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006). Estes organismos são altamente predadores, sendo sua atividade de predação responsável por reduções significativas no tamanho da população de suas presas (Thiel e Kruse, 2001).

A meiofauna neste compartimento apresentou dominância de quatro diferentes grupos: Copepoda, Nematoda e Platyhelminthes, para as estações S4, S5 e S6, respectivamente, e para a estação amostral N1, a fauna foi igualmente distribuída em Ostracoda, Copepoda e Nematoda. Da mesma forma, a dominância na nematofauna foi distinta entre as estações amostrais. Cada praia foi dominada por um táxon específico com distintos hábitos alimentares (ver Seção 3).

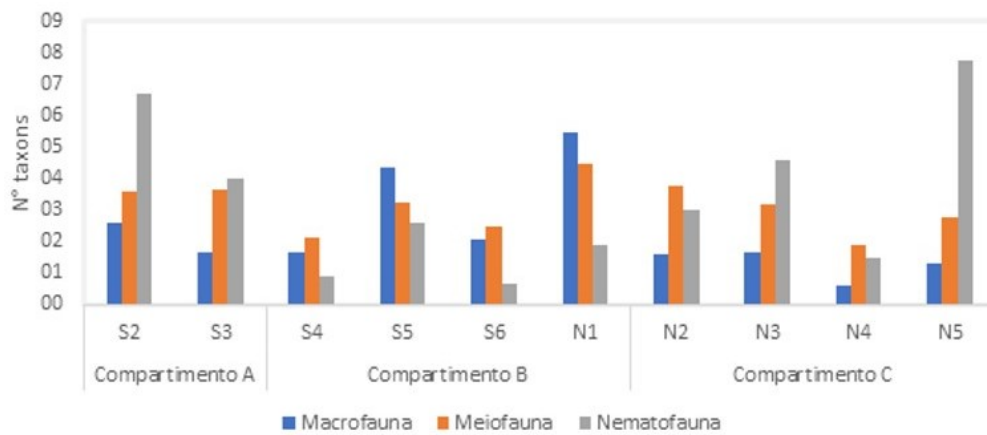
Todos os índices biológicos da macrofauna analisados (densidade, riqueza e diversidade) apresentaram os maiores valores no compartimento (b), se comportando de maneira oposta à literatura (Figura 57, Figura 58 e Figura 59). McLachlan et al. (1981) demonstraram que a comunidade bentônica aumenta em riqueza, densidade e abundância total de praias íngremes com areia grossa (refletiva) em direção a praias mais planas de areia mais fina (dissipativa). Para a meiofauna esperava-se que a distribuição fosse oposta à da macrofauna (Rodríguez et al., 2003), tendo maiores riqueza, diversidade e densidade em praias refletivas do que dissipativas. Gheskiere et al. (2005) sugerem que a diversidade desse grupo geralmente deva ser maior em praias intermediárias de areias médias, devido ao equilíbrio entre a entrada de matéria orgânica e a oxigenação. No entanto, a diversidade da meiofauna também foi alta nesse compartimento (Figura 58). Apenas a nematofauna apresentou padrões semelhantes à sugerida pela literatura, visto que os valores para esse compartimento foram menores que para os demais compartimentos (Figura 57, Figura 58 e Figura 59).

Nesse compartimento foram registradas baixas concentrações de metais na porção emersa e no infralitoral raso das praias, o que pode ter favorecido o recrutamento e permanência destes organismos neste compartimento. Devido ao alto grau de exposição às ondas dessas praias, os metais registrados neste compartimento foram relativamente baixos, tendo sido transportados em direção ao norte desse compartimento.

4.3.3.3 Compartimento (c)

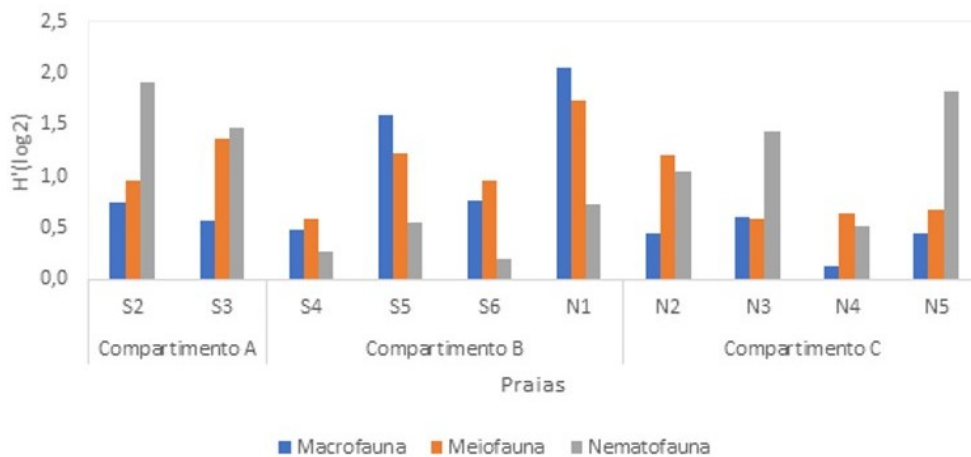
No compartimento (c), localizado ao norte na Planície Deltaica do Rio Doce, estão as praias N2, N3, N4 e N5, todas com características dissipativas ou intermediárias, com areias médias a muito finas. Nesse compartimento, as praias apresentaram os menores valores de densidade, riqueza e diversidade de organismos da macrofauna bentônica, enquanto que os índices da nematofauna foram maiores (Figura 57, Figura 58 e Figura 59).

Figura 57: Riqueza taxonômica média da macro, meio e nematofauna nos compartimentos (a), (b) e (c).



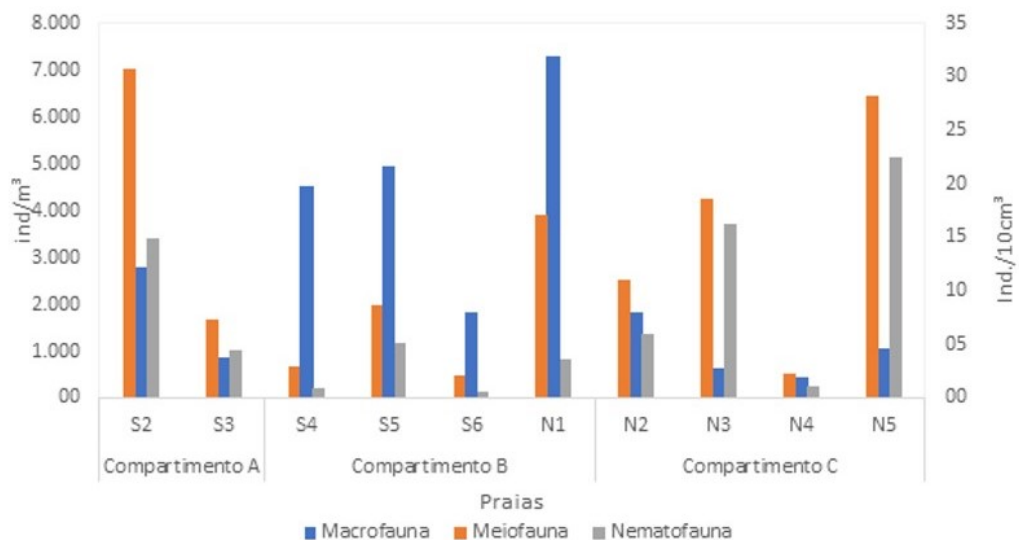
Fonte: Autoria própria.

Figura 58: Diversidade (H') média de macro, meio e nematofauna nos compartimentos (a), (b) e (c).



Fonte: Autoria própria

Figura 59: Densidade média de macro (ind/m3), meio e nematofauna (ind/10cm3) nos compartimentos (a), (b) e (c).



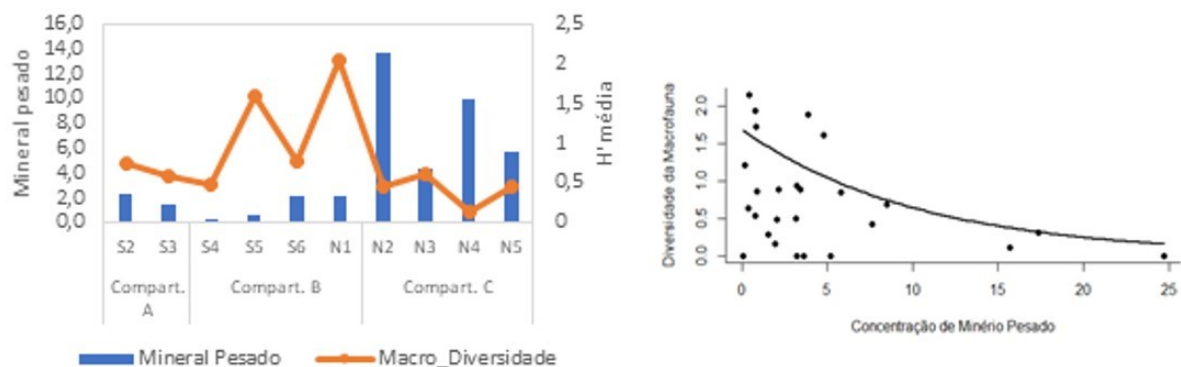
Fonte: Autoria própria

Nematoda tem preferência por sedimentos finos (Wieser, 1956; Giere, 1993) e isso, possivelmente, refletiu nos maiores valores dos índices ecológicos desse grupo nesse compartimento. No entanto, apesar dos maiores valores registrados, a meio e a nematofauna tiveram densidades muito abaixo do registrados para praias arenosas ao redor do mundo (Heip et al., 1985; Sajan et al., 2010).

Contudo, a fauna bentônica presente nessas praias é típica de praias de sedimento fino. De modo geral, poliquetas dominaram a macrofauna e Nematoda a meiofauna, com os gêneros detritívoros não-seletivos sendo os mais abundantes. Diversos autores relacionam o aumento do tamanho do grão de sedimento à diminuição da dominância dos Nematoda em relação à meiofauna total (Venekey, 2007). Os estudos ainda apontam o tamanho do grão como um dos fatores principais na estrutura da comunidade. Segundo Giere (1993), o grupo Nematoda está mais bem adaptado a sedimentos de frações finas, os quais acumulam porcentagens maiores de matéria orgânica, indicando então, que essas praias possivelmente possuem maior aporte de matéria orgânica no sedimento.

Como citado anteriormente (ver ítem 4.3.1, compartimento c), os teores de minerais pesados foram elevados em todas subfeições do perfil praial em Degredo (N2) e, de modo geral, maior nesse compartimento que nos demais. Análises de regressões múltiplas confirmaram redução significativa da diversidade da macrofauna com o aumento de minerais pesados nas praias ($p < 0,05$; Figura 60).

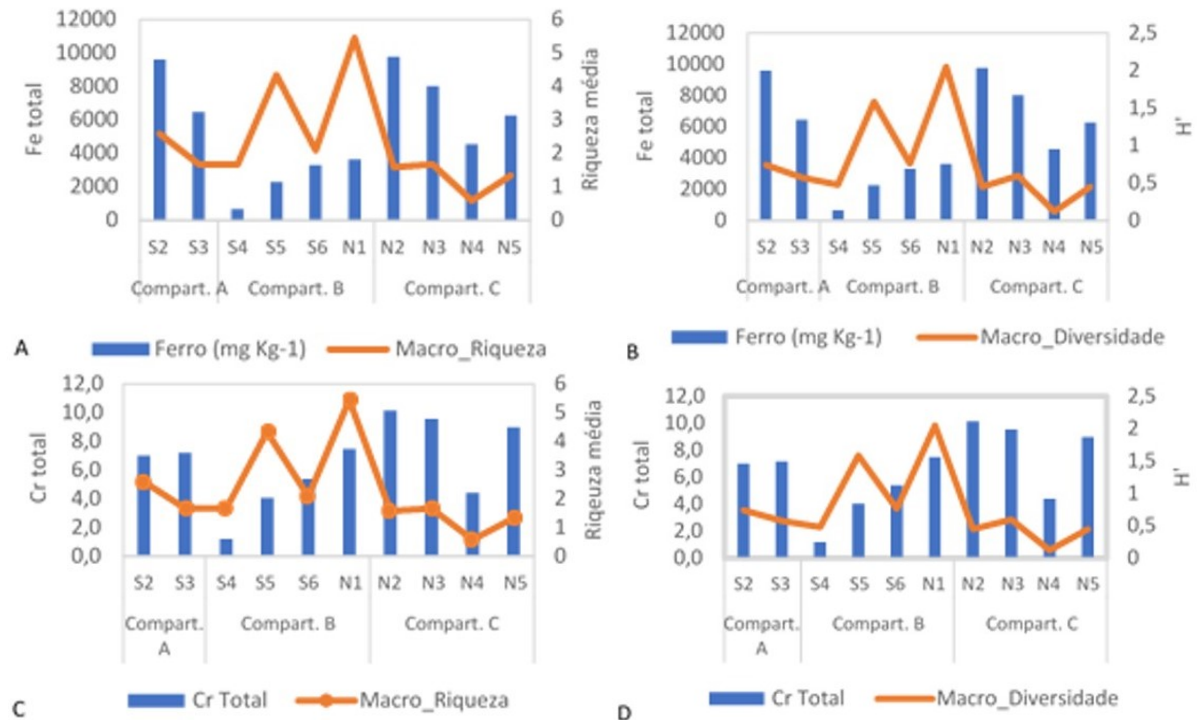
Figura 60: Esquerda, distribuição do mineral pesado (%) e diversidade da macrofauna bentônica entre as praias. Direita, representação gráfica da redução significativa na diversidade da macrofauna com o aumento da concentração de mineral pesado no sedimento.



Fonte: Autoria própria.

Também foi possível observar maiores quantidades de Fe e Cr nas praias do compartimento (c), que afetaram negativamente a riqueza e diversidade da macrofauna ($p < 0,05$; Figura 61).

Figura 61: Distribuição de Fe, riqueza (A) e diversidade (H') (B) e distribuição de Cr, riqueza (C) e diversidade (D) da macrofauna bentônica entre as praias.

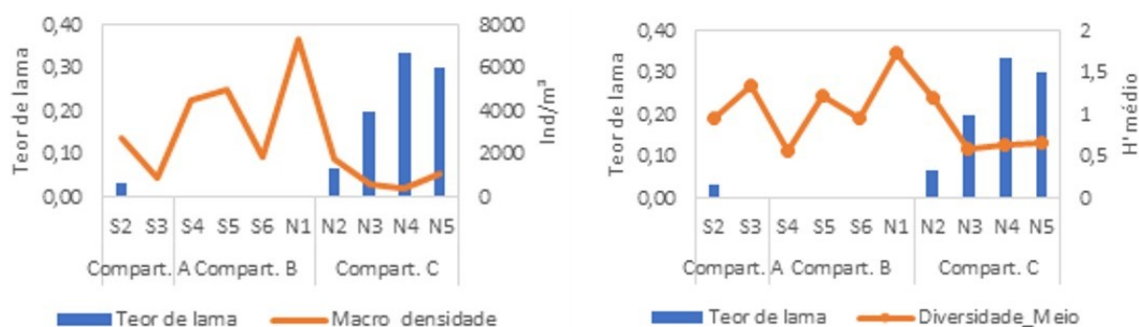


Fonte: Autoria própria.

Alumínio também foi mais representativo nas praias desse compartimento e teve relações significativas positivas com as densidades de meiofauna e nematofauna ($p < 0,05$). Co teve altos valores registrados na praia de Degredo, assim como Mn, que também esteve bem representado nos sedimentos das praias do compartimento (a). Todos estes elementos tiveram relações positivas com os índices ecológicos da nematofauna.

Quanto às porcentagens de lama, os maiores valores foram registrados na porção norte nas isóbatas de 5 m e 10 m. Na parte emersa e infralitoral raso (antepraia), onde a fauna foi amostrada, os valores não chegaram a 1%. No entanto, mesmo em baixas porcentagens, a lama só esteve presente na porção norte e em quantidades suficientes para os testes de covariância mostrarem relações significativas ($p < 0,05$) com a redução da densidade (ind/m^3) da macrofauna e com a diversidade (H') da meiofauna (Figura 62). No entanto, por esses valores da fração de lama serem tão baixos, essas correlações podem ser indiretas, relacionadas provavelmente a outros elementos que podem ter sido trazidos pela lama e permanecido no sedimento, como o Fe, Cr, Al e Mn. Esses elementos podem ser incorporados às partículas inorgânicas presentes no ambiente e os animais marinhos bentônicos têm o potencial de absorvê-los (Blackmore, 2000; 2001).

Figura 62: Distribuição do teor de lama (%) nas praias e a densidade da macrofauna (ind/m^3), a esquerda, e com a diversidade da meiofauna (H' médio) a direita.



Fonte: Autoria própria.

4.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

No presente relatório estão sendo integrados dados de dois levantamentos morfodinâmicos (setembro e dezembro de 2018) com dados geoquímicos e biológicos (bentos) de apenas uma campanha (setembro de 2018). Sendo a praia um ambiente extremamente dinâmico onde as assinaturas geológicas e oceanográficas modelam a morfodinâmica, a mobilidade das diferentes praias sob diferentes condições meteoceanográficas pode alterar os processos de transporte de sedimentos e, consequentemente, alterar os valores de metais nos sedimentos e a distribuição da comunidade bentônica aqui apresentada.

Como foi observado, em algumas estações praias, a comunidade bentônica não se comportou como o esperado para a tipologia da praia que normalmente é associada. Apesar da composição da fauna encontrada ser típica de praias arenosas, os padrões de distribuição da macro, meio e nematofauna não se comportaram como o previsto na literatura, ficando clara a redução dos valores de densidade, riqueza e diversidade da macrofauna em praias dissipativas, enquanto que a nematofauna apresentou melhores valores registrados nesse tipo de praia. Apesar disso, esses valores para a nematofauna foram muito abaixo da média de praias arenosas mundiais (e.g. McLachlan, 1990; McLachlan et al., 1993; McLachlan, De Ruyck e Hacking, 1996; Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006).

No entanto, até o momento as análises ocorreram de forma mais exploratória, com amostras coletadas em apenas uma campanha, na estação seca. Na estação chuvosa, que coincide com os meses mais quentes no Estado, época que ocorre a reprodução e recrutamento da maioria das espécies bentônicas, é esperado que ocorra a remobilização do sedimento e efeitos diferentes poderão ser detectados na fauna. Além disso, é necessário acompanhar a dinâmica desses organismos em situações meteorológicas atípicas, como a passagem de eventuais ciclones, por exemplo. Dessa forma, a necessidade de mais tempo no monitoramento é essencial para o conhecimento, confirmações e acompanhamento da dinâmica da fauna nessas praias.

Ainda um fator limitante na discussão dos resultados foi a escassez de dados pretéritos na área de estudo. Contudo, comparações com dados de metais da plataforma continental do estado da Bahia e discussão sobre os níveis de referência para metais (TEL e PEL) vieram a somar aos poucos dados pretéritos, permitindo algumas conclusões no que diz respeito ao diagnóstico ambiental atual das praias estudadas e dentro do possível, revelar indicadores de impactos. Impactos estes que estariam associados ao potencial aporte sedimentar do rio Doce para a região costeira adjacente.

Um indicador de um evento de grande aporte de lama, é a presença desta fração na antepraia. Segundo Wright (2012), a deposição e aprisionamento de sedimentos lamosos próximos à costa depende parcialmente de altas taxas de aporte de material em suspensão somados às características de trajetória e mistura das plumas. Fluxos gravitacionais e componentes de transporte em direção à costa são também essenciais para a manutenção de sedimentos finos próximos à costa (Wright 1995). A presença de lama na antepraia inferior dos perfis topobatimétricos seguem o padrão de distribuição de lamas na região da plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce reportado por Quaresma et al. (2015). Teores de lama mais elevados (>75%) ocorrem ao Sul da desembocadura do Rio Doce enquanto depósitos lamosos mais distantes, ao norte da foz, apresentam teores entre 50 e 75%.

O depósito de lama ao sul da desembocadura está relacionado diretamente ao alto aporte de material carregado pelo Rio Doce enquanto os depósitos ao norte resultam da remobilização do fundo por ondas durante eventos de tempestades e transporte longitudinal por correntes costeiras. Sistemas de deposição de sedimentos finos dominados por acumulação proximal ocorrem quando o aporte de sedimentos é da ordem de milhares de Mt/ano e sistemas dominados por dispersão marinha ocorrem quando as condições oceanográficas da plataforma continental apresentam ondas e/ou correntes com energia suficiente para dispersar sedimentos recebidos pelos rios (Walsh e Nittrouer, 2009). O padrão de distribuição de sedimentos finos na plataforma interna adjacente à foz do Rio Doce parece seguir uma mistura entre estes dois padrões com acumulação proximal de sedimentos finos ao sul da desembocadura e dominados por dispersão marinha ao norte. Durante a passagem de frentes frias, estas ondas provenientes dos quadrantes S e SSE são capazes de remobilizar e transportar sedimentos finos rumo ao norte, por deriva litorânea (Bittencourt et al., 2007). Um cinturão de lama se forma e se mantém na base da antepraia devido a ação de componentes de transporte em direção à costa.

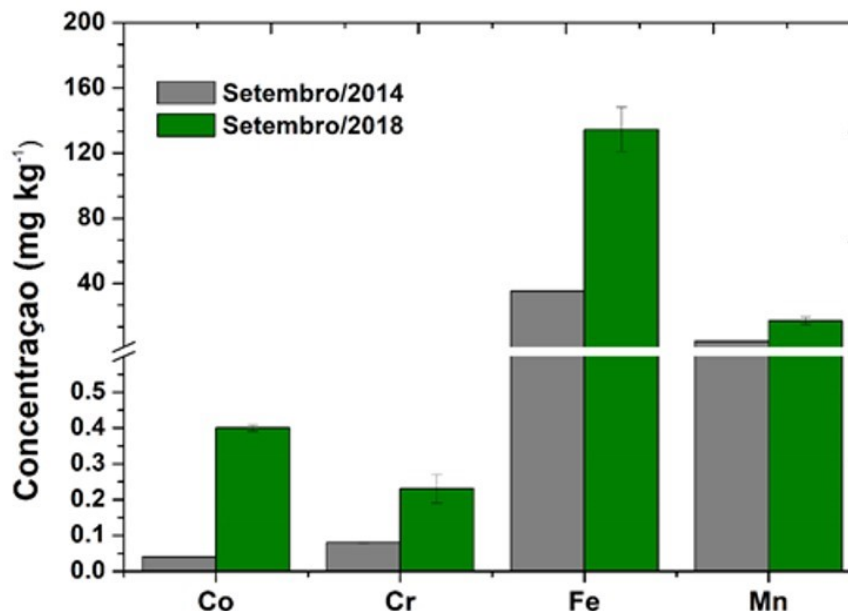
Um exemplo de aprisionamento de sedimentos finos próximos à costa é descrito para a região costeira ao sul do Rio Grande do Sul (Calliari et al. 2007). Os sedimentos fornecidos pela Lagoa dos Patos para a plataforma interna podem atingir a região da zona de surfe após eventos de tempestades. Além disso, a presença de lama na região próxima à costa pode atenuar a ação das ondas e interferir na distribuição dos sedimentos (Calliari et al. 2001, Sheremet et al. 2005). Durante eventos de tempestade a sedimentos lamosos podem atingir a zona de surfe após a serem remobilizados pela ação das ondas (Calliari et al. 2007). A presença de lama na antepraia atua também como armadilha aprisionando as areias e tornando-as indisponíveis para o transporte transversal a costa (Muehe et al., 2010). Ainda, a ação de ondas pode causar a fluidificação de lamas coesivas (Chou et al. 1991) e esta fração atingir

as praias ao longo da planície deltaica do rio Doce, carregando as altas concentrações de metais verificadas neste sedimento.

Para identificar se houve impactos na geoquímica das praias, inicialmente foi realizada uma comparação com o relatório técnico nº 1763/2016 publicado pela empresa Aplysia Soluções Ambientais (APLYSIA, 2016) com dados coletados a partir do 4º dia após a chegada da lama no litoral. Nesse relatório a Aplysia avaliou se houve penetração da pluma de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Mariana no sedimento da praia de Comboios e se houve alteração das características físicas, químicas e biológicas dessa praia. No aspecto geoquímico do sedimento, ferro foi avaliado em amostra coletada na face praial nas adjacências da Rebio Comboios (Regência). No relatório da Aplysia foi estabelecido que uma concentração de 3000 mg kg⁻¹ seria um valor de referência. Pelos resultados apresentados, os autores do relatório constataram que a pluma alcançou a região avaliada e que os teores de ferro, na porção superficial do sedimento, aumentaram em até 3 vezes em relação ao valor de referência, chegando a valores até 10 vezes maiores no sedimento coletado a uma profundidade de 80 a 100 cm com testemunho na face da praia, onde 39671,4 mg kg⁻¹ de ferro foi encontrado. Esses resultados indicaram que ao longo do tempo a pluma penetrou no sedimento. Fato esse também observado pelo atual monitoramento, no qual teores de 5149 mg kg⁻¹ foram encontrados na berma e 43661,71 mg kg⁻¹ foram encontrados na isómeta de 10 m, o que indica a penetração da pluma de rejeitos.

O entendimento de ocorrência de impacto no sistema praial pode ser respaldado, também, quando são avaliados os dados gerados em trabalho realizado pelo professor Marcus Vinícius Vaughan Jennings Licínio (Departamento de Ciências Fisiológicas da Universidade Federal do Espírito Santo) em parceria com a professora Maria Tereza Weitzel Dias Carneiro (Departamento de Química da Universidade Federal do Espírito Santo (trabalho não publicado). O estudo de Licínio e Carneiro foi realizado com amostras de sedimento do rio Doce e da praia adjacente à foz do rio Doce, coletadas em setembro de 2014, antes do rompimento da barragem de Mariana. As amostras de sedimento de praia foram coletadas da face praial, sendo uma das coordenadas equivalente à praia de Regência. Os resultados do presente relatório indicam que houve um aumento de cerca de três vezes em relação ao encontrado por Licínio e Carneiro (Figura 63).

Figura 63: Concentração (mg kg^{-1}) de Co, Cr, Fe e Mn na fração biodisponível do sedimento coletado na face praial de Regência em setembro de 2014 e setembro de 2018.

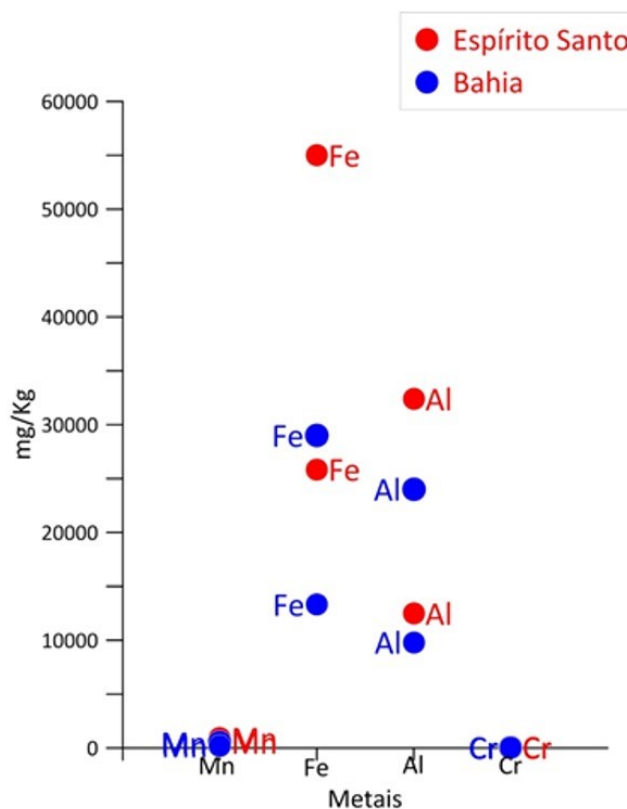


Fonte: Autoria própria.

Uma comparação também foi realizada com trabalho de Souza et al (2014), no qual Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn e Al foram determinados em sedimentos coletados entre Itacaré e Olivença, no litoral sul da Bahia. Os autores trabalharam com sedimentos coletados em diferentes profundidades, mas para melhor discussão com os dados gerados no presente monitoramento, foram considerados apenas os resultados obtidos na isóbata de -10 m. Quando compara-se os teores de ferro (Figura 49) obtidos no compartimento c (estações N2 a N5) com os encontrados por Souza et al, cujos valores variaram 3600 a 18000 mg kg^{-1} , observa-se que maiores teores são encontrados na região do Espírito Santo, cujos valores variaram de 7392 a 43582 mg kg^{-1} . Al, Cr e Mn tiveram comportamento semelhante, ou seja, maiores teores são encontrados no sedimento do compartimento c. Esses resultados indicam um maior aporte desses elementos no litoral norte do Espírito Santo quando comparado ao litoral sul da Bahia, que estão geograficamente muito próximos. Contudo, deve-se destacar que devido ao maior tamanho da bacia hidrográfica do rio Doce em relação ao rio das Contas, que desemboca em Itacaré no litoral da Bahia, os maiores aportes fluviais e consequentemente, maiores teores dos metais, poderiam ser esperados no ES.

E há ainda, as atividades mineradoras ao longo da bacia do rio Doce que utilizam seus cursos como canais receptores, transportadores e autodepuradores dos rejeitos e efluentes produzidos por essas atividades econômicas. Esses rejeitos são ainda somados aos esgotos domésticos da grande maioria dos municípios ali existentes, o que compromete a qualidade da água (ANA, 2016). Desta forma, os valores altos de Fe e metais já encontrado antes do acidente podem ter impactado os sedimentos das praias e acumulado ao longo do tempo, o que foi intensificado em no mínimo 3x após o acidente.

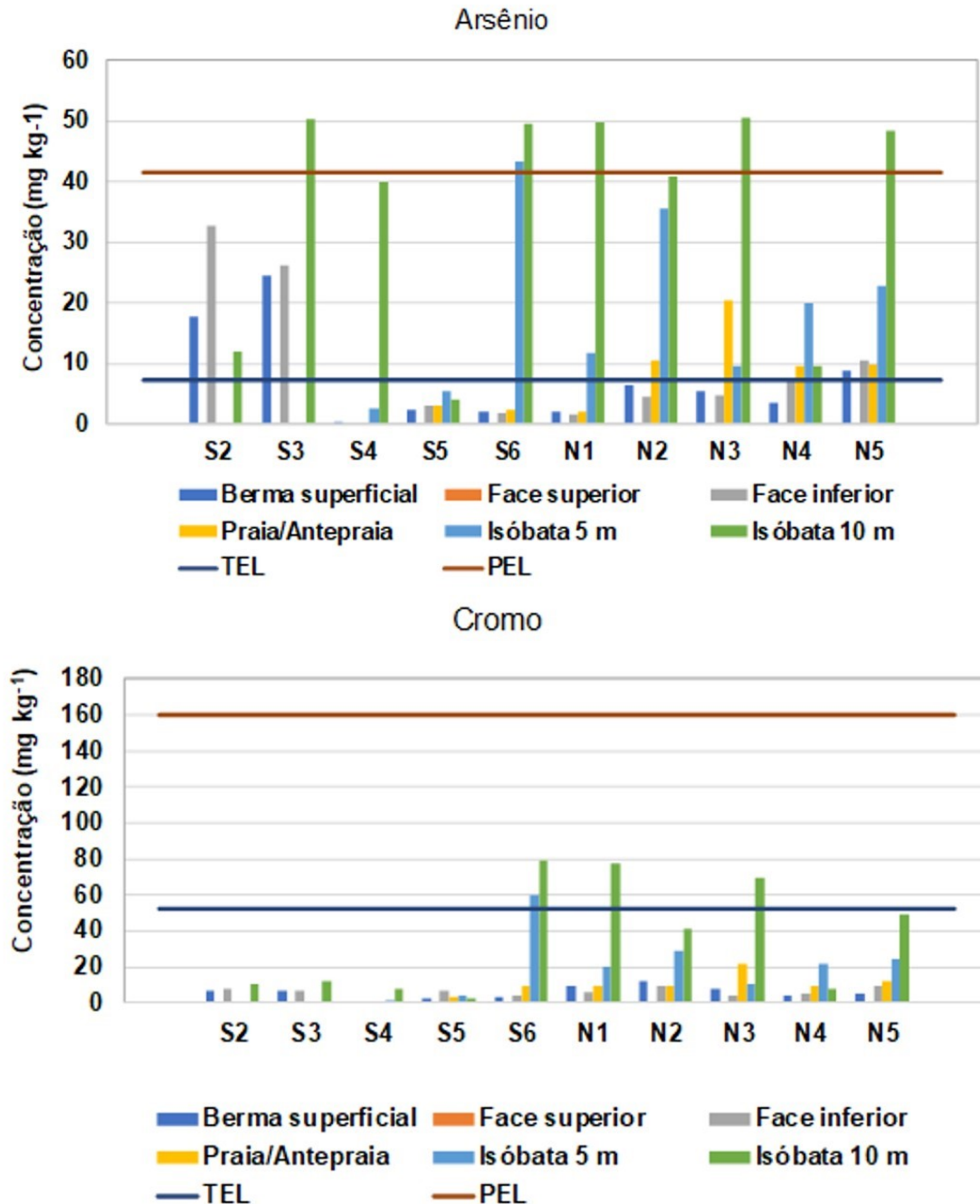
Figura 64: Comparação entre os teores máximos e médios para Fe, Al, Mn e Cr para sedimentos coletados na isóbata de 10m, ao longo do litoral da Bahia em 2014 e nas adjacências do rio Doce, Espírito Santo em 2018.



Fonte: Autoria própria.

Uma outra abordagem que pode ser realizada para avaliação de impacto é a utilização de padrões de qualidade de sedimento. Como o Brasil não possui uma legislação que estabelece valores de referência para elementos químicos em sedimento marinhos, foi utilizado o parâmetro TEL (*threshold effect level*), valores abaixo dos quais efeitos biológicos adversos não são esperados que ocorram e PEL (*probable effect level*) valores acima dos quais efeitos biológicos adversos são esperados que ocorram. Esses parâmetros são estabelecidos pelo Conselho Canadense de Ministérios de Meio Ambiente (CCME, 1995). Para As os valores encontrados para todos os pontos, parte emersa e antepraia, das estações S2 e S3 estão acima do TEL (Figura 65), podendo esses teores estar associados à composição carbonática dos sedimentos dessa região, como pode ser observado na Figura 50. Já para as estações S6, N1, N2, N3, N4 e N5, associadas a sedimentos siliciclásticos onde altos teores de As não são esperados, as isóbatas de 5 m e 10 m apresentaram concentração acima do TEL. Destaca-se ainda que os valores encontrados na isóbata de 10 m registrou valores acima do PEL nas estações S6, N1, N3 e N5. Cromo foi outro elemento para o qual valores acima do TEL foram encontrados nas isóbatas de 10 m de S6, N1 e N3. Esses resultados indicam que há uma contaminação do sedimento dessas praias, o que desperta bastante preocupação, visto que esses elementos são de grande toxicidade.

Figura 65: Concentração de arsênio e cromo (mg kg^{-1}) em amostra de sedimento das estações amostrais do anexo 4 – setembro/2018 – em comparação com valores-guia para sedimento marinho TEL e PEL.



Fonte: Autoria própria.

Através dos resultados apresentados nessa seção, foi mostrado que elementos químicos como Fe, Al, Mn e Cr foram transportados junto com a lama para a porção norte do rio Doce, onde estão localizadas as praias com características mais dissipativas do estudo, possivelmente interferindo nos resultados verificados no estudo da comunidade bentônica. Os diferentes padrões de distribuição registrados para os componentes da fauna bentônica podem ser efeitos da presença desses elementos na praia, visto que todos esses apresentaram relações significativas com a fauna observada. As reduções nos índices da macrofauna foram relacionadas com o aumento de Fe e Cr, enquanto que a meiofauna aumentou

em densidade de indivíduos com o aumento da concentração de Al e os índices da Nematofauna aumentaram com o aumento das concentrações de Al e Mn.

Já é de conhecimento que impactos de rejeito de mineração podem ter sérios efeitos sobre a comunidade bentônica, causando soterramento imediato da fauna e efeitos a longo prazo da contaminação crônica (Olsgard e Hasle, 1993; Burd, 2002; Caccia et al., 2003; Josefson et al., 2008). Dentre os efeitos crônicos causados pela contaminação por metais residuais está a mudança nas comunidades bentônicas, afetando a biodiversidade e impactando a dinâmica populacional. Toxicidade do metal pesado para a fauna bentônica tem sido identificada, levando ao estresse fisiológico e impactando a reprodução de invertebrados bentônicos (Riba et al., 2004; Gale et al., 2006; Krull et al., 2014; Piló et al., 2016). O acúmulo de metais pesados nos sedimentos pode alterar as comunidades microbianas associadas que podem influenciar a meiofauna através de alterações na oferta de alimentos (Austen e McEvoy, 1997). Mudanças na estrutura das comunidades de Nematoda, mortalidade das espécies mais sensíveis e a redução da diversidade foram relatadas por vários autores como efeitos típicos da exposição a contaminação de metais (por exemplo, Boucher, 1980; Tietjen, 1980; Somerfield et al., 1994; Danovaro et al., 1995; Austen e Somerfield, 1997; Beyrem e Aïssa, 2000; Mahmoudi et al. 2002; Hedfi et al., 2007, 2008; Boufahja et al., 2011a). Diversos estudos relataram diminuição significativa na abundância de Nematoda devido a metais pesados (por exemplo, Mahmoudi et al., 2002, 2007; Hedfi et al., 2007, 2008; Hermi et al., 2009; Beyrem et al., 2011; Gyedu-Ababio, 2011; Boufahja et al., 2011a). Neste estudo, verificou-se o inverso da literatura, onde com o aumento das concentrações de metais, houve o aumento significativo nos valores dos índices ecológicos da meio e nematofauna.

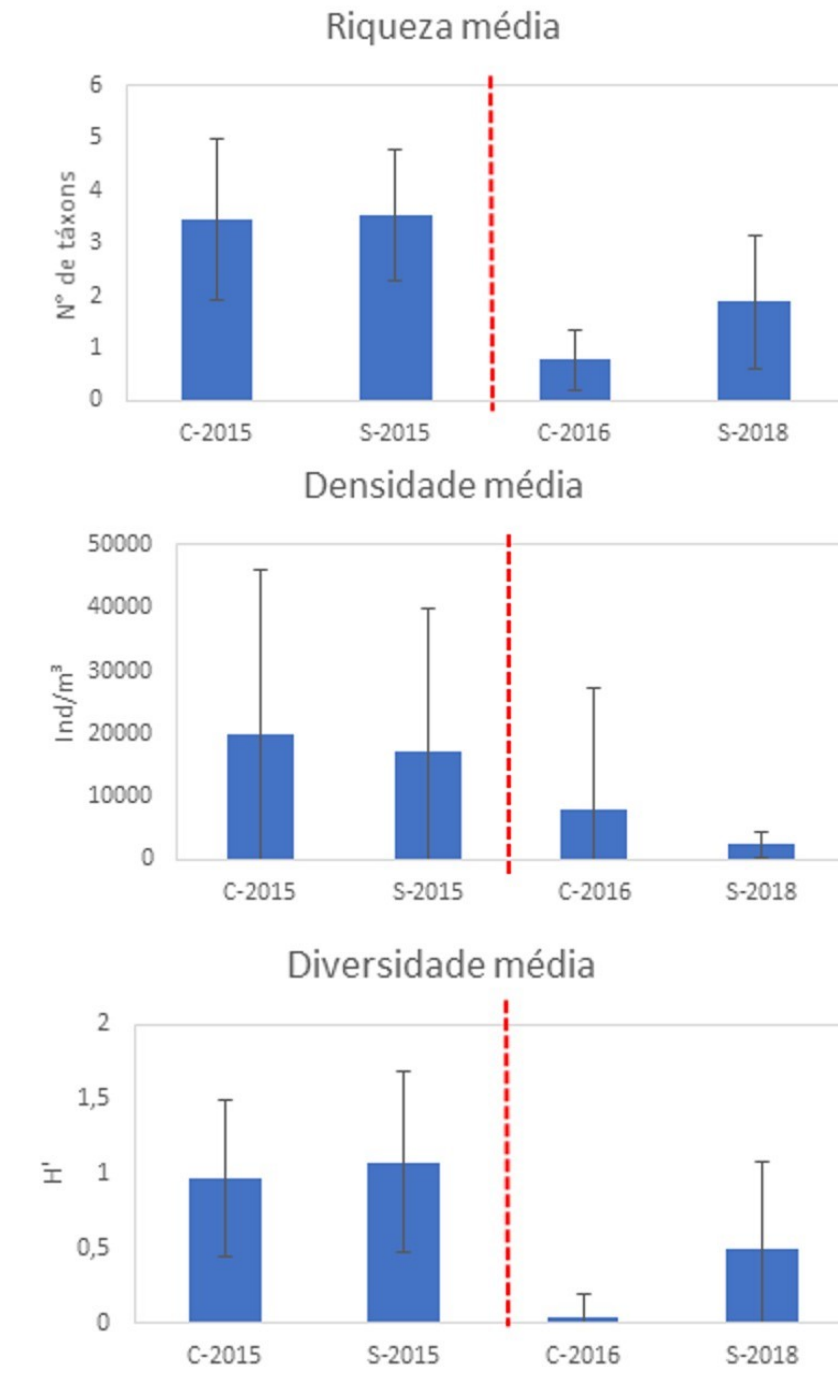
Quando comparados os dados da campanha de setembro/2018 com dados pretéritos da praia de Degredo (N2), realizados depois e antes do desastre, respectivamente, fica evidente a redução dos índices biológicos para macrofauna e o aumento para a meio e nematofauna após o desastre (Figura 66). Nessa praia (N2) foi registrada a maior porcentagem de minerais pesados, e maiores quantidades de Fe e Cr no sedimento.

Deve-se ainda destacar os processos morfodinâmicos associados à tipologia da praia. A praia intermediária de Degredo, mesmo com elevada variabilidade do perfil praial e fauna mista adaptada para ambientes dinâmicos, a partir dos componentes bentônicos observou-se uma clara evidência do efeito da chegada de rejeitos na fauna em comparações pré e pós-rompimento. Neste sentido, acredita-se que as demais praias dissipativas do compartimento (c), com baixas declividades da face praial, refluxo da onda incompleto levando a uma saturação permanente de parte da face da praia, e conseqüentemente, maior retenção de contaminantes no ambiente praial, os índices bentônicos observados sejam um indicador de efeito do desastre na praia. O padrão observado não se encontra em consonância com o conhecido pela literatura.

Por fim, sendo a porção da praia amostrada para a análise de bentos essencialmente arenosa, dinâmica e com maior capacidade de transportar a lama, é possível inferir que nos pontos da antepraia

nas isóbatas de 5 e 10 m, com a presença de lama, os impactos sobre os bentos sejam mais destacados. Na continuidade do monitoramento, este levantamento será incluído.

Figura 66: Comparação dos dados pretéritos de riqueza média, densidade média e diversidade média da macrofauna na praia de Degredo (N2). C=chuvoso, S=Seco; C-2015 e S-2015 – S-2015 refere-se aos dados pretéritos da dissertação de Teixeira, 2016; C- 2016; refere-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri, 2017. S-2018 refere-se aos dados do PMBA (set/2018). A linha vermelha demarca a época do desastre.



Fonte: Autoria própria.

4.4.1.1 Síntese

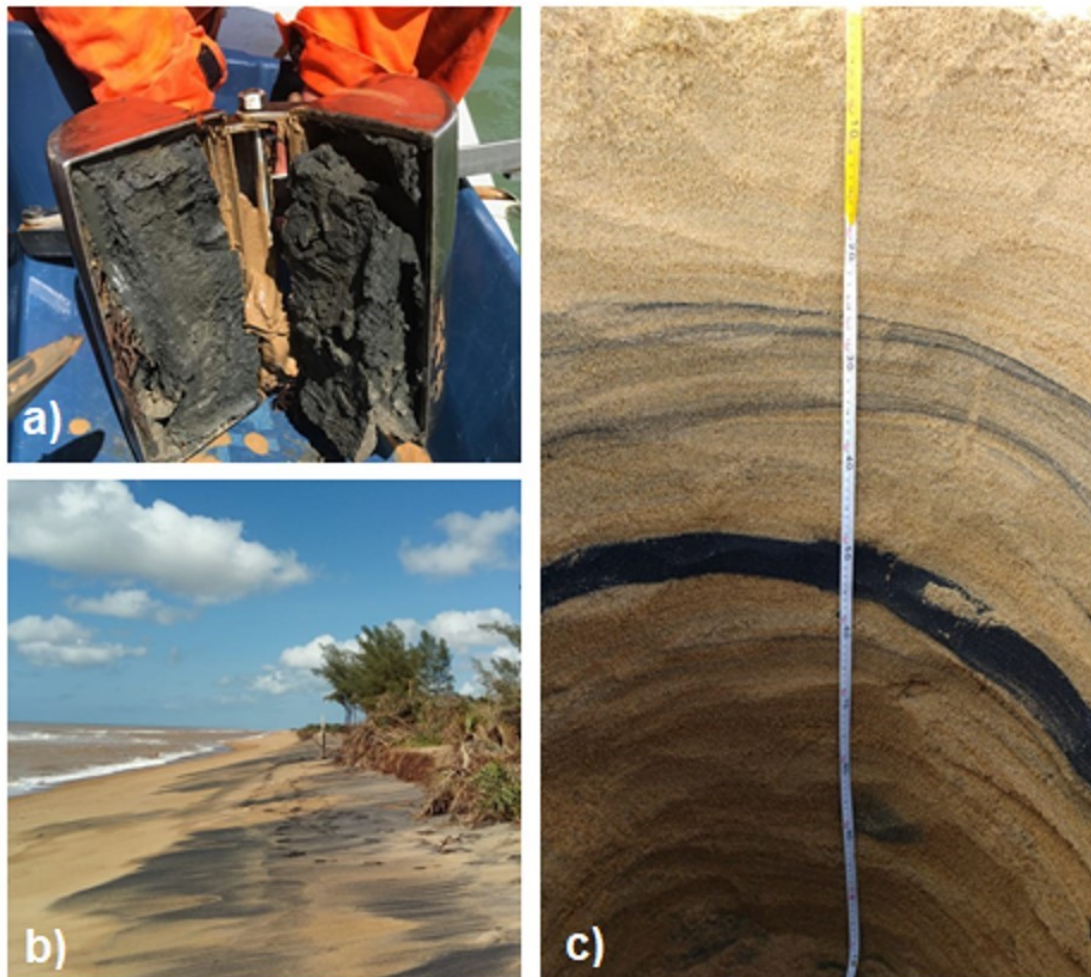
- Foram observados altos teores de lama aquém da profundidade do perfil de fechamento dos perfis de praia, profundidade que limita antepraia da plataforma continental interna, onde frações finas são depositadas. A presença da lama sugere que o seu transporte não foi totalmente realizado pelos processos costeiros para offshore, seja pela alta concentração, viscosidade ou coesão do material, o que dificulta o transporte;
- Com relação aos elementos químicos, teores de Fe, Al, Cr, Mn e As, merecem maior destaque em relação ao impacto observado chegando a valores de concentração três vezes maiores do que estudos pretéritos realizados no litoral do ES ou no litoral vizinho da Bahia. Para Arsênio e cromo, em algumas estações os valores chegaram a ficar acima de níveis de referência como TEL e PEL;
- Anomalias do padrão da distribuição da comunidade bentônica podem estar associadas à contaminação por metais. Dados pretéritos comprovam a diminuição da riqueza, densidade e diversidade em uma das praias analisadas logo após a chegada dos rejeitos, com pequena recuperação três anos após, data do presente monitoramento.

4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como considerações finais, salienta-se que os processos costeiros e, conseqüentemente, os processos deposicionais estão associados às condições hidrodinâmicas e meteoceanográficas. Para realizar um diagnóstico mais preciso da contaminação por metais e alterações no padrão da comunidade bentônica associada, o monitoramento deve ser concluído e mesmo expandido em número de amostragem para se obter o padrão de deposição dos parâmetros físicos, químicos e biológicos aqui analisados.

A fim de ilustrar as alterações morfodinâmicas e sedimentológicas em função das alterações das condições das ondas, no monitoramento realizado nas duas primeiras semanas de abril de 2019, logo após a passagem do ciclone, ocorrida no final de março de 2019, responsável por ventos intensos e altas ondas (G1 Espírito Santo, 2019) foram observadas lamas superpostas aos sedimentos mais antigos na antepraia onde antes não se encontravam (a) e intenso acúmulo de minerais pesados na praia emersa (b e c) (Figura 67).

Figura 67: (a) Sedimento lamoso encontrado na praia Formosa, não observado nas campanhas anteriores e (b) intenso acúmulo de minerais pesados na face da praia, em Povoação, e (c) na berma na profundidade de 0,50 m, em Degredo. Fotos: abril, 2019.



Fonte: Autoria própria.

Os resultados aqui apresentados indicam anomalias na comunidade bentônica e altas concentrações de metais na praia emersa que podem estar associadas a um impacto crônico associado ao aporte contínuo ou catastrófico do rio Doce, no caso do acidente de Mariana. Contudo, a presença da lama enriquecida de metais na antepraia e a possibilidade desta fração alcançar a praia emersa sob condições mais energéticas de onda é uma preocupação para o ecossistema praial, intensificando os desequilíbrios biológicos e geoquímicos.

Além da possibilidade de fluidização da lama sob a ação das ondas e o alcance desta fração com consequente contaminação das praias, as elevadas concentrações de metais pesados nos sedimentos lamosos e a ocorrência das mesmas na antepraia, representam um risco também para a atividade pesqueira do camarão, realizada nessas áreas (Figura 68).

Figura 68: Pesca de camarão defronte à praia de Guriri. Foto: abril, 2019.



Fonte: Autoria própria.

Desta forma, é altamente recomendável estender o mapeamento da ocorrência e mobilidade das lamas para toda a antepraia, isto é, até a profundidade de 20 m e ainda incluir no monitoramento a avaliação de contaminação nos produtos da pesca.

4.6 REFERÊNCIAS

- ALBINO, J., 1999. Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das praias de Bicanga à Povoação, ES. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- ALBINO, J., CONTTI NETO, N., OLIVEIRA, T.C.A., 2016. The beaches of Espírito Santo. In: Short, A. D., Klein, A. H. F. (Eds), Brazilian beach systems. Springer, Sydney, pp. 333-361.
- ALBINO, J., GIRARDI, G., NASCIMENTO, A.K., 2006. Atlas de Erosão e Progradação Costeira do Litoral do Espírito Santo. In: Muehe, D. (Org), Atlas de erosão e progradação do litoral brasileiro. MMA, Brasília-DF, pp. 227-264.
- ALBINO, J., PAIVA, D.S., MACHADO, G.M., 2001. Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. Geografares, 2, 63-69.
- ALBINO, J., SUGUIO, K. 2010. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 82 (4), 1031-1044.
- AMARAL, A.C.Z; MORGADO, E.H., 1998. Diagnósticos de praias arenosas, São Paulo, Brasil. Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.
- ANA-Agência Nacional de Águas, 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana/MG.
- APLYSIA SOLUÇÕES AMBINETAIS, 2016. Relatório técnico nº 1763. Monitoramento ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS).
- AUSTEN, M.C., SOMERFIELD, P.J., 1997. A community level sediment bioassay applied to an estuarine heavy metal gradient. Marine Environment, v. 43, p. 315-328.
- AUSTEN, M., MCEVOY, A., 1997. The use of offshore meiobenthic communities in laboratory microcosm experiments: Response to heavy metal contamination. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 211, 247-261, 10.1016/S0022-0981(96)0 2734-7.
- BASCOM, W. N., 1951. The relationship between sand size and beach-face slope. Eos, Transactions American Geophysical Union, 32(6), 866-874.
- BEYREM, H., AISSA, P., 2000. Les nématodes libres, organismes-sentinelles de l'évolution des concentrations d'hydrocarbures dans la baie de Bizerte (Tunisie). Cahiers de Biologie Marine, 41: 329-342.
- BEYREM, H., BOUFAHJA, F., HEDFI, A., ESSID, N., AÏSSA, P., MAHMOUDI, E., 2011. Laboratory study on individual and combined effects of cobalt- and zinc-spiked sediment on meiobenthic nematodes. Biological Trace Element Research, 144, 790–803. <http://dx.doi.org/10.1007/s12011-011-9032-y>.

- BITTENCOURT, A.C.S.P., DOMINGUEZ J.M.L., MARTIN L., SILVA I.R., DE MEDEIROS, K.O.P., 2007. Past and current sediment dispersion pattern estimates through numerical modeling of wave climate: na example of the Holocene delta of the Doce River, Espírito Santo. *Braz. Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 79(2):333–341.
- BLACKMORE, G., 2000, Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropoda: Muricidae). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51, 127-139.
- BLACKMORE, G., 2001. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. *Environmental Pollution*, 114: 303-311.
- BOUCHER G., 1980. Impact of Amoco Cadiz oil spill on intertidal and subtidal meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 95- 101
- BOUFAHJA, F., HEDFI, A., AMORRI, J., AÏSSA, P., HAMOUDA, B., MAHMOUDI, E., 2011. Examination of the bioindicator potential of *Oncholaimus campyloceroides* (Oncholaimidae, Nematoda) from Bizerte bay (Tunisia). *Ecological Indicators*, 11.1139-1148.10.1016/j.ecolind.2010.12.014.
- BRAZEIRO, A., 1999. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de História Natural*, 72, 93–105.
- BROWN, A. C., MCLACHLAN, A., 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Amsterdam: Elsevier, 327 p.
- BURD, B. 2002. Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. *Marine environmental research*, 53, 481-519.10.1016/S0 141-1136(02)00092-2.
- CACCIA, V., MILLERO, F., PALANQUES, A., 2003. The Distribution of Trace Metals in Florida Bay Sediments. *Marine pollution bulletin*, 46, 1420-33, 10.1016/S0025-326X (03)00288-1.
- CALLIARI L.J., HOLLAND K.T., PEREIRA P.S., GUEDES R.M., SANTO R.E., 2007. The influence of mud on the inner shelf, shoreface, beach, and surf zone morphodynamics - Cassino, Southern Brazil. In: *Coastal Sediments*, 07, 1455-1465.
- CALLIARI L.J., SPERANSKI N.S., TORRONTÉGUY M., OLIVEIRA M.B., 2001. The mud banks of Cassino Beach, southern Brazil: characteristics, processes and effects. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 34:318-325.
- CARDOSO, R. S., DEFEO, O., 2004. Biogeographic patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(3), 559-568.
- CASTILLA, J. C., 1983. Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 14, 459-464, 10.1016/0025-326X(83) 90046-2.
- CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. 1995. Protocol for the derivation of Canadian Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Ottawa, CCME, 35 p.

- CHOU H.T., HUNT J.R., FODA M.A., 1991. Fluidization of marine mud by waves. *Marine Pollution Bulletin*, 23:75-81.
- COUTINHO, M. S., BERNARDINO, A. F., 2017. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(4), 666-677.
- COWELL, P.J., HANSLOW, D.J., MELEO, J.F., 1999. The shoreface. In: Short, A.D. (Ed). *Handbook of beach and shoreface dynamics*. John Wiley and Sons, p. 39-71.
- DANOVARO, R., FRASCHETTI, S., BELGRANO, A., VINCX, M., CURINI-GALLETTI, M., ALLBERTELLI, G., FABIANO M., 1995. The potential impact of meiofauna on the recruitment of macrobenthos in subtidal coastal benthic community of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean): a field result. XXVIII E.M.B.S., Hersonissos, Creta, 115-122 pp.
- DAVIDSON-ARNOTT, R. 2010. *Introduction to coastal processes and geomorphology*. Cambridge University Press, 442p.
- DEFEO, O., MCLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress*, v. 295, p. 1-20.
- DEFEO, O., JARAMILLO, E., LYONNET, A., 1992. Community structure and intertidal zonation of the macrofauna on the Atlantic coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research*, 8, 830–839.
- DE OLIVEIRA GOMES, L.E., et al. The impacts of the SAMARCO mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2017.
- DI DOMENICO, M., MARTINEZ, A., ALMEIDA, T. C. M., MARTINS, M. O., WORSAAE, K., LANA, P. C. 2014. Response of the meiofaunal annelid *Saccocirrus pussicus* (Saccocirridae) to sandy beach morphodynamics. *Hydrobiologia*, v. 734, n. 1, p. 1-16.
- DOMINGUES, J. M. L., BITTENCOURT, A. C. S. P., MARTIN, L. 1983. O papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas a desembocaduras dos rios São Francisco (SE/AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). *Revista Brasileira de Geociências*, 13(4):93-105.
- DOMINGUES, J. M. L., BITTENCOURT, A. C. S. P., MARTIN, L. 1981. Esquema evolutivo da sedimentação quaternária nas feições deltaicas dos rios São Francisco (SE/AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). *Revista Brasileira de Geociências*, 11(4):227-237.
- ELLIS, D.V., HOOVER, P.M. 1990. Benthos recolonizing mine tailings in British Columbia fiords. *Marine Pollution Bulletin*, 16, (5), 197-2013.
- FERRANDO, A., ESTEVES, J. L., ELÍAS, R., MÉNDEZ, N. 2010. Intertidal macrozoobenthos in sandy beaches of Bahía Nueva (Patagonia, Argentina) and their use as bioindicators of environmental impact. *Scientia Marina*, 74(2), 345-352.

G1 ESPÍRITO SANTO. Marinha emite alerta para ciclone tropical na costa do ES. Disponível em: <https://g1.globo.com/es/espírito-santo/noticia/2019/03/22/marinha-emite-alerta-para-ciclone-tropical-na-costa-do-es.ghtml>. Acesso em: 12 de abril 2019.

GALE, S.A., KING, C.K., HYNNE, R.V., 2006. Chronic sublethal sediment toxicity testing using the estuarine amphipod, *Melita plumulosa* (Zeidler): evaluation using metal-spiked and field-contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (7) 1887–1898 pp.<http://dx.doi.org/10.1897/05-468R.1>.

GHEKIERE, T., VINCXA, M., URBAN-MALINGAB, B., ROSSANOC, C., SCAPINIC, F. DEGRAER, S. 2005. Nematodes from wave-dominated sandy beaches: diversity, zonation patterns and testing of the isocommunities concept. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 62, n. 1-2, p. 365-375.

GIERE, O. 2009. *Meiobenthology: The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments*. Berlin: Springer-Verlag, 527p.

GIERE, O. 1993. *Meiobenthology - The microscopic fauna in aquatic sediments*. Berlin, Springer Verlag, 327p.

GINGOLD R., MUNDO-OCAMPO M., HOLOVACHOV O. and ROCHA-OLIVARES A. 2010. The role of habitat heterogeneity in structuring the community of intertidal free-living marine nematodes. *Marine Biology*, 157: 1741-1753.

GYEDU-ABABIO T. K., FURSTENBERG J. P., BAIRD D., VANREUSEL A., 1999. Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops River estuary, South Africa. *Hydrobiologia*, 397: 155- 169.

GYEDU-ABABIO, T., 2011. Pollution Status of Two River Estuaries in the Eastern Cape, South Africa, based on Benthic Meiofauna Analyses. *Journal of Water Resources Protection*, 3, 473-486. [10.4236/jwarp.2011.37057](https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.37057).

HACKING, N., 1998. Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. *Marine and Freshwater Research*, p. 47-53.

HEDFI, A., MAHMOUDI, E., BEYREM, H., BOUFAHJA, F., ESSID, N., AÏSSA, P., 2008. Réponse d'une communauté de nématodes libres marins à une contamination par le cuivre: étude microcosmique. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 133, 97 e 106.

HEDFI, A., MAHMOUDI, E., BOUFAHJA, F., HAMOUDA, B., AÏSSA, P., 2007. Effects of Increasing Levels of Nickel Contamination on Structure of Offshore Nematode Communities in Experimental Microcosms. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 79, 345-9. [10.1007/s00128-007-9261-0](https://doi.org/10.1007/s00128-007-9261-0).

HEIP, C., VINCX, M., VRANKEN, G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 23, 399e489.

- HERMI, M., MAHMOUDI, E., BEYREM, H., AÏSSA, P., ESSID, N., 2009. Responses of a freeliving marine nematode community to mercury contamination: results from microcosm experiments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56, 426 e 433.
- HESP, P. A., MARTINEZ, M. L., 2007. Disturbance processes and dynamics in coastal dunes. In: JOHNSON, E. A., MIYANISHI, K. (Eds.). *Plant Disturbance Ecology*. Academic, San Diego, pp. 215-247.
- JARAMILLO, E., MCLACHLAN, A., 1993. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37:615-624.
- JACKSON, D.W.T., COOPER, J.A.G., 2009. Geological control on beach form: accommodation space and contemporary dynamics. *Journal of Coastal Research*, 69-72.
- JOSEFSON, A.B., HANSEN, J.L.S., ASMUND, G., JOHANSEN, P., 2008. Threshold response of benthic macrofauna integrity to metal contamination in West Greenland. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (7), 1265–1274p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.028>.
- KOMAR, P.D., 1983. Beach Processes and Erosion - An introduction. In KOMAR, P. D. (Ed.) *Handbook of Coastal Processes and Erosion*, pp.1-20.
- KOMAR, P.D., CLEMENS, K.E., 1986. The relationship between a grain's settling velocity and threshold of motions under inidirectional currents. *Journal Sedimentary Petrology*, 56:258-266.
- MAHMOUDI, E., BEYREM, H., BACCAR, L., AÏSSA, P., 2002. Response of free-living Nematodes to the quality of water and sediment at Bou Chrara Lagoon (Tunisia) during winter 2000. *Mediterranean Marine Science* 2, 133e146.
- MAHMOUDI, E., ESSID, E., BEYREM, H., HEDFI, A., BOUFAHJA, F., VITIELLO, P., AÏSSA, P., 2007. Individual and combined effects of lead and zinc of a free living marine nematode community: results from microcosm experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 343, 217e226.
- MARTIN, L., SUGUIO, K., DOMINGUEZ, J.M.L., FLEXOR, J.M., 1997. *Geologia do Quaternário Costeiro do Litoral Norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo*. CPRM, Belo Horizonte, 2.
- MARTIN, L., SUGUIO, K., FLEXOR, J.M., ARCHANJO, J.D. 1996. Coastal Quaternary formations of the Southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68 (3), 389-404.
- MCLACHLAN, A., DEFEO, O., JARAMILLO, E., SHORT, A., 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71, 256–268. [10.1016/j.ocecoaman.2012.10.005](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.10.005).

- MCLACHLAN, A., JARAMDLO, E., DONN, T. E., WESSELS, F. 1993. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research*, (Spec. Issue) 15: 27-38.
- MCLACHLAN, A.; DORVLO, A., 2005. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 674–687.
- MCLACHLAN, A., 1990. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research*, 6, 57–71.
- MCLACHLAN, A.; BROWN, A. 2006. *Sandy beaches as ecosystems*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 373 p.
- MCLACHLAN, A., DE RUYCK, A.M.C., HACKING, N., 1996. Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Revista Chilena de História Natural*, 69, 451–467.
- MCLACHLAN, A., WOODRIDGE, T., DYE, A.H., 1981. The ecology of sandy beaches in southern Africa. *South African Journal of Zoology*, 16, 219–231.
- MCLACHLAN, A., BROWN, A. C., 2006. *The Ecology of Sandy shores*. New York. Elsevier, 373 p.
- MCLACHLAN, A., WOOLDRIDGE, T., DYE, A. H., 1981. The ecology of sandy beaches in southern Africa. *African Zoology*, v. 16, n. 4, p. 219-231.
- MESQUITA A., KAISARY S., 2007. Distribution of iron and manganese. In: Shetye S. R., Dileep, K. M., Shankar, D. (Eds). *The Mandovi and Zuari Estuaries*, pp 99-104.
- MIRLEAN, N., MEDEANIC, S., GARCIA, F. A., TRAVASSOS, M. P. BAISCH, P., 2012. Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics. *Continental Shelf Research*, v. 35, p. 129-136.
- MUEHE, D., SPERLE, M., TESSLER, M. G., SOUZA, S. R., 2010. Can the trapping of shoreface sand by mud layers induce coastal erosion? The example of the Paraíba do Sul river outlet, Northern Rio de Janeiro state. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(SPE2), 65-68.
- MUÑOZ-PEREZ, J. J., TEJEDOR, L., MEDINA, R., 1999. Equilibrium beach profile model for reef-protected beaches. *Journal of Coastal Research*, 950-957.
- NAIR M., JOSEPH T., BALACHANDRAN K. K., NAIR K. K. C.; PAIMPILLIL J. S., 2003. In: AHMED M. F., ALI, M. A., ADEEL, Z. (Eds). *Arsenic Enrichment in Estuarine Sediments-Impact of Iron and Manganese Mining. Fate of arsenic in the environment*, pp. 57-67.
- NANAJKAR, M.; INGOLE, B. 2010. Comparison of tropical nematode communities from three harbours, west coast of India. *Cahiers de Biologie Marine*, 51(1), 9.

- NEVES, S.B., 2015. Estrutura da Fauna Bentônica de Rodólitos e Sedimentos Depositados nos Recifes Lateríticos na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz, ES. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical-CEUNES/UFES.
- NEVES, F. M., BEMVENUTI, C. E., 2006. Spatial distribution of macrobenthic fauna on three sandy beaches from northern Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2-3), 135-145.
- O'DEA, N., WHITTAKER, R.J., UGLAND, K.I., 2006. Using spatial heterogeneity to extrapolate species richness: a new method tested on Ecuadorian cloud forest birds. *Ecology*, 43:189–198.
- OGAWA, H., DICKSON, M. E., KENCH, P. S., 2015. Hydrodynamic constraints and storm wave characteristics on a sub-horizontal shore platform. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40 (1), 65-77.
- OLIVEIRA, T. C. A, ALBINO, J., VENANCIO, I. D. 2015. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of Rio Doce. *Quaternary Environmental Geosciences*, 6(1):20–25. doi: 10.5380/abequav6i1.36738.
- OLSGARD, F., HASLE, J., 1993. Impact of waste from titanium mining on benthic fauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172, 185-213. 10.1016/0022-0981(93)90097-8.
- PILÓ, D., BEN-HAMADOU, R., PEREIRA, F., CARRIÇO, A., CORZO, A., G ASPAR, M.B., CARVALHO, S., 2016. How functional traits of estuarine microbenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecol. Indic.* 1–659. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.019>.
- QUARESMA, V. D. S., CATABRIGA, G., BOURGUIGNON, S. N., GODINHO, E., BASTOS, A. C., 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644.
- RAO, C.B. 1957. Beach erosion and concentration of heavy mineral sands. *Journal Sedimentary Petrology*, 27,143-147.
- RIBA, I., DELVALLS, T.A., FORJA, J.M., GÓMEZ-PARRA, A., 2004. The influence of pH and salinity on the toxicity of heavy metals in sediment to the estuarine clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (5) 1100–1107 pp. <http://dx.doi.org/10.1897/023-601>.
- RODRIGUEZ, J.; GERMÁN, L.J. JARAMILLO, E. 2003. Estructura comunitaria de la meiofauna intermareal en un gradiente de tipos morfodinámicos de playas arenosas en el sur de Chile. *Revista Chilena de História Natural*, 74(4): 885-897.
- RODRÍGUEZ, J. G., LASTRA, M., LÓPEZ, J., 2003. Meiofauna distribution along a gradient of sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 58, p. 63-69.
- SAJAN, S., THADICKAL, J., DAMODARAN, R., 2010. Meiofauna of the western continental shelf of India, Arabian Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 86. 665-674. 10.1016/j.ecss.2009.11.034.

- SHARIFUZZAMAN, S. M., RAHMAN, H., ASHEKUZZAMAN S. M., ISLAM, M. M., CHOWDHURY, S. R., HOSSAIN, M. SHAHADAT., 2016. Heavy metals accumulation in coastal sediments. In: HASEGAWA, H., RAHMAN, I., RAHMAN, M. (Eds). Environmental Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils. Tokyo: Springer, pp. 21-42.
- SHEREMET, A., MEHTA, A. J., LIU, B., STONE, G. W., 2005. Wave–sediment interaction on a muddy inner shelf during Hurricane Claudette. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(1-2), 225-233.
- SHORT, A. D. 1999. Handbook of beach and shoreface morphodynamics. Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- SHORT, A. D., WRIGHT, L. D. 1984. Morphodynamics of high energy beaches: an Australian perspective. *Coastal geomorphology in Australia*, 43-68.
- SOMERFIELD, P.J., GEE, J.M., WARWICK, R.M., 1994. Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Marine Ecology Progress Series*, 105, 79e88.
- SORENSEN, R. M. 1997. Basic Coastal Engineering, Chapman and Hall, New York.
- SOUZA, J. M. T., PAIXÃO, J. F., NASCIMENTO, S. A. M., BARBOSA, J. S.F., DOMINGUEZ, J. M. L., 2014. Ocorrência de metais nos sedimentos marinhos da plataforma continental entre Itacaré e Olivença (BA). *Geochimica Brasiliensis*, 28(2): 161-170.
- SWIFT, D.J.P., 1976. Continental shelf sedimentation. In: STANLEY, D.J., SWIFT, D.J.P. (Eds). *Marine sediment transport and environmental management*, John Wiley and Sons, New York, p. 311-350.
- THIEL, M., KRUSE, I., 2001. Status of the Nemertea as predators in marine ecosystems. *Hydrobiologia*, v. 456, n. 1-3, p. 21-32.
- TIETJEN, J.H., 1980. Population structure and species distribution of the free living nematodes inhabiting sands of the New York Bight apex. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 10, 61e73.
- VAN LOON, W. M. G. M. et. al. 2015. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal water. *Journal of Sea Research*, v.13, p. 1-13.
- VEENEKEY, V, 2007. Atualização do conhecimento taxonômico dos Nematoda na costa brasileira e sua ecologia na praia de Tamandaré-PE (Brasil). Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- WALSH J.P., NITTROUER C.A., 2009. Understanding fine-grained riversediment dispersal on continental margins. *Marine Geology*, 263(1):34-45.
- WIESER, W., 1953. Free-living marine Nematodes, vol. I. Enoploidea. Reports of the Lund University Chile Exp. Lunds Univ. Arsskr., N. F., Avd. 2,49,6, pp. 1-155.
- WIESER, W., 1956. Free-living marine nematodes III. Axonolaimoidea and Mohysteroidea. *Acta Univ Lund N. F. Avd. 2. Bd 52. Nr 13: 1-115.*

WRIGHT, L.D., 1995. Morphodynamics of inner continental shelves. CRC Press, Boca Raton, 241p.

WRIGHT, L.D., 2012. Recent advances in understanding continental shelf sediment transport. In: Li M., King E.L., Prescott R.H. (Eds). Sediments, Morphology and Sedimentary Processes on Continental Shelves. International Association of Sedimentologists, Special Publication, 44:159-172.

WRIGHT, L. D., SHORT, A. D., 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. Marine geology, 56(1-4), 93-118.

5 ANEXO 5 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NAS ALTERAÇÕES ECOLÓGICAS NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS SOB INFLUÊNCIA DOS SEDIMENTOS PROVENIENTES DO RIO DOCE

5.1 INTRODUÇÃO

Este Anexo tem como seu objetivo principal monitorar os impactos diretos e indiretos sobre a estrutura e o funcionamento da fauna e flora que sustentam comunidades tradicionais nos manguezais.

O ecossistema manguezal constitui um mosaico de habitats cuja complexidade estrutural resulta numa variedade de componentes biológicos que incrementam sua biodiversidade que, por sua vez, são importantes para o funcionamento e qualidade ambiental de ecossistemas tropicais estuarinos (Twilley et al., 1996), além de manter a conectividade entre os sistemas terrestres e costeiros de forma espacial e temporal (Sheaves, 2009). Esta conexão vai ter maior ou menor extensão dependendo do tipo estuário, onde suas variáveis (vazão, salinidade, extensão entre outros) irão condicionar o tempo de residência dos nutrientes e da matéria orgânica e, portanto, o fluxo de trocas com as águas costeiras adjacentes (Wolanski et al. 2004). Estudos relacionados a extensão da conectividade entre e com áreas úmidas são escassos e apresentam bastante divergência, por exemplo, em relação a escala espacial de dispersão de larvas que para alguns vão de metros e para outros mais de quilômetros, dependendo do táxon analisado (Cowen e Sponaugle, 2008).

A conectividade entre sistemas é importante de ser discutida, pois no caso do litoral norte capixaba e sul da Bahia, os manguezais nesta região são interligados sendo elementos significantes para manter a integridade da paisagem que inclui também toda a área da plataforma costeira que compõe o Banco de Abrolhos. As áreas de manguezal mais expressivos em termos de tamanho (Piraquê, São Mateus, Mucuri, Nova Viçosa e Caravelas) são responsáveis pela integração de pequenas áreas de manguezal, por exemplo, Rio Itaúnas, Riacho Doce, Urussuquara entre outros, assegurando a manutenção dos fluxos gênicos destes sistemas e das funções hidrológicas (controle de vazão e armazenamento dos fluxos de água), biogeoquímicas (sequestro e estoque de carbono) e biológicos (habitat, refúgio, alimentação), sendo estas, importantes contribuições da manutenção da conectividade das áreas úmidas com outros sistemas (Cohen et al, 2016). Estes autores afirmam que perda de áreas úmidas, principalmente daquelas com pequenas extensões vão impactar no tempo e no espaço a conectividade ecológica local. Os resultados preliminares deste monitoramento, principalmente no que diz respeito à estrutura das florestas dos manguezais nas diferentes localidades já permite diagnosticar a complexidade das áreas de estudo e a conectividade entre os sistemas locais, uma vez que as espécies possuem diferentes associações nos distintos estuários indicando conexão entre eles na dispersão de propágulos.

As áreas de estudo, salvo melhor juízo, ocorrem em diferentes ambientes geomorfológicos e, conseqüentemente, em escala regional terão distintas forçantes energéticas condicionando suas respostas funcionais (Twilley, 1980). Um exemplo disso diz respeito ao tipo de energia hidráulica

(ondas, marés, rios) que, dependendo do domínio ou interação entre estas forçantes, resultará em diversos comportamentos relacionados ao transporte de sedimentos, das fontes de sedimentos, das correntes e da distribuição da salinidade entre outras. Desta forma, os processos ecológicos que ocorrem no manguezal não são exclusivamente respostas das modificações biológicas do ambiente, mas sim, são fortemente integradas com a geomorfologia e vão variar de acordo com o tipo de costa (Thom, 1967), onde costas progradantes vão possibilitar respostas da vegetação distintas daquelas em regressão. Entretanto, dada a baixa diversidade de espécies nos manguezais brasileiros (Schaeffer-Novelli, 1991) e a seletividade de cada uma delas para determinadas parâmetros relacionados ao controle do sal na células (Ball, 1980, 1988), da inundação (Tomlinson, 1983) e aquisição de nutrientes (Farnsworth, 1998; Farnsworth et al. 1988), os efeitos locais e as interações entre as populações vão constituir diferentes comunidades, o que faz com o manguezal seja o mosaico de habitat. Esta diversidade de habitats responde aos fatores locais e a geomorfologia (Robertson e Blaber, 1998). É este comportamento ambíguo que confere ao manguezal capacidade de resiliência frente às inúmeras forçantes energéticas (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1983; Lugo e Snedaker, 1974; Schaeffer-Novelli et al., 2000) provocando respostas distintas entre uma e outra comunidade mesmo na ausência de distúrbios agudos (Mumby et al. 2014) e que atuam em diferente sinergismo sobre o funcionamento do ecossistema, tornando-o mais ou menos susceptível a determinados tensores (Lugo, Cintron e Goenaga, 1981; Young, 2010). Está ambiguidade é observada nas análises ecológicas que visam entender se o manguezal é um ecossistema estável ou se está em contínuo estado sucessional (Snedaker, 1978), aspecto nem sempre elucidado em algumas áreas de manguezal mesmo que não haja alterações ecológicas agudas ou crônicas. Por outro lado, resiliência não significa que o sistema é imune a tensores que atuam como input de energia no seu desenvolvimento, como seria o caso de depósito de sedimento e aporte de nutrientes.

As fontes de tensores podem ser internas, externas ou ambas e interferir na capacidade de resiliência, isto é, a capacidade de lidar com o estresse por meio de ajustes internos num tempo curto a partir da transformação (Young, 2010). É por isto que sistemas considerados em equilíbrio em muitas ocasiões colapsam rapidamente e de forma não prevista. O evento meteorológico que levou a mortalidade massiva da floresta de manguezal nos Rios Piraquê-Mirim e Açú (Servino et al. 2018) após a tempestade com ventos em velocidade elevada, não se deve ao fato, mas outros tensores além daqueles reportados pelos autores levaram a declínio da resiliência daquela floresta haja vista que o evento não envolveu outras áreas do sistema com o mesmo tipo de vegetação. Por outro lado, ambientes já sob forte situação de estresse se tornam mais susceptíveis as intercorrências induzidas pelo homem.

Outro ponto fundamental a ser discutido é o conceito de vulnerabilidade e que se aplica nesta situação tendo em vista as questões envolvidas no impacto. Ainda que não ocorra contaminação de nenhuma das áreas de monitoramento do ecossistema manguezal, este é provedor de inúmeros bens e serviços que extrapolam os limites físicos do sistema (Tognella De Rosa et al., 2006). Para muitas das espécies marinhas costeiras, a fase larval é o estágio dominante de dispersão (Cowen e Sponaugle, 2009), os

organismos que habitam o manguezal como residentes permanentes ou visitantes (diários ou sazonais) são em sua grande maioria dependentes do ambiente estuarino ou costeiro nos diversos estágios do seu ciclo de vida. Esta etapa do indivíduo na zona costeira o coloca em contato com diferentes tensores que vão regular seu desenvolvimento e, conseqüentemente, seu sucesso reprodutivo. Sob o ponto de vista dos organismos, o ciclo de vida alternado entre manguezal e regiões circunvizinhas possuem uma outra capacidade emergente que é a robustez, isto é, condições de lidar com o estresse sem adaptações ou ajustes. Ambas propriedades do ecossistema e vão lhe conferir a sensibilidade com que lida com distúrbios, estresses ou ameaças de um tipo ou de outro (Young, 2010), cujo ajuste/resposta representa a vulnerabilidade ou não do sistema em lidar com o tensor. A exposição das larvas dos organismos residentes a outros ambientes coloca em risco a capacidade de ajuste do ecossistema manguezal, ainda que não tenha problemas de contaminação local. Por outro lado, a vulnerabilidade do sistema pode ser reduzida quando se amplia a capacidade adaptativa do sistema ou sua resiliência uma vez que ocorra a diminuição/atenuação do impacto (McFadden, 2007). A autora entende que o termo vulnerabilidade tem componentes sociais, econômicas e biológicas. Isto é, a fonte de impactos não causa exclusivamente distúrbios biológicos, mas também econômicos e sociais. Neste aspecto, o manguezal é um ecossistema com alta resiliência ambiental, mas enorme vulnerabilidade econômica e social, uma vez que muitos impactos atuam indiretamente sobre a sociedade que dependem das funções ecológicas dos manguezais e que vão ser fonte de sua subsistência.

O litoral capixaba pode ser dividido em dois compartimentos fisiográficos: Belmonte à Regência e Regência a Itapemirim. Sendo que o primeiro compartimento apresenta uma plataforma continental extensa (largura média de 230 km) e o segundo com largura de plataforma em média de 50 km na área do rio Piraquê (Albino et al. 2006). De acordo com os autores, o transporte de sedimentos no primeiro compartimento está fortemente relacionado a direção dos ventos que vão atuar sazonalmente sobre a direção da corrente longitudinal. A linha de costa compreendida como a planície costeira sob influência do Rio Doce apresenta tendência estável e progracional, onde variações sazonais (deriva litorânea e vazão fluvial) provocam eventos erosivos nas praias junto a foz dos rios que desembocam nesta planície. Em Santa Cruz (APA Costa das Algas), ambiente caracterizado como localizado no segundo compartimento do litoral capixaba, a presença dos terraços de abrasão na antepraia e na plataforma interna dissipam a energia de ondas incidentes destacando-se as correntes de maré com agente de alterações na linha de costa. A linha de costa neste setor do compartimento encontra-se em retrogradação devido ao pequeno aporte de vazão fluvial e a vulnerabilidade abrasiva das areias carbonáticas. O setor litorâneo referente à Caravelas será apresentado junto com a área de estudo.

Em escala global, as áreas de estudo estão na mesma unidade climática, entretanto, a região do litoral ao sul da foz do Rio Doce, definida como bacia hidrográfica Centro-Norte apresenta vazão específica média de longo período ($Q_{med.}$ (L/s.km²) entre 10 a 12, precipitação anual média entre 1110 e 1400 mm, área de drenagem de 3.227,70 km², disponibilidade hídrica superficial ($Q_{90\%}$) de 1,2 a 1,5 L/s.km² e compreende as áreas de estudos: Rio Piraquê-Mirim, Rio Piraquê-Açú, Costa das Algas e Rio Riacho. Além desta bacia, a área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Rio Doce (Regência e

Urussuquara) e do Rio São Mateus (Barra Nova e São Mateus). A bacia do Doce tem Q_{med} entre 8 a 10 L/s.km², precipitação anual média entre 1110 e 1200 mm, área de drenagem de 14.926,6 km², Q90% entre 4,5 a 6 L/s.km², valor similar à bacia do São Mateus. Esta por sua vez, apresenta Q_{med} entre 8 a 10 L/s.km², precipitação anual média entre 1110 e 1200 mm para a foz do Rio São Mateus e entre 1200 a 1300 mm para a foz do Mariricu em Barra Nova e a bacia possui área de drenagem de 8.289,5 km² (AGERH, 2018). A bacia hidrográfica do Rio Caravelas compreende 597 km² com precipitação média de 1511 mm por ano (Souza et al., 2014).

A foz do sistema estuarino dos Rios Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim é, salvo melhor juízo, classificada como estuário de domínio de marés, já o Rio Doce influencia o sistema costeiro (Albino e Suguio, 2010), tanto que não manguezal *stricto sensu* e os demais estuários são enquadrados como dominados por ondas e marés, com base na configuração e nos dados de Albino et al. (2004). Por sua vez, Caravelas possui estudo detalhado do seu sistema estuarino sendo classificado como dominado por marés (Souza et al. 2004).

Para atender os pressupostos que condicionam os manguezais e vão contribuir para que as propriedades emergentes do ecossistema, isto é, resiliência, maleabilidade e plasticidade não mascarem os efeitos crônicos e agudos causados pelos efeitos tóxicos dos metais provenientes do rompimento da Barragem de Fundão na fauna e na flora dos manguezais, o monitoramento foi proposto na forma de parcelas fixas, distribuídas em três regiões do estuário e nos dois tipos de floresta para que se pudesse avaliar as interferências causadas pelos fatores abióticos e as relações entre as comunidades de forma integrada.

A sustentação teórica para esta integração e diferenciação de pontos é que em experimentos naturais não há controle de todas as variáveis que atuam sobre a causa e efeito ao interpretar os resultados, portanto, há necessidade de se coletar dados adicionais para distinguir os efeitos deletérios dos contaminantes e a intensidade dos impactos causado para a fauna e flora (Gotelli e Ellison, 2011). Interpretações em curto prazo envolvendo uma gama de variáveis (tipo de estuário, local no estuário) que apresentam grande variabilidade de respostas (diárias, sazonais) são minimizadas ao se conduzir análises dos experimentos em escalas espaciais, que neste caso contemplam a distribuição espacial das amostras de forma a obter informações tridimensionais dos efeitos das marés nos manguezais (ponto X floresta X frequência) e temporais (estação seca e chuvosa X ano úmido; estação seca e chuvosa X ano seco; período reprodutivo X variações sazonais do clima) permitem estabelecer controles apropriados para interpretação dos resultados. Ainda assim, alguns tensores, em função das propriedades emergentes dos manguezais só terão respostas em escala temporal decadal ou acima disto. Desta forma, experimentos manipulativos também estão sendo desenvolvidos para efetuar maior controle sobre as variáveis e cujos resultados permitirão respostas em escala temporal mais curta.

Os experimentos naturais podem ser classificados como fotográficos ou de trajetória (Diamond, 1986). Sendo os primeiros replicados no espaço e os segundos no tempo (Gotelli e Ellison, 2011). O desenho amostral de forma a contemplar as parcelas fixas, onde os dados obtidos em todos os parâmetros que

serão avaliados de maneira integrada, foi definido para atingir os pressupostos do experimento de trajetória, onde cada observação representa um ano diferente de estudo. Por sua vez, os experimentos conduzidos em laboratório são definidos como manipulativos e pode ser de pressão ou de pulsos. Nos primeiros ocorre a reaplicação do tensor e são utilizados para observar a resistência do sistema ao tratamento. Por outro lado, os experimentos de pulso são desenvolvidos para se testar a resiliência do sistema ao tensor. Isto é a forma como ele se recupera de uma única perturbação (Gotelli e Ellison, 2011). Neste momento, foi selecionado tratamento de pulsos para termos uma avaliação da concentração letal e das alterações morfológicas e fisiológicas decorrentes do tensor. Entretanto, dada a permanência dos contaminantes nos sedimentos costeiros e sua disponibilização em pulsos provocada por fenômenos climáticos e oceanográficos, haverá necessidade da elaboração e experimentos manipulativos *ex situ*.

Desta forma, o plano amostral proposto vai permitir a comparação entre os estuários e estes estudos comparativos uma vez identificada a contaminação pelos metais, o grau de contaminação associados ao um sistema controle, vão contribuir para as ações de restauração das áreas atingidas. Esta diversidade de ambientes contribui para que se entenda as diferentes respostas que são provenientes da biocomplexidade dos manguezais (Feller et al.,), haja vista que as respostas do ecossistema manguezal serão distintas dependendo do tipo e da magnitude do tensor; do ambiente geomorfológico, isto é, setting ambiental (Twilley et al. 1998); e, principalmente da recuperação dos processos ecológicos e geofísicos (Twilley e Rivera-Monroy, 2005).

5.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

As estações (Áreas de Estudo) com suas respectivas localizações estão georreferenciadas de acordo com a posição geográfica estabelecida na TR4- Anexo 5 referentes ao Ecossistema Manguezal (Quadro 17). Os municípios onde se localizam as áreas estão definidos dentro da localidade, sendo os códigos da estação amostral a definição inicial das amostras para o total rastreamento das mesmas.

Quadro 17: Localização geográfica (Latitude e Longitude (em graus)) para as áreas de monitoramento do Ecossistema Manguezal no litoral norte capixaba e sul da Bahia.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Piraquê-Mirim	PM	Aracruz (estuário dos Rios Piraquê-Mirim e Açú)	-19,948013	-40,174223
Piraquê-Açú	PA	Aracruz (estuário dos Rios Piraquê-Mirim e Açú)	-19,948013	-40,174223
Costa das Algas	CA1	Aracruz (Santa Cruz)	-19,966667	-40,133055

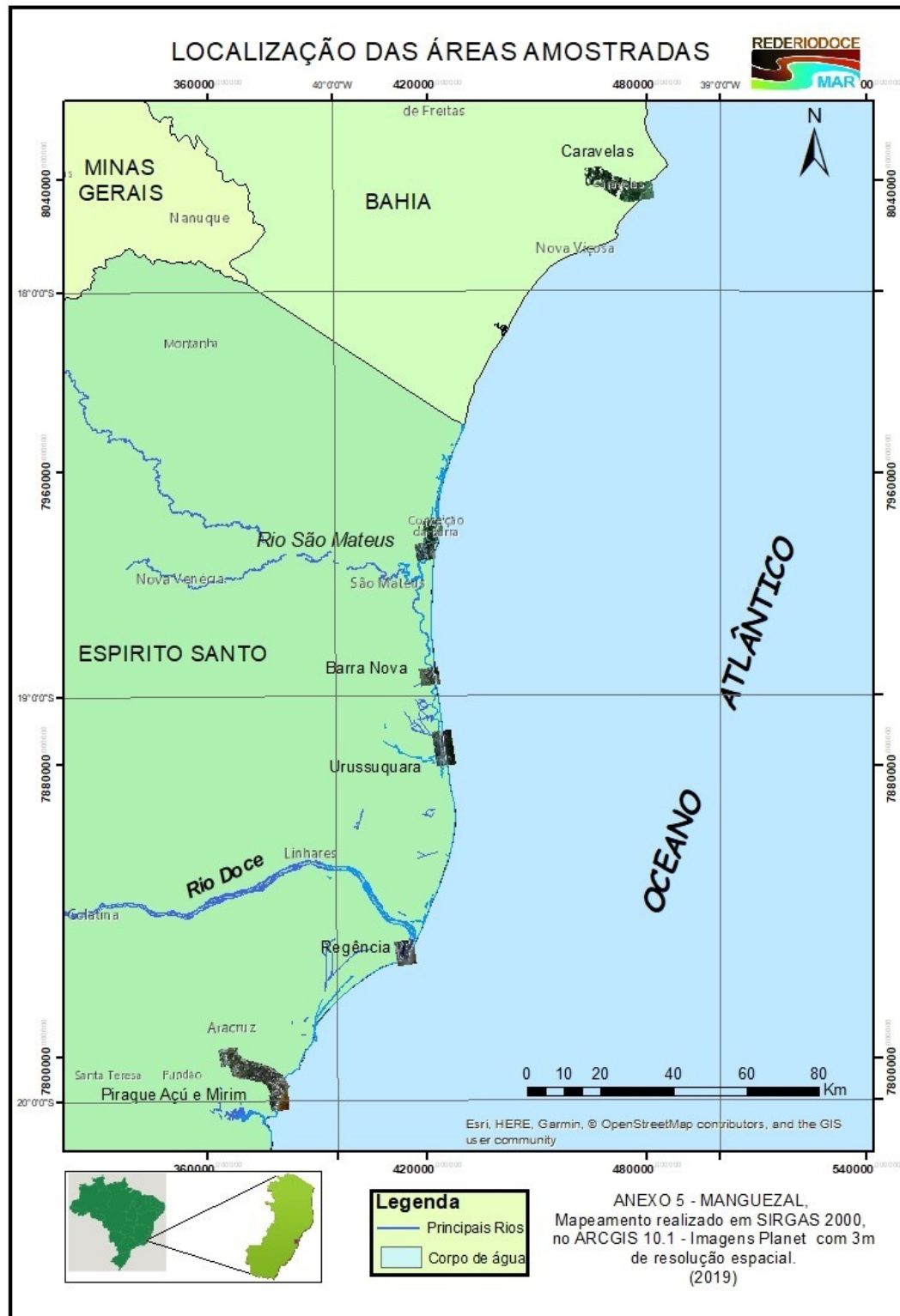
Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Costa das Algas	CA2	Aracruz (Rio Sauê)	-19,966667	-40,133055
Costa das Algas	CA3	Aracruz (Rio Sauê)	-19,966667	-40,133055
Barra do Riacho	BR	Aracruz (Rio Riacho)	-19,820555	-40,05833
Rio Doce	RD	Linhares (Regência)		
Rio Urussuquara	UR	Linhares (Portal do Ipiranga)	-19,097795	-39,72018
Barra Nova	BR	São Mateus (Rio Mariricu)	-18,953596	-39,73776
Rio São Mateus	SM	São Mateus e Conceição da Barra	-18,597176	-39,7329
Caravelas	CV	Caravelas (BA)	-17,755580	-39,220522

Fonte: Autoria própria.

As áreas encontram-se distribuídas ao longo do litoral norte e sul da Bahia e apresentados na Figura 69. No relatório referente ao item cartografia estão mapas com maior detalhamento das áreas de estudo. Entretanto, destaca-se a ausência de localização das áreas amostrais: Costa das Algas e Barra do Riacho, devido a escala do mapeamento neste momento. Correções futuras irão ajustar esta apresentação.

A Figura 70 representa a distância observada entre o Rio Doce e os manguezais no litoral ao sul da foz do referido rio. A distância do Rio Doce em linha reta até a foz do sistema estuarino Piraquê-Mirim e Açú é de 54,82 km. Esta análise está sendo feita para que se possa compreender as relações de conectividade que existem entre estes estuários e o comprometimento que possa haver com os danos sobre a fauna migratória e sobre a dispersão de organismos durante o ciclo de vida as espécies residentes nos manguezais. A Figura 71 representa a distância entre o Rio Doce e os estuários situados ao norte da foz do rio, o intuito é o mesmo da Figura 70. Desta forma, Caravelas em linha reta no meio marinho está distante da foz do Rio Doce 236,08 km.

Figura 69: Áreas do Monitoramento do Ecossistema Manguezal no Litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia. Área 1: Rios Piraquê-Mirim e Piraquê-Açú; Área 2: APA Costa das Algas; Área 3: Barra do Riacho; Área 4: Foz do Rio Doce; Área 5: Urussuquara; Área 6: Barra Nova; Área 7: São Mateus; Área 8: Caravelas.



Fonte: Autoria própria.

As estações amostrais que já constam de marco geodésico estão descritas no Quadro 18 e foram obtidas pela equipe de cartografia empregando-se equipamento Receptor GNSS Trimble R4 Base, com chip GNSS avançado Trimble Maxwell 6 Custom Survey com 220 canais paralelos e tecnologia Trimble R-Track para rastreamento dos sinais GPS L1/CA, L2 e L2C com suporte para WASS e EGNOS, GLONASS L1/CA e L2. Algumas coordenadas foram obtidas também com o suporte de GPS pós-processado Receptor Juno Handheld SA composto por receptor GPS de 12 canais paralelos capaz de rastrear o código C/A na portadora L1 e erro de dois a cinco metros após processamento.

Figura 70: Representação esquemática das distâncias métrica entre as áreas de monitoramento no litoral ao sul da foz do Rio Doce



Fonte: Autoria própria.

Figura 71: Representação esquemática das distâncias métrica entre as áreas de monitoramento no litoral ao norte da foz do Rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 18: Posicionamento geográfico obtido por meio de receptor GNSS RTK marca Trimble modelo R4 das áreas amostradas referenciadas pelos marcos geodésicos (Sirgas 2000), erro na Horizontal de 10 mm + 1 ppm EMQ.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Piraquê Mirim 1D	PM1D	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7793983,550	376309,001
Piraquê Mirim 1E	PM1E	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7793635,166	376851,296
Piraquê Mirim 2D	PM2D	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7794139,049	375113,188
Piraquê Mirim 2E	PM2E	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7793893,999	374873,117
Piraquê Mirim 3D	PM3D	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7795515,256	370303,576
Piraquê Mirim 3E	PM3E	Aracruz/Rio Piraquê-Mirim	7794581,651	369873,087
Piraquê Açú 1D	PA1D	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7793649,722	378964,171
Piraquê Açú 1E	PA1E	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7794601,552	376704,956
Piraquê Açú 2D	PA2D	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7797909,237	371962,893
Piraquê Açú 2E	PA2E	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7797439,948	371960,886
Piraquê Açú 3D	PA3D	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7800737,523	367431,823
Piraquê Açú 3E	PA3E	Aracruz/Rio Piraquê-Açú	7800513,826	367374,904
São Mateus 1D	SM1D	São Mateus/Conceição da Barra	7944177,711	422207,420
São Mateus 3D	SM3D	São Mateus/Conceição da Barra	7938162,898	419479,302
São Mateus 2E	SM2E	São Mateus/Conceição da Barra	7942990,533	419908,380
São Mateus Base	SM BASE	São Mateus/Conceição da Barra	7944026,839	422487,388
São Mateus 2D	SM2D	São Mateus/Conceição da Barra	7941671,189	421932,795
Urussuquara 1E	UR1E	Linhares	7886357,160	424170,551
Urussuquara 2D	UR2D	Linhares	7884564,420	423994,996
Urussuquara 3E	UR3E	Linhares	7883910,200	424098,488
Urussuquara base	BASE UR	Linhares	7886676,183	423995,175
Regência Base Geodésica Petrobrás	RD BASE	Linhares	7827618,981	413358,444
Regência ilha	RD ILHA	Linhares	7827576,210	413807,272
Regência Tamar	RD TAMAR	Linhares	7827397,475	413687,116

Fonte: Autoria própria.

O Quadro 19 e Quadro 20 são referentes as estações em Caravelas para avaliação da fauna, foram obtidas com GPS de navegação e constam somente como referência de localização. O detalhamento desta área junto com as demais está sendo encaminhando durante as campanhas de amostragem, prevista para este período.

Quadro 19: Localização geográfica das estações amostrais de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* na região estuarina de Caravelas, BA

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Rio do Poço - Bacia	P2db	Caravelas, BA	8038713,906	469505,229
Tapera-Bacia	P2eb	Caravelas, BA	8038538,244	470703,075
Rio Jaburuna, margem direita - Bacia	P3db	Caravelas, BA	8041296,273	468468,312
Rio Jaburuna, margem esquerda - Bacia	P3eb	Caravelas, BA	8040848,092	468050,094
Salinas - Bacia	P1eb	Caravelas, BA	8036632,138	475824,024
Fibria - Bacia	P1db	Caravelas, BA	8037573,837	477216,517
Rio Jaburuna, margem direita - Franja	P3df	Caravelas, BA	8041158,173	468241,304
Rio Jaburuna, margem esquerda - Franja	P3ef	Caravelas, BA	8040889,971	468087,032
Rio do Poço - Franja	P2df	Caravelas, BA	8038669,217	469582,161
Tapera-Franja	P2ef	Caravelas, BA	8039483,106	470432,813
Salinas - Franja	P1ef	Caravelas, BA	8036627,031	475901,309
Fibria - Franja	P1df	Caravelas, BA	8037510,213	477208,321

Fonte: Autoria própria.

Quadro 20: Lista de estações amostrais de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* na região estuarina de Caravelas, BA. *Estações que foram acrescentadas após a campanha de novembro/18. **Estações que foram suprimidas a partir da campanha de novembro/18, por motivos técnicos e logísticos.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Caminho da Barra - Mata	G1d-mat	Caravelas, BA	8037943,636	477859,281
Caminho da Barra - Apicum	G1d-api	Caravelas, BA	8037869,096	477812,149
Parque Natural Municipal Maria e Amélio Siquara – Mata	G2d-mat	Caravelas, BA	8038530,194	473208,819
Parque Natural Municipal Maria e Amélio Siquara – Apicum *	G2d-api*	Caravelas, BA	8038530,194	473208,819
Sítio Jaçante	G2e-mat	Caravelas, BA	8037444,059	471353,175

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Sítio Jaçante*	G2e-api*	Caravelas, BA	8037444,059	471353,175
Sítio Caritoti – Mata	G3d-mat	Caravelas, BA	8041048,757	472546,664
Sítio Caritoti - Apicum	G3d-api	Caravelas, BA	8041089,249	472546,927
Rio do Poço – Mata	G3e-mat	Caravelas, BA	8039099,568	469262,298
Rio do Poço – Apicum*	G3e-api*	Caravelas, BA	8039099,568	469262,298
Rio Cupido - Mata	G4e-mat	Caravelas, BA	8040638,042	466790,272
Rio Cupido - Apicum	G4e-api	Caravelas, BA	8040664,508	466765,027
Ilha do Cassurubá**	G1e**	Caravelas, BA	8036447,552	473242,153
Rio Massangano – Mata**	G4d**	Caravelas, BA	8040974,924	470750,179

Fonte: Autoria própria.

5.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

Os resultados serão discutidos por parâmetro avaliado e estão sintetizados de maneira a contribuir para o entendimento das questões relativas as propriedades emergentes em cada um dos níveis hierárquicos observados que vão reger processos ecológicos, biogeoquímicos e econômicos sustentados pelo ecossistema manguezal (Quadro 21). Entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitem a correlação entre os parâmetros observados de forma mais específica, pois as avaliações das concentrações de metais nos diferentes compartimentos do Manguezal estão sendo processadas e encaminhadas para análises. Já havia uma previsão de que as amostras deste primeiro ano de monitoramento para o ecossistema manguezal não teriam respostas diretas relacionados ao impacto causado pelos metais e sedimentos provenientes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana, uma vez que seus efeitos podem ocorrer em longo prazo, principalmente no compartimento flora. Efeitos imediatos dos metais pesados tem maior intensidade e resposta em curto prazo para a fauna devido as diferentes características evolutivas e aos táxons que podem ocorrer no ambiente estuarino e no manguezal. O ecossistema manguezal é composto por uma variedade de compartimentos faunísticos que vão desde o nível microscópico (bactérias, fito e zooplâncton) até megafauna (peixes, mamíferos, reptéis e aves), sendo mais diversificada a fauna quanto maior for o número de habitats no sistema manguezal/estuário (Robertson e Alongi, 1998). Dentro desta miríade de organismos vamos encontrar grupos de residentes, visitantes (diários, ocasionais, migratórios e efêmeros) nos mais diversos táxons (Twilley, 1998). Dentro de cada táxon, as respostas das populações aos efeitos dos contaminantes também serão distintas, dependendo do hábito do organismo (sedentário ou móvel), ciclo de vida (local ou diferentes habitats), forma de alimentação (filtração, carnívoro, omnívoro, detritívoro) (Odum, 1983; Barnet e Odum, 2011; Barnes, 1985; Or, 1996). Sem contar que os organismos num nível da cadeia trófica (consumidores primários ou de topo) podem bioacumular os elementos tóxicos e transferi-los ao longo da teia alimentar, induzindo a biomagnificação do tensor (Ecologia e Sustentabi). Conseqüentemente, espécies mais sensíveis

podem ter sido eliminadas sem ter seu registro de ocorrência no local, independente de contato ou não com o manguezal atingido.

Preparando os tomadores de decisões, os procedimentos abordados na introdução foram feitos no sentido de subsidiar o gestor com informações sobre a biocomplexidade do ecossistema manguezal e a importância de desenvolver estudos integrados que busquem contemplar as avaliações ecológicas e associá-las de forma direta aos impactos ambientais e, o mais agravante neste caso, é a escassez ou ausência de informações pretéritas em cada uma das áreas de estudo. Isto se acentua mais devido ao longo tempo para a efetivação das avaliações de monitoramento, criando uma janela no conhecimento sobre a ocorrência ou não de espécies que poderiam ser bioindicadoras do impacto em curto prazo.

5.3.1 Caracterização da Estrutura e Função – Resiliência Manguezal

Os manguezais dentro de suas configurações ambientais possuem uma série de combinações que vão variar de acordo com os processos geofísicos e com a geomorfologia (Thom, 1982) que serão subsídios ou tensores para os processos ecológicos (Twilley et al. 2005), aspectos já apresentados de forma mais teórica na introdução. Twilley (1995) identifica que estes subsídios e tensores são as variáveis que vão regular a estrutura e o funcionamento dos manguezais. O Quadro 21 foi elaborado pela coordenação para dar suporte as avaliações ecológicas do monitoramento de acordo com os parâmetros que vão regular o manguezal e aplicando o enfoque que foi organizado por Twilley et al. 2005 em gradientes reguladores (sal, pH, potencial redox), gradientes de recursos (luz, espaço, nutrientes) e hidroperíodo. A combinação destas fontes de energia subsidiária ao sistema (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1983) controla a aquisição de biomassa e estabelece o equilíbrio ecológico, a geomorfologia regula estas forçantes e condiciona as feições do manguezal, onde o antagonismo entre as diferentes energias subsidiárias pode provocar dreno de energia (Lugo, 198) e com os metais pesados atuando em sinergismo levam ao colapso do ecossistema.

Quadro 21: Lista dos parâmetros avaliados nos manguezais em monitoramento.

Parâmetro	Classificação	Compartimento	Nível Hierárquico	Resposta Ecológica	Nível de Atuação	Comprometimento Hierárquico	Escala Espacial	Escala Temporal	Tempo Impacto	Processos Impactados	Dano Agudo	Dano Crônico
Salinidade	Abiótico	Solo/Água	Ecossistema	Direta	Indivíduo	População/Comunidade	Local	Sazonal	Longo prazo	Sucessional	Perda Biomassa	Produtividade de Costeira
Nutrientes	Abiótico	Solo/Água/Planta	Ecossistema	Direta	Indivíduo	População/Comunidade	Local	Sazonal	Médio prazo	Sucessional	Perda Biomassa	Produtividade de Costeira
Metais	Abiótico	Solo/Água/Planta	Ecossistema	Indireta	Indivíduo	População/Comunidade	Local	Pulsos	Curto prazo/Médio prazo	Eliminação	Extinção	Ecossistêmica/Produtividade Costeira
Maré	Abiótico	Solo/Água/Planta	Paisagem	Direta	Ecossistema	Ecossistema	Regional	Sazonal	Médio prazo	Dispersão Contaminantes	Ampliar Tensores	Sucessão Ecossistêmica
Frequência de Inundação	Abiótico	Solo/Água/Planta	Ecossistema	Direta	Comunidade	População/Comunidade	Local	Diária	Médio prazo	Dispersão Contaminantes	Ampliar tensores	Sucessão Ecossistêmica
Luminosidade	Abiótico	Planta	Ecossistema	Indireta	Comunidade	Ecossistema	Regional	Sazonal	Geracional	Sucessional	Perda Biomassa	Produtividade de Costeira
Índice Área Foliar	Biótico	Planta	Ecossistema	Indireta	Comunidade	Ecossistema	Regional	Anual	Geracional	Sucessional	Habitat	Produtividade de Costeira
Fotossíntese	Biótico	Planta	População	Direta	Comunidade	Ecossistema	Regional	Sazonal	Médio prazo	Sucessional	Produtividade Costeira	Produtividade de Costeira
Fluorescência	Biótico	Planta	População	Direta	Comunidade	Ecossistema	Regional	Sazonal	Médio prazo	Sucessional	Produtividade Costeira	Produtividade de Costeira

Parâmetro	Classificação	Compar- timento	Nível Hierárqui- co	Resposta Ecosistê- mica	Nível de Atuação	Comprometimento Hierárquico	Escala Espacial	Escala Temporal	Tempo Impacto	Processos Impactados	Dano Agudo	Dano Crônico
Pigmentos Fotossintéticos	Biótico	Planta	População	Direta	Popula- ção	População	Local	Sazonal	Curto prazo	Produção	Perda Biomassa	Produtivida de Costeira
Cultivo Fe	Biótico	Planta	População	Indireta	Indiví- duo	População/ Comunidade	Regional	Semestral	Curto prazo	Grau de toxicidade	Produtivid ade Costeira	Eliminação de espécies
Densidade sub-bosque	Biótico	Comuni- dade	População	Direta	Ecosist ema	População/ Comunidade	Local	Anual	Médio prazo	Sucessional	Perda Biomassa	Produtivida de Costeira
Densidade U. cordatus	Biótico	Fauna	População	Direta	Ecosist ema	Ecosistema	Local	Sazonal	Curto prazo	Ecológico/E conômico	Extinção	Produtivida de Costeira/Ec onômica
Densidade C. guanhumí	Biótico	Fauna	População	Direta	Ecosist ema	Paisagem	Regional	Sazonal	Curto prazo	Ecológico/E conômico	Extinção	Produtivida de Costeira/Ec onômica
Fecundidade	Biótico	Fauna	População	Indireta	Ecosist ema	Ecosistema	Regional	Anual	Curto prazo	Sucessional	Extinção	Produtivida de Costeira/Ec onômica
Mapeamento	Abiótico	Paisage m	Ecosiste ma	Indireta	Paisage m	Bioma	Regional	Decadal	Curto prazo	Gestão Ambiental	Extinção	Produtivida de Costeira/Ec onômica

Fonte: Autoria própria.

Os parâmetros no Quadro 21 foram considerados como as variáveis que nós estamos analisando. Algumas variáveis são base para o entendimento da produtividade do ecossistema e não foram apresentadas neste relatório, mas farão parte da análise integrada dos dados. No Quadro 21 como compartimento está se caracterizando onde o parâmetro em questão está sendo analisado, qual o nível de complexidade que sua coleta expressa e como isto interfere diretamente no ecossistema. Nível de atuação é tipo de amostra coletada (indivíduo = pontual; população/comunidade = composta) e, comprometimento, é em que nível hierárquico alterações no parâmetro podem desencadear. Escala espacial é a extensão da análise da amostra na floresta e temporal é a variação esperada da amostra como sendo normal em função da combinação do clima e do ciclo de atuação no ecossistema (ciclo de vida, de maré, entre outros). Tempo de impacto foi proposto pensando-se em relação de qual resposta a variável pode ter para expressar o impacto e, processos, é o nível de comprometimento do impacto dentro de uma escala biológica de avaliação. Dano agudo seria a resposta imediata do parâmetro para um tensor e crônico as consequências em longo prazo do tensor sobre as funções ecológicas dos manguezais. Entretanto, dada a ausência de informações sobre o impacto logo após o evento e associado a isto tem-se a escassez de informações pretéritas para todas as áreas ou até mesmo para os parâmetros é difícil definir neste momento dano agudo e crônico. Pode ter ocorrido dano agudo com eliminação de espécies, mas isto não ter sido reconhecido na atual conjuntura de amostragem e nem sequer foi considerado em Golder (2016 - RT_026-159-515-2282_00-B).

5.3.2 Salinidade e Marés

A salinidade, luz e nutrientes são os parâmetros que vão regular o funcionamento e a estrutura (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1986; Cintron et al, 1978) do manguezal, bem como a distribuição das espécies ao longo destes gradientes (Ball 1988). Dependendo da intensidade e da competição entre as espécies vegetais e animais por condições e recursos, estes parâmetros passam a atuar como agentes tensores e com isto vão diminuir a produtividade do sistema.

Desta forma as variáveis sal e nutrientes são reguladas pelas forçantes (vazão dos rios, comportamento das marés no estuário e frequência de inundação) e vão ter comportamentos sazonais e diferenças entre estuários (Wolansky, 199). As condições locais de matéria orgânica, pH, granulometria do sedimento também são condicionadas pela maré e vão interferir na retenção de nutrientes e sais no sistema (Twilley, 1988). As condições da floresta de bacia em termos de granulometria, matéria orgânica, vazão da água e tempo de residência desta no sistema estuarino podem agravar ou não as condições deletérias causadas pela deposição dos metais no sedimento ou na água e vão interferir na produtividade primária da floresta de mangue. Avaliações de aquisição de carbono, uso conservativo da água, fluorescência da clorofila a são variáveis mensuradas que vão colaborar para o parâmetros fotossíntese e fluorescência onde ambos vão determinar o estresse sob a qual a planta está sujeita e, conseqüentemente, população em curto prazo e com conseqüências na comunidade e no ecossistema a médio e longo prazo. As análises de granulometria, nutrientes e matéria orgânica não foram processadas nas avaliações da presença ou não de metais, não permitindo avaliações de impacto

neste compartimento. Entretanto, são variáveis que podem ser indicadores de zonas e áreas no manguezal como agravantes para a contaminação.

Os dados de salinidade obtidos nas coletas referentes a fauna e flora foram tratados estatisticamente para compor a média e mediana da salinidade no período por estuário e nos três pontos no sistema (baixo, médio e alto estuário). Os dados de salinidade já descrevem diferenças entre os estuários (Tabela 9) que são corroborados pelas análises da dinâmica de marés, naqueles onde o monitoramento está sendo realizado (São Mateus, Barra Nova e Piraquê-Mirim e Açú). As diferenças observadas nos rios Piraquê-Mirim e Açú corroboram comportamento de maior intrusão da cunha salina no Rio Piraquê-Mirim, fato também reportado por Leite (2012). O rio Piraquê-Mirim possui bacia de drenagem menor que o Açú (69,42 e 448,1 km², respectivamente) e, conseqüentemente, menor vazão de água doce que influencia na dinâmica linha de costa ao longo da APA Costa das Algas, área costeira que está associada ainda a pluma de sedimentos do Rio Doce (Barroso et al. 2012). Estes autores identificam a influência da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre esta região e a característica intermitente da vazão dos rios, ambos influenciados pelas variações do clima local, recomendando gestão dos recursos hídricos no litoral centro-norte capixaba, uma vez que o uso desordenado da bacia de drenagem poderia amplificar a intrusão salina e a deposição de sedimentos na linha de costa.

As análises de dispersão dos sedimentos ao longo do monitoramento pela Samarco após o evento e os estudos mais complexos apresentados por Magris et al (2019) reforçam os estudos de Barroso et al (2012) demonstrando a influência da pluma de sedimentos do rio Doce sobre a região costeira da APA Costa das Algas. Desta forma, há evidências indiretas de impactos na região frontal do estuário do Rio Piraquê e com maior comprometimento do ponto 1 no rio Piraquê-Mirim. A modelagem realizada por Magris et al. (2019) avaliam que 80% do sedimento dos rejeitos de Mariana foram exportados pela foz do Rio Doce e que a região costeira que está sujeita a distúrbios em pulsos que serão provocados por fenômenos oceanográficos, atmosféricos e eventos meteorológicos não previsíveis, causando a remobilização do sedimento e proporcionando novos episódios de disponibilização dos metais pesados. Na APA Costa das Algas, as medidas de metais pesados ao longo do monitoramento já indicam este efeito crônico de contaminação associados aos eventos meteorológicos (Golder 2016, - RT_022-159-515-2282_00-B).

Tabela 9: Estatística descritiva do tamanho da amostra (n), média, Mediana (Med), e teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SW) para a salinidade entre diferentes estuários para o mesmo ponto e entre diferentes pontos para o mesmo estuário a partir de avaliações feitas entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019 no norte do estado do Espírito Santo e sul da Bahia.

Estuário ⁽¹⁾	Ponto 1				Ponto 2				Ponto 3			
	n	SW ⁽²⁾	Média	Med ⁽³⁾	n	SW ⁽²⁾	Média	Med ⁽³⁾	n	SW ⁽²⁾	Média	Med ⁽³⁾
PA	36	N	22,10	24,24ab	24	S	20,79	20,71b	12	N	13,19	6,42b
PM	24	N	30,11	30,96a	24	N	26,48	27,53a	20	N	22,03	21,87a
CA	9	N	24,19	31,86a	9	N	12,27	6,42c				
BR	9	N	11,60	5,59c	7	S	4,78	4,38c	9	N	7,44	3,35b
RD	6	N	4,97	4,84c	9	N	1,52	0,52c	6	N	4,48	4,48b
UR	9	N	14,68	8,74c	9	S	5,98	7,19c	12	S	5,64	4,96b
BN	18	S	23,54	23,42ab	6	S	25,02	25,41ab	18	S	5,09	4,46b
SM	22	N	17,44	20,84b	23	N	16,55	17,2b	12	N	8,42	6,5b
CV	21	S	31,91	31,66a	21	N	31,14	27,3a	21	S	23,68	23,22a

Fonte: Autoria própria.

⁽¹⁾ Estuário: PA = Piraquê-Açú; PM = Piraquê-Mirim; CA = Costa das Algas; RD = Rio Doce; BR = Barra do Riacho; UR = Urussuquara; BN = barra nova; SM = São Mateus; CV = Caravelas.

⁽²⁾ SW: S = distribuição normal dos dados amostrais; N = não apresenta distribuição normal dos dados.

⁽³⁾ Medianas seguidas por letras minúsculas diferentes, na coluna, indicam diferença significativa a $p \leq 0.05$ pelo teste Kruskal-Wallis/Mann-Whitney.

As avaliações de salinidade e sua distribuição vão caracterizar a distribuição das espécies menos susceptíveis ao sal, aos mecanismos de troca (massas de água, sedimentos e nutrientes) entre estuário/rio/mar que vão implicar na dispersão dos sedimentos e de contaminantes. Com isto temos um padrão em relação à salinidade no interior dos manguezais que indica similaridade entre Caravelas e Piraquê-Mirim. O estuário de Barra do Riacho, Rio Doce e Urussuquara com comportamentos similares entre os três pontos de amostragem e com os menores valores de salinidade entre as áreas de estudo. Os rios Piraquê-Açú e São Mateus são similares entre os pontos 2 e 3 do estuário e o Rio Piraquê-Açú é similar a Barra Nova na foz. Os manguezais na Costa das Algas nos afloramentos de laterito são similares ao Rio Piraquê-Mirim no ponto 1 e a Caravelas, esperado de uma floresta em contato direto com a água do mar.

Ainda que preliminares, os dados de dinâmica dos estuários já possuem indicativos de diferenças entre os sistemas. Até o momento a foz do Rio Piraquê possui a maior velocidade dos fluxos de água para as marés vazantes na sizígia (1.250 m³/s) e valor de enchente similar (1.060 m³/s) ao Rio São Mateus (1.073 m³/s). Por sua vez, os valores nas marés de quadratura são menores na enchente (203 m³/s) e vazante (272 m³/s) do que aqueles observados para o Rio São Mateus (313 m³/s e 427 m³/s, respectivamente). O rio Mariricu apresentou comportamento menos uniforme que os demais estuários e precisa ser bem avaliado uma vez que possui um braço com comunicação com o estuário do Rio São Mateus e uma abertura artificial na linha de costa. As diferenças entre as velocidades de enchente e vazante são fundamentais para que aja trocas entre os sistemas. Velocidades menores na enchente

irão permitir deposição de finos nos manguezais e nas vazantes de maré, vão contribuir com a eliminação de matéria orgânica particulada depositada sobre o solo.

5.3.2.1 Estrutura das Florestas e Salinidade.

Quando os dados de salinidade obtidos em campo nos pontos de amostragem são avaliados sob o ponto de vista da estrutura das florestas (Quadro 22), é possível reconhecer similaridades entre as áreas de estudo no domínio das espécies de uma forma geral. Rios Sauê, Sahy, Riacho e Urussuquara possuem florestas onde a espécie *L. racemosa* é a dominante, sendo então classificada como espécie típica da área, para nossa análise posterior. Piraquê-Mirim e Caravelas ainda que tenham a espécie *R. mangle* como a dominante no estuário, o domínio de outras espécies, principalmente, *L. racemosa* ocorrem em pontos específicos, geralmente nas florestas de bacia. Assim como é nítido o domínio e ocorrência de *A. schaueriana* nos locais onde as salinidades são mais elevadas, como os manguezais na linha de costa da região de Santa Cruz. O Quadro 22 foi construído de forma a buscar uma espécie que predominava no estuário. As análises de estrutura ainda estão se iniciando, faltam avaliar a distribuição dos mortos dentro das classes de diâmetro e a distribuição das espécies por classes de diâmetro para que se possa definir maturidade da floresta e também identifica sobre que intervalo de classe de tamanho a mortalidade se encontra. Desta forma, as florestas monoespecíficas foram assumidas como sendo aquelas onde as três réplicas apresentavam domínio acima de 60% da espécie em relação as demais que por ventura estivessem presentes.

Quadro 22: Ocorrência das espécies por floresta de manguezal, por ponto, por margem e por estuário, com espécie dominante no estuário

Área de Estudo	Código da Área	Margem	Franja			Bacia			Espécies Presentes	No Estuário
			Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3		
Piraquê-Mirim	PM	Direita	Misto	Misto	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i> e <i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. schaueriana</i>	<i>R. mangle</i>
		Esquerda	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>		
Piraquê-Açú	PA	Direita	<i>R. mangle</i> e <i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i> e <i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. schaueriana</i>	<i>R. mangle</i>
		Esquerda	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>		
Costa das Algas Lateritos	CA1	NC	<i>A. schaueriana</i>	<i>A. schaueriana</i>	<i>A. schaueriana</i>	NC	NC	NC	<i>L. racemosa</i> , <i>R. mangle</i>	<i>A. schaueriana</i>
Rio Sauê	CA2	NC	<i>L. racemosa</i>	NC	NC	NC	NC	NC	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>
Rio Sahy	CA3	NC	<i>L. racemosa</i>	NC	NC	NC	NC	NC	<i>L. racemosa</i> , <i>R. mangle</i>	
Barra do Riacho	BR	Direita	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	NC	NC	NC	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>
Rio Doce	RD	NC	<i>T. pernambucensi</i>	<i>T. pernambucensi</i>	<i>T. pernambucensi</i>	NC	NC	NC	<i>T. pernambucensi</i>	<i>T. pernambucensi</i>
Urussuquara	UR	Direita	NC	<i>L. racemosa</i>	NC	NC	NC	NC	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>
		Esquerda	<i>L. racemosa</i>	NC	<i>A. germinans</i> e <i>L. racemosa</i>	NC	NC	<i>L. racemosa</i>		

Área de Estudo	Código da Área	Margem	Franja			Bacia			Espécies Presentes	No Estuário
			Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3		
Barra Nova	BN	Direita	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i> e <i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>
São Mateus	SM	Direita	<i>R. mangle</i>	SA	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	SA	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. schaueriana</i> , <i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>
		Esquerda	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	SA	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>		
Caravelas	CV	Direita	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>A. schaueriana</i>	<i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>A. schaueriana</i>	<i>R. mangle</i>
		Esquerda	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i>	<i>R. mangle</i> , <i>A. schaueriana</i>	<i>R. mangle</i>		

Fonte: Autoria própria.

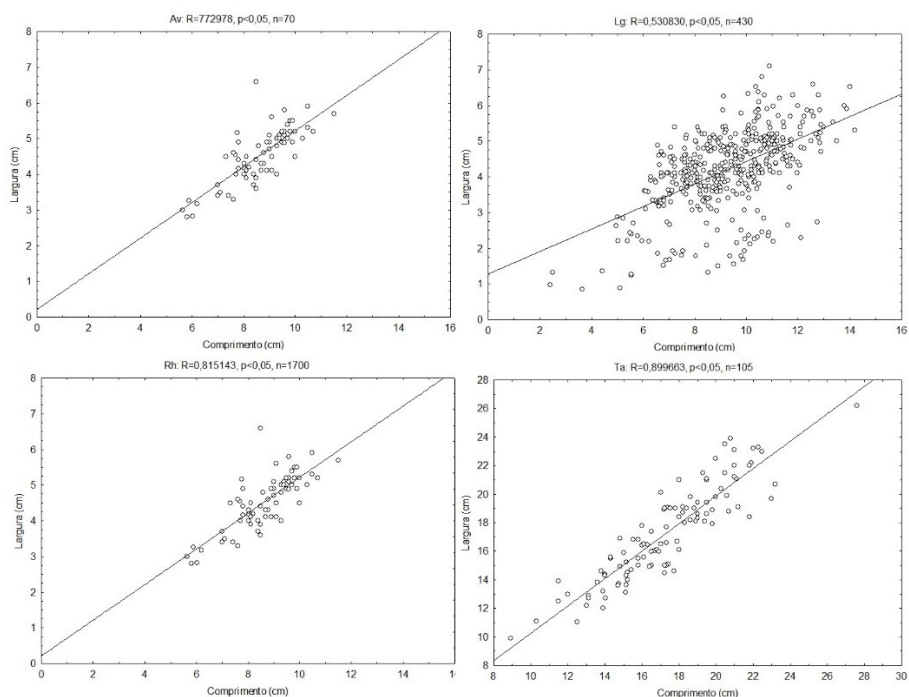
Legenda: NC – não consta informação neste ponto. SA – Sem avaliação no momento.

Os dados de estrutura e de salinidade não são capazes de identificar contaminação neste momento, entretanto, são parâmetros fundamentais como indicadores de alterações ambientais que dependendo do comportamento e interpretação da variável podem indicar modificações pretéritas ou futuras em médio e curto prazo. Entretanto, não são evidências de alterações diretamente correlacionadas com os rejeitos de Mariana. Análises de metais do solo, da água e da vegetação, bem como, equiparar os sedimentos com a fonte dos rejeitos podem ser evidências neste compartimento, ainda que não haja ...“informações geoquímicas sobre os rejeitos presentes na Barragem de Fundão antes do seu rompimento (Golder 2016 - RT_003-159-515-2282_02-B)”.

Além dos dados estruturais das florestas, foram coletadas folhas para que se determinasse a relação de comprimento/largura das mesmas (Figura 72). Estas análises morfológicas são parâmetros que quando correlacionados com fluorescência, razão clorofila a/b e eficiência no uso da água podem se tornar indicadores de danos e contribuir com interpretações para outros indicadores constatando evidência de danos. No momento, os resultados somente evidenciam comportamentos similares aqueles observados por Zamprognio et al (2016) em estudos desenvolvidos nos manguezais da Baía de Vitória. Os autores associaram a espécie *L. racemosa* com as regiões de bacia e algumas áreas degradadas, apresentando como aqui a menor ajuste na correlação comprimento/largura.

O estudo integrado realizado por Zamprognio (2015, dados não publicados) observou maior deposição de Fe nas florestas de bacia no sistema estuarino da Baía de Vitória, este elemento por sua vez estava associado aos locais onde se observou maior deposição de finos, pH mais ácido.

Figura 72: Correlação de Spearman entre as variáveis comprimento (cm) e largura (cm) de folhas de 2° par para *Avicennia schaueriana* (Av), *Laguncularia racemosa* (Lg), *Rhizophora mangle* (Rh) e *Talipariti pernambucensis* (Ta) em diferentes estuários no norte do estado Espírito Santo e sul da Bahia.



Fonte: Autoria própria.

A melhor correlação obtida foi para *R. mangle* seguida de *A. schaueriana* dentre as espécies de mangue, similar ao observado por Zamprognio et al. (2016). *T. pernambucensi* possui a maior folha entre as espécies avaliadas e apresenta o melhor ajuste na correlação. Folhas maiores, como o caso de *T. pernambucensi*, sob luz forte; ar parado, que reduz a perda convectiva de calor mínima; e solo seco requer maior abertura de estômatos (Gurevitch et al., 2006). Haja vista que a salinidade na foz do Rio Doce é bastante baixa a ausência de espécies de mangue pode ser explicada pela dominância de *T. pernambucensi* em habitats mais doces.

As florestas de manguezal que apresentaram maior mortalidade (Quadro 23) foram aquelas situadas no sistema estuarino dos Rios Piraquê-Mirim e Açú, Rio Urussuquara, Rio Mariricu (Barra Nova) onde houve taxa de mortalidade acima daquela esperada como natural por Jimenez et al (1978) e já discutida na Seção 3 referente a análise da estrutura. Tendo em vista a alta mortalidade observada, independente da causa natural ou não, estes estuários e suas florestas de manguezal encontram-se em alto risco, expondo as mesmas a maior susceptibilidade a danos e conseqüentemente a maior vulnerabilidade. Destaca-se ainda que os impactos maiores sobre a estrutura ocorrem nas florestas de bacia em todas as áreas de estudo e nas florestas de franja do ponto mais a montante no estuário, confirmando a preocupação de se monitorar de forma bastante criteriosa os dois tipos fisiográficos e o limite de ocorrência dos manguezais nas bacias hidrológicas.

Quadro 23: Ocorrência de taxa de mortalidade por floresta de manguezal, por ponto, por margem e por estuário

Área de Estudo	Código da Área	Margem	Franja			Bacia		
			Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Piraquê-Mirim	PM	Direita	> 45%	< 10%	< 20%	> 45%	< 35%	> 40%
		Esquerda	< 5%	< 5%	> 50%	> 45%	< 40%	> 50%
Piraquê-Açú	PA	Direita	> 40%	< 10%	> 45%	> 30%	> 40%	< 15%
		Esquerda	< 5%	< 35%	< 15%	< 15%	> 40%	< 25%
Costa das Algas Lateritos	CA1	NC	< 10%	< 20%	< 5%	NC	NC	NC
Rio Sauê	CA2	NC	SM	NC	NC	NC	NC	NC
Rio Sahy	CA3	NC	< 5%	NC	NC	NC	NC	NC
Barra do Riacho	BR	Direita	< 10%	> 30%	< 10%	NC	NC	NC
Rio Doce	RD	NC	SM	SM	SM	NC	NC	NC
Urussuquara	UR	Direita	NC	< 10%	NC	NC	NC	NC
		Esquerda	< 30%	NC	> 40%	NC	NC	< 5%
Barra Nova	BN	Direita	< 10%	< 30%	> 40%	< 35%	< 30%	< 20%
São Mateus	SM	Direita	< 10%	SA	SM	> 35%	SA	SM
		Esquerda	< 5%	< 30%	SA	< 5%	> 50%	< 5%
Caravelas	CV	Direita	< 10%	SM	< 15%	< 30%	< 10%	< 10%
		Esquerda	< 10%	< 5%	< 5%	< 20%	< 40%	< 20%

Fonte: Autoria própria.

Legenda: NC – não consta informação neste ponto. SA – Sem avaliação no momento. SM – Sem mortos no ponto.

Por ocasião da saída de campo para a delimitação das áreas no Rio Urussuquara, a coordenação avistou sobre a superfície do manguezal, em locais com menor topografia que formavam pequenas bacias de deposição, a deposição de sedimentos vermelhos de coloração similar aquela observada nos rejeitos quando chegaram na foz do Rio Doce. Relatos da comunidade que acompanhavam os trabalhos correlacionavam estes depósitos com datas posteriores ao evento e que ocorriam de forma simultânea a eventos climáticos que causavam remobilização do fundo e dos sedimentos na linha de costa, bem como, mortandade dos peixes. Visitas posteriores a este mesmo estuário foi realizada coleta de exemplares de rizóforos (Figura 73) e de folhas da espécie *R. mangle* (Figura 74) com impregnação de ferro.

Figura 73: Detalhe dos rizóforos coletados em indivíduos de *Rhizophora mangle* e com impregnação de depósito de Fe na epiderme do órgão.



Fonte: Autoria própria.

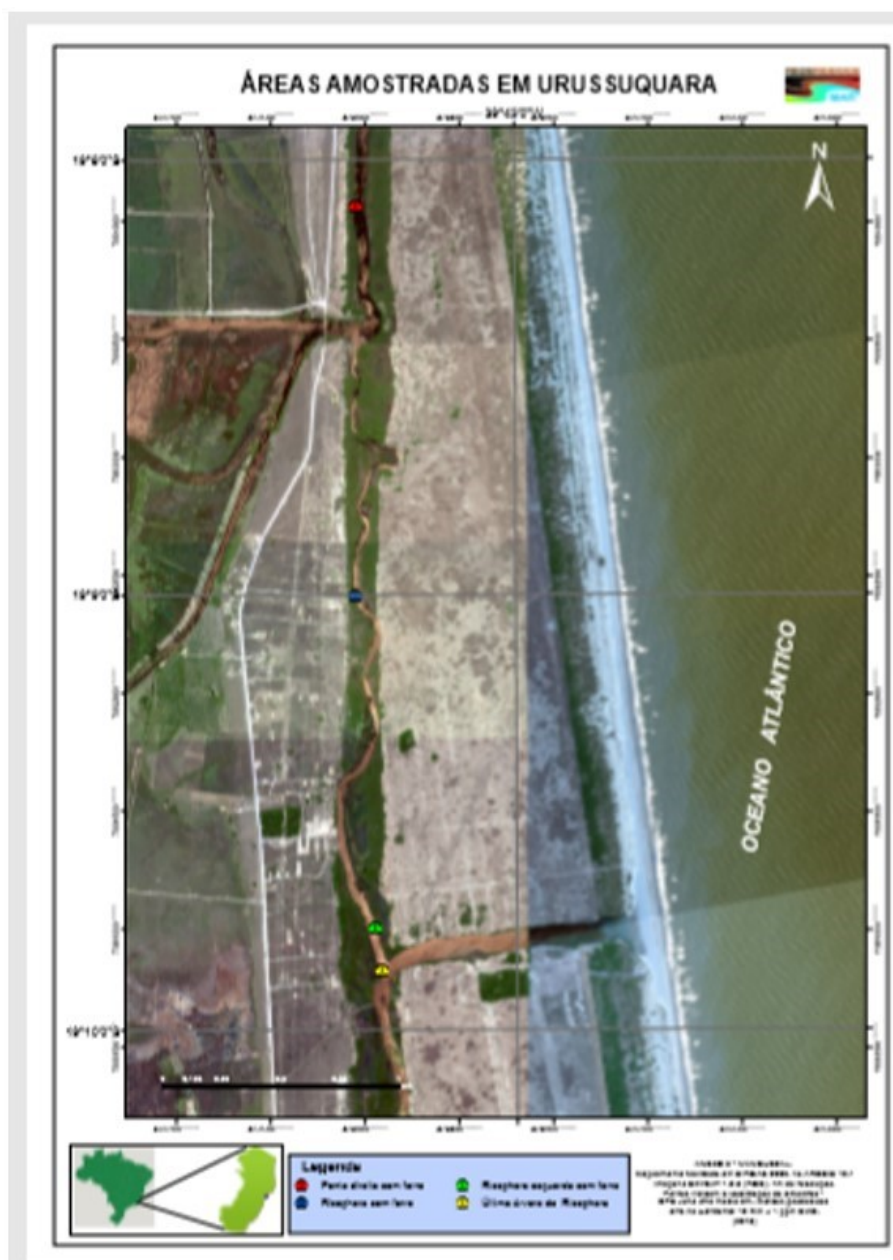
Figura 74: Detalhe das folhas de *Rhizophora mangle* proveniente dos indivíduos onde foram coletados os rizóforos com impregnações de Fe.



Fonte: Autoria própria.

Cabe relatar que estes depósitos eram mais nítidos ao navegar a montante do rio Urussuquara, passando pela abertura da Lagoa do Suruaca e indo em direção a Barra Seca no rio Ipiranga (Figura 75). Próximo a este local foi onde se registrou e coletou o exemplar com intensa impregnação de sais de ferro ao redor do rizóforo. Este material será encaminhado a análise para determinar qual metal presente e em que densidade se depositou e quais os tecidos internos que possam estar impregnados pelo mesmo.

Figura 75: Mapa com os pontos de coleta do material com impregnação de Fe no Rio Urussuquara.



5.3.3 Fauna

Os dados relacionados à fauna estão sendo avaliados somente no que diz respeito as espécies de grande interesse ecológico e econômico *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumí*. Ambas espécies são consideradas como engenheiras do ecossistema pela capacidade de reorganizar o sistema com a produção de suas tocas. Vão contribuir com oxigenação do sistema mais profundos no sedimento, realocação de nutrientes e de matéria orgânica particulada e dissolvida.

Os dados relacionados à fauna, em Caravelas, não estão sendo apresentados no momento devido a problemas logísticos que modificaram as datas de coleta tornando impossível o tratamento dos

resultados como obtido para as demais áreas uma vez que a última amostragem foi realizada um pouco antes da análise estatística integrada para a elaboração dos relatórios técnicos. Desta forma, a análise realizada pelo responsável envolveu parâmetros que não estão relacionados com o monitoramento com, por exemplo, apresentação das densidades comerciais no momento.

Os dados referentes a *U. cordatus* (Linnaeus, 1763) tornam evidente que o mês de outubro, período considerado por como sendo o mês final do processo de ecdise (Wunderlich et al. 2008), foi o de menor densidade e houve tendência de aumento da densidade nos meses de verão (Quadro 24).

Quadro 24: Densidade populacional de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) verificada entre os meses de novembro de 2018 a fevereiro de 2019 em diferentes estuários no norte do Espírito Santo. Sendo eles: Piraquê Açú, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho, Urussuquara, Mariricu, São Mateus e APA Costa das Algas.

Tratamento	Estuário	Mês	Densidade populacional (indivíduos.m ⁻²) ⁽¹⁾
1	Rio Piraqueaçú	Outubro de 2018	0,8733 d
2	Rio Piraqueaçú	Novembro de 2018	1,2475 c
3	Rio Piraqueaçú	Fevereiro de 2019	2,0868 b
4	Rio Piraquemirim	Outubro de 2018	0,6932 d
5	Rio Piraquemirim	Novembro de 2018	0,9322 d
6	Rio Piraquemirim	Fevereiro de 2019	2,5068 b
7	APA Costa das Algas	Fevereiro de 2019	0,3667 d
8	Barra do Riacho	Outubro de 2018	0,6467 d
9	Barra do Riacho	Novembro de 2018	0,8267 d
10	Barra do Riacho	Fevereiro de 2019	2,3567 b
11	Rio Urussuquara	Novembro de 2018	1,7067 c
12	Rio Urussuquara	Dezembro de 2018	1,3023 c
13	Rio Urussuquara	Fevereiro de 2019	4,2357 a
14	Rio Mariricu	Novembro de 2018	1,2745 c
15	Rio Mariricu	Dezembro de 2018	1,6110 c
16	Rio Mariricu	Janeiro de 2019	1,4355 c
17	Rio São Mateus	Novembro de 2018	1,7583 c
18	Rio São Mateus	Dezembro de 2018	2,2107 c
19	Rio São Mateus	Janeiro de 2019	3,0120 b

Fonte: A autoria própria.

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knoot ($p > 0,05$).

Para o rio Piraquê-Mirim e Açú os dados de densidade populacional (ind./m²) para o mês de outubro são similares aqueles coletados por Bromenschenkel (2016) que avaliou os mesmos rios para o período de abril a junho de 2015, isto é antes do evento, em situação onde a média de tocas fechadas era de 61% e os valores médios de densidade para o sistema foi de $0,74 \pm 0,24$ ind./m². Conti e Nalesco (2010) para o período de agosto a setembro de 2005 observou $2,5 \pm 1,21$ ind./m² e no período de outubro a novembro de 2008 dados publicados pelo IEMA (2010) reportou $1,2 \pm 1,08$ ind./m². O rio São Mateus foi amostrado ao longo do período de 2013 a 2014 em parcelas com diferentes situações de inundação,

registraram $1,10 \pm 0,31$ ind./m², $1,07 \pm 0,34$ ind./m² e $0,78 \pm 0,20$ ind./m² para franja, franja com menor inundação, bacia, respectivamente (Mesquita, 2014). Estes parâmetros indicam os sistemas estuarinos conhecidos previamente estão com comportamentos similares aqueles observados em estudos pretéritos.

Entretanto, no que diz respeito a fecundidade, os dados coletados neste monitoramento são menores que aqueles avaliados por Porto (2016), conforme já reportado no relatório de fauna na Seção 3.

Para a espécie *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) não foram encontradas publicações referentes a densidade no Espírito Santo. Levantamentos genéticos desta espécie para entender seu risco de extinção concluem que as populações desta espécie localizadas na linha de costa brasileira em direção as latitudes mais altas, após a foz do rio Amazonas apresentam elevado nível de variabilidade genética intrapopulacional identificando amplo poder de dispersão (Amaral, 2014; Oliveira-Neto et al. 2008). Entretanto, Amaral (2014) enfatiza que há uma ruptura genética acentuada entre as populações do Caribe e do Brasil e associa a mesma como uma resposta biogeográfica sendo os giros do Atlântico uma barreira marinha entre as populações do Caribe e as brasileiras na costa nordeste. Por sua vez, salienta que este giro no Atlântico Sul podem ser os responsáveis pela variabilidade intrapopulacional (Panmixia) uma vez que podem ampliar o poder de dispersão entre os estuários, recomendando a ampliação dos estudos para outros estuários brasileiros e sua associação com os estudos oceanográficos das correntes ao longo da linha de costa brasileira.

Estudos relacionados à ocorrência de *C. guanhumi* identifica relação direta entre limite de distribuição e teor de sal na água intersticial, dados avaliados em Alagoas na APA Costa dos Corais relatam a ocorrência de tocas de *C. guanhumi* restrito aos locais onde a água das tocas nunca excedia 3 psu (Santos et al. 2016). O mesmo estudo em levantamento bibliográfico e nas suas transversais observaram que a distância das tocas está relacionada, provavelmente, a intrusão salina no ambiente estuarino, variando conforme localidade, havendo relatos de 500 metros do limite de maré de sizígia até 180 m, observado pelos autores.

Observações pessoais e relatos da comunidade e dos técnicos servidores da Base do Tamar em Regência identificaram que logo após o evento as espécies de *C. guanhumi* migraram com suas tocas para áreas mais altas. Dados coletados neste monitoramento reportam valores médios acima de 4 psu. Entretanto, não há estudo populacional para esta espécie no litoral brasileiro conforme reportado pelo livro vermelho dos crustáceos do Brasil (Pinheiro et al., 2016).

Na oportunidade de visita à Base do TAMAR em Regência em atividade de extensão e ensino com escola de ensino médio e fundamental de Linhares (projeto PiBIC Júnior FAPES), esta coordenação não avistou nenhum outro decápode nos pontos de amostragem selecionados para este estudo, visita ocorrida poucos meses antes do evento (em outubro de 2015) chegar até a foz do Rio Doce. Posteriormente, nas ocasiões de avaliação das áreas de estudo na região do Rio Doce foram observados poucos exemplares de *Goniopsis cruentata*, outro decápode com habito arborícola e carnívoro, isto é, em agosto de 2018.

5.3.3.1 Síntese

- Circulação estuária em avaliação indicando comportamentos distintos entre os estuários.
- Taxa de mortalidade das florestas acima do recomendado na literatura, não se estabelecendo nexo causal, mas indicando vulnerabilidade do sistema.
- Densidade de caranguejos similares aquelas observadas em alguns dos estuários já avaliados anteriormente. Entretanto, recomenda-se cuidado, pois com a diminuição da demanda por organismos marinhos na região em função do evento e da contaminação da fauna costeira não é possível aferir se esta aparente estabilidade não é devido a baixa pressão de captura do recurso.
- Taxa de fecundidade de *U. cordatus* em possível declínio.
- Relatos da comunidade e verificados in situ de introdução de espécies.
- Relatos da comunidade de ocorrência de depósitos dos rejeitos da Barragem de Fundão.

5.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

As marés e o sistema fluvial são as forçantes hidrológicas que regulam junto com a inundação a distribuição de sais e nutrientes no manguezal, ficando as florestas costeiras mais dependentes dos fluxos marinhos e aporte por pluviosidade (Twilley, 1985; Feller, 2010) para supri-las de nutrientes e água doce. Estas forçantes junto com temperatura ambiental, disponibilidade de luz e umidade atmosférica vão influenciar a fisiologia das espécies vegetais tornando-as mais ou menos eficientes na alocação de nitrogênio e de água para cada molécula de carbono reduzida (Lambers et al. 1998; Feller, 1995).

Uma das maneiras que pode viabilizar a extração de CO² na atmosfera é a fertilização dos oceanos com ferro para assimilação pelo fitoplâncton e deposição nas águas profundas (Baird, 2002), entretanto, este experimento no manguezal se torna mais complexo devido as variabilidades que são observadas entre as capacidades oxidativas ou redutoras logo nas primeiras camadas do solo no manguezal. Consequentemente, avaliar o impacto dos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão é muito mais complexo, ainda que se pense na vegetação como uma fonte para bioacumular e/ou imobilizar, e torna difícil em curto prazo definir impactos agudos ou crônicos. Cabe destacar as colocações realizadas na introdução sobre os processos que vão regular as propriedades emergentes do ecossistema e seus reflexos sobre a vulnerabilidade do mesmo.

Em relação a vegetação de mangue, somente o estudo de Alongi (2010) aborda cultivo *ex situ* de três espécies de mangue para determinar a influência do Fe no crescimento dos propágulos e plântulas e o grau de toxicidade para este elemento em conformidade com as estratégias fisiológicas de cada uma. As espécies avaliadas no estudo são *Rhizophora apiculata*, *Bruguiera gymnorrhiza* e *Xylocarpus moluccensis*, todas comuns na região do Indo-Pacífico. As concentrações utilizadas no estudo estão

sendo empregada nos cultivos deste monitoramento para comparações entre as vegetações. Alongi (2010) enfatiza que os sistemas naturais são na biosfera sujeitos as variações nos teores de nitrogênio e fósforo que atuam com elementos maiores (macronutrientes) limitantes do desenvolvimento dos sistemas, entretanto, estas limitações podem ser muito enfatizadas e devem ser sempre avaliadas em conjunto com análises dos elementos menores (micronutrientes). Este é o aspecto que tentamos evidenciar desde a formulação da proposta e da necessidade de integração de análises químicas nos diferentes compartimentos do ecossistema e das populações que nele habitam e representam. Ainda que o sistema tenha capacidade de assimilar o Fe, qual seria o seu limite? Do que dependeria para obter a melhor eficiência? Qual a escala de tempo? Lembrando sempre da capacidade do ecossistema em assimilar tensores e da sua resiliência em responder a estes tensores e qual o ponto de ruptura do sistema uma vez que haja sinergismo entre diferentes tensores e forçantes ambientais.

Em relação a distribuição espacial das espécies nos sistemas, podemos considerar as bacias com maior susceptibilidade ao dano uma vez que estão enquadradas como sendo aquelas com maior pressão atual sobre o ponto de vista fisiológico. Dados obtidos no monitoramento já indicam maior tensor nestes habitats em todos os manguezais avaliados sob o ponto de vista da fisiologia das plantas (vide Seção 3 – fisiologia) e sob o ponto de vista da frequência de inundação são aquelas que poderão apresentar menor fertilidade, sendo mais sujeitas as limitações de nitrogênio e fósforo, bem como eliminação das toxinas. Dependendo da espécie dominante nas florestas de bacia, as respostas aos tensores induzidos pelo rejeito serão negativas uma vez que pode ocorrer aumento do dreno de energia em longo prazo. As respostas para isto vão depender também das análises de nutrientes e metais no solo, nas plantas, tamanho médio do sedimento (maior ou menor capacidade de reter nutrientes) e disponibilidade de matéria orgânica para decomposição, bem como, das análises de estresse oxidativo das plantas.

Algumas plantas terrestres tem alta capacidade para colonizarem ambientes com baixa concentração de nutrientes (Chapin, 2003) e no caso do manguezal estas características atuam para aumentar a eficiência do ecossistema em escala espacial e temporal (Feller et al. 2009). *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* são consideradas como plantas do mangue que possuem alta capacidade de sobreviver em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes (Feller et al. 2010). O Quadro 22 desta Seção reporta 14 florestas de bacia como sendo dominadas por *L. racemosa* nos estuários monitorados, entretanto, em 57% delas a taxa de mortalidade estava acima do reconhecido por Jimenez et al. (1988) como sendo natural para o manguezal num estágio de desenvolvimento maior. Em relação as florestas de bacia com alta mortalidade e monoespecífica de *L. racemosa* os estuários do rio Piraquê-Mirim e Mariricu são os mais susceptíveis. Em relação a espécie *R. mangle*, 8 florestas de bacia são dominadas por esta espécie, sendo três delas no sistema de Caravelas e as outras cinco no sistema Piraquê. A taxa de mortalidade da espécie está dentro da normalidade em Caravelas e mais acentuada no sistema Piraquê.

Desta forma, consideramos o sistema Piraquê bastante vulnerável e com maior susceptibilidade de contaminação crônica uma vez que os resultados divulgados nos relatórios técnicos produzidos pela

Golder e já citados neste relatório tanto na Seção 3 quanto nesta Seção demonstram que houve contaminação elevada de Fe e outros elementos (Zinco, Arsênio, Sílica, Alumínio, Chumbo e Manganês), também reportados por Magris et al. (2019), inclusive modelando a pluma de dispersão dos sedimentos provenientes do rompimento da barragem de Fundão. Estes autores, inclusive, reforçam a dispersão inicial em direção ao sistema dos rios Piraquês e sobre os manguezais da Costa das Algas para posterior inversão e flexão da pluma de rejeitos em direção ao norte capixaba e sul da Bahia. Cabe destacar que nos rios Urussuquara e Mariricu, no primeiro foi visto pela equipe os depósitos vermelhos de sedimento sobre os sedimentos do manguezal, e no segundo relatos da comunidade e também reportado por Golden (2016) no relatório referente ao ecossistema manguezal, são rios de bacia hidrológica pequenas, restritas a planície costeira e que no nosso entendimento tem baixa relação com os sedimentos geológicos provenientes dos Pré-Cambriano e distantes do Quadrilátero Ferrífero mineiro (PERH, 2018). Estas bacias compreendem também as unidades geomorfológicas da Planície Costeira com uma interface com os Tabuleiros. Em relação ao relevo, os dois rios compõem rios de Planície Flúvio-marinha e/ou Costeira com pequena drenagem proveniente dos Tabuleiros (PERH, 2018).

Por sua vez, florestas de franja estão mais sujeitas a ampliação dos danos quando estes são provenientes do ambiente marinho, uma vez que independente de sua localização ao longo do estuário estas estarão entre aquelas que vão ter maior frequência de inundação, maior tempo de residência da água sobre esta floresta que poderá agravar as condições negativas sobre a vegetação, sobre os processos de ciclagem dos minerais e sobre a biota.

Não resta a menor dúvida que a vegetação halófito colonizadora das margens do Rio Doce *T. pernambucensi* (nomenclatura atual, antiga espécie *Hibiscus pernambucensis*) está sujeita a impacto crônico e que foi sujeita a impacto agudo. Entretanto, por se tratar de uma espécie ruderal há poucos estudos relacionados a dinâmica populacional ou de produção primária. Estudos de Youssef (2010) para espécie similar (*Hibiscus tiliaceus*) observou para a assimilação da fotossíntese declínio em relação ao aumento de salinidade em condições úmidas e de seca, havendo maior economia hídrica sob umidade com relação ao aumento da salinidade. O autor reforça que a mortalidade da espécie ocorreu quando a salinidade estava próxima da água do mar e que o aumento da salinidade levou a uma diminuição na área foliar. Os dados da relação comprimento/largura para esta espécie obtidos neste monitoramento demonstraram maior variabilidade, assim como ocorreu para *L. racemosa*. Entretanto, para *T. pernambucensi* não há estudos anteriores.

Uma outra questão relativa ao impacto na foz do Rio Doce é o aspecto a chegada de espécies invasoras. Não podemos atribuir aos *decapodas U. cordatus* e *Goniopsis cruentata* possam ser consideradas como invasoras ou exóticas, mas é claro que as modificações induzidas pelo evento estão criando condições e recursos para a introdução espontânea das duas espécies.

Em relação a espécie *U. cordatus* os dados de fecundidade observados neste monitoramento estão em declínio na área de São Mateus quando comparados com os dados pretéritos existentes. Os

estudos estão sendo desenvolvidos também em outros estuários, entretanto, há dificuldade em se coletar as fêmeas ovadas uma vez que nem sempre coincide a captura de fêmeas ovadas por ocasião das saídas de campo para o compartimento fauna e na localidade.

Os dados de densidades das duas espécies devem ser monitorados em maior prazo, uma vez que o único monitoramento contínuo em parcelas fixas abrangendo sazonalidade do ciclo de vida da espécie foi desenvolvido em São Mateus para *U. cordatus* e nenhum foi desenvolvido neste sentido para *C. guanhumí*. Os demais estudos no litoral brasileiro para estas espécies são enquadrados como análises fotográficas uma vez que não ocorrem em longo prazo, nem mesmo durante um ano. Há uma tendência no estudo destas espécies em só amostrar nos períodos de maior atividade e de coleta comercial.

Em relação as avaliações em escala mais regional, a circulação dos estuários e a cartografia já demonstram distinção entre as áreas e indicam pontos a serem avaliados de forma mais detalhada. Para a circulação há necessidade de se ampliar a coleta de dados no sentido que se possa modelar as trocas de massa de água nos sistemas fluviais, estuarino e marinhos. Com isto haverá maior entendimento da dispersão dos contaminantes nos diferentes sistemas, tempo de permanência dos mesmos e dispersão de larvas para a conectividade entre os sistemas. A cartografia com as imagens atuais já observou carga sedimentar elevada nos estuários e estas imagens juntamente aquelas solicitadas à Fundação Renova e que foram obtidas pela empresa de consultoria Golder para análise dos manguezais, juntamente com aquelas disponibilizadas gratuitamente pelo INPE vão direcionar os estudos para análise de produtividade dos manguezais e para a obtenção dos índices de área foliar, de NDVI e de SAPI de forma a se comparar os dados do manguezal, antes, logo após e passado quatro anos do evento. Com isto será possível determinar o quanto da mortalidade observada é pretérita ou resultante dos últimos três anos.

Estes dados juntamente com aqueles ainda não finalizados neste monitoramento darão respostas sobre o impacto crônico que os manguezais possam estar sujeitos. Não há como avaliar o impacto agudo, pois este quando ocorre no manguezal induz eliminação de espécies. A ausência de identificação de impacto agudo se faz somente com base na flora e nas espécies engenheiras do ecossistema (*U. cordatus* e *C. guanhumí*), uma vez que não há levantamento prévio da biodiversidade deste ecossistema no litoral norte capixaba e sul da Bahia. Impactos crônicos podem levar a eliminação de espécies.

Com base nas definições propostas no monitoramento, espera-se:

1. Identificar áreas de contaminação (pontos e estuários) e quantificação do dano com base nos dados de análises químicas da água, do sedimento e do solo.
2. Determinar taxa de toxicidade ao Fe para *R. mangle*.
3. Determinar a distribuição das espécies de *Ucides cordatus* e de *Cardisoma guanhumí*.
4. Determinar a fecundidade de *Ucides cordatus*.

5. Identificar estuário contaminado e/ou extensão do dano nos estuários contaminados.
6. Avaliar o estresse oxidativo nas plantas de manguezal.
7. Identificar padrões sazonais na produtividade primária dos manguezais.
8. Identificar com base nos dados de produtividade e contaminação dos solos em comparação com os dados dos experimentos o grau de susceptibilidade da espécie *R. mangle*.
9. Reconhecer transferência de contaminação na cadeia alimentar com base nos dados de contaminação das plantas.
10. Mapear as áreas de manguezal nos estuários e identificar os habitats de *C. guanhumi*.

5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O relatório técnico da Golder (2016) citado anteriormente reconhece que os rejeitos da barragem de Fundão não possuem descrição mineralógica e que para avaliação dos danos ao longo da calha do Rio Doce foi utilizada a descrição da barragem de Germano. Em 16 dias a pluma de sedimentos chegou até a foz e aumentou a concentração de Arsênio. Dados coletados em fevereiro na região da Costa das Algas (incluindo foz do Rio Riacho, manguezais nos lateritos e Rios Piraquê-Mirim e Açú) reportam para o aumento acentuado de zinco, com concentrações elevadas até as coletas realizadas em março, quando permanece com concentrações inferiores a 100 mg/kg. Em relação ao Arsênio, as concentrações foram mais intensas na APA Costa das Algas no período próximo ao dia 15 de março, com valores similares aqueles observados nas estações de coleta em torno da foz do Rio Doce.

Magris et al. (2019) reportam que houve um aumento de 88% da exportação de sedimentos do Rio Doce após o evento, quando a pluma de sedimentos chegou à região costeira, se dispersando em direção ao sul e, posteriormente, ao norte do litoral capixaba. O volume estimado de sedimentos foi um aporte 180% maior do que a descarga normal para o mesmo período do ano. Isto mostra o impacto que o volume de sedimento teve sobre a biota bentônica, acarretando a morte de muitos organismos sésseis e de organismos filtradores. A média do grão do sedimento era de 15 µm podendo causar o entupimento de brânquias, sem se considerar o impacto dos metais sobre o metabolismo dos indivíduos.

Dentro dos metais que são reportados nos relatórios referentes ao monitoramento dos rejeitos na região costeira estão chumbo, cádmio e arsênio, que na forma de elementos livres não são tóxicos, mas se tornam tóxicos quando estão na forma catiônica ou quando ligados a cadeias curtas de átomos de carbono. Do ponto de vista bioquímico, estes compostos se tornam tóxicos pela forte afinidade com os cátions de enxofre (Baird, 1999). O arsênio é tóxico como óxido de arsênio, este elemento pertence ao mesmo grupo do fósforo e tem maior tendência que este elemento em formar ligações iônicas, devido

a seu caráter mais metálico. As fontes de arsênio para o ambiente são: pesticidas, mineração de ouro, chumbo, cobre ou níquel (Baird, 1999).

Ainda que os metais provenientes do rejeito ou disponibilizados novamente ao meio por ação da pluma de sedimentos na calha do Rio Doce e na região costeira e que o Fe possa ser um elemento regulador das emissões de carbono, tem-se que levar em consideração que para a fisiologia vegetal ainda permanece válida a Lei de Liebig ou Lei dos Mínimos, onde um elemento em escassez pode suprimir a assimilação dos elementos maiores e conseqüentemente atuar de forma negativa sobre a aquisição de biomassa dos organismos. Então o excesso de Fe não obrigatoriamente irá se eliminado do meio e incorporado à biota. E uma vez precipitado pode atuar de forma negativa em sinergismo com outros elementos presentes no ambiente.

Já se destacou anteriormente o uso eficiente dos nutrientes por algumas plantas de mangue e isto é verdadeiro principalmente para o nitrogênio. E, em relação a este elemento, as plantas de mangue possuem eficiência na incorporação deste nutriente próximo ao nível superior de eficiência das plantas terrestres. Entretanto, para o uso eficiente do fósforo estas plantas estão dentro do intervalo avaliado para as plantas terrestres (Alongi, 2010). Lembrando que, em geral, o fósforo é um elemento limitante nas águas costeiras. Dentre as espécies observadas nas áreas de monitoramento, *R. mangle* é limitada no seu desenvolvimento por baixas concentrações de fósforo (Lovelock et al. 2006) e *L. racemosa* não responde a fertilização por nitrogênio ou fósforo (Feller et al. 2003).

Experimentos com exposição das espécies de mangue ao Fe realizados por Alongi (2010) indicam declínio no desenvolvimento das espécies da Família *Rhizophoraceae* e na concentração de pigmentos por unidade de folha conforme houve aumento da concentração de Fe na solução de cultivo. O autor reporta que a vegetação de mangue tem requerimento em Fe solúvel para seu desenvolvimento, mas que maior ou menor disponibilidade do elemento estava relacionado a redução microbiana do ferro e à geoquímica do sedimento.

O ferro ocorrendo em solução como hidróxido de ferro pode interagir com os íons de fosfato disponíveis e em soluções ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) sendo este elemento adsorvido junto as partículas de argila contendo ferro e manganês. Dados obtidos em Magris et al (2019) discutem que o ferro se encontra na forma de pirita e o grão dos rejeitos tinha tamanho médio de 15 μm . Estas imobilizações do fosfato por precipitação com sais de Cálcio, Ferro e Alumínio ou sua adsorção à argila leva a remoção do fosfato no reservatório mineral, limitando o pool disponível para os sistemas vivos (Alongi, Boto e Robertson, 1998).

Clark et al. (1998) descrevem modelo onde a geoquímica do sedimento dos manguezais é elucidada. A primeira zona é denominada de zona de oxidação superior onde há deposição de Fe III e bastante oxigenação pelas trocas com atmosfera, em geral situa-se nos primeiros 5 cm. A segunda camada é a zona de redução superior onde o Fe é reduzido e auxilia na decomposição da matéria orgânica e em seguida ocorre a zona de oxidação inferior. Nela a oxidação do ferro ocorre ela presença de O_2

disponibilizado nesta camada pelas raízes. E a quarta camada é a zona de redução inferior (Twilley e Riviera-Moroy, 2009).

Os outros metais provenientes dos rejeitos da Barragem Fundão podem causar sérios danos a biota. Duarte et al. (2006) analisando o impacto dos metais sobre a biota, identificou presença de cobre no hepatopâncreas de *U. cordatus* em áreas degradadas da Baixada Santista.

Desta forma, conclui-se que só será possível definir áreas impactadas, impacto crônico ou agudo com a determinação da contaminação. Cabe reconhecer que concentrações pequenas de ferro são estímulos para o desenvolvimento, mas quando se agrega a este aspecto questões de influência persistente do elemento, sua associação com outros compostos presentes vai ocorrer alterações locais. Cabendo todo cuidado na seleção de áreas de monitoramento, tempo de monitoramento uma vez que o ecossistema é altamente complexo e não há uma padronização nas respostas dadas pelo ambiente devido a isto. Entretanto, existem áreas que possuem características similares com outras o que se pode sugerir é o monitoramento de somente uma delas.

5.6 REFERÊNCIAS

- AGERH- Agência Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: <HTTP://www.agerh.gov.br>.2019.
- ALBINO, Jaqueline; GIRARDI, Gisele; NASCIMENTO, Kleverson Alencastre do. Espírito Santo. Erosão e progradação do litoral brasileiro. Brasília: MMA, p. 227-264, 2006
- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALONGI, D. M. et al. Nitrogen and phosphorus cycles. Tropical mangrove ecosystems. American Geophysical Union, Washington DC, 1992.
- ALONGI, Daniel M. Dissolved iron supply limits early growth of estuarine mangroves. Ecology, v. 91, n. 11, p. 3229-3241, 2010.
- AMARAL, Maria Rosimere Xavier. Genética populacional do Cardisoma guanhumi por meio da região controle do DNA mitochondrial. 2014. Tese de Doutorado. Tesis de maestría, Universidad Federal del Piauí, Teresina. Brasil.
- BAIRD, C. 1999. Environmental Chemistry. 2nd Ed. W.H. Freeman
- BALL, Marylyn C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. Oecologia, v. 44, n. 2, p. 226-235, 1980.
- BALL, Marilyn C. Ecophysiology of mangroves. Trees, v. 2, n. 3, p. 129-142, 1988.
- BARNES, Robert D. Zoologia dos Invertebrados. 4o Edição. Roca. São Paulo, SP, 1985.4
- BARROSO, Gilberto Fonseca et al. Estudos integrados no sistema lacustre do baixo rio Doce (Espírito Santo). I Seminário Nacional de Gestão Sustentável de Ecossistemas Aquáticos: Complexidade, Interatividade e Ecodesenvolvimento, COPPE/UFRJ, 2012.
- BROMENSCHENKEL, VCS. Estimativa da População de *Ucides Cordatus* em Reserva de Desenvolvimento Sustentável (rds). 2016. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo.
- CINTRON, Gilberto et al. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. Biotropica, p. 110-121, 1978.
- CINTRON, Gilberto; SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. Introduccion a la ecologia del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnologia de la UNESCO para America Latina y el Caribe - ROSTLAC. Montevideo, Uruguay. 109 pp. 1983.
- CHAPIN III, F. STUART. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. Annals of botany, v. 91, n. 4, p. 455-463, 2003.

CLARK, Malcolm W. et al. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology*, v. 149, n. 3-4, p. 147-171, 1998.

COWEN, Robert K.; SPONAUGLE, Su. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual review of marine science*, v. 1, p. 443-466, 2009.

COHEN, Matthew J. et al. Do geographically isolated wetlands influence landscape functions?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 8, p. 1978-1986, 2016.

CONTI, Rita de Cássia; NALESSO, Rosebel Cunha. Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraquê-açu River estuary, Espírito Santo, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 58, n. 2, p. 81-92, 2010

DIAMOND, Jared M. *Community ecology*. 1986.

DUARTE, Luis Felipe. A et al. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 145, p. 367-376, 2017.

ELLISON, J.C. *Geomorphology and Sedimentology of Mangroves*. in: coastal wetlands an integrated ecosystem approach. perillo, g.m.e., wolanski, e., cahoon, d.r., brinson, m.m. (eds.). elsevier amsterdam, the netherlands. p. 565-592. 2009.

FARNSWORTH, ELIZABETH. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecology & Biogeography Letters*, v. 7, n. 1, p. 15-25, 1998.

FELLER, Carmen; FINK, Matthias. Nitrogen uptake of vegetable crops estimated by means of simple mathematical models. *Ecological aspects of Vegetable Fertigation in Integrated crop Production in the Field 428*, p. 243-253, 1995.

FELLER, Ilka C. et al. Nitrogen limitation of growth and nutrient dynamics in a disturbed mangrove forest, Indian River Lagoon, Florida. *Oecologia*, v. 134, n. 3, p. 405-414, 2003.

FELLER I.C., LOVELOCK C.E., PIOUS C. Growth and nutrient conservation in *Rhizophora mangle* in response to fertilization along latitudinal and tidal gradients, *Smithson. Contrib. Mar. Sci.*, vol. 38, pg. 345-358, 2005.

FELLER, Ilka C. et al. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual review of marine science*, v. 2, p. 395-417, 2010.

GOLDER, Definição de níveis de referência e avaliação de potenciais impactos sobre os manguezais próximos à foz do Rio Doce. RT_026-159-515-2282_00-B, 2016.

GOTELLI, Nicholas J.; ELLISON, Aaron M. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed Editora, 2011.

GUHATHAKURTA, Himadri; KAVIRAJ, Anilava. Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (*Penaeus monodon*) and mullet (*Liza parsia*) in some break is water ponds of Sundarban, India. *Marine Pollution Bulletin*, v. 40, n. 11, p. 914-920, 2000.

GUREVITCH, J. SCHEINER, S. F., GORDON., *The Ecology of Plants Journal of Vegetation Science* 2002.

JIMENEZ, Jorge A., Ariel E. Lugo, and Gilberto Cintron. "Tree mortality in mangrove forests." *Biotropica* (1985): 177-185.

JIMÉNEZ, Jorge. A. *Los Manglares del Pacífico Centroamericano*. Heredia: Editorial Fundación UMA. 1994, 352p.

PORTO, L.A. *Estrutura populacional do *Ucides cordatus* (linnaeus,1763) (Crustacea: Decapoda: Brachyura): subsídios para a gestão da espécie*. Universidade Federal do Espírito Santo 2016.

LAMBERS, Hans; CHAPIN III, F. Stuart; PONS, Thijs L. *Plant physiological ecology*. Springer Science & Business Media, 2008.

LEITE, T.A. *Variação espacial e temporal da salinidade no sistema estuarino do rio piraquê-açu (Aracruz, ES)*. Dissertação (mestrado). Pós-graduação em oceanografia ambiental. UFES, 2012.

LOVELOCK, Catherine E. et al. Differences in plant function in phosphorus-and nitrogen-limited mangrove ecosystems. *New Phytologist*, v. 172, n. 3, p. 514-522, 2006.

LUGO, Ariel E.; SNEDAKER, Samuel C. *The ecology of mangroves*. *Annual review of ecology and systematics*, v. 5, n. 1, p. 39-64, 1974.

LUGO, A. E., CINTRON, G. & GOENAGA, C. (1981). *Mangrove ecosystems under stress. Stress Effects on Natural Ecosystems*. (Ed. by G. W. Barrett & R. Rosenberg) pp. 129-153. Wiley, New York.

LUGO, Ariel E. *Old-Growth Mangrove Forests in the United States: Bosques Maduros de Manglares en los Estados Unidos*. *Conservation Biology*, v. 11, n. 1, p. 11-20, 1997.

LUGO, Ariel E. *Mangrove forests: a tough system to invade but an easy one to rehabilitate*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 37, n. 8-12, p. 427-430, 1999.

MCFADDEN, Loraine. *Vulnerability analysis in environmental management: widening and deepening its approach*. *Environmental Conservation*, v. 34, n. 3, p. 195-204, 2007.

MAGRIS, Rafael A. et al. *A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil)*. *Science of The Total Environment*, v. 659, p. 828-840, 2019

MENDONÇA P.T *subsídios para o gerenciamento do Manguezal do estuário dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (ES)* 2013. Qualificação de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo.

- MESQUITA, J. C. A. Estoque de Captura Comercial de *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) (Linnaeus, 1763). [s.l.] Universidade Federal do Espírito Santo- UFES, 2014.
- MOONEY, Harold A. et al. Functional roles of biodiversity: a global perspective. John Wiley and Sons Ltd, 1996.
- MUMBY, Peter J. et al. Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management?. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 7, p. 22-27, 2014.
- ODUM, E.P, *Ecologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 1983. 434p.
- ODUM, E. P.; BARRET, G. W. *Fundamentos de ecologia*. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 612 p.
- OLIVEIRA-NETO, José F. et al. Phylogeography of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) along the Brazilian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 88, n. 7, p. 1417-1423, 2008
- PELLEGRINI, Júlio Augusto de Castro. Caracterização da planície hipersalina (apicum) associada a um bosque de mangue em Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro – RJ. 2000. 101f. Tese (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PERH-ES Plano Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo. Disponível em: <https://perh.es.gov.br/Media/perh/Arquivos%20Biblioteca/PERHES_DocumentoConsolidado.pdf>. Acesso em 07 de maio 2019.
- PINHEIRO, Marcelo; BOOS, Harry. LIVRO VERMELHO DOS CRUSTÁCEOS DO BRASIL. CEP, v. 44380, 2016.
- PIRES, José Maurício Machado; LENA, Jorge Carvalho de; MACHADO, Carlos Cardoso Machado; PEREIRA, Reginaldo Sérgio. Polluting potential of Samarco Mineração S. A. solid waste: a Germano dam case study. *Revista árvore*, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.
- ROBERTSON, A. I.; DIXON, P.; ALONGI, D. M. The influence of fluvial discharge on pelagic production in the Gulf of Papua, Northern Coral Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 46, n. 3, p. 319-331, 1998.
- SANTOS, Maria do Carmo Ferrão et al. Caracterização topográfica do habitat do *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Decapoda, Gecarcinidae) na APA Costa dos Corais (Pernambuco e Alagoas, Brasil). *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, v. 6, n. 3, p. 102-107, 2016
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara; CINTRÓN, Gilberto. Guia para estudo de áreas de manguezal; estrutura, função e flora. 1986.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara et al. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. Manguezais brasileiros. Professorial thesis. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, v. 42, n. 2, 1991.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara et al. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 3, n. 4, p. 561-570, 2000.
- SERVINO, Ricardo Nogueira; DE OLIVEIRA GOMES, Luiz Eduardo; BERNARDINO, Angelo Fraga. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment*, v. 628, p. 233-240, 2018.
- SHEAVES, Marcus. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series*, v. 391, p. 107-115, 2009.
- SNEDAKER, S. C. Mangroves: their value and perpetuation. *Nature and Resources*, 1978.
- SOARES, Mário Luiz Gomes. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 1999.
- THOM, Bruce G. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *The Journal of Ecology*, p. 301-343, 1967.
- TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P. et al. Mangrove evaluation-an essay. *Journal of Coastal Research*, p. 1219-1224, 2006.
- TOMLINSON, Philip B. Tree architecture: new approaches help to define the elusive biological property of tree form. *American Scientist*, v. 71, n. 2, p. 141-149, 1983.
- TOMLINSON, Philipi. B. 1986. *The Botany of Mangroves*.
- TWILLEY, Robert R. et al. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, v. 23, n. 2, p. 179-191, 1985
- TWILLEY, Robert R. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. In: *Coastal-offshore ecosystem interactions*. Springer, Berlin, Heidelberg, 1988. p. 155-180.
- TWILLEY, Robert R. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. *Maximum power: The ideas and Applications of HT Odum*, p. 43-62, 1995.
- TWILLEY, ROBERT R. et al. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives of mangrove ecosystems. *scope-scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions*, v. 55, p. 327-370, 1996.
- TWILLEY, Robert R.; CHEN, Ronghua. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research*, v. 49, n. 4, p. 309-323, 1998.

TWILLEY, Robert R.; RIVERA-MONROY, Victor H. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, p. 79-93, 2005.

WOLANSKI, Eric et al. Mangrove hydrodynamics. *Tropical Mangrove Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies*, v. 41, 1992.

WOLANSKI, Eric et al. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management*, v. 12, n. 4, p. 235-276, 2004.4

WUNDERLICH, Alison C.; PINHEIRO, Marcelo AA; RODRIGUES, Ana Maria T. Biology of the mangrove uca crab, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in Babitonga Bay, Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 2, p. 188-198, 2008.

ZAMPROGNO, Gabriela Carvalho et al. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, n. 2, p. 157-172, 2016.

6 ANEXO 5 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA RESTINGA SOB INFLUÊNCIA DOS SEDIMENTOS PROVENIENTES DO RIO DOCE

6.1 INTRODUÇÃO

Esta proposta foi elaborada atendendo ao principal objetivo descrito nos diferentes termos de referência deste projeto: a avaliação do estado de conservação das espécies da biota impactada.

A preparação da proposta baseou-se nos primeiros questionamentos:

- a) Houve acúmulo de sedimentos argilosos no solo com vegetação de restinga após o acidente no rio Doce?
- b) Ainda existe a presença de rejeito de mineração no salsugem e, conseqüentemente deposição sobre a vegetação de restinga?
- c) Quais as conseqüências do acidente na estrutura e na dinâmica da vegetação de restinga?

Baseados nestes questionamentos foram elaborados objetivos e colocadas em prática metodologias objetivando comprovar ou refutar as hipóteses inerentes ao pretendido.

6.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

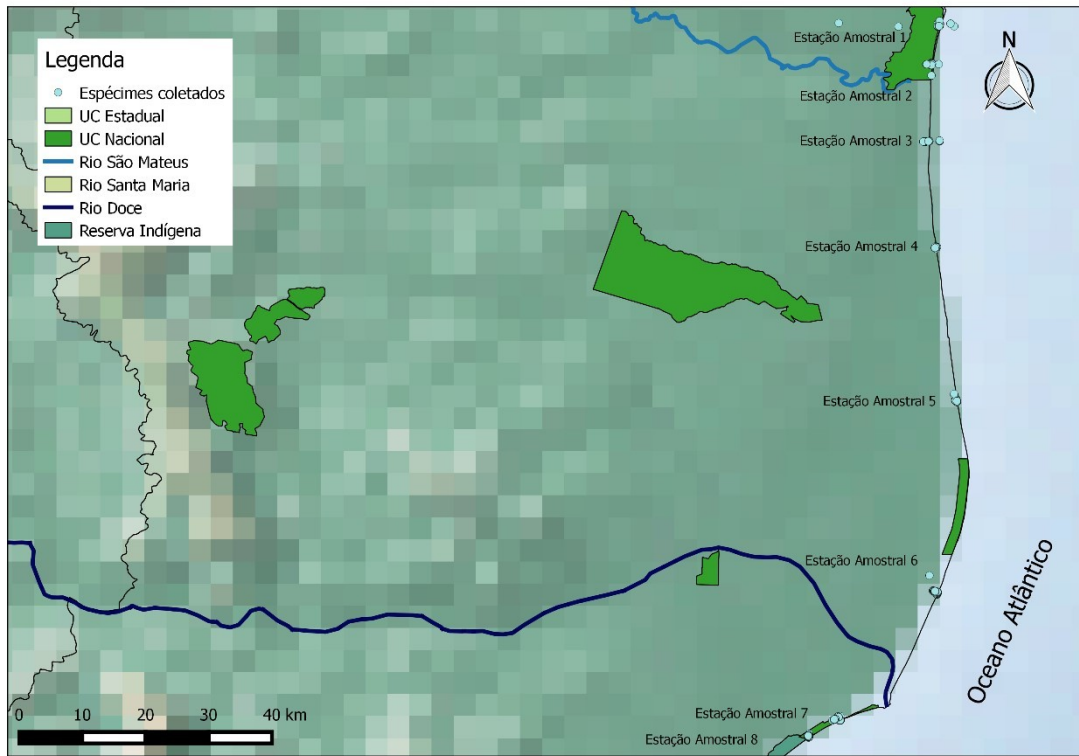
O presente Subprojeto apresenta oito as estações amostrais deste. O Quadro 25 descreve os principais dados de localização de cada uma delas e a Figura 76 mostra a região das coletas mensais para identificação das plantas, a caracterização das alterações ecológicas e o desempenho fisiológico.

Quadro 25: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto - Restinga, em UTM Sirgas 2000.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
APA Conceição da Barra	E1	Conceição da Barra	422753,11	7941055,58
APA Conceição da Barra	E2	Conceição da Barra	421264,78	7930512,18
Aldeia do Coco	E3	São Mateus	421059,37	7921271,37
Barra Nova	E4	São Mateus	422243,71	7903323,37
Pontal do Ipiranga	E5	Linhares	424314,26	7887331,55
Cacimbas	E6	Linhares	426718,60	7869476,73
Regência - Tamar	E7	Linhares	428104,32	7825340,17
Regência - Reserva Indígena	E8	Linhares	393191,05	7813435,92

Fonte: Autoria própria.

Figura 76: Localização das oito Estações Amostrais do Anexo 5 – Restinga do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I, onde foram realizadas coletas do inventário florístico.



Fonte: Autoria própria.

Um detalhe de cada área amostral onde foram realizadas a caracterização fitossociológica e coleta de plantas para compor o inventário florístico encontra-se nos mapas a seguir (Figura 77 a Figura 80).

Figura 77: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 1 e 2 (APA Conceição da Barra) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.



Fonte: Autoria própria.

Figura 78: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 3 (Aldeia do Coco) e 4 (Barra Nova) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.



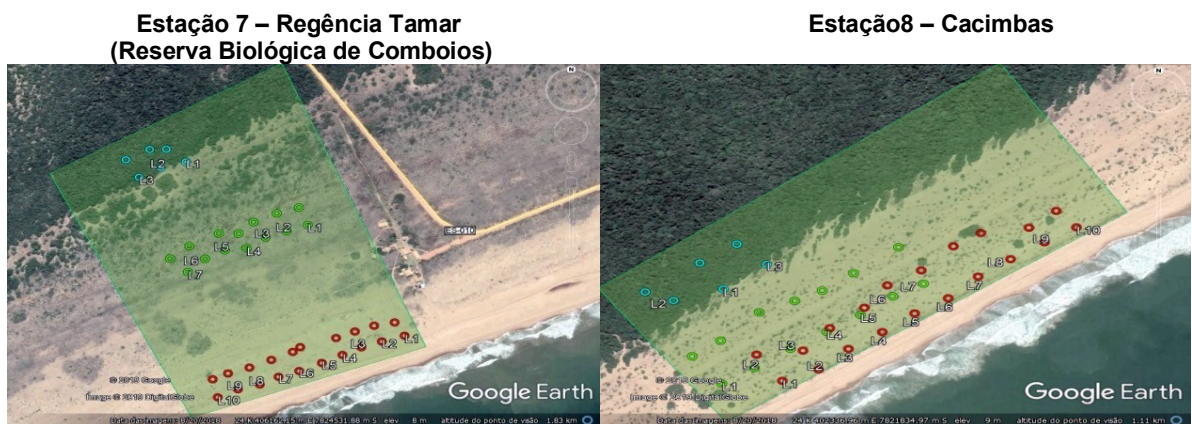
Fonte: Autoria própria.

Figura 79: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 5 (Pontal do Ipiranga) e 6 (Cacimbas) do Anexo 5 – Restinga do PMBA.



Fonte: Autoria própria.

Figura 80: Detalhe das parcelas amostrais nas Estações 7 e 8 do Anexo 5 – Restinga do PMBA.



Fonte: Autoria própria.

6.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO E DISCUSSÃO

Primeiramente foi inventariada a flora da formação herbácea, arbustiva e arbórea, nas oito estações amostrais perfazendo um total de 942 espécimes de angiospermas férteis das quais 57% foram identificadas em nível de espécie, isto é, 14 espécies pertencentes a 46 famílias. Dentre estas foram encontradas uma espécie introduzida e três espécies consideradas naturalizadas. Foram registradas as variações das características fenológicas. Este conhecimento é de suma importância não só pela compreensão da dinâmica das comunidades vegetais, mas também por gerar o primeiro indicador potencial (modificação do padrão de floração e frutificação) da resposta destes organismos às possíveis alterações provocadas pelo spray ou atingidos pelas ondas nas marés altas.

Nas áreas atingidas pelos “sprays” das ondas do mar, cobrindo desde a vegetação herbácea até o solo florestal, a investigação se estendeu às diferentes formas de respostas ao impacto. Por exemplo, era necessário entender se o banco de sementes e de plântulas nessas áreas foi atingido e se eles ainda possuíam a capacidade de responder aos processos de regeneração (FABRICANTE et al. 2016, SILVA e MELO Jr. 2016).

Estas respostas veem sendo investigadas temporal e espacialmente. A primeira coleta do banco de sementes mostrou-se dentro do esperado para uma área de Restinga, onde os fatores ambientais e sazonais tendem a modular os padrões reprodutivos das espécies vegetais em face às necessidades hídricas comuns a esse ambiente. Entretanto, a taxa de germinação observada foi muito baixa, com germinação de menos 20% das sementes coletadas. Segundo Schmitz (1992), a recolonização da vegetação em um ambiente perturbado ocorre principalmente através do banco de sementes no solo, mantendo este um papel fundamental no equilíbrio dinâmico da área.

O ecossistema recoberto pela vegetação de Restinga é de frágil equilíbrio, onde a biota atua como controladora dos principais ciclos de nutrientes além das características edáficas, intra e interespecíficas, podendo-se considerar este ecossistema de difícil regeneração (REIS-DUARTE e CASAGRANDE 2006). Dessa forma, em ecossistemas tão susceptíveis e de baixa resiliência como ocorre nas Restingas, impactos antrópicos como a contaminação resultado do derrame dos rejeitos de mineração, poderiam interferir com a viabilidade das sementes, promovendo uma redução da sua capacidade de germinação.

Diante disso, a identificação das espécies presentes e sua relação a atributos fisiológicos, ecológicos, e condições abióticas do local (GUARIGUATA e OSTERTAG 2002) ajudarão a elucidar a dinâmica das áreas amostradas tanto da formação quanto da dispersão de sementes. Somados a isso, a realização de ensaios de viabilidade das sementes poderá auxiliar na avaliação da capacidade de recuperação do ecossistema após o impacto ocorrido.

Junto à coleta do banco de sementes, amostras de solos e das raízes nas proximidades das 11 espécies vegetais classificadas como de maior valor de importância nas oito estações amostrais foram coletadas visando o isolamento de colônias de bactérias de melhor desempenho para a produção de

compostos quelantes de Fe (sideróforos), um dos elementos minerais encontrados em maiores quantidades nos solos de várias estações de amostragem e considerado o elemento mais tóxico, contido nos rejeitos, à vegetação (devido aos altos teores). Até o momento, os dados obtidos apontam para uma população bacteriana surpreendentemente elevada. A presença e a adição das colônias bacterianas no processo de germinação e estabelecimento das plântulas, em um futuro próximo, poderão neutralizar os efeitos dos rejeitos, ainda contidos no solo, incrementar o processo inicial de sobrevivência da vegetação jovem ajudando na recuperação das áreas impactadas.

Um componente-chave da adaptabilidade das espécies nativas da Restinga é provavelmente a existência de um sistema de comunicação refinado capaz de integrar sinais endógenos e exógenos e retransmitir essas informações para diferentes partes do organismo. Uma vez que elas crescem em ambientes altamente distintos, não é de surpreender que as raízes e os ramos e folhas apresentem respostas diferentes a uma dada condição ambiental (MARTINS et al. 2019). O estresse abiótico muitas vezes provoca uma série de alterações morfológicas, fisiológicas, bioquímicas e moleculares que afetam desfavoravelmente o crescimento, o desenvolvimento e a produção de biomassa.

Os eventos celulares desencadeados pelo estresse do derrame de rejeitos minerais foram monitorados nestes primeiros meses avaliando a senescência foliar detectada pela redução dos teores de clorofila. Esse objetivo baseia-se no fato de que estresses abióticos geralmente desencadeiam uma grande variedade de eventos celulares que levam à morte da planta (KONG et al., 2016) e que a senescência precoce é, muitas vezes, acompanhada pela redução, da eficiência fotossintética e do nível elevado de H₂O₂ (KUSUDA et al., 2015, TAYLOR-TEEPLES et al., 2015).

Os índices de clorofila foram obtidos com um clorofilômetro SPAD-502, o desempenho fotoquímico do Fotossistema II e da cadeia de transporte de elétrons, com a técnica da fluorescência transiente da clorofila a, coletados com um Handy-PEA (Hansatech) e as trocas gasosas com um IRGA (ADC System) nas mesmas folhas completamente expandidas das três fitofisionomias nas oito estações amostrais. Alguns parâmetros dessas metodologias constituem prováveis indicadores do estresse ambiental provocados por rejeitos minerais (LI e ZHANG, 2015; SALDUCCI et al., 2019).

Interessante observar que o índice de desempenho do fotossistema II (PIABS) e o índice de desempenho total da cadeia transportadora de elétrons (PITOTAL) indicados e usados por vários autores como excelentes marcadores das alterações ambientais, tais como foram detectadas em campo nos três primeiros meses de medidas evidenciaram bem a condição de estresse. Maiores PIs foram registrados nas plantas da fisionomia arbórea (AO), um pouco menor nas arbustivas (AU) e bem menor nas herbáceas (HB) podendo ser representados por PIs = AO > AU > HB enquanto as taxas da fotossíntese líquida (A) mostraram um comportamento inverso A = HB > AU > AO. Acompanham esses resultados os índices de clorofila mais elevados nas plantas das estações mais afastadas da foz do Rio Doce. Este índice varia entre espécies e entre ambientes para uma mesma espécie consolidando a necessidade de medidas mensais, acompanhando a sazonalidade das diferentes regiões analisadas e assim poder isolar os efeitos dos diferentes estresses abióticos. Os resultados

apontam para prováveis indicadores do estresse provocado pela deposição de rejeitos encontrados no solo ou vindos no spray marinho nas oito estações amostradas.

As análises ecofisiológicas mostram que as espécies herbáceas avaliadas apresentam os parâmetros fotossintéticos PI_{TOTAL} e A/g_s fortemente influenciados pelas variações dos teores de Fe, sugerindo estes como potenciais indicadores ecofisiológicos de alterações de disponibilidade ambiental deste elemento.

Por outro lado, em plantas arbustivas e arbóreas as variações nas trocas gasosas e índices de clorofila estariam mais fortemente relacionadas aos teores de Mn e Zn, sugerindo estes parâmetros como possíveis indicadores das modificações na disponibilidade desses elementos no ambiente.

A diferença de riqueza de espécies encontradas entre as estações amostrais pode estar intimamente relacionada com a fisiologia de cada espécie que compõe este ecossistema. Trabalhos multidisciplinares, como esse monitoramento, acompanhando mensalmente as variações no metabolismo e no desenvolvimento da comunidade vegetal são ainda escassos.

Na Fisionomia herbácea, E1 (APA de Conceição da Barra) foi a estação com maior riqueza de espécies, enquanto E7 (Regência – TAMAR, Reserva Biológica de Comboios) foi a de menor riqueza. Essa diferença pode estar relacionada com a topografia do terreno, já que próximo ao Rio Doce a planície arenosa é mais extensa e plana, em comparação com a linha de costa mais ao norte. A deposição de sedimentos formando feixes de cristas praias na foz do Rio Doce delimita fisionomia marcadamente diferente, o que, de fato, pode influenciar na composição florística entre essas áreas.

As avaliações fitossociológicas apresentaram uma estrutura de vegetação, para cada formação vegetal, considerada padrão para as restingas brasileiras. Avaliações futuras poderão indicar, por meio da mortalidade de indivíduos nas formações arbustiva e arbórea, a presença de possíveis distúrbios. Já na formação herbácea de praia, futuras avaliações fitossociológicas poderão detectar possíveis alterações interferindo na dinâmica natural da vegetação.

Os dados do presente trabalho indicam uma similaridade fitossociológica e estrutural a outras áreas de Restinga do norte do Espírito Santo. Entretanto, análises em longo prazo necessitam ser realizadas a fim de se determinar possíveis influências de variações temporais na vegetação, principalmente na formação herbácea de praia, tão sujeita a ação marinha. Além disso, também se torna necessários estudos adicionais quanto à ausência de espécies nas estações amostrais e sua possível relação ao derrame.

6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises ecofisiológicas mostraram diferentes comportamentos das espécies escolhidas quanto à proximidade a Foz do Rio Doce e conseqüentemente, a fonte de contaminação. Estes resultados sugerem estudos adicionais, tais como o cultivo de algumas dessas espécies sendo submetidas a diferentes concentrações dos elementos detectados nos rejeitos, a fim de determinar se as respostas observadas são o resultado do comportamento sazonal das espécies vegetais ou uma resposta ao estresse mineral.

As vias metabólicas em vegetais são sensíveis às mudanças nas condições ambientais, e uma das primeiras respostas das plantas a condições estressantes é um desbalanço metabólico, por isso material vegetal das espécies analisadas foram coletados e estão sendo analisados o metabolismo antioxidante, os níveis de metabólitos primários e secundários e estudos anato-estruturais. Os resultados deverão fornecer subsídios para determinar padrões de comportamento que não são inerentes da própria espécie e sim a resposta ao estresse ambiental.

Mesmo não tendo sido observada alterações fitossociológicas na comunidade vegetal nestes meses iniciais de monitoramento, durante as análises em campo, propostas no Plano de Trabalho, foi possível evidenciar indicadores potenciais do estresse provocado pela deposição de rejeitos encontrados no solo ou provindos do spray marinho nas oito estações: em algumas espécies observou-se clorose acentuada, houve inibição da etapa fotoquímica da fotossíntese e alterações na fotossíntese líquida e na condutância estomática, constatou-se ausência de floração/frutificação e queda da taxa de germinação de sementes. Estes são indícios bem claros de estresse provocados por toxicidade mineral, porém, a divergência entre os resultados da estrutura (Fitossociologia) e da Ecofisiologia (fotossíntese e fenologia) demonstra que ainda não conhecemos bem a dinâmica da vegetação desta região e sugerem a continuidade deste estudo de modo a se obter resultados mais robustos.

6.5 REFERÊNCIAS

ASSIS, A.M., THOMAZ, L.D. & PEREIRA, O.J. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). *Revista Brasileira de Botânica*, v.27, n.2, p.349-361. 2004.

BROADLEY, M; BROWN, P; CAKMAK, I; RENGEL, Z; ZHAO, F. Function of nutrients: Micronutrients. Marschner, P. (Ed). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*, Academic Press, San Diego, p. 191-248, 2012.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Economia ecológica e institucionalidade ambiental em tempos de crise. XII encontro nacional da sociedade brasileira de economia ecológica. 19 a 22 de setembro de 2017. Acesso em 29/01/2018. [rss//asset_publisher/HA73uEmvroGS/content/id/27577148](https://asset_publisher/HA73uEmvroGS/content/id/27577148)

CASTELLANI, T.T. e SANTOS, F.A.M. Abundância de ramos reprodutivos e produção de sementes em populações de *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br. na Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, n.19, v2, p. 251-264, 2005.

CASTELLANI, T.T.; CAUS, C.A. e VIEIRA, S. Fenologia de uma comunidade de duna frontal no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v.13, n.1, p.99-114, 1999.

COLODETTI, M.F. Análise fitossociológica de uma área arbustiva aberta de restinga de Regência no município de Linhares, ES. 2004, 60fl. Monografia (Bacharêu em Biologia), Vitória, Faculdade Integrada São Pedro, FAESA, 2004.

FABRICANTE, J. R., ARAÚJO, K. C. T., CASTRO, R. A., COTARELLI, V. M. Banco de sementes do solo de sítios de Caatinga sob influência do Projeto de Integração do Rio São Francisco. *Scientia Plena*, v.12, n.4, p.1-9, 2016.

FREITAS, J. F. N. Crescimento inicial e eficiência fotoquímica de mangueiras cultivadas em solo contendo lama do Rio Doce. Dissertação, Campus de Goiabeiras, Mestre em Biologia Vegetal, Vitória: UFES, 2018. 63p.

KONG, X., WANG, T., LI, W., TANG, W., ZHANG, D., DONG, H. Exogenous nitric oxide delays salt-induced leaf senescence in cotton (*Gossypium hirsutum* L.). *Acta Physiology Plantarum*, v.38, p.61-66, 2016. DOI 10.1007/s11738-016-2079-9.

KUSUDA, H., KOGA, W., KUSANO, M., OIKAWA, A., SAITO, K., HIRAI, M.Y., YOSHIDA, K.T. Ectopic expression of myo-inositol 3-phosphate synthase induces a wide range of metabolic changes and confers salt tolerance in rice. *Plant Science*, v.232, p.49–56, 2015.

MARTINS, A. O., OMENA-GARCIA, R. P., OLIVEIRA, F. S., SILVA, W. A., HAJIREZAEI, M-R., VALLARINO, J. G., RIBEIRO, D. M., FERNIE, A. R., NUNES-NESI, A., ARAÚJO, W. L. Differential root

and shoot responses in the metabolism of tomato plants exhibiting reduced levels of gibberellin. *Environmental and Experimental Botany*, v.157, p.331-343, 2019.

MATIAS, L.Q. E NUNES, E.N. Levantamento florístico da área de Proteção Ambiental de Jericoacoara, Ceará. *Acta Botanica Brasílica*, v.15, n.1, p.35-43, 2001.

MELO JUNIOR, J.C.F.E BOEGER, M.R.T. Riqueza e estrutura de uma comunidade vegetal de dunas na planície costeira de Santa Catarina. *Iheringia, Série Botânica*, v.73, n.3, p.290-297, 2018.

MENEZES, L.F.T. e ARAUJO, D.S.D Estrutura de duas formações vegetais do cordão externo da Restinga de Marambaia, RJ. *ACTA BOTANICA BRASÍLICA*, v.13, n.2, p.223-235, 1999.

PEREIRA, S.V. Análise Fitossociológica nas formações Halófila Psamófila e Praial Graminóide com arbustos na restinga da Reserva Biológica de Comboios/ Linhares (ES). 1995, 64f. Monografia (Especialização Ecologia e Recursos Naturais), Vitória, Departamento Ecologia – Universidade Federal do Espírito Santo, 1995.

PEREIRA, O. J.; THOMAZ, L. D.; ARAUJO, D. S. D. Fitossociologia da vegetação de ante dunas da restinga de Setiba/Guarapari e em Interlagos, Vila Velha, ES. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, v. 1, p. 65-75, 1992.

PUGH, R. E.; DICK, D. G.; FREDEEN, A. L. Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe and Cu) contents of plant foliage near the Anvil Range lead/zinc mine, Faro, Yukon. Territory. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.52, n.3, p. 273-279, 2002.

SANTOS JUNIOR, R. N. Fisiologia de acessos de *Jatropha curcas* L. cultivados em solo contendo lama do Rio Doce. Dissertação, Campus de Goiabeiras, Mestre em Biologia Vegetal, Vitória: UFES, 2018. 66p.

SILVA, M. M., MELO JÚNIOR, J. C. F. Composição florística e estrutural de uma comunidade herbáceo-arbustiva de restinga em Balneário Barra do Sul, Santa Catarina. *R. bras. Bioci.*, v. 14, n.4, p. 207-214, 2016.

TAYLOR-TEEPLES, M., LIN, L., DE LUCAS, M., TURCO, G., TOAL, T.W., GAUDINIER, A., YOUNG, N.F., TRABUCCO, G.M., VELING, T.M., LAMOTHE, R., HANDAKUMBURA, P.P., XIONG, G., WANG, C., CORWIN, J.,TSOUKALAS, A., ZHANG, L., WARE, D., PAULY, M., KLIEBENSTEIN,D.J., DEHESH,K., TAGKOPOULOS, I., BRETON, G., PRUNEDA-PAZ, J.L., AHNERT, S.E., KAY, S.A. HAZEN, S.P., BRADY, S.M. An Arabidopsis gene regulatory network for secondary cell wall synthesis. *Nature*, v.517, p.571-578, 2015.

THOMAZ, L.D. Distribuição e diversidade de espécies na vegetação halófila-psamófila no litoral do Espírito Santo. 1991, 143f. Dissertação (Mestrado em biologia vegetal) - Rio Claro, UNESP, 1991.

7 ANEXO 6 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA MEGAFUNA

7.1 INTRODUÇÃO

O termo "Megafauna" será usado nesse documento para definir os organismos de origem marinha, de natação ou voo independentes das correntes ou ventos predominantes, as quais compreendem em grande parte três grandes grupos animais: os répteis, as aves e os mamíferos marinhos, sendo que tubarões e raias podem, em alguns casos, figurar neste grupo. Seus tamanhos variam em geral de 50 cm a dezenas de metros de comprimento e de poucos quilogramas a várias toneladas de peso.

Vários fatores tornam importante o uso desses organismos em programas de monitoramento como indicadores da qualidade ambiental, bem como de efeitos de desastres que afetam o meio marinho, tais como: 1) são vertebrados superiores, com fisiologia próxima aos humanos, de forma que efeitos sobre esses podem representar o que pode ocorrer com pessoas que usam intensivamente recursos similares; 2) muitas espécies têm algum grau de ameaça de extinção, o que torna prioritário ações de reparação, conservação e monitoramento em diversos programas governamentais ou não de proteção na natureza; 3) grande parte dos animais da megafauna está próxima ao topo das cadeias alimentares, podendo sofrer mais intensamente efeitos de poluentes passíveis de bioacumulação e biomagnificação; 4) devido ao hábito altamente migratório de muitas espécies, são consideradas sentinelas de contaminação em larga escala.

Apesar das vantagens de se utilizar esses organismos como indicadores ambientais, a obtenção das informações sobre sua biologia e ecologia podem representar enormes desafios do ponto de vista científico, financeiro e logístico para programas de monitoramento. Seus hábitos migratórios implicam em grandes áreas de vida, o que exige métodos custosos e avançados de localização, coleta e observação. Devido ao seu baixo número na natureza, ao grau de vulnerabilidade ou ameaça a extinção e por razões éticas, os espécimes não podem ser capturados e sacrificados para análises, sendo que os estudos tem que ser baseados em observações a distância, coleta de tecidos proveniente de carcaças encalhadas na praia, capturas fortuitas para acoplar sistemas de rastreamento ou encontros ocasionais em praias e ilhas isoladas nos períodos de reprodução e nascimento.

Nesse contexto, visando obter respostas sobre o impacto do rompimento da barragem de Fundão no ambiente marinho, foi formada uma rede de quase 100 pesquisadores em 2016 no âmbito da Rede Rio Doce Mar. A rede abrange 20 diferentes metodologias de investigação científica realizadas por 11 diferentes laboratórios ou grupos de pesquisa sediados em nove diferentes instituições distribuídas em cinco estados do Brasil, desde o Rio Grande do Sul até a Bahia. Por razões gerenciais, essa rede foi estruturada em quatro subgrupos de trabalho (Tartarugas marinhas, Aves Marinhas, Cetáceos e Sobrevoos e Bioacústica).

Apesar da grande complexidade e diversidade de temas de investigação, foi definida uma estratégia de integração e perguntas básicas, a partir das informações geradas, a fim de produzir resultados

concretos a respeito dos possíveis impactos do evento ocorrido em novembro de 2015, sejam agudos ou crônicos.

As três questões básicas que a rede da Megafauna procurou abordar, as quais também norteiam os indicadores de impacto, foram as seguintes:

- 1) Será que após a chegada da lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão esses animais continuam utilizando a região da mesma maneira? As respostas estão sendo trazidas a partir da observação à distância com aviões e drones, rastreadores, pontos fixos, gravando seus sons e a partir de barcos.
- 2) O que os animais que chegam mortos encalhados nas praias, ou que sobem à praia para desovar podem nos contar sobre os efeitos de possíveis contaminações causadas pela lama em seus corpos ou seu modo de vida? As respostas estão sendo geradas a partir de um percurso diário pelas praias do Espírito Santo, onde tecidos são coletados das carcaças ou fêmeas reprodutoras, ovos e neonatos encontrados para a realização de análises laboratoriais.
- 3) Como os pescadores estão se relacionando com esses animais? Essa relação é positiva ou negativa? Como ela pode ser se alterada após o rompimento da barragem de Fundão? As respostas estão vindo de um diálogo orientado entre pesquisadores com pescadores.

Sendo assim, a estratégia de avaliação de impacto neste relatório segue uma lógica de apontar três níveis de assertividade nas conclusões. O nível mais alto é o das "evidências" que corresponde a situação na qual existem elementos concretos, ainda que não conclusivos, para apontar o impacto (ou a ausência deste) e a sensibilidade alta ou baixa da fauna a possíveis impactos derivados do evento. Em um nível mais baixo temos os "indícios" de impacto e sensibilidade. Nesse caso, há elementos que apontam em direção de uma resposta, a qual ainda não é suficientemente clara a conclusiva, mas merece maiores investigações. Por fim, existem estudos relativos a processos de longa duração que apresentam "potenciais" de respostas sobre os impactos crônicos, podendo ser concretizados mediante monitoramento de longo prazo (cinco a dez anos). Esses três níveis de assertividade podem ser divididos em categorias, em relação a origem dos dados, isto é, provenientes de estudos somente do período pré-impacto (dados pretéritos), estudos comparativos pré e pós impacto ou apenas de estudos pós-impacto.

Considerando os indicadores detalhados acima, esse documento objetiva sintetizar a informação proveniente de 18 dos 20 estudos com distintas metodologias de investigação da megafauna em andamento, procurando classificar os resultados obtidos nos diferentes níveis e categorias de indicadores de impacto por grau de assertividade e origem dos dados, sendo que apenas dois desses estudos, o de bioacústica e avaliação de habitats essenciais com ROV não estarão presentes neste relatório semestral devido à ausência de coletas suficientes para viabilizar uma sistematização de informações, estando de acordo com o calendário previamente estabelecido.

7.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

Os Quadro 26 e Quadro 27 mostram nomes, códigos, localidades e posições de, respectivamente locais e transectos das coletas de dados realizadas nesses primeiros seis meses de monitoramento. Na Figura 81, esses locais e transectos aparecem plotados em um mapa. É importante frisar que muitas amostragens do Anexo 6 não foram feitas em pontos fixos, mas em áreas ou linhas ou transectos de observação, que foram percorridos para localização de carcaças e observação de fauna.

Quadro 26: Localização dos pontos de coleta do Anexo 06 – Megafauna durante os primeiros seis meses de monitoramento do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).

Item	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
1	Foz do Rio Doce	FRD	Regência	-19,6547	-39,8264
2	Comboios	CBO	Rebio Comboios	-19,6839	-39,9059
3	Piraquê-Açu	PRQ	Coqueiral de Aracruz	-19,9406	-40,1350
4	Ponto 1 N Piraquê-Açu	1 N	Aracruz	-19,8769	-40,0837
5	Ponto 1 S Piraquê-Açu	1 S	Aracruz	-19,9553	-40,1492
6	Ponto 10 N Piraquê-Açu	10 N	Aracruz	-19,9473	-40,1500
7	Ponto 10 S Piraquê-Açu	10 S	Fundão	-20,0483	-40,1897
8	Ponto 11 S Piraquê-Açu	11 S	Serra	-20,0570	-40,1903
9	Ponto 12 S Piraquê-Açu	12 S	Serra	-20,0654	-40,1821
10	Ponto 13 S Piraquê-Açu	13 S	Serra	-20,1044	-40,1735
11	Ponto 2 N Piraquê-Açu	2 N	Aracruz	-19,8868	-40,0881
12	Ponto 2 S Piraquê-Açu	2 S	Aracruz	-19,9735	-40,1386
13	Ponto 3 N Piraquê-Açu	3 N	Aracruz	-19,8939	-40,0921
14	Ponto 3 S Piraquê-Açu	3 S	Aracruz	-19,9826	-40,1425
15	Ponto 4 N Piraquê-Açu	4 N	Aracruz	-19,9042	-40,0980
16	Ponto 4 S Piraquê-Açu	4 S	Aracruz	-19,9906	-40,1485
17	Ponto 5 N Piraquê-Açu	5 N	Aracruz	-19,9136	-40,0985
18	Ponto 5 S Piraquê-Açu	5 S	Aracruz	-20,0126	-40,1551
19	Ponto 6 N Piraquê-Açu	6 N	Aracruz	-19,9274	-40,1139
20	Ponto 6 S Piraquê-Açu	6 S	Fundão	-20,0221	-40,1600
21	Ponto 7 N Piraquê-Açu	7 N	Aracruz	-19,9320	-40,1218
22	Ponto 7 S Piraquê-Açu	7 S	Fundão	-20,0320	-40,1595
23	Ponto 8 N Piraquê-Açu	8 N	Aracruz	-19,9385	-40,1341
24	Ponto 8 S Piraquê-Açu	8 S	Fundão	-20,0371	-40,1744
25	Ponto 9 N Piraquê-Açu	9 N	Aracruz	-19,9431	-40,1423
26	Ponto 9 S Piraquê-Açu	9 S	Fundão	-20,0400	-40,1842
27	Ponto Barra Seca	Barra Seca	Pontal do Ipiranga-Linhares	-19,0984	-39,7197
28	Ponto Margem Norte Foz do Rio Doce	Pontal Norte do Rio Doce	Povoação - Linhares	-19,6524	-39,8150

Item	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
29	Ponto Margem Sul Foz do Rio Doce	Pontal Sul do Rio Doce	Regência - Linhares	-19,6530	-39,8178
30	Ponto Rio Riacho	Rio Riacho	Regência - Aracruz	-19,8318	-40,0585
31	Transecção Praia Norte Rio Doce	Transecto Pontal do Ipiranga - final	Pontal do Ipiranga - Linhares	-19,3384	-39,6917
32	Transecção Praia Norte Rio Doce	Transecto Povoação - início	Povoação - Linhares	-19,3384	-39,6917
33	Transecção Praia Norte Rio Doce (final)	Transecto Povoação - final	Povoação - Linhares	-19,6524	-39,8150
34	Transecção Praia Norte Rio Doce (início)	Transecto Pontal do Ipiranga - início	Pontal do Ipiranga - Linhares	-19,0984	-39,7197
35	Transecto Praia Sul Rio Doce (final)	Transecto de Regência - final	Regência - Aracruz	-19,8318	-40,0585
36	Transecto Praia Sul Rio Doce (início)	Transecto de Regência - início	Regência - Linhares	-19,6530	-39,8178
37	Foz do Rio Doce	CB-I	Terra Indígena de Comboios	-19,7206	-39,9611
38	Foz do Rio Doce	CB-F	Regência	-19,6525	-39,8166
39	Foz do Rio Doce	PV-I	Regência	-19,6520	-39,8146
40	Foz do Rio Doce	PV-F	Povoação - Linhares	-19,5409	-39,7631
41	Praia do Forte	PF-I	Mata de São João	-12,5818	-38,0124
42	Praia do Forte	PF-F	Mata de São João	-12,5459	-37,9831
43	Foz do Rio Piraquê-Açu	SC	Santa Cruz	-19,9534	-40,1405
44	Ilha de Coroa Vermelha	CV	APA Ponta Da Baleia/Abrolhos	-17,9570	-39,2191
45	Encalhe Sul_1	EAE_S1	Praia Marobá	-21,3014	-40,9580
46	Encalhe Norte_1	EAE_N1	Barra do Riacho	-19,8319	-40,0586
47	Encalhe Norte_2	EAE_N2	Guriri	-18,6118	-39,7291
48	Encalhe Norte_3	EAE_N3	Barra do Riacho	-19,8523	-40,0633
49	Encalhe Norte_4	EAE_N4	Regência	-19,6768	-39,8905
50	Encalhe Norte_5	EAE_N5	Meleiras	-18,6025	-39,7315
51	Encalhe Norte_6	EAE_N6	Pontal do Ipiranga	-19,6811	-39,9003
52	Encalhe Norte_7	EAE_N7	Conceição da Barra - ES	-18,5954	-39,7280
53	Encalhe Norte_8	EAE_N8	Comboios	-19,7628	-40,0096
54	Encalhe Sul_2	EAE_S2	Praia da Gamboa	-20,8903	-40,7654
55	Encalhe Sul_3	EAE_S3	Praia das Andorinhas	-21,1506	-40,8886
56	Encalhe Norte_9	EAE_N9	Regência	-19,6855	-39,9089
57	Encalhe Sul_4	EAE_S4	Praia de Itaparica	-20,3829	-40,3091
58	Encalhe Norte_10	EAE_N10	Urusuquara	-19,0887	-39,7205

Item	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
59	Encalhe Norte_11	EAE_N11	Guriri	-18,7485	-39,7474
60	Encalhe Norte_12	EAE_N12	Regência	-19,6623	-39,8531
61	Encalhe Norte_13	EAE_N13	Guriri	-18,8397	-39,7447
62	Encalhe Norte_14	EAE_N14	Urusuquara	-19,0056	-39,7312
63	Encalhe Norte_15	EAE_N15	Pontal do Ipiranga	-19,1372	-39,7144
64	Encalhe Norte_16	EAE_N16	Guriri	-18,7156	-39,7465
65	Encalhe Sul_5	EAE_S5	Praia de Laranjeiras	-20,1388	-40,1820
66	Encalhe Sul_6	EAE_S6	Praia do Sauê	-19,9261	-40,1128
67	Encalhe Sul_7	EAE_S7	Praia Porto Velho	-20,8286	-40,6324
68	Encalhe Norte_17	EAE_N17	Guriri	-18,7250	-39,7463
69	Encalhe Norte_18	EAE_N18	Urusuquara	-19,0330	-39,7286
70	Encalhe Norte_19	EAE_N19	Regência	-19,6547	-39,8259
71	Encalhe Norte_20	EAE_N20	Guriri	-18,8630	-39,7478
72	Encalhe Norte_21	EAE_N21	Pontal do Ipiranga	-19,2032	-39,7047
73	Encalhe Norte_22	EAE_N22	Pontal do Ipiranga	-19,2409	-39,6975
74	Encalhe Norte_23	EAE_N23	Pontal do Ipiranga	-19,1404	-39,7138
75	Encalhe Norte_24	EAE_N24	Pontal do Ipiranga	-19,1215	-39,7164
76	Encalhe Sul_8	EAE_S8	Praia de Laranjeiras	-20,1248	-40,1783
77	Encalhe Sul_9	EAE_S9	Praia da Marinha	-20,9999	-40,8079
78	Encalhe Sul_10	EAE_S10	Condomínio Potiguás	-20,0891	-40,1743
79	Encalhe Norte_25	EAE_N25	Povoação	-19,5707	-39,7766
80	Encalhe Norte_26	EAE_N26	Povoação	-19,4524	-39,7253
81	Encalhe Sul_11	EAE_S11	Praia de Itaparica	-20,4224	-40,3222
82	Encalhe Norte_27	EAE_N27	Urusuquara	-19,0831	-39,7212
83	Encalhe Sul_12	EAE_S12	Praia da Costa	-20,3480	-40,2836
84	Encalhe Norte_28	EAE_N28	Guriri	-18,8380	-39,7498
85	Encalhe Sul_13	EAE_S13	Praia da Areia Preta	-20,8334	-40,6961
86	Encalhe Norte_29	EAE_N29	Pontal do Ipiranga	-19,2570	-39,6941
87	Encalhe Norte_30	EAE_N30	Pontal do Ipiranga	-19,5077	-39,7484
88	Encalhe Norte_31	EAE_N31	Pontal do Ipiranga	-19,2895	-39,6892
89	Encalhe Norte_32	EAE_N32	Povoação	-19,5729	-39,7775
90	Encalhe Norte_33	EAE_N33	Itaúnas	-19,4082	-39,6950
91	Encalhe Norte_34	EAE_N34	Itaúnas	-19,3538	-39,6719
92	Encalhe Sul_14	EAE_S14	Praia da Costa	-20,3395	-40,2822
93	Encalhe Sul_15	EAE_S15	Praia Costa Azul	-20,0303	-40,1585
94	Encalhe Norte_35	EAE_N35	Guriri	-18,7435	-39,7470
95	Encalhe Norte_36	EAE_N36	Pontal do Ipiranga	-19,1348	-39,7147
96	Encalhe Sul_16	EAE_S16	Praia Falésias	-20,0717	-40,1762
97	Ponto Fixo_Piraqueçu A	EAMPF_PA	Santa Cruz	-19,9542	-40,1514
98	Ponto Fixo_Piraqueçu B	EAMPF_PB	Coqueiral de Aracruz	-19,9379	-40,1336

Item	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
99	Ponto Fixo_Regência A	EAMPF_RA	Regência	-19,6527	-39,8199
100	Ponto Fixo_Regência B	EAMPF_RB	Regência	-19,6544	-39,8268
101	Embarque_Extremo Sul_1	EAME_ES_1	Embarque 1 – out 2018	-19,9813	-40,0811
102	Embarque_Extremo Norte_1	EAME_EN_1	Embarque 1 – out 2018	-19,6605	-39,8069
103	Embarque_Extremo Sul_2	EAME_ES_2	Embarque 1 – nov 2018	-19,9626	-40,1166
104	Embarque_Extremo_Norte 2	EAME_EN_2	Embarque 1 – nov 2018	-19,6286	-39,7729
105	Embarque_Extremo Sul_3	EAME_ES_3	Embarque 1 – dez 2018	-19,9969	-40,0868
106	Embarque_Extremo Norte_3	EAME_EN_3	Embarque 1 – dez 2018	-19,5352	-39,7530
107	Embarque_Extremo Sul_4	EAME_ES_4	Embarque 2 – dez 2018	-19,9959	-40,0941
108	Embarque_Extremo Norte_4	EAME_EN_4	Embarque 2 – dez 2018	-19,5885	-39,7779
109	Embarque_Extremo Sul_5	EAME_ES_5	Embarque 1 – jan 2019	-19,9965	-40,0931
110	Embarque_Extremo Norte_5	EAME_EN_5	Embarque 1 – jan 2019	-19,6975	-39,7745
111	Embarque_Extremo Sul_6	EAME_ES_6	Embarque 2 – jan 2019	-19,9969	-40,0942
112	Embarque_Extremo Norte_6	EAME_EN_6	Embarque 2 – jan 2019	-19,5881	-39,7775
113	Embarque_Extremo Sul_7	EAME_ES_7	Embarque 1 – fev 2019	-19,9962	-40,0930
114	Embarque_Extremo Norte_7	EAME_EN_7	Embarque 1 – fev 2019	-19,6871	-39,7869
115	Embarque_Extremo Sul_8	EAME_ES_8	Embarque 2 – fev 2019	-19,9972	-40,0946
116	Embarque_Extremo Norte_8	EAME_EN_8	Embarque 2- fev 2019	-19,5892	-39,7755

Fonte: Autoria própria.

Quadro 27: Localização dos transectos do Anexo 06 – Megafauna durante os primeiros seis meses do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).

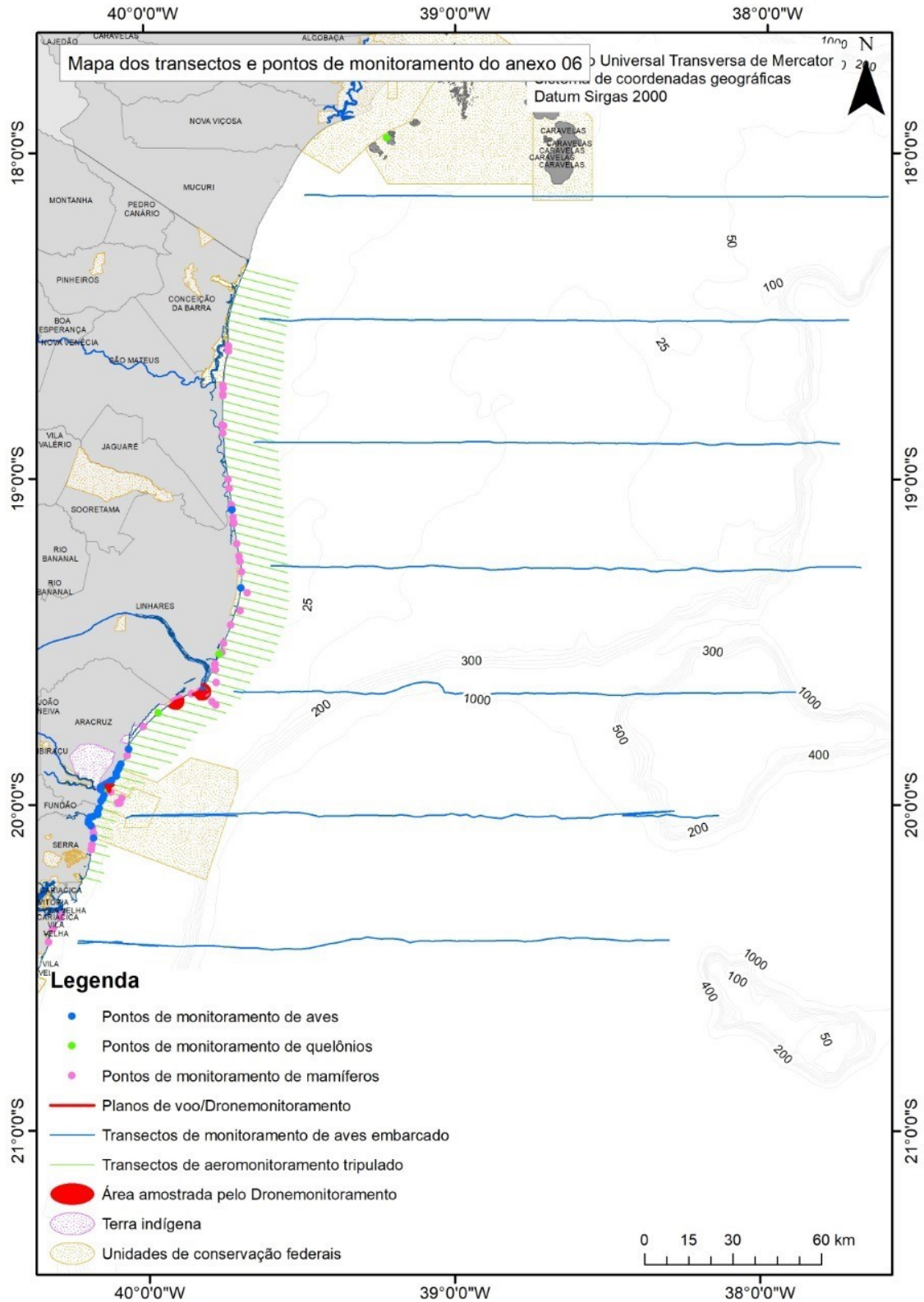
Transecto	Long. Start	Lat. Start	long. End	Lat. End	Tamanho (km)
Transecto S1-Piloto	-40,0685	-20,0430	-39,7066	-20,0377	38,05
Transecto S2-Piloto	-40,2273	-20,4243	-40,0833	-20,4229	15,10
Transecto TFOZ	-39,7168	-19,6553	-37,8393	-19,6540	199,72
Transecto TN1	-37,6890	-19,2724	-39,5945	-19,2705	201,31
Transecto TN2	-39,6480	-18,8907	-37,7614	-18,8929	199,13
Transecto TN3	-37,7336	-18,5127	-39,5612	-18,5158	207,50
Transecto TN4	-39,4825	-18,1332	-37,6093	-18,1332	198,25
Transecto TS1	-38,1450	-20,0355	-40,0520	-20,0349	236,04
Transecto TS2	-38,3036	-20,4181	-39,9677	-20,4357	228,79
1	-40,2050	-20,2243	-40,1535	-20,2371	5,57
2	-40,1919	-20,1993	-40,1408	-20,2123	5,52
3	-40,1857	-20,1725	-40,1462	-20,1826	4,27
4	-40,1824	-20,1452	-40,1228	-20,1601	6,45
5	-40,1751	-20,1191	-40,1288	-20,1308	5,02
6	-40,1730	-20,0913	-40,1217	-20,1043	5,55
7	-40,1861	-20,0601	-40,1131	-20,0784	7,90
8	-40,1022	-20,0529	-40,1619	-20,0377	6,47
9	-40,1524	-20,0124	-40,0969	-20,0265	6,01
10	-40,1430	-19,9866	-40,0830	-20,0015	6,49
11	-40,1349	-19,9601	-40,0537	-19,9807	8,79
12	-40,1274	-19,9342	-40,0391	-19,9564	9,56
13	-40,0974	-19,9137	-40,0088	-19,9360	9,60
14	-40,0879	-19,8874	-39,9975	-19,9104	9,81
15	-39,9627	-19,8915	-40,0713	-19,8641	11,77
16	-39,9210	-19,8735	-40,0579	-19,8389	14,84
17	-40,0533	-19,8119	-39,8992	-19,8508	16,70
18	-39,8740	-19,8291	-40,0341	-19,7887	17,35
19	-40,0130	-19,7662	-39,8575	-19,8053	16,86
20	-39,8355	-19,7826	-39,9886	-19,7440	16,59
21	-39,9630	-19,7225	-39,8075	-19,7618	16,87
22	-39,7724	-19,7425	-39,9339	-19,7014	17,53
23	-39,9008	-19,6819	-39,7434	-19,7216	17,07
24	-39,7233	-19,6983	-39,8608	-19,6639	14,91
25	-39,8099	-19,6483	-39,6963	-19,6771	12,33
26	-39,6783	-19,6536	-39,8017	-19,6224	13,40
27	-39,7893	-19,5974	-39,6654	-19,6287	13,44
28	-39,6552	-19,6031	-39,7766	-19,5727	13,17
29	-39,7657	-19,5475	-39,6388	-19,5793	13,77
30	-39,7548	-19,5221	-39,5971	-19,5618	17,11

Transecto	Long. Start	Lat. Start	long. End	Lat. End	Tamanho (km)
31	-39,5870	-19,5358	-39,7428	-19,4967	16,92
32	-39,7313	-19,4714	-39,5758	-19,5106	16,89
33	-39,5664	-19,4868	-39,7232	-19,4457	17,07
34	-39,5559	-19,4591	-39,7138	-19,4196	17,15
35	-39,7035	-19,3943	-39,5476	-19,4332	16,92
36	-39,6972	-19,3672	-39,5421	-19,4052	16,83
37	-39,5367	-19,3795	-39,6929	-19,3404	16,97
38	-39,6900	-19,3132	-39,5395	-19,3509	16,35
39	-39,6899	-19,2851	-39,5399	-19,3239	16,33
40	-39,6948	-19,2552	-39,5423	-19,2920	16,53
41	-39,7013	-19,2261	-39,5408	-19,2662	17,44
42	-39,7055	-19,1964	-39,5458	-19,2369	17,38
43	-39,7101	-19,1676	-39,5504	-19,2093	17,41
44	-39,5512	-19,1796	-39,7148	-19,1383	17,80
45	-39,7170	-19,1094	-39,5541	-19,1503	17,72
46	-39,7215	-19,0801	-39,5549	-19,1224	18,13
47	-39,7249	-19,0514	-39,5568	-19,0937	18,29
48	-39,7290	-19,0221	-39,5588	-19,0645	18,51
49	-39,7339	-18,9929	-39,5634	-19,0372	18,61
50	-39,7372	-18,9639	-39,5637	-19,0071	18,88
51	-39,7424	-18,9338	-39,5675	-18,9774	19,03
52	-39,7440	-18,9052	-39,5695	-18,9490	19,00
53	-39,7466	-18,8764	-39,5699	-18,9206	19,24
54	-39,7502	-18,8478	-39,5716	-18,8927	19,45
55	-39,7493	-18,8198	-39,5707	-18,8648	19,46
56	-39,7487	-18,7920	-39,5679	-18,8374	19,70
57	-39,7481	-18,7642	-39,5685	-18,8094	19,57
58	-39,7473	-18,7371	-39,5695	-18,7810	19,36
59	-39,7463	-18,7085	-39,5669	-18,7533	19,55
60	-39,7441	-18,6809	-39,5656	-18,7253	19,46
61	-39,7410	-18,6534	-39,5627	-18,6972	19,42
62	-39,7267	-18,6005	-39,5517	-18,6444	19,08
63	-39,7335	-18,6272	-39,5548	-18,6720	19,50
64	-39,7305	-18,5720	-39,5528	-18,6169	19,39
65	-39,7306	-18,5432	-39,5534	-18,5872	19,32
66	-39,7302	-18,5156	-39,5458	-18,5617	20,12
67	-39,7237	-18,4891	-39,5414	-18,5349	19,90
68	-39,7152	-18,4634	-39,5356	-18,5081	19,60
69	-39,7056	-18,4375	-39,5323	-18,4809	18,92
70	-39,6966	-18,4115	-39,5266	-18,4542	18,57
71	-39,6867	-18,3857	-39,5164	-18,4280	18,58

Transecto	Long. Start	Lat. Start	long. End	Lat. End	Tamanho (km)
72	-39,5047	-18,4045	-39,6748	-18,3618	18,57
74	-19,9913	-40,0680	-40,1371	-19,9738	7,48
75	-19,9687	-40,0461	-40,1435	-19,9439	10,56
76	-19,9496	-40,0116	-40,1089	-19,9251	10,53
77	-19,9215	-40,0029	-40,0904	-19,9006	9,45
78	-19,8983	-39,9896	-40,0820	-19,8750	10,02
79	-19,8801	-39,9524	-40,0632	-19,8518	12,01
80	-19,8611	-39,9131	-40,0579	-19,8246	15,69
81	-19,8391	-39,8848	-40,0446	-19,8003	17,27
82	-19,8172	-39,8645	-40,0234	-19,7771	17,23
83	-19,7932	-39,8497	-40,0010	-19,7553	16,40
84	-19,7725	-39,8192	-39,9758	-19,7335	16,97
85	-19,7517	-39,7900	-39,9489	-19,7119	17,23
86	-19,7330	-39,7572	-39,9183	-19,6915	17,49
87	-19,7078	-39,7340	-39,8829	-19,6724	16,09
88	-19,6877	-39,7084	-39,8356	-19,6560	13,79
89	-19,6655	-39,6831	-39,8062	-19,6352	13,33
Comboios	-19,6547	-39,8264	-19,6547	-39,8264	16,17
Foz do Rio Doce	-19,6839	-39,9059	-19,6839	-39,9059	16,17
Piraquê-Açu	-19,9406	-40,1350	-19,9406	-40,1350	8,09

Fonte: Autoria própria.

Figura 81: Mapa com a distribuição dos pontos e transectos de coleta realizados no âmbito do Anexo 6 – Megafauna, durante os primeiros seis meses de monitoramento do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental (PMBA).



Fonte: Autoria própria.

7.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

A seguir será apresentada uma lista de indícios, evidências e potenciais respostas sobre o impacto dos rejeitos de minério derivados do rompimento da barragem de Fundão sobre a megafauna marinha. Esses indícios foram extraídos na forma de citações literais (ou parcialmente editadas para melhor compreensão) dos 18 relatórios de monitoramento produzidos na seção 3 do relatório semestral. Ao final dos relatos será apresentada uma tabela síntese dos principais indicadores encontrados (Quadro 28). Todos os impactos relatados nesses documentos, sejam evidências, indícios ou potenciais se referem a impactos crônicos.

Quadro 28: Sumário dos indicadores de impacto dos rejeitos de mineração resultantes do rompimento da barragem de Fundão em 2015 identificados no Anexo 6 – Megafauna.

Resultado	Tipo de indicador	Origem dos dados	Grupo zoológico	Espécie(s) (nome vulgar/científico)	Ecosistema
Concentração de metais traço em aves marinhas em níveis aceitáveis em períodos anteriores a novembro de 2015	Evidência de não impacto	Pré desastre	Aves	Atobá (<i>Sula leucogaster</i>), rabo-de-palha, (<i>Phaeton aethereus</i>), petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>) e albatroz-de-nariz-amarelo, <i>Thalassarche chlororhynchos</i>	Costeiro/Oceânico
Populações de aves marinhas estáveis em períodos anteriores a novembro de 2015				Atobá (<i>Sula leucogaster</i>), rabo-de-palha, (<i>Phaeton aethereus</i>) e petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>)	
Sem alteração de dieta de uma espécie de ave marinha		Pré e pós desastre		Petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>)	
Saúde adequada de aves marinhas		Pós-desastre		Atobá (<i>Sula leucogaster</i>), rabo-de-palha, (<i>Phaeton aethereus</i>) e albatroz-de-nariz-amarelo, <i>Thalassarche chlororhynchos</i>	

Resultado	Tipo de indicador	Origem dos dados	Grupo zoológico	Espécie(s) (nome vulgar/científico)	Ecosistema
Contaminantes em cetáceos em níveis compatíveis com registros para a região			Cetáceos	Boto cinza (<i>Sotalia guianensis</i>)	Costeiro
Alteração do uso do habitat da ave Rabo-de-palha	Evidência de impacto	Pré e pós desastre	Aves	Rabo-de-palha, (<i>Phaeton aethereus</i>)	Costeiro/Oceânico
Alta incidência de encalhes de espécie de cetáceo criticamente ameaçada e presença de viroses que podem ser causadas por efeito de poluentes			Cetáceos	Boto cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) e toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>)	Costeiro
Uso da foz do Rio Doce como habitat preferencial de aves marinhas costeiras	Evidência de alta sensibilidade a impactos	Pós desastre	Aves	Várias (32 espécies)	Estuarino/Costeiro
Uso preferencial da área oceânica e costeira adjacente a foz do Rio Doce por aves marinhas				Várias (23 espécies)	Costeiro e oceânico
Uso preferencial da área adjacente à foz do Rio Doce pelo boto-cinza e presença de neonatos de baleia-jubarte			Cetáceos	Baleia jubarte (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	Costeiro

Resultado	Tipo de indicador	Origem dos dados	Grupo zoológico	Espécie(s) (nome vulgar/científico)	Ecosistema
Uso preferencial do boto cinza das nas regiões próximas à foz do Rio Doce para alimentação e associadas a pluma de sedimentos do rio				Boto cinza (<i>Sotalia guianensis</i>)	
Uso preferencial da área adjacente à foz do Rio Doce por espécie criticamente ameaçada de extinção (toninha) além de cetáceos e aves em geral		Pré e pós desastre	Cetáceos e aves	Várias espécies	Costeiro
Lesões oftalmológicas em tartarugas marinhas				Tartaruga cabeçuda (<i>Caretta caretta</i>)	
Diminuição na diversidade genética de tartarugas marinhas			Tartarugas marinhas	Tartaruga cabeçuda (<i>Caretta caretta</i>)	Costeiro
Diminuição do uso da foz do Rio Doce e do tamanho dos grupos do boto-cinza	Indício de impacto	Pré e pós desastre			Estuarino
Alterações na mortalidade e estrutura populacional do boto-cinza			Cetáceos	Boto cinza (<i>Sotalia guianensis</i>)	Costeiro

Fonte: Autoria própria.

7.3.1 Evidências de impacto ou não impacto

7.3.1.1 Evidências de não impacto a partir apenas de dados pré rompimento da barragem de Fundão

Concentração de metais traço em aves marinhas em níveis aceitáveis em períodos anteriores a novembro de 2015

As quatro espécies de aves marinhas objeto de monitoramento tiveram tecidos provenientes de coletas anteriores ao rompimento da Barragem de Fundão em Mariana analisados para metais essenciais e não essenciais (*Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus*, *Pterodroma arminjoniana* e *Thalassarche chlororhynchos*). Os valores de concentração encontrados nas amostras anteriores ao derramamento da barragem de Fundão não representam risco para as espécies, uma vez que não foram evidenciados sinais de intoxicação durante as coletas, embora o monitoramento das concentrações seja recomendado, a fim de constatar possíveis efeitos crônicos.

Populações de aves marinhas estáveis em períodos anteriores a novembro de 2015

Os dados genéticos obtidos para as três espécies de aves estudadas (*Phaethon aethereus*, *Sula leucogaster* e *Pterodroma arminjoniana*) antes do rompimento da barragem indicam uma estabilidade populacional, pois não houveram desvios no equilíbrio de Hardy-Weinberg. Portanto, pode-se constatar que antes do rompimento tais populações não mostraram indícios de algum efeito populacional que pudesse alterar sua composição genética, como forte seleção natural, alta migração de outras populações, ou efeitos de deriva genética causados por desbalanços no número de indivíduos ou eventos que poderiam alterar o número e composição de indivíduos nas populações de Abrolhos. Estas informações/conclusões são fundamentais para comparação e conclusões sobre eventuais problemas genético-populacionais no futuro, i.e.; pós-rompimento da barragem.

7.3.1.2 Evidências de não impacto a partir da comparação de dados pré e pós rompimento da barragem de Fundão

Sem alteração de dieta de uma espécie de ave marinha

A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio associada a modelos de mistura Bayesianos demonstraram que *Pterodroma arminjoniana* alimenta-se preferencialmente de lulas, mas também de insetos aquáticos, peixes e organismos gelatinosos. Os resultados da comparação entre os períodos pré e pós-rompimento mostraram que não houve alteração na composição da dieta de *P. arminjoniana*. Durante o período de pré-incubação, entre os meses de fevereiro e março, essas aves utilizam com maior frequência a região da costa do Espírito Santo e sul da Bahia. Os resultados das análises apenas do período pré-incubação corroboram que a dieta desta espécie manteve-se semelhante entre os períodos pré e pós-rompimento.

7.3.1.3 Evidências de não impacto a partir de dados pós rompimento da barragem de Fundão.

Saúde adequada de aves marinhas

De forma geral, as análises realizadas até o presente momento para as espécies *Sula leucogaster*, *Thalassarche chlororhynchos* e *Phaethon aethereus* nos abrolhos sugerem que os animais estão saudáveis, apresentando uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos, como esperado para aves piscívoras e carnívoras saudáveis. Não foram observados heterófilos imaturos, o que caracterizaria um desvio à esquerda (i.e., aparecimento de precursores leucocitários no sangue periférico) em resposta a processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Apenas um filhote apresentou quadro de basofilia relativa, no entanto, frequente em neonatos e filhotes que podem apresentar valores mais elevados deste tipo celular.

Contaminantes em cetáceos em níveis compatíveis com registros para a região

Todos os micropoluentes analisados (Hg, As, Cd, Mn, Cu, Fe, Zn, organoclorados e organobromados) foram detectados nas amostras, que no presente relatório referem-se apenas ao boto cinza, *Sotalia guianensis*. Chama atenção as concentrações de mercúrio observadas em dois que são elevadas para pequenos cetáceos de hábitos costeiros, porém as ocorrências foram em regiões distantes da foz do Rio Doce. Os valores médios das concentrações dos demais elementos-traço estão dentro do reportado na literatura, com exceção de indivíduos que apresentaram valores elevados no fígado e no rim, como por exemplo o Cd no rim de uma fêmea, e o Cu e o Zn no fígado de um filhote. Os valores médios encontrados nas concentrações dos compostos organoclorados PCB, DDT e HCB estão na mesma ordem de grandeza de regiões altamente impactadas da costa brasileira (Baía de Guanabara e Baixada Santista). Da mesma forma, os valores médios dos compostos organobromados de origem antrópica estão na mesma ordem de grandeza dos verificados na costa do Espírito Santo e do Rio de Janeiro, em estudos anteriores.

7.3.1.4 Evidências de impacto a partir da comparação de dados pré e pós rompimento da barragem de Fundão.

Alteração do uso do habitat de Rabo-de-palha

Concluimos que o Rabo-de-palha, *Phaethon aethereus* rastreada pré e pós rompimento da barragem teve o uso do habitat distinto, sendo que sua área de distribuição aumentou e mudou drasticamente a direção de forrageio em relação à colônia em Abrolhos. Antes forrageavam a sul/sudeste e após para norte/leste-nordeste. Aparentemente os indivíduos evitaram a área utilizada pela espécie em 2012, mostrando assim uma mudança no comportamento, que pode ser devido à contaminação da área antes utilizada, ou a variações sazonais normais.

Alta incidência de encalhes de espécie de cetáceo criticamente ameaçada e presença de viroses que podem ser causadas por efeito de poluentes.

A toninha (*Pontoporia blainvillei*), que consta na Lista Nacional Oficial das Espécies de Fauna Ameaçada de Extinção como “Críticamente em Perigo”, apresentou 12 indivíduos encalhados em apenas cinco meses, sendo um alerta preocupante, pois esta quantidade de animais mortos nesta fase crônica de monitoramento é quase quatro vezes superior aos encalhes da espécie na fase considerada aguda e acima de três vezes em relação à fase anterior ao acidente. Processos infecciosos foram atribuídos como segunda maior causa de mortalidade entre os cetáceos encalhados, compreendendo 10 registros (30%). É preocupante a detecção de evidências de enfermidades sabidamente relacionadas com imunodeficiência, como morbilivírus detectado na área de atuação do presente projeto (Figura 82).

Figura 82: Em A o *Sotalia guianensis* com ID EAE_S6 apresentando lesões ulcerativas e crônicas de pele com suspeita de morbilivírus (Crédito: ORCA). Em B e C outro *Sotalia* com ID EAE_N5 apresentou lesões epiteliais hipocrômicas e resultado de PCR positivo para morbillivírus (crédito: IBJ)



Fonte: IBJ.

7.3.2 Evidências de alta sensibilidade da megafauna ao impacto

7.3.2.1 Uso da foz do Rio Doce como habitat preferencial de aves marinhas costeiras

A abundância registrada em seis meses de amostragem com observação a partir da costa foi de 6.045 indivíduos, dos quais 63,1% (3.816) ocorreram concentrados junto à foz do Rio Doce, nos Pontais Norte e Sul, incluindo duas espécies ameaçadas de extinção. Os bancos de areia expostos durante a maré baixa na foz do Rio Doce favorecem a concentração de aves marinhas em repouso, oferecendo um local relativamente protegido do alcance de predadores, após um período de forrageio no mar. Além disso, as aves também forrageiam nas águas e margens do rio.

7.3.2.2 Uso preferencial da área oceânica e costeira adjacente a foz do Rio Doce por aves marinhas

As estimativas de abundância de aves a partir de transectos realizados em observação embarcada revelaram que a transecções em frente a foz do Rio Doce apresentou abundância de indivíduos totais bastante elevada (107 indivíduos). Aparentemente, as aves fazem uso da área próxima à Foz do Rio

Doce e áreas mais próximas adjacentes sem qualquer restrição, inclusive, são provavelmente atraídas para as áreas mais afetadas pelos resíduos do rompimento da barragem e utilizam essas áreas para alimentação. Sendo assim, o aporte de rios, como o Rio Doce, é uma importante contribuição para o aumento de produção primária nessas águas. Áreas mais produtivas concentram maior biomassa de peixes, que são itens alimentares dessas aves marinhas, atraindo-as para essas regiões.

7.3.2.3 Uso preferencial da área adjacente à foz do Rio Doce pelo boto-cinza e presença de neonatos de baleia-jubarte

Cerca de 80% das avistagens por embarcação de grupos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*), que na Lista Nacional Oficial das Espécies de Fauna Ameaçada de Extinção como “Vulnerável”, estavam localizadas num raio de 3km ao norte e principalmente ao sul da foz do Rio Doce, indicando o uso preferencial dessa região como habitat. Para a baleia-jubarte, *Megaptera novaeangliae*, das nove avistagens efetuadas, quatro foram de apenas um indivíduo e cinco avistagens de grupos, com dois indivíduos. Foi possível registrar a presença de indivíduos com filhotes (três grupos), que provavelmente representa uma mãe com seu filhote (Figura 83).

Figura 83: Dois indivíduos da espécie *Megaptera novaeangliae*, provavelmente mãe e filhote, registrados no mês de outubro de 2018, nas proximidades da monoboia em Regência-ES, a uma profundidade de 12 metros.



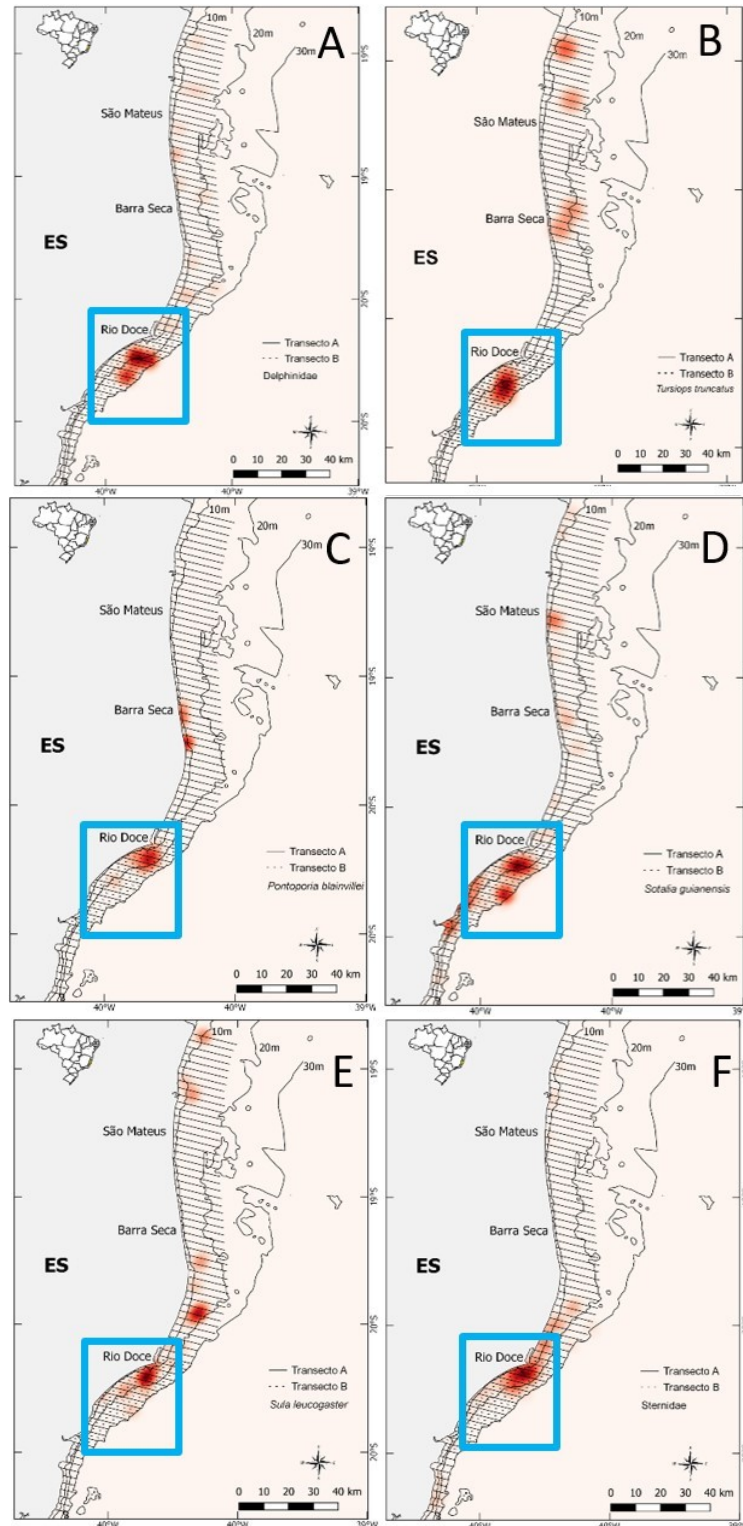
Fonte: Autoria própria.

7.3.2.4 Uso preferencial da área adjacente à foz do Rio Doce por espécie criticamente ameaçada de extinção (toninha) além de cetáceos e aves em geral

A partir das avistagens realizadas com aeronaves tripuladas é notória a existência de uma concentração da população de toninhas (cerca de 60%; ~450 animais) na área ao sul da barra do Rio Doce, bem como das demais espécies de cetáceos e aves avistadas. De acordo com a modelagem de dispersão da pluma com poluentes, esta área ao sul, é justamente onde ocorreu a maior concentração

do material tóxico imediatamente após o deságue (fase pulso) e onde permanece até o momento, afetando diretamente esta porção da população (Figura 84A a F). Dados pretéritos advindos de monitoramentos aéreos nos anos de 2018 (projeto Fundo Nacional para Biodiversidade) e 2012 (Projeto ICMBIO-MMA) realizados pela mesma equipe técnica corroboram o padrão de distribuição da toninha apresentado aqui, evidenciando uma forte consistência e preferência de habitat ao sul do Rio Doce e, conseqüentemente, maior impacto recebido, principalmente pelo primeiro pulso de deságue.

Figura 84: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de golfinhos pertencentes a família Delphinidae (A), Golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus* (B), Toninha, *Pontoporia blainvilliei* (C), Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (D), Atobá-marrom, *Sula leucogaster* (E) e aves marinhas pertencentes a família Sternidae (F) na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). O retângulo azul ressalta as áreas de maior concentração próximo a foz do Rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

7.3.2.5 Uso preferencial do boto cinza das nas regiões próximas à foz do Rio Doce para alimentação e associadas a pluma de sedimentos do rio

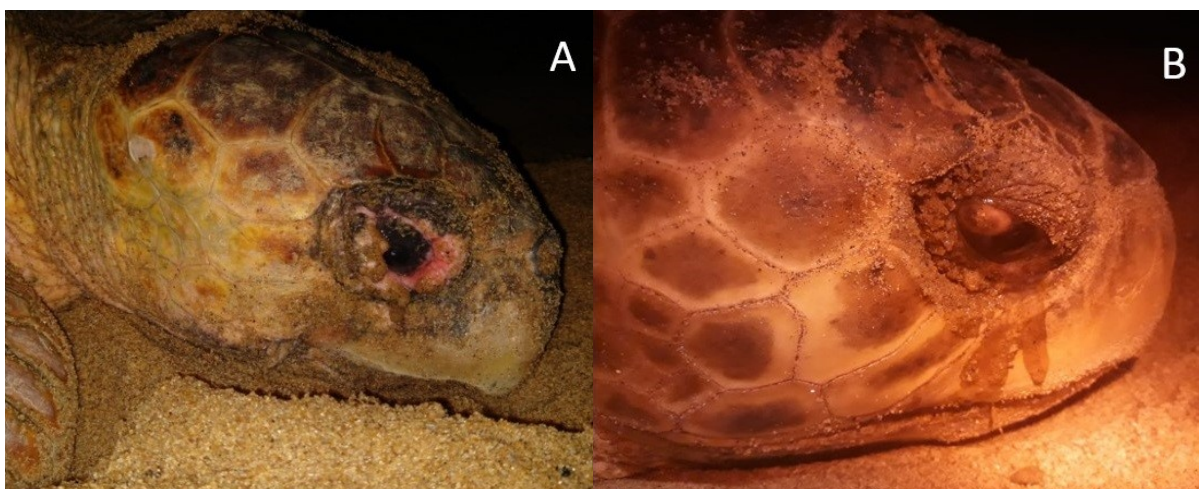
Os monitoramentos com drones mostraram que a média de densidade de mamíferos foi significativamente maior na Foz do Rio Doce do que em Comboios em 2019 e foi particularmente relevante nas áreas de incidência de pluma em janeiro e fevereiro deste ano. A densidade de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) foi significativamente maior na Foz do Rio Doce. O comportamento alimentar foi observado em mais de 90% dos registros fevereiro e março de 2019 em Comboios e manteve-se sempre acima de 30% na Foz do Rio Doce.

7.3.3 Indícios de impacto crônicos a partir de informações comparativas pré e pós rompimento da barragem de fundão

7.3.3.1 Lesões oftalmológicas em tartarugas marinhas

Durante a temporada reprodutiva de 2018-2019 na praia de Povoação, foram flagradas seis tartarugas da espécie *Caretta caretta* apresentando lesões oftalmológicas. Macroscopicamente, os animais apresentavam intensa hiperemia de mucosa conjuntiva e edema de pálpebras, associado ou não a lesões na córnea (Figura 85A e B), o que configura um quadro de blefaro-conjuntivite ou ceratoconjuntivite. Este quadro já havia sido relatado pela equipe do Projeto TAMAR na temporada reprodutiva 2017-2018, sem relatos anteriores. O achado de vários animais com lesões oculares semelhantes no mesmo sítio de desova levanta dúvidas sobre a existência de um outro agente causal ou fator predisponente no ambiente que pode estar relacionado com imunossupressão, o que por sua vez pode estar relacionada à exposição a metais pesados entre outros fatores. Além do mais, não houveram relatos desta doença nas *Caretta caretta* na Praia do Forte, BA, maior sítio de desova da espécie, onde também estamos monitorando.

Figura 85: Blefaroconjuntivite severa em *Caretta caretta* na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2017-2018 (A). Ceratoconjuntivite em *Caretta caretta* na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019 (B).



Fonte: Autoria própria.

7.3.3.2 Diminuição na diversidade genética de tartarugas marinhas

Observamos uma diminuição na diversidade genética da tartaruga cabeçuda *Caretta caretta* comparada com dados da literatura analisados antes do rompimento da barragem.

7.3.3.3 Diminuição do uso da foz do Rio Doce e do tamanho dos grupos do boto-cinza

Em estudo realizado em 2008 a estimativa de botos em Regência foi de 141 indivíduos, sugerindo ainda que alguns animais possuíam alto grau de residência no local. Esse baixo número de golfinhos avistados (com grupos menores) em Regência, para esse primeiro período do projeto, através de observação de ponto fixo pode ser um indicativo do efeito da chegada da lama rejeito na foz do rio Doce e um consequente deslocamento da população de botos-cinza que utilizava a área antes do acidente. No entanto, o período de monitoramento ainda foi curto para se realizar inferências mais aprofundadas sobre essa questão. Estudos realizados em 2008 e 2014 relataram agregações de nove a 70 indivíduos na região da foz do rio Doce, inclusive com adultos e imaturos em sua composição. Até o momento, os valores observados para os pontos fixos da foz do rio Doce e praia em Regência foram inferiores, tendo sido observados grupos de até seis indivíduos com apenas 1% de imaturos.

7.3.3.4 Alterações na mortalidade e estrutura populacional do boto-cinza

Os resultados preliminares sugerem que durante o período abrangido pelo relatório (outubro de 2018 a fevereiro de 2019) morreram mais indivíduos machos, jovens e uma maior proporção de imaturos do que relatado na literatura para a região (estudo realizado em período anterior ao rompimento, antes de 2013). Entretanto, cabe ressaltar que o período amostral ainda é curto e a inclusão indivíduos provenientes de novos encalhes ou daqueles indivíduos coletados nos três anos pós-rompimento permitirão uma avaliação mais consistente das alterações citadas.

7.3.4 Potenciais de respostas sobre impactos crônicos em estudos de longo prazo

7.3.4.1 Demografia e reprodução de aves marinhas

Os dados populacionais atuais revelam números bem menores para ambas as espécies de interesse, *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus*, e a continuidade da população relictual de *P. lepturus*, estas duas últimas espécies que requerem atenção por serem ameaçadas de extinção no Brasil. Atualmente, as contagens estão sendo realizadas de forma padronizada e nos picos reprodutivos das espécies. Portanto, a continuidade dos trabalhos nos próximos anos torna-se de fundamental importância para a definição de tendências das populações no arquipélago e verificação de indícios de existência ou ausência de impactos do desastre.

7.3.4.2 Variabilidade genética de cetáceos

Embora as amostras ainda não tenham sido suficientes para gerar os índices de diversidade genética e estruturação, com a inclusão de novos indivíduos (encalhes provenientes dos próximos meses de projeto) e a continuidade do monitoramento será possível realizar inferências a respeito da capacidade

das populações ocorrentes no litoral do Espírito Santo permanecerem no ambiente ao longo do tempo. Pequenas populações e de baixa diversidade genética estão mais susceptíveis a mudanças ambientais abruptas e a efeitos de atividades antrópicas. Estudos anteriores citam a existência de mais de uma população de *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo. Assim, será essencial um monitoramento de longo prazo e a inclusão das amostras coletadas antes do rompimento e nos três primeiros anos após o rompimento para avaliação do impacto na diversidade genética das diferentes populações de boto-cinza, que é a espécie que teve o maior número de encalhes registrados.

7.3.4.3 Histopatologias e microbiologia de cetáceos

Foram encontradas diversas alterações histopatológicas e alguns microrganismos nas amostras avaliadas. Contudo, o número de amostragem ainda é baixo para avaliações conclusivas. Dentre as amostras analisadas com alterações histopatológicas, os órgãos mais acometidos foram os pulmões, rins e fígado. Para a grande maioria dos espécimes não foi possível precisar a causa de morte, todavia, as lesões encontradas são passíveis de serem associadas à saúde dos animais e do ecossistema, uma vez que estes organismos pertencem ao topo de cadeia e conseqüentemente podem estar relacionadas a ações antropogênicas.

7.3.4.4 Isótopos estáveis em cetáceos

As coletas e processamentos iniciais foram realizados com o boto-cinza e as primeiras medidas isotópicas estão previstas para abril de 2019. Espera-se que a amostragem contemple mais de uma população de *Sotalia guianensis*, que estariam inseridas em teias tróficas distintas e serão reveladas pelas análises de isótopos estáveis. Os resultados de isótopos estáveis serão importantes para delimitação de populações ecológicas que se alimentam em áreas distintas e devem ter seus perfis de concentração de contaminantes analisados separadamente. Além da continuidade do monitoramento, reforça-se a importância da análise dos espécimes coletados antes do início do monitoramento do PMBA, pré e pós-rompimento. Adicionalmente, estão sendo coletadas amostras das presas preferenciais de *S. guianensis* na região estudada, que também serão analisadas para mensuração dos isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio. Assim, com o aumento do tamanho amostral ao longo da área de monitoramento e a inclusão das espécies de presas, será possível aprimorar a interpretação dos resultados de ecologia alimentar dos cetáceos no âmbito do monitoramento do PMBA, identificando possíveis variações sazonais ao longo dos anos.

7.3.4.5 Interação de pequenos cetáceos com a pesca

Como este relatório cobre apenas um período de seis meses de um projeto cuja concepção original era para ser um monitoramento de longo prazo, e considerando que os dados coletados cobrem apenas o cenário de verão, consideramos prematuro tentar tirar conclusões e fazer prognósticos com base nesta amostragem. Sendo assim, o entendimento é que é necessária a continuidade deste monitoramento, como originalmente planejado, para que possamos fazer uma avaliação mais realista da interação da pesca com pequenos cetáceos e buscar entender se e como a chegada dos rejeitos ao mar, em novembro de 2015, afetou esta dinâmica.

7.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

O presente documento procura fornecer uma síntese dos principais resultados encontrados em 18 relatórios técnicos que podem ser encontrados na Seção 3. Além da síntese, procurou-se organizar os resultados relevantes em categorias que foram chamadas de “indicadores”. É importante ressaltar que essa síntese dos resultados, bem como os indicadores e sua classificação refletem apenas a visão do coordenador do anexo a partir da leitura dos 18 relatórios da Seção 3. Seu conteúdo deve ser visto como uma tentativa de organizar a informação contida em quase 300 páginas de documentos técnicos, de forma que sejam mais facilmente compreendidas por um público mais amplo que os especialistas. De forma alguma sua leitura substitui o material presente nos relatórios da Seção 3, cuja consulta é altamente recomendada em qualquer situação.

Ainda que considerando o caráter preliminar dos resultados encontrados em apenas seis meses de monitoramento, foi possível encontrar para a Megafauna cinco possíveis evidências de não impacto, duas evidências de impacto, cinco evidências de alta sensibilidade da fauna a impactos e quatro indícios de impacto, totalizando 16 diferentes tipos de indicadores. Desse total, dois se referem a dados apenas do período pré-desastre, fornecendo uma valiosa base de informações para futuras comparações com os dados que estão sendo coletados e serão apresentados na próxima parcial semestral. Seis indicadores se referem somente a dados de período pós desastre, os quais, embora tenham menor assertividade em determinar as alterações ocorridas devido ao acidente, representam oportunidades de mostrar padrões de alteração temporais, podendo corroborar com outros estudos simultâneos que possuem dados do período pré-desastre. Oito indicadores apresentam dados comparativos pré e pós-desastre, representando um alto potencial de fornecer em curto prazo respostas mais concretas sobre os impactos ocorridos. Por fim, foram identificados cinco potenciais indicadores de impacto, os quais ainda não apresentaram as condições necessárias para fornecer respostas mesmo que preliminares sobre o impacto, seja pelo pouco tempo de acúmulo de informações, ou pelo andamento do processamento e análise de amostras.

A grande riqueza de possíveis indicadores de impacto revelada pelo trabalho realizado pelo grupo Megafauna pode ser contrastada com um grande número de incertezas e limitações da interpretação dos resultados iniciais do projeto, as quais aparecem de maneira quase unânime nos relatos dos pesquisadores nos documentos específicos da Seção 3. Grande parte da megafauna é composta de organismos de vida longa, não sendo incomum termos espécies que vivem várias décadas até mais de um século. Além disso, são espécies que em geral percorrem grandes distâncias e ocupam grandes áreas ao longo de seu ciclo vital, estando sujeitos a diversas perturbações, sejam antrópicas ou naturais. Além disso, a posição de topo de cadeia alimentar desses organismos tem como consequência uma abundância numérica bastante baixa, dificultando a obtenção de amostras em número suficiente para tratamentos quantitativos mais sofisticados. Todos esses fatores isso implicam em processos fisiológicos mais lentos, baixas amostragens e manifestação de possíveis impactos ao longo de um grande período. Sendo assim, torna-se bastante prematura, de fato, a obtenção de respostas conclusivas em apenas seis meses de monitoramento. Os indicadores apresentados

apontam na direção de respostas importantes que podem ser obtidas ao longo de um monitoramento de longo prazo, definido pela maioria dos pesquisadores da rede como sendo de cinco a dez anos, no mínimo.

Além das limitações de tempo para obtenção de respostas satisfatórias, um fator que trouxe muitos prejuízos ao andamento das atividades da rede da megafauna foi o atraso excessivo, alheio a vontade da rede, para que os pesquisadores tivessem autorização para obter amostras do Programa de Monitoramento de Praias, fonte da coleta de tecidos das carcaças de animais encalhados o que proporcionaria uma quantidade bem mais satisfatória, ou pelo menos mínima de informações sobre o grau de contaminação da megafauna. Com exceção dos dados de cetáceos que conseguiram obter algumas amostras por ter uma rede parceiros de monitoramento de encalhes vinculados ao projeto, resultados a respeito de contaminação de metais traço em aves e tartarugas, por exemplo, não foram possíveis de serem obtidos ou os foram apenas preliminarmente e nos últimos meses de trabalho.

De uma forma geral, as metodologias executadas pela rede de megafauna foram consideradas adequadas e bastante abrangentes. Houve algumas sugestões de ampliações pontuais de área de estudo, para melhorar o entendimento de alguns fenômenos e introduzir novos procedimentos de coletas de dados, sobretudo para entender melhor os processos infecciosos que podem estar relacionados a fatores imunossupressores (ver detalhes na Seção 3). No entanto, mesmo considerando a grande amplitude de enfoques metodológicos adotados pela rede nessa primeira fase, não houve tempo para que fosse avaliado a contento a aplicação e os resultados que cada uma desses enfoques podem gerar a ponto de permitir a definição de seu descarte para uma próxima fase do monitoramento.

Dentre os 11 indicadores de impacto elencados (uma vez que 5 deles figuram nesse momento como indicadores de não impacto) 81% ou nove deles se referem a alteração de habitat, sensibilidade ao habitat mais impactado devido ao uso muito intenso ou processos infecciosos incomuns derivados de uma provável imunossupressão. Os resultados mostraram uma impressionante convergência de informações de vários relatórios apontando que a foz do Rio Doce e a porção sul é uma importante área de vida, refúgio e alimentação de muitos representantes da megafauna marinha. No caso de aves e cetáceos, esse uso parece estar mais relacionado a áreas de descanso e alimentação. No caso de tartarugas marinhas, a área figura como o segundo maior sítio de desova de duas espécies. De fato, a região no entorno a foz de grandes rios é conhecida por ser um grande agregador de fauna, atraindo espécies em diversas fases da vida, incluindo nascimento, desenvolvimento e reprodução o que pode ser relacionado importantes processos de fornecimento e retenção de nutrientes minerais e matéria orgânica que acabam estruturando cadeias tróficas com grande quantidade de energia (BAKUN 1996, MANN & LAZIER 2006). Processos infecciosos derivados de imunossupressão têm sido descritos com cada vez mais frequência na literatura e relacionados a poluentes (JONES 2000, O'HARA & O'SHEA 2001, KOMOROSKE et al. 2011, SILVA et al. 2016).

7.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conjunto de informações apresentadas neste documento mostra que os estudos de megafauna podem permitir a obtenção de respostas conclusivas e relevantes sobre o impacto do rompimento da barragem de Fundão em 2015, seja pela abrangência de enfoques metodológicos que estão sendo executados, pela amplitude e qualidade da rede de pesquisadores formada e pelas peculiaridades e relevância dos grupos animais estudados, seja para a sociedade como um todo, seja para políticas públicas de conservação da natureza.

Embora a grande diversidade de metodologias empregadas pode ter representado um obstáculo à formação da rede e sua implementação, essa característica tem trazido uma maior consistência às conclusões que podem ser obtidas de maneira integrada, visto que tem ocorrido corroboração de resultados provenientes de grupos de trabalhos diferentes, como o que ocorreu nessa primeira parcial com o uso extensivo do habitat costeiro e estuarino por várias espécies e grupos da megafauna.

Espera-se que na parcial anual desse estudo, os dados de distribuição e abundância da fauna possam ser muito melhor interpretados e fornecer indicadores mais precisos de possíveis impactos da lama de rejeito de mineração no ambiente marinho, visto que as contribuições oriundas dos estudos sobre contaminantes (Anexo 1) e características do ambiente físico e biológico (Anexo 3) tem potencial de fornecer um mapeamento detalhado das áreas mais impactadas, isto é, onde houve maior acumulação da lama de rejeitos e onde esta pode ter afetado de maneira mais intensa grupos da fauna e flora de níveis tróficos inferiores, que em parte são fontes alimentares para a megafauna marinha.

Apesar de não integrarem a lista de 16 indicadores de impacto nessa primeira parcial semestral do estudo, estudos de ecologia trófica, genética e contaminantes (os quais puderam apresentar dados parciais e limitados nessa primeira fase) tem um alto potencial de fornecer respostas robustas sobre a estabilidade das populações e efeitos crônicos diretos da lama de rejeitos em longo prazo.

Estudos de interação com a pesca mostraram-se importantes ferramentas para demonstrar a importância do conhecimento tradicional ou local e sua integração com o conhecimento científico. A parceria entre ambos tipos de conhecimento tem se mostrado cada vez mais importante para a solução dos problemas humanos.

7.6 REFERÊNCIAS

- BAKUN, A. 1996. Patterns in the Ocean. Ocean Processes and marine population dynamics. California Sea Grant College System, 322p.
- JONES, T. C.; HUNT, R. D.; KING, N. W. 2000. Patologia Veterinária. 6ed. São Paulo, Manole. 1415p.
- KOMOROSKE, L. M. et al. 2011. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, v. 84, n. 5, p. 544–552. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.023>>.
- MANN K.H., LAZIER J.R.N. 2006. Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans. Balckwell Publishing 3rd ed., 493p.
- O'HARA, T.M.; O'SHEA, T.J. 2001. Toxicology. In: CRC Handbook of Marine Mammal Medicine (Eds.: Dierauf, L.A. & Gulland, F.M.D.). CRC Press, Boca Raton. Pp. 471-520.
- SILVA, C. C.; KLEIN, R. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A. 2016. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, v. 170, n. 1, p. 42-51.

8 ANEXO 7 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA ECOLOGIA E GENÉTICA DE PEIXES DULCÍCOLAS

As coletas do Anexo 7 dulcícola, foram iniciadas em outubro de 2018 e até o momento foram analisados dados de seis meses de coletas. Ao todo, foram coletados 19.154 espécimes e uma biomassa de 71,6 kg. Foram amostradas 58 espécies, representadas por 12 ordens, pertencentes a 28 famílias, sendo que 18 espécies são exóticas e 40 são nativas. Cinquenta e quatro espécies são de ampla distribuição no Rio Doce e em bacias adjacentes e três são endêmicas da bacia (*Australoheros sp.*, *Prochilodus vimboides* e *Astyanax sp.* 1).

Dados pretéritos levantados com base em literatura, pela equipe do Anexo 7, indicavam o registro de 138 espécies para a referida bacia, dentre estas 35 eram exóticas e até o momento foram coletadas 14. Das 58 espécies coletadas, 14 foram encontradas pela primeira vez na bacia, sendo 10 nativas (*Genidens genidens*, *Genidens sp.*, *Pomadasys ramosus*, *Microcambeva cf. barbata*, *Achirus cf. mucuri*, *Caranx bartholomeai*; *Australoheros sp.*, *Cichlasoma sp.*, *Elops saurus*, *Michrophis lineatus*) e quatro exóticas (*Metynnis lippincottianus*, *Pterigoplichthys etentaculatus*, *Pygocentrus piraya*, *Megaleporinus elongatus*).

Em termos de abundância relativa em peso, as espécies mais representativas foram *Pachyurus adspersus*, *Pimelodus maculatus* e *Geophagus brasiliensis*. Já *Poecilia vivipara*, *Oreochromis niloticus* e *Awaous tajacica* destacam-se como as mais abundantes em número de indivíduos. Nos oito pontos amostrados houve o predomínio de espécies nativas, porém, nos pontos 1 e 8 a biomassa de espécies exóticas foi maior quando comparado aos demais pontos. O Ponto 7, que é caracterizado como um ambiente de riacho e os pontos 6 e 5 ambientes lacustres, apresentaram um predomínio numérico e de biomassa de espécies nativas. Esta tendência também foi observada para os pontos 3 e 4 que estão localizados na calha do Rio Doce. Neste momento levanta-se a hipótese de que os pontos na calha do rio que estão próximos a afluentes possuem o predomínio numérico e de biomassa de espécies nativas, pois estes ambientes funcionariam como drenos para a calha do rio.

O DNA *barcode* revelou sequências idênticas para *Pygocentrus piraya* e *Pygocentrus nattereri*. Este resultado pode ser interpretado como uma possível hibridização entre estas espécies de piranha. No caso da espécie *Geophagus brasiliensis* os resultados apontaram 5,5% de divergência genética entre as populações do alto e baixo Rio Doce, o que evidencia que a espécie é na verdade um complexo de espécies, indicando existir na bacia do Rio Doce, pelo menos duas espécies desse gênero.

Foram analisados 1.462 estômagos pertencentes a 38 espécies, sendo identificados 57 itens alimentares e 23 categorias alimentares. A maioria das espécies pertence às guildas de carnívoros e insetívoros. Apenas sete espécies foram classificadas como detritívoras (*Poecilia vivipara*, *Oreochromis niloticus*, *Awaous tajacica*, *Mugil curema*, *Hypostomus affinis*, *Pterigoplichthys etentaculatus*, *Hypostomus luetkeni*). Estes resultados preliminares sugerem que existe um declínio de

espécies que consomem itens da base da cadeia trófica (detritívoros, algívoros) e que neste ambiente aquático impactado, as espécies de metade a topo de cadeia são favorecidas.

Após os seis meses de coletas mensais, observou-se que a assembleia de peixes está ameaçada pelos efeitos conjuntos das alterações de ambiente (barragens), exóticos e poluição. Que o número de espécies detritívoras/raspadoras está abaixo do esperado pelas teorias ecológicas existentes. E, esta amostragem de seis meses, que cobre a estação chuvosa, demonstra que ainda não conhecemos muito bem a assembleia de peixes desta região. A assembleia de peixes representa pouco mais que a metade da ictiofauna registrada na bacia do Rio Doce.

Para evitar viés amostral causado por efeitos especiais, que acontecem com frequência desconhecida, mas superior aos ciclos anuais, as amostragens mensais devem continuar por períodos bem mais longos que os 16 meses iniciais. Além disso, a heterogeneidade ambiental encontrada fora da calha revelou-se muito importante e seria recomendável substituir o Ponto 08 por outro ponto em córrego, além de incorporar mais um ponto no reservatório da UHE Mascarenhas. Essa adaptação contemplaria a diversidade ambiental de forma mais equilibrada.

9 ANEXO 7 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA ICTIOFAUNA E CARCINOFAUNA ESTUARINA E MARINHA

9.1 INTRODUÇÃO

O presente documento descreve os seis primeiros meses do “Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I”, balizado pelo TR 4 – Anexo 7” que objetiva retratar os possíveis efeitos da lama de rejeitos de minério, proveniente da ruptura da barragem de Fundão, Mariana/MG sobre a ictiofauna e carcinofauna das regiões dulcícolas, estuarinas e costeiras, adjacentes à foz do rio Doce.

Além dos efeitos agudos causados instantaneamente após o rompimento da barragem, como por exemplo, o soterramento e asfixia de organismos, vários outros impactos crônicos são esperados à medida que o tempo passa e a lama se dispersa no ambiente (Kossoff et al., 2014). Dentre os possíveis impactos esperados sobre a ictiofauna e carcinofauna dos ecossistemas aquáticos estudados destacam-se redução do número de categorias tróficas, menores diversidade e riqueza (Viana & Lucena-Frédou, 2014), mudanças no número de espécies por guilda, mudança na abundância das espécies mesmo que a composição não mude (Cabral et al., 2001), aumento da dominância de poucas espécies, maior número de espécies estuarinas residentes (Harrison & Whitfield, 2004), entre outros. Esperam-se também mudanças no nível de populações, como diminuição na abundância, biomassa, alterações no ciclo reprodutivo (local e época de desova, por exemplo), alterações no crescimento e recrutamento, mudanças no comportamento e hábito alimentar dos indivíduos, alterações fisiológicas dos organismos, acúmulo de metais pesados, uso de habitats, entre outros. Embora o efeito de tais impactos diminua ao longo do tempo, a ressuspensão de sedimentos causada por condições extremas de chuva, vento, massas d’água, resulta em um aumento intermitente da concentração de poluentes na coluna d’água dos ambientes afetados (Hatje et al. 2017).

Ictiofauna e carcinofauna constituem importantes recursos pesqueiros, compondo grande parte da biomassa produzida em estuários e áreas adjacentes e, desta forma, diversos aspectos das comunidades e populações de peixes e crustáceos podem refletir mudanças nos habitats. No entanto, a carência de dados pretéritos ao rompimento pode limitar a completa avaliação da extensão do impacto causado por um desastre desta magnitude (Magris et al. 2019).

Ainda, considerando que o rompimento de barragens pode translocar grandes quantidades de sedimento particulado a longas distancias e que acabam se dispersando e acumulando em águas costeiras (Magris et al. 2019), faz-se necessário o monitoramento não só da área diretamente impactada, mas também das áreas adjacentes. Apesar de a pluma de rejeitos ter se deslocado majoritariamente para o sul, atingindo até o estado do Rio de Janeiro, sabe-se também que a Reserva Extrativista de Cassurubá e o Parque Nacional dos Abrolhos, também foram atingidos (MMA/ICMBio, 2017) confirmando sua dispersão setentrional e a necessidade de monitoramento destes ambientes. Desta forma, espera-se ao longo deste monitoramento caracterizar, integrar e descrever informações

sobre os aspectos ecológicos de peixes e crustáceos nas áreas estuarinas e marinhas adjacentes aos rios Doce (área diretamente afetada), Piraquê-Açu, Ipiranga, São Mateus e Caravelas (indiretamente afetadas) pelo pela lama de rejeitos de minério resultantes do rompimento da barragem de Fundão (Mariana/MG).

Sendo assim, este anexo tem o objetivo geral de descrever aspectos ecológicos de peixes e crustáceos marinhos (incluindo peixes recifais). O presente documento apresenta resultados preliminares (primeiros seis meses) deste monitoramento, espacial e temporalmente (quando possível), a partir de três perspectivas ecológicas: população, comunidade e relação das espécies com o habitat. As populações estão sendo avaliadas quanto a frequência de ocorrência, abundância, biomassa e tamanho dos indivíduos. Além disso está sendo realizada a prospecção de espécies para o desenvolvimento de estudos dirigidos de ecologia trófica e aspectos reprodutivos que ocorrerão nos próximos anos, conforme previsto no Termo de Referência. As comunidades estão sendo avaliadas quanto à riqueza, dominância e diversidade. Para a relação entre espécies e habitat, foram selecionadas espécies com importância ecológica e/ou econômica na região, para o monitoramento do uso de habitats através da telemetria e da microquímica de otólitos. Também estão sendo analisados o fluxo de larvas/recrutas e juvenis/adultos de peixes de modo a inferir aspectos da conectividade entre estuários e ambientes marinhos adjacentes.

Após seis meses de monitoramento, neste documento são apresentados os resultados mais relevantes obtidos durante o PMBA. É apresentada a composição das comunidades e populações de peixes e crustáceos, além de serem apontadas algumas variações mensais nos descritores da comunidade (abundância, riqueza e biomassa). Ainda com dados preliminares, na região do rio Doce, é descrita a utilização de habitat por *Centropomus parallelus*, o robalo, uma espécie de interesse comercial. Subprojetos que descreverão a genética de populações e microquímica de otólitos ainda estão em fase de processamento de amostras, conforme previsto no plano de trabalho.

9.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

O Quadro 29 apresenta a lista das estações amostradas no presente projeto.

Quadro 29: Coordenadas geográficas (UTM) dos pontos das amostragens preliminares do “Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I” que compõem o Anexo 7 (marinho), entre outubro/2018 e março/2019.

Nome da estação	Código da estação	Localidade	Northing	Easting
Rio Doce1UFES	1U	Rio Doce	7828474.98	414163.97
Rio Doce2UFES,CEUNES	2U,C	Rio Doce	7827432.48	414305.43
Rio Doce3UFES,CEUNES	3U,C	Rio Doce	7825015.87	416400.80
Rio Doce4UFES	4U	Rio Doce	7823486.71	418255.43

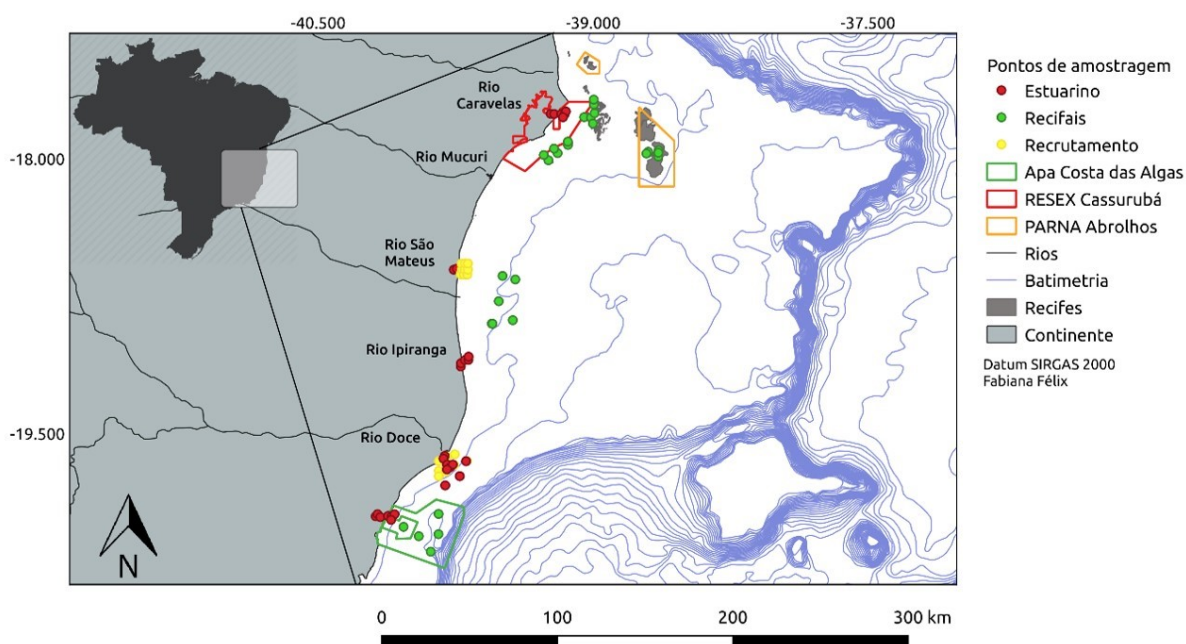
Nome da estação	Código da estação	Localidade	Northing	Easting
Rio Doce5UFES	5U	Rio Doce	7825087.97	419689.13
Rio Doce6UFES	6U	Rio Doce	7822092.77	416306.72
Piraquê-açu0UFES	PA0,U	Piraquê-açu	7793544.12	375820.89
Piraquê-açu1UFES	PA1,U	Piraquê-açu	7794813.12	376859.18
Piraquê-açu3UFES	PA3,U	Piraquê-açu	7793804.63	382854.72
Piraquê-açu4UFES	PA4,U	Piraquê-açu	7793145.76	385880.75
Piraquê-açu5UFES	PA5,U	Piraquê-açu	7794245.61	387912.89
Piraquê-açu6UFES	PA6,U	Piraquê-açu	7791214.41	385051.24
Rio Doce3CEUNES	RD3	Rio Doce	7825335.53	416011.97
Rio Doce7CEUNES	RD7	Rio Doce	7818067.36	423183.39
Rio Doce8CEUNES	RD8	Rio Doce	7827149.66	426780.40
Rio Doce9CEUNES	RD9	Rio Doce	7812446.57	414892.96
São Mateus1CEUNES	SM1	São Mateus	7942784.13	419730.27
São Mateus2CEUNES	SM2	São Mateus	7944021.67	421469.69
São Mateus3CEUNES	SM3	São Mateus	7942554.30	424658.71
São Mateus4CEUNES	SM4	São Mateus	7941976.92	426801.80
São Mateus5CEUNES	SM5	São Mateus	7943852.54	426939.52
São Mateus6CEUNES	SM6	São Mateus	7939868.39	426499.92
Ipiranga1CEUNES	IP1	Ipiranga	7884330.75	423975.83
Ipiranga2CEUNES	IP2	Ipiranga	7886343.42	424030.33
Ipiranga3CEUNES	IP3	Ipiranga	7888263.01	425859.70
Ipiranga4CEUNES	IP4	Ipiranga	7888323.94	427855.04
Ipiranga5CEUNES	IP5	Ipiranga	7890303.77	427957.34
Ipiranga6CEUNES	IP6	Ipiranga	7886349.57	427820.60
Caravelas1CEUNES	CA1	Caravelas	8037426.18	475429.05
Caravelas2CEUNES	CA2	Caravelas	8037458.42	477600.86
Caravelas3CEUNES	CA3	Caravelas	8036470.06	480915.06
Caravelas4CEUNES	CA4	Caravelas	8036270.26	482865.85
Caravelas5CEUNES	CA5	Caravelas	8037622.60	484435.15
Caravelas6CEUNES	CA6	Caravelas	8034506.25	483854.93
Área 1	A1	Norte de Abrolhos e Royal Charlotte	8026873.00	477006.00
Área 2	A2	Sul do banco dos Abrolhos	8011458.00	455556.00
Área 3	A3	Plataforma estreita entre Linhares e Piúma	7757055.00	376641.00
Área 4	A4	Marataízes e norte do RJ	7665784.00	317474.00
Área 5	A5	Região Sul do RJ	7411446.00	545107.00
Impacto	CAI	APA Costa das Algas	7777822,00	379516,00
Controle 1	ESC1	Recifes Esquecidos	7939121,35	447820,21
Controle 2	RCC2	Recifes do Cassurubá	8009056,39	474117,50
Controle 3	PAC3	Parcel das Paredes	8035127,26	494710,70

Nome da estação	Código da estação	Localidade	Northing	Easting
Controle 4	ABC4	PARNA de Abrolhos	8013672,27	531839,30
Light Trap Impacto 1	LTI	Rio Doce	7828145.00	418951.00
Light Trap Controle 1	LTC1	Rio Piraquê-Açu	7794216.00	384185.00
Light Trap Controle 2	LTC2	Rio São Mateus	7942247.08	427561.73
Light Trap Controle 3	LTC3	Rio Mucuri	7999257.60	449049.44
Rio DoceMO1	RDMO1	Rio Doce	7826781.00	414116.00
Rio DoceMO2	RDMO2	Rio Doce	7827135.00	414245.00
Rio DoceMO3	RDMO3 </td <td>Rio Doce</td> <td>7827748.00</td> <td>414641.00</td>	Rio Doce	7827748.00	414641.00
Rio DoceMO4	RDMO4	Rio Doce	7827462.00	413845.00
Rio DoceMO5	RDMO5	Rio Doce	7827241.00	413904.00

Fonte: Autoria própria.

A Figura 86 mostra a distribuição dos pontos de amostragem.

Figura 86: Mapas com os pontos das amostragens do monitoramento proposto pelo Anexo 7 (Subprojeto Estudo e monitoramento da ictiofauna e carcinofauna marinhas), entre outubro/2018 e março/2019. Podem ser observados os pontos de localizados nos estuários e áreas marinhas adjacentes, além daqueles onde se realizam censos visuais para a descrição da ictiofauna recifal. Além disso, são mostrados os pontos de amostragens de recrutamento.



Fonte: Autoria própria.

Figura 87: Áreas de uso (através do método KUD - Kernel Utilization Distribution 50%) e áreas de vida (KUD 95%) dos indivíduos de *Centropomus parallelus* (robalo-peva), rastreados com telemetria ativa (n = 6), durante o período de 14 a 23 de março de 2019, na foz do rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

9.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

No período a que se refere este documento (outubro/2018 a março/2019), a ictiofauna e carcinofauna estuarinas foram estudadas em cinco áreas, compondo um gradiente de impacto em relação ao rio Doce (município de Linhares/ES). Ao Sul deste foi estudado o estuário do rio Piraquê-Açu (Aracruz/ES), enquanto ao norte foram estudados os rios Ipiranga (São Mateus/ES, distrito de Urussuquara), São Mateus (Conceição da Barra/ES) e Caravelas (Caravelas/BA). Considerando que apenas a estação chuvosa foi amostrada, maior ênfase será dada na descrição espacial.

O ano 1 do monitoramento da ictiofauna e carcinofauna marinhas nos estuários objetiva o avanço no conhecimento da sua composição e aspectos ecológicos, visando eleger espécies que possam constituir indicadores a serem utilizados nos estudos dirigidos dos anos seguintes, uma vez que pouca informação pretérita ao desastre está disponível.

Uma vez ao mês, as áreas estuarinas e marinhas adjacentes foram amostradas empregando-se arrastos de fundo com portas e os resultados compilados são apresentados de sul para norte. No total, foram capturadas 183 espécies de peixes, distribuídas em 56 famílias. Os totais capturados encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10: Total parcial (de outubro/2018 a março/2019) de riqueza de espécies (S), número de famílias, abundância numérica absoluta (n) e massa dos peixes capturados nos estuários estudados no monitorados.

Estuários	S	famílias	n	massa (g)
Piraquê-Açu	110	43	10315	9803,00
Doce (microescala)	93	32	10917	175415,00
Doce (macroescala)	71	28	8832	33420,13
Ipiranga	81	37	6161	50110,60
São Mateus	92	35	4158	63853,60
Caravelas	85	29	3083	32810,20

Fonte: Autoria própria.

A sardinha dente-de-cão, *Chirocentrodon bleekermanus* foi a espécie dominante na maior parte dos estuários amostrados, chegando a representar 49% da abundância numérica total e 29,7% da biomassa total no monitoramento do rio Doce (macroescala), onde atingiu seus maiores valores. Apenas no estuário de Caravelas o cangoá *Stellifer rastriker* (18,3%) exerceu maior abundância. Por outro lado, a maior dominância em biomassa ocorreu no rio Doce (microescala) e foi exercida pelo bagre-guri *Genidens genidens*, que representou 50,5% da biomassa daquele local. A Tabela 11 mostra os valores das espécies mais abundantes e de maior biomassa nos estuários estudados.

Tabela 11: Espécies mais abundantes (n) e de maior biomassa (g) por estuário coletadas durante o monitoramento, entre outubro/2018 e março/2019.

Estuários	Espécie dominante (n)	%	Espécie dominante (g)	%
Piraquê-Açu	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	14,3	<i>Stellifer brasiliensis</i>	14,4
Doce (microescala)	Sciaenidae NI	20,1	<i>Genidens genidens</i>	50,5
Doce (macroescala)	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	49	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	29,7
Ipiranga	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	39,7	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	21,6
São Mateus	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	21,2	<i>Hypanus guttatus</i>	14,1
Caravelas	<i>Stellifer brasiliensis</i>	18,3	<i>Hypanus guttatus</i>	11,8

Fonte: Autoria própria.

A análise espacial da biomassa apontou para uma segregação entre os pontos amostrados, separando as áreas internas das externas dos estuários, indicando claras diferenças na distribuição da biomassa entre as áreas estuarinas e marinhas. De fato, em geral as variáveis como riqueza de espécies, abundância e biomassa apresentaram pouca variação mensal nas áreas externas, ao contrário das internas onde as diferenças foram mais conspícuas.

Dentre as espécies mais representativas, a distribuição espacial de *C. bleekermanus* revelou maior biomassa desta espécie na área externa (notadamente em frente as áreas de foz) de todos os estuários, com maiores valores no estuário Ipiranga. Por sua vez, *S. brasiliensis* teve biomassa distribuída de forma diferente, apresentando maiores valores na área externa no Piraquê-Açu e Doce, e na interna no estuário Caravelas.

Globalmente, nas áreas internas, observou-se picos de riqueza, abundância e biomassa nas áreas internas de todos os estuários nos meses de novembro e dezembro/2018, exceto no rio Doce. Neste estuário a riqueza da área interna diminuiu em dezembro em relação a novembro. O pico também não foi observado no rio Ipiranga pois os arrastos não capturaram nenhum peixe nas coletas de novembro e dezembro nos pontos da área interna.

Na fauna de crustáceos amostrada nas áreas de monitoramento, foram encontradas, em ordem decrescente, 26 espécies no estuário Ipiranga, 22 no Doce, 21 no São Mateus e 20 no Rio Caravelas. As espécies *Xiphopenaeus kroyeri* e *Callinectes ornatus* claramente constituem as mais abundantes e representaram mais de 70% de todo material coletado (i. e. *X. kroyeri* 59,47% dos indivíduos e 49,54% da biomassa; *C. ornatus*: 15,41% dos indivíduos e 29,8% da biomassa).

A exemplo da sardinha dente-de-cão *C. bleekermanus*, no rio Doce em particular, a ocorrência de *X. kroyeri* foi praticamente restrita ao ponto 3, localizado mais próximo à foz. Ainda que neste ponto a biomassa desta espécie tenha ultrapassado o volume obtido nos rios Ipiranga e São Mateus (Doce: 3,829kg > IP: 2,33kg > SM: 1,68kg), a sua ausência nos pontos externos mais distantes da foz do rio Doce representa uma das principais diferenças em relação ao que foi observado na fauna de crustáceos dos demais estuários.

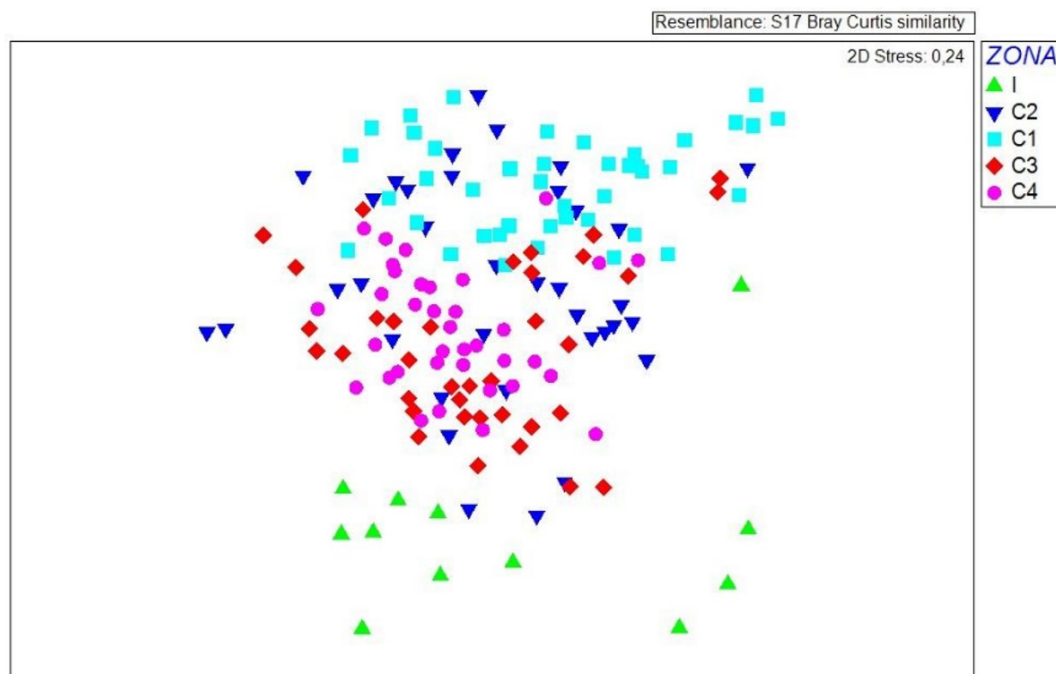
Ao contrário dos peixes, os crustáceos não apresentaram mudanças conspícuas entre os meses na riqueza, abundância e biomassa nos estuários Caravelas e São Mateus. Entretanto, foi observado um pico de riqueza em novembro nos rios Doce e Ipiranga, e também de abundância e biomassa em dezembro neste último estuário.

Além do avanço no conhecimento da ictiofauna, os estudos de ictiofauna nos rios Doce e Piraquê-Açu nos primeiros seis meses de monitoramento destacaram que as espécies *S. brasiliensis*, *G. genidens*, *G. barbatus*, *Cathorops spixii*, *Pimelodus maculatus*, *Paralichthys brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus* e *Eucinostomus argenteus* são potenciais candidatas para os estudos de ecologia trófica previstos para os próximos anos. Todas são abundantes nas áreas estudadas, frequentes nas amostras e podem fornecer um panorama geral sobre os impactos crônicos no fluxo de energia, fontes de nutrientes, relações predador-presa entre outros aspectos importantes para a compreensão dos distúrbios no funcionamento dos ecossistemas costeiros em questão.

Na primeira etapa do monitoramento, a ictiofauna recifal foi descrita com base na primeira campanha (verão – estação chuvosa), quando foram registradas 93 espécies de peixes, sendo que 4 espécies foram consideradas raras, 17 endêmicas, 2 ameaçadas de extinção e 37 apresentam importância comercial. Dentre as espécies comerciais, destacam-se a garoupa *Epinephelus morio*, o dentão *Lutjanus jocu*, o ariacó *L. synagris*, o badejo *Mycteroperca bonaci* por constituírem importantes recursos pesqueiro da região do banco de Abrolhos. A espécie mais abundante nos censos visuais foi *Haemulon aurolineatum* no Controle 2, localizado na RESEX Cassurubá. Dos parâmetros estudados tanto a riqueza (Pseudo-F=2,14; p=0,09) como abundância (Pseudo-F=1,27; p=0,27), biomassa (Pseudo-F=1,71; p=0,10) e o tamanho médio (Pseudo-F=0,10; p=0,80) de espécies de peixes recifais não foram

significativamente diferentes entre as zonas controle e impacto, contudo uma menor riqueza de espécies foi observada na área da APA Costa das Algas, ponto considerado impactado. Por outro lado, a diversidade respondeu significativamente ao impacto, apresentando menor diversidade na APA Costa das Algas, enquanto a maior diversidade foi observada no controle 4 (Parque Nacional Marinho dos Abrolhos) (Pseudo-F= 3,26; p=0,02). Adicionalmente a composição de espécies também diferiu significativamente (Pseudo-F= 4,74, p=0,001) entre as zonas de impacto e controles, onde as zonas controle apresentaram uma fauna mais similar entre si que em comparação com a zona de impacto (Figura 88).

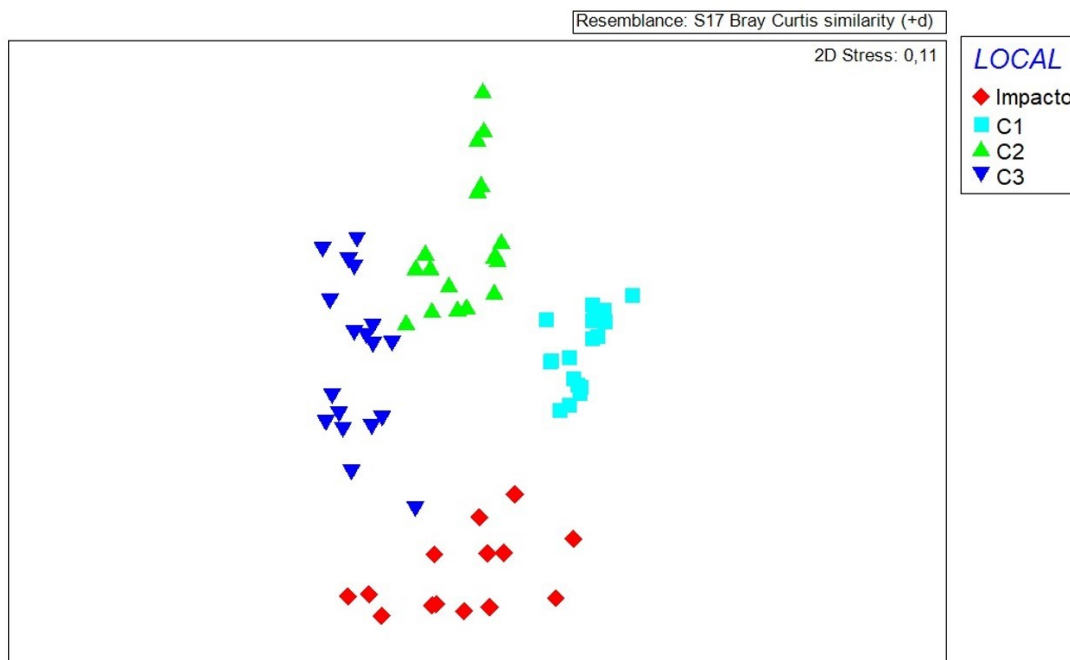
Figura 88: Diagrama de ordenação NMDS da composição de espécies de peixes recifais, baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis. Cada símbolo na figura representa uma amostra (um censo visual). As cores correspondem às diferentes zonas. I - impacto, C1, C2, C3, C4 - controles 1, 2, 3 e 4



Fonte: Autoria própria.

O monitoramento do recrutamento com armadilhas de luz capturou 6206 larvas de peixes marinhos de pelo menos 47 taxa ao longo dos 4 estuários amostrados. Observou-se diferença significativa entre a zona de Impacto e os Controles estudados para todos os parâmetros mensurados: riqueza (Pseudo-F=4,08; p=0,0001), abundância (Pseudo-F=31,24; p=0,0001), composição (Pseudo-F=13,92; p=0,0001) e biomassa de larvas (Pseudo-F=20,43; p=0,0001), com menores valores para todos os parâmetros na foz do Rio Doce (Figura 89).

Figura 89: Diagrama de ordenação NMDS da composição de espécies de larvas de peixes, baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis. Cada símbolo na figura representa uma amostra. As cores correspondem aos diferentes locais. I - impacto, C1, C2, C3, C4 - controles 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Autoria própria.

Até o momento foram coletadas 58% das amostras de peixes recifais e estuarinos necessárias para as análises de genética de populações propostas neste anexo. As coletas ainda estão em andamento e são realizadas de formas diferentes, dependendo do habitat das espécies selecionadas para o estudo. Peixes estuarinos serão capturados, até meados de setembro acompanhando o cronograma proposto do anexo 7. Já os peixes recifais são coletados por meio de visitas a desembarques pesqueiros do estado do Espírito Santo em colaboração com a equipe do GEF Mar -ICMBio (ES) e na cidade de Porto Seguro – BA, para obtenção de amostras provenientes de embarcações de pesca de espinhel de fundo, que atuam entre o sul da Bahia e norte do Rio de Janeiro. Um total de 986 fragmentos de nadadeiras e tecido muscular de 15 espécies, sendo 7 recifais e 8 estuarinas foram depositadas na coleção do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha – UFSB. O DNA genômico total foi extraído de 75% (746 amostras) dos fragmentos de tecidos coletados e estão em processo de quantificação.

Além de marcadores mitocondriais, marcadores microssatélites presentes na literatura para espécies de peixes recifais (e ou congêneres) estão sendo sintetizados para posterior teste e otimização de protocolos nas amostras coletadas. Dada a inexistência de marcadores microssatélites disponíveis para as espécies estuarinas selecionadas, os mesmos serão desenvolvidos especificamente para este fim e estão aguardando o final das extrações para serem encaminhadas para a síntese e desenvolvimento dos mesmos. Entretanto, vale ressaltar que a amplificação do DNA genômico já foi iniciada para as amostras já extraídas e quantificadas utilizando-se os primers mitocondriais universais sintetizados (região Dloop).

Estudos sobre a genética do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) têm demonstrado a existência de um complexo de espécies crípticas com distribuição disjunta ao longo da costa do Brasil (VOLOCH & SOLÉ-CAVA, 2005; GUSMÃO et al., 2006; GUSMÃO et al., 2013), cujas implicações estão diretamente ligadas ao manejo sustentável da pesca. Embora tais estudos tenham sido focados nas populações das regiões sudeste e sul do país, Gusmão et al. (2013) identificaram os haplótipos que caracterizam *Xiphopenaeus* sp.1 em indivíduos provenientes de Nova Almeida, de maneira que as populações que ocorrem no Rio Doce e de toda região norte do Espírito Santo ainda demandam estudos moleculares. Portanto, é fundamental e essencial a realização de estudos que possam investigar a estrutura populacional genética do camarão sete-barbas atribuídos à *Xiphopenaeus kroyeri* no Brasil, no litoral do Espírito Santo em particular, como o presente relatório, calcados na obtenção de dados biológicos e ecológicos, para que se possa determinar os estoques de forma adequada e promover subsídios que auxiliem o plano de manejo e ordenamento pesqueiro destes camarões na região.

No período de monitoramento foram coletados músculos de todas as espécies de peixes que vieram nos seis arrastos de quatro unidades amostrais: rio Doce, rio Ipiranga, rio São Mateus e rio Caravelas para as análises de DNA *Barcoding* e formação de um banco de tecidos das espécies identificadas. No total foram amostrados 2560 espécimes, representando 95 gêneros e 133 espécies de peixes marinhos/estuarinos e recifais. Destas amostras, 506 foram provenientes do rio Caravelas, 437 do rio Doce, 696 do rio Ipiranga e 921 do rio São Mateus. De acordo com o plano de trabalho apresentado, para as análises de DNA *Barcoding* serão necessários cinco exemplares de cada espécie coletada. No decorrer dos seis primeiros meses de estudo, das 133 espécies que vieram nos arrastos, 83 já tiveram o número de cinco exemplares coletados. As amostras extras coletadas serão armazenadas em um banco de tecidos do Laboratório de Genética e Conservação Animal do CEUNES – São Mateus, para que caso haja continuidade do monitoramento a médio e longo prazo, possam ser realizadas novas análises genéticas das espécies de peixes.

Com apenas seis meses de projeto ainda não foi possível identificar molecularmente as espécies de peixes coletados, pois suas sequências para DNA para o *Barcoding* ainda não estão disponíveis. Assim que as sequências estiverem disponíveis, serão comparadas a outras sequências previamente publicadas em um banco de dados genéticos. Após a confirmação molecular das espécies de peixes possíveis, a biblioteca de sequências de DNA *Barcoding* será criada. Como foi iniciada a preparação dos produtos de PCRs amplificados para sequenciamento, a partir do sétimo mês de projeto serão iniciadas as identificações moleculares.

Para entender as relações dos peixes com o habitat, as áreas de uso e de vida do robalo-peva (*Centropomus parallelus*) foram monitoradas através do processo de telemetria ativa. Ainda que apenas seis indivíduos tenham sido marcados, houve elevado número de detecções (acima de 8000 para cada indivíduo), as quais sugerem fidelidade à foz do rio Doce como uma área de ocupação e uso para indivíduos de *C. parallelus*. As análises indicam alguns pontos preferencias de movimentação e ocupação, como a área interna da boca Sul do rio Doce, seguindo pelo canal Sul, até o porto municipal

de Regência. Nesses locais foram fundeados os receptores VR2W (telemetria passiva) que estão detectando continuamente sinais acústicos dos transmissores codificados. Isso permitirá um melhor entendimento dos padrões de movimentação e utilização de habitats tanto na parte interna como externa da foz do rio Doce. Na Figura 87 são mostradas as áreas de uso e de vida dos robalos estudados.

Outra ferramenta aplicada para se entender o uso do habitat impactado pelos peixes é a análise de otólitos. Para os primeiros seis meses de monitoramento estavam previstas apenas coletas e preparação de otólitos. Desta forma, até o presente momento, foram coletados 224 peixes, 74,7% do total previsto. Conforme o campo piloto no rio Doce, foram escolhidas as três espécies mais abundantes para a realização deste monitoramento, *Centropomus parallelus* (robalo-peva), *C. undecimalis* (robalo-flecha) e *Genidens genidens* (bagre). As amostras estão sendo preparadas, as coletas serão finalizadas e, ao final do ano 1 será possível inferir alguns efeitos do rejeito de minérios nos otólitos.

Na continuidade do projeto, após o ano 1, será possível determinar, através da análise química dos otólitos dos peixes adultos com mais de 4 anos, se os elementos químicos mais abundantes na lama do rejeito estão presentes em altas concentrações nos otólitos, principalmente nos últimos 3 anos de vida da espécie escolhida. Ainda, será possível avaliar ao longo do Rio Doce, desde o local do acidente até a foz, a concentração dos elementos químicos mais abundantes na lama do rejeito nos otólitos.

9.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

Os dados preliminares coletados sobre as comunidades e populações de peixes e crustáceos ainda não permitem inferências profundas sobre o impacto causado pelos rejeitos de minério provenientes do rompimento da barragem de Fundão, uma vez que mudanças de alguns aspectos só são percebidas apenas em longo prazo, através das gerações. Desta forma, como há poucas informações sobre a ictiofauna e carcinofauna das áreas estudadas antes do desastre, é fundamental a realização de um monitoramento de longo prazo. Entretanto pode-se notar, entre os parâmetros estudados, alguns indicadores de desestruturação de populações e assembleias de peixes nas localidades impactadas.

Destaca-se que o monitoramento da ictiofauna e carcinofauna está ocorrendo em micro (pontos a cada 2km) e macroescala (7km entre os pontos) e desta forma abrange-se maior diversidade de habitats e, consequentemente, da fauna. Além disso, o estudo está sendo desenvolvido em cinco estuários simultaneamente, ampliando a gama descritiva. Ainda, os estudos estão sendo desenvolvidos em unidades de conservação (APA Costa das Algas, APA de Conceição da Barra, RESEX Cassurubá e ParNa Abrolhos), acrescentando um necessário conhecimento ao sobre a biodiversidade das unidades de conservação das costas capixaba e baiana. Além disso, alguns aspectos importantes foram revelados neste curto período e serão destacados a seguir.

Houve um avanço significativo no conhecimento dos crustáceos e dos peixes nas áreas estudadas, no que diz respeito aos seus padrões de distribuição espacial, ainda que não se possa descrever as

mudanças temporais. Por outro lado, os estudos de peixes recifais detectaram uma fauna menos abundante, menos rica em espécies e com menor tamanho na área impactada, ainda que seja prematuro afirmar que estas observações são consequência do rompimento da barragem de Fundão.

Ainda sobre a distribuição espacial, vale destacar a ocorrência de altos valores de biomassa do peixe *Chirocentron bleekermanus* e do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* nos pontos próximos (a dois km) à foz do rio Doce. Vale destacar que o mesmo foi observado próximo à foz rio Ipiranga, com a mesma espécie e nos mesmos pontos dos rios Piraquê-Açu e Doce, mas com *S. brasiliensis*. No entanto, os dados preliminares do monitoramento das comunidades e populações não permitem inferências em correlacionando o desastre de Mariana ao observado. A observação da ocupação de *S. brasiliensis* cujas maiores biomassas ocorreram nas áreas internas do estuário Caravelas e externas dos rios Doce e Piraquê-Açu, podem estar associadas as características do Caravelas que sofre constantes dragagens e apresenta características semelhantes à do mar adjacente. No presente estudo, por exemplo, a profundidade da área interna foi maior que aquela da área externa, o que pode estar influenciando na distribuição das espécies na área.

Além de os estuários amostrados serem heterogêneos entre si, apresentam diferentes influências antrópicas, dificultando a comparação direta entre eles. No entanto, é possível que no decorrer do estudo, principalmente se este for conduzido por longo prazo (5 anos ou mais), sejam percebidos padrões nas variáveis populacionais e da comunidade. Um exemplo são os picos de riqueza, abundância e biomassa observados em dezembro, na área interna, em todos os estuários estudados, exceto o do rio Doce e Ipiranga. A estação chuvosa é conhecida por propiciar o recrutamento e, portanto, pode ter sido a chuva que fez com que abundância e riqueza aumentassem, propiciando o recrutamento. Fato importante é que apenas o rio Doce não apresentou estes picos. Entretanto, um período mais longo de estudo, além da associação com outras informações, é necessário para se inferir o que ocasionou esta observação. Por sua vez, o rio Ipiranga encontra-se bastante assoreado e sofre fortes impactos antrópicos, conforme observado pela equipe em campo e pelos próprios pescadores. Estes narram que quando há chuvas intensas (como ocorreu em dezembro), as pastagens, comuns às margens do rio, são inundadas, carreando para o canal o material vegetal em decomposição, acidificando a água e matando os peixes. Quanto ao Doce, com os dados do presente período, não se pode afirmar que seja o rejeito de minérios que tenha causado a citada diminuição. O rio Doce tem baixa influência da água do mar em áreas internas próximas a foz, tendo apresentado salinidade zero durante todo o período estudado. Além da ausência de árvores de mangue, a presença de espécies dulcícolas confirma as características do rio Doce com a pouca influência marinha. No entanto a hipótese de que o maior volume de chuvas possa ter ressuscitado a lama, afastando os peixes, ainda é válida. Como não há estudos anteriores ao desastre nesta região, apenas os estudos de longo prazo e a associação com outras informações (estudos dirigidos de alimentação e reprodução, por exemplo) poderão responder a esta questão.

Apesar do curto período de estudo, foi possível selecionar algumas espécies que podem ser utilizadas como modelos para os estudos dirigidos de ecologia trófica e reprodução, por exemplo. Se os atributos

ictiofaunísticos forem mantidos no segundo semestre de estudo, são indicadas para acompanhamento da ecologia trófica as espécies *S. brasiliensis*, *G. genidens*, *G. barbuis*, *Cathorops spixii*, *Pimelodus maculatus*, *Paralichthys brasiliensis*, *Sphaeroides testudineus* e *Eucinostomus argenteus*. Além disso, para os estudos de distribuição espaço temporal e dos estudos dirigidos, sugere-se *C. bleekermanus* por ocorrer em alta frequência e abundância no rio Doce e nos três estuários ao norte. Apesar de não apresentarem alta importância comercial, por sua grande abundância, biomassa e frequência de ocorrência, representam importantes recursos tróficos nas regiões costeiras e assim, a depleção de suas populações podem causar desequilíbrio nas áreas que habitam. A rede empregada neste estudo é de dimensões semelhantes aquelas utilizadas por pescadores para a captura do camarão sete-barbas e, desta forma, as capturas aqui retratadas são muito próximas àquelas realizadas rotineiramente pela pesca artesanal. Destaca-se assim a importância destes estudos no que diz respeito à descrição da composição específica desta pescaria.

Variáveis como abundância, biomassa e riqueza variaram mais na área interna que na externa em todos os estuários, o que provavelmente se deve ao fato de a área marinha (externa) apresentar maior homogeneidade física e química quando comparada às áreas externas, cujas variáveis ambientais oscilam menos ao longo do tempo, conforme foi constatado neste relatório.

Sob o ponto de vista da conservação, destaca-se a captura de um indivíduo de *Epinephelus morio* nas amostragens do estuário do Piraquê-Açu, além de *Hippocampus reidi*, ambos classificados como “vulnerável – VU” pela “International Union for Conservation of Nature” (IUCN) e mais recentemente pelos órgãos brasileiros (Brasil, 2018).

Apesar de a maioria das espécies de peixes coletadas no monitoramento serem de baixo valor comercial, foram também observadas espécies com alto valor comercial na pesca artesanal do estado do Espírito Santo (Freitas Netto & Di Benedetto, 2007), como o xaréu *Caranx latus*, as espécies de vermelho *Lutjanus joco* e *Lutjanus synagris*, a pescada branca *Cynoscion leiarchus* e a corvina *Micropogonias furnieri*. O próximo período de monitoramento permitirá, através das análises populacionais e genéticas e de recrutamento, a conectividade entre os ambientes estudados, como as áreas estuarinas e recifais.

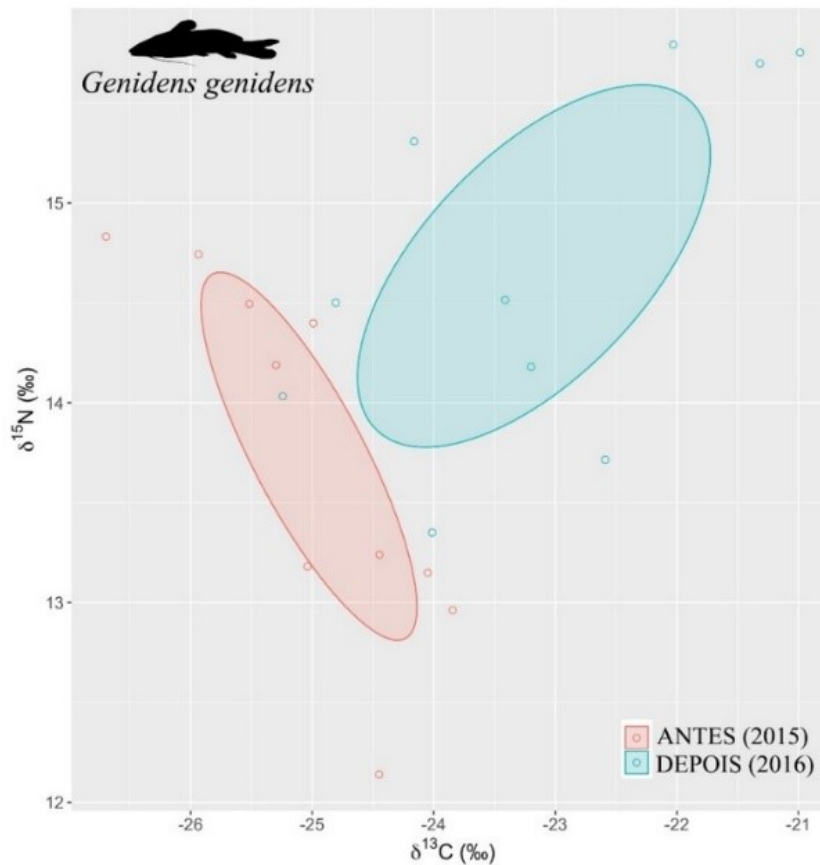
Outra ocorrência que se destaca é o robalo-peva *C. parallelus* em todos os rios amostrados, além da ocorrência do robalo-flecha *Centropomus undecimalis* apenas nos rios Doce e São Mateus. Os robalos são espécies de alto valor comercial, especialmente no estado do Espírito Santo, onde sua pesca é proibida durante os períodos de defeso entre 01 de maio a 30 de junho (IBAMA, 2009). A exploração destas espécies representa importante fonte de renda para os moradores ribeirinhos e suas comunidades associadas nas regiões estudadas. Por esta razão os estudos de telemetria, determinando suas áreas de vida e ocupação, são essenciais no rio Doce. Além disso, estas espécies podem representar indicador de profundidade da região da foz do rio Doce, uma vez que foi observado que os indivíduos estão mais concentrados nos canais mais profundos desta área.

A quase totalidade das espécies de crustáceos encontradas até o momento são típicas da carcinofauna marinha/estuarina na costa brasileira (Melo, 1996; Costa et al., 2003; Dias Neto, 2011), ainda que algumas tenham sido encontradas em apenas um dos estuários (p. ex. *Spinolambrus poutulaesii* no rio Doce, *Callinectes bocourti* e *Callinectes sapidus* no São Mateus, *Charbydis hellerii* no Ipiranga, *Acetes americanus*, *Pleoticus muelleri* e *Rimapenaeus constrictus* no Caravelas). No caso particular da espécie *Xiphopenaeus kroyeri*, devido à intensa pressão de pesca sobre a espécie, que corresponde a aproximadamente um terço do volume total de camarões pescados no estado do Espírito Santo, os dados obtidos são ainda preliminares para que sejam feitas associações diretas ao rompimento da barragem.

A partir de uma comparação da lista de espécies levantadas pelo monitoramento anterior da carcinofauna na foz Rio Doce, realizado entre abril/2016 e abril/2017, se observa menor número de espécies coletadas nos seis primeiros meses de amostragem do anexo 7, o que é esperado devido ao menor tempo de esforço amostral. Porém, um total de 6 espécies das 22 encontradas (*Costalambrus tommasii*, *Distolambrus maltzami*, *Heteropcrypta lapidae*, *Maja (Sakajia) japonica*, *Nematopaleamon schimitti* e *Spinolambrus pourtalesii*) não foram amostradas anteriormente, o que pode estar relacionado tanto a aspectos populacionais, como a ocupação de novas habitats e nichos, como à localização geográfica e distância dos pontos de coleta em relação à foz do rio.

Preliminarmente foi possível indicar que houve variação significativa do nicho isotópico de espécies residentes no rio Doce, como ilustrado na Figura 89 através de dados do Laboratório de Ictiologia-UFES. Os nichos isotópicos foram estimados a partir de inferência Bayesiana utilizando o modelo SIBER que permite através das assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ estimar a amplitude e espaço isotópico ocupado por uma dada população ou comunidade.

Figura 90: Nicho isotópico da espécie residente *Genidens genidens* na foz do rio Doce antes e depois do rompimento da barragem de rejeitos. O nicho foi estimado através das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de amostras de músculo epaxial (dados Laboratório de Ictiologia-UFES).



Fonte: Autoria própria.

No que tange a fauna de peixes recifais, o desenho amostral aplicado demonstrou indicadores de impacto sobre a ictiofauna recifal. O desenho Beyond-BACI compara a variância entre os distintos níveis dos fatores estudados, permitindo distinguir entre a variância ambiental típica de ambientes dinâmicos, como os recifes de corais, efeitos de perturbações nos parâmetros populacionais que possam ser usados como indicadores (Underwood 1991).

Neste aspecto, destacamos a diferença entre os setores amostrados na zona de impacto (APA Costa das Algas) em relação aos pontos controles para a composição de espécies na zona impactada em relação às zonas controle, mostrando esse ser um indicador promissor para compreensão do impacto causado pelo rompimento da barragem. Os demais parâmetros demonstraram diferenças significativas a pequena escala espacial, no contraste entre os setores da zona impacto vs. controles, o que apesar de ser uma evidência do impacto (Glasby et al 1997), devem ser avaliadas com atenção visto a influência da variabilidade espacial a pequena escala das amostras coletadas.

Por outro lado, os dados provenientes das armadilhas de luz, que tratam da abundância, riqueza, diversidade e biomassa de pós-larvas de peixes marinhos, que, em última instância são os recrutas disponíveis para assentar nos ambientes bentônicos na foz e estuários dos rios estudados, mostraram

à partir das análises uma clara tendência de desestruturação de suas assembleias. Foram encontradas indicadores de alterações na abundância total, biomassa, riqueza e composição de espécies na área de impacto (médias menores) que nas áreas controles (médias maiores). Esses dados podem indicar que na foz do rio Doce, vista a presença constante de material em suspensão, há uma menor disponibilidade de pós-larvas de peixes marinhos que na foz dos rios adjacentes, porém mais distantes da chegada do rejeito da barragem de Fundão.

A diversidade, ao contrário dos demais indicadores, comportou-se com maiores médias na foz do rio Doce e, portanto, foi detectada apenas uma variação a larga escala, entre as zonas estudadas. Esse pode ser um efeito da dominância de algumas poucas espécies de peixes, na foz do Doce, entretanto, precisa ser melhor avaliado. Podendo ser prematuro fazer maiores afirmações acerca da variação na diversidade de pós-larvas de peixes marinhos.

Adicionalmente dados de cobertura bentônica e variáveis oceanográficas serão incorporadas às análises futuras a fim de determinar a variabilidade ambiental e assim minimizar seu efeito sobre a variação espacial da assembleia de peixes obtidas pelo censo visual e pelas armadilhas de luz, respectivamente.

Após 12 meses de monitoramento será possível observar tendências iniciais na ocupação das áreas impactadas pelos peixes e crustáceos, além de se definir a estruturação genética e confirmar a identificação de todas as espécies.

9.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo da fauna de peixes e crustáceos, vista a inexistência de dados pretéritos e a escassez de estudos na região, é de fundamental importância. Além de validar áreas de referência para o impacto no rio Doce, acrescenta informações à desconhecida fauna da região e servirá como testemunho do estado atual da fauna de peixes e crustáceos dos locais estudados, permitindo o dimensionamento do impacto do rompimento da barragem de Fundão ao longo do tempo. É de extrema importância a continuidade do presente monitoramento diante da existência de poucos e dispersos dados na literatura a respeito de aspectos ecológicos relevantes da área e que são, via de regra, realizados de maneira não concomitante e sem integração de informações.

Em virtude do curto período de monitoramento, as relações de causa e efeito entre o impacto e as comunidades e populações de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos ainda não são evidentes. Ainda assim, foi possível observar tendências ecológicas importantes no que diz respeito aos padrões de distribuição das comunidades de peixes e crustáceos na região. Foi possível perceber que existe certo padrão de ocupação espacial pelas espécies de peixes e crustáceos quando consideramos o conjunto de estuários.

Guardadas as particularidades de cada estuário, fica claro que as tendências mensais observadas nos descritores das comunidades são compartilhadas pelos mesmos, principalmente em suas áreas internas, confirmando a importância da utilização destes estuários (exceto Ipiranga) como áreas de referência nos monitoramentos de ictiofauna do rio Doce. Através do monitoramento de longo prazo será possível acompanhar as possíveis mudanças na composição das comunidades ictiofaunísticas e carcinofaunísticas estudadas.

Contudo, indicadores promissores de impacto já sinalizam possíveis alterações na estrutura e composição das assembleias de peixes recifais e pós larvas de peixes marinhos.

Estudos dirigidos sobre alimentação e reprodução de espécies como *S. brasiliensis*, *G. genidens*, *G. barbatus*, *Cathorops spixii*, *Pimelodus maculatus*, *Paralichthys brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus* e *Eucinostomus argenteus* serão desenvolvidos nos próximos anos de monitoramento visando verificar e complementar as informações sobre as possíveis alterações entre a área do rio Doce e as demais.

Destaca-se a utilização das áreas estudadas por espécies de peixes e crustáceos de importância comercial regional, como por exemplo o robalo *C. parallelus*, peixes da família *Lutjanidae* (dentão e vermelhos), *Sciaenidae* (pescadas e corvinas) e *Serranidae* (badejos e garoupas) e o camarão *X. kroyeri*, inclusive com ocorrência em unidades de conservação.

Os dados iniciais de telemetria revelaram uma preferência de ocupação dos robalos por áreas do canal sul mais profundas. Segundo os pescadores, estas aglomerações em locais mais profundos estão relacionadas ao soterramento e assoreamento do rio Doce, devido ao acúmulo de lama em diversos locais outrora mais profundos. Este deslocamento para as poucas áreas profundas restantes aumentam a competição intra e inter-específica, afetando a sobrevivência das populações de robalos da foz do Rio Doce. Diante deste quadro, temos aí um bom indicador do impacto do rejeito sobre populações de peixes de interesse comercial.

Os ambientes costeiros como os estuários são reconhecidos berçários para diversas espécies de peixes recifais, sendo ambos ambientes relevantes ecologicamente para a manutenção da saúde ecossistêmica. Nesse aspecto, alterações na estrutura e composição de suas espécies, tais como a rarefação de espécies, perda de diversidade, abundância e biomassa podem comprometer a funcionalidade dos recifes de corais de forma permanente, alterando a dinâmica populacional, principalmente de espécies comerciais, e consequentemente afetando a socioeconomia das regiões de abrangência do estudo. Nesse sentido, o monitoramento do estado das populações e assembleias de peixes recifais, assim como o recrutamento destas, torna-se fundamental para compreender como o rompimento da barragem do Fundão pode vir a afetar a manutenção dos estoques pesqueiros associados aos ambientes recifais do norte do ES e sul da Bahia.

9.6 REFERÊNCIAS

- BRASIL, 2018. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. ICMBio/MMA. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes - 1. ed. -- Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 7 v. 1230p.
- BRASIL, 2009. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Instrução Normativa nº 10, de 27 de abril de 2009.
- CABRAL, H. N., COSTA, M. J., SALGADO, J. P. 2001. Does the Thagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research* 18: 119 – 126.
- COSTA, R. C. C., FRANSOZO, A., MELO, G. A. S., FREIRE, F. A. M. Chave Ilustrada para Identificação dos Camarões Dendobranchiata do Litoral Norte do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 3(1) – BN01503012003.
- DIAS NETO, 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões Marinhos do Brasil. Ministério de Meio Ambiente, Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília. 242p.
- HATJE, V., PEDREIRA, R.M.A., DE REZENDE, C.E., SCHETTINI, C.A.F., DE SOUZA, G.C., MARIN, D.C., HACKSPACHER, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Sci. Rep.* 7: 1–13.
- FREITAS NETTO, R. DE & DI BENEDITTO, A.P.M. 2007. Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. *Biotemas* 20(2): 107 – 119.
- GUSMÃO, J.; LAZOSKI, C.; MONTEIRO, F.; SOLE-CAVA, A.M. 2006. Cryptic species and population structuring of the Atlantic and Pacific seabob shrimp species, *Xiphopenaeus kroyeri* and *X. reveti*. *Marine Biology*, 149: 491-502.
- GUSMÃO, J., PIERGIORGE, R.M., TAVARES, C. 2013. The contribution of genetics in the study of the sea-bob shrimp populations from the Brazilian coast. *Boletim do Instituto de Pesca*, 39(3): 323-338.
- HARRISON, T. D., WHITFIELD, A. K. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology*, 65: 683 – 710.
- KOSSOFF, D., DUBBIN, W.E., ALFREDSSON, M., EDWARDS, S.J., MACKLIN, M.G., HUDSON-EDWARDS, K.A. 2014. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Appl. Geochem.* 51: 229–245.
- MAGRIS, R.A., MARTA-ALMEIDA, M., MONTEIRO, J.A., BAN, N.C. 2019. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Science of The Total Environment*, 659: 828-840

MELO, G. A. S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. Ed. Plêiade, São Paulo. 603p.

MMA/ICMBio. 2017. Monitoramento da Pluma de Sedimentos Provenientes da Barragem de Fundão. Nota Técnica n. 23/2017/TAMAR-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio. Thomé, J. C. A., Coordenador, Vitória. 44 p.

VIANA, A. P., LUCENA-FRÉDOU, F. 2014. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2): 315 – 324.

VOLOCH, C.M., SOLÉ-CAVA, A.M 2005. Genetic structure of the sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroeyri* Heller, 1862; Decapoda, Penaeidae) along the Brazilian Southeastern Coast. *Genetics and Molecular Biology*, 28(2): 254-257.

10 ANEXO 8 – MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO IMPACTO NO PARQUE NACIONAL DE ABROLHOS

10.1 INTRODUÇÃO

O Anexo 8 trata do monitoramento oceânico, por meio da análise de sedimentos, para a região do Parque Nacional (PARNA) dos Abrolhos, em vista de sua importância ambiental e ecológica diante do risco potencial dos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão (Mariana/MG), o qual tem possíveis consequências nos ecossistemas costeiros do Arquipélago de Abrolhos e suas adjacências. Nos primeiros seis meses, este monitoramento aconteceu nas seguintes etapas:

(1) Buscar uma calibração para imagens de satélite (Landsat, Sentinel e MODIS Terra 220 m) para o parâmetro MPS (Material Particulado em Suspensão), com a finalidade de gerar mapas que mostrem a evolução temporal deste parâmetro em Abrolhos. Com isso, buscou-se monitorar, em caráter sazonal, o MPS no mar e a sedimentação da região, visando determinar a assinatura geoquímica do material aportado ou ressuspendido.

(2) Com o intuito de estudar a dispersão dos sedimentos advindos dos rejeitos de mineração e seus efeitos na dinâmica fluvial a médio/longo prazos do rio Doce e da região costeira/estuarina, o objetivo desta etapa foi de amostrar e medir sedimentos superficiais dos principais rios que potencialmente podem contribuir com aporte sedimentar em Abrolhos.

A motivação deste trabalho está na melhoria das interpretações da dispersão das plumas de sedimentos nas áreas costeiras por sensoriamento remoto, principalmente para áreas atingidas que estão relativamente distantes das fontes, e que muitas vezes não elucidam suficientemente a questão da dispersão em si. Alguns outros fatores são considerados importantes, tais como: a falta de estudos voltados para a calibração das imagens de satélite; o deslocamento das plumas que pode ocorrer em subsuperfície e não serem detectadas pelo sensoriamento remoto; e, devido ao fato da turbidez ser um parâmetro de alta complexidade regional, o estuário de Caravelas se torna um contribuinte de sedimentos para a região de Abrolhos, sendo um marcador regional.

A estratégia metodológica adotada por este grupo de trabalho objetiva definir uma assinatura geoquímica de origem para a pluma de sedimentos da lama de rejeitos da Samarco em relação a outras áreas da zona costeira em torno da foz do Rio Doce. Os minerais e as rochas têm razões distintas de $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$, de acordo com a derivação geológica. Estas razões isotópicas estão menos sujeitas a outras interferências e fontes do que os elementos químicos como o Fe, Ti e Al. No estudo hidrológico as diferenças na composição isotópica do Sr e Nd no material particulado em suspensão carregados pelos rios que alimentam os oceanos, revelam uma sobreposição de assinaturas, refletindo a heterogeneidade das rochas fontes na escala de cada bacia de drenagem (WALTER et al., 2000; GOLDSTEIN e JACOBSEN, 1988). Para se identificar a proveniência continental de sedimentos a combinação das assinaturas dos isótopos radiogênicos $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ é uma das mais qualificadas, devido, entre outros fatores, suas razões típicas em determinados domínios geológicos

(LEE et al., 2010). Essas razões estão pouco sujeitas ao fracionamento isotópico decorrente do intemperismo quando aplicado aos estudos de curta escala de tempo (GAIERO et al., 2004). Além disso, a composição dos isótopos radiogênicos de Sr e Nd da litosfera são significativamente diferentes do manto, o que permite a distinção entre as suas origens litológicas das zonas vulcânicas jovens e dos velhos escudos continentais, (GROUSET e BISCAYE, 2005).

No que tange a esse material, este relatório visa descrever as atividades iniciais do Anexo 8, onde foram realizadas as seguintes atividades:

1) A amostragem de água superficial, visando a coleta de: a) MPS para a calibração satelital; b) MPS para a análise de Sr e Nd, e c) MPS para a análise de metais. Também foram realizadas coletas das características da coluna d'água do mar nos pontos amostrados (temperatura, pH, reflectância, clorofila-a e profundidade de *Secchi*).

2) Observações alostratigráficas e morfostratigráficas dos depósitos fluviais e aluviais e sua relação com a paisagem, além de coletas de sedimentos para estudos de traçadores isotópicos (Sr e Nd). Para tal, foram selecionados um trecho ao longo do estado do Espírito Santo e Minas Gerais, por onde existem contribuições do Rio Doce (9 rios), e um trecho costeiro que tem como limites o Rio Paraíba do Sul, no Estado do Rio de Janeiro, até o Rio Jaguaribe, no Estado da Bahia, onde foram amostrados sedimentos próximos da foz em 28 rios.

3) Instalação das armadilhas de sedimentos, visando iniciar a rede de monitoramento de sedimentos em Abrolhos.

10.2 MAPA DE AMOSTRAGEM

No sentido de se apontar as fontes geológicas/sedimentares mais prováveis que aportam no Parque Nacional dos Abrolhos, tornam-se necessário uma comparação direta, ao nível isotópico e multi-elementar, dos sedimentos coletados no Parque (área recifal) com aqueles apontados pela literatura como potenciais termos-fonte. O ICMBIO mantém programa de monitoramento visando avaliar a saúde dos recifes de coral em algumas Unidades de Conservação marinhas, incluindo os limites do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, seguindo o protocolo *Reef Check*. Dessa forma, o monitoramento está sendo executado na região, e quando possível nos mesmos pontos, a fim de se compatibilizar resultados e análises.

Inicialmente, os pontos para a instalação das armadilhas de sedimento foram definidos (5 pontos) dentro do arquipélago dos Abrolhos e um ponto de controle (ponto de controle) (Tabela 1). Além disso, ainda deve-se instalar uma roseta de garrafas de coletas (Ponto Chapeirão do Pierre) que permitirão amostragem mensal, as quais deverão ser trocadas anualmente. Tal proposta e pontos estão definidos no TR4. A Figura 91 e o Quadro 30 apontam os pontos pré-definidos para a instalação das armadilhas de sedimentos.

Figura 91: Região onde o Anexo 8 atua, com os pontos pré-definidos para o monitoramento de sedimentos na região de Abrolhos e suas adjacências, assim como definido no TR.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 30: Estações pré-definidas com suas respectivas coordenadas de localização.

Monitoramento da sedimentação no PARNAM de Abrolhos e região - Pontos pré-definidos				
Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Lat	Long
Parcel dos Abrolhos	Estação 1	Chapeirão do Pierre	534920.00 m E	8013852.00 m S
Arquipélago dos Abrolhos	Estação 2	Portinho Sul	531469.00 m E	8013385.00 m S
Parcel Coroa Vermelha	Estação 3	1 - Sul Coroa Vermelha	471092.00 m E	8008783.00 m S
	Estação 4	2 - Norte Coroa Vermelha	488385.00 m E	8018396.00 m S
Sul do Arquipélago	Estação 5	Abrolhos Central	532581.00 m E	8009234.00 m S
Pontos-controle	Estação 6	Recife de Fora	501511.00 m E	8187064.00 m S

Fonte: Autoria própria.

Com isso, o Anexo 8 prevê a instalação de uma rede de monitoramento nesses pontos, a partir de armadilhas de sedimentos. Outras coletas, como já citado anteriormente, estão previstas como base fundamental para a análise de resultados e comparação dos dados encontrados. A seguir, serão detalhadas cada campanha realizada pelo Anexo 8, com os parâmetros medidos e os pontos de coleta.

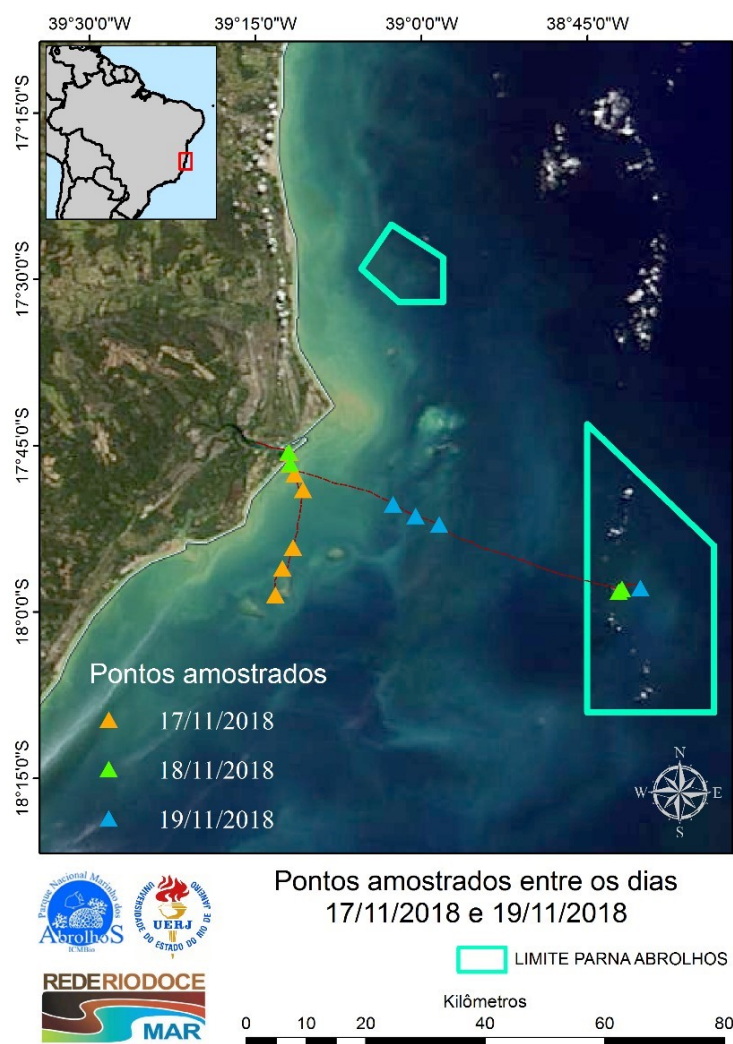
10.2.1 Campanha 2 (Novembro 2018)

Para o desenvolvimento dos algoritmos referentes à calibração satelital, são necessárias medições *in situ* do MPS durante os dias de passagem dos satélites. Diante disso, foi realizada a primeira campanha de campo do Anexo 8 entre os dias 17 e 19 de novembro de 2018 na região do PARNA de Abrolhos -

BA e suas adjacências. Os dias de amostragem foram definidos pela passagem dos satélites Aqua (para calibração das imagens do sensor MODIS) e Sentinel 2b (para calibração das imagens do sensor MSI). Para aumentar o espaço amostral, chegando aos locais, caso fosse possível visualizar algum local com maior concentração de sedimentos em suspensão, a coleta de água foi realizada nestas posições. Os pontos de amostragem nesta parte são variáveis, sendo que os mesmos estão dentro da mesma região dos pontos já definidos. As medições ocorreram por meio de coleta de água, subsequente à filtragem por meio de filtros.

Com isso, nesta campanha foram realizadas a amostragem para as análises de Sr/Nd, MEV/EDS e Metais, da mesma maneira da coleta de MPS para calibração satelital, e análise profundidade do Disco de *Secchi*. A Figura 92 apresenta o mapa da região onde foram realizadas todos os procedimentos e coletas para a Campanha 2, em novembro de 2018.

Figura 92: Pontos onde foram realizadas a amostragem de MPS na Campanha 2, em novembro de 2018.



10.2.2 Campanha 5 (Fevereiro 2019) e Campanha 6 (Março 2019): amostragem de sedimento visando a caracterização de fontes com aporte em Abrolhos

As campanhas 5 e 6 ocorreram visando realizar a amostragens de sedimentos na região costeira (trecho costeiro que tem como limites o Rio Paraíba do Sul/Rio de Janeiro até o Rio Jaguaribe/Bahia) e continental (ao longo do Rio Doce), visando caracterizar todas as fontes potenciais que aportam em Abrolhos. Adicionalmente, na Campanha 6 também foram realizadas amostragens de água e instalação das armadilhas de Sedimentos.

A Campanha 5 foi realizada entre os dias 18/02/2019 ao dia 26/02/2019, onde foram realizadas amostras em 28 rios. A Figura 93 e o Quadro 31 indicam os pontos de coleta da Campanha 5.

Figura 93: Pontos de amostragem da Campanha 5, realizada entre os dias 18/02/2019 e 26/02/2019, onde foram realizadas amostras de sedimento em 28 rios.



Fonte: Autoria própria.

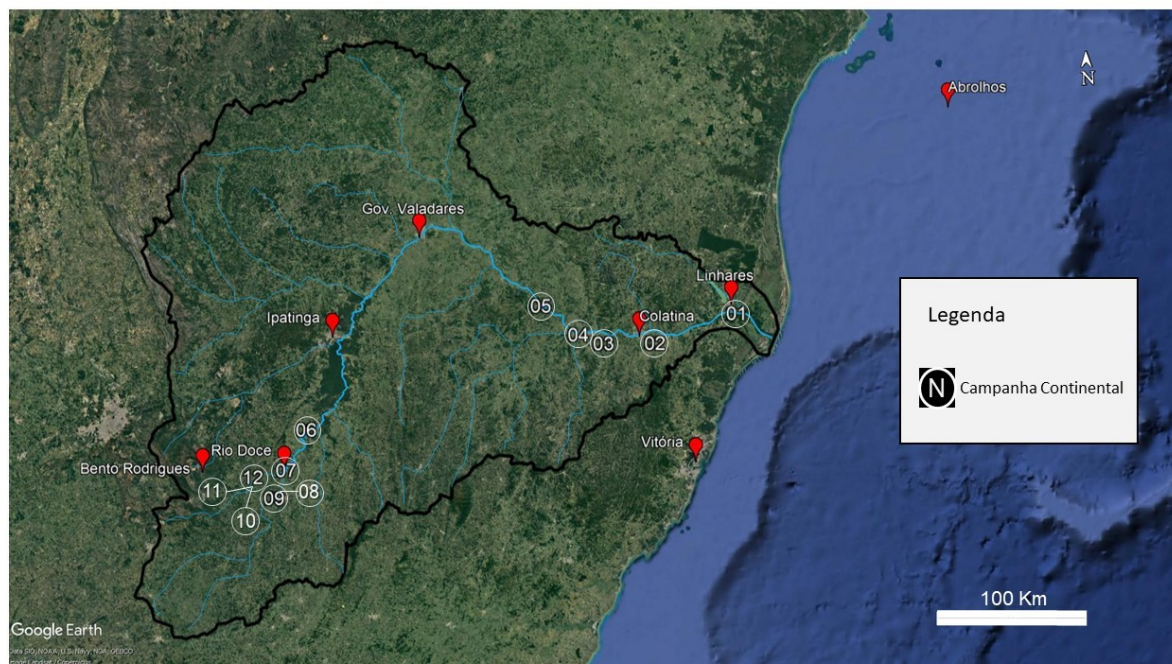
Quadro 31: Localização e detalhamento das amostras coletadas na Campanha 5

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Lat	Long
Estação 1	1A/1B	Rio Santa Maria	-20.318.587	-40.298.984
Estação 2	2A/2B	Rio Fundão	-20.056.383	-40.193.132
Estação 3	3A/3B	Rio Piraquê-Açu	-19.948.902	-40.164.333
Estação 4	4A/4B	Rio Doce	-19.408.198	-40.064.506
Estação 5	5A/5B	Rio São Mateus	-18.594.692	-39.732.475
Estação 6	6A/6B	Rio Mucuri	-1.809.711	-39.893.908
Estação 7	7A/7B	Estuário Caravelas	-17.737.375	-39.263.502
Estação 8	8A/8B	Rio Alcobaça	-17.533.884	-39.223.484
Estação 9	9A/9B	Rio Jucuruçu	-17.346.062	-39.224.567
Estação 10	10A/10B	Rio Queimado	-17.014.378	-39.172.952
Estação 11	11A/11B	Rio Caraíva	-16.800.153	-39.146.911
Estação 12	12A/12B	Rio dos Frades	-16.642.565	-39.142.197
Estação 13	13A/13B	Rio Buranhém	-16.450.787	-39.067.505
Estação 14	14A/14B	Rio São João de Tiba	-16.270.156	-39.022.233
Estação 15	15A/15B	Rio Santo Antônio	-1.619.344	-38.978.263
Estação 16	16A/16B	Rio Jequitinhonha	-16.047.723	-39.271.281
Estação 17	17A/17B	Rio Salsa	-15.676.561	-38.936.807
Estação 18	18A/18B	Rio Una	-15.296.068	-39.075.042
Estação 19	19A/19B	Rio Cachoeiras	-14.804.822	-39.036.773
Estação 20	20A/20B	Rio Tijuípe	-14.398.121	-39.042.712
Estação 21	21A/21B	Rio Itacaré	-14.274.675	-38.997.781
Estação 22	22A/22B	Rio Orojo	-13.948.557	-3.919.621
Estação 23	23A/23B	Rio das Almas	-13.598.323	-39.105.554
Estação 24	24A/24B	Rio Jaguaripe	-1.311.259	-38.896.635
Estação 25	25A/25B	Rio Santarém	-13.736.138	-3.914.769
Estação 26	26A/26B	Rio Almada	-14.753.781	-39.063.936
Estação 27	27A/27B	Rio Itapemirim	-20.918.581	-41.075.350
Estação 28	28A/28B	Rio Itabapoana	-21.221.804	-41.308.401
Estação 29	29A/29B	Rio Paraíba do Sul	-21.740.011	-41.333.966

Fonte: Autoria própria.

A Campanha 6 aconteceu entre os dias 26/03/2019 ao dia 29/03/2019, sendo que 12 coletas foram realizadas ao longo do Rio Doce. A Figura 94 e o Quadro 32 indicam os pontos amostrados na Campanha 6 ao longo do Rio Doce.

Figura 94: Pontos de amostragem da Campanha 6, entre os dias 26/03/2019 ao dia 29/03/2019, sendo que 12 coletas foram realizadas ao longo do Rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 32: Localização e detalhamento das amostras coletadas na Campanha 6

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Lat	Long
Rd-01	A/B	Faz Boa Esperança	-19.428.330	-40.021.060
Rd-02	A/B	Abaixo da ponte de Colatina	-19.517.390	-40.602.080
Rd-03	A/B	Ponte ES-249 (Mascarenhas)	-19.510.740	-40.856.040
Rd-04	A/B	Ponte sobre Rio Guandu	-19.521.880	-41.013.510
Rd-05	A/B	Ponte entrada de Resplendor	-19.343.980	-41.240.170
Rd-06	A/B	São José do Goiabal	-20.014.760	-42.744.800
	t			
	E			
Rd-07	A/B	Ponte Mun Rio Doce	-20.248.040	-42.885.250
	t			
	Susp			
Rd-08	A/B	Est Florestinha camping	-20.259.660	-42.903.810
	t			
Rd-09	A/B	Ponte sobre Rio Piranga	-20.344.930	-42.899.600
Rd-10	A/B	Ponte sobre Rio do Carmo pré-Gualaxo	-20.291.010	-43.054.830
Rd-11	A/B	Ponte sobre Rio Gualaxo Norte	-20.286.280	-43.065.820
	t			
Rd-12	A/B	Ponte sobre Rio carmo pós Gualaxo	-20.283.220	-43.031.900
	Susp			

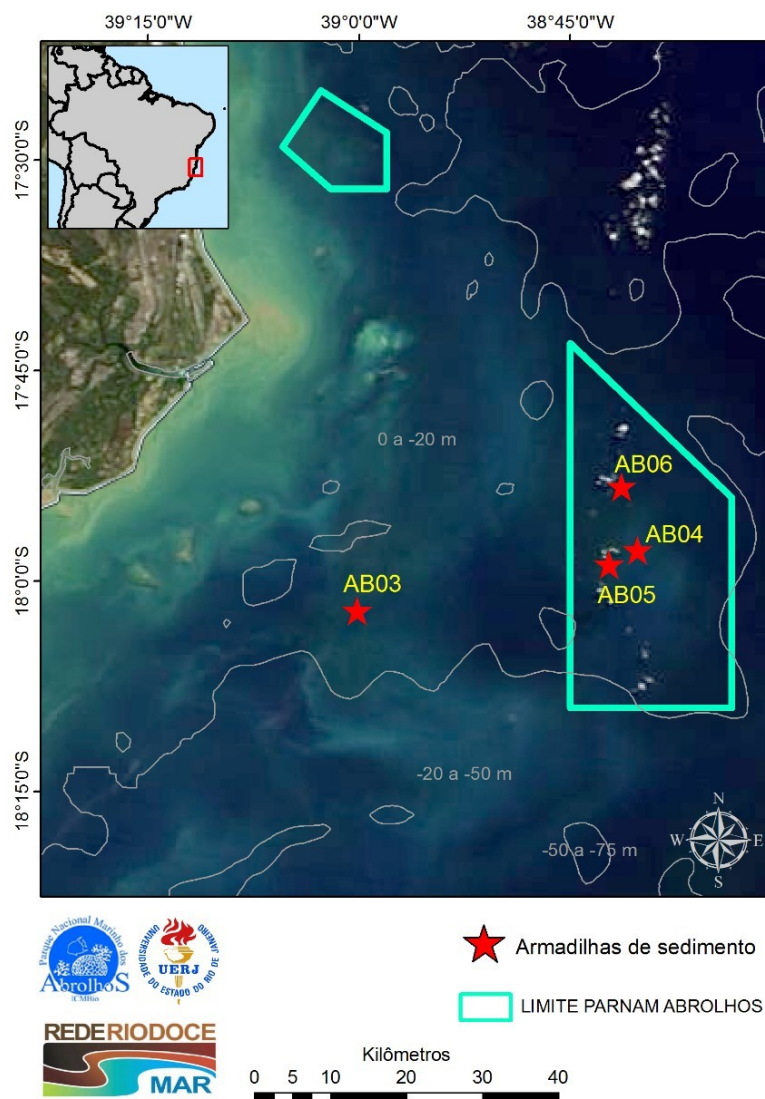
Fonte: Autoria própria.

10.2.3 Campanha 6: Instalação das Armadilhas de Sedimento

A Campanha 6 também contou com a instalação das armadilhas de sedimentos, prevendo iniciar o monitoramento. A Figura 95 indica os pontos onde foram instaladas as armadilhas de sedimento em Abrolhos. Vale ressaltar que também foi instalada uma armadilha em Porto Seguro (ponto de Controle – Recife de Fora), com o intuito de monitorar e comparar com a região de Abrolhos. Uma outra questão que deve ser ressaltada é que uma das armadilhas (Norte da Coroa Vermelha), não foi instalada devido a problemas encontrado no equipamento. A previsão para a instalação desta armadilha está sendo reprogramada pelo coordenador do Anexo 8.

Devido as condições da região, as instalações das armadilhas não seguiram exatamente os pontos pré-definidos (Figura 91 e Quadro 30). Com isso, as armadilhas foram instaladas próximo aos pontos definidos anteriormente.

Figura 95: Pontos de instalação das armadilhas de sedimento na região de Abrolhos.



Fonte: Autoria própria.

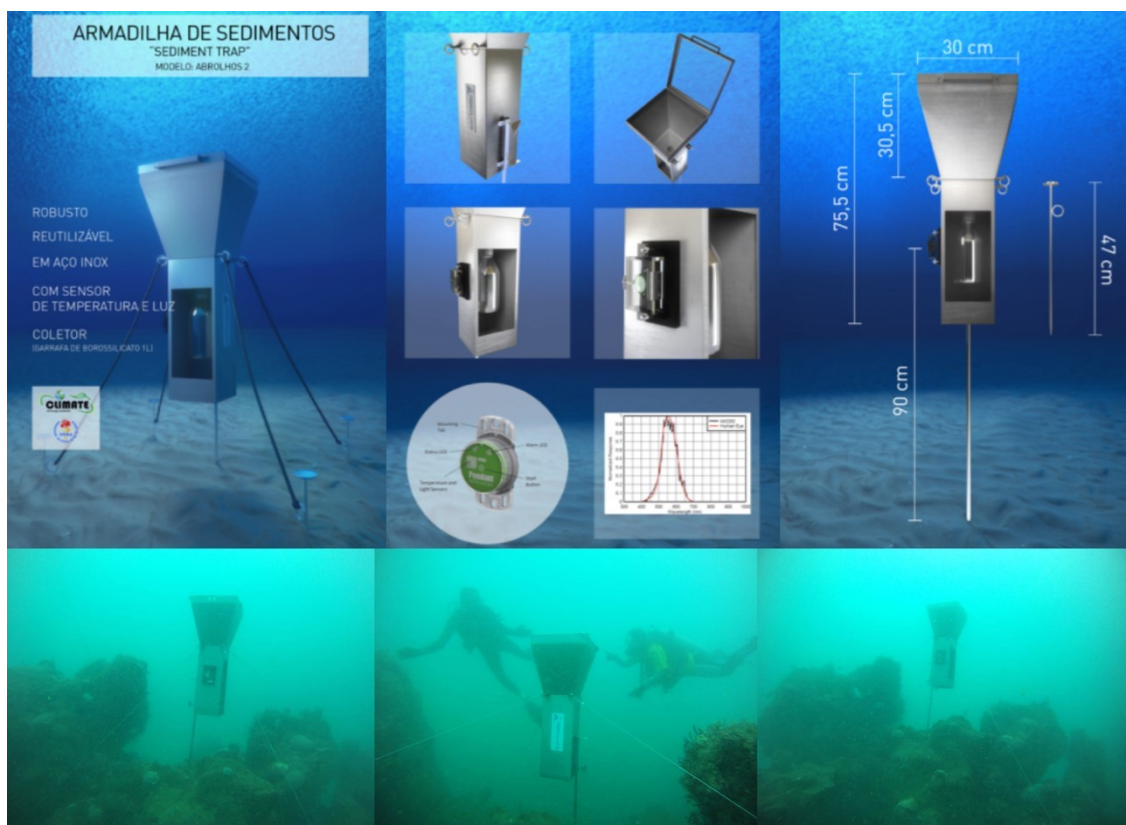
Quadro 33: Pontos com a localização das armadilhas de sedimento instaladas em Abrolhos.

Código da Armadilha	Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Lat	Long
AB01	Ponto-controle	Estação 6	Recife de Fora		
AB02	Parcel Coroa Vermelha	Estação 4	2 – Norte Coroa Vermelha		
AB03	Parcel Coroa Vermelha	Estação 3	1 – Sul Coroa Vermelha	499.739,85	8.005.817,95
AB04	Arquipélago dos Abrolhos	Estação 2	Portinho Sul	534.855,87	8.013.804,18
AB05	Parcel dos Abrolhos	Estação 1	Chapeirão do Pierre	531.286,80	8.011.893,69
AB06	Sul do Arquipélago	Estação 5	Abrolhos Central	532.905,02	8.022.145,62

Fonte: Autoria própria.

A Figura 96 apresenta as armadilhas (protótipo esquemático), assim como tais equipamentos em funcionamento nos pontos de instalação.

Figura 96: Protótipos das armadilhas de sedimentos esquematizadas para a amostragem (parte superior). Imagens do processo de instalação das armadilhas em Abrolhos (parte inferior).



Fonte: Autoria própria.

10.3 PRINCIPAIS RESULTADOS DO ANEXO

10.3.1 Campanha 2

10.3.1.1 Calibração imagens de satélite com cobertura espacial em Abrolhos para o parâmetro MPS

O uso de sensoriamento remoto no mapeamento da concentração de sedimentos em suspensão em estuários foi baseado na refletância medida na porção do infravermelho (600-700 nm). Essa abordagem é razoavelmente robusta em águas costeiras e águas interiores, visto que a contribuição dos materiais suspensos na coluna d'água dominam os espectros de refletância quando comparados, por exemplo, com a absorção pelo fitoplâncton. O MODIS 1 fornece cobertura no espectro infravermelho na banda 620–670nm com uma sensibilidade suficiente para estudos de águas oceânicas e, dado sua resolução espacial média (250 m), alta sensibilidade e cobertura diária, diversos estudos tem sugerido a adequação de seu uso para avaliar partículas em suspensão na superfície do mar a partir de medidas *in situ*. Esta metodologia é baseada em Miller e McKee (2004), disposto em *Remote Sensing of Environment*.

O Monitoramento da dispersão das plumas de sedimento costeiro, assim como a quantificação e caracterização do material particulado em suspensão (MPS), são importantes para compreender a dinâmica costeira e avaliar o transporte de poluentes para o parque nacional marinho de Abrolhos e regiões adjacentes. Independente dos poluentes que possam estar presentes nas plumas de sedimento, a concentração de MPS é, por si só, um parâmetro importante para a qualidade da água e o equilíbrio geomorfológico da região costeira. Altas concentrações de MPS podem ocasionar um aumento da sedimentação sobre os ecossistemas coralinos e também reduzir a penetração da luz através da coluna de água, afetando a produção primária do ecossistema. Ambos processos possuem impacto negativo sobre os ecossistemas coralinos. Além disso, os sedimentos podem ser transportados de uma região à outra pelas correntes marinhas, alterando a geomorfologia e a batimetria costeira. Portanto, a distribuição e a abundância do MPS são de grande importância na avaliação da condição do sistema costeiro. Como a dispersão de plumas de sedimento no mar é um processo que ocorre em ampla escala, é um grande desafio monitorá-la espacialmente *in situ* e de forma eficiente. Diante desta dificuldade, as tecnologias de sensoriamento remoto orbital são de grande valor, já que as imagens de satélite cobrem uma grande área da superfície terrestre, o que reduz o trabalho de campo. Assim, as tecnologias de satélite podem ser amplamente utilizadas para quantificar e monitorar parâmetros de qualidade da água em águas costeiras, como é o caso do MPS. Para estimar as concentrações de MPS através de imagens de satélite, deve-se desenvolver algoritmos empíricos que estabelecem uma relação entre os dados derivados do satélite e as medições de MPS *in situ*.

Para o desenvolvimento dos algoritmos, são necessárias medições *in situ* do MPS durante os dias de passagem dos satélites. Diante disso as duas campanhas realizadas pelo Anexo 8 ainda não são suficientes para se ter boa acurácia para a calibração, havendo a necessidade de maior banco de dados para tal.

10.3.1.2 Filtragem da água superficial coletada e profundidade de Disco de *Secchi*

A coleta de água superficial ocorreu em cada ponto proposto na Campanha 2 e na Campanha 6, com o uso de uma garrafa *Van Dorn*. Esse equipamento permite a coleta de amostras na superfície e em diferentes profundidades para estudo dos fatores abióticos. Ao alcançar a profundidade desejada de água, as tampas das extremidades são fechadas por um mensageiro. Para as amostras de Abrolhos, foi pré-definido um volume de amostra de 20 L, considerando o ineditismo da aplicação da técnica naquelas águas. Galões de plásticos de polipropileno (PP) foram previamente lavados com água do local de amostragem, onde foram estocadas às águas coletada. Após lavagem, as coletas foram feitas a cerca de 0,4 m de profundidade com a garrafa de *Van Dorn*. Em alguns casos, os galões foram colocados diretamente dentro da água, na profundidade desejada e aguardou-se que a água os preenchesse completamente. Após serem colocados dentro da embarcação, os galões foram fechados com um plástico e fixados com fita adesiva. Assim como foram identificados e colocados à sombra.

Para auxiliar na medição de atenuação de luz na coluna d'água foi utilizado equipamento Disco de *Secchi* no mesmo ponto amostral. O Disco de *Secchi* é um disco circular de cor preto e branco, especialmente construído para estimar a transparência e o nível de turbidez de corpos hídricos. Geralmente o disco tem 20 ou 30 cm de diâmetro, e é baixado verticalmente na água por meio e uma corda náutica, aos poucos, até desaparecer. O objetivo é registrar precisamente a profundidade na qual o padrão gráfico do disco não pode mais ser detectado a olho nu. A medida dessa profundidade pode ser usada para estimar a atenuação média da luz na coluna de água, sendo denominada profundidade de *Secchi*. Quanto mais ricas em micro-organismos ou partículas de sedimento suspensa na água, o disco de *Secchi* pode desaparecer da vista em profundidades pequenas. Em todas os pontos de coleta antes de se iniciar as amostragens foram medidos a profundidade da camada de atenuação de Luz com o uso de um disco de *Secchi*. Nas amostras de água coletadas, foram medidos e anotados na planilha o pH e a temperatura da mesma a partir de um medidor portátil.

Depois da coleta da água superficial, as amostras foram levadas para a filtragem. Antes da amostragem, os filtros de fibra de vidro 47mm (GF/F) *Whatman*®, com porosidade 0,4µm, foram armazenados em placas de *petri* e colocados em estufa à 40° para secagem, por no mínimo 24 horas. Na sequência, foram pesados e colocados em tubo *falcon* devidamente identificados e lacrados para que não haja contaminação externa.

O kit de filtração (*manifold*) foi equipado com 3 filtros (previamente pesados e identificados) e em sequência, ligado à uma bomba de vácuo. A água coletada em cada ponto amostral foi filtrada, e após esse procedimento os filtros foram rinsados com 250mL de água miliQ, afim de desalinizar os mesmos. A Tabela 5 apresenta a quantidade de água filtrada em cada ponto. Após serem desalinizados, os filtros foram ser armazenados nos tubos *falcon*, depende a posterior análise laboratorial. A Tabela 12 também indica os primeiros resultados (Campanha 2) para a profundidade do Disco de *Secchi*.

Tabela 12: Volumes filtrados em cada filtro de MPS e os primeiros resultados para a profundidade de Secchi em cada ponto amostra, para a Campanha 2.

Nº do filtro	Localização	Coordenadas (x,y) (UTM)		Horário e data da Coleta	Prof. De Coleta	Prof, Secchi (m)	Volume Filtrado (mL)	Temp.	Sal.	Condições de Tempo
1	P1	478938	8036379	12:59 17/11/18	0,4	1	1000	-	-	6/8 Nuvens
2	P2	479021	8034481	13:15 17/11/18	0,4	1,5	1000	-	-	7/8 Nuvens Banco arenoso na esquerda
3	P3	479796	8032809	13:36 17/11/18	0,4	1,5	1000	-	-	7/8 Nuvens
4	P4	481133	8030155	14:00 17/11/18	0,4	2	1000	-	-	2/8 Nuvens
6	P5	479532	8020627	14:54 17/11/18	0,4	4	3000	-	-	7/8 Nuvens
7	Sul da Coroa Vermelha	476739	8012702	16:01 17/11/18	0,4	1	3000	-	-	6/8 Nuvens
8	Norte da Coroa Vermelha	477861	8017164	16:35 17/11/18	0,4	5	3000	-	-	6/8 Nuvens
9	P1	478846	8036432	10:12 18/11/18	0,4	1	1000	28,6°	8	6/8 Nuvens
10	P2	479092	8034498	10:40 18/11/18	0,4	0,8	800	28,8°	8	2/8 Nuvens
11	Abrolhos Central	531515	8013218	16:02 18/11/18	0,4	10	6000	28,6°	8	0/8 Nuvens
12	Portinho Sul	532006	8013670	16:40 18/11/18	0,4	7,8	8500	27,2°	8	0/8 Nuvens
13	Chapeirão do Pierre	534925	8013853	6:25 19/11/18	0,4	5	6000	27,0°	8	1/8 Nuvens
14	Ponta do Parcel das Paredes	502884	8024421	9:48 19/11/18	0,4	4,5	6000	27,4°	8	2/8 Nuvens
15	P17	499099	8025828	10:30 19/11/18	0,4	3,4	6000	27,5°	8	2/8 Nuvens
16	P18	495524	8027760	11:05 19/11/18	0,4	5,5	4500	27°	8	6/8 Nuvens

Fonte: Autoria própria.

Após retornar da campanha, os filtros foram colocados em estufa para secagem, e pesados individualmente para se obter o peso total final do filtro. Esse valor, subtraído do valor do filtro seco obtido anteriormente na preparação de coleta, indicou o peso da amostra. O peso dividido pelo volume filtrado resultou na concentração do MPS (mg/L). Esse valor será usado para a calibração dos valores obtidos através das imagens de satélite através da comparação dos valores.

Os primeiros resultados para as concentrações de MPS estão dispostos na Tabela 13.

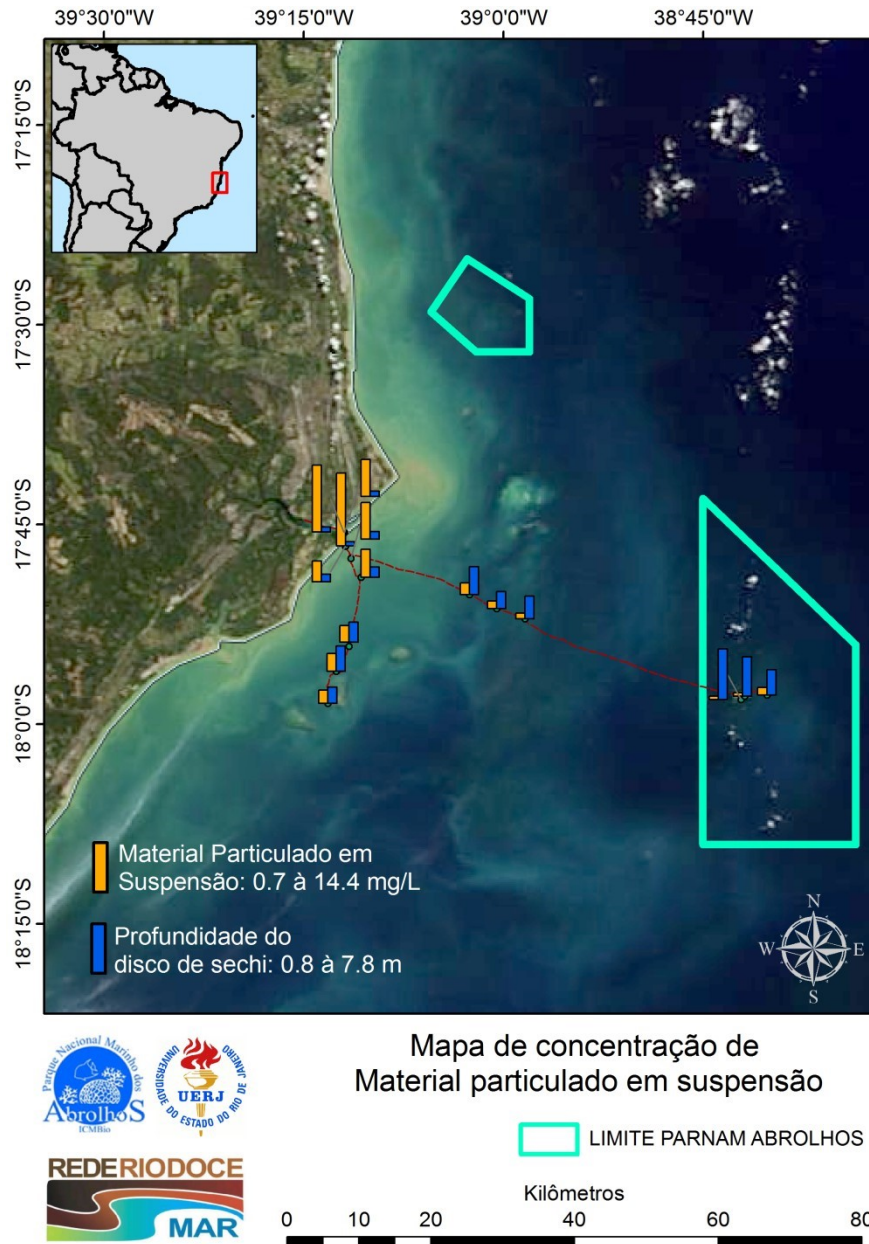
Tabela 13: Resultados da concentração de MPS nos pontos amostrados na Campanha 2 a partir da gravimetria. Tais resultados farão parte da calibração satelital.

FILTRO	Peso filtro inicial (mg)	Peso filtro final (mg)	Peso do MPS (mg)	Litro de água filtrado (L)	Concentração (mg/L)
1	125,3	132,6	7,3	1,0	7,3
2	125,0	129,1	4,1	1,0	4,1
3	124,8	132,0	7,2	1,0	7,2
4	122,5	128,0	5,5	1,0	5,5
6	124,9	134,7	9,8	3,0	3,3
7	124,5	132,3	7,7	3,0	2,6
8	124,7	135,1	10,4	3,0	3,5
9	123,9	137,1	13,2	1,0	13,2
10	127,2	138,7	11,5	0,8	14,4
11	125,6	129,7	4,0	6,0	0,7
12	129,8	135,4	5,6	8,5	0,7
13	127,7	136,7	9,0	6,0	1,5
14	126,5	133,1	6,6	6,0	1,1
15	124,4	133,6	9,2	6,0	1,5
16	129,3	139,7	10,4	4,5	2,3

Fonte: Autoria própria.

A Figura 97 apresenta uma comparação entre as concentrações encontradas e a profundidade do Disco de Secchi, ao longo dos pontos amostrados.

Figura 97: Concentração de MPS e profundidade do disco de *Secchi* para os pontos amostrados durante a campanha que ocorreu entre os dias 17 de novembro de 2018 e 19 de novembro de 2018, em Abrolhos.



Fonte: Autoria própria.

A amostragem para as análises de Sr/Nd ocorreu da mesma maneira que a coleta de MPS para calibração satelital. Porém, os filtros utilizados nesta etapa foram os filtros de policarbonato da marca *Nucleopore®*, 47 mm de diâmetro e com 0,4 μ m de porosidade. A Tabela 14 indica os volumes filtrados em cada filtro amostrado, assim como os parâmetros ambientais e profundidade *Secchi*.

Tabela 14: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas para o Sr/Nd, com os respectivos parâmetros ambientais (temperatura e salinidade), profundidade de *Secchi* e volumes filtrados.

Localização	Horário da Coleta	Prof. de Coleta	Temp.	pH	Prof. Secchi	Nº do filtro	Volume Filtrado	Condições de Tempo
Portinho Sul	16:40	0,4	27,2°	8	7,8	Sr/Nd F	4500mL	0/8 Nuvens
(531469.00mE; 8013385.00 mS)	18/11/18							
Chapeirão do Pierre	06:25	0,4	27,0°	8	5	Sr/Nd G	5500mL	1/8 Nuvens
(534920.00mE; 8013852.00 mS)	19/11/18							
Sul Coroa Vermelha	16:01	0,4	–	–	3,2	Sr/Nd A	3600mL	6/8 Nuvens
(471092.00mE; 8008783.00 mS)	17/11/18							
Norte Coroa Vermelha	16:35	0,4	–	–	5	Sr/Nd C	2500mL	6/8 Nuvens
(488385.00 mE; 8018396.00mS)	17/11/18							
Abrolhos	16:02	0,4	28,6°	8	10	Sr/Nd E	3300mL	0/8 Nuvens
(532581.00mE; 8009234.00mS)	18/11/18							
Ponto de Encontro do Rio com o Mar (P1)	10:12	0,4	28,6°	8	1	Sr/Nd D	1250mL	6/8 de Nuvens
	18/11/18							

Fonte: Autoria própria.

A amostragem para as análises de MEV+EDS ocorreu da mesma maneira que a coleta de MPS para calibração satelital. Porém, os filtros utilizados nesta etapa foram os filtros de policarbonato da marca *Nucleopore®*, 47 mm de diâmetro e com 0,4µm de porosidade. A Tabela 15 indica os volumes filtrados em cada filtro amostrado, assim como os parâmetros ambientais e profundidade *Secchi*.

Tabela 15: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas no MEV+EDS, com os respectivos parâmetros ambientais (temperatura e salinidade), profundidade de *Secchi* e volumes filtrados.

Localização	Horário da Coleta	Prof. de Coleta	Temp.	pH	Prof. Secchi	Nº do filtro	Volume Filtrado	Condições de Tempo
Portinho Sul	16:40	0,4	27,2°	8	7,8	EDS 6E	4500mL	0/8 Nuvens
(531469.00mE; 8013385.00 mS)	18/11/18							
Chapeirão do Pierre	06:25	0,4	27,0°	8	5		5500mL	1/8 Nuvens

Localização	Horário da Coleta	Prof. de Coleta	Temp.	pH	Prof. Secchi	Nº do filtro	Volume Filtrado	Condições de Tempo
(534920.00mE; 8013852.00 mS)	19/11/18					EDS 7E		
Sul Coroa Vermelha	16:01	0,4	-	-	3,2	EDS 1E	3600mL	6/8 Nuvens
(471092.00mE; 8008783.00 mS)	17/11/18							
Norte Coroa Vermelha	16:35	0,4	-	-	5	EDS 2E	2500mL	6/8 Nuvens
(488385.00 mE; 8018396.00mS)	17/11/18							
Abrolhos	16:02	0,4	28,6°	8	10	EDS 5E	2700mL	0/8 Nuvens
(532581.00mE; 8009234.00mS)	18/11/18							
Ponto de Encontro do Rio com o Mar (P1 18-11)	10:12	0,4	28,6°	8	1	EDS 4E	1000mL	6/8 de Nuvens
	18/11/18							

Fonte: Autoria própria.

Para a análise dos metais, o volume de água coleta está disposto na Tabela 16. A determinação dos metais deverá ser realizada por ICP-OES (Espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado).

Tabela 16: Pontos de coletas para as amostras que irão ser analisadas pra os metais, com os respectivos parâmetros ambientais, profundidade de Secchi e volumes filtrados.

Localização	Horário da Coleta	Prof. de Coleta	Temp.	pH	Prof. Secchi	ID da garrafa	Volume Filtrado	Condições de Tempo
Portinho Sul	16:40	0,4	27,2°	8	7,8	Portinho Sul	5000mL	0/8 Nuvens
(531469.00mE; 8013385.00 mS)	18/11/18							
Chapeirão do Pierre	06:25	0,4	27,0°	8	5	Chapeirão	6000mL	1/8 Nuvens
(534920.00mE; 8013852.00 mS)	19/11/18							
Sul Coroa Vermelha	16:01	0,4	-	-	3,2	Sul C.V.	5000mL	6/8 Nuvens
(471092.00mE; 8008783.00 mS)	17/11/18							
Norte Coroa Vermelha	16:35	0,4	-	-	5	Norte C.V.	5000mL	6/8 Nuvens

Localização	Horário da Coleta	Prof. de Coleta	Temp.	pH	Prof. Secchi	ID da garrafa	Volume Filtrado	Condições de Tempo
(488385.00 mE; 8018396.00mS)	17/11/18							
Abrolhos	16:02	0,4	28,6°	8	10	Sul C.V.	5500mL	0/8 Nuvens
(532581.00mE; 8009234.00mS)	18/11/18							
Recife de Fora								
(501511.00 mE; 8187064.00mS)	–	–	–	–	–	–	–	–

Fonte: Autoria própria.

10.3.1.3 Calibração satelital usando o espectroradiômetro

O espectroradiômetro FieldSpec®HandHeld2™ foi utilizado para a coleta das características espectrais da água do mar nos locais amostrados. Através das assinaturas espectrais da coluna d'água é possível identificar como a coloração varia, em diferentes comprimentos de onda, devido a concentração do MPS. Esta informação é de grande valia para a calibração das imagens e da construção de um algoritmo empírico, principalmente para as estimativas de MPS através das imagens de satélite.

Todas as coletas foram realizadas com a mesma geometria de aquisição, ângulo zenital de 45° e ângulo azimutal solar de 135°, em cada ponto amostral. As medições atmosféricas e da placa de calibração também foram realizadas em cada ponto amostral, respeitado as mesmas geometrias de aquisição. Estas duas últimas medições são utilizadas para a correção dos dados medidos para a superfície do mar. A Figura 96 ilustra a amostragem com o espectroradiômetro em campo. Os dados serão analisados em laboratório utilizando o software ViewSpecPro™ versão 6.2.

10.3.2 Campanha 5 e 6: amostras de sedimento da zona costeira e continental

10.3.2.1 Análise do MPS: Campanha 6

Para a Campanha 6, foram realizadas medições da mesma maneira da campanha 2. A Tabela 17 indica os valores dos pesos de MPS, assim como a concentração final.

Tabela 17: Pesos referentes as amostras de MPS coletado na Campanha 6.

FILTRO	Peso filtro inicial (mg)	Peso filtro final (mg)	Peso do MPS (mg)	Litro de água filtrado (L)	Concentração (mg/L)	Concentração em triplicata (mg/L)
16	129,3	139,7	10,4	4,5	2,3	2,3
17	123,4	134,3	10,9	0,3	36,3	43,3
18	122	<i>Não foi possível analisar (filtro extraviado ou rasgado)</i>				
19	123,2	138,3	15,1	0,3	50,3	
20	124,2	134,2	10	0,3	33,3	31,1

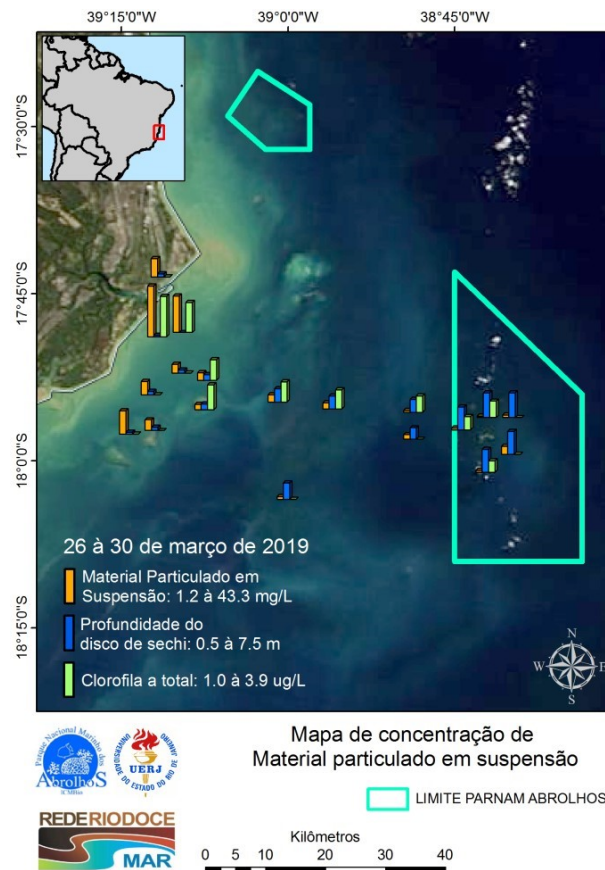
FILTRO	Peso filtro inicial (mg)	Peso filtro final (mg)	Peso do MPS (mg)	Litro de água filtrado (L)	Concentração (mg/L)	Concentração em triplicata (mg/L)
21	124,6	132,4	7,8	0,3	26,0	
22	123,3	133,5	10,2	0,3	34,0	
23	124,9	128	3,1	0,6	5,2	
24	124,8	127,3	2,5	0,6	4,2	6,6
25	126,8	133,1	6,3	0,6	10,5	
26	126,7	162,2	35,5	0,9	39,4	
27	126,6	131,8	5,2	0,9	5,8	4,6
28	126,6	129,6	3	0,9	3,3	
29	292,7	<i>Não foi possível analisar (filtro extraviado ou rasgado)</i>				
30	126,4	148,4	22	1,8	12,2	
31	123,8	129,9	6,1	1,8	3,4	5,9
32	125	128,8	3,8	1,8	2,1	
33	127,3	148,9	21,6	3	7,2	7,2
34	125,4	131,8	6,4	4	1,6	
35	127,1	135,2	8,1	4	2,0	1,8
36	126,7	146,6	19,9	4	5,0	5
37	126,6	131,7	5,1	4	1,3	
38	125,3	133	7,7	4	1,9	1,6
39	125,2	158,4	33,2	5	6,6	6,6
40	125,1	129,8	4,7	4	1,2	
41	126,9	131,4	4,5	4	1,1	1,6
42	122	131,7	9,7	4	2,4	
43	125,2	160	34,8	5,5	6,3	6,3
44	125	136	11	4	2,8	
45	125,2	130	4,8	4	1,2	2,0
46	127,7	131,7	4	4	1,0	
47	124,4	130	5,6	4	1,4	1,2
48	124,7	136	11,3	3	3,8	
49	125,3	133,3	8	3	2,7	3,9
50	124	139,7	15,7	3	5,2	
51	126,1	173,5	47,4	3	15,8	15,8
52	125,8	139,9	14,1	2	7,1	
53	127	133,3	6,3	2	3,2	5,1
54	129,8	148	18,2	2	9,1	9,1
55	132,5	136,7	4,2	2	2,1	
56	131,5	136,7	5,2	2	2,6	2,3
57	132,6	168,2	35,6	2	17,8	17,8
58	134,7	141,1	6,4	1	6,4	
59	132	139,9	7,9	1	7,9	7,15

FILTRO	Peso filtro inicial (mg)	Peso filtro final (mg)	Peso do MPS (mg)	Litro de água filtrado (L)	Concentração (mg/L)	Concentração em triplicata (mg/L)
60	129,4	161,5	32,1	1	32,1	32,1
61	129,9	138,8	8,9	0,5	17,8	15,6
62	131	137,7	6,7	0,5	13,4	
63	130,3	148,7	18,4	0,5	36,8	36,8
64	133,6	139,6	6	0,5	12	11,3
65	131,2	136,5	5,3	0,5	10,6	
66	135,3	168	32,7	0,5	65,4	65,4
67	132,3	144,5	12,2	0,5	24,4	19,7
68	133,2	140,7	7,5	0,5	15	
69	136,1	157	20,9	0,5	41,8	41,8
70	134,9	139,2	4,3	0,5	8,6	9,1
71	133,4	138,2	4,8	0,5	9,6	
72	134,6	164,8	30,2	0,5	60,4	60,4

Fonte: Autoria própria.

A Figura 98 apresenta os resultados para a concentração de MPS, profundidade de Disco de Secchi e o parâmetro clorofila-a.

Figura 98: Resultados para a concentração de MPS, profundidade do Disco de Secchi e clorofila-a, para a Campanha 6



10.3.2.2 Amostragem de sedimento da zona costeira de continental: Campanha 5 e 6

Para os sedimentos coletados na campanha costeira e continental, as amostras foram levadas ao laboratório, posteriormente encaminhado para o processo de secagem em estufa a 50°C por 1 dia, para que assim possam ser pesadas. Após pesadas, estas foram destorroadas, isto é, pequenas aglutinações causadas por material argiloso e umidade foram desagregadas manualmente. As amostras foram quarteadas até alíquotas com cerca de 20g fossem obtidas. As preparações para geoquímica foram feitas em duas frações granulométricas, a fração total, sem fracionamento granulométrico, e outra na fração menor do que 74 micrômetros. A fração de 74 micrômetros apresentou grande interesse geológico e ambiental por se tratar da granulometria usualmente utilizada em barragens de terra e também por apresentar um transporte tipicamente por suspensão.

As preparações da fração total foram feitas utilizando um moinho de bolas. O moinho de bolas é composto por um cadinho e bolas de tungstênio e funciona a partir da vibração que causa o choque dessas bolas de tungstênio com o material particulado causando uma pulverização da amostra até uma granulometria próxima a 60 micrômetros. A pulverização do material deve ser bem trabalhada para que a abertura química da amostra em laboratório seja a mais efetiva possível.

A fração mais fina que 74 micrômetros foi separada a partir de um peneiramento em via úmida. Para evitar qualquer tipo de contaminação, o peneiramento foi feito com uma tela descartável e utiliza água deionizada. O material mais fino do que a abertura da peneira foi levado à estufa a 50°C para secagem por 1 dia. O material seco é posteriormente pesado e, assim, pode-se calcular a razão da fração fina em relação ao peso total da amostra.

Até o momento, algumas amostras foram priorizadas para serem levadas às análises (Figura 99). As escolhas dessas amostras (Campanha continental, realizada ao longo do curso do Rio Doce) tiveram como base argumentos geomorfológicos, litológicos e antrópicos. Foram selecionadas seis amostras expostas no Quadro 34.

Quadro 34: Amostras da Campanha Continental escolhidas para análise.

Amostra	Data de coleta	Localidade	Curso	Tipo de amostra
Rd-01	26/03/2019	Linhares	Baixo	Depósito de leito
Rd-03	27/03/2019	Aimorés	Médio	Depósito de margem
Gv-11*	02/11/2018	Resplendor	Médio	Depósito de margem
Gv-20*	03/11/2018	Ipaba	Médio	Depósito de margem
Rd-06	28/03/2019	São José do Goiabal	Alto	Depósito de leito
Rd-07	28/03/2019	Rio Doce	Alto	Depósito de leito

Fonte: Autoria própria.

*amostras comparativas com o estudo do Prof. Valeriano, o qual será explicado posteriormente.

Com base na geomorfologia, o curso do Rio Doce pode ser dividido em três fases. Na primeira, o rio corre sobre uma superfície de aplainamento próximo a 400m de altitude, seu leito possui um substrato rochoso bem raso e margens curtas com planície de inundação pouco desenvolvida onde predominam

processos erosivos. Em seu médio curso, o rio ganha volume, o canal torna-se mais largo e sinuoso com depósitos de barras laterais e raras longitudinais. O curso final, próximo à desembocadura, o Rio Doce adquire um padrão de canal deltaico, próximo ao anastomosado, com largas barras laterais e longitudinais.

O argumento litológico foi considerado com base em diferentes assinaturas isotópicas de áreas fontes de sedimentos, as quais podem ser divididas em quatro tipos principais: fontes arqueanas de onde derivam os rejeitos de mineração, fontes de rochas metassedimentares mesoproterozoicas a neoproterozoicas, fontes de granitos pós-colisionais neoproterozoicos e a Formação Barreiras constituída de sedimentos cenozoicos.

Ao longo do curso do Rio Doce, existem quatro represas que foram responsáveis pela diminuição do volume de sedimentos transportados pelo rio após o desastre de Mariana. São eles, a represa de Risoleta Neves (antiga Candonga) em Rio Doce, represa de Bafuani, e as represas de Resplendor e Aimorés.

A campanha costeira, com o objetivo a amostragem de sedimentos próximo a desembocadura de rios ao longo da costa sudeste e leste do Brasil. Estes rios têm contribuição direta com a região de Abrolhos, logo a sua assinatura geoquímica torna-se importante para a modelagem de áreas fontes na região de Abrolhos. A pré-seleção de amostras (Tabela 18) foi efetuada usando critérios de vazão do rio e proximidade com a região de Abrolhos.

Tabela 18: Amostras da Campanha Costeira escolhidas para análise.

Amostra	Rio	Sub-Bacia	Vazão acumulada (m³/s) *
05	São Mateus	São Mateus	91,7
06	Mucuri	Mucuri	98,6
07	Caravelas	Litoral Sul da Bahia	256,4
08	Alcobaça		
12	Dos Frades		
16	Jequitinhonha	Jequitinhonha	438,6
18	Una	Pardo	77,3
19	Cachoeiras	Contas	150,6
22	Orojo	Recôncavo 1	42,2
29	Paraíba do Sul	Paraíba do Sul	1249,9

Fonte: Autoria própria.

*(dados disponibilizados pela ANA (2006) em cadernos de Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste e do Atlântico Leste).

10.4 DISCUSSÃO DAS ANÁLISES

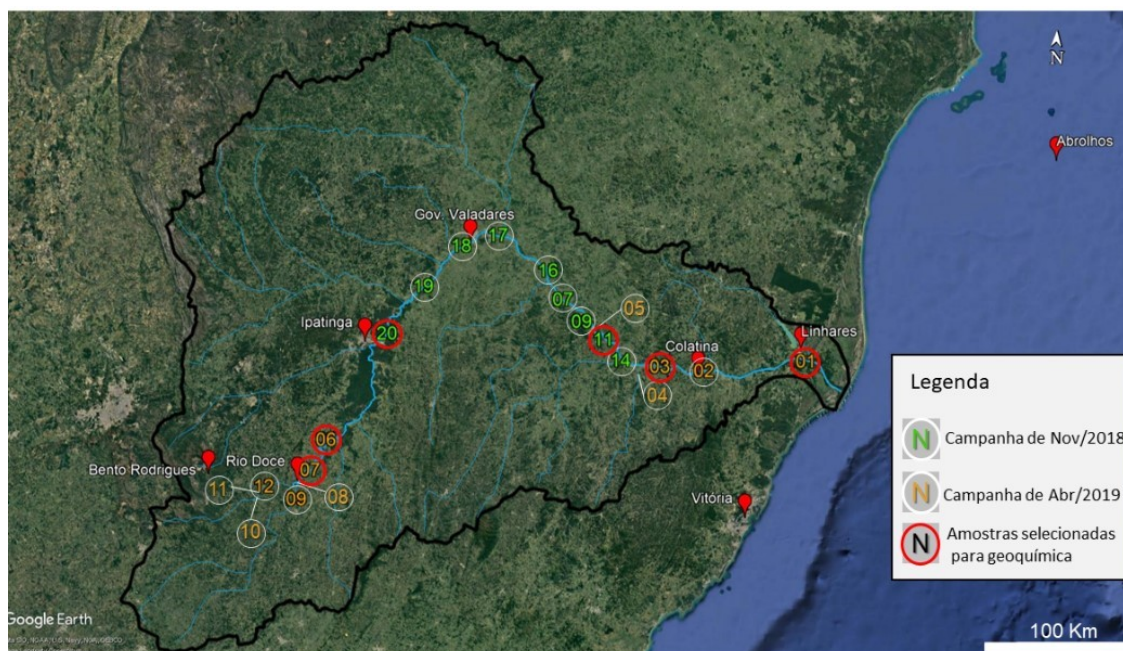
Com os resultados obtidos até agora, foi possível levantar as primeiras estimativas sobre a sedimentologia de Abrolhos e região, porém o estudo ainda está em fase inicial. Para ampliar a comparação dos dados, foram adicionados aos nossos dados os valores obtidos em sedimentos em duas expedições de campo preliminares realizadas pelo Prof. Dr. Cláudio Valeriano (LAGIR/UERJ), em 2016 e em NOV/2017. Nesta atividade, foram percorridos, respectivamente, os trechos entre Bento Rodrigues e Barra longa, e o trecho médio do rio Doce que se estende do município de Ipatinga (MG) até Aimorés (ES) (Quadro 35). Com isso, foram incluídos os setores do Alto Rio Doce, que se estendeu até o rio Gualaxo Norte, no município de Barra Longa (MG) (Figura 99). E também, o Baixo Rio Doce, entre os municípios de Aimorés (ES) e Linhares (ES), onde o rio deságua no oceano.

Quadro 35: Amostras coletadas em expedição de campo em NOV/2017, pelo Prof. Dr. Claudio Valeriano.

Código de Campo	Código Anexo 8	Zona	X	Y	Localidade	Amostra	Descrição
GV-07	A8_02.11.18_(07)_CONT	24K	244088	7876922	Conselheiro Pena (MG)	C	Lama vermelha
						B	Lama
						A	Areia de terraço
GV-09	A8_02.11.18_(08)_CONT	24K	255779	7871514	Conselheiro Pena (MG)	B	Lama vermelha
						A	Areia de terraço
GV-11	A8_02.11.18_(11)_CONT	24K	263294	7861357	Resplendor (MG)	-	Lama margem
GV-14	A8_02.11.18_(14)_CONT	24K	281463	7843502	Aimorés (ES)	-	Areia de afluente
GV-16	A8_02.11.18_(16)_CONT	24K	233787	7893479	Galiléia (MG)	B	Lama vermelha
						A	Areia de terraço
GV-17	A8_02.11.18_(17)_CONT	24K	202083	7912175	Gov. Valadares (MG)	B	Lama vermelha
						A	Areia de terraço
GV-18	A8_03.11.18_(18)_CONT	23K	812556	7904344	Bafuani (MG)	B	Lama vermelha
						A	Areia de terraço
GV-19	A8_03.11.18_(19)_CONT	23K	790722	7879336	Periquito (MG)	B	Lama vermelha
						A	Areia de terraço
GV-20	A8_03.11.18_(20)_CONT	23K	770162	7850349	Ipaba (MG)	-	Lama vermelha

Fonte: Autoria própria.

Figura 99: Pontos amostrais realizados na Campanha Continental do Anexo 8, pontos amostrais comparativos realizados pelo prof. Valeriano (LAGIR/UERJ) e indicativo das amostras que estão em fase análise.



Fonte: Autoria própria.

Até o momento, observou-se que em alguns pontos (Ponto 01, Figura 99) indicaram que, após o rompimento da barragem, a região demonstra afogamento das barras longitudinais e laterais, mas sem muito preenchimento dos leitos.

O ponto 02 (Figura 99) se mostrou bastante interessante, do ponto de vista da geomorfologia e dos depósitos fluviais, uma vez que o rio Doce passa a correr sobre um substrato sedimentar formado pelos tabuleiros da Formação Barreiras (de idade Neógena). Desse ponto a jusante o canal do rio adquire um padrão mais anastomosado/deltaico do que aquele meandrante com raras barras longitudinais observado a montante.

Os pontos 03, 04 e 05 (de Colatina/ES para cidade de Baixo Guandu/ES, próximo a Aimorés/ES) se mostraram bastante importantes pois se localizam após a represa de Mascarenhas. As represas foram responsáveis por considerável alívio da carga sedimentar transportada pelo Rio Doce. Além disso, em Baixo Guandu, o rio Doce é alimentado pelo rio Guandu, um importante afluente.

Já no setor do Alto Rio Doce, as amostras de concentram nas barras laterais nos locais de deposição dos meandros. Esse ponto é bastante importante pois se localiza a jusante da represa de Risoleta Neves, responsável por uma diminuição drástica da carga sedimentar sendo carregada pelo rio Doce desde o rompimento da barragem do Fundão. Além disso, geomorfologicamente, após a represa, o rio tende a formar meandros de alta sinuosidade com largos leitos de deposição.

Comparação entre os anos de 2015 e 2019, com atenção à cor da água e à invasão das margens do rio pela água lamosa. Próximo à represa Risoleta Neves, podem estar preservados terraços lamosos formados durante o evento em questão.

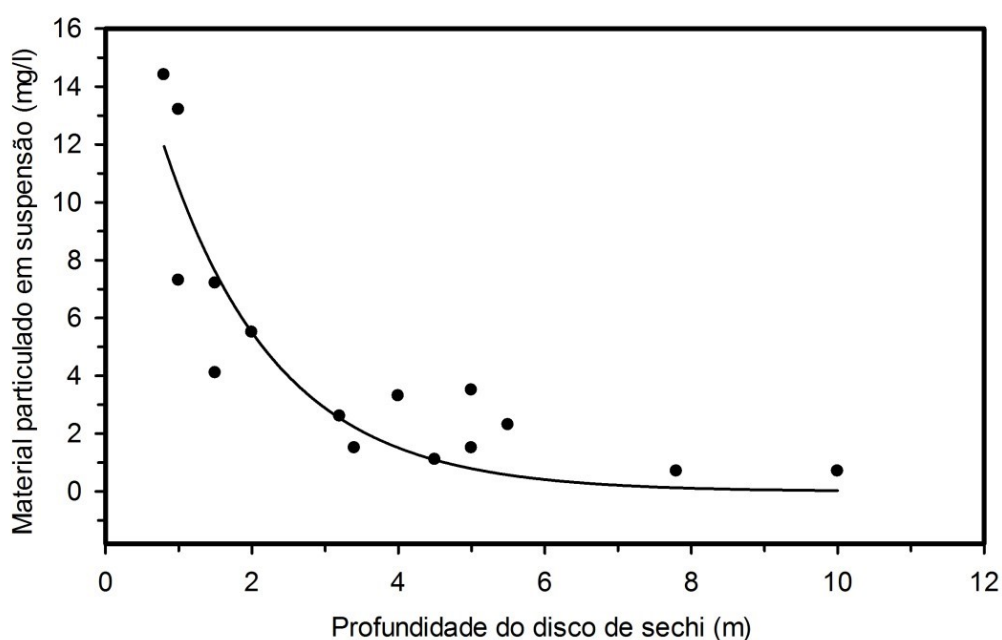
No ponto 06 (Figura 99), as amostragens foram centradas nos rios participantes da confluência: rio do Carmo e rio Piranga, pois devido a cheia do rio em 2015, a qual causou um remanso do rio do Carmo que transportou material argiloso para o rio Piranga. Nessa seção, o rio Doce possui um canal bem mais estreito e confinado com pouco espaço de leito para cheias, onde predominam processos erosivos.

O ponto 07 mostra o local de confluência entre os rios Gualaxo Norte (por onde correu a lama inicialmente), e do Carmo (2). A imagem mostra um drástico remanso que atingiu a parte baixa de Barra Longa. Amostragens foram conduzidas nos depósitos marginais do rio do Carmo após a cidade.

Em relação aos resultados MPS, até o momento estes indicam que a região costeira (Caravelas) apresenta maior concentração de MPS, comparada a região do PARNAM de Abrolhos, exibindo um gradiente de concentração bem definido (Figura 97 e Figura 98). Podemos observar que a concentração de MPS diminui conforme o afastamento da costa. As maiores concentrações de MPS foram encontradas próximo da costa, alcançando 14,4 mg/L para Campanha 2, e 65 mg/L na Campanha 6. Vale ressaltar que o período da amostragem da Campanha 6 contou com a passagem de um ciclone sobre o oceano Atlântico, na costa da Bahia e Espírito Santo, que permaneceu entre os dias 20 à 26 de março, gerando ressuspensão de sedimento de fundo nestas regiões.

Já as menores concentrações de MPS foram encontradas na região do PARNAM Abrolhos, onde a concentração de MPS foi de 0,7 mg/L e 1,2 mg/L. Observamos também que a profundidade do disco de *Secchi* está relacionada com a concentração de material particulado em suspensão. Quanto maior a concentração de MPS, menor a profundidade do disco de *Secchi* e consequentemente menor a entrada de luz através da coluna de água (Figura 100).

Figura 100: Relação encontrada entre a concentração de MPS e a profundidade do disco de *Secchi* para a Campanha 2

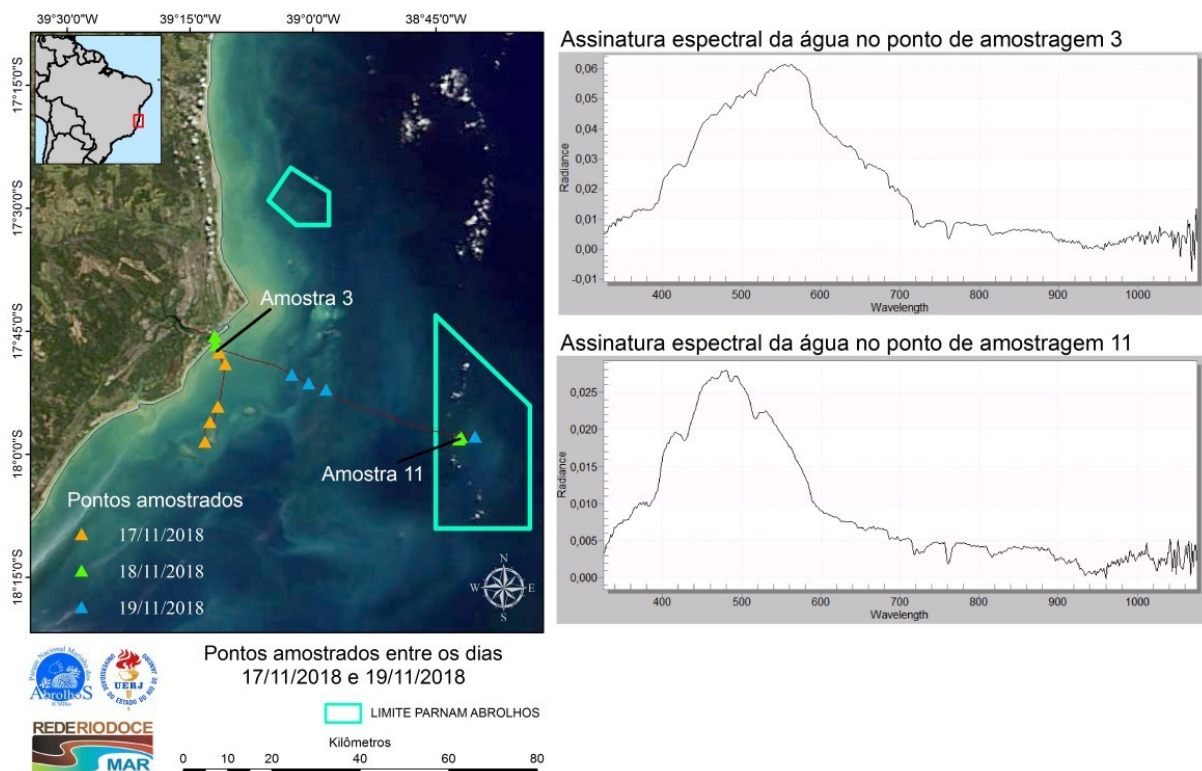


Fonte: Autoria própria.

10.4.1.1 Calibração imagens de satélite com cobertura espacial em Abrolhos para o parâmetro MPS

As assinaturas espectrais da água obtidas no campo utilizando o espectrofotômetro mostram como o MPS altera a resposta espectral da água (Figura 101). No ponto amostral 3, com alta concentração de MPS, a radiância espectral se mostrou maior nos comprimentos de onda próximos ao vermelho (600 nm), evidenciando a influência da pluma de sedimento. Já no ponto amostral 11, onde a concentração de MPS é mais baixa, predomina o sinal do fitoplâncton (clorofila a).

Figura 101: Exemplo da assinatura espectral da superfície da água obtida *in situ* através do uso do espectrofotômetro para a região de estudo, na Campanha 2. É possível observar o deslocamento do pico da radiância para a parte vermelha do espectro, na amostra obtida na região da pluma de sedimento.

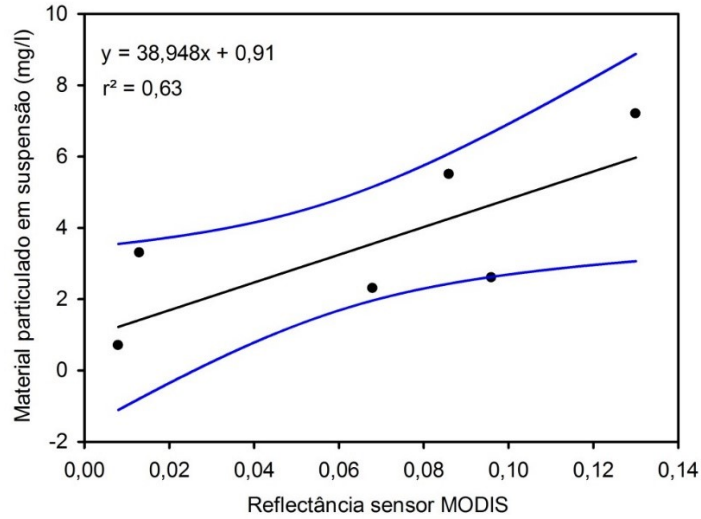


Fonte: Autoria própria.

As imagens de satélite da banda 1 do sensor MODIS para os dias das coletas foram corrigidas em relação aos efeitos atmosféricos segundo proposto por Vermote et al. (2002). Os resultados apontam uma correlação significativa entre a concentração de MPS medida e a reflectância na banda 1 do sensor MODIS (Figura 102). Encontramos um coeficiente de determinação (r^2) de 0,63. Vale ressaltar que foram utilizadas para o estabelecimento da relação entre os dois parâmetros apenas as medições onde não havia presença de nuvens nas imagens do satélite. Devido a isso, foram utilizadas apenas 6 medições da Campanha 2, do total de 15 pontos amostrados. Além disso, as imagens ainda precisam passar pela correção através dos dados de reflectância medidas *in situ*. Ainda assim, os resultados preliminares se mostram satisfatórios e evidenciam a possibilidade do uso da banda 1 do sensor MODIS para a realização de estimativas de MPS (Campanha 2) para a região de Abrolhos e adjacências. Com os trabalhos de campo futuros esperamos aumentar o número de amostras com

ausência de nuvens e assim melhorar a predictibilidade do algoritmo e ter mais amostras para a sua validação.

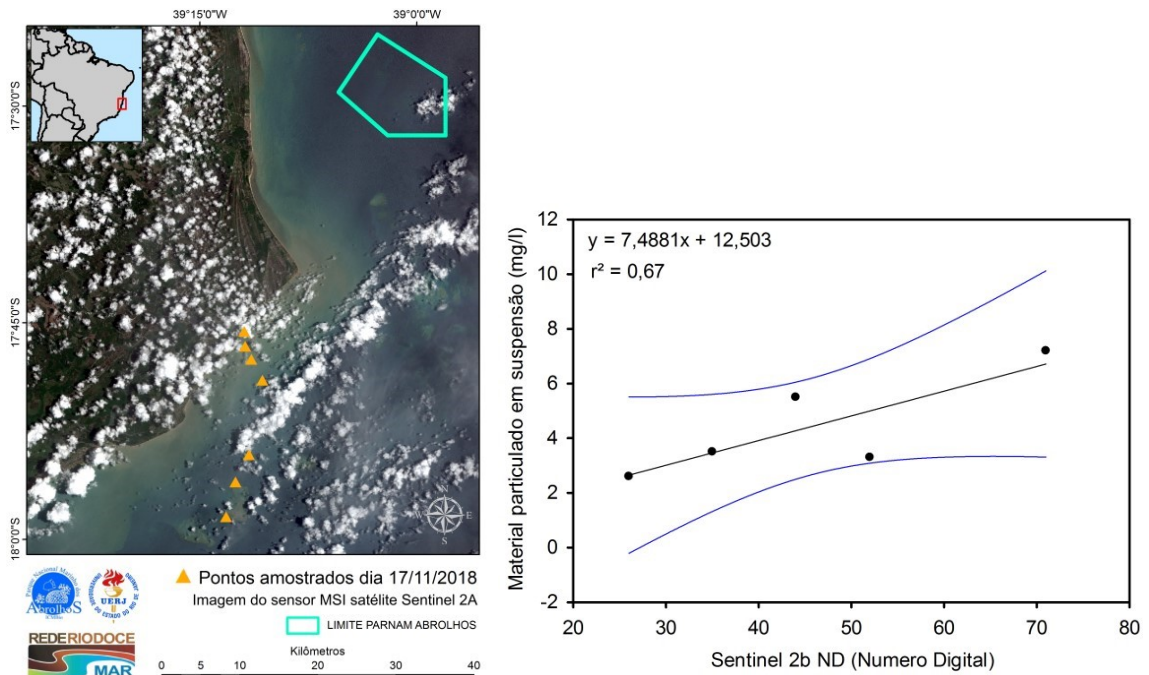
Figura 102: Relação entre o MPS medido in situ e a reflectância de superfície na banda 1 do sensor MODIS.



Fonte: Autoria própria.

Preliminarmente, também verificamos a relação entre o MPS e a banda 4 (correspondente ao vermelho) do satélite sentinel 2a. Apesar de nenhum processamento ter sido feito na imagem do satélite sentinel 2a, encontramos uma correlação significativa entre as concentrações de MPS e os valores digitais na imagem da banda 4 (Figura 103). Novamente a presença de nuvens restringiu o número de amostras.

Figura 103: Relação entre o MPS medido in situ e os valores digitais da banda 4 do sensor MSI presente no satélite sentinel 2A. Na imagem fica evidente a presença de nuvens durante a coleta das amostras.



Fonte: Autoria própria.

10.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O projeto tem como base 3 linhas de ação: (1) calibração de imagem de satélite; (2) as amostragens terrestres (costeira e continental) e oceânicas (Abrolhos); (3) a parte analítica dos isótopos, micropartículas, mineralogia e composição elementar. Durante o período, finalizamos todas as amostragens terrestres previstas, cobrindo 28 rios que desaguam no litoral entre o Norte do Rio de Janeiro e Salvador, como também todo o leito impactado do Rio Doce. Foram instalados 90% de todas as armadilhas de sedimentos. Quanto a parte analítica, as análises complementares estão em curso uma vez que demandam muito tempo de processamento. Da mesma forma, as calibrações satelitais demandam alta estatística da relação entre os dados oceânicos e os dados de sensores de satélite. Nós estimamos que teremos uma base sólida de resultados num período de 2 meses.

10.6 REFERÊNCIAS

- ANDRONIKOV, A. V. et al. Sm-Nd and Rb-Sr isotopic systematics of the East Antarctic Manning Massif alkaline trachybasalts and the development of the mantle beneath the Lambert-Amery rift. *Mineralogy and Petrology*, v. 63, p. 243-261, 1998.
- BASILE, I. et al. Patagonian origin of glacial dust deposited in East Antarctica (Vostok and Dome C) during glacial stages 2,4 and 6. *Earth and Planetary Science Letters*, v. 146, p. 573-589, 1997.
- BASU, A. R. et al. Nd, Sr-isotopic provenance and trace element geochemistry of Amazonian foreland basin fluvial sands, Bolivia and Peru: implications for ensialic Andean orogeny. *Earth and Planetary Science Letters*, n. 100, p. 1-17, 1990.
- BONDARENKO, I. IDAS: A Windows based software package for cluster analysis. *Spectrochimica Acta Part B - Atomic Spectroscopy*. v. 51, n.4, p. 441-456, 1996
- CARLSON, R. W. et al. Chemical and isotopic relationships between peridotite xenoliths and mafic-ultrapotassic rocks from Southern Brazil. *Chemical Geology*, v. 242, p. 415-434, 2007.
- DAMMSHÄUSER A. et al. Atmospheric supply of Al, Fe and Ti to the Atlantic Ocean. *Geophysical Research Abstracts*, v. 13, p. EGU2011-10076, 2011.
- DECKART, K. et al. Geochemistry and Sr, Nd, Pb isotopic composition of the Central Atlantic Magmatic Province (CAMP) in Guyana and Guinea. *Lithos*, v. 82, p. 289-314, February 2005.
- FAURE G. 1986. *Principles of Isotope Geology*. John Wiley & Sons, United States, 588 pp
- FAURE G. *Principles of Isotope Geology*. John Wiley & Sons, United States, p.588, 1986
- FERREIRA, V. P. et al. Contrasting sources and P-T crystallization conditions of epidote-bearing granitic rocks, northeastern Brazil: O, Sr, and Nd isotopes. *Lithos*, v. 121, p. 189-201, 2011.
- GAUDETTE, H. E. et al. Geochronology of Precambrian rocks from the northern part of the Guiana Shield, State of Roraima, Brazil. *Journal of South American Earth Science*, Vol. 9, Nos 3/4, p. 183-195, 1996.
- GERALDES M. C. *Introdução à Geocronologia*. Sociedade Brasileira de Geociências, São Paulo, p. 146, 2010
- GIRARD, V. A. V. et al. Sr Nd constraints and trace-elements geochemistry of selected Paleo and Mesoproterozoic mafic dikes and related intrusions from the South American Platform: Insights into their mantle sources and geodynamic implications. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 41, p. 65-82, 2013.
- GOLDSTEIN, S.J.; Jacobsen, S.B. Nd and Sr isotopic systematics of river suspended material: implications for crustal evolution. *Earth Planet. Sci. Lett*, v. 87, p. 249-265, 1988

GORRING, M. L. et al. Mantle processes of sources of neogene slab window magmas from Southern Patagonia, Argentina. *Journal of Petrology*, v. 42, n. 6, p. 1067-1094, 2001.

GUARINO et al. U–Pb ages, Sr–Nd- isotope geochemistry, and petrogenesis of kimberlites, kamafugites and phlogopite-picrites of the Alto Paranaíba Igneous Province, Brazil. *Chemical Geology*. v.353, p. 65-82, 2013.

HAMMER, O. et al. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*.v. 4, n.1, p 178, 2001.

IACUMIN, M. et al. Early proterozoic calc-alkaline and middle proterozoic tholeiitic dyke swarms from central-eastern Argentina: Petrology, geochemistry, Sr-Nd isotopes and tectonic implications. *Journal of Petrology*, v. 42, n. 11, p. 2109-2143, 2001.

JAMBERS W. et al. Characterization of Particulate matter from the Kara Sea using electron probe X-ray micro analysis. *Physicochemical and Engineering Aspects*. v.120, p. 61-75, 1997.

LUCASSEN, F et al. Pre-Cenozoic intra-plate magmatism along the Central Andes (17–34°S): Composition of the mantle at an active margin. *Lithos*, n. 99, p. 312–338, 2007.

NETO, C.C.A. et al. Composição Isotópica do Sr no Padrão NBS987 e nos Padrões de Rocha do USGS BCR-1, AGV-1, G-2 E GSP-1: Resultados preliminares obtidos por TIMS no Laboratório de Geocronologia e Isótopos Radiogênicos – LAGIR – UERJ, Rio de Janeiro. Simpósio 45 anos de Geocronologia no Brasil – CPGeo- IGc – USP. Boletim de Resumos Expandidos, p. 72-74, 2009

PARADA, M. A. et al. Multiple sources for the Coastal Batholith of central Chile (31–34°S): geochemical and Sr–Nd isotopic evidence and tectonic implications. *Lithos*, v. 46, p. 505-521, 1999.

PIMENTEL, M. M. et al. Shrimp U-Pb age and Sr-Nd isotopes of the Morro do Baú mafic intrusion: implications for the evolution of the Arenópolis volcano-sedimentary sequence, Goiás Magmatic Arc. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, v. 75, n. 3, p. 331-339, 2003.

ROCHA-JÚNIOR, E. R. V. Sr-Nd-Pb isotopic constraints on the nature of the mantle sources involved in the genesis of the high-Ti tholeiites from northern Paraná Continental Flood Basalts (Brazil). *Journal of South American Earth Sciences*, v. 46, p. 9-25, March 2013.

SILVA, D. R. A. et al. Whole-rock geochemistry and Sr e Nd isotopic composition of the pre-rift sequence of the Camamu Basin, northeastern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, n. 39, p. 59-71, 2012.

VALERIANO, C. M. et al. The Neodymium isotope composition of the JNdi-1 oxide reference material: results from the LAGIR Laboratory, Rio de Janeiro. In: VI South American Symposium on Isotope Geology, 2008, San Carlos de Bariloche. *Proceedings of the VI South American Symposium on Isotope Geology*, v. 1. p. 1-2, 2008

VALERIANO C.M. et al. A new TIMS laboratory under construction in Rio de Janeiro, Brazil. In: IV South American Symposium on Isotope Geology, Salvador. Short Papers IV South American Symposium on Isotope Geology. Salvador, v. 1, p. 131-133, 2003

YOUNG, D. N. et al. Geochemical and Sr-Nd isotopic mapping of source provinces for the Mawson charnockites, east Antarctica: implications for Proterozoic tectonics and Gondwana reconstruction. *Precambrian Research*, v. 86, p. 1-19, 1997.

WALTER, A. V. et al. Rare-earth elements and isotopes (Sr, Nd, O, C) in minerals from the Juquiti carbonatite (Brazil): tracers of a multistage evolution. *Chemical Geology*, n. 120 p. 27-44, 1995.

WALTER, H. J. W. et al. Provenance and transport of terrigenous sediment in the South Atlantic Ocean and their relations to glacial and interglacial cycles: Nd and Sr isotopic evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 64 n. 22, p. 3813–3827, 2000.