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

## Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES

**RT- 55/OUT 26**

**RA2025 PMBA/FEST-UFES**

Vitória

Outubro de 2026

# COORDENAÇÕES

**Coordenação Geral**
Daniel Rigo (UFES)
Fabian Sá (UFES)

**Conselho Técnico**
Alex Cardoso Bastos (UFES)
Daniel Rigo (UFES)
Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)
Fabian Sá (UFES)
Jacqueline Albino (UFES)
Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

**Ambiente Dulcícola**
Eneida Eskinazi Sant'Anna (UFOP)
**Temas**
Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)
Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)
Daniel Rigo (UFES)
Danilo Camêllo (UFES)
Elisabeth Henschel de Lima Costa (UFV)
Eneida Eskinazi Sant'Anna (UFOP)
Gilberto Fonseca Barroso (UFES)
Marco Aurélio Caiado (IFES)
Tomas Hrbek (UFAM)
Valquíria Ferreira Dutra (UFES)
Vânya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

**Ambiente Marinho**
Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)
**Temas**
Agnaldo Silva Martins (UFES)
Alex Cardoso Bastos (UFES)
Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)
Leila Lourdes Longo (UFRB)
Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)
Maurício Hostim Silva (UFES)
Renato David Ghisolfi (UFES)
Renato Rodrigues Neto (UFES)
Rodrigo Leão de Moura (URFJ)
Paulo Sergio Salomon (UFRJ)
Sarah Vargas (UFES)
Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

**Ambiente Costeiro**
Jacqueline Albino (UFES)
**Temas**
Diolina Moura Silva (UFES)
Jacqueline Albino (UFES)
Karla Costa (UFES)
Maria Tereza Carneiro (UFES)
Mônica Tognella (UFES)

**Ecotoxicologia**
Adalto Bianchini (FURG)
Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)
Yuri Dornelles Zebral (FURG)

**Escritório de Projetos (EscPro)**
Ana Carolina Almeida Oliveira Cheibub
Anna Paula Lage Ribeiro
Antonio Scardua Neto
Dandara Silva Cabral
Fernanda Jurka Alves
Kennedy Gera Nishio
Lara Gabriela Magioni Santos
Laura Silveira Vieira Salles
Michelle Sequine Bolzan
Monique Franzen Maia
Patrícia Bourguignon Soares
Patrícia Oliveira Lacerda
Rejane Rodrigues Monteiro
Sidnei Vieira
Wanessa Da Costa Cruz

**SUMÁRIO**


**1 SUMÁRIO EXECUTIVO ..... 6**

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO ..... 6

1.2 GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST-UFES ..... 19

1.3 LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR ..... 21

**2 SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA ..... 23**

2.1 O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES ..... 23

**2.1.1 Indicadores abióticos ..... 23**

**2.1.2 Indicadores bióticos ..... 24**

**2.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos ..... 25**

2.2 DESTAQUES ..... 25

2.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE ..... 30

2.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS ..... 33

**2.4.1 Indicadores abióticos ..... 33**

**2.4.2 Indicadores bióticos ..... 36**

**2.4.3 Indicadores Ecotoxicológicos ..... 42**

2.5 ANÁLISE GLOBAL DO AMBIENTE DULCÍCOLA ..... 44

**2.5.1 METODOLOGIA ..... 44**

**2.5.1.1 Riqueza taxonômica e funcional ..... 44**

**2.5.1.2 Multidiversidade taxonômica e funcional ..... 44**

**2.5.1.3 Funções ecossistêmicas ..... 45**

**2.5.1.4 Multifuncionalidade ecossistêmica ..... 45**

**2.5.1.5 Análise dos dados ..... 45**

**2.5.2 RESULTADOS ..... 46**

2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS ..... 51

2.7 REFERÊNCIAS ..... 52

**3 SÍNTESE DO AMBIENTE MARINHO ..... 53**

3.1 O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES ..... 53
**3.1.1 Indicadores abióticos ..... 53**
**3.1.2 Indicadores bióticos ..... 54**
**3.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos ..... 54**
3.2 DESTAQUES ..... 55
3.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE ..... 55
3.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS ..... 57
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS ..... 77
**4 SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO ..... 78**
4.1 OS ECOSSISTEMAS E OS INDICADORES ..... 78
4.2 DESTAQUES ..... 81
4.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE ..... 83
**4.3.1 Aspectos geológicos e geomorfológicos ..... 83**
**4.3.2 Períodos chuvosos e secos ..... 87**
4.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS ..... 88
**4.4.1 A Praia ..... 88**
**4.4.2 O Manguezal ..... 98**
**4.4.3 A Restinga ..... 103**
4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS ..... 109
4.6 REFERÊNCIAS ..... 110
**5 SÍNTESE GRÁFICA DOS AMBIENTES DULCÍCOLA, MARINHO E COSTEIRO ..... 113**
**6 SÍNTESE INTEGRATIVA ..... 114**
6.1 FORÇANTES ANTRÓPICAS ..... 115
6.2 PRESSÕES ..... 116
**6.2.1 Rompimento da barragem de Fundão ..... 116**
**6.2.2 Uso e ocupação da bacia ..... 116**
**6.2.3 Análise Espaço-Temporal do Material Particulado em Suspensão nos Ambientes Costeiro e Marinho e sua Relação com a Hidrologia Continental ..... 124**

6.3 ESTADO DA BIODIVERSIDADE E DO AMBIENTE ..... 149

**6.3.1 Descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais ..... 149**

**6.3.2 Modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais ..... 153**

**6.3.3 Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental) ..... 160**

**6.3.4 Distribuição da biodiversidade ..... 184**

6.4 INDICADORES DE IMPACTOS ..... 187

**6.4.1 Índice de pressão tóxica (msPAF NOEC): indicador de proteção ambiental ..... 188**

**6.4.2 Modelos de estresse (vias de desfecho adverso) ..... 199**

**6.4.3 Modelos preditivos da dispersão larval - conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho 230**

**6.4.4 Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN ..... 246**

**6.4.5 Variabilidade e estabilidade das comunidades biológicas ..... 263**

**6.4.6 Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos Ambientes Dulcícola e Marinho 272**

6.5 RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS ..... 285

**6.5.1 Simulação e projeção de cenários ..... 285**

**6.5.2 Priorização de áreas ..... 323**

6.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES ..... 329

6.7 REFERÊNCIAS ..... 334

# 1 SUMÁRIO EXECUTIVO

## 1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O presente documento apresenta o conteúdo do sétimo Relatório Anual (RA2025) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest-UFES), que para fins administrativos é denominado RT-55, visando o cumprimento dos produtos estabelecidos no Acordo de Cooperação Técnica (ACT) junto à Fundação Renova. O período de amostragem e análise do RA2025 foi definido como sendo a série histórica entre setembro de 2018 e março de 2026 (sete anos e meio de monitoramento), de acordo com a frequência amostral de cada Tema componente. Neste contexto, é importante destacar que este relatório apresenta a totalidade dos dados amostrados e analisados da referida série histórica, considerando intercorrências que ocasionaram na suspensão das atividades de campo, sendo elas: (1) entre março e dezembro de 2020, por solicitação da Fundação Renova, tendo em vista as orientações na pandemia da COVID-19 no Brasil e (2) nos meses de outubro de 2021 e julho de 2022, também por determinação da Fundação Renova, decorrente da finalização de aditivos ao acordo de cooperação e não renovação dos mesmos em tempo de efetuar tais campanhas. A lacuna de dados de campo existente entre os meses citados, apesar de irreparável, foi acordada e é de conhecimento de todos os envolvidos na avaliação do relatório.

Previamente à organização técnica deste relatório, cabe registrar que, ao longo da série histórica, o Programa passou por adequações que moldaram o modelo de relatório até o período atual, sendo essas orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentada e aprovada em 2022, visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES" e (3) Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024.

Em termos técnico-científicos, atendendo ao ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio, proposto via ofício FR.2023.0214 (SEI13515133), e aprovado via ofício SEI nº4/2023-CTBIo/DIBIO/ICMBio, o modelo deste relatório estabelece uma abordagem integrada e centrada nos indicadores ambientais resultantes do PMBA/Fest-UFES. O documento está organizado em três partes: **Síntese dos Ambientes**, **Síntese Integrativa** e **Materiais Suplementares**. Essa estrutura responde à necessidade e relevância da conectividade e interrelações ecológicas entre água, sedimento e biota avaliados pelo monitoramento. Cada uma dessas partes cumpre uma função específica no relatório, descritas a seguir:

A **Síntese dos Ambientes** foi construída visando apresentar a evolução temporal e espacial da qualidade ambiental e da biodiversidade nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES. Cada Ambiente apresenta seus resultados, principais destaques e análises a partir dos estudos desenvolvidos pelos Temas associados, possibilitando, assim, uma abordagem detalhada da evolução dos indicadores. A integração entre níveis tróficos e níveis ecológicos, além da integração dentro das matrizes ambientais, é apresentada sempre buscando fazer

associações referentes aos critérios de avaliação e, quando possível, reportando o histórico temporal de evolução dos indicadores.

Autoria:

**Ambiente Dulcícola**

Profa. Dra. Camila de Martinez Gaspar Martins

Profa. Dra. Eneida Eskinazi Sant'Anna (coordenação)

Profa. Dra. Elisabeth Henschel

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso

Profa. Dra. Vânia Pasa

Profa. Dra. Valquiria Ferreira Dutra

**Ambiente Marinho**

Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida

**Ambiente Costeiro**

Profa. Dra. Jacqueline Albino

A **Síntese Integrativa** vem sendo apresentada desde o RA2022 e avalia as interações existentes entre os diversos ambientes quanto aos componentes da biodiversidade, bem como seu significado causa-consequência para uma melhor compreensão por parte de gestores e tomadores de decisão. Nessa abordagem, partiu-se da análise de relatórios individuais de cada Tema, do banco de dados do PMBA/Fest-UFES, para construção de modelos conceituais teóricos e numéricos que incorporam diferentes escalas de processos ecológicos, tendo em vista a conectividade das inter-relações ecológicas entre água, sedimento e a biota.

Informações complementares à Síntese Integrativa: É apresentado arquivo de descrição metodológica e subsídio para as análises apresentadas no documento principal da Síntese Integrativa, como os resultados da Cienciometria, a composição das análises e a caracterização espaço-temporal do indicador de Estado Ambiental e resultados suplementares do índice de Toxicidade, dos modelos de estresse (vias de desfecho adverso) e de equações estruturais, dos táxons indicadores de limites ecológicos e da simulação e projeção de cenários.

Autoria:

Prof. Dr. Antônio Sergio Ferreira Mendonça (UFES)

Profa. Drª. Beatrice Padovani Ferreira (UFPE) (Coordenadora)

Prof. Dr. Daniel Rigo (UFES)

Dr. David de Almeida Fiorillo (UFES)

Dr. Diogo Costa Buarque (UFES)

Eduarda Barcelos Coelho Carvalho (UFES)

Drª. Fabiana de Matos Costa (UFSB)

Dr. Fabio Cavalca Bom (UFES)

Gabriele Pedro Tottola (UFES)

Dra. Gisele Daiane Pinha (UFSB)

Heloísa Bandeira Freitas (UFES)

João Pedro Simões Maia (UFES)

Profa. Drª. Kyssyanne Samihra Santos Oliveira (UFES) (Coordenadora)

Drª. Livia Luchi Rabello (UFES)

Me. Lorena Frasson Loureiro (UFES)

Prof. Dr. Maikon Di Domenico (UFPR) (Coordenador)

Drª. Manuela Santos Santana (UFPR)

Prof. Dr. Marco Aurelio Costa Caiado (UFES)

Melina Silva de Lima Rodrigues (UFES)

Drª. Mônica de Souza Mendes (UFES)

Dr. Murilo Brazzali Rodrigues (UFES)

Prof. Dr. Nadson Ressyè Simões (UFSB) (Coordenador)

Dr. Nelson de Almeida Gouveia (UFPE)

Drª. Selena Lopes Carvalho (UFES)

Por fim, os **Materiais Suplementares (MS)** foram construídos para dar subsídio ao relatório e estão organizados da seguinte forma: **(1) Histórico de malha e frequência amostrais implementado desde setembro de 2018 até março de 2026:** Apresentação das alterações aprovadas ao longo do tempo pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) no (a) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019, para o período de transição; (b) Propostas Técnicas de continuidade do monitoramento, de 2022 visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES", a partir da malha e frequência amostrais estabelecidas no TR4; e (c) a Deliberação nº 803 via Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio; **(2) Metodologia:** Este item foi construído com o objetivo de apresentar a metodologia (implementada no Novo Ciclo de Monitoramento (desde agosto de 2022) e adequada conforme solicitações na nota técnica que originou a Deliberação nº 803 (agosto de 2024)), executada por cada Tema monitorado pelo PMBA/Fest-UFES no momento de construção deste relatório. Neste item também inclui o histórico sintetizado das alterações metodológicas que ocorreram ao longo da evolução do monitoramento, a fim de determinar os indicadores; **(3) Resultados:** São expostos na forma de indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática, para cada um dos Temas,

considerando todo o período de monitoramento, com o propósito de clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A apresentação destes se dá no formato de gráfico/figura/tabela do indicador, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal; **(4) Considerações finais:** Principais conclusões acerca dos indicadores de cada Tema e o ambiente monitorado, considerando a série espaço-temporal. A autoria destes materiais, de forma individualizada, se encontra na contracapa de cada um deles.

Para toda essa estrutura de organização técnica, ainda estão sistematizados na pasta *"Shapefiles",* os arquivos vetoriais (*shapefiles*) utilizados na construção de todos os mapas e figuras georreferenciados apresentados no corpo do RA2025.

A análise técnico-científica do RA2025 foi elaborada com base nos principais indicadores abióticos e bióticos já apresentados nos relatórios anteriores do PMBA/Fest-UFES (RRDM, 2019 – RT16 a FEST, 2024 – RT46). O relatório foi estruturado para que a narrativa se desenvolva separadamente para os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, contemplando os resultados de todos os Temas do PMBA/Fest-UFES, em consonância com o previsto no TR4 e Plano de Trabalho para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES. Para cada Ambiente, foi utilizada uma abordagem de descrição e análise evolutiva dos principais indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade, buscando, sempre que possível, uma evolução histórica com dados anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, bem como aqueles após o rompimento, mas anteriores à implementação do PMBA/Fest-UFES.

Ressalta-se que todos os critérios de avaliação de impacto que subsidiaram a elaboração dos relatórios anteriores do PMBA/Fest-UFES permanecem os mesmos empregados no RA2025. Nesse contexto, as análises espaço-temporais das condições ambientais e da biodiversidade foram conduzidas e interpretadas a partir da comparação dos resultados obtidos durante a execução do PMBA/Fest-UFES com dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão, bem como com dados posteriores ao rompimento, mas anteriores ao início do monitoramento realizado pelo Programa. Adicionalmente, foram consideradas as diferenças espaciais entre pontos amostrais impactados e não impactados, a correlação direta dos resultados com a presença de metais característicos do rejeito, as informações disponíveis na literatura científica, os padrões estabelecidos pela legislação nacional vigente e os valores orientadores internacionais. Por fim, as avaliações também contemplaram a comparação dos resultados obtidos ao longo das diferentes campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, permitindo analisar a evolução temporal das condições ambientais e da biodiversidade nas áreas monitoradas.

Além dos dados pretéritos já considerados no âmbito dos produtos anteriores do PMBA/Fest-UFES, são também incorporados os eventuais novos dados pretéritos levantados, assim como artigos científicos publicados com dados relacionados ao rompimento da barragem de Fundão e à área afetada por ele. Foram também passíveis de incorporação para discussão e comparação, mesmo que não em totalidade de malha e frequência amostral, dados oriundos de outros programas e relatórios técnicos

que foram disponibilizados para acesso do PMBA/Fest-UFES via Fundação Renova/Samarco.

Ainda, é importante se destacar que, considerando o OFÍCIO SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, a Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e consequente Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024, o PMBA/Fest-UFES passou por mudanças de escopo expressivas, onde para Temas específicos houve a exclusão/alteração de macroatividades e para outros Temas a completa exclusão deles, conforme detalhado a seguir:

- Tema Sedimentação Marinha: exclusão das atividades relacionadas ao Mapeamento de Habitat, o que implica na supressão de todas as seções do relatório relacionadas a essa atividade, incluindo metodologia, resultados e considerações finais;
- Tema Ictiofauna e Carcinofauna: exclusão das atividades relacionadas à Telemetria e ao Monitoramento de Peixes Recifais. Consequentemente, as respectivas seções do relatório técnico também foram suprimidas;
- Tema Restinga: exclusão das atividades relacionadas ao Sensoriamento Remoto; Cultivo ex-situ e análise da microbiota do solo. Sendo assim, as respectivas seções do relatório técnico foram suprimidas. Além disso, houve ajuste da malha amostral, com a retirada da estação de Barra Nova e da formação arbórea em todas as estações. A frequência das atividades foi redefinida como trimestral para ecofisiologia e florística, e semestral para as demais ações;
- Tema Praias: exclusão das atividades relacionadas ao Monitoramento da antepraia na Isóbata de 5 metros, bem como a estação de Praia Mole (S1) da malha amostral. Ambas suprimidas deste relatório;
- Tema Fundos Recifais: exclusão das atividades relacionadas ao Sensoriamento Remoto, Fotogrametria, Sedimentologia, Avaliação de CAUs, Diversidade Genética de Endossimbiontes e Análises de Metais Dissolvidos em Água e Organismos, sendo todas essas sessões, suprimidas do relatório. Também foi ajustada a malha amostral com a exclusão das áreas de Abrolhos e Foz do Rio Doce, mantendo-se o monitoramento apenas nos Recifes Esquecidos e na APA Costa das Algas;
- Tema Manguezal: exclusão das atividades relacionadas ao Cultivo ex-situ e ajustes na malha amostral, com redução de cinco parcelas na Barra Nova e três parcelas no São Mateus, sendo as supressões realizadas neste relatório;
- Tema Aves: exclusão completa do Tema e consequente supressão de todo o conteúdo referente a este Tema neste relatório;
- Tema Cetáceos: exclusão completa do Tema e consequente supressão de todo o conteúdo referente a este Tema neste relatório;
- Tema Sedimentação Costeira: exclusão completa do Tema e consequente supressão de todo o conteúdo referente a este Tema neste relatório.

Cabe destacar, ainda, a situação observada na estação marinha SDS19, conforme descrito a seguir: Durante a campanha amostral de abril de 2025, foi registrada atividade contínua de transporte e disposição de material dragado entre o canal de acesso da Portocel e uma área de despejo situada a aproximadamente 360 m da estação SDS19. Diante da possibilidade de interferência sobre as condições ambientais e os resultados do monitoramento, o PMBA/Fest-UFES encaminhou ao IEMA o Ofício CE GP nº 173/2025 (05 de agosto de 2025), sendo respondida por meio do Ofício nº 056/2025-DT/IEMA (27 de agosto de 2025), que confirmou o histórico de utilização da região para atividades de dragagem e disposição de sedimentos desde o ano 2000. No Ofício CE GP nº 24/2026 (20 de março de 2026), a FEST oficializou as alterações relevantes encontradas nos resultados da estação SDS19. Em resposta, por meio do Ofício nº 034/2026 – IEMA/DILCAM, de 8 de outubro de 2026, o IEMA confirmou a realização de atividades de dragagem e descarte em áreas de bota-fora, com a disponibilização dos números de licenciamento e informações sobre as condicionantes de monitoramento ambiental, além de disponibilizar acesso aos arquivos geoespaciais das áreas de disposição do material dragado. Essas informações reforçam a necessidade de considerar as atividades de dragagem como possível fator de interferência nos resultados da estação SDS19.

Considerando o comportamento discrepante observado nos resultados da estação SDS19, a possível influência das atividades de dragagem e a necessidade de garantir um tratamento homogêneo entre os Temas do Ambiente Marinho do PMBA/Fest-UFES, cujos resultados também contemplam essa estação, a Coordenação do Ambiente Marinho deliberou pela desconsideração dos dados da SDS19 obtidos a partir de abril de 2025 no RA2025. Essa medida visa preservar a consistência metodológica e a comparabilidade das análises, sendo então explicitamente observada nos Materiais Suplementares dos Temas: Bentos de fundo inconsolidado; Fitoplâncton Marinho; Hidrogeoquímica; Ictioplâncton Marinho; Sedimentação Marinha e Zooplâncton Marinho.

Para além do exposto, a produção deste importante relatório, com reconhecida qualidade técnico-científica, só foi possível através da participação de profissionais altamente capacitados em todas as etapas de execução do PMBA/Fest-UFES. No Quadro 1 é apresentada a lista de todos os colaboradores e parceiros atuantes durante a produção do RA2025 e participantes do processo de elaboração do presente documento, seja através da execução de atividades de campo e/ou laboratório, discussão dos resultados e da redação do documento, ou ainda na atuação como suporte gerencial, técnico e científico.

Quadro 1: Lista de colaboradores do PMBA/Fest-UFES atuantes durante o período de produção do RA2025, agrupados por Temas e Gerências.

| **LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES** | |
|---|---|
| **TEMA - ECOTOXICOLOGIA** | |
| ADALTO BIANCHINI | JULIA SACRAMENTO BARBOSA |
| ALLANA JACINTO ALVES DA SILVA | JULIANA CARRICONDE HERNANDES |
| ANDRESSA SUANES SETA | JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI |
| BRENDA OLIVEIRA DE BRITO | JULIE CAROLINE JESUS DA SILVA |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS | LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS |
| CASSIA RODRIGUES DA SILVEIRA | LIZIANE CARDOSO MARUBE |
| CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS | LORENA FIGUEIREDO FARIAS |
| DOUGLAS MARCELINO DA SILVA ROCHA | LUANA BARBIERI DE SOUZA |
| EDRIA OLIVEIRA BISPO | LUANA PAGANOTTO LEANDRO |
| EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO | MAYSA DO VALE OLIVEIRA |
| ELAN ALEXIS TELLEZ PUEBLAS | PATRIK SILVA SANTOS |
| ELIZA RODRIGUES ACOSTA | PEDRO IVO NEVES DE ALMEIDA |
| HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS | PRISCILA PLESLEY ALVES DA SILVA |
| IAGO RODRIGUES DE PAULA | REGINA COIMBRA ROLA |
| IOLE BEATRIZ MARQUES ORSELLI | ROBERTA DE OLIVEIRA LOBATO |
| ISABELLA MARIANI | TALITA CRISTINA DA SILVA CASTRO |
| JAINE AMES | VANDA ARTIFON PEREIRA |
| JENIFER SILVEIRA MORAES | VANESSA JANONI BOTELHO DE FREITAS DO NASCIMENTO |
| JESSICA TOZE WANDERMUREM ASSIS | YURI DORNELLES ZEBRAL |
| JOSIANE ARAUJO DA SILVA | YURI ROSSI |
| JULIA ROCHA RAMOS | |
| **TEMA - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS** | |
| ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO | LUAN PEREIRA ARTEM |
| ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA | LUCAS VIEIRA DO NASCIMENTO |
| AISSA LEAL BRINGEL | MARIA EDUARDA OLIVEIRA DOS SANTOS |
| ESTER FERNANDES DA SILVA | MARIA FERNANDA RODRIGUES NOGUEIRA |
| GABRIELLA COELHO BERNARDO | MATEUS REZENDE COELHO |
| GEISA DOS SANTOS CONCEICAO DE SOUZA | PEDRO VIANNA GATTS |
| ISABELE PONCIO LOUZADA | RAQUEL ELISA ALVES |
| JOSE AMILCAR SILVA FARIAS JUNIOR | RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO |
| JOSE LUCAS DE OLIVEIRA RAMIRO | SINTIA BRUNELI FAGUNDES |
| LAERCIO NOVAES CARDOSO | STEPHANNY CONCEICAO DA SILVA |
| LEILA DE LOURDES LONGO | THIAGO DE OLIVEIRA NEVES |
| LORRANY DOS SANTOS OLIVEIRA | |
| **TEMA – FITOPLÂNCTON MARINHO** | |
| ARTHUR WEISS DA SILVA LIMA | MYLLENA DA SILVA PEREIRA |
| CECILIA DE MORAES MARINO | PAULO IIBOSHI HARGREAVES COSTA |
| GEORGETTE CRISTINA SALVADOR LAZARO | PAULO SERGIO SALOMON |
| JULINE RODRIGUES DA CONCEICAO | STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA |
| KRYSNA STEPHANNY DE MORAIS FERREIRA | TATIANA VILLALBA VIANA |
| MARCIO MURILO BARBOZA TENORIO | |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| **TEMA - FUNDOS RECIFAIS** | |
| ALICE DO NASCIMENTO MUNIZ DE CARVALHO | IVAN MONCLARO CARNEIRO |
| ANA PAULA BARBOSA MOREIRA | JANUARIO CAMPOS DE AMORIM |
| BARBARA FERNANDES ZAIDAN | LEONARDO LARA DE CARVALHO |
| BRUNA MAGALHAES PAIVA | MARCOS TEIXEIRA DE MELO SABOYA |
| FERNANDO CASTRO CARDOSO | RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA |
| GUILHERME MALAGUTTI DE CASTRO | RODRIGO LEAO DE MOURA |
| **TEMA - HIDROGEOQUÍMICA** | |
| ANDRESSA MEIRELES DAVID | MATEUS ALVES JESUS |
| CAMILA MEDEIROS DE ALMEIDA | NATHALIA MACHADO BETZEL |
| CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES | RAYANA ALVARENGA COSTA |
| CESAR ALEXANDRO DA SILVA | RENATA CAIADO CAGNIN |
| CLARISSA HEIDERIQUI COMERIO | RENATO RODRIGUES NETO |
| CYBELLE MENOLLI LONGHINI | RICARDO DA CUNHA BISI JUNIOR |
| DANILLO SILVA ZACCHE | TOMAS DE CRISTOFARO MULLER |
| EDUARDO SCHETTINI COSTA | VIVIANE DOS SANTOS MARQUES |
| ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA | WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR |
| EMERSON LUIS YOSHIO HARA | WILLIAN DIAS ARAUJO |
| FABIAN SA | |
| **TEMA – ICTIOPLÂNCTON MARINHO** | |
| ANA CAROLINA FONTOURA VALENTE BARRETO | FABIANA TEIXEIRA BONECKER |
| ANA CRISTINA TEIXEIRA BONECKER | LUIZ MANOEL COSENZA |
| CRISTINA DE OLIVEIRA DIAS | MARCIA SALUSTIANO DE CASTRO |
| CLAUDIO DE SOUZA RESSUR | MARIANA MUGUET JULIO |
| **TEMA – SEDIMENTAÇÃO MARINHA** | |
| ALICE SOUZA COSTA | JORDAN SYLLAS SARAIVA LEITE |
| ALEX CARDOSO BASTOS | LARA FERREIRA PECANHA |
| ANITA GOMES RUSCHI | LIVIA FELETTI CECCON |
| ARTHUR SANT ANA CAVICHINI | LIVIA RODRIGUES GARCEZ |
| BRUNA LUZ FERNANDES | LORENA FERREIRA MONTEIRO |
| FERNANDA VEDOATO VIEIRA | MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO |
| FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE | VALERIA DA SILVA QUARESMA |
| **TEMA - MODELAGEM NUMÉRICA MARINHA** | |
| DIEGO LUIZ FONSECA | MARCOS NICOLAS GALLO |
| EVELYN LEITE SANTOS | RENATO DAVID GHISOLFI |
| GABRIELA CORREA BRASILEIRO | RONALDO GABRIEL MEDON BATISTA |
| GABRIELA VERONICA BURASCHI | SABRINA APARECIDA RAMOS DA FONSECA |
| GUSTAVO VAZ DE MELO | SUSANA BEATRIZ VINZON |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| JULIA TAVARES SALVIATO | TAYNA ROSA MARTINS PAIVA |
| LUCAS DE OLIVEIRA DA SILVA | THIAGO FAGUNDES LEAO |
| **TEMA – ZOOPLÂNCTON MARINHO** | |
| ARTHUR SILVEIRA MATHIAS COSTA | LAURA RODRIGUES DA CONCEICAO |
| BIANCA SALVADOR | LUCIANO ALBERTO ELIA JUNIOR |
| CRISTIANE SCARTON GOMES DE OLIVEIRA | LUIZ FERNANDO LOUREIRO FERNANDES |
| GABRIEL HARLEY COSTA SANTOS | PRISCILA TEIXEIRA AMARAL |
| GUSTAVO MARTINS ROCHA | SERGIO LUIZ COSTA BONECKER |
| **TEMA - QUALIDADE DA AGUA E SEDIMENTOS DULCÍCOLA** | |
| CAROLINA DO CARMO SOUZA | POLIANA CARDOSO LIMA |
| MARCUS VINICIUS DE ASSIS | VANYA MARCIA DUARTE PASA |
| MARIANA LUIZA MIRANDA PEREIRA | YARA APARECIDA MELO |
| **TEMA – LIMNOLOGIA** | |
| DEBORA GONÇALVES BARBOSA | FERNANDO HENRIQUE LEMOS |
| ELINE NAYARA DANTAS DA COSTA | GILBERTO FONSECA BARROSO |
| EMANUELE CORREA SANTOS | JULIA DE ALMEIDA LEITE |
| FELICIDADE PORTO LOBIANCO | ROGER CARVALHO DA SILVA |
| **TEMA – MINERALOGIA DULCÍCOLA** | |
| DANILO DE LIMA CAMELO | RAMON MOREIRA VANELI ALVES |
| DAVID LUKAS DE ARRUDA SILVA | MIGUEL BERGAMIM GENELHU CRUZ |
| DIEGO LANG BURAK | TIAGO GUIMARAES |
| **TEMA – FITOPLÂNCTON DULCÍCOLA** | |
| AISHA VICTORIA MEDEIROS PIEDADE | GABRIEL BERGAMINI PANETO |
| ALESSANDRA DELAZARI | LARISSA BASSANI DE OLIVEIRA VIGANOR |
| AMANDA MARTINS BATISTA | MARIA CAROLINE GAVA |
| ANA CAROLINY BOZI DE ASSIS | STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA |
| FABRICIO BRONZONI DE OLIVEIRA | |
| **TEMA – MACRÓFITAS DULCÍCOLA** | |
| FRANCISCO ALVARO ALMEIDA NEPOMUCENO | MICHELLEN MARIA GOMES RESENDE |
| ISABELA BRUNORO | VALQUIRIA FERREIRA DUTRA |
| LUCAS DE ALMEIDA SILVA | |
| **TEMA – PERIFÍTON DULCÍCOLA** | |
| BIANKA GERHARDT ENDLICH | LUCINEIDE MARIA SANTANA |
| ISABELA VIANA GABLER | MATEUS SARDI TRANCOSO |
| IZABELA CLARA MARQUES BALINHAS | |
| **TEMA – ZOOPLÂNCTON DULCÍCOLA** | |
| CELTON RAFAEL RIBEIRO DOS SANTOS | LARISSA SCHANEN COELHO |
| EDUARDA SIMOES PEDROSA | NICOLE MARINA DE ALCANTARA |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| ENEIDA MARIA ESKINAZI SANT ANNA | PAULA CRISTINE SILVA GOMES |
| **TEMA – PRAIAS/BENTOS** | |
| AMANDA MOREIRA DEOLINDO | JULIA OFRANTE DOS SANTOS |
| BRUNA ADENALIAN COELHO TEIXEIRA | KARLA GONÇALVES DA COSTA |
| EMANUELY EZIDIO DA SILVA | LORENA ANDRADE DE OLIVEIRA |
| GABRIELA SINGULANI DE BRITO | TATHIANA GUERRA SOBRINHO |
| GEAN ZANETTI | VALESKHA FERNANDES DA SILVA |
| ISABELA JABOUR E SILVA | VANESSA SIMÃO DO AMARAL |
| **TEMA - PRAIAS/MORFODINÂMICA** | |
| BRANCO MATEUS MURATA EGUCHI | JULYANA CAPRINI FARDIN |
| DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI | LUANA FERREIRA DIAS |
| ISABELE CORREIA DOS SANTOS | LUCAS BERMUDES DE CASTRO |
| JACQUELINE ALBINO | LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA |
| JOAO VICTOR BALTUS BARROCAL PERES | MARIA RITA RODRIGUES DOS SANTOS |
| **TEMA – PRAIAS/GEOQUÍMICA** | |
| ANA LUIZA FURGHIERI SOUSA | LIVIA CARVALHO FERREIRA |
| GEISAMANDA PEDRINI BRANDAO ATHAYDE | MAIARA KRAUSE |
| JOAO PEDRO LOYOLA DA CUNHA | MARIA TEREZA WEITZEL DIAS CARNEIRO LIMA |
| JOAO TULIO CRUZ | SUELLEN GERONIMO CORDEIRO |
| JEFFERSON RODRIGUES DE SOUZA | TIAGO PEREIRA CUNHA |
| LARISSA DIAS RORIZ | WELLINTON ALVARENGA ARAGAO |
| **TEMA - MANGUEZAL** | |
| ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO | MARCELO BARCELLOS DA ROSA |
| ANTELMO RALPH FALQUETO | MARIA LUIZA DE VARGAS MALLMANN |
| BRUNNA ROCHA MARTINS | MARYAH MIRANDOLA DA PAIXAO AGUIAR LIMA |
| DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES | MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA |
| EDILSON ROMAIS SCHMILDT | RAILSON FIGUEIREDO DOS SANTOS |
| EDUARDO ALMEIDA FILHO | RAQUEL LEMOS LOPES |
| GUILHERME FAVERO | SAMIRA LEITE |
| HELIA DEL CARMEN FARIAS ESPINOZA | SAVIA SOARES PASCOALINI |
| KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA | ULLY DEPOLO BARCELOS |
| LAIANE DE JESUS DE SOUZA LIMA | VERONICA D ADDAZIO PINHEIRO |
| LAIS ALTOE PORTO | |
| **TEMA - RESTINGA** | |
| ADRIANO NUNES NESI | JOAO PAULO FERNANDES ZORZANELLI |
| ANA LUIZA LEAL BATISTA | LARISSA BERNARDINO MORO |
| AUXILIADORA OLIVEIRA MARTINS | LUCAS PIMENTEL PEREIRA |
| DANILO SILER VASCONCELLOS | LUIS HENRIQUE FRANCA DE CARVALHO LINS |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| DAYVID RODRIGUES COUTO | MARIELA MATTOS DA SILVA |
| DIOLINA MOURA SILVA | MARISA CHAGAS SIMOES |
| EDUANE JOSE DE PADUA | OBERDAN JOSE PEREIRA |
| EMANOEL FERREIRA DE SOUSA | POLIANA BORGES DE OLIVEIRA |
| EDVAR JUNIOR RONCETTI COELHO | REBECA MATOS GRONER |
| GABRIEL LOIOLA ESPOSITO | ROMARIO DE OLIVEIRA SILVA JUNIOR |
| GABRIEL ROSA DE SOUSA | SABRINA GARCIA BROETTO |
| GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES | SERVIO TULIO ALVES CASSINI |
| IVINA MARIA OLIVEIRA BARBOSA VIEIRA | SILVIA TAMIE MATSUMOTO |
| JAIRO PINTO DE OLIVEIRA | VINICIUS HENRIQUES DE CARVALHO |
| MARIANA MACHADO ROCHA | WAGNER LUIZ ARAUJO |
| **TEMA – MONITORAMENTO REMOTO DA MEGAFAUNA MARINHA** | |
| AGNALDO SILVA MARTINS | JOAO BATISTA TEIXEIRA |
| AMANDA BARON DI GIACOMO | JORDANA BORINI FREIRE |
| ANANDA KUMAIRA FERNANDES | LORENA OLIVEIRA DO NASCIMENTO |
| CAMILA VICTORIA DE OLIVEIRA FURLANI RIBEIRO | MARCOS EDUARDO DIAS ROCHA |
| CESAR ROCHA DE MIRANDA XAVIER | NELSON BARCELOS PEREIRA |
| DANIEL GUSTAVO VON SPERLING DE VASCONCELLOS VENTURINI | VICTORIA DE LIMA TAGLIACARNE |
| **TEMA – TARTARUGAS MARINHAS** | |
| ANA CAROLINA BARCELOS PEREIRA MARIANO | LUISA LIMA TOSE |
| ANNA CLARA VIANA JUVENCIO | MARCELO RENAN SANTOS - INSTITUTO MARCOS DANIEL |
| CAMILA MIGUEL – INSTITUTO MARCOS DANIEL | RITA GOMES ROCHA |
| FELIPE DONATELI GATTI | SARAH MARIA VARGAS |
| JULIANA DE FREITAS JUSTINO | WESLEY DONDONI COLOMBO |
| LETICIA MANSKE ARAUJO | |
| **TEMA - ICTIOFAUNA DULCÍCOLA** | |
| ALINE MOURAO XIMENES | JORGE ABDALA DERGAM DOS SANTOS |
| ANA DARIA LEITE VIANA | KESSIA LEITE DE SOUZA |
| ANDRÉA BIALETZKI – LIFE FISH | LUCAS CAETANO DE BARROS |
| AUREO BANHOS DOS SANTOS | LUCAS MARCON |
| BRUNO EDESIO DOS SANTOS MELO | MARA LUIZA DE ALMEIDA SANTOS – LIFE FISH |
| CARLOS EDUARDO FARESIN E SILVA | NATALIA MARTINS TRAVENZOLI |
| CIDIMAR ESTEVAM DE ASSIS | NASRAH MUHAMMAD CALDERARO HAMDAN |
| ELISABETH HENSCHEL DE LIMA COSTA | PAULA NUNES COELHO |
| ERICO MACEDO POLO | SANDRA MARCELA HERNANDEZ RANGEL |
| FELIPE VIEIRA GUIMARAES | SARAH VENTURA CARVALHO |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| GILBERTO NEPOMUCENO SALVADOR – LIFE FISH | SIMONE GOMES DUARTE E MOURA |
| GUSTAVO RIBEIRO ROSA – LIFE FISH | TOMAS HRBEK |
| GUSTAVO RODRIGUES FERNANDES | VALERIA NOGUEIRA MACHADO |
| INGRID DE SOUZA NUNES | VICTOR AUGUSTO DE QUEIROZ BATISTA |
| IZENI PIRES FARIAS | WANDER RIBEIRO FERREIRA |
| **TEMA - ICTIOFAUNA MARINHA** | |
| ALEXANDRE LUIZ ARVIGO | JULIA POHL ALTAFIN |
| ANA PAULA CAZERTA FARRO DA ROSA | JULIANA MARTINS DE ANDRADE |
| ANA LUIZA SANTOS ARAUJO | JULIEN CHIQUIERI |
| ANDRE LUIZ RODRIGUES DE LIMA | KARIS ITCHEL TUNON VALDES |
| AUGUSTO ALVES MACHADO | KAUAN XAVIER FELIZARDO |
| BRENDA MEDEIROS | KATHIANI VICTOR BASTOS |
| CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO | LEANDRO PIROVANI DE SANT ANA |
| DAHIANI NUNES BOSSI | LORENA ZIVIANI BEVITORIO |
| DEBORAH MAGALHAES DE MELO | LUISA CORREA VENTURATO MOREIRA |
| DRIENNE MESSA FARIA | MANOELA DA SILVA PEREIRA |
| EDUARDO KENYU OKIDO MATSUMOTO | MARIANA ANTUNES DA SILVA |
| ERIK NAOYUKI FUSSE NONAKA | MAURICIO HOSTIM SILVA |
| FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT | PEDRO MORENO VILLATORO REQUENA |
| FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DARO | REBEKA FERREIRA MARTINS |
| FERNANDA LOPES TEIXEIRA | RAYELLE PANCIERI LIMA |
| GABRIELA ORTOLANE MEDEIROS | RHAYANE SANTOS TERRA |
| GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI | RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA |
| GIULIA DA SILVA MARCHIORI | RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO |
| HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR | RYAN CARLOS DE ANDRADES |
| HELEN AUDREY PICHLER | VANDER CALMON TOSTA |
| HERICK SIMAS DOS SANTOS | VANESSA KUBOYAMA MARQUES DE OLIVEIRA |
| JEAN CHRISTOPHE JOYEUX | VITORIA DUARTE HUPP |
| JOAO PEDRO BELEZA CAVALCANTE KFURI CRIM | |
| **LOGÍSTICA** | |
| BRENER FREITAS DE ALVARENGA | PEDRO DE SOUZA LAINO |
| FERNANDA PERASSOLI | WAGNER RIBEIRO BAIÃO |
| JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO | |
| **ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)** | |
| ACRE FERNANDES DA SILVA | MAYARA DA SILVA |
| ALESSANDRO SANGIORGIO DA SILVA | MICHELLE SEQUINE BOLZAN |
| ALEX COSTA DE SOUZA | MURILLO EPIFANIO RODRIGUES DE ALMEIDA |
| ANA CAROLINA ALMEIDA OLIVEIRA CHEIBUB | PATRICIA BOURGUIGNON SOARES |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| ARILDO DETEMANN | MARIANA DE CAMARGO BITTENCOURT RITO |
| CARLOS JOSE FRAGA | PAULO ROBERTO DA SILVA |
| CLEOCIR JOSE DALMASCHIO | PETRUSCA MELLO COSTA FILHA |
| CRISTIANE SILVEIRA MACHADO | RAFAEL PETRI |
| DAVYD CELANTE SANTOS | REJANE RODRIGUES MONTEIRO |
| EDCARLOS FERREIRA BARBOSA | ROBERTA QUINTINO FRINHANI |
| EDILENE SOUZA DA SILVA NEVES | RODRIGO ALMEIDA DE OLIVEIRA |
| ELIVELTON OLIVEIRA RODRIGUES | ROGERIO PETRI |
| FERNANDO COUTINHO BISSOLI | ROSANGELA SOARES CAMARGO |
| JULIA DE NADAI TAMANINI | SABRINA FELIX BERTUANI |
| KAMILA GHELARDI BAIAO | SIDNEI VIEIRA |
| KENNEDY GERA NISHIO | SUZY HELLEN SOARES |
| LEONARDO ARENAS CAVADAS BUAIZ DE LIMA | TALITA FERREIRA MOLL VOLPONI |
| LORENZO COSTA QUEIROZ | THAYANE LUCIA PEREIRA |
| LUCAS DE CARVALHO CAMATTA RANGEL | VALDEMAR LACERDA JUNIOR |
| LUCIMAR TADEU SCALZER | WANESSA DA COSTA CRUZ |
| MARCOS VALERIO VIEIRA LYRIO | WILIAM WAGNER SILVA SARANDY |
| **EQUIPE INTEGRAÇÃO** | |
| ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA | LORENA FRASSON LOUREIRO |
| AROLDO DOS REIS ROCHA JUNIOR | MAIKON DI DOMENICO |
| BEATRICE PADOVANI FERREIRA | MANUELA SANTOS SANTANA |
| DANIEL RIGO | MARCO AURELIO COSTA CAIADO |
| DAVID DE ALMEIDA FIORILLO | MARCELO FRANCISCO DE NOBREGA |
| DIOGO COSTA BUARQUE | MELINA SILVA DE LIMA RODRIGUES |
| EDUARDA BARCELOS COELHO CARVALHO | MONICA DE SOUZA MENDES |
| FABIANA DE MATOS COSTA | MURILO BRAZZALI RODRIGUES |
| FABIO CAVALCA BOM | NADSON RESSYE SIMOES DA SILVA |
| GABRIELE PEDRO TOTTOLA | NELSON DE ALMEIDA GOUVEIA |
| GISELE DAIANE PINHA | PEDRO CORDOVA ZIERHUT |
| HELOISA BANDEIRA FREITAS | POLLYANNA PEREIRA BORGO AUER |
| JOAO PEDRO SIMOES MAIA | SELENA LOPES CARVALHO |
| JORGE EDUARDO LINS OLIVEIRA | SERGIO MAICON DE ALMEIDA SANTANA |
| KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA | SOPHIA MUNIZ ROHR |
| LIVIA LUCHI RABELLO | YASMIN DA SILVA ALVES |
| LORENA FRASSON LOUREIRO | |
| **ASSESSORIA TÉCNICA** | |
| ANNA PAULA LAGE RIBEIRO | LARA GABRIELA MAGIONI SANTOS |
| ANTONIO SCARDUA NETO | LAURA SILVEIRA VIEIRA SALLES |

| LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES | |
|---|---|
| DANDARA SILVA CABRAL | MONIQUE FRANZEN MAIA |
| FERNANDA JURKA ALVES | PATRÍCIA OLIVEIRA LACERDA |

## 1.2 GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST-UFES

Visando uniformizar a aplicação de conceitos e termos comuns utilizados durante a construção dos documentos que compõem o RSE2025, principalmente aqueles que são característicos e inerentes ao PMBA/Fest-UFES, os termos padronizados e os seus respectivos significados são apresentados abaixo:

1. **Rompimento da Barragem**: termo utilizado para se referir ao evento que deu origem ao aporte do rejeito de mineração da barragem de Fundão que atingiu o rio Doce e a região marinha adjacente.
2. **Material Ligado ao Desastre (MLD)**: termo chancelado pelo Comitê Interfederativo (CIF) onde "*convencionou-se chamar de MLD (Material Ligado ao Desastre) o conjunto de substâncias que comprometeram os ecossistemas ou que se tornaram biodisponíveis após o desastre, sejam elas provenientes do rejeito ou revolvidas ao longo das regiões atingidas*" através das Deliberações CIF nº 647 e 704, de dezembro de 2022 e agosto de 2023, respectivamente. Conforme passagem acima, oriunda do Modelo Técnico do Desastre (anexo II, Deliberação CIF nº 704), desde o RT-46 (RA2023) adotamos o termo "MLD" e não mais menções como rejeito, lama, lama de mineração, etc.
3. **PMBA/Fest-UFES**: sigla referente ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, executado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia (Fest) e Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
4. **Período seco**: compreende o período entre os meses de abril a setembro de cada ano.
5. **Período chuvoso:** compreende o período entre os meses de outubro a março de cada ano.
6. **Ano 1**: termo utilizado para se referir ao primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de setembro de 2018 a setembro de 2019.
7. **Ano 2**:termo utilizado para se referir ao segundo ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2019 a setembro de 2020.
8. **Ano 3**: termo utilizado para se referir ao terceiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2020 a setembro de 2021.
9. **Ano 4**: termo utilizado para se referir ao quarto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2021 a setembro de 2022.
10. **Ano 5:** termo utilizado para se referir ao quinto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2022 a setembro de 2023.

11. **Ano 6:** termo utilizado para se referir ao sexto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES compreendido pelo período de outubro de 2023 a setembro de 2024.
12. **Ano 7:** termo utilizado para se referir ao sétimo ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES compreendido pelo período de outubro de 2024 a setembro de 2025.
13. **Ano 8:** termo utilizado para se referir ao sétimo ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES compreendido pelo período de outubro de 2025 a setembro de 2026.
14. **Período de Transição:** termo utilizado para se referir ao período entre a finalização do primeiro ano de monitoramento (setembro de 2019) e julho de 2022. Foi caracterizado por um intervalo de tempo em que o PMBA/Fest-UFES foi executado com o escopo do Ano 1 ajustado apenas às alterações de malha e frequência amostrais aprovadas pela CTBio através do ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, até início de nova fase do Programa de Monitoramento, chamado aqui de Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES.
15. **Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES:** termo utilizado para se referir à fase do Monitoramento compreendida pelo período de amostragem entre agosto de 2022 e setembro de 2024, tendo o escopo balizado a partir das propostas de continuidade do Monitoramento.
16. **Período da Deliberação CIF nº 803:** termo utilizado para se referir ao período de Monitoramento com Temas, malha e frequência decorrentes da Deliberação CIF nº 803, compreendido pelo período de amostragem entre outubro de 2024 e março de 2027 (considerar de outubro de 2024 a março de 2026 para este relatório), o qual se configura o período de transição de governanças para o início do Novo Acordo do Rio Doce (Repactuação).

## 1.3 LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR

Em seguida, é apresentada a lista de Materiais Suplementares que acompanham o RA2025 na forma de arquivos de documentos eletrônicos. Estes materiais foram identificados por meio de siglas que compreendem o conteúdo, Ambiente e Tema a que se referem.

No Quadro 2 é apresentada a lista de siglas atribuídas a estes, bem como suas respectivas origens conforme a estrutura organizacional do PMBA/Fest-UFES:

Quadro 2: Lista de siglas dos Materiais Suplementares referentes ao RA2025 PMBA/Fest-UFES.

| NOME DO ARQUIVO | ORIGEM DO MATERIAL SUPLEMENTAR |
|---|---|
| **GERAIS** | |
| MS_ Malha Amostral_Ano 1 | Malha amostral executada no Ano 1 do PMBA/Fest-UFES |
| MS_ Malha Amostral_Período de Transição | Malha amostral executada no Período de Transição do PMBA/Fest-UFES |
| MS_ Malha Amostral_Novo Ciclo | Malha amostral executada no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES |
| MS_ Malha Amostral_Período Deliberação 803 | Malha amostral executada no âmbito da Deliberação CIF nº 803 |
| MS_Mapas histórico malha amostral PMBA | Mapas com o histórico de malha amostral do PMBA/Fest-UFES |
| MS_Frequência amostral | Histórico da frequência amostral do PMBA/Fest-UFES |
| **AMBIENTE DULCÍCOLA** | |
| MS_AD_Ecotoxicologia | Ecotoxicologia |
| MS_AD_Fitoplâncton | Fitoplâncton |
| MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_ Macroinvertebrados | Ictiofauna, Ictioplâncton e Macroinvertebrados |
| MS_AD_Limnologia | Limnologia |
| MS_AD_Macrófitas | Macrófitas |
| MS_AD_Mineralogia | Mineralogia |
| MS_AD_Perifíton | Perifíton |
| MS_AD_Qualidade de água e sedimento | Qualidade de água e sedimento |
| MS_AD_Zooplâncton | Zooplâncton |
| **AMBIENTE MARINHO** | |
| MS_AM_Ecotoxicologia | Ecotoxicologia |
| MS_AM_Bentos de fundo Inconsolidado | Bentos de Fundo Inconsolidado |
| MS_AM_Fitoplâncton | Fitoplâncton |
| MS_AM_Fundos Recifais | Fundos Recifais |
| MS_AM_Hidrogeoquímica | Hidrogeoquímica |
| MS_AM_Ictiofauna e Carcinofauna | Ictiofauna e Carcinofauna |
| MS_AM_Ictioplâncton | Ictioplâncton |
| MS_AM_Modelagem | Modelagem |
| MS_AM_Monitoramento Megafauna | Monitoramento Remoto da Megafauna |
| MS_AM_Sedimentação Marinha | Sedimentação Marinha |

| NOME DO ARQUIVO | ORIGEM DO MATERIAL SUPLEMENTAR |
|---|---|
| MS_AM_Tartarugas | Tartarugas |
| MS_AM_Zooplâncton | Zooplâncton |
| | **AMBIENTE COSTEIRO** |
| MS_AC_Ecotoxicologia | Ecotoxicologia |
| MS_AC_Manguezal | Manguezal |
| MS_AC_Praias | Praias |
| MS_AC_Restinga | Restinga |
| | **SÍNTESE INTEGRATIVA** |
| MS_Síntese Integrativa | Síntese Integrativa |

# 2 SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA

## 2.1 O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES

O monitoramento do ambiente dulcícola no contexto do PMBA/Fest-UFES compreende um mosaico de ecossistemas aquáticos localizados na porção do Baixo Rio Doce, incluindo a calha fluvial do rio Doce e sua foz, tributários, lagos, lagoas e reservatórios. Para a análise de dados, e buscando delimitar a dinâmica e funcionalidade dos ecossistemas, foi estabelecida uma setorização desses ambientes, nomeados como setor Reservatórios (Aimorés e Mascarenhas), setor Tributários (rios tributários não impactados diretamente pelo Material Ligado ao Desastre (MLD) - Guandú, monitorado até o presente momento, Manhuaçu, monitorado de 2022 até o presente momento, córrego Ribeirão das Palmas, monitorado até 2024, e córrego São Pedro Frio, monitorado de 2019 até 2022; e rios tributários afetados pelo MLD - Santa Joana, Santa Maria do rio Doce, Pancas e São José, monitorados até 2024, especificamente para componentes de ictioplâncton), setor Calha do rio Doce, setor Foz do rio Doce (ponto amostral da foz do rio Doce), setor Lagos (Juparanã e Óleo, até 2024; Limão e Nova, até o presente momento; e Palmas, de 2019 até 2024) e setor Lagoas (Areão , até 2019; Areal, e Monsarás, até o presente momento; Cacimbas, de 2022 até o presente momento).

Após mais de uma década desde o rompimento da barragem de Fundão e intrusão do MLD na calha do rio Doce, os resultados do monitoramento do PMBA/Fest-UFES deixam claro que a presença de contaminantes metálicos associados ao rejeito de mineração de ferro na água e sedimento do rio Doce constitui um cenário desafiador para a conservação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos da área afetada. Apesar da melhora geral dos índices de qualidade de água, como indicada pelo índice de qualidade de água, a permanência de condições limítrofes impõe desafios ao pleno uso do recurso hídrico. Os resultados das tendências gerais da biodiversidade aquática indicam uma erosão geral da diversidade taxonômica e funcional de produtores primários (fitoplâncton e perífiton, por exemplo), bem como de consumidores (zooplâncton e peixes nativos). A continuidade do fenômeno de bioacumulação de contaminantes mantém inalterado o alerta da propagação de contaminantes ao longo da cadeia trófica, exigindo o cuidado constante no uso humano da biomassa dulcícola da área afetada.

Os indicadores de condição ambiental selecionados no PMBA/Fest-UFES buscam descrever as múltiplas representações dos componentes abióticos e bióticos aquáticos, e são constantemente reavaliados e aperfeiçoados com a continuidade do monitoramento.

### 2.1.1 Indicadores abióticos

Os indicadores abióticos aglutinam os descritores mineralógicos, limnológicos e geoquímicos, que descrevem aspectos primordiais da qualidade da água e características estruturais e geoquímica do sedimento.

**Mineralogia**: composição mineralógica dos sedimentos, suscetibilidade magnética dos sedimentos, fase de oxihidróxidos de Fe dos sedimentos, composição mineralógica do material particulado em suspensão, que avalia a composição mineralógica do material particulado em suspensão, fornecendo

informações sobre a dinâmica de transporte de sedimentos, fontes de minerais e potenciais mudanças ambientais no ambiente dulcícola.

**Limnologia**: claridade da água, acidez/alcalinidade da água, estratificação térmica dos ecossistemas lacustres, a condição oxidante/redutora da coluna d'água, que influencia a especiação química com formas iônicas oxidadas ou reduzidas de nutrientes e metais traço dissolvidos, os fluxos de nutrientes, sobretudo N e P, e o estado trófico dos ecossistemas aquáticos.

**Qualidade da Água e Sedimentos**: as análises geoquímicas são conduzidas tendo como norteadores os limites estabelecidos no NOAA Crônico para água e PEL (Probable Effect Level) para sedimento, sendo os indicadores os metais em água (Canadian Water Quality Index - CWQI), metais em sedimentos (Sediment Quality Guideline Quotient - SQG-q) e orgânicos em sedimentos (SQG-q), tais como HPAs, fenóis, pesticidas e pcbs. Avalia-se também o comportamento temporal por ambiente.

### 2.1.2 Indicadores bióticos

A biodiversidade aquática do rio Doce está representada por indicadores que descrevem a organização trófica dos habitats (produtores primários, consumidores primários, secundários e terciários), e os aspectos estruturais das comunidades, incluindo variabilidade genética.

**Perifíton:** riqueza de espécies, diversidade de espécies, contribuição de matéria inorgânica, a contribuição percentual de diatomáceas de baixo perfil, que compreendem as formas que ocorrem aderidas ao substrato, e, portanto, estão menos sujeitas às forças mecânicas do fluxo da água, sendo ainda sensíveis ao aumento de nutrientes. Ainda se avalia o percentual de diatomáceas móveis, que apresentam mobilidade e têm a capacidade física de selecionar habitats mais adequados.

**Fitoplâncton**: riqueza e diversidade de espécies e a densidade de cianobactérias são os indicadores utilizados na avaliação da dinâmica e composição do fitoplâncton.

**Zooplâncton:** são avaliados a riqueza de espécies e funcional, diversidade de espécies e funcional, abundância, biomassa e recrutamento (presença de formas jovens).

**Ictioplâncton:** os indicadores são a distribuição espaço-temporal de ovos e larvas de peixes, a integridade e viabilidade das larvas e juvenis, distribuição espaço-temporal das larvas e juvenis que apresentam alterações morfológicas incomuns.

**Macrófitas Aquáticas**: são avaliadas a densidade, uniformidade, dominância, diversidade de espécies. A metalofilia das plantas também tem sido avaliada, apresentando os valores de absorção de metais pesados nas raízes e folhas de espécies de macrófitas.

**Macroinvertebrados Bentônicos:** riqueza e densidade de espécies, abundância relativa de táxons, grupos tróficos funcionais, avaliação de habitat e qualidade ambiental e o índice multimétrico bentônico, além da qualidade da água.

**Ictiofauna Dulcícola:** são avaliados os seguintes indicadores: riqueza de espécies e diversidade beta, proporção de espécies introduzidas, biomassa proporcional de espécies introduzidas, diversidade de

itens alimentares consumidos, recrutamento de espécies nativas e introduzidas, proporção sexual entre machos e fêmeas, estágio de maturação gonadal, relação gonadossomática e evolução espaço-temporal das guildas tróficas. Além disso, a genética também é avaliada, onde são utilizados os indicadores, diversidade genética de sete espécies nativas analisadas com dados de sequência de DNA e de microssatélites, diversidade filogenética total da comunidade piscívora do baixo rio Doce, redução populacional de sete espécies nativas, mudanças temporais da diversidade genética das sete espécies analisadas com dados de sequencias de DNA e de microssatélites, mudanças temporais na redução populacional das espécies e mudanças temporais da diversidade filogenética total das espécies nativas.

### 2.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos

Tema transversal aos três ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES (Dulcícola, Costeiro e Marinho), a ecotoxicologia avalia os efeitos da presença dos contaminantes nas comunidades biológicas e como eles afetam processos fisiológicos e bioquímicos, utilizando os seguintes indicadores: Índice de Bioacumulação (IBR Bioacumulação), que integra os níveis de concentração corporal do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de camarões dulcícolas e amostras de tecidos (brânquias, fígado e músculo) de peixes dulcícolas; o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) para amostras de plâncton, camarões e peixes; o Índice de Toxicidade, que avalia a qualidade da água e sedimento, coletados na malha amostral dulcícola do PMBA/Fest-UFES, a partir de ensaios ecotoxicológicos padronizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis tróficos, além da Diversidade Microbiana, que analisa a abundância relativa dos principais grupos bacterianos relacionados à presença de metais pesados e presença de MLD em amostras de água e sedimentos dulcícolas.

## 2.2 DESTAQUES

Ao longo da execução do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, os resultados obtidos no Ambiente Dulcícola permitem destacar:

- A variabilidade do indicador “claridade da água” (expressão dos valores de Material Particulado em Suspensão (MPS) e Turbidez) busca aferir as variações no transporte de material particulado do rio Doce para o oceano costeiro. Os resultados mantêm a tendência temporal de forte componente sazonal na variação dos dados, porém nos setores Lagos, Reservatórios, Calha do rio Doce e Foz, o MPS e a turbidez apresentaram tendência de redução desde o Ano 4.

- A condição oxidante/redutora da coluna d’água é outro indicador limnológico de destaque, uma vez que a redução das condições oxidantes e redutoras da coluna d’água modulam a especiação de elementos e substâncias químicas tais como P, Fe, Al e Mn, promovendo a difusão destes elementos do sedimento para o fundo da coluna d’água. Ao longo do monitoramento, foi observada uma

diminuição significativa do potencial oxiredutor nos reservatórios, lagos e lagoas, o que pode promover a dissociação de elementos metálicos presentes no sedimento.

- Em relação à qualidade da água, os valores do índice CWQI para metais dissolvidos revelam uma predominância de classificações consideradas razoáveis (65–79), com marcada variação sazonal associada ao período chuvoso, quando ocorrem os desvios para qualidade marginal da água, nos quais a ameaça à qualidade da água é considerada frequente. Nos ecossistemas lacustres lago Palmas, lagoa Cacimbas e a laguna Monsarás foram observados índices classificados como bons (80–94) durante a maior parte do período analisado.

- Os principais metais que contribuíram para a redução dos índices de qualidade da água foram o bário e o alumínio, detectados acima dos valores de referência em 92,34% e 21,20% das amostras analisadas, respectivamente. Além desses, embora com menor frequência, também foram identificados teores superiores aos limites crônicos estabelecidos pelo NOAA para ferro (7,76% das amostras), manganês (3,4 % das amostras), cobalto (1,49%), cobre (1,00%) e chumbo (0,70%).

- Para a calha do rio Doce, observou-se uma tendência de melhoria na evolução temporal do índice CWQI, com ocorrência de classificação Boa com maior frequência. Até o Ano 2 do monitoramento, observou-se a predominância de classificações marginais, acompanhadas por um número expressivo de índices classificados como pobre, o que indica ambientes sob ameaça frequente ou efetivamente ameaçados, respectivamente. A partir do Ano 3, passaram a prevalecer indicadores de tendências de melhora da qualidade da água.

- Ainda do ponto de vista espaço-temporal, as lagoas apresentaram melhor qualidade da água (média índice CWQI 76,73 ± 8,84), seguidas por reservatórios (76,17 ± 3,09) e lagos (75,29 ± 4,31). Por outro lado, os pontos localizados no setor Foz registraram a menor média do índice (73,90 ± 3,53).

- Em relação aos indicadores de poluição por metais totais nos sedimentos, predominaram índices de impacto moderado (especialmente nos setores Calha, Lagos e Lagoas) e não impactados (setor Reservatórios). Os episódios caracterizados como Altamente Impactado ocorreram exclusivamente durante os períodos chuvosos no lago Juparanã (E20), lagoa do Areal (LAL 01) e lagoa Cacimbas (E27). No setor Foz, prevaleceu a condição de Moderadamente Impactado durante o último ano do monitoramento.

- O padrão geral da diversidade fitoplanctônica apresentou ampla variabilidade espaço-temporal, podendo-se destacar a tendência de aumento da riqueza de espécies em todos os setores. A densidade de células de cianobactérias exibiu valores excedentes aos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos Classe 2 (20 mil cel./ml), especialmente nos sistemas lacustres. Esse resultado alerta para a atenção necessária considerando os usos múltiplos associados aos habitats aquáticos do Baixo Rio Doce.

Em termos de heterogeneidade na composição de espécies (diversidade beta), a maior diferenciação foi observada nos setores caracteristicamente lóticos (calha, foz e tributários), enquanto os sistemas lênticos (lagos e lagoas) exibiram maior estabilidade na composição de espécies ao longo do tempo,

sugerindo grande importância dos ambientes lênticos da dispersão de espécies para a calha do rio Doce.

- De acordo com os critérios de classificação do grau de estresse ambiental baseados na diversidade fitoplanctônica, os índices registrados permanecem inferiores a 3, indicando que os ecossistemas do baixo rio Doce apresentam moderado a elevado grau de estresse ambiental.

- Na comunidade perifítica, a tendência temporal observada foi de redução da riqueza de espécies nos setores Calha e Foz do rio Doce, enquanto nos demais setores houve aumento da riqueza. Os reultados indicam grande variabilidade na composição e manutenção das populações no rio Doce.

- O setor calha do rio Doce compartilha grande parte de suas espécies com os demais setores, especialmente setores Lagos, Lagoas e Tributários, ecossistemas adjacentes importantes na manutenção da biodiversidade de algas perifíticas, após distúrbios de diferentes intensidades.

- Para a comunidade de macrófitas aquáticas, a riqueza de espécies foi caracterizada por uma forte heterogeneidade na composição florística entre setores e estações sazonais. O setor Tributários (rio Manhuaçu e rio Guandu) apresenta maior número de espécies em relação ao setor rio Doce (calha e foz). Nos setores Lagos e Lagoas houve incremento de espécies ao longo do monitoramento, permanecendo como os setores com maior número de táxons registrados.

- Os índices de diversidade de espécies permaneceram baixos ao longo do monitoramento, refletindo comunidades de macrófitas pouco diversas. Em relação às análises anteriores, os valores do período mais recente concentraram-se predominantemente abaixo de 1 $bit \cdot ind^{-1}$, indicando uma diminuição da diversidade efetiva das comunidades no conjunto atualizado de dados.

- Em relação à acumulação de metais, as concentrações no setor rio Doce foram, de modo geral, mais elevadas nas raízes do que nas folhas, com destaque para Al, Fe e Mn. Ba e V também tiveram participação importante na concentração de metais em partes vegetativas das macrófitas. Em conjunto, os resultados indicam maior acúmulo de metais nas raízes de macrófitas aquáticas e evidenciam um enriquecimento por metais mais pronunciado nos trechos mais próximos ao setor Foz do rio Doce.

- Para a comunidade zooplanctônica, foi observado um elevado número de táxons compartilhados entre todos os ambientes (53 espécies), somente três espécies apresentaram combinações exclusivas, revelando um padrão de distribuição amplamente compartilhado e baixa exclusividade local. Esses resultados indicam que a diversidade do zooplâncton se apresenta amplamente sobreposta entre os ambientes lóticos e lênticos, com significativa homogeneidade taxonômica.

A densidade e biomassa das formas jovens do zooplâncton diminuiu ao longo do tempo nos setores Tributários, rio Doce e Foz, mantendo-se estável nos setores Lagos e Lagoas, indicando maior estabilidade no recrutamento. A redução na abundância e biomassa de jovens nos tributários e na calha do rio Doce, sugere que as vias tróficas que estruturam a comunidade zooplanctônica não mostram sinais de estabilidade nesses ambientes, e, portanto, a comunidade permanece vulnerável diante de impactos ou alterações ambientais.

- No Ictioplâncton, mantém-se os registros de alterações morfológicas, em indivíduos, destacando-se pelo menos quatro tipos de alterações: deformidade na região da cabeça (DC), com tendência clara e significativa de aumento na frequência ao longo do tempo, associada ao crescimento no número de táxons afetados por essa condição; rompimento da cavidade abdominal (RCA), frequentemente associado ao extravasamento do trato digestório; sedimento aderido ao corpo (SAC) e sedimento em cavidades internas (SCI), como boca e intestino, com partículas de características avermelhadas e brilhantes, que sugerem possível origem no MLD. Para as deformidades na região da cabeça, também foram verificadas alterações histológicas no tecido nervoso. Os registros dessas deformidades merecem atenção especial, uma vez que tais alterações morfológicas são raramente descritas na literatura científica e, até o momento, não há relatos de casos semelhantes em outras bacias hidrográficas brasileiras.

- A ictiofauna dulcícola foi representada por 98 espécies de peixes, sendo 64 nativas e 34 espécies introduzidas, além do registro de 30 espécies estuarinas e/ou marinhas, resultante da ampliação da malha amostral em pontos próximos à foz. A coleta de exemplares de pirarucu (*Arapaima gigas*) pela primeira vez no âmbito do PMBA merece atenção, pelo alto potencial de impacto da espécie à ictiofauna nativa do Baixo rio Doce. Novos registros de espécies introduzidas como o *Cichla piquiti (*tucunaré-azul) e *Brycon amazonicus* (matrinxã) reacendem a questão da vulnerabilidade do rio Doce à bioinvasão. O setor Calha é a área de maior riqueza da ictiofauna, seguida de Tributários, Reservatórios e Lagos. Apesar das amostragens recentes, as Lagoas apresentam riqueza comparável à dos Lagos. No setor calha do rio Doce foram registradas 12 espécies exclusivas, 7 no setor Foz, 7 no setor Tributários, 5 nas Lagoas e 4 nos Reservatórios. No setor Lagos não foram identificadas espécies exclusivas. Em relação à abundância de espécies introduzidas, a variação temporal sugere que a proporção de espécies introduzidas *versus* nativas vem aumentando ao longo das campanhas na Calha, nos Reservatórios e nas Lagoas. Esse resultado indica que esses ambientes têm apresentado condições favoráveis ao estabelecimento das populações de espécies introduzidas, em detrimento das nativas. De forma geral, observa-se uma tendência generalizada de aumento e dominância da proporção de biomassa de espécies introduzidas no Baixo rio Doce ao longo do monitoramento. No setor Lagoas, cerca de 80% da biomassa da ictiofauna corresponde a espécies introduzidas. No setor Calha, as espécies introduzidas respondem por mais de 50% da biomassa em quase todas as estações amostrais.

- Em relação à diversidade beta da ictiofauna, observa-se amplo efeito sazonal em todos os setores, com tendência de maior heterogeneidade (diferentes assembleias) ocorrendo no período chuvoso. A diversidade beta temporal indica que, para a maioria dos ambientes, há participação crescente de espécies introduzidas, com desaparecimento de espécies nativas e aparecimento de espécies introduzidas, com destaque para Reservatórios.

- A diversidade gênica (microssatélites) das sete espécies analisadas no Baixo rio Doce apresentou tendência geral de aumento. As espécies *Poecilia vivipara* – Barrigudinho e *Pachyurus adspersus* – Corvina, foram as que apresentaram menor recomposição temporal da diversidade gênica, em relação às demais espécies. Em relação à análise da redução populacional, o índice de Garza-Williamson (G-

W) foi significativo para todas as espécies analisadas, indicando a ocorrência de gargalo populacional recente compartilhado, o que pode explicar o alto grau de endogamia observado em várias espécies. Os índices populacionais mostram baixa estruturação genética ($F_{ST}$) das espécies analisadas, exceto para as populações da Corvina *Pachyurus adspersus* e do Acará *Geophagus* aff. *brasiliensis*.

Para os **macroinvertebrados bentônicos,** foi mantida a tendência de aumento da riqueza taxonômica ao longo do período de monitoramento no setor calha do rio Doce, enquanto no setor foz do rio Doce, Lagos e Lagoas, além dos Tributários houve redução da densidade, apesar da elevada variabilidade observada entre campanhas amostrais, com maiores valores de densidade registrados no período seco. Valores elevados durante o período chuvoso foram observados predominantemente no setor Calha e Tributários. O setor Tributários também apresentou a maior riqueza e densidade de espécies de macroinvertebrados.

No estudo do tema **Ecotoxicologia**, conjuntamente, para o **Plâncton** (Fitoplâncton + Zooplâncton), o IBR Bioacumulação de metais e As apresentou os maiores valores no setor Calha e setor Tributário. Desta forma, a bioacumulação de metais e As nesses organismos caracteriza as fases iniciais do processo de transferência trófica de metais e As na cadeia alimentar. A avaliação do IBR Bioacumulação para **Camarões** revelou indícios de contaminação crônica, uma vez que os valores ainda oscilam bastante espacial e temporalmente, mas mantêm-se discretamente elevados, com reduções esporádicas do indicador.

As análises do IBR Bioacumulação em **Peixes** indicaram valores mais reduzidos na última campanha amostral, com níveis próximos a zero. De forma geral, as variações observadas nos valores do IBR Bioacumulação de peixes dulcícolas seguem um padrão similar àquelas observadas para plâncton e camarões dulcícolas. Entretanto, há uma tendência geral dos valores do índice serem maiores para os peixes, sobretudo em relação ao plâncton, com indícios de bioacumulação trófica.

- O **Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador)** calculado para o **Plâncton** dulcícola (nível trófico basal) indicou estresse fisiológico pronunciado em todos os setores, especialmente nos Tributários. Os resultados obtidos sugerem não apenas um estresse fisiológico precoce (agudo), mas também um estresse crônico nos organismos planctônicos avaliados, possivelmente associado à toxicidade dos contaminantes presentes no ambiente dulcícola.

Em relação ao IBR Biomarcador para **Camarões** (nível trófico intermediário), foi possível evidenciar a ocorrência de estresse crônico, o qual tem persistido ao longo de todo o período de monitoramento, inclusive nas últimas Campanhas. Os resultados do IBR Biomarcador para **Peixes** (nível trófico superior) revelam que essa comunidade também tem sido exposta a um estresse crônico, desde o início do monitoramento, o que pode gerar severas consequências às suas populações, bem como afetar o equilíbrio do ecossistema e da diversidade aquática.

- O Indice de toxicidade manteve a tendência de maior toxicidade em amostras de água e sedimento coletadas no setor calha do rio Doce. O sedimento se apresentou mais tóxico do que a água, levando a classificações ecotoxicológicas mais severas (alto valor no índice). Isto pode ser atribuído ao maior

teor de matéria orgânica nessa matriz, um fator chave para a partição e especiação de metais e arsênio (As).

- Decorridos quase onze anos do rompimento da barragem de Fundão, as condições dos ecossistemas dulcícolas do baixo rio Doce permanecem amplamente condicionadas pela presença e influência do MLD sobre a qualidade da água, a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos.

- Em relação à multifuncionalidade ecossistêmica, observa-se valores extremamente baixos, revelando que a biodiversidade atual do rio Doce, historicamente erodida por múltiplos impactos e profundamente impactada pelo MLD, não é capaz de prover serviços ecossistêmicos fundamentais ao ecossistema dulcícola. Quando comparada a outras bacias brasileiras submetidas a impactos diversificados (barragens, eutrofização, bioinvasão), a multifuncionalidade do trecho do Baixo rio Doce apresente 34% menor funcionalidade ecossistêmica, indicando a força dos impactos históricos e contemporâneos no funcionamento ecossistêmico.

## 2.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

O Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES compreende a porção do baixo rio Doce, com estações amostrais distribuídas no trecho final do rio, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. A partir de agosto de 2022, com o início do Novo Ciclo de Monitoramento, a malha amostral foi ampliada para incluir os reservatórios de Mascarenhas e Aimorés — este último localizado na divisa entre Minas Gerais e Espírito Santo —, além de uma estação hidrológica em Tumiritinga (MG). O baixo rio Doce recebe as contribuições hidrológicas de aproximadamente 86% da área de drenagem da bacia, integrando os aportes provenientes dos setores alto e médio do rio Doce. Nesse trecho, o canal principal conecta-se a importantes sub-bacias, como as dos rios Manhuaçu, Guandu e Santa Maria do Doce. Além disso, o domínio geomorfológico do Grupo Barreiras abriga um complexo de lagos e lagoas naturais, incluindo Palmas, Juparanã, Nova, Areal e a laguna Monsarás, que podem estabelecer conectividade hidrológica com o canal principal durante os períodos de cheia do rio Doce.

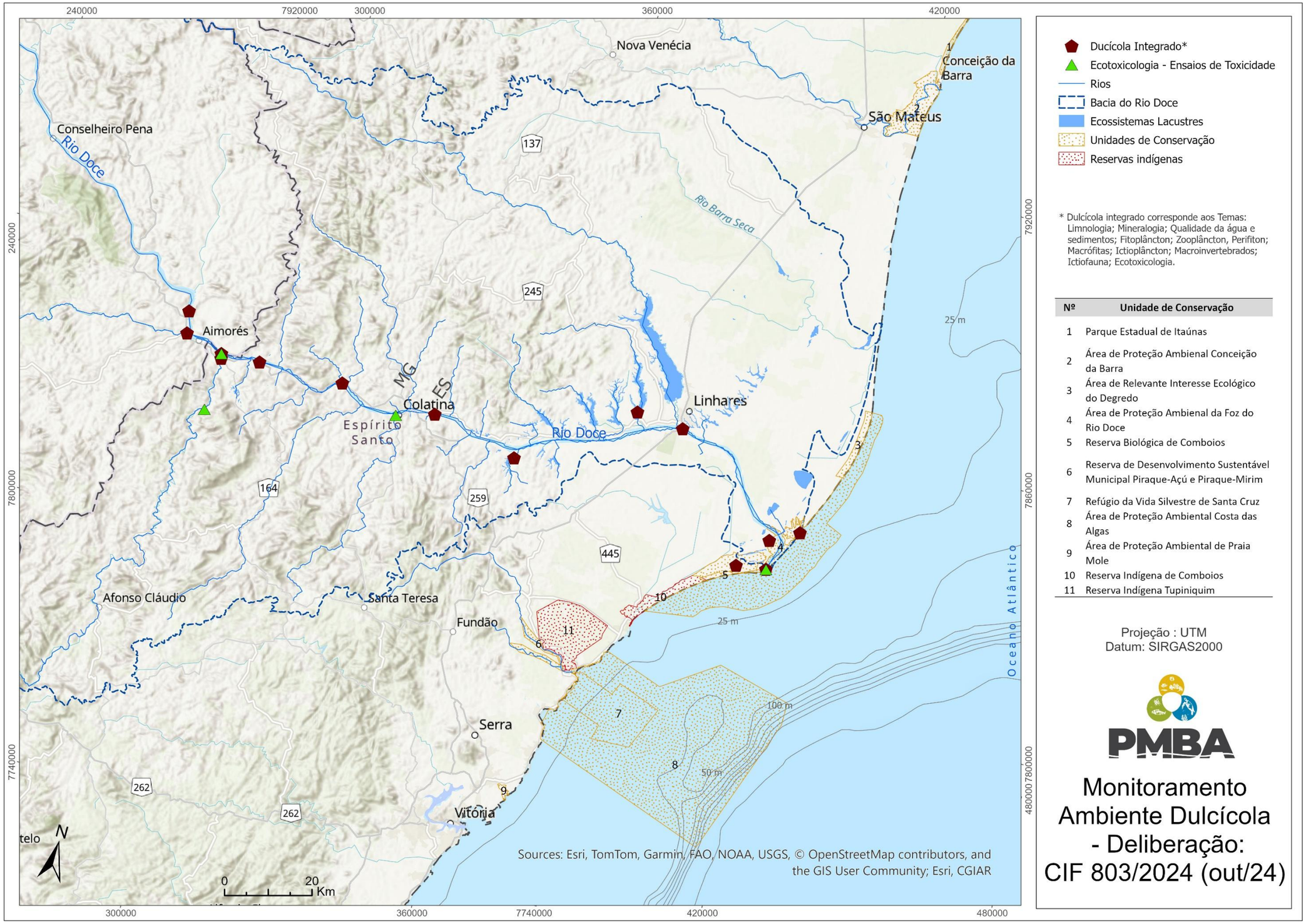
Na área de estudo estão inseridos os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, uma estação amostral à montante dos reservatórios em Tumiritinga (MG), o canal fluvial do rio Doce, o rio Guandu (sistema fluvial controle), o rio Manhuaçu (sistema fluvial controle selecionado desde a revisão do TR4, período do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES), sistemas fluviais tributários, além de ecossistemas lacustres profundos (os lagos) e rasos (as lagoas), conforme apresentado na Figura 1. Considerando as peculiaridades limnológicas, hidrológicas e biológicas, a área amostral foi setorizada em: setor Calha do rio Doce, setor Foz do rio Doce, setor Tributários, setor Reservatórios, setor Lagos e setor Lagoas.

Os temas no Ambiente Dulcícola obedeciam, metodologicamente, a malhas amostrais específicas, delimitadas de acordo com o objeto de estudo e suas particularidades. A partir de outubro de 2024, a malha amostral dos temas foi modificada, em decorrência da Deliberação CIF nº 803, contemplando ajustes, exclusões e inclusões de estações de coleta. Desta forma, atualmente, todos os temas do ambiente dulcícola fazem parte do grupo denominado Dulcícola integrado, cuja malha amostral

compreende: as UHE Aimorés (UHE AIM) e Mascarenhas (UHE MAS) no setor Reservatórios; os rios Manhuaçu (RMH 01) e Guandu (RGU 02) no setor Tributários; os lagos Limão (LLM 03R) e Nova (LNV 02R) no setor Lagos; as lagoas Areal (LAL 01) e Cacimbas (E27) e a Laguna Monsarás (LMN 02R) no setor Lagoas; as estações RDO 11, RDO 12, RDO 14 e RDO 15; no setor Calha do rio Doce; e a estação RDO 16, considerada setor Calha do rio Doce para a equipe de Ecotoxicologia e setor Foz para as demais equipes.

Para o tema Ecotoxicologia, além das estações citadas acima, há uma malha amostral específica para ensaios de toxicidade, que abrange, no setor Calha do rio Doce, as estações RDO 11 (Baixo Guandu), RDO 16 (Estuário), e RDO 13 (Colatina), e no setor Tributários, a estação RGU 01 (rio Guandu, trecho alto), sendo as duas últimas estações exclusivas do tema, visto que esses pontos não são monitorados pelo Dulcícola integrado (Maiores detalhes acerca da evolução temporal destas estações podem ser encontrados no Quadro 1 dos Materiais Suplementares (MS) dos Temas do Dulcícola integrado.

Figura 1: Mapa com localização das estações de monitoramento do Ambiente Dulcícola para todos os Temas.




- Ducícola Integrado*
- Ecotoxicologia - Ensaios de Toxicidade
- Rios
- Bacia do Rio Doce
- Ecossistemas Lacustres
- Unidades de Conservação
- Reservas indígenas

* Dulcícola integrado corresponde aos Temas: Limnologia; Mineralogia; Qualidade da água e sedimentos; Fitoplâncton; Zooplâncton, Perifiton; Macrófitas; Ictioplâncton; Macroinvertebrados; Ictiofauna; Ecotoxicologia.

| Nº | Unidade de Conservação |
|---|---|
| 1 | Parque Estadual de Itaúnas |
| 2 | Área de Proteção Ambienal Conceição da Barra |
| 3 | Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo |
| 4 | Área de Proteção Ambiental da Foz do Rio Doce |
| 5 | Reserva Biológica de Comboios |
| 6 | Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraque-Açú e Piraque-Mirim |
| 7 | Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz |
| 8 | Área de Proteção Ambiental Costa das Algas |
| 9 | Área de Proteção Ambiental de Praia Mole |
| 10 | Reserva Indígena de Comboios |
| 11 | Reserva Indígena Tupiniquim |

Projeção : UTM
Datum: SIRGAS2000

PMBA

Monitoramento Ambiente Dulcícola - Deliberação: CIF 803/2024 (out/24)

## 2.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

Ao longo dos anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, o indicador claridade da água, representado pelos parâmetros material particulado em suspensão (MPS; mg/L) e turbidez (UNT), tem se mostrado sensível para caracterizar a dinâmica do transporte de sedimentos no sistema rio–estuário–oceano e a conectividade hidrológica entre o rio Doce e os ecossistemas lacustres das planícies fluvial e costeira. Os resultados evidenciam a forte influência da sazonalidade sobre esses processos, refletida nas oscilações das concentrações de material particulado ao longo do gradiente longitudinal do rio até o ambiente costeiro, bem como na intensidade da conexão lateral entre o canal principal e os ambientes lacustres durante os períodos de cheia.

Além da variabilidade sazonal, os dados indicam que os efeitos da chegada do MLD persistem em escala temporal muito superior à fase aguda do desastre. Embora seja esperado que o fluxo inicial de MLD diminua após o evento de ruptura, o monitoramento demonstra que processos de remobilização e exportação de sedimentos continuam ocorrendo durante eventos de elevada vazão, promovendo pulsos recorrentes de material particulado ao longo do sistema fluvial. Esses resultados evidenciam a persistência de efeitos crônicos, capazes de influenciar continuamente a dinâmica física e ecológica do sistema flúvio-lacustre-estuarino-marinho.

Os parâmetros turbidez e MPS apresentaram correlação positiva e significativa (Spearman, $p < 0,05$), confirmando que ambos respondem de forma consistente às variações na carga de sedimentos em suspensão. Na estação RDO 15, localizada no rio Doce, os valores médios de turbidez registrados nos últimos anos permaneceram acima do limite máximo de 100 UNT estabelecido para corpos d'água de Classe 2 pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Em conjunto, esses resultados demonstram que, mesmo após quase uma década do rompimento da barragem de Fundão, a remobilização de sedimentos associados ao MLD continua afetando a qualidade da água e evidencia a persistência da deterioração ambiental no baixo rio Doce.

### 2.4.1 Indicadores abióticos

Observando-se as características **limnológicas**, apenas nos setores Lagos, Reservatórios, Calha e Foz do rio Doce, observou-se uma tendência de redução da turbidez desde o Ano 4, embora as concentrações de MPS oscilem entre os anos de monitoramento, sem que tenha sido possível estabelecer um padrão temporal. Apesar da tendência temporal de redução, ainda é detectada turbidez acima do limite máximo admissível de 100 UNT para águas de Classe 2 (Conselho Nacional do Meio Ambiente na Resolução CONAMA nº 357/2005), sobretudo no Ano 7 e o período chuvoso do Ano 8 (C8). Nos reservatórios, observa-se que maiores concentrações de MPS geralmente são encontradas na superfície e no fundo. Esse padrão ocorre devido à turbulência na coluna d'água e ao revolvimento do sedimento de fundo provocado pela drenagem pelas turbinas e vertedouro. Entre os Tributários, considerados não impactados, nos rios Manhuaçu (E2) e Guandu (E17), assim como nas estações impactadas do rio Doce, não foram detectadas diferenças significativas nos indicadores de claridade da água entre os anos de monitoramento. Entretanto, o rio Guandu apresentou medianas de material particulado em suspensão (MPS) e turbidez superiores às observadas no rio Manhuaçu e nas estações

do rio Doce. Deve-se destacar a permanência na tendência de redução da **alcalinidade da água**, promovendo condições mais ácidas, uma vez que a capacidade de tamponamento da água pode afetar a especiação de metais como Fe2+ (Ferroso) e Fe3+ (Férrico) e semimetais como As (arsênio). As tendências atuais mantiveram-se sem desvios em relação ao observado nos anos anteriores de monitoramento. As águas mais ácidas podem favorecer a especiação de metais depositados no sedimento dos corpos d'água, promovendo o incremento das concentrações dos contaminantes metálicos. Em ambientes com elevadas concentrações de ferro reduzido dissolvido, processos de oxidação, hidrólise e precipitação podem intensificar a acidificação da água.

A **estratificação térmica da coluna d'água** é avaliada pela resistência térmica relativa integrada (RTRi), e condiciona indiretamente a dinâmica do oxigênio dissolvido e o potencial de oxirredução no fundo dos lagos. Valores elevados de RTRi são correlacionados com condições hipóxicas (<2,0 mg/L de oxigênio dissolvido) e anóxicas no fundo da coluna d'água e potencial de oxirredução negativo.

Embora não tenha sido observada uma tendência temporal consistente para o indicador de estratificação térmica (RTRi), foram identificadas diferenças significativas entre os anos de monitoramento nos setores Lagos e Lagoas (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$), evidenciando variações interanuais na estabilidade térmica desses ecossistemas.

Os reservatórios apresentaram baixos valores médios de RTRi (14,61 ± 11,65), indicando predominância de condições de desestratificação da coluna d'água. A descarga de água por turbinas e vertedouros intensifica a turbulência e o revolvimento do sedimento, reduzindo a estabilidade térmica. Esse padrão é particularmente evidente no reservatório de Mascarenhas (ERM/UHE MAS), do tipo fio d'água, onde o reduzido tempo de retenção e as elevadas velocidades longitudinais do fluxo favorecem a mistura contínua da coluna d'água.

As lagoas, por sua vez, em razão da baixa profundidade média (Zméd < 3,0 m), são mais suscetíveis à ação do vento, que promove a mistura da coluna d'água e dificulta o estabelecimento de estratificação térmica persistente. Uma exceção é a Laguna Monsarás (LMN 02R), onde a estratificação pode ser controlada principalmente pela salinidade. A conexão intermitente com o oceano favorece a formação de uma haloclina, resultando em camadas de água com diferentes densidades e maior estabilidade da coluna d'água.

Os lagos, em contraste, por apresentarem maior profundidade, permaneceram predominantemente fortemente estratificados (RTRi > 100), especialmente durante o verão, padrão que se manteve relativamente estável ao longo dos anos de monitoramento.

Considerando que o Lago Nova (LNV02R) foi impactado com a intrusão de MLD, a elevada estabilidade térmica favorece condições de hipolímnio hipóxico/anóxico com condições predominantemente redutoras. Desse modo, a solubilidade de formas reduzidas de nutrientes e metais é favorecida como, por exemplo, as concentrações de fosfato, nitrato e amônio, além de ferro e alumínio.

Entre os anos de monitoramento, foram observadas diferenças significativas entre **os fluxos de nutrientes**, notadamente Ptotal, Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID), Ntotal e silicato. A tendência de redução dos fluxos em relação ao Ano 4 de monitoramento persiste, sobretudo devido à oscilação da vazão fluvial média do rio Doce. Nesse caso, os fluxos mais expressivos continuam sendo os registrados nos Anos 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022), em decorrência das maiores vazões registradas (1.143,6±483,6 e 1.355,8±1.162,4 m3/s para os Anos 2 e 4, respectivamente). O último semestre de monitoramento, período chuvoso do Ano 8 (C8), apresentou tendência de redução dos fluxos em relação ao período chuvoso do Ano 7 (C7). As concentrações médias elevadas de nutrientes e as altas vazões resultaram em expressivos fluxos de nutrientes ao longo dos anos de monitoramento, como: fósforo total (Ptotal 11,3±31,4 t/d), fósforo inorgânico dissolvido - PID (2,2±2,7 t/d), nitrogênio total (Ntotal 230,7±257,5t/d), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID 134,2± 116,2 t/d) e silício (Silicato 270,2,6±310,2 t/d). A magnitude dos fluxos do rio Doce coloca esse sistema como significativamente ativo no transporte de materiais para o oceano costeiro. Correlações desenvolvidas entre as concentrações de metais dissolvidos e nutrientes indicam que a dinâmica dos metais esteve associada às variações das concentrações de nutrientes, sugerindo a influência conjunta de processos hidrológicos, aporte de matéria orgânica e ressuspensão de sedimentos sobre a mobilidade e disponibilidade desses elementos no sistema aquático.

O **índice de Estado Trófico (IET)** indica a evolução da qualidade de água ao longo do monitoramento, do ponto de vista de carga orgânica. Como destaque, nas estações da Calha do rio Doce, o IET tem aumentado entre os anos, provavelmente em decorrência dos incrementos de Ptotal e clorofila-a, que indica a biomassa do fitoplâncton. Assim, por meio do IET, identificou-se que os ecossistemas monitorados podem variar de oligotróficos (47<IET≤ 52), indicando um metabolismo mais equilibrado, a eutróficos (59<IET≤63), com o metabolismo intensificado e consequente redução de oxigênio dissolvido e condições mais ácidas.

Em relação ao **aspecto mineralógico**, os dados do monitoramento indicam que o perfil mineralógico das estações dos lagos e lagoas não sofreu variações qualitativas significativas expressivas, reafirmando a estabilidade da assembleia mineral dos ambientes. Embora os oxihidróxidos de ferro, representados principalmente por goethita e hematita, constituam fases minerais secundárias na maior parte dos sedimentos dos lagos e lagoas, desempenham papel central na dinâmica geoquímica desses ecossistemas. Sua elevada capacidade de adsorção, coprecipitação e retenção de elementos potencialmente tóxicos confere a esses minerais função determinante no controle da mobilidade, disponibilidade e destino ambiental de contaminantes na Bacia do rio Doce. Essa relevância é particularmente evidente nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão, onde estudos prévios demonstram que os oxihidróxidos de ferro atuam como importantes carreadores e reservatórios geoquímicos de contaminantes associados ao MLD, influenciando os processos de transporte, deposição, remobilização e retenção desses elementos nos compartimentos sedimentares. As estações das lagoas Areal (E24L e LAL 01) e Cacimbas (E27 e E27L) apresentaram enriquecimento em oxihidróxidos de ferro, sobretudo goethita, distinguindo-se das demais áreas monitoradas. Essa assinatura mineralógica indica elevada capacidade de retenção de sedimentos e de elementos

associados às fases férricas, sugerindo que esses ambientes atuam como importantes áreas de deposição e acúmulo de materiais potencialmente vinculados aos Materiais Ligados ao Desastre de mineração (MLD).

Os valores do **índice CWQI para metais dissolvidos na água** revelam a evolução da qualidade da água nos ambientes dulcícolas, observando-se uma predominância de classificações consideradas razoáveis, exceto pelo destaque do lago Palmas a lagoa Cacimbas, que apresentaram índices classificados como bons durante a maior parte do período analisado. A laguna Monsarás alcançou pontuação de qualidade de água excelente. Considerando todos os setores avaliados, a maior parte dos pontos classificados com qualidade marginal, caracterizada por ameaça frequente à qualidade da água, foi registrada durante os períodos chuvosos. Além dessa tendência geral, verificam-se variações pontuais ao longo do tempo. Destacam-se, por exemplo, a melhoria dos índices no período seco do Ano 6 para o rio Manhuaçu (RMH 01) e, no Ano 3, para as superfícies das estações de Povoação (E22), Linhares (RDO 15) e Itapina (E0), além de melhorias adicionais nesta última estação nos Anos 5 e 6. No setor Tributários, não foi possível estabelecer uma correlação sazonal na variação do indicador, que oscilou entre justo e marginal.

No âmbito do PMBA/Fest-UFES, os contaminantes orgânicos são monitorados na matriz sedimento, abrangendo bifenilas policloradas (PCBs), hidrocarbonetos alifáticos (HA), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e compostos fenólicos. As análises desses compostos na matriz água foram descontinuadas em 2022. Os resultados evidenciam maior comprometimento do setor Lagos em comparação aos tributários Manhuaçu e Guandu, ao rio Doce e às lagoas, especialmente em relação às concentrações de pesticidas e compostos fenólicos. Entre os ambientes lacustres, os lagos Nova e Juparanã apresentaram, de forma recorrente ao longo do período de monitoramento, os maiores teores de contaminantes orgânicos. No primeiro ano de monitoramento, o lago do Limão também apresentou condições de impacto moderado, quadro que não se manteve nos anos subsequentes. No sexto ano, observou-se melhoria na qualidade ambiental dos lagos, que passaram a ser classificados como moderadamente impactados. Os resultados também indicam ampla ocorrência de contaminação por DDT, com elevados índices de não conformidade em relação aos valores de referência da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Classe 2) e aos critérios crônicos da NOAA, registrados em lagos, lagoas e trechos fluviais. Esse padrão evidencia a persistência desse pesticida nos sedimentos e reforça a necessidade de monitoramento devido ao seu potencial de risco ambiental. Para a matriz água, os resultados históricos do CWQI, calculado a partir das concentrações de PCBs, HPAs e compostos fenólicos, classificaram a qualidade da água entre as categorias **marginal** e **levemente contaminada**, com maior comprometimento nas estações localizadas no rio Guandu (E17) e no rio Doce (E0, RDO 15, E22 e E26F).

### 2.4.2 Indicadores bióticos

A **riqueza de espécies** do fitoplâncton dulcícola na região do Baixo Rio Doce ainda se encontra subestimada, devido às constantes adições de novos táxons à lista de registros e ao padrão de inclinação ascendente da curva de rarefação das espécies, indicando que novas espécies ainda podem

ser adicionadas à lista de ocorrências. 644 táxons fitoplanctônicos foram identificados nas análises quantitativas do fitoplâncton, com destaque para o setor Lagoas e Lagos, que concentram grande parte das espécies detectadas. Desde o início do monitoramento, foram registrados 36 táxons comuns a todos os setores estudados, mas no setor Lagoas a exclusividade de espécies destaca esses habitats lacustres como importantes fontes de propágulos para os demais habitats aquáticos. No rio Doce, foi observada uma consistente homogeneidade na composição de táxons, além de baixa riqueza de espécies. Efeitos negativos de metais sobre a riqueza fitoplanctônica foram registrados, sobretudo do Cr durante o período seco no rio Doce, reservatórios e lagos, além de efeitos positivos do Fe e Mn, indicando múltiplas vias de ação dos elementos metálicos sobre a comunidade fitoplanctônica. As cianobactérias permanecem como o grupo de maior abundância nos ambientes lacustres, o que deve impor medidas de atenção quanto aos múltiplos usos (recreação, pesca, abastecimento) da água. Nos setores Calha e Foz, houve excedente do limite CONAMA apenas em amostras do início do monitoramento enquanto nos reservatórios, a densidade de cianobactérias não ultrapassou o limite estabelecido pela legislação. As elevadas densidades de organismos do gênero *Synechocystis* e das espécies *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa holsatica* e *Pantolyngbya limnetica* merecem atenção em razão do potencial de alguns representantes desses táxons para produzir cianotoxinas e formar florações. Assim, o monitoramento contínuo de sua abundância é fundamental para a avaliação do risco ecológico e sanitário, em conformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005, particularmente em ecossistemas destinados a usos múltiplos, como abastecimento público, pesca e recreação. Os modelos lineares aplicados para avaliar a influência das concentrações totais de metais sobre a densidade de células de cianobactérias revelaram um predomínio de respostas significativas durante o período seco, especialmente nos sistemas lóticos, indicando condições ambientais mais favoráveis ao desenvolvimento desses organismos em períodos de baixa vazão no setor Calha.

Para o **perifíton, a riqueza de espécies** apresentou ampla variação espaço-temporal, com tendência de aumento nos ambientes lóticos e reservatórios, enquanto no setor foz do rio Doce houve tendência de redução. Lagos e Lagoas apresentaram dinâmica temporal ascendente para riqueza de espécies, mesmo padrão observado no indicador **diversidade de espécies.** A foz do rio Doce permanece com a região de **contribuição de matéria inorgânica** para o perifíton, com valores médios acima de 43%, o que pode explicar a reduzida riqueza de espécies.

Para o perifíton, não foram observadas mudanças temporais expressivas na contribuição relativa das guildas ecológicas de diatomáceas. As diatomáceas de baixo perfil (sensu Passy, 2007), caracterizadas pela forte aderência ao substrato e, consequentemente, menor suscetibilidade ao arraste promovido pelo fluxo da água, são reconhecidas como sensíveis às variações na disponibilidade de nutrientes e nas condições hidrodinâmicas. Ao longo do monitoramento, essa guilda apresentou redução da densidade durante os períodos chuvosos nos ecossistemas lóticos e nos reservatórios, sugerindo resposta às alterações na velocidade da corrente e ao aumento da instabilidade física da coluna d'água. As diatomáceas móveis, por sua vez, caracterizam-se pela capacidade de deslocamento sobre o substrato, o que lhes permite explorar micro-habitats mais favoráveis e minimizar limitações de recursos, como nutrientes e luz. Esse grupo é frequentemente composto por espécies tolerantes à

poluição e associadas a condições eutróficas. Embora também tenha apresentado redução da densidade durante os períodos chuvosos nos ecossistemas lóticos e reservatórios, essa resposta foi menos pronunciada do que a observada para a guilda de baixo perfil, indicando maior resiliência às alterações hidrológicas e ambientais associadas à sazonalidade.

A densidade **de macrófitas aquáticas** apresentou uma dinâmica temporal não linear, caracterizada por um aumento inicial, seguido de um pico em estágios intermediários, mais evidente na transição entre o período chuvoso e seco do quarto ano (C4 e S4), e posterior estabilização ou leve declínio ao longo do tempo, particularmente nos anos seis e sete (C6, S6, C7 e S7). A elevada dispersão dos valores ao longo de todo o período analisado indica que, além da dimensão temporal, fatores ambientais e processos estocásticos podem exercer influência sobre a densidade, contribuindo para a alta variabilidade observada, sobretudo em função da variedade de ambientes analisados (tributários, rio Doce calha e foz, lagos, lagos e reservatórios). Dessa forma, a dinâmica da densidade parece ser controlada por uma interação entre processos demográficos (crescimento e regulação populacional) e heterogeneidade ambiental. Para os setores Calha e Foz, houve tendência geral de aumento da densidade e diversidade de macrófitas aquáticas. De forma geral, os resultados reforçam o papel central da sazonalidade e da heterogeneidade ambiental na estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas na bacia do baixo rio Doce. Ambientes mais instáveis (Calha, Foz e Reservatórios) e sujeitos a maiores oscilações hidrológicas apresentaram índices mais elevados de diversidade β e maior heterogeneidade, evidenciando intensa substituição de espécies ao longo do tempo e entre localidades. Em contrapartida, ambientes mais estáveis (Lagoas e Lagos) mantiveram composições florísticas mais constantes e menor variação sazonal. Avaliando-se a capacidade de **metalofilia** das macrófitas aquáticas, as concentrações de metais nas macrófitas aquáticas da calha do rio Doce foram, de modo geral, mais elevadas nas raízes do que nas folhas, com destaque para alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn), evidenciando a predominância do acúmulo radicular. Os maiores valores, bem como a maior variabilidade das concentrações, foram registrados nas estações da calha principal do rio Doce, onde se observaram concentrações particularmente elevadas desses elementos nas raízes. O bário (Ba) apresentou concentrações superiores aos valores de referência na maior parte das estações amostradas, enquanto o zinco (Zn) excedeu esses limites em algumas amostras. Em conjunto, esses resultados indicam acúmulo preferencial de metais no sistema radicular das macrófitas aquáticas e evidenciam maior enriquecimento por metais nos trechos inferiores da calha do rio Doce, reforçando o potencial dessas espécies como bioindicadoras da disponibilidade de elementos-traço no ambiente aquático.

Para o zooplâncton, foi registrado um total de 214 taxa zooplanctônicos, sendo que a maioria dos ambientes ainda não atingiu a estabilidade em número de espécies. Foi observada alta homogeneidade na composição de espécies (baixa reposição de espécies), sendo 53 espécies compartilhadas entre todos os ambientes. Em relação à **riqueza e diversidade de espécies**, essas se mantêm similares às detectadas nos últimos anos de monitoramento, com maior **diversidade beta taxonômica** (variabilidade de espécies) **e funcional** detectadas nos setores tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), e no setor Calha do rio Doce. As tendências gerais da riqueza funcional mantêm-se como observado

ao longo do monitoramento, com perda de funções de traços funcionais na área afetada pelo MLD, sobretudo no setor Calha do rio Doce. Com relação ao **recrutamento**, avaliado em relação à densidade e biomassa de formas jovens de copépodos, as tendências gerais revelam grande instabilidade e declínio em todos os ambientes.

De forma geral, a desova das espécies de peixes no rio Doce, objeto de estudo do **ictioplâncton,** segue um padrão espacial bem definido, com maior concentração detectada na calha principal, especialmente nas estações de amostragem entre Colatina e Linhares (P02 e P03). Nessas localidades, as **densidades** de ovos são significativamente superiores às registradas nas demais estações. Em contraste, a estação P01, localizada no trecho do rio Doce entre as usinas de Aimorés e Mascarenhas, apresenta baixas densidades de ovos, possivelmente influenciadas pelo controle de fluxo e pela interrupção das rotas migratórias provocadas pelas barragens. Essa mesma estação, no entanto, destaca-se por sua alta **densidade de larvas**, indicando que, embora não seja uma área prioritária para a desova, atua como uma zona crucial de deriva de larvas. Essa dinâmica sugere que a atividade reprodutiva no trecho é predominantemente oriunda dos tributários Guandu e Manhuaçu, cuja confluência nesse segmento fragmentado contribui para o transporte de larvas para o rio Doce. O efeito sazonal é pronunciado na dinâmica do ictioplâncton dulcícola, ocorrendo desovas significativamente mais intensas no período chuvoso, em comparação com as estações secas refletindo um padrão consistente com a sazonalidade reprodutiva amplamente documentada para as espécies do ictioplâncton dulcícola. As desovas permanecem ocorrendo predominantemente na área afetada pelo MLD no rio Doce e não nos tributários. Supõe-se que os tributários do baixo rio Doce não apresentem condições favoráveis nem a capacidade suporte necessárias para manter a atividade reprodutiva das espécies em relação ao rio Doce. Em relação às densidades de ovos, não foram observadas diferenças significativas nos tributários do rio Doce, mas em relação às larvas, a estação P11, no rio São José, à jusante do lago Juparanã, se destaca por apresentar densidades consideravelmente diferentes das demais. Esse resultado está associado à presença abundante de larvas de origem marinha, incluindo espécies como as manjubas (Engraulidae), o agulha-branca (*Hyporhamphus unifasciatus*) e o peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). É provável que essas espécies utilizem o lago Juparanã como área de reprodução, com as larvas derivando para o rio Doce através do rio São José. Em relação à **Integridade e viabilidade das larvas e juvenis**, permanecem o registro de deformidades, destacando-se (i) RCA, rompimento da cavidade abdominal; (ii) SAC, sedimento avermelhado ou brilhante aderido ao corpo; (iii) SCI, sedimento avermelhado ou brilhante em cavidades internas, como boca e intestino; e (iv) DC, deformidade na região da cabeça. As curimbas do gênero *Prochilodus*, os piaus da família Anostomidae e o mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* são os táxons mais frequentemente afetados nos setores Calha e Foz. Já no setor Reservatórios, a espécie mais abundante, a curvina *Pachyurus adspersus*, é também a mais frequentemente acometida por alterações morfológicas, seguida pela piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e pelo dourado (*Salminus brasiliensis*).

A riqueza taxonômica da ictiofauna dulcícola esteve representada por 98 espécies de peixes, sendo 64 nativas e 34 introduzidas, distribuídas em 16 ordens, 41 famílias e 76 gêneros. Além dos espécimens

tipicamente dulcícola, espécies estuarinas e/ou marinhas têm sido registradas. As espécies introduzidas representam cerca de 35% de toda a riqueza psicívora registrada nos habitas dulcícolas. Também foi registrada a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção no Baixo rio Doce, entre elas: **criticamente ameaçada** (CR) (o bagre-rabo-seco *Paragenidens grandoculis*); **em perigo (EN)** (o bagre-branco *Genidens barbus*), além de espécies **vulneráveis (VU)** (o pacumã *Lophiosilurus alexandri*, o dentão *Lutjanus jocu* e *Prochilodus* sp). É oportuno destacar, entretanto, que o pacumã *Lophiosilurus alexandri* é uma espécie ameaçada na sua bacia originária, ao passo que no rio Doce, é classificada como uma espécie introduzida com impactos negativos sobre a ictiofauna nativa. O registro da espécie *Paragenidens grandoculis* no setor Foz é de grande relevância para a conservação dessa espécie na bacia do rio Doce, ampliando os registros originais de ocorrência da espécie no Baixo rio Doce. Durante o monitoramento, foram obtidos, pela primeira vez no Baixo rio Doce, exemplares do pirarucu (*Arapaima gigas*), além de novos registros de outras espécies introduzidas, como *Cichla piquiti* (tucunaré-azul) e *Brycon amazonicus* (matrinxã). Esses registros reforçam o alerta sobre a introdução de espécies por ação antrópica, especialmente aquelas valorizadas na pesca esportiva e comercial. Esse cenário suscita questionamentos sobre o sucesso de estabelecimento e colonização dessas espécies na bacia, considerando seu potencial de gerar impactos negativos sobre as comunidades aquáticas nativas. A diversidade ambiental da bacia aponta para a importância da preservação de mosaicos de habitats de forma a garantir a viabilidade do maior número possível de populações nativas. O grande número de espécies compartilhadas entre os ambientes sugere certa conectividade funcional, ainda que esta advenha da presença compartilhada de diversas espécies introduzidas. Por outro lado, a presença de espécies exclusivas, sobretudo em Tributários, indica a persistência de micro-habitats que promovem maior diversificação da ictiofauna dulcícola. A proporção de espécies nativas x introduzidas ainda ocorre com grande variabilidade espacial, com maior abundância de espécies introduzidas no setor Tributários (P11) e Calha (P8, RDO 11, RDO12 e RDO 15), enquanto em outros pontos da amalha amostral da Calha (P1, P3), Foz (RDO16) ocorre menor abundância de espécies introduzidas. A transição da dieta alimentar para recursos de menor valor energético (sedimento/detritos) na Calha e nas Lagoas foi registrada para alguns táxons (sobretudo *Poecilia vivipara* - Barrigudinho, *Knodus moenkhausii* - Lambari e *Geophagus* aff. *brasiliensis* - Acará), caracterizando uma simplificação da dieta alimentar das espécies em ambientes considerados severamente degradado e subótimo.

A **análise comparativa dos estágios de maturação gonadal (EMG)** - que busca verificar se as populações de peixes nativos e introduzidos apresentam diferentes estágios de desenvolvimento gonadal (repouso (F1/M1), maturação (F2/M2), maduros (F3/M3), desovados (F4) ou espermiados (M4) para fêmeas e machos) nos diferentes setores monitorados (Calha do rio Doce, Lagos, Reservatórios, Tributários, Lagoas e Foz do rio Doce,) e suas potenciais variações sazonais - revelou que os estágios maduros (F3/M3) apresentaram maior frequência relativa em ambos os sexos e na maioria dos ambientes analisados, principalmente durante o período chuvoso. Nas fêmeas, o estágio maduro (F3) predominou, especialmente entre as espécies nativas na Calha do rio Doce, Lagos, Reservatórios, Tributários e Lagoas. Entre os machos, o estágio maduro (M3) também apresentou elevada frequência relativa na maior parte das áreas monitoradas durante os períodos chuvosos. No setor Lagos e setor

Reservatórios, as espécies nativas apresentaram maior frequência relativa de indivíduos maduros (F3/M3) quando comparadas às introduzidas. Por outro lado, na Calha do rio Doce, nos Tributários e nas Lagoas, as espécies introduzidas apresentaram frequências relativamente mais elevadas de fêmeas desovadas (F4) em comparação às espécies nativas. A ocorrência de indivíduos em todos os estágios de desenvolvimento gonadal ao longo de todo o monitoramento evidencia atividade reprodutiva contínua tanto para espécies nativas quanto introduzidas. Além disso, as características morfológicas do EMG apresentaram padrões normais de desenvolvimento celular, em contraste com o observado no Ano 5, quando foi registrada a presença de alterações morfológicas em alguns exemplares de peixes. Quando analisada a **relação gonadossomática (RGS)**, as espécies introduzidas, como *Pygocentrus nattereri*, *Knodus moenkhausii* e o *M. lippincottianus*, assim como as espécies nativas, *Astyanax lacustris*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Pachyurus adspersus* e *Deuterodon intermedius*, mostraram uma condição favorável da RGS, mesmo sob influência de ambientes impactados por ações antrópicas, o que caracteriza plasticidade de adaptação e reprodução destas espécies.

A **diversidade genética da ictiofauna** indicou que, de forma geral, os índices de diversidade genética, usando tanto **marcadores microssatélites** como **mitocondriais**, indicaram uma tendência de média à baixa diversidade para todas as populações locais das 7 espécies analisadas. a variabilidade genética das 7 espécies analisadas foi fortemente afetada no primeiro ano do monitoramento, ou seja, quatro anos após a passagem do MLD, com uma leve estabilização nos anos seguintes e recuperação a partir do Ano 5. Os Lambaris *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius* foram as duas espécies com maior diversidade gênica média. Os **índices de diversidade genética dos marcadores mitocondriais** revelaram três diferentes situações: 1- manutenção em altas taxas ao longo dos anos, como verificado no Lambari *Deuterodon intermedius*; 2 – ascensão dos níveis de diversidade e 3- manutenção de baixas diversidades, como observado na Corvina *Pachyurus adspersus*. Acréscimos na diversidade genética foram observados em algumas espécies, com destaque para o Lambari *Astyanax lacustris* no Ano 5. **Em relação à diversidade filogenética total** (considerando espécies nativas e introduzidas), foi possível observar que a ictiofauna apresentou uma tendência de queda nesse indicador, com as espécies nativas sofrendo redução de 21,2% enquanto a diversidade filogenética total sofreu redução de 10,6%, demonstrando a perda em ritmo mais acelerado da diversidade nativa. Os valores estimados para a **tendência de mudanças temporais na redução populacional das espécie**s, mensurados pelo **índice de Garza-Williamson (G-W)**, que permite monitorar a intensidade do gargalo populacional ao longo do tempo, indicam, para a maior parte das espécies analisadas, que a redução de suas populações não variou muito, ou seja, não houve grande variação na amplitude dos índices G-W ao longo dos anos de monitoramento, com exceção do observado para as espécies *Deuterodon cf. intermedius*, *Hoplias malabaricus* e *Knodus moenkhausii*, que apresentaram maiores amplitudes de variação desse índice.

Em relação aos **macroinvertebrados bentônicos**, pode-se observar nos setores Calha do rio Doce, Tributários e Reservatórios, uma tendência de aumento da **riqueza e densidade**, considerando um gradiente espacial dos trechos (pontos amostrais) mais a montante em direção à foz, além do

incremento observado também no setor lagos. Os resultados evidenciaram ainda diferenças significativas entre áreas impactadas e não impactadas, com alguns desvios de tendências gerais entre o setor Tributários e o setor Calha do rio Doce. **A composição dos principais táxons** (famílias e classe) nos ecossistemas e períodos sazonais (chuvosos e secos) indicou a predominância espacial e sazonal de táxons tolerantes e resistentes dentro da abordagem de bioindicadores (principalmente larvas de insetos da família Chironomidae e moluscos gastrópodes e bivalves). Considerando os ambientes impactados (Lagoa Areal, Reservatórios) e não impactados (Tributários e Lagoa Cacimbas), houve significativa diferença na riqueza e densidade de macroinvertebrados, com valores mais elevados sendo registrados nos ambientes não impactados. No contexto geral, a estrutura física e a integridade dos habitats mantiveram-se estáveis ao longo do período monitorado, com flutuações discretas representadas pelas barras de amplitude. A análise de qualidade do habitat revelou que as piores condições se concentram na calha principal e em tributários específicos sob forte pressão de uso do solo.

### 2.4.3 Indicadores Ecotoxicológicos

As avaliações realizadas para a **Ecotoxicologia** indicaram os efeitos biológicos dos metais e As, mensurados através do **Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador).** Biomarcadores são alterações biológicas que expressam a exposição e os efeitos tóxicos dos poluentes presentes no ambiente e podem ser mensuradas em nível molecular, celular ou fisiológico. Portanto, os biomarcadores selecionados indicam a exposição do organismo aos contaminantes. Assim, os biomarcadores foram analisados de forma seletiva nos animais, considerando-se os potenciais efeitos biológicos dos metais e do As. As respostas destes diversos biomarcadores são integradas com o uso do Índice de Resposta Biológica. Logo, quanto maior o valor do índice, maior o impacto biológico esperado.

Com relação ao **Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação)** - que integra os níveis de contaminação de diferentes organismos/órgãos/tecidos pelos metais e As, originando assim um indicativo/valor sintético e holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados - os valores observados para o **Fitoplâncton** foram de aumento especialmente durante os períodos chuvosos, ao longo de todo o monitoramento, sendo que os setores Calha e Tributários apresentaram os índices mais elevados. Os elementos Cr, Hg, As e Fe foram os que mais contribuíram para o IBR Bioacumulação no setor Lagoas. No setor Rio, os elementos As, Pb e Cr contribuíram majoritariamente para o índice, ao passo que no setor Tributário, os metais de maior importância para o índice foram o Hg e Cr. É importante ressaltar que o fitoplâncton constitui a base da cadeia alimentar em ambientes aquáticos, por se tratar de um produtor primário. Desta forma a bioacumulação de metais e As nesses organismos caracteriza a via de entrada destes elementos na cadeia alimentar.

Para o **Zooplâncton**, o IBR Biomarcador apresentou valores médios relativamente altos no setor Rio, seguido pelos setores Lagoas, Tributário e, finalmente, em menor valor médio, Lagos. É importante ressaltar que o zooplâncton é composto por consumidores primários que, de certa forma, constituem níveis basais das cadeias alimentares em ambientes aquáticos. Em conjunto, o plâncton (fitoplâncton

+ zooplâncton) apresentou os maiores valores do IBR de bioacumulação de metais e As nos setores Calha e Tributário. Esses resultados evidenciam as etapas iniciais da transferência trófica de elementos ao longo da cadeia alimentar.

A avaliação do IBR de bioacumulação em camarões indicou possíveis sinais de contaminação crônica, evidenciados pela elevada variabilidade espacial e temporal dos valores, que permaneceram moderadamente elevados. Os valores reduzidos do índice observados nas últimas Campanhas não descartam a falta de impacto, uma vez que se assemelham aos valores da Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco). Em conjunto, observa-se que os contaminantes que mais contribuíram para a composição do valor do IBR Bioacumulação no setor Tributário foram Mn, Zn, Fe e Cu. No setor Lago, o valor do índice foi composto sobretudo pelos elementos Pb, Zn e As. No setor Lagoa, o valor do IBR Bioacumulação contou com as contribuições expressivas do Hg, Fe e Pb. Por sua vez, o Cu, Fe e As foram os elementos que mais contribuíram para a composição do valor do índice no setor Reservatório. Por fim, o Cd, Cr, Zn e As foram os contaminantes que mais contribuíram na composição do IBR Bioacumulação no setor Rio.

As análises do IBR de bioacumulação em peixes evidenciaram uma redução dos valores na última campanha amostral, atingindo níveis próximos de zero. De modo geral, a dinâmica temporal do índice nesses organismos foi semelhante à observada no plâncton e nos camarões dulcícolas. Entretanto, os peixes tenderam a apresentar valores mais elevados, sobretudo em comparação ao plâncton, sugerindo a ocorrência de bioacumulação ao longo da cadeia trófica. A alta diversidade de elementos compondo o IBR Bioacumulação dos peixes em diferentes setores, ao longo do período amostrado, desperta e requer a atenção quanto à bioacumulação dos contaminantes analisados nesses organismos do Ambiente Dulcícola, não apenas para os metais não essenciais, considerados altamente tóxicos (As, Cd e Pb), mas também para aqueles considerados como micronutrientes (Cr, Cu, Fe, Mn e Zn) que, em altas concentrações, exercem toxicidade à biota aquática.

O **Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador)** calculado para o **Plâncton** dulcícola (nível trófico basal) indicou estresse fisiológico pronunciado em todos os setores, especialmente Tributários. Os resultados obtidos sugerem não apenas um estresse fisiológico precoce (agudo), mas também um estresse crônico nos organismos planctônicos avaliados, possivelmente associado à toxicidade dos contaminantes presentes no ambiente dulcícola. Neste contexto, cabe ressaltar que a Lipoperoxidação LPO (fitoplâncton e zooplâncton), que é um biomarcador de dano oxidativo na membrana plasmática, foi relevante para a composição do IBR Biomarcador para o plâncton, na maioria das Campanhas realizadas. O **Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador)** aplicado ao plâncton dulcícola indicou estresse fisiológico acentuado em todos os setores, com maior intensidade nos tributários. Esses resultados sugerem a ocorrência de respostas fisiológicas compatíveis com estresse agudo e crônico nos organismos planctônicos avaliados, possivelmente relacionadas à exposição aos contaminantes presentes nos ecossistemas aquáticos. O aumento generalizado do IBR Biomarcador nos setores (com exceção pontual das Lagoas), demonstra que os efeitos fisiológicos ocorrem após mais de 10 anos do rompimento da Barragem do Fundão. Alguns efeitos negativos associados à contaminação dos peixes com metais e As são a diminuição da fecundidade e da taxa de eclosão de

ovos, bem como inibição do desenvolvimento e surgimento de alterações fisiológicas, deformidades e tumores. Assim, os resultados aqui relatados destacam a necessidade de atenção especial à saúde do Ambiente Dulcícola, devido a possibilidade de ocorrência de efeitos tóxicos decorrentes da contaminação por metais e As, em níveis superiores de organização biológica. Os impactos mais preocupantes e negativos, que podem ocorrer a partir desse cenário, seriam os efeitos de cascatas tróficas, perda da biodiversidade, incapacidade dos organismos em realizar suas funções, bem como de fornecer serviços ecossistêmicos.

Com relação ao **Indice de toxicidade,** manteve-se a tendência de maior toxicidade em amostras de água e sedimento coletadas no setor calha do rio Doce. O sedimento se apresentou mais tóxico do que a água, levando a classificações ecotoxicológicas mais severas (alto valor no índice). Isto pode ser atribuído ao maior teor de matéria orgânica nessa matriz, um fator chave para a partição e especiação de metais e arsênio (As). Os resultados para a **comunidade microbiana** nas matrizes sedimento, água superficial e água de fundo do Ambiente Dulcícola, revelaram a persistência de grupos bacterianos anteriormente registrados, estreitamente correlacionados com a presença de metais. O gênero *Acinetobacter* mantém-se notoriamente proeminente, sendo um bioindicador adequado para analisar a contaminação da água por metais, visto que é considerado altamente resistente a metais como Cu, Zn, Co, Cd, Cr, além de resistente a As. A predominância deste grupo bacteriano desperta interesse devido à sua uniformidade tanto em amostras da água de superfície quanto em amostras da água de fundo. .

## 2.5 ANÁLISE GLOBAL DO AMBIENTE DULCÍCOLA

### 2.5.1 Metodologia

#### 2.5.1.1 Riqueza taxonômica e funcional

Para estimar a riqueza funcional, selecionamos traços funcionais relacionados à resposta das espécies a alterações ambientais, como: tamanho do corpo (tamanho corporal máximo para os táxons animais, volume celular para o fitoplâncton e altura das macrófitas), uso de recursos (por exemplo, tipo de alimentação) e mobilidade (por exemplo, capacidade de migração). Esses traços mostram como os diferentes grupos biológicos se relacionam troficamente com o meio ambiente, participando de diferentes processos e/ou mecanismos que moldam o ecossistema. Para obter a riqueza funcional de cada grupo, calculamos a dispersão funcional (função “dbFD” do pacote “FD” do R; Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014).

#### 2.5.1.2 Multidiversidade taxonômica e funcional

Estimamos um índice de multidiversidade taxonômica e funcional considerando a riqueza dos quatro grupos de organismos. Primeiramente, padronizamos os valores de riqueza taxonômica de cada grupo de organismos entre 0 e 1 escalonando-os para o valor máximo observado e, em seguida, calculamos a média desses valores de diversidade padronizados (Allan al., 2014). Esse procedimento garante que a diversidade de cada grupo de organismos contribua igualmente para a multidiversidade. Calculamos separadamente o índice de multidiversidade para a riqueza de espécies e para a riqueza funcional. O

índice de multidiversidade tem sido amplamente utilizado porque reflete muito bem as relações biodiversidade-multifuncionalidade em ecossistemas multitróficos (Moi et al., 2021; Moi et al., 2022).

#### 2.5.1.3 Funções ecossistêmicas

Foram medidas nove variáveis do ecossistema que são reguladas por organismos aquáticos e pertencem a uma ampla gama de funções e propriedades do ecossistema. Essas funções e propriedades incluíram: concentrações de nutrientes representadas por medições in situ de (1) fosfato, (2) nitrato, (3) nitrito e (4) amônio disponíveis na água. O fósforo e o nitrogênio são os principais recursos utilizados por produtores primários e podem impulsionar toda a rede de produção dos ecossistemas. O metabolismo do ecossistema será representado pela variação do (5) oxigênio dissolvido na água. Variações no oxigênio refletem o balanço entre produção (fotossíntese) e consumo (respiração e decomposição) do ecossistema aquático. A biomassa multitrófica, foi representada pela biomassa de (6) rotíferos, (7) cladóceros e (8) copépodes, além da (9) concentração de clorofila a como proxy da biomassa do fitoplâncton. A biomassa animal funciona como um proxy do processo de produção secundária dos ecossistemas. Juntas, essas variáveis auxiliaram a medir as características ambientais que estão diretamente ligadas às funções do ecossistema.

#### 2.5.1.4 Multifuncionalidade ecossistêmica

Para avaliação da multifuncionalidade ecossistêmica, utilizamos o índice de multifuncionalidade médio (Byrnes et al., 2014). Para obter o índice médio de multifuncionalidade do ecossistema, as nove funções do ecossistema foram padronizadas entre 0 e 1 (rawFunction-min(rawFunction)/(max(rawFunction)-min(rawFunction)) e, em seguida, obtidas suas médias (Byrnes et al., 2014). O índice de multifuncionalidade média é o mais comumente utilizado na literatura sobre multifuncionalidade (Byrnes et al., 2014; Moi et al., 2022). Níveis muito altos do índice de média (próximos de 1) significam que todas as funções atingem seu nível máximo de desempenho simultaneamente. Por outro lado, os valores mais baixos (próximos de 0) significam que todas as funções estão em seu nível mínimo de desempenho.

#### 2.5.1.5 Análise dos dados

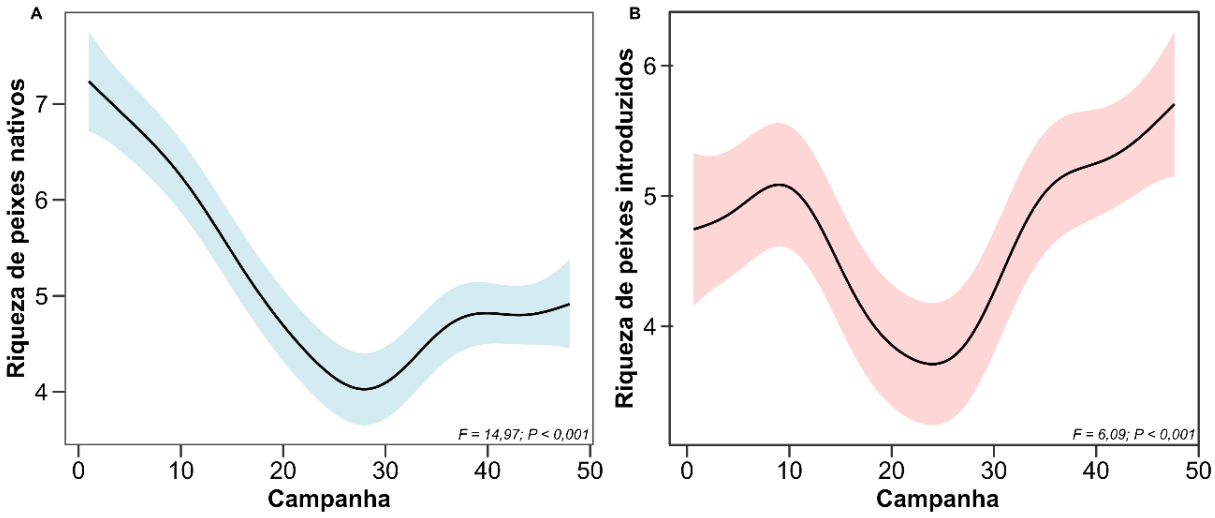
As tendências temporais na multidiversidade (taxonômica e funcional) e na multifuncionalidade ecossistêmica foram testadas usando modelos aditivos de efeitos mistos generalizados (GAMM; função "gamm4"). A curva com a tendência temporal foi obtida pelo método de suavização LOESS (Locally-Weighted Scatterplot Smoother) (função “plotGAMM”).

As relações entre os metais totais, a multidiversidade taxonômica, a multidiversidade funcional e a multifuncionalidade ecossistêmica foram avaliadas por meio de Modelagem de Equações Estruturais (SEM), permitindo estimar simultaneamente os efeitos diretos e indiretos entre essas variáveis. O modelo foi ajustado no pacote lavaan (Rosseel, 2012) utilizando estimação por máxima verossimilhança (ML), e a significância dos caminhos foi avaliada ao nível de 5%. Todas as análises foram realizadas no software R (versão 4.5.2) (R Core Team, 2025). A base de dados para a avaliação

comparativa entre a multifuncionalidade do Baixo rio Doce e demais bacias hidrográficas brasileiras considerou, para essas últimas, o recorte temporal de 2011 a 2012.

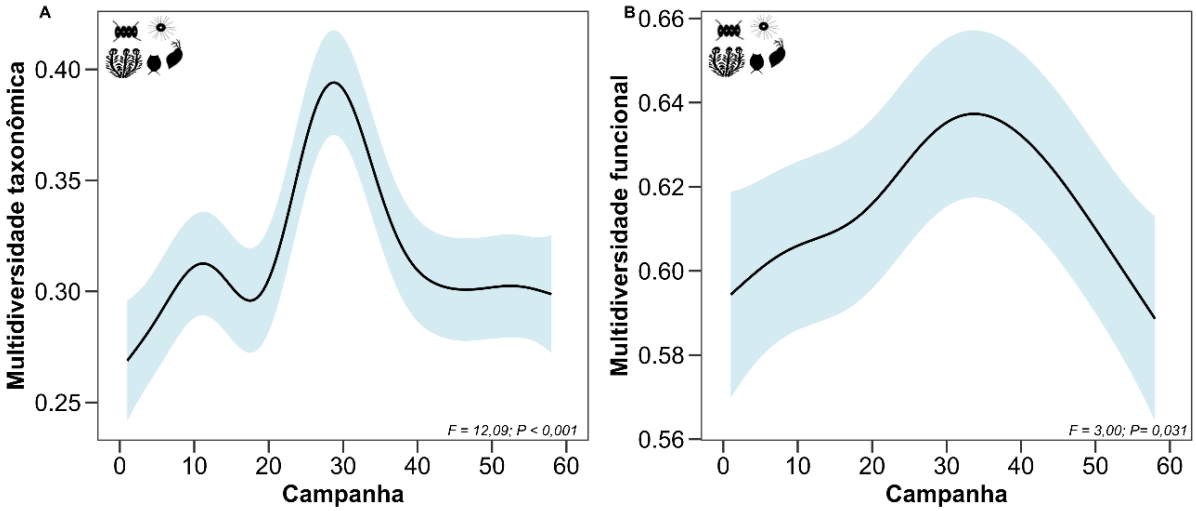
### 2.5.2 Resultados

Figura 2: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza de peixes nativos (A) e introduzidos (B) ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce, considerando todos os setores de forma conjunta. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança de 95% dos dados. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026.



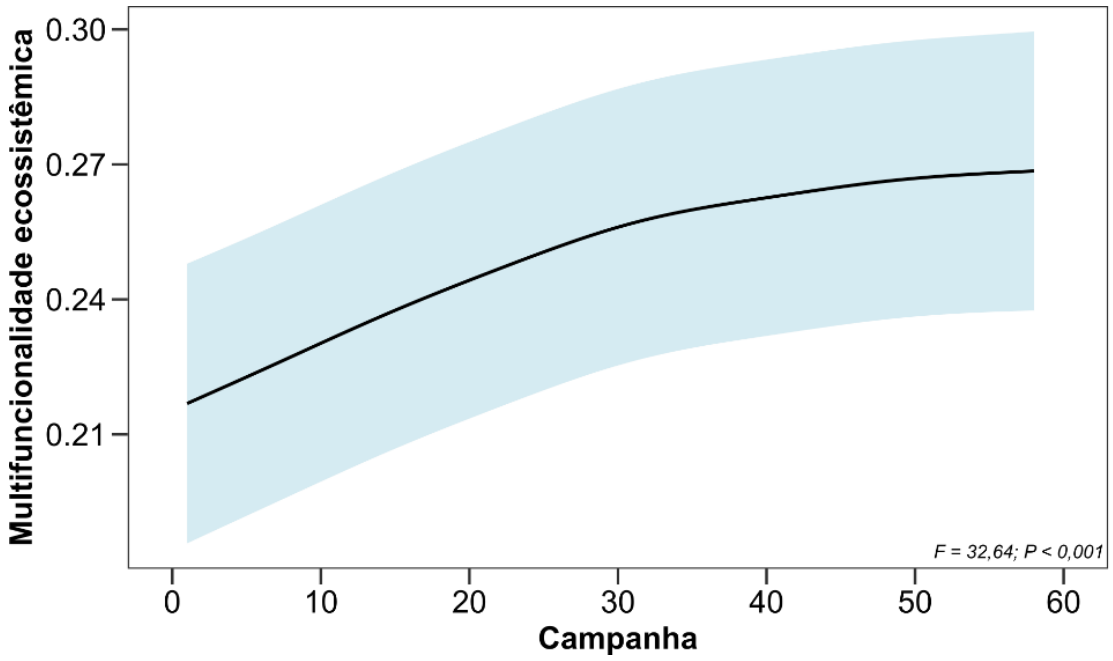

A riqueza de peixes nativos diminuiu ao longo do tempo ($F = 14,97$; $P < 0,001$), enquanto a riqueza de peixes introduzidos aumentou ($F = 6,09$; $P < 0,001$). Esse padrão sugere um processo de substituição gradual da fauna nativa por espécies introduzidas. (Figura 2).

Figura 3. Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na multidiversidade taxonômica (A) e multidiversidade funcional (B) longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce. A multidiversidade foi obtida considerando a riqueza conjunta das macrófitas, do fitoplâncton, do perifíton e do zooplâncton. Os ambientes foram considerados como fatores randômicos nos modelos. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança de 95% dos dados. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026.



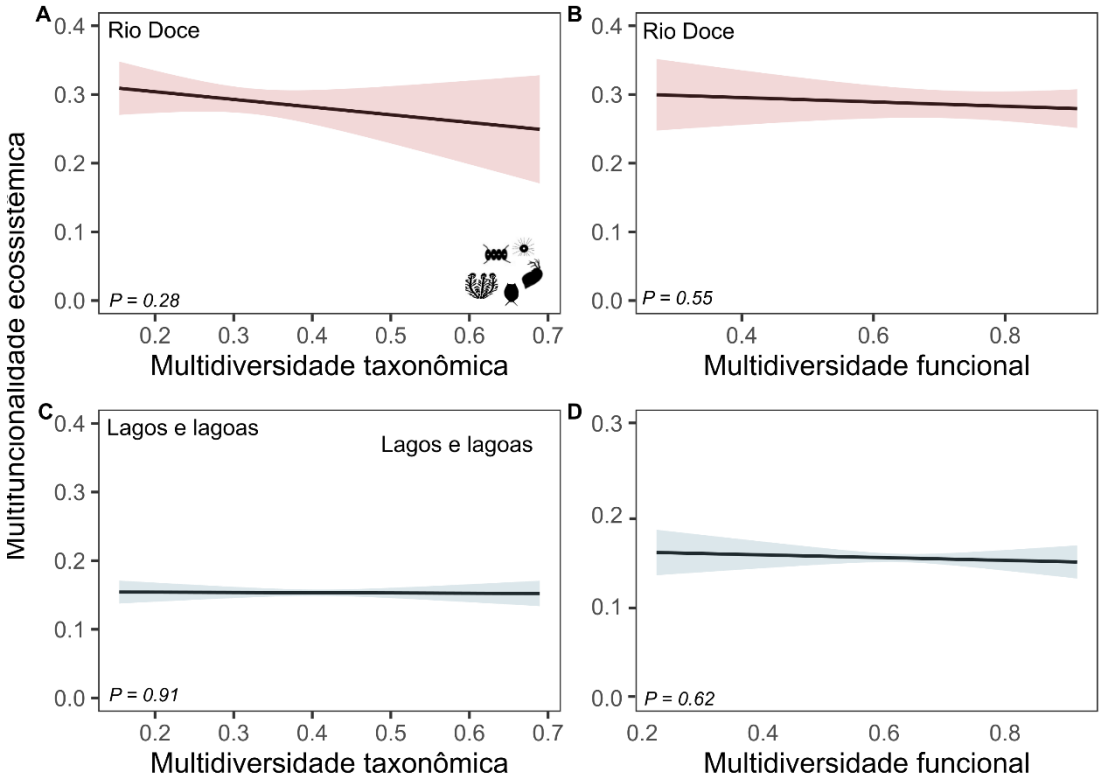

A multidiversidade taxonômica (F = 12,09; P < 0,001) (A) e a multidiversidade funcional (F = 3,00; P = 0,031) (B) exibiram um padrão temporal semelhante, caracterizado por um aumento inicial, com pico em períodos intermediários e um declínio ao final da série temporal (Figura 33). Isso mostra que a recuperação inicial da multidiversidade não se manteve ao longo do monitoramento, evidenciando uma redução posterior da multidiversidade taxonômica e funcional, sugerindo que o processo de recuperação ecológica permaneceu instável.

Figura 4 Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na multifuncionalidade ecossistêmica ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce. Os ambientes foram considerados como fatores randômicos nos modelos. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança de 95% dos dados. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026.



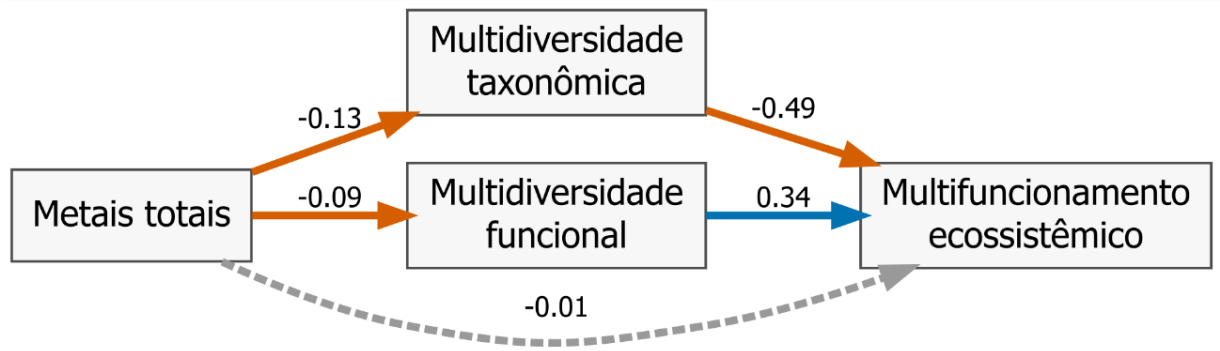

A multifuncionalidade ecossistêmica aumentou ao longo do tempo (F = 32,64; P < 0,001). Figura 4. Entretanto, esse resultado não pode ser interpretado como uma melhoria da qualidade ambiental do Baixo Rio Doce, uma vez que a multifuncionalidade integra diferentes funções ecossistêmicas, algumas das quais podem aumentar em resposta a alterações ambientais. Além disso, os valores observados permaneceram relativamente baixos (variando aproximadamente entre 0,2–0,3) quando comparados aos registrados em outras planícies de inundação. Isso indica que, apesar da tendência de aumento, o funcionamento do ecossistema ainda se encontra em níveis reduzidos.

Figura 5 Relação entre a multidiversidade taxonômica (A e C) e funcional (B e D) e a multifuncionalidade ecossistêmica dos setores Calha e Foz (em vermelho) e dos setores lagos e lagoas (em azul). A multidiversidade representa a riqueza conjunta de todos os grupos (macrófitas, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton). A análise estatística foi realizada através de modelos lineares mistos, mas nenhuma das relações foi significativa. As áreas sombreadas mostram o intervalo de confiança de 95% para a tendência geral. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026.



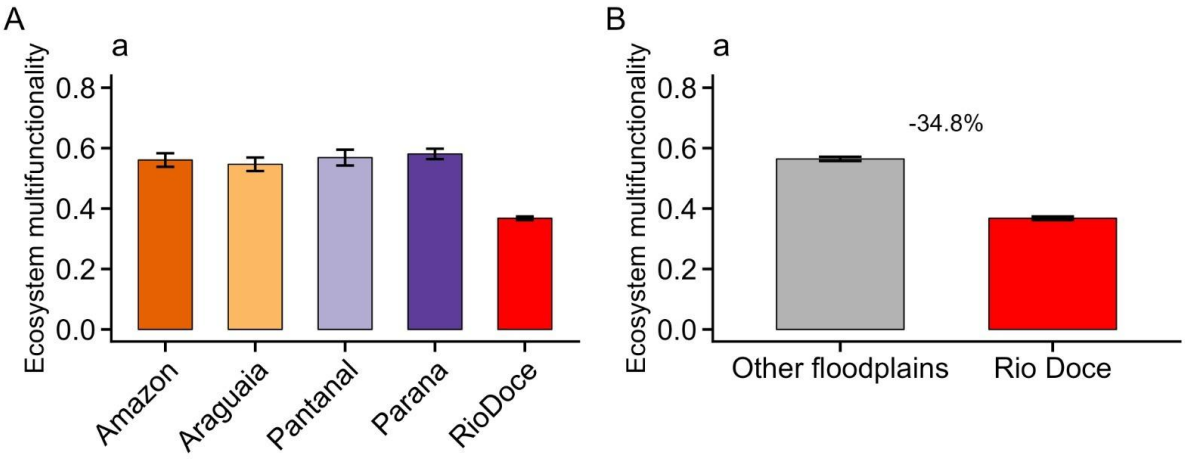

Não encontramos relações diretas significativas entre a multidiversidade taxonômica e funcional e a multifuncionalidade ecossistêmica para nenhum dos ambientes (Figura 5). Esse resultado contrasta com o padrão amplamente descrito na literatura, segundo o qual ecossistemas mais biodiversos tendem a sustentar maior multifuncionalidade. A ausência dessa relação na bacia do Rio Doce sugere que a degradação ambiental pode ter enfraquecido o papel da biodiversidade na manutenção das funções ecossistêmicas, uma vez que estressores como a contaminação por metais e as alterações no uso da terra podem afetar diretamente essas funções, promovendo um desacoplamento entre biodiversidade e multifuncionalidade.

Figura 6 Modelo de equações estruturais (SEM) representando os efeitos diretos e indiretos dos metais totais sobre a multifuncionalidade ecossistêmica, mediados pela multidiversidade taxonômica e funcional. As setas contínuas representam relações significativas, enquanto a seta tracejada indica uma relação não significativa. Os valores ao lado das setas correspondem aos coeficientes padronizados dos caminhos. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026.




Os metais totais exerceram efeitos negativos sobre a multidiversidade taxonômica (β = -0,13) e sobre a multidiversidade funcional (β = -0,09), indicando que o aumento da concentração de metais está associado à redução dessas duas dimensões da biodiversidade. Figura 6. Por outro lado, não foi observado efeito direto significativo dos metais totais sobre a multifuncionalidade ecossistêmica (β = -0,01). Isso mostra que a influência dos metais sobre o funcionamento do ecossistema ocorre predominantemente de forma indireta, por meio de alterações na biodiversidade. A multidiversidade taxonômica apresentou efeito negativo sobre a multifuncionalidade ecossistêmica (β = -0,49), enquanto a multidiversidade funcional apresentou efeito positivo (β = 0,34). Esses resultados evidenciam que as diferentes dimensões da biodiversidade exercem influências distintas sobre o funcionamento do ecossistema. Enquanto a redução da multidiversidade funcional está associada à diminuição da multifuncionalidade, a relação negativa observada para a multidiversidade taxonômica sugere que, nas condições atuais do Baixo Rio Doce, a riqueza de espécies, por si só, não representa um bom preditor do funcionamento ecossistêmico.

Figura 7: Análise comparativa da multifuncionalidade do Baixo rio Doce com outras bacias brasileiras (Amazônia, Araguaia, Pantanal e Paraná) (A); Comparação entre a multifuncionalidade global das outras bacias brasileiras em relação ao trecho do Baixo rio Doce (B).




A Figura 7 revela que o trecho do Baixo rio Doce apresenta menor multifuncionalidade ecossistêmica quando comparada a outras bacias brasileiras impactadas, e que, no cômputo geral, a multifuncionalidade do Baixo rio Doce é 34,8% menor que as de todas as outras bacias somadas. Isso indica a forte influência de impactos históricos e contemporâneos sobre os mecanismos básicos de funcionamento ecossistêmico do Baixo rio Doce. Os dados de multifuncionalidade de outras bacias brasileiras representam séries históricas obtidas a partir de 2011 a 2021.

## 2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De forma geral, os resultados indicam que, apesar de algumas tendências de aumento na multifuncionalidade ecossistêmica e na multidiversidade ao longo do monitoramento, o Baixo Rio Doce não apresentou uma recuperação ecológica consistente. A substituição gradual de espécies nativas por introduzidas, o declínio da multidiversidade ao final da série temporal e os efeitos negativos dos metais sobre a biodiversidade evidenciam que os impactos ambientais persistem, com a diversidade funcional desempenhando um papel mais relevante que a riqueza taxonômica na manutenção do funcionamento ecossistêmico.

## 2.7 REFERÊNCIAS


ALLAN, E.; BOSSDORF, O.; DORMANN, C. F.; PRATI, D.; GOSSNER, M. M.; TSCHARNTKE, T.; (…); FISCHER, M. Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences, 111(1), 308-313, 2014.

BYRNES, J. E.; GAMFELDT, L.; ISBELL, F.; LEFCHECK, J. S.; GRIFFIN, J. N.; HECTOR, A.; (…); EMMETT DUFFY, J. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. Methods in Ecology and Evolution, 5(2), 111-124, 2014.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology, 91(1), 299-305, 2010.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.3, 2014.

MOI, D. A.; LANSAC-TÔHA, F. M.; ROMERO, G. Q.; SOBRAL-SOUZA, T.; CARDINALE, B. J.; KRATINA, P.; (…); MORMUL, R. P. Human pressure drives biodiversity–multifunctionality relationships in large Neotropical wetlands. Nature ecology & evolution, 6(9), 1279-1289, 2022.

MOI, D. A.; ROMERO, G. Q.; ANTIQUEIRA, P. A.; MORMUL, R. P.; TEIXEIRA DE MELLO, F.; BONECKER, C. C. Multitrophic richness enhances ecosystem multifunctionality of tropical shallow lakes. Functional Ecology, 35(4), 942-954, 2021.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2025. Disponível em: https://www.R-project.org/

ROSSEEL, Y. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. Journal of Statistical Software, 48(2), 1-36, 2012. https://doi.org/10.18637/jss.v048.i02

SCHULDT, A. *et al.* Biodiversity across trophic levels drive multifunctionality in highly diverse 647 forests. Nat. Commun., 9, 2989, 2018.

# 3 SÍNTESE DO AMBIENTE MARINHO

## 3.1 O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES

Os ambientes marinhos são ecossistemas reconhecidamente sensíveis, cujas capacidades de resistência/turbações em áreas já vulneráveis, como a região costeira do Espírito Santo, dificultando ainda mais os processos de recuperação ambiental. As modificações resultantes desses impactos afetam tanto as condições abióticas quanto as comunidades bióticas em todos os níveis hierárquicos, abrangendo desde produtores primários até predadores de topo e decompositores. Além disso, essas alterações comprometem processos ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes. Mudanças na dinâmica e estrutura ecológica da região podem, por sua vez, afetar significativamente os serviços ecossistêmicos. No Ambiente Marinho do Espírito Santo, um dos serviços ecossistêmicos mais relevantes é a provisão de pescado, atividade fundamental para a subsistência das comunidades pesqueiras e para a economia local. Nesse contexto, com base em um conjunto de indicadores definidos a partir da literatura e das variáveis analisadas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, a presente síntese apresenta as principais variações espaço-temporais e os impactos observados no Ambiente Marinho.

A construção dessa síntese baseia-se em um conjunto abrangente de indicadores que refletem diferentes escalas ecológicas, desde marcadores mineralógicos e geoquímicos do sedimento e da água até aspectos biológicos, como estrutura genética, fisiologia, populações, comunidades e comportamento. Essa abordagem integrada permite uma caracterização abrangente da dinâmica da biodiversidade aquática no Ambiente Marinho impactado pelo Material Ligado ao Desastre (MLD) oriundo da bacia do rio Doce. A seleção dos indicadores foi fundamentada nos resultados obtidos ao longo do monitoramento e na expertise das equipes responsáveis por cada tema, refletindo as variáveis mais representativas para descrever a variabilidade espaço-temporal da qualidade ambiental e da biodiversidade.

### 3.1.1 Indicadores abióticos

**Turbidez, Material Particulado em Suspensão (MPS), Mobilidade do sedimento superficial e Sinal do MLD:** A turbidez é um indicador direto da concentração de sedimentos em suspensão que, por sua vez, é um indicador indireto da presença do MLD no ambiente. Este indicador pode ser avaliado em escala regional, por meio de imagens de satélite, e pode ser utilizado para o entendimento do efeito causado por variações nas condições meteoceanográficas. O MPS é uma medida direta e local do quanto de material está sendo aportado pelo rio, auxiliando na compreensão dos processos de dispersão do sedimento. A descrição do fundo marinho e taxas de acumulação no fundo, somadas ao potencial de mobilidade de sedimento superficial de fundo, podem mostrar a espacialidade do MLD depositado e a sua sensibilidade à ressuspensão. Ainda, são utilizados indicadores da presença do rejeito, como o IMS (*Iron Mineralogical Set*), que avalia a abundância relativa da detecção da assinatura mineralógica do MLD no Ambiente Marinho.

**Qualidade da Água e Sedimentos:** As variáveis geoquímicas da água e do sedimento são avaliadas a partir da aplicação de índices de qualidade para cada matriz, levando em consideração os metais (As, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn), elementos terras raras, os Hidrocarbonetos (Alifáticos, Hidrocarbonetos Totais de Petróleo, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e biomarcadores lipídicos), bem como o incremento de nutrientes na água (nitrogênio total, fósforo total, nitrito, nitrato, n-amoniacal, sílica e ortofosfato dissolvidos).

### 3.1.2 Indicadores bióticos

Diferentes níveis tróficos são representados pelos indicadores da biodiversidade aquática utilizados no PMBA/Fest-UFES:

**Produtores Primários:** Nos ambientes marinhos, as algas são os principais produtores primários e base de muitas cadeias tróficas. A avaliação deste grupo é feita a partir da análise da diversidade e saúde do fitoplâncton relacionado à coluna d'água, além dos simbiontes de corais e cobertura de macroalgas em ambientes recifais. Além de funcionarem como bioindicadoras de estressores ambientais, as alterações na estrutura das comunidades de algas podem auxiliar no entendimento de possíveis alterações em outros níveis tróficos, pelo efeito cascata.

**Consumidores Primários Pelágicos e Consumidores Bentônicos:** Os consumidores primários pelágicos avaliados estão relacionados ao plâncton da coluna d'água (zooplâncton e ictioplâncton), sendo avaliadas variáveis relacionadas à diversidade (riqueza de espécies, índices e composição da comunidade) e abundância, além da viabilidade de ovos para ictioplâncton. No componente bentônico, são avaliados a estrutura da comunidade, por meio de sua abundância e diversidade, e a taxa de colonização em estruturas recifais.

**Consumidores de topo de cadeia:** São entendidos como consumidores de topo de cadeia, apesar da grande variabilidade trófica dentro de cada grupo: os peixes, crustáceos (camarões e caranguejos), e tartarugas. Esses grupos são avaliados pela sua diversidade de espécies e genética, estrutura populacional, indicadores de saúde (doenças, condição corporal, hemogramas) e nicho isotópico (indicador de qualidade de recursos alimentares).

### 3.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos

Os indicadores ecotoxicológicos inferem sobre a acumulação de contaminantes e da resposta dos organismos à toxicidade. Os índices utilizados como indicadores são o Índice de Bioacumulação (avalia a concentração dos diferentes metais analisados nos organismos), Índice de Resposta Biológica (avalia as respostas moleculares, celulares ou fisiológica dos organismos aos poluentes) e o Índice de Toxicidade (avalia a toxicidade por meio de bioensaios padronizados). Ainda, indicadores microbianos são utilizados para determinação da presença de metais pesados por meio da abundância relativa de grupos bacterianos específicos.

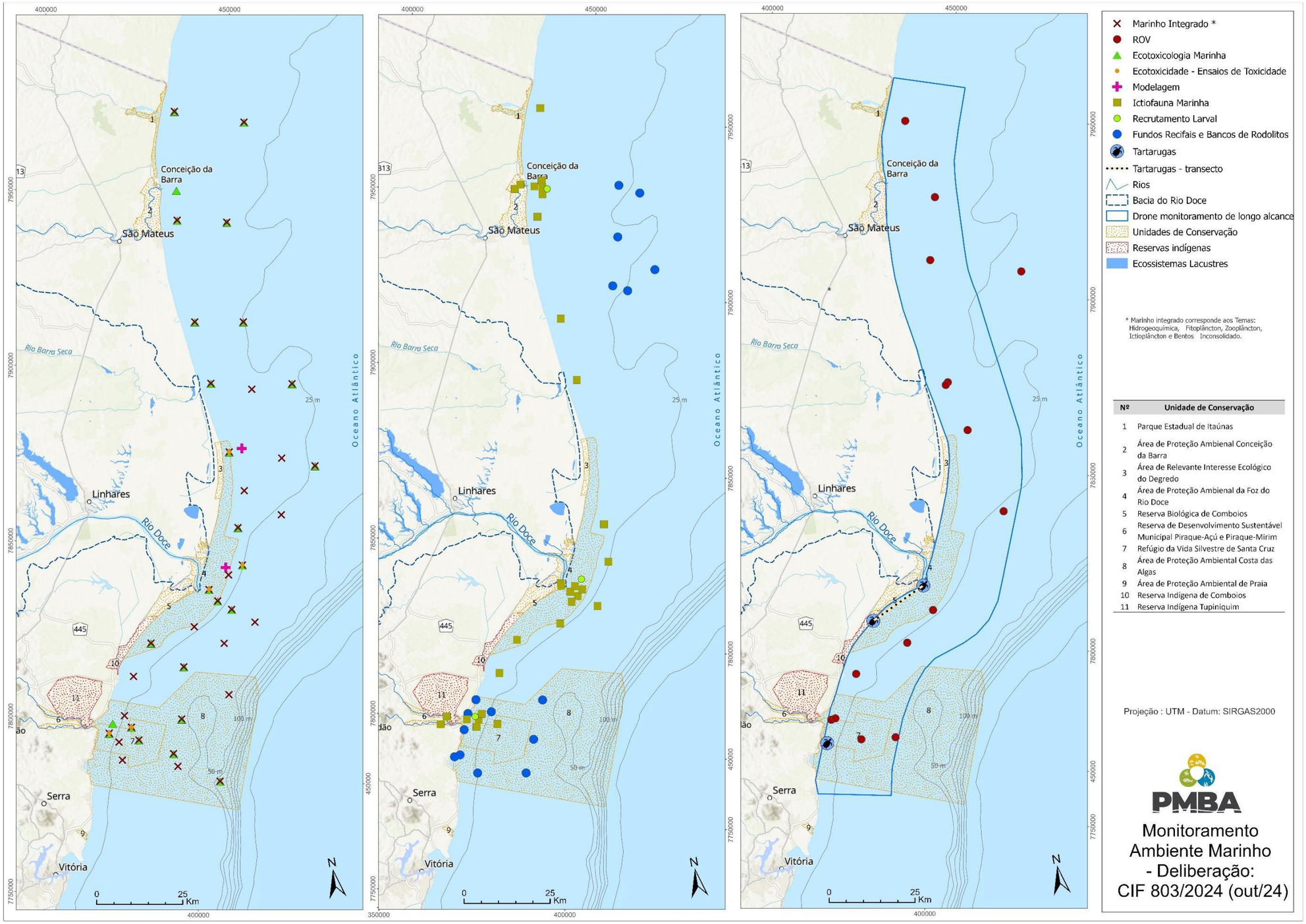
## 3.2 DESTAQUES

- Todos os setores monitorados no Ambiente Marinho apresentam evidências de impacto pelo Material Ligado ao Desastre (MLD), registrando-se o maior nível de severidade no setor Foz, seguido pelos setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, com extensão de efeitos até o setor Abrolhos.
- A dinâmica ambiental é regida pela sazonalidade da vazão do rio Doce no período chuvoso, responsável pelo aporte de material novo, e pela maior energia das ondas no período seco, que promove a ressuspensão do banco lamoso depositado, mantendo a mobilização e a dispersão contínua do MLD pela deriva litorânea.
- Os indicadores abióticos confirmam a persistência do MLD no sedimento marinho (sinalizado pelo IMS e elementos terras raras) até o Ano 8, embora a qualidade da água e do sedimento tenha apresentado trajetórias de melhoria a partir do Ano 3, com avanços no CWQI e atenuação da toxicidade direta na coluna d'água.
- Múltiplas evidências fisiológicas, ecotoxicológicas e estruturais confirmam o comprometimento das comunidades biológicas do Ambiente Marinho em resposta à introdução do Material Ligado ao Desastre (MLD). A dinâmica dos indicadores demonstra que a perturbação sobre a biota reveste-se de caráter crônico, com manifestações persistentes ao longo de toda a série histórica do monitoramento.
- A recuperação dos níveis tróficos superiores é um processo de longo prazo, condicionado pelo aporte e pela remobilização do MLD, pela transferência trófica de contaminantes e por limitações intrínsecas dos organismos de vida longa, somados ao histórico de perda de diversidade genética e desestruturação de comunidades estuarinas e marinhas.

## 3.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

O Ambiente Marinho do PMBA/Fest-UFES engloba uma extensa área costeira, desde o sul do Espírito Santo (Presidente Kennedy) até o sul da Bahia (Caravelas), avaliando áreas ao sul e ao norte da foz do rio Doce. Os estudos dos Temas no PMBA/Fest-UFES, contudo, são heterogêneos em termos de extensão e área abrangida. Isto porque há diferenças entre os métodos de estudo dos diferentes organismos e variáveis estudadas, o que reflete em diferentes logísticas de coleta. Os Temas com possibilidade de coletas integradas espaço-temporalmente foram unificados e definidos setores de coleta, cada qual com suas estações amostrais. Esses setores são (1) Foz (região logo à frente da foz do rio Doce e áreas adjacentes ao sul e ao norte); (2) Norte (região que vai de Degredo - Linhares/ES, a Itaúnas - Conceição da Barra/ES); (3) APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (região ao sul da foz do rio Doce, em Aracruz/ES); (4) Abrolhos (região do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões adjacentes, no Sul da Bahia); e (5) Sul (Vitória, Guarapari e região próxima ao rio Itapemirim). De modo a padronizar e integrar os principais resultados, a presente síntese traduziu as regiões de coleta de outros Temas que originalmente não tratavam essas regiões conforme os setores apresentados, sempre mantendo a referência da malha amostral original.

Figura 8: Mapa com localização das estações de monitoramento do Ambiente Marinho.



## 3.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

A variabilidade espaço-temporal dos indicadores definidos pelos Temas do Ambiente Marinho, no âmbito do PMBA/Fest-UFES, permitiu caracterizar a dinâmica das forçantes oceânicas e atmosféricas responsáveis pelo aporte, pela dispersão e pela sedimentação de materiais particulados e dissolvidos no Ambiente Marinho, decorrentes da introdução do Material Ligado ao Desastre (MLD) após o rompimento da barragem de Fundão. Além disso, foram descritos os principais impactos dessa dinâmica sobre a biodiversidade, contemplando desde os produtores primários até os consumidores do topo da cadeia trófica. A análise da distribuição espacial e temporal dos indicadores de impacto seguiu uma abordagem hierárquica, partindo da caracterização das forçantes meteoceanográficas e avançando para a descrição dos componentes abióticos da coluna d'água e do sedimento. A partir dessa contextualização ambiental, são abordadas as variações espaço-temporais dos componentes bióticos, considerando-se ao longo da discussão, sempre que pertinente, a interdependência entre a coluna d'água e o sedimento.

Ao longo do monitoramento, foram reconhecidas duas **fontes principais de material particulado e dissolvido** no Ambiente Marinho, ambas potencialmente relacionadas ao MLD: a carga sedimentar transportada pela descarga fluvial do rio Doce e responsável pela introdução de material novo na zona marinha, que se intensifica no período chuvoso; e a ressuspensão de sedimentos lamosos anteriormente depositados, que promove a redisponibilização desses componentes na coluna d'água, tendo como forçante principal a energia das ondas de gravidade superficiais, cuja magnitude tende a se elevar no período seco.. Estas forçantes atuam tanto de maneira crônica, por meio de processos contínuos ao longo do tempo, quanto de forma aguda, em eventos de vazão fluvial elevada decorrentes de picos de precipitação na bacia hidrográfica do rio Doce e em períodos de maior energia das ondas associados à passagem de sistemas transientes.

A **dispersão da pluma de baixa salinidade do rio Doce,** é modulada no Ambiente marinho, pela variabilidade espaço-temporal das forçantes hidrológicas, meteorológicas e oceanográficas. A análise dessa dinâmica permite inferir a direção do transporte e a magnitude da vazão fluvial e, consequentemente, identificar áreas potencialmente impactadas pela parcela dissolvida do MLD. Dessa forma, em períodos de ventos predominantes de norte-nordeste (N-NE) e, consequentemente, de correntes sudoeste-sul (SO-S), observaram-se reduções na salinidade superficial nos setores Foz (subsetores Foz Central e Foz Sul) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, ocorrendo principalmente nos períodos chuvosos. Em contrapartida, inversões na direção dos ventos (quadrante sul), acompanhadas de mudanças na direção das correntes superficiais, resultaram em menores valores de salinidade superficial nos setores Foz (Central e Norte) e Norte. A influência da pluma de baixa salinidade na plataforma continental nos períodos chuvosos dos Anos 6, 7 e 8 apresentou comportamento semelhante, tanto em relação à área total quanto à distribuição espacial, com volumes similares de água do rio Doce aportados ao Ambiente Marinho. Nesse contexto, durante o período chuvoso do Ano 8, em janeiro de 2026, a combinação entre alta descarga do rio Doce e correntes superficiais preferencialmente S-SO fez com que as águas de baixa salinidade fossem transportadas por cerca de 95 quilômetros em direção ao sul, ultrapassando os limites da APA Costa das Algas/REVIS

Santa Cruz. Nesse mesmo período chuvoso, inversões dos ventos também conduziram as águas do rio Doce a regiões da plataforma situadas ao norte da foz, ampliando a área do Ambiente Marinho sob possível influência do MLD. Durante o período seco, não foram observadas diferenças entre os Anos 6 e 7 quanto à área de dispersão e à vazão do rio (consideradas sob condições de Seca Extrema e Baixo Fluxo), em contraste com o período seco do Ano 5, que apresentou maiores valores de vazão. Apesar disso, verificou-se, no período seco do Ano 7, a segunda maior área de recorrência da pluma de baixa salinidade, associada à maior frequência de ventos intensos de leste e de ventos do quadrante sul durante os eventos de inversão, que favoreceram a advecção das águas de baixa salinidade em direção à região marinha localizada ao norte da foz do rio Doce.

Os eventos hidrológicos que ocorrem na bacia do rio Doce também resultam em aumentos expressivos da carga sedimentar transportada pelo rio, indicada pela **turbidez**, intensificando o aporte de MLD na plataforma continental. A **energia das ondas** mantém o material particulado em suspensão, facilitando seu transporte pelas correntes costeiras geradas pela tensão de cisalhamento do vento, pelas correntes residuais de maré e pela deriva litorânea. Esses processos promovem a redistribuição dos sedimentos na plataforma continental interna, com possibilidade de transferência para áreas além da foz do rio Doce, podendo alcançar as proximidades de Barra Nova - ES, ao norte.

A variabilidade interanual da turbidez gerada pela ressuspensão do banco lamoso é menos expressiva do que a observada na pluma do rio Doce, com a maior recorrência de picos de turbidez concentrados no período chuvoso, quando os valores de turbidez ≥ 5 FNU chegam a apresentar recorrência superior a 80% nas proximidades da foz. Mais de 95% da descarga sólida que alimenta a pluma do rio Doce é produzida neste período, cujo clima de ondas e ventos é preferencialmente N-NE. Além disso, a direção mais recorrente do transporte do material aportado sobre a plataforma nesse período foi para o sul.

A **altura significativa das ondas (Hs)** atua como principal condicionante da turbidez de fundo na plataforma interna. Nos períodos secos, a maior recorrência de sistemas transientes eleva a Hs e o período de pico, traduzindo-se em maior potência de ondas e, consequentemente, em maior energia disponível para ressuspender os sedimentos do banco lamoso. Esse acoplamento é reforçado pelo predomínio de ondulações de *swell* do quadrante S-SE nos períodos secos, enquanto o período chuvoso apresenta um regime mais equilibrado entre a energia de *swell* e de ondas locais geradas pelos ventos de NE, associados à Alta Subtropical do Atlântico Sul, resultando em potência de ondas sensivelmente menor e em menor contribuição relativa da ressuspensão frente ao aporte fluvial na turbidez da coluna d'água. A **deriva litorânea**, por sua vez, é controlada essencialmente pelo clima de ondas, e não pela direção do vento. De modo geral, o transporte residual segue para norte na maior parte das estações monitoradas, com exceção de um ponto ao sul da foz onde o transporte médio anual é direcionado para o sul. Nos períodos chuvosos esse padrão se torna mais heterogêneo, predominando o transporte para norte nas estações ao norte da foz e para sul nas estações ao sul da foz, ainda que o vento predominante de N-NE não altere essa direção. Comparada à vazão do rio Doce, a capacidade de transporte pela deriva litorânea é, em geral, pequena (da ordem de 1% nos períodos secos), podendo chegar a cerca de 5% em eventos de maior energia de ondas, o que evidencia seu papel complementar, porém contínuo, no transporte de sedimentos ao longo do ano.

Essa dinâmica fica bem ilustrada na evolução temporal observada entre os Anos 7 e 8 de monitoramento. O período seco do Ano 7 destacou-se por reunir os maiores valores médios e medianos de Hs já registrados, além da segunda maior potência média de ondas da série, superada apenas pela do Ano 1. Essas condições resultaram em uma das maiores áreas de pluma associada à ressuspensão do banco lamoso desde o início do monitoramento, com valores elevados e persistentes de turbidez de fundo, e a capacidade de transporte pela deriva litorânea atingiu magnitudes próximas às do Ano 1, até então o período mais energético da série. Já o período chuvoso do Ano 8 caracterizou-se, de modo geral, por uma descarga sólida do rio Doce inferior ao máximo histórico das estações chuvosas, refletida em uma das menores áreas de pluma fluvial já registradas. Ainda assim, dentro desse período ocorreu um evento de cheia do rio Doce que elevou temporariamente a vazão e a descarga sólida, o qual, associado à ressuspensão concomitante de sedimentos do banco lamoso, deu origem a uma pluma combinada que se estendeu da foz até as proximidades de Barra Nova - ES, no Setor Norte. Mesmo diante desse aumento expressivo da vazão fluvial, a deriva litorânea manteve-se direcionada para norte em todos os pontos analisados, reafirmando o controle do clima de ondas sobre esse processo, independentemente da magnitude do aporte do rio.

O **Material Particulado em Suspensão (MPS)** apresentou variações espaço-temporais associadas às variáveis hidro-meteoceanográficas ao longo dos oito anos de monitoramento, com diminuição das concentrações após o aporte inicial, seguida de manutenção em níveis elevados em relação ao período pré-rompimento, sem retorno às condições base. Os maiores valores de concentração de MPS foram observados durante os períodos chuvosos, devido ao aumento do aporte fluvial. Nos períodos secos foram observados valores relativamente menores, sendo estes influenciados pela ressuspensão sedimentar. Eventos mais extremos, em que há alta energia de ondas superficiais e que ocorrem na entrada de frentes frias, por exemplo, promovem a ressuspensão do sedimento de fundo e aumento do MPS, mesmo fora da influência direta do rio. Os efeitos das forçantes hidro-meteoceanográficos podem variar espacialmente, como observamos no Setor Abrolhos, onde as maiores concentrações de MPS para a superfície e para o meio foram registradas nos Anos 2 e 4, e no fundo durante o Ano 3, sob influência direta dos eventos hidrológicos fluviais da região. No setor Norte, destacou-se o padrão sazonal atípico com valores de MPS nos períodos secos dos Anos 5, 6 e 7 superiores aos seus respectivos períodos chuvosos, devido à ressuspensão induzida por frentes frias, culminando no período chuvoso do Ano 8 com o estabelecimento de novos máximos históricos impulsionados por ondas superiores a 2 m. Na Foz (Norte, Central e Sul), os maiores picos de MPS continuaram atrelados aos grandes eventos hidrológicos de cheia do rio Doce e ao aporte de sedimentos, alternados com feições sazonais de seca e atuação de ventos/ondas de quadrante sul que intensificaram a ressuspensão nas camadas profundas. Contudo, os setores Foz Central e a Foz Sul exibiram picos e retomadas de elevação do MPS durante os períodos chuvosos dos Anos 5 e 7. Por fim, na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (estação rasa), as maiores concentrações históricas concentraram-se no período chuvoso do Ano 5 e no período seco do Ano 6, mantendo níveis elevados no chuvoso do Ano 7 e posterior redução no chuvoso do Ano 8, enquanto as regiões profundas do setor preservaram o comportamento sem tendência de aumento significativo ao longo da série temporal.

Os sedimentos depositados no banco lamoso da plataforma continental encontram-se suscetíveis à ressuspensão quando a tensão oscilatória de fundo, gerada pela ação de ondas e correntes de maré, ultrapassa o limite crítico de coesão do depósito lamoso, ou ainda em situações de variações abruptas de pressão na coluna d'água induzidas por turbulência. Ao longo de todo o período de monitoramento, observou-se, em todos os setores analisados, um aumento no **potencial de mobilização do sedimento**, atribuído à redução da densidade superficial do sedimento de fundo. Verifica-se, ainda, uma variação sazonal desse indicador, com incremento da mobilidade no período seco, associado aos períodos de maior energia de ondas na plataforma continental. A avaliação conjunta da densidade do sedimento superficial e do indicador de potencial de mobilidade do fundo evidencia que o material aportado à plataforma continental pelo rio Doce, após o rompimento da barragem de Fundão, alterou as propriedades físicas do sedimento local. Isso indica, ainda, a possibilidade de remobilização desse material para a coluna d'água, apontando para sua dispersão em direção a áreas além da Foz.

O sedimento transportado pelo rio Doce deposita-se, de forma natural, no assoalho marinho da plataforma continental, concentrando-se sobretudo nas feições de fundo lamoso previamente mapeadas. O MLD, integrando esse volume sedimentar transportado desde a ruptura da barragem, é passível de identificação no sedimento marinho por meio de metodologias específicas. O **IMS (Iron Mineralogical Set)**, por exemplo, sinaliza a ocorrência do MLD no sedimento de fundo a partir da elevação na proporção de fases minerais de ferro e no incremento da susceptibilidade magnética. A maior frequência do sinal do rejeito no ambiente marinho foi registrada durante o Ano 3. Já nos setores Norte e Foz, novos acréscimos foram identificados no Ano 7, sucedidos por um declínio no Ano 8. A dinâmica espaço-temporal da presença do rejeito no Setor Foz do rio Doce acompanha o padrão de transporte de sedimentos na área marinha contígua à foz, apresentando maiores volumes registrados nas porções mais rasas dos setores. A trajetória desse material tende a acompanhar a direção preferencial de transporte regional (norte/nordeste), conforme demonstram os registros de testemunhos. Adicionalmente, verificou-se que o fluxo sedimentar preferencial se processa em profundidades de até 20 m a partir da foz do rio Doce, justificando a ocorrência mais frequente do sinal do rejeito nos setores Foz, Norte e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz nas estações rasas (de até 36 m). De modo amplo, observa-se uma deposição primária no depocentro lamoso localizado ao sul da foz do rio Doce e seu posterior retrabalhamento rumo ao norte, gerando impactos nítidos desde o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz até o setor Norte (Degredo e Barra Seca).

Complementarmente ao IMS, para identificação da presença do MLD, verificou-se que o perfil geoquímico dos **elementos terras raras** presentes no rejeito de minério guarda elevada semelhança com a assinatura de *background* da bacia do rio Doce (a exemplo do sedimento do rio do Carmo), o que reflete o histórico de contaminação da bacia decorrente de atividades minerárias. Em contrapartida, o *background* característico da plataforma continental revela um padrão claramente distinto. Desse modo, a avaliação da distribuição dos elementos terras raras em amostras de sedimento marinho superficial evidenciou um comportamento análogo à assinatura do rejeito ao longo de todo o período de monitoramento e em todos os setores, com um declínio na frequência durante o Ano 5, sem a presença de padrões sazonais definidos. Nos anos mais recentes do monitoramento (Ano 7 e Ano 8),

assinaturas geoquímicas condizentes com o MLD permaneceram observáveis na quase totalidade das estações amostradas. O gradiente espacial demonstrou que o setor Foz reúne a maior frequência de detecção dessa assinatura, enquanto o setor Costa das Algas exibe uma ocorrência intermediária e o setor Norte registra a menor frequência. Apesar disso, o comportamento dinâmico e heterogêneo sinaliza que a persistência da assinatura no sedimento do fundo marinho está associada aos processos de remobilização local do material, e não a um mero gradiente espacial contínuo.

Todo o aporte e a dinâmica do MLD repercutem diretamente nos parâmetros de qualidade da água e do sedimento, cujos indicadores apontam para um sistema impactado, porém com sinais de recuperação. O **Índice de Incremento em Nutrientes (IIN)** na coluna d'água evidenciou variações nas concentrações de nutrientes totais e dissolvidos após o aporte do MLD, destacando-se nos períodos secos, com expressiva contribuição da sílica reativa dissolvida (o constituinte primário do rejeito). A maior magnitude de alteração foi registrada no setor Foz, seguido pelos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Norte. Embora melhoras tenham sido observadas no Ano 5 e no período chuvoso do Ano 6, o IIN confirma a permanência da perturbação ambiental induzida pelo MLD até o Ano 8. Em relação aos metais, o **Índice de Qualidade da Água (*Canadian Water Quality Index* - CWQI)** indicou evolução positiva ao longo da série temporal. Contudo, fica evidente a influência do MLD na qualidade ambiental, principalmente para o Ano 1 onde ocorreram diversos episódios de índices classificados como Razoável e dois episódios classificados como Marginal. O ferro foi o componente determinante na redução das pontuações do CWQI classificadas como Bom, estando os teores desse elemento dissolvido estritamente associados ao MLD. A partir do Ano 1, observou-se elevação nos índices para a categoria Bom, com ocorrências pontuais do nível Razoável nos Anos 2, 3 e 4. De modo amplo, o Ano 5 destacou-se por um avanço substancial, alcançando a classificação Excelente, com posterior readequação para o nível Bom durante os Anos 6, 7 e 8. Por fim, a permanência e a dispersão de compostos orgânicos nitrogenados vêm sendo regidas por fatores meteoceanográficos e hidrodinâmicos, favorecendo o aporte contínuo desses elementos na foz do rio Doce e na plataforma adjacente sob a força da vazão fluvial. Os patamares mais elevados ao longo do monitoramento concentraram-se no setor Foz, enquanto os menores índices foram aferidos no setor Abrolhos, com destaque para a estação seca.

No que tange aos metais no sedimento, o **índice SQG-q** exibiu reduzida variação ao longo do tempo e entre os diferentes setores, prevalecendo a classificação de moderadamente impactado. Durante o período amostral, o índice SQG-q registrou classificações de não impactado em meses pontuais, com destaque para os Anos 1 e 2. A ocorrência de classificações do SQG-q apontando alto impacto pode estar vinculada à influência do MLD, devido ao acréscimo nos teores de mercúrio e arsênio. Quanto aos **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)**, identificou-se a existência de locais considerados *hotspots*, os quais, ao longo do monitoramento, enquadraram-se como moderadamente impactados. Contudo, houve uma tendência geral de declínio dos valores dos índices, com os maiores registros nos Anos 1 e 2 e os menores nos Anos 7 e 8. A Foz foi o setor mais afetado com base nas concentrações de HPAs. No período chuvoso, os índices tendem a registrar valores ligeiramente maiores do que os do período seco, principalmente para os Anos 1 e 2. A presença do rejeito associada

a altas descargas fluviais promoveram um maior transporte de contaminantes para as áreas de abrangência do projeto, principalmente na região da Foz.

Os impactos em potencial causados por esses e outros poluentes retidos na coluna d'água e no compartimento sedimentar são aferidos mediante testes ecotoxicológicos. Os indicadores de toxicidade apontaram que as matrizes de água e sedimento obtidas no ecossistema marinho adjacente à foz do rio Doce exibiram toxicidade até a estação seca do Ano 3. A contar do período chuvoso do Ano 4, observou-se uma diminuição nos valores de toxicidade, com oscilação entre amostras não tóxicas e levemente tóxicas, sobretudo entre as estações chuvosas dos Anos 5 e 6, registrando-se o aumento da toxicidade a partir do período seco do Ano 6. Apesar da ausência de um padrão sazonal nitidamente definido, foram registrados no sedimento níveis de toxicidade mais elevados do que na água. A resposta toxicológica mostrou-se equivalente entre os setores Foz, Norte (Degredo) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

Ressalta-se que a caracterização dos compartimentos de água e sedimento decorre de ensaios laboratoriais focados em desfechos mais severos, tais como mortalidade, alterações no desenvolvimento e comprometimento reprodutivo de organismos-teste. Por esse motivo, torna-se indispensável examinar os efeitos ecotoxicológicos em níveis adicionais de organização biológica, mediante o emprego de biomarcadores em espécimes coletados *in situ*, o que proporciona indicadores biológicos de maior sensibilidade (conforme abordado posteriormente). O entendimento dessa dinâmica no âmbito biológico é importante dada a aptidão integrada dos organismos para responder tanto a perturbações diretas quanto indiretas, além de viabilizar a investigação de impactos ao longo de diferentes níveis da hierarquia ecológica (indivíduo, população e comunidade) e em processos funcionais associados (como a produtividade primária). Não obstante, as alterações observadas em nível populacional, comunitário ou em processos ecossistêmicos, ainda que previsíveis, nem sempre exibem alinhamento temporal imediato, uma vez que a cadência das respostas oscila conforme a posição trófica. Cada nível da hierarquia ecológica, considerando seus atributos como dimensão corporal, taxa reprodutiva, velocidade de crescimento e estratégias de vida, reage às pressões ambientais de forma direta ou indireta em diferentes horizontes de tempo. Espécies de pequeno porte, caracterizadas por ciclos de vida curtos e situadas na base da teia trófica, costumam responder de maneira mais rápida às transformações no meio. Em contrapartida, organismos de grande porte, com desenvolvimento mais lento e situados em camadas superiores da teia trófica, expressam seus efeitos em escalas de tempo mais dilatadas. Longe de constituir uma desvantagem, essa assincronia favorece o diagnóstico dos impactos ambientais sob múltiplas perspectivas temporais (curto, médio e longo prazo), como será detalhado adiante. A exposição da evolução espaço-temporal dos **componentes bióticos** no Ambiente Marinho acompanhará os níveis da cadeia alimentar, partindo dos organismos decompositores e produtores primários até alcançar os predadores de topo.

As bactérias desempenham papel essencial na comunidade microbiana responsável pela decomposição da matéria orgânica em compostos inorgânicos (processo de mineralização) nos ambientes aquáticos. A estrutura de sua composição e os níveis de abundância reagem às flutuações ambientais, atuando como ferramentas eficientes na identificação de padrões de contaminação e no

entendimento da dinâmica de recuperação dos ecossistemas. No âmbito do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, destacam-se continuamente o gênero *Acinetobacter*, as famílias Anaerolineaceae e Pirellulaceae, além do filo Planctomycetes. Tais táxons bacterianos exibem características metabólicas adaptadas a condições extremas, apresentando associação à presença de metais (inclusive no contexto do rompimento da Barragem de Fundão) e/ou linhagens dotadas de arranjos genéticos que garantem expressiva tolerância a elementos metálicos, tais como Cu, Zn, Co, Cd, Cr e As. Soma-se a isso o fato de que determinados grupos demonstram forte afinidade com o perfil microbiano típico de sedimentos afetados por rejeitos de mineração. A projeção do aporte do rio Doce sobre a plataforma continental reflete-se na similaridade da comunidade bacteriana observada entre os setores Sul e Norte, o que reitera a manutenção dos efeitos do rompimento da barragem e da contaminação pelo MLD no ambiente marinho. As avaliações evidenciam a presença contínua de organismos bacterianos correlacionados a resíduos minerários (com destaque para Anaerolineaceae, Pirellulaceae e o gênero *Acinetobacter*), os quais aparecem de maneira frequente em todas as campanhas de amostragem. A abundância relativa de *Acinetobacter* no compartimento sedimentar mostra tendência de estabilização da abundância relativa (ou até mesmo ausência do gênero), contrastando com a detecção de aumentos na coluna d'água durante o Ano 7. A família Pirellulaceae foi registrada com valores elevados de abundância relativa no sedimento marinho (superando os valores observados na água), exibindo oscilações discretas entre os diferentes setores. Por sua vez, a família Anaerolineaceae foi registrada no sedimento de todas as áreas monitoradas, sobressaindo-se as maiores ocorrências no setor Norte. Do ponto de vista temporal, a dinâmica da comunidade microbiana no Ambiente Marinho não apresentou uma marcação sazonal definida entre as estações seca e chuvosa, caracterizando-se antes por oscilações pontuais de elevação e redução das abundâncias relativas ao longo da série histórica do monitoramento.

O fitoplâncton, constituído por microalgas e cianobactérias, é o principal componente autótrofo dos ecossistemas marinhos, manifestando respostas rápidas às oscilações no meio em razão de seu ciclo de vida curto, elevadas taxas de divisão celular e rápida assimilação de nutrientes inorgânicos. As manifestações frente às variações ambientais refletem-se nos atributos de biomassa e diversidade. O **Índice de Qualidade Ambiental do Fitoplâncton Marinho** fornece subsídios sobre a biomassa e o estado fisiológico dessa comunidade. Este indicador mostrou uma redução na densidade total de algas e cianobactérias, acompanhada por um avanço na razão entre a clorofila-*a* e o seu produto de degradação, a feofitina. Tal comportamento sinaliza maior proporção de clorofila funcional, sugerindo incremento no estado de saúde e na eficiência fotossintética da comunidade. A partir do período chuvoso do Ano 5, nenhuma amostragem recebeu o enquadramento de Altamente Alterado, exceto o setor Foz Sul, no qual essa categoria deixou de ser registrada a partir do período seco do Ano 5. No setor Abrolhos, desde o período chuvoso do Ano 4, as amostras deixaram de figurar como Altamente Alterado, registrando-se, a partir do período seco do Ano 4, a predominância da classificação Normal, com a totalidade das amostras nesta categoria no período seco do Ano 6. Em contrapartida, o descritor de **diversidade** apontou declínio em alguns setores (Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) durante os anos finais do monitoramento. Essa aparente divergência não constitui uma contradição biológica, dado ser perfeitamente viável que uma comunidade simplificada (de menor riqueza e

equitabilidade) apresente elevadas respostas de saúde e eficiência fotossintética (e.g., dominância de pigmentos ativos). Trata-se de respostas ecossistêmicas em hierarquias distintas, em que a diversidade demanda processos de substituição de espécies (turnover), ao passo que o Índice de Qualidade Ambiental do Fitoplâncton Marinho expressa uma reação imediata. A partir do período chuvoso do Ano 5, constatou-se a diminuição da diversidade no setor Foz (notadamente nos subsetores Foz Central e Foz Sul) e em Abrolhos, estendendo-se, a partir do período seco do mesmo ano, ao setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Ademais, nos subsetores Foz Central e Foz Sul, foram observados alguns dos índices de diversidade mais reduzidos de toda a série do monitoramento. Posteriormente, foi registrado um pequeno aumento na diversidade a partir do período chuvoso do Ano 7, exceção feita ao setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Embora determinados indicadores sinalizem a recuperação funcional da comunidade fitoplanctônica, a assembleia ainda deve ser enquadrada como impactada, sobretudo no tocante à preservação da sua biodiversidade na área sob influência da foz do rio Doce.

O **IBR Bioacumulação** para a comunidade fitoplanctônica apresentou uma marcada sazonalidade ao longo do monitoramento, com os valores mais elevados do índice concentrando-se sistematicamente nos períodos chuvosos, padrão impulsionado pelo incremento na biodisponibilidade de metais e arsênio (As) decorrente das flutuações hídricas do rio Doce. Do ponto de vista espacial, o ferro, elemento de grande relevância no Material Ligado ao Desastre (MLD), destacou-se como o componente determinante no IBR Bioacumulação em todas as áreas monitoradas, registrando-se o pico máximo do índice no setor Norte (impulsionado por Fe, Pb e Cr), enquanto o setor Foz exibiu uma assinatura composta por Fe, Pb, Cr e Mn, e o setor APA refletiu contribuição restrita ao Fe e Mn. Posteriormente, na Campanha 11 (jan de 2024, período chuvoso), alcançaram-se as maiores médias históricas de todo o período amostral do IBR Bioacumulação para os setores Foz e APA, bem como o segundo maior registro para o setor Norte, consolidando os períodos de maior vazão como as janelas temporais de maior incremento na bioacumulação no fitoplâncton.

Os indicadores do diagnóstico dos impactos específicos sobre o zooplâncton refletem um padrão de variação sazonal associado à entrada de material carreado pelo rio Doce em direção ao ambiente costeiro. Ainda que a distribuição dos organismos seja regulada por múltiplos fatores abióticos e por oscilações naturais inerentes à sazonalidade, os dados derivados dos indicadores selecionados possibilitaram identificar as repercussões da presença do MLD na estrutura e na organização taxonômica da comunidade zooplanctônica. O **Índice de Prevalência de Indicadoras (IPI)** sinaliza a dominância de táxons tolerantes a cenários de maior ou menor carga de rejeito, uma vez que engloba grupos biológicos com tendência a se estabelecerem de forma predominante no meio, sobretudo em contextos de contaminação inorgânica. O IPI indicou impacto por material inorgânico particulado compatível com origem na vazão do Rio Doce exclusivamente no setor Foz. Este é o único setor que apresenta valores consistentemente superiores durante os períodos chuvosos, de maior vazão, em relação aos períodos secos de cada ano. Adicionalmente, os valores registrados nos períodos chuvosos dos três primeiros anos de monitoramento no setor Foz superam expressivamente os valores máximos observados nos setores APA e Norte. A partir do Ano 5, essa diferença se reduz

progressivamente até deixar de ser significativa. A altura de ondas, o Cobalto, e o Ferro apresentaram efeito negativo, enquanto o Níquel, o Cobre, o Chumbo, o Cromo e o Zinco apresentaram efeito positivo, associado ao aumento da dominância de espécies resistentes ao impacto por material inorgânico particulado. Esses resultados reforçam a influência das condições hidrodinâmicas e da composição geoquímica do sedimento sobre a estrutura das comunidades zooplanctônicas monitoradas.

A variação temporal do **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener** indicou sinais de impacto ambiental nos setores Foz e APA durante os três primeiros anos de monitoramento. A partir do Ano 4, os resultados são consistentes com um processo de recuperação ambiental: o padrão de valores significativamente menores durante o período chuvoso deixa de ser registrado em ambos os setores, mantendo-se os valores no maior patamar da série histórica até o período chuvoso do Ano 8. Dos setores analisados, o setor Foz apresenta os menores valores da série histórica, enquanto o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou os maiores valores. Já a análise da variação temporal do **Índice de Equitabilidade de Pielou** indicou que o setor Foz apresentou sinais de impacto ambiental ao longo dos três primeiros anos de monitoramento. Nesse período, foram registrados valores significativamente menores durante as campanhas correspondentes ao período chuvoso, sugerindo desequilíbrio na distribuição de abundância entre as espécies e possível dominância de táxons oportunistas em resposta às condições de estresse ambiental. A partir do Ano 4, esse padrão deixou de ser observado. Os valores do índice passaram a se manter em patamares mais elevados e sem variação sazonal expressiva, tendência que se sustentou até o período chuvoso do Ano 8. Esse comportamento é consistente com um processo de recuperação ambiental da região, uma vez que a ausência da depressão sazonal dos valores, anteriormente concentrada nas campanhas do período chuvoso na Foz, sugere maior estabilidade e equidade na estrutura das comunidades monitoradas. Em conjunto, os resultados indicam uma trajetória positiva para o setor Foz ao longo da série histórica, com os valores mais recentes situando-se no maior patamar já registrado para este setor.

O **IBR Bioacumulação** para a comunidade zooplanctônica apresentou uma drástica redução temporária durante o Ano 5, sobressaindo-se esse declínio nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz durante o período chuvoso no Ano 5, e nos setores Norte e Foz no período seco do mesmo Ano. Sob uma perspectiva abrangente de todo o período de monitoramento, o índice revelou grande relevância dos elementos Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn e As, tendo o Pb e o Fe desempenhado papel determinante na composição do IBR Bioacumulação em todos os setores avaliados. Do ponto de vista espacial, a assinatura do índice mostrou variações elementares marcantes entre os setores: enquanto a Foz foi influenciada predominantemente por As, Cd e Cu, a APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz destacou-se pela contribuição marcante de Mn e Zn. Por fim, os setores Sul e Norte exibiram comportamento similar entre si, com a composição do IBR Bioacumulação fortemente condicionada pelos níveis de Cr, Fe e Pb.

Como base da rede trófica, o plâncton absorve metais e arsênio diretamente da água ou via dieta e os transfere para níveis tróficos superiores, inclusive para larvas de peixes de interesse econômico, o que acarreta riscos à reprodução e à biodiversidade zooplanctônica. As variações temporais identificadas no **IBR Bioacumulação** (como os picos de contaminação nos períodos chuvoso e seco do Ano 4 e

períodos chuvosos dos Anos 5 e 6) refletem diretamente as flutuações nas concentrações desses elementos dissolvidos no meio aquático. A disponibilidade de contaminantes está atrelada tanto ao aporte de fontes antrópicas, incluindo os rejeitos de mineração, quanto às condições físico-químicas e hidrológicas vigentes no momento do monitoramento.

A avaliação temporal do IBR Biomarcador para a comunidade planctônica marinha (fitoplâncton e zooplâncton) revelou respostas biologicamente relevantes a partir do período chuvoso do Ano 3, exibindo uma marcada alternância sazonal na qual os patamares mais elevados do índice concentraram-se no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz durante os períodos chuvosos e no setor Norte ao longo das estações secas. Essa dinâmica sazonal condicionou os picos do IBR Biomarcador entre esses dois setores, ressaltando-se, contudo, um aumento expressivo no setor Foz durante o período chuvoso do Ano 8, no qual registrou-se a maior média histórica de todo o monitoramento e sugeriu a ocorrência de um evento de estresse agudo sobre o plâncton nessa área. Por fim, os prejuízos fisiológicos observados indicam relação direta com a bioacumulação de metais e arsênio (As), dada a sobreposição temporal entre as maiores magnitudes do IBR Bioacumulação e do IBR Biomarcador, atuando em sinergia com outros estressores ambientais e com as interações físico-químicas presentes no meio.

Durante todo o período de amostragem dos bentos de fundo inconsolidado, registrou-se a presença de 18 filos: Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Nematomorpha, Mollusca, Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Kinorhyncha, Phoronida, Priapulida, Hemichordata e Chordata. Dentre estes, os grupos mais abundantes foram Mollusca, Arthropoda (subfilo Crustacea, Classe Ostracoda) e Bryozoa, representados majoritariamente por vestígios (conchas). As maiores densidades concentraram-se nos vestígios de Mollusca (Classes Gastropoda e Bivalvia) e de Ostracoda, os quais responderam por mais de 94% do total de espécimes contabilizados. Ao longo do monitoramento, observou-se uma trajetória temporal na qual os grupos representados por vestígios aumentaram sua representatividade, em paralelo ao declínio progressivo na abundância de organismos vivos (com partes moles). Desta forma, o acréscimo verificado na densidade global não expressa um processo de restauração da macrofauna, mas sim uma evidência direta do agravamento da **mortandade**. Não foram observadas diferenças de densidade entre os setores, mas as maiores médias foram registradas no setor Abrolhos, sucedido pelos setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Adicionalmente, verificou-se uma elevação significativa na abundância de organismos com o incremento da profundidade. Níveis mais elevados de chumbo, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e frações sedimentares mais finas (areia fina e silte-argila) exibiram associação positiva com a densidade de organismos. Em contrapartida, o Índice Mineralógico de Ferro (IMS) manifestou correlação negativa com a densidade, demonstrando que a abundância de organismos indicadores sofre redução expressiva em amostras associadas à presença do MLD, indicando a supressão total da fauna nesses locais.

Ao longo do monitoramento, houve pouca variação registrada para a **riqueza**. De forma geral, para a macrofauna e, mais especificamente, para moluscos com partes moles e poliquetas, ficam evidentes as menores riquezas no Setor Foz e nas menores profundidades (7-20 m), locais com maior influência

do MLD. Este resultado é ainda evidenciado nas análises de sedimento, em que maiores concentrações de silte-argila (lama), registradas nestas áreas, estão associadas a menores valores do número de táxons. Partículas menores de sedimento têm maior afinidade com os metais, retendo estes contaminantes no substrato e afetando diretamente a comunidade bentônica. Assim, a proximidade com a região de aporte do MLD afeta negativamente a riqueza da comunidade bentônica de fundos inconsolidados. Outra variável que mostrou afetar negativamente a riqueza de táxons é o HPA benzo(a)pireno, conhecido pelo seu alto potencial de toxicidade. Por outro lado, cascalho, areia grossa e carbonato de cálcio, registrados em maiores profundidades, mais distantes da foz do rio Doce, refletiram uma correlação positiva com a riqueza, sendo três das quatro variáveis ambientais com maior importância para explicar sua variação.

Os valores do **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener** observados foram menores no setor Sul, seguidos dos setores Foz e Norte. Entre as profundidades são observados os menores valores significativos entre 41 e 55 metros. Esse padrão também é observado quando os moluscos que apresentam vestígios são analisados separadamente, onde o gradiente de redução de diversidade associado ao aumento da profundidade fica ainda mais evidente. Já entre moluscos com partes moles, o setor Foz apresenta os menores valores, bem como há tendência no aumento dos valores de Diversidade associados ao aumento da profundidade, com os maiores valores significativos entre 41 e 55 m. Os resultados evidenciam o aumento de diversidade de organismos que apresentam vestígios (conchas e esqueletos) e perda de diversidade de organismos vivos, especialmente nas regiões rasas e próximas à Foz do Rio Doce, locais de maior influência do MLD, apontada pelo IMS. O índice de **Equitabilidade de Pielou** corrobora os resultados dos índices de diversidade. Os menores valores médios foram observados no setor Sul. Os resultados sinalizam maior prevalência de poucos grupos taxonômicos e uma tendência de homogeneização da diversidade nos setores Foz e Norte. Além disso, os valores de equitabilidade calculados para moluscos com partes moles sugerem que locais mais próximos à foz do Rio Doce (estações mais rasas no setor Foz) e adjacências estão suscetíveis a perda de biodiversidade.

Registraram-se alterações na composição das comunidades e na dinâmica funcional dos ecossistemas de fundos recifais, sem uma distinção clara entre períodos chuvosos e secos, mas com variação temporal observada entre os anos. Embora um conjunto de estações monitoradas tenha preservado sua estrutura comunitária característica, verificou-se uma oscilação temporal expressiva na **cobertura bentônica dos recifes coralíneos**. A tendência geral, nos topos dos recifes, foi de declínio na cobertura por corais-cérebro (*Mussismilia*), endêmicos do Brasil e ameaçados, e de aumento na cobertura de corais de crescimento rápido (*Agaricia*). Ainda nos topos, o aumento na cobertura de macroalgas, observado após 2019, foi revertida, com valores de 2025 mais próximos aos do início da série temporal (2017 e 2018), estando atualmente com valores menores que 2% da superfície do recife. A **cobertura por zoantídeos**, organismos tolerantes à sedimentação, também apresentou redução nos topos a partir de 2022. Nas paredes, cuja cobertura coralínea é dominada por corais massivos (Montastraea), a tendência geral de declínio, registrada entre 2017 e 2021, foi revertida, com coberturas em 2025 mais próximas àquelas registradas no início da série temporal, em 2017. Observa-se, portanto,

que a cobertura dos recifes em 2025 tendeu a se aproximar da cobertura registrada no início do monitoramento. Em relação à **cobertura bêntica de recifes adjacentes ao litora**l da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, apesar da elevada variabilidade espaço-temporal na estrutura da comunidade bentônica, anteriormente desconhecida, ficou evidente o aumento na participação relativa de algas coriáceas, mais tolerantes à contaminação por metais, entre 2018 e 2022, seguido por uma tendência de recuperação a partir de 2022 e 2023.

As oscilações na saúde fisiológica dos corais (avaliadas por meio da clorofila-*a* e da densidade de zooxantelas) foram correlacionadas com episódios de anomalias térmicas registrados na área de estudo ao longo do monitoramento, cujos efeitos se sobrepuseram aos padrões sazonais convencionais. Os menores teores de clorofila-*a* e as menores densidades de células de zooxantelas por unidade de área recifal concentraram-se justamente durante o evento de anomalia térmica verificado no período seco do Ano 1, momento em que se observou, em contrapartida, um incremento no biovolume celular médio das zooxantelas. Em relação à diversidade genética dos simbiontes de corais, não foram identificadas flutuações temporais expressivas. Em contrapartida, os patamares do **IBR Biomarcador** mostraram-se elevados no início da série histórica, apresentando declínio progressivo até o período chuvoso do Ano 3, momento em que foram registrados os menores valores do indicador. Em seguida, o índice teve outro aumento, alcançando níveis superiores aos do início das amostragens, sem a presença de marcação sazonal definida entre os períodos seco e chuvoso. Adicionalmente, o índice de bioacumulação de metais e arsênio (**IBR Bioacumulação**) exibiu um padrão intercalado de aumento e diminuição ao longo do monitoramento, assinalando oscilações temporais marcantes no nível de contaminação dos corais e hidrocorais da região de Abrolhos por esses elementos. Os picos máximos do IBR Bioacumulação concentraram-se no intervalo entre o período seco do Ano 1 e o período chuvoso do Ano 2. No período chuvoso do Ano 3, observou-se uma diminuição expressiva nos valores do índice, seguida por novo aumento entre o período seco do Ano 3 e o período seco do Ano 4, evidenciando um segundo pulso de contaminação por metais e arsênio nos organismos recifais, sucedida por oscilações contínuas até o período seco do Ano 6. A recorrência desses episódios de bioacumulação na região de Abrolhos ao longo da série amostral confirma que a comunidade de corais e hidrocorais permanece sob exposição crônica aos contaminantes, o que amplia sua vulnerabilidade aos efeitos ecotoxicológicos associados.

A assembleia da macrofauna de **crustáceos** foi constituída por uma comunidade de base integrada por espécies de elevada importância ecológica e valor comercial, tais como o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e o camarão-rosa (*Farfantepenaeus* spp.). O trecho interno do estuário do rio Doce (setor Foz) registrou os menores valores de **densidade, biomassa e riqueza taxonômica** de crustáceos. A porção interna do estuário do rio São Mateus (setor Norte) também apresentou baixos patamares de densidade de crustáceos, exibindo discreta elevação no período chuvoso do Ano 8, o que sinaliza que os setores estuarinos internos abrigam menor densidade populacional quando comparados às zonas mais distantes da costa, as quais se mostram mais uniformes quanto aos indicadores ecológicos. A organização **estrutural e a composição da comunidade de crustáceos** sofrem regulação sazonal de distintas variáveis abióticas. Durante os períodos chuvosos, a

estruturação das comunidades é condicionada por salinidade, profundidade, temperatura e turbidez, ao passo que nos períodos secos a carcinofauna responde principalmente à salinidade e à profundidade. A distribuição espacial da estrutura comunitária indica que o trecho interno do rio Doce constitui um agrupamento isolado, em razão da reduzida salinidade e dos baixos índices ecológicos médios, enquanto o trecho externo do rio Doce guarda similaridade com as zonas externas do rio São Mateus (setor Norte) e do rio Piraquê-Açu (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz).

A investigação da **diversidade e da estruturação genética** evidenciou, tanto para o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) quanto para o camarão-rosa (*Farfantepenaeus subtilis*), a ausência de diferenciação populacional (sob os aspectos espacial e temporal), identificando-se um único estoque populacional para cada espécie. Foram registrados níveis de moderados a elevados de diversidade haplotípica em ambas as espécies, ao passo que a heterozigosidade no camarão-rosa oscilou entre patamares baixos e moderados, registrando-se o menor índice de diversidade no rio Doce (setor Foz). Adicionalmente, constatou-se para o camarão-rosa uma intensa conectividade gênica entre as bacias hidrográficas, sobressaindo-se o fluxo no sentido do rio Doce em direção aos rios Piraquê-Açu (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) e São Mateus (setor Norte), bem como do rio São Mateus rumo ao rio Doce, o que confirma a elevada troca genética inter-estuarina.

A **biologia reprodutiva** do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e dos siris (*Callinectes* spp.) apresentou atividade contínua com picos de maturação predominantemente no período chuvoso, exibindo variações sazonais, interanuais e espaciais. Para *X. kroyeri*, o setor Foz concentrou o maior direcionamento energético para o desenvolvimento gonadal. Em termos temporais, o camarão-sete-barbas seguiu o padrão típico com picos no período chuvoso durante o Ano 5, exibiu homogeneização de valores entre as estações chuvosa e seca do Ano 6 e registrou uma inversão sazonal no Ano 7, com índices significativamente maiores no período seco. Essa mudança temporal no Ano 7 relaciona-se à remobilização de sedimentos, mudança na disponibilidade de alimento e respostas de médio prazo ao estresse crônico acumulado. Quanto aos siris, o Índice Gonadossomático (IGS) mostrou-se mais elevado no período chuvoso em todos os locais, indicando sincronia reprodutiva independente do setor. Na dinâmica interanual do gênero *Callinectes*, o Ano 6 destacou-se pela melhor condição corporal, enquanto o Ano 7 registrou os maiores valores históricos de IGS. Espacialmente, os fatores de condição total e somático dos siris foram superiores no setor Norte (São Mateus) e durante o período seco, revelando um *trade-off* entre o acúmulo de reservas musculares e o investimento gonádico. A avaliação **histopatológica das gônadas** femininas nos crustáceos, considerando tanto o camarão-sete-barbas quanto os siris amostrados nos estuários do rio Doce (setor Foz) e do rio São Mateus (setor Norte) durante os Anos 5, 6 e 7, apontou a prevalência de patologias enquadradas como respostas regressivas, rotineiramente vinculadas à degradação celular e ao comprometimento funcional do aparelho reprodutor. A preservação do investimento reprodutivo aferido via IGS, paralelamente ao abrandamento das lesões histológicas, sinaliza que os táxons analisados mantiveram sua aptidão reprodutiva a despeito das alterações no tecido gonadal. Essa dinâmica pode expressar uma variabilidade interanual na frequência de atresia folicular, associada às oscilações no aporte do MLD,

o qual se intensifica em períodos de elevada pluviosidade decorrente do maior retrabalhamento dos sedimentos contaminados retidos no leito do rio Doce.

A dinâmica de variação do **IBR Bioacumulação nos camarões marinhos** exibiu comportamento análogo ao verificado para a comunidade planctônica, reforçando a hipótese de transferência trófica de metais e arsênio dos produtores primários em direção aos consumidores. Foi observada uma heterogeneidade espacial, na qual a composição do índice foi predominantemente influenciada por Cu, Zn e As no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, no setor Foz, os principais determinantes foram Pb, Cr, Fe e As, e no setor Norte, a contribuição principal foi de Cr, Hg, Fe, Pb e As. Por fim, no setor Sul, o Mn e o Cd destacaram-se como os elementos de maior relevância para o valor final do IBR Bioacumulação nos espécimes capturados. O setor Foz e o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz destacaram-se pelos maiores picos de contaminação por metais e arsênio. Em relação à variação temporal, o índice apresentou múltiplos eventos de elevação expressiva nas fases iniciais e do meio do monitoramento, impulsionados por flutuações sazonais e por aportes combinados de elementos como Fe, As, Cd e Hg. Ainda, foi observada uma tendência geral de diminuição da bioacumulação nos períodos finais do monitoramento a partir do período seco do Ano 6, cujos menores patamares se estabilizaram até o período chuvoso do Ano 8, notadamente nos setores Foz e Norte.

A comunidade de **peixes** está relacionada à comunidade planctônica nos seus primeiros estágios de vida (ovos e larvas), sendo tratados no PMBA/Fest-UFES como o **Ictioplâncton**. Contudo, não deve ser desconexo com a avaliação de outros estágios de vida dos peixes, como o pós-larva e a fase adulta. Assim, essas quatro etapas serão descritas na evolução espaço-temporal de peixes no Ambiente Marinho. A **densidade de ovos de peixes** apresentou valores predominantemente baixos ao longo do monitoramento, exibindo elevada oscilação e picos pontuais. Considerando a distribuição vertical dos ovos, a camada de superfície concentrou as maiores densidades em comparação aos demais estratos. Foi observada uma diminuição dos valores medianos de densidade de ovos de peixes do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, para os setores Foz, Norte e Abrolhos, nesta ordem. No setor Foz, observou-se uma tendência de aumento da densidade do Ano 1 para o Ano 2, seguida de estabilização até o Ano 6 e diminuição no Ano 7. O setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou exatamente esse mesmo padrão temporal de aumento inicial, estabilidade intermediária e diminuição no Ano 7. Já no setor Norte, a evolução temporal diferiu dos demais locais, registrando aumento contínuo do Ano 1 ao Ano 4 e diminuição gradativa a partir de então até o Ano 7. Em termos sazonais, constatou-se a tendência de ocorrência das maiores densidades médias de ovos durante os períodos secos. Pontualmente, identificou-se um incremento marcante na abundância de ovos na campanha realizada em abril de 2019 associado ao período imediatamente posterior à passagem da Tempestade Tropical Iba pela região costeira.

Além da densidade, os ovos de peixes coletados na superfície foram classificados quanto a sua **viabilidade**: não viáveis (opacos – mortos antes da coleta) e viáveis (íntegros e com embrião). Ao longo de todo o monitoramento, os ovos de peixes classificados como não viáveis predominaram em todos os setores avaliados, representando, em média, mais de 50% do total coletado. Em termos de magnitude, a proporção de ovos inviáveis atingiu patamares críticos na maioria das campanhas,

ultrapassando 90% dos exemplares registrados. Em contrapartida, os ovos viáveis apresentaram maior densidade e tornaram-se majoritários (representando mais de 50% do total) em apenas sete campanhas ao longo de toda a série temporal. Espacialmente, a ocorrência de ovos não viáveis foi registrada de forma contínua em toda a área de estudo, englobando os setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Sazonalmente, não se observou uma segregação evidente na frequência de inviabilidade entre os períodos seco e chuvoso, com a dominância de ovos não viáveis persistindo em ambas as estações. Ainda que a mortalidade embrionária constitua um processo natural em ambientes aquáticos regulado por múltiplos fatores ecológicos, os percentuais de inviabilidade observados ao longo do monitoramento revelaram-se atipicamente elevados. A alta ocorrência de inviabilidade embrionária sofreu influência direta da exposição ao MLD. Por fim, a persistência desses altos índices de inviabilidade ao longo do tempo sinaliza um comprometimento contínuo do recrutamento e do sucesso reprodutivo das comunidades de peixes na região, podendo refletir nas fases larvais, juvenis e adulta da ictiofauna.

A **densidade e a diversidade de larvas de peixes** mantiveram-se baixos ao longo de todo o monitoramento. A variação temporal dos indicadores exibiu comportamento heterogêneo entre os três setores avaliados na superfície. No setor Foz, a densidade de larvas registrou uma trajetória de aumento do Ano 1 ao Ano 3, seguida de diminuição no Ano 4, uma discreta recuperação até o Ano 6 e declínio final no Ano 7. O setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou uma tendência de incremento modesto e contínuo até o encerramento do Ano 6, registrando diminuição nos valores no período subsequente. Por sua vez, o setor Norte exibiu aumento nas densidades da superfície do Ano 1 ao Ano 3, mantendo estabilidade até o início do Ano 6, momento a partir do qual foi observado um declínio progressivo. Em termos de variação sazonal, observou-se uma tendência consistente de ocorrência das maiores densidades médias de larvas durante as estações secas em comparação com os períodos chuvosos. Embora a riqueza taxonômica tenha aumentado gradativamente ao longo do tempo, as curvas de acumulação de espécies para a área monitorada ainda não atingiram a estabilidade, indicando a possibilidade de novas espécies serem observadas.

A **integridade morfológica das larvas de peixes** esteve comprometida desde o início do programa de monitoramento, com o registro contínuo de exemplares apresentando anomalias. Entre as malformações identificadas, destacam-se danos no trato digestório, deformidades cefálicas, e, a partir do Ano 4, alterações severas como ausência de massa encefálica e evisceração intestinal. Espacialmente, embora larvas deformadas tenham sido coletadas em toda a área de estudo, a maior prevalência dessas anomalias concentrou-se, de maneira geral, nos setores Foz e Norte. Os maiores picos de ocorrência de larvas com danos morfológicos registraram-se na fase mais recente do monitoramento, abrangendo o Ano 6 ao Ano 8. Em relação à sazonalidade, a incidência de malformações larvais não apresentou diferenças evidentes entre os períodos seco e chuvoso. O comprometimento teratogênico e estrutural remonta ao estudo pré-PMBA/Fest-UFES, no qual larvas de *Chloroscombrus chrysurus* e *Monacanthus ciliatus* com trato digestório danificado foram associadas a elevadas concentrações de ferro e manganês. Por fim, a persistência dessas anomalias morfológicas

das larvas corrobora os efeitos crônicos e de longo prazo provocados pelo MLD sobre a comunidade ictioplanctônica regional.

A assembleia de pós-larvas de peixes apresentou diferenças persistentes entre as áreas estuarinas impactadas (rio Doce – setor Foz) e menos impactadas (rio Piraquê-açu – setor APA Costa da Algas/REVIS Santa Cruz; rio São Mateus – setor Norte; e rio Mucuri – setor Abrolhos). Embora a abundância total de indivíduos não apresente diferenças significativas entre as zonas, a área impactada tende a apresentar indivíduos de menor tamanho, além de menor biomassa média, sugerindo alterações na estrutura populacional. No início do monitoramento havia maior variação da abundância e biomassa entre as localidades em cada campanha e entre os períodos seco e chuvoso, que progressivamente foi diminuindo, dando lugar a uma menor variação espaço-temporal, indicando uma homogeneização das assembleias de pós-larvas na área afetada pelo material ligado ao desastre. Tal resultado pode indicar de forma não excludente que o MLD alcançou igualmente, tanto em extensão como em intensidade, todos os estuários monitorados, e que a comunidade alcançou um novo estado ecológico após o rompimento da barragem, tornando-se mais similar entre si. A riqueza de espécies no setor Foz manteve-se mais alta que nas demais localidades, especialmente no período chuvoso, momento reprodutivo da maioria das espécies de peixes, onde pós-larvas de espécies marinhas, estuarinas e recifais contribuem para uma maior riqueza específica. Igualmente, a presença de um maior número de espécies comuns e dominantes no setor Foz, independente do período do ano, indica uma desestruturação da assembleia de pós-larvas desse local. Algumas espécies coletadas no setor Foz, representantes das famílias Gerreidae e Monacanthidae, apresentaram persistentemente, ao longo de todo o monitoramento, sedimento depositado na superfície corporal associado ao MLD, o que pode indicar recorrente exposição dos organismos em estágio inicial de desenvolvimento à pluma de sedimentos e de contaminantes transportados pelo sistema do rio Doce. A presença recorrente deste material e a persistência de diferenças estruturais na assembleia indicam que os efeitos do rejeito ainda podem influenciar os estágios iniciais de vida dos peixes.

A dinâmica espaço-temporal da comunidade de peixes é bastante variável e complexa, com novos registros de espécies sendo realizados a cada nova amostragem. São então apresentados os indicadores e a sua evolução espaço-temporal considerando a divisão dos peixes em estuarinos e recifais, uma vez que há diferenças naturais em sua composição às modificações ambientais. A avaliação da riqueza geral dos **peixes estuarinos** pode ser verificada por meio da **curva de rarefação**, que avalia as espécies encontradas em cada amostragem e o esforço amostral total. Esta abordagem mostra que ainda existe probabilidade de encontrar espécies ainda não registradas no monitoramento nas áreas internas e externas dos estuários avaliados.

A **densidade, biomassa e riqueza** de peixes exibiram maior similaridade entre as áreas estuarinas externas dos diferentes sistemas do que no comparativo entre as porções internas e externas de um mesmo estuário. Enquanto os estuários menos impactados (setor Norte e setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) não registraram diferenças significativas de riqueza entre suas porções interna e externa, a área interna do rio Doce (setor Foz) diferenciou-se marcadamente de sua zona externa por apresentar valores persistentemente inferiores. Na área interna do setor Foz, houve

diminuição na riqueza de espécies até o período seco do Ano 4. No período chuvoso do Ano 5 houve um período de chuvas intensas, acima da média, período no qual a riqueza voltou a aumentar nesta área. Nesta área, houve aumento na densidade e biomassa no Ano 5 com valores semelhantes até o Ano 8. Por outro lado, nas áreas internas dos estuários menos impactados, a riqueza apresentou picos no período chuvoso do Ano 4. Desta forma, enquanto a riqueza da área interna do rio Doce esteve mais associada ao volume anômalo de chuva observado no período chuvoso do Ano 5, nos estuários indiretamente impactados os volumes normais de chuva estiveram associados aos picos de riqueza. Em termos sazonais, as áreas externas mantiveram variações discretas, contudo a biomassa na área interna do estuário do setor Foz exibiu uma dinâmica sazonal oposta àquela dos demais estuários no intervalo entre os períodos seco do Ano 3 e chuvoso do Ano 5. Do ponto de vista estrutural, a biomassa na porção interna do rio Doce mostrou-se amplamente dominada por bagres da família Ariidae, grupo caracterizado pela elevada resiliência em ambientes com distúrbios antrópicos. As comunidades de peixes foram influenciadas por diversas variáveis ambientais no período chuvoso, sobressaindo-se a turbidez (influenciada pelo MLD) como fator determinante na estruturação da ictiofauna durante os pulsos pluviais.

Além dos impactos observados nos indicadores relacionados às comunidades de peixes estuarinos e recifais, foram avaliados os efeitos em nível mais basais como genética, fisiologia e comportamento dos peixes. Os **índices de diversidade e estruturação genética** mostram que as espécies estuarinas na região do rio Doce estão vulneráveis à influência do MLD e a outros eventos de impacto ambiental. Para todas as espécies de peixes estuarinos avaliadas (bagre-guri *Genidens genidens*, robalo-peva *Centropomus parallelus*, pescada-branca *Cynoscion jamaicensis* e maria-luísa *Paralonchurus brasiliensis*) foram detectadas ausências de diferenciação genética entre os estuários avaliados (setor Foz - rio Doce, setor Norte – rio São Mateus e setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz – rio Piraquê-Açú). Para cada uma dessas espécies, até o momento, foi identificada uma única população, o que representa presença de fluxo gênico entre as localidades. Foram observados valores moderados a elevados de diversidade haplotípica para todas as espécies avaliadas. O bagre-guri continua apresentando os menores valores de diversidade haplotípica dentre as espécies avaliadas, com maior diferenciação genética no período seco. Para a pescada-branca, foram observados os menores valores de heterozigosidade na área do rio São Mateus e para o robalo-peva os menores valores foram para o rio Doce. Em termos sazonais, para essas duas espécies, foi observada a menor diversidade haplotípica no período seco. Foi possível observar uma taxa de migração moderada a alta para o robalo-peva, pescada-branca e bagre-guri com o DNA nuclear, reforçando o dado de alto fluxo gênico entre os rios. Além disso, o rio Doce foi identificado como importante contribuinte de migrantes para essas espécies.

A **microquímica de otólitos** é um excelente bioindicador de ações antrópicas, especialmente por fornecer um registro cronológico dos impactos ambientais ao longo da história de vida dos peixes. Permitindo identificar elementos químicos provenientes do MLD, tais como bário, ferro e manganês. As concentrações médias de Ba serviram como um indicador do aporte de sedimentos e lixiviação fluvial associados à chegada da lama na foz do rio Doce. Já as concentrações médias de Fe chegaram a ser

cinco vezes maiores no rio Doce do que em rios do setor Norte, e por fim o Mn apresentou picos consistentes que refletem o evento do rompimento da barragem e possíveis condições de hipóxia (falta de oxigênio) causadas pelo acúmulo de sedimentos. Além de marcador natural de ação antrópica, a microquímica do otólito permitiu distinguir os locais de captura através das assinaturas químicas multi-elementares, além do comportamento migratório, entre gradientes de salinidade das espécies analisadas. A variação temporal dos elementos químicos ao longo do monitoramento demonstra uma continuidade no impacto gerado pelo rompimento da barragem de Fundão. Foi observada a persistência de alguns elementos, como o Ba e Mg, nos otólitos do bagre-guri e do robalo-peva, ao longo do monitoramento, além de alumínio na carapeba do rio Doce, que apresentou picos nos anos iniciais de vida de até quatro vezes mais do que em outros estuários.

A **ecologia trófica e a condição corporal** dos peixes estuarinos revelaram respostas espécie-específicas contrastantes frente aos impactos do MLD. O bagre-guri no estuário do rio Doce (setor Foz) apresentou uma dieta significativamente distinta, menor diversidade alimentícia, menor amplitude de nicho isotópico e reduzida intensidade alimentar quando comparado aos estuários menos impactados (setor Sul - rios Itapemirim, e setor Norte – rio São Mateus). Em contrapartida, o robalo-peva manteve composição de dieta, amplitude de nicho alimentar e taxa de repleção estomacal equivalentes entre os setores, embora tenha exibido um nicho isotópico mais restrito no setor Foz. Entre 2022 e 2025, para o bagre-guri foi registrado um aumento no índice de repleção, na amplitude do nicho isotópico e no índice de massa escalonado (condição corporal) no setor Foz (rio Doce), embora tenha permanecido em patamares inferiores aos dos estuários menos impactados ao longo de todo o monitoramento. Para o robalo-peva, observou-se uma tendência de aumento na atividade alimentar e no nicho isotópico no setor Foz, possivelmente associada ao incremento gradual na oferta de presas no estuário. Contudo, o ponto mínimo de condição corporal do robalo-peva ocorreu no intervalo final entre 2023 e 2025, no qual o índice de massa escalonado sofreu declínio a despeito da recuperação da atividade alimentar. Esses resultados indicam que, enquanto a diminuição na oferta de presas afetou diretamente a ingestão e a boa saúde do bagre-guri, o robalo-peva respondeu adaptativamente na alimentação, mas ainda sofre reflexos fisiológicos negativos na sua condição física geral. Por fim, a persistência de nichos isotópicos restritos e a menor condição corporal na área impactada confirmam que os efeitos tróficos do MLD continuam a limitar o estado nutricional dos peixes no rio Doce.

A biologia reprodutiva e a saúde tecidual de robalos-peva, bagres-guri e carapebas revelaram estratégias reprodutivas e alocações energéticas espécie-específicas nos estuários dos rios Doce (setor Foz, estuário impactado) e São Mateus (setor Norte, menos impactado). Para o robalo-peva, o **Índice Gonadossomático (IGS)** indicou atividade reprodutiva contínua ao longo de todo o ano e sem diferenças sazonais marcantes, com IGS feminino maior no setor Foz nos Anos 5 e 6 antes de se equiparar ao setor Norte SM no Ano 7. Em contrapartida, o bagre-guri e a carapeba registraram picos reprodutivos anuais bem definidos no final do período seco e início do período chuvoso. Em termos de condição corporal (FCT e FCS), as fêmeas de robalo-peva e ambos os sexos do bagre-guri apresentaram maior direcionamento energético no setor Norte, atingindo valores máximos no período que antecede o pico reprodutivo. Inversamente, os machos de robalo-peva e ambos os sexos da

carapeba registraram a maior expressão dos fatores de condição no setor Foz. A alocação de energia variou temporalmente entre setores, onde as fêmeas de bagre-guri investiram mais durante o período chuvoso no setor Foz e no período seco no setor Norte, enquanto a carapeba mostrou maior aporte no período seco no setor Foz e no chuvoso no setor Norte. A análise histopatológica gonadal revelou a prevalência contínua de lesões regressivas associadas à má funcionalidade dos órgãos em ambos os estuários, sem diferenças significativas de Índice de Lesão (IL). Apesar disso, foi observada uma recuperação na integridade tecidual das três espécies, evidenciada pela redução do IL no Ano 7 em comparação aos Anos 5 e 6.

O **IBR Bioacumulação** nos peixes marinhos indica o grau de acumulação de **metais e Arsênio** nos seus tecidos (brânquias, fígado e músculo). Os maiores valores do índice foram observados no período seco do Ano 1, período chuvoso do Ano 4, período chuvoso do Ano 6 e período chuvoso do Ano 7, com destaque para o setor Norte. De forma geral, os elementos mais frequentes na composição do valor do IBR Bioacumulação durante todo o monitoramento foram o Pb, Fe, Zn, Hg e Mn. No setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, os elementos Cu, Zn e As se destacaram na composição do valor do indicador. Já no setor Foz, os metais Pb, Fe e Cr foram os que mais contribuíram na composição do valor do IBR Bioacumulação e no setor Norte, as maiores contribuições para a composição do indicador foram dos metais Hg, Pb e Cr. Por sua vez, Cd e Mn foram os metais que se destacaram na composição do valor do IBR Bioacumulação no Setor Sul. Exceto no período seco do Ano 1, no qual foram observados valores do indicador relativamente elevados, os maiores valores de IBR Bioacumulação foram registrados nos períodos chuvosos, especialmente os dos últimos anos do monitoramento. Sendo assim, é possível que a bioacumulação dos elementos analisados nos peixes marinhos esteja sendo influenciada pela sazonalidade, especialmente nas Campanhas mais recentes. Diferentemente dos outros organismos coletados no ambiente marinho, os Índices de Resposta Biológica (**IBR Biomarcador**) para os peixes marinhos mantiveram-se relativamente constantes e com pouca variação espacial, exceto no período chuvoso do Ano 1, onde o Setor Foz apresentou um aumento expressivo do índice. O período chuvoso do Ano 5 também foi caracterizado por um aumento conspícuo nos índices de todos os setores amostrados. A partir destas informações, o Setor Foz apresentou, de maneira geral, os maiores valores de IBR Biomarcador, constituindo o setor mais afetado.

No PMBA/Fest-UFES, as **tartarugas marinhas** são monitoradas por meio de indicadores genéticos e de saúde, além de relação com os dados reprodutivos oriundos da Fundação Projeto Tamar. As análises da diversidade **genética** indicaram tendências de diminuição na **diversidade haplotípica** em populações de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) nas áreas impactadas pelo MLD, sobretudo no comparativo entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem. No Espírito Santo, a população de *C. mydas* das zonas afetadas exibiu menor diversidade haplotípica, menor riqueza alélica e menor tamanho efetivo populacional do que a área de controle na Bahia, evidenciando uma maior fragilidade genética no litoral capixaba. Além de apresentarem tamanhos efetivos populacionais reduzidos, as populações de tartarugas marinhas do Espírito Santo já carregavam um histórico de vulnerabilidade, decorrente de gargalos populacionais antigos e recentes que reduziram previamente seu patrimônio genético. A

sobreposição dos impactos do MLD a esse cenário prévio pode acelerar a perda genética e comprometer a saúde das populações, limitando sua capacidade adaptativa frente a novas perturbações de origem antrópica. Essa condição é ainda mais preocupante para *D. coriacea*: mesmo na ausência de uma área controle para a espécie, a comparação temporal pré e pós-rompimento no Espírito Santo confirma a perda de variação genética associada ao tamanho efetivo populacional criticamente baixo, o que eleva de forma expressiva o risco de extinção local. Em conjunto, esses achados demonstram que as populações monitoradas enfrentam múltiplos fatores de estresse que dificultam sua recuperação natural, reforçando a necessidade da continuidade das ações de conservação e do monitoramento de longo prazo.

O aumento da vulnerabilidade nas tartarugas marinhas, decorrente da sinergia entre a perda da diversidade genética e estressores abióticos, pode favorecer o declínio do estado sanitário dos indivíduos. Espécimes juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) que utilizam a área de alimentação impactada no Espírito Santo (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) registraram elevada prevalência de fibropapilomatose e ectoparasitismo, evidenciando um comprometimento de saúde expressivo na população local. Esse cenário contrapõe-se ao padrão observado na área de controle (Bahia), onde tais enfermidades ocorrem com menor frequência, o que corrobora a influência negativa das condições ambientais locais no trecho capixaba. De forma paralela, a amostragem conduzida na foz do rio Doce revelou um incremento significativo na incidência de ectoparasitas, lesões oculares e fibropapilomas em tartarugas-cabeçudas (*Caretta caretta*), indicando uma deterioração sanitária sistêmica associada à contaminação do ecossistema. Em ambos os setores monitorados no Espírito Santo (Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz), o comprometimento da qualidade ambiental vem degradando a higidez das tartarugas marinhas, impondo severas ameaças à sobrevivência e ao sucesso reprodutivo dessas populações.

Ao longo dos oito anos de monitoramento, observa-se uma clara deterioração progressiva da saúde das tartarugas-verdes juvenis, no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Nos primeiros anos (Anos 1 a 3), observam-se mais animais com boa condição corporal e baixa carga parasitária e de epibiontes. No entanto, a partir do Ano 4 ocorre um declínio abrupto da condição corporal coincidindo com um aumento de infestações parasitárias severas e a onipresença de epibiontes. Esse cenário de debilidade sistêmica parece ter deixado a população vulnerável, culminando em eventos críticos subsequentes, como um aumento expressivo de tumores graves no Ano 6 e o desaparecimento de animais sem epibiontes, sugerindo que o impacto ambiental sofrido gerou consequências que persistem até o Ano 8. Nos Anos 07 e 08, embora a fibropapilomatose permaneça estável, o efeito cumulativo do parasitismo severo e das lesões oculares sugere um cenário de estresse crônico, resultando em populações significativamente mais vulneráveis do que no início do monitoramento.

## 3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A consolidação de oito anos de monitoramento contínuo conduzido pelo PMBA/Fest-UFES reúne múltiplas evidências da contínua influência do Material Ligado ao Desastre sobre o Ambiente Marinho, registrando-se maior severidade na área sob influência direta da foz do rio Doce. A cronicidade desses efeitos sobre os níveis tróficos superiores suscita especial atenção, visto que a complexidade estrutural, a longevidade dos ciclos de vida, a ampla amplitude de vida e a dinâmica populacional dessas espécies tendem a retardar sua taxa de recuperação natural. Ademais, como a sinalização de impacto persiste nas matrizes abióticas e nos níveis basais da teia alimentar, projeta-se que os reflexos sobre a biodiversidade de maior ordem trófica apresentem caráter prolongado no tempo. Não obstante esse cenário de alteração crônica ao longo da série histórica, identificaram-se trajetórias de recuperação parcial, indicadas pela atenuação de contaminação e melhoria gradual nos indicadores de qualidade da água e do sedimento, notadamente a partir do terceiro ano de acompanhamento.

A relevância dos grupos biológicos avaliados transcende o âmbito ecológico, impactando diretamente os serviços ecossistêmicos e a subsistência socioeconômica das comunidades costeiras afetadas. Nesse contexto, a manutenção do monitoramento contínuo da qualidade ambiental e da biodiversidade revela-se indispensável para aferir a eficácia das medidas de mitigação e reparação implementadas na bacia do rio Doce e na zona marinho-costeira adjacente. Para assegurar diagnósticos de alta precisão, reforça-se a necessidade de uma abordagem analítica integrada, capaz de conectar os diferentes componentes bióticos e abióticos sob uma perspectiva ecossistêmica ampla. Por fim, assinala-se que a presente síntese reúne os eixos centrais do Ambiente Marinho, cujos desdobramentos e detalhamentos metodológicos e analíticos encontram-se pormenorizados nos Materiais Suplementares de cada Tema correspondente.

# 4 SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO

## 4.1 OS ECOSSISTEMAS E OS INDICADORES

O Ambiente Costeiro é composto pelos ecossistemas Praia, Manguezal e Restinga, e é caracterizado por ser um ambiente dinâmico, complexo e transicional, com influências do sistema marinho, dulcícola e atmosférico. A complexidade do ambiente é refletida nas diferentes capacidades adaptativas dos indicadores bióticos e abióticos monitorados. O sedimento, a água, a flora e a fauna dos ecossistemas respondem diferentemente aos agentes poluentes. Contudo, de maneira geral, os impactos sobre o sedimento, a geoquímica e demais variáveis abióticas atuam diretamente sobre o comportamento biótico nos três ecossistemas.

Adicionalmente, sendo o ambiente costeiro, uma faixa de alto interesse social e econômico, mas altamente ocupado, as atividades antrópicas podem interferir nas interpretações dos resultados encontrados relacionados à influência do Material Ligado ao Desastre (MLD) sobre as variáveis abióticas e bióticas.

No ecossistema praial, os indicadores bióticos e abióticos se complementam, assim, os **indicadores da macrofauna e da meiofauna bentônica** são avaliados no contexto se os valores dos parâmetros da macrofauna e meiofauna bentônica encontrados estão de acordo com o descrito na literatura para as diferentes características da morfodinâmica praial e, ainda, verifica-se as alterações nos parâmetros em relação à presença de lama e elementos químicos associados ao MLD.

O MLD, que se encontra depositado ao longo da bacia e na plataforma, é recorrentemente distribuído ao longo da costa, desta forma, o indicador **presença de lama** na antepraia busca avaliar a distribuição espaço-temporal da presença de lama associada ao Material Ligado ao Desastre (MLD) no ambiente praial, abrangendo tanto a parte emersa da praia quanto a antepraia adjacente. Para tal, a granulometria do sedimento coletado em diferentes feições praiais é analisada, juntamente com sua composição (siliciclástica ou carbonática), para avaliação da porcentagem de lama terrígena presente no ambiente. Esse indicador serve como base para os demais, uma vez que quantifica o teor de lama ainda presente no sistema, considerando que, no ambiente praial, não é comum a ocorrência desse tipo de material devido à alta energia hidrodinâmica característica desses ambientes. Dessa forma, a análise temporal permite identificar tendências de redução ou aumento na concentração dessa lama e ainda possibilita identificar os locais preferenciais de deposição desse material ao longo da costa.

Além disso, na antepraia, os elevados teores de lama têm sido correlacionados com as elevadas **concentrações de elementos químicos** associados ao rejeito de minério de ferro, o que pode ser um indicativo de contaminação desta região costeira. Essas concentrações dos elementos químicos, junto a uma redução da permeabilidade do sedimento, podem causar alterações na riqueza e diversidade da fauna bentônica associada a estes sistemas praiais.

Além disso, a presença de lama em altas quantidades em profundidades rasas estaria gerando um desequilíbrio morfodinâmico, que pode ser visto como pontos de erosão e acreção aceleradas ao longo do litoral monitorado. Assim, o indicador **Alteração Morfológica da Praia** busca apontar os impactos

indiretos do rejeito de lama na praia: inundação e erosão. O incremento da lama no sistema praial, disponibilizado pelo rio Doce, especialmente durante os períodos chuvosos, quando a vazão é maior, pode comprometer a médio e longo prazo o fornecimento de sedimentos arenosos para a praia e consequentemente desencadear processos erosivos e recuo da linha de costa devido ao aprisionamento das areias pela lama. Além disso, o incremento de lama no sistema praial pode aplainar a topografia da praia, potencializando os eventos de inundação e erosão. O alcance do espraiamento das ondas (*run-up*) e o consequente transporte da lama sobre a parte alta da praia permite o alcance do material do rejeito sobre a restinga.

As alterações morfológicas dos perfis praiais podem, ainda, impactar toda a comunidade bentônica presente na faixa de areia devido ao aplainamento do perfil topográfico e alcance da lama. A permanência deste material na praia depende das características morfodinâmicas, sendo que praias com tendências refletivas apresentam um potencial de autolimpeza maior do que praias mais dissipativas, além de restringir os eventos em que o run-up transpõe a berma. Alterações morfológicas nas praias podem tornar o ambiente mais exposto ao rejeito de minério devido ao aplainamento do perfil e consequente incremento da inundação costeira, ou ainda favorecer o desenvolvimento de processos erosivos.

O primeiro indicador geoquímico é a **Concentração de Elementos Químicos no Sedimento**. O indicador busca avaliar a qualidade dos sedimentos quanto à contaminação por elementos químicos, por meio de duas abordagens complementares: o índice SQG-q ((*Sediment Quality Guideline Quotients*) e a comparação com dados pretéritos ao monitoramento. O índice SQG-q foi utilizado para fornecer uma avaliação da qualidade ambiental, permitindo a classificação dos sedimentos com base no potencial de efeitos adversos à biota. Essa abordagem considera valores de referência do tipo PEL (*Probable Effect Level*) para os elementos As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni e Zn, possibilitando a distinção entre áreas impactadas e não impactadas. De forma complementar, a análise comparativa com dados de As e Fe, pretéritos ao monitoramento, foi empregada para avaliar a evolução temporal das concentrações dos elementos, permitindo identificar tendências de aumento, redução ou estabilidade ao longo do tempo. Essa comparação também contribui para ampliar a interpretação dos resultados, especialmente para elementos que não possuem valores orientadores para o cálculo do SQG-q, como Fe.

O indicador **Normatização de elementos Terras Raras (ETR) em sedimentos** fornece uma visão geral da carga total de elementos químicos em uma área, a partir do somatório dos elementos. Valores elevados podem indicar um maior aporte de ETR provenientes de fontes naturais ou antrópicas. Em conjunto com outras análises, como as anomalias de elementos de Ce e Eu, esse somatório pode ser uma ferramenta valiosa para interpretar os impactos do MLD nas praias adjacentes à foz do rio Doce. Contudo, a ausência de dados históricos sobre a concentração dos ETRs no ambiente costeiro, combinada à inexistência de uma legislação específica para esses elementos, dificulta a obtenção de conclusões mais precisas e fundamentadas sobre o ambiente. Entretanto, um estudo conduzido por Cagnin et al. (2023) contribui com informações substanciais referentes a dados históricos ao analisar a

concentração de ETR em testemunhos obtidos no rio do Carmo, situado em Mariana, MG. É importante ressaltar que esse rio desempenha um papel crucial como principal fornecedor de água para o rio Doce.

Complementando os indicadores geoquímicos tem-se a **Concentração de elementos químicos em água.** O indicador tem como objetivo avaliar a qualidade da água com base na distribuição de elementos químicos na fração total, bem como nas frações particulada e dissolvida. A análise inclui a comparação com os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) e pelo *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (BUCHMAN, 2008) para níveis agudos e crônicos em ambientes de água salina. Além disso, o nível de contaminação é avaliado por meio do cálculo do índice CWQI (*Canadian Water Quality Index*).

No ecossistema Manguezal, o indicador abiótico **Sedimentos** representou o comportamento e distribuição temporal das concentrações de metais associados MLD nos sedimentos de manguezais, relacionando-se a granulometria, teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio. O indicador propiciou o estabelecimento de relações de causa e efeito aos indicadores biológicos **Flora** e **Decapoda.** Essas relações foram possíveis de serem diagnosticadas devido à metodologia aplicada, que envolveu distribuição das amostragens ao longo da frequência de inundação no gradiente fluvio-marinho e rio-terra, assim como no estabelecimento de parcelas fixas amostrais de forma integrada.

No indicador **Flora,** as avaliações dos processos fisiológicos, como assimilação de carbono; fluorescência da clorofila a; pigmentos fotossintetizantes; metais foliares e estresse oxidativo, foram realizadas nas espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, em áreas de manguezal e *de Talipariti pernambucense* na foz do Rio Doce, no Piraquê-Açu e no rio São Mateus. Os resultados permitem evidenciar as alterações causadas pelo MLD como a atuação dos metais foliares na fisiologia das plantas, o que pode resultar, a longo prazo, em redução da produtividade primária da floresta.

**Bioacumulação de metais** em plantas *in situ*. As espécies de mangue *R. mangle* e *L. racemosa* são acumuladoras de metais. O excesso de elementos essenciais e não essenciais pode ser tóxico à flora, resultando em alterações fisiológicas e estresse oxidativo. A bioacumulação desses elementos nas folhas pode transferi-los para a cadeia alimentar por biomagnificação, atingindo principalmente a fauna.

Já o indicador **Decapoda** busca explicar a variabilidade espaço-temporal da densidade (indivíduos/m²), da estrutura populacional (frequência de jovens e adultos) e da fecundidade (número de ovos produzidos por fêmea) das espécies *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi* nos estuários monitorados no âmbito do PMBA. Adicionalmente, busca-se entender a sua relação com as variáveis ambientais e concentração de metais no sedimento e nas folhas. Tais parâmetros constituem elementos fundamentais para compreender a resiliência das espécies perante danos ambientais e sobre-exploração do recurso.

Na Restinga, o indicador **Vitalidade da Vegetação** busca explicar a variação espaço-temporal da vitalidade da vegetação de restinga por meio da integração de parâmetros florísticos, fitossociológicos, fenológicos, ecofisiológicos e bioquímicos, considerando tanto respostas de plantas em campo quanto modelos experimentais submetidos à contaminação por elementos químicos. Sua interpretação é

baseada no Alerta de Perigo Biológico, que incorpora informações relacionadas à produtividade primária, metabolismo primário, estresse oxidativo e reprodução, permitindo avaliar de forma integrada como a vegetação responde à presença de contaminantes ao longo do tempo e em diferentes compartimentos ambientais.

No tema transversal da Ecotoxicologia, tem-se o 2 (dois) indicadores **IBR Bioacumulação e o** Índice de Resposta Biológica (**IBR Biomarcador**).

O **IBR Bioacumulação é** determinado nas amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejos de manguezal e caranguejos de praia, em amostras inteiras de pequenos invertebrados da praia (anfípodas e isópodas) e aves.

O IBR Bioacumulação integra os níveis de concentração do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos organismos e, quanto maior o valor do índice, maior o nível de bioacumulação de arsênio e metais nos tecidos/órgãos, e consequentemente, maior o impacto biológico esperado.

O Índice de Resposta Biológica (**IBR Biomarcador**) foi determinado para amostras de de caranguejo de manguezal, caranguejo de praia e pequenos invertebrados.

Biomarcadores são alterações biológicas que expressam a exposição e os efeitos tóxicos dos poluentes presentes no ambiente e podem ser mensuradas em nível molecular, celular ou fisiológico.

Os biomarcadores selecionados indicam a exposição do organismo aos contaminantes, considerando os potenciais efeitos biológicos dos metais e do As. As respostas destes diversos biomarcadores são integradas com o uso do Índice de Resposta Biológica. Logo, quando maior o valor do índice, maior o impacto biológico esperado**.**

## 4.2 DESTAQUES

A **presença de lama** na antepraia afeta diretamente e indiretamente outros indicadores como a alteração morfológica, concentração de elementos químicos no sedimento e na água e parâmetros ecológicos da macrofauna e da meiofauna bentônica. É provável que o MLD, que se encontra depositado ao longo da bacia do rio Doce e na plataforma continental adjacente, esteja recorrentemente se distribuindo ao longo da costa, por isso o monitoramento deste indicador é importante, uma vez que este material pode se acumular nos sistemas costeiros, gerando impactos na qualidade da água e do sedimento e na biodiversidade.

A partir da **alteração morfológica da praia** foi percebida que o padrão de mobilidade da posição da linha de costa nos 8 anos do PMBA, nos Compartimentos **B’ e C,** apresentou-se inverso ao padrão geral histórico. O aporte de lama na antepraia causou adaptações morfodinâmicas, com a alteração granulométrica dos sedimentos e estabeleceu-se um comportamento erosivos.

A **Concentração de Elementos Químicos nos Sedimentos** Na antepraia, particularmente a 10 m do Compartimentos, B’ e C se mantêm padrão persistente de moderado impacto pelo SQG-q e na praia emersa, a classificação e os elementos responsáveis variam entre compartimentos.

Os indicadores **parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica** e **parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica** de modo geral mantêm os padrões observados anteriormente. A presença de lama e as concentrações elementares depositadas nos sedimentos das praias continuam associadas a efeitos negativos na estruturação da fauna bentônica, ainda que as respostas da macrofauna e da meiofauna ocorram de forma contrária (ex: redução da densidade da macrofauna e aumento da densidade da meiofauna). Permanecem evidentes os efeitos relacionados à predominância de táxons tolerantes e/ou oportunistas, tanto nas praias emersas quanto na antepraia. Considerando as diferenças ecológicas, reprodutivas e/ou morfológicas desses grupos, estudos que envolvem essas duas comunidades podem gerar respostas distintas, mesmo quando submetidas às mesmas condições ambientais.

A **vitalidade da vegetação** apresenta fortemente associada à sazonalidade. Nos períodos secos, marcados por menores índices pluviométricos e maior energia de ondas, favorecem a contaminação da superfície foliar e do sedimento, além da bioacumulação de elementos na vegetação, especialmente nas formações arbustiva e arbórea, sendo o monitoramento desta última interrompida em outubro de 2024. Este período é marcado por eventos de acúmulo/deposição, já os períodos chuvosos concentram maiores impactos biológicos, sobretudo na formação herbácea, pelo aporte de elementos químicos via aerossol marinho. Contudo, no período chuvoso do Ano 8, observou-se redução da criticidade em parte das áreas, embora persistam respostas em estações temporalmente vulneráveis. Os maiores impactos concentram-se nos compartimentos B’ e C, com destaque para as estações de maior proximidade com a Foz.

Os maiores **IPIs (Índice Integrado de Poluição)** estiveram associados principalmente ao aporte de Mn, Zn, Cu, As e Co sobre a vegetação e ao aumento da contaminação nos sedimentos. Entre os elementos mais influentes nos diferentes compartimentos, destacam-se Mn, Zn e Cu, enquanto As e Co se destacam pela relevância ecotoxicológica. Os elementos não se apresentam somente como contaminantes isolados, mas como marcadores da persistência do impacto ao longo da série temporal, especialmente o Mn.

**Ensaios** em cultivo protegido a partir de extrato solubilizado obtido do sedimento de Cacimbas mostraram inicialmente queda na produtividade primária e na capacidade antioxidante, e aumento de danos às membranas celulares nas espécies de restinga, corroborando os resultados obtidos in situ. Esta área apresenta recorrentes condições desfavoráveis à Vitalidade da vegetação, detectadas pelos resultados obtidos ao longo do monitoramento.

Os resultados obtidos ao longo do monitoramento confirmam o papel **dos manguezais** como filtro biológico, principalmente do sedimento. Entretanto, o impacto causado pelo elevado aporte de metais essenciais e não essenciais sobre este ecossistema tem causado efeitos negativos na produtividade primária e secundária, com base na análise dos indicadores do tema, tornando o ambiente mais susceptivel a outros impactos ambientais. Isto pode acarretar perda da resiliência do ecossistema, tornando fundamental seu monitoramento em escala decadal.

Sobre o indicador **Decápoda** foi no Compartimento C foi observada a maior densidade e o predomínio de juvenis ao longo da série temporal em relação aos demais Compartimentos, todos apresentam sob forte influência da concentração de elementos químicos. A população de *U. cordatus* no Compartimento B é reduzida e composta majoritariamente por indivíduos juvenis, os quais tender a ser mais suscetíveis aos impactos ambientais. Essa afirmação é respaldada pelos dados de IBR bioacumulação e IBR biomarcadores nos caranguejos de mangue pela ecotoxicologia, que observou que o Compartimento B destaca-se como valores mais altos ao longo do monitoramento sobre os demais, seguido pelo Compartimento C.

Os índices ecotoxicológicos apresentaram comportamento temporal oscilatório. Após reduções observadas em parte da série, como exemplo para o IBR marcador dos pequenos invertebrados das praias, novos aumentos de IBR Bioacumulação e IBR Biomarcador foram registrados nas campanhas mais recentes, incluindo a campanha chuvosa de 2026, principalmente para os caranguejos de praia. Esses resultados demonstram que a redução observada em determinados períodos não configurou uma tendência contínua de recuperação, permanecendo episódios de maior exposição e resposta fisiológica.

## 4.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

### 4.3.1 Aspectos geológicos e geomorfológicos

O Ambiente Costeiro é caracterizado pela transição continente-oceano e reflete variações hidráulicas sazonais ocorrentes nos Ambientes Dulcícola e Marinho. No contexto do monitoramento, o ambiente recebe tanto o MLD transportado através da bacia hidrográfica como o material que se encontra depositado, e constantemente remobilizado pelas ondas, na antepraia e na plataforma continental. O transporte ocorre tanto por carga de fundo quanto por suspensão, pelo desenvolvimento de plumas.

Espacialmente, o Ambiente Costeiro imprime as imposições geomorfológicas e sedimentológicas e, encontra-se em constante equilíbrio dinâmico como consequência da complexidade morfodinâmica.

Nos 8 anos de monitoramento ficou evidente que no litoral monitorado apresenta diversidade geomorfológica e sedimentológica que atua diretamente aos setores mais impactados e/ou resilientes sob efeito da deposição do MLD. As variáveis oceanográficas, apesar do padrão regional, interagem com a orientação da linha de costa e morfologia do fundo morfologia do fundo.

O segmento da linha de costa capixaba monitorado abrange a costa dos tabuleiros da Formação Barreiras, marcado pela presença de falésias e praias com terraços de abrasão presentes na antepraia, resultado do recuo erosivo das referidas falésias e, também, o segmento da planície deltaica do rio Doce, planície quaternária. A antepraia e a plataforma continental seguem o padrão da linha de costa adjacente, apresentando morfologia e sedimentologia também distintos (Figura 9).

Desta forma, a geomorfologia, a proximidade da desembocadura do rio Doce, já que indica o aporte direto da carga e descarga, e ainda, os processos costeiros atuam na variação espacial do transporte

e deposição do MLD ao longo da costa, que por sua vez, agem sobre as variáveis abióticas e bióticas de cada ecossistema abordado.

A compartimentação do litoral aqui utilizada auxilia nas interpretações dos resultados e foi adotada nas análises dos resultados.

- **Compartimento A**:

  Compreende os Municípios da Serra e Aracruz, é caracterizado pelas falésias, terraços de abrasão e pouco desenvolvimento de planície costeiras e praias. Essas se encontram estreitas e altas. Destacam-se aqui os estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e a APA Costa das Algas; as areias carbonáticas e enriquecimento local de Ferro, Alumínio e Arsênio (SOUZA *et al*, 2020). O aporte do rio Doce e consequentemente do MLD é eventual, e transportado por material fino em suspensão (pluma). Os terraços constituem uma barreira para o transporte de sedimentos de fundo

  O compartimento apresenta aportes e feições distintas da planície deltaica do rio Doce, o que representa um controle geológico nas interpretações dos resultados.

  A deltaica do rio Doce é compartimentada, de sul para norte, nos Compartimentos B, B'e C.

- **Compartimento B**:

  As características sedimentológicas e a exposição às ondas favorecem a resiliência do Compartimento no que se refere aos agentes poluentes. Compreende a planície sul do rio Doce com alto desenvolvimento das planícies e restingas e das praias. No sentido sul, a partir da desembocadura, há o engrossamento das areias (ALBINO & SUGUIO, 2010), as areias médias a grossas próximas ao rio Doce são substituídas por areias muito grossas rumo a Barra do Riacho. Areias grossas limitam a deposição da fração fina e consequentemente do MLD. Neste Compartimento, se destaca o estuário do rio Riacho, rio que recebe afluentes que cortam a planície deltaica do rio Doce e os tabuleiros da Formação Barreiras.

- **Compartimento B':**

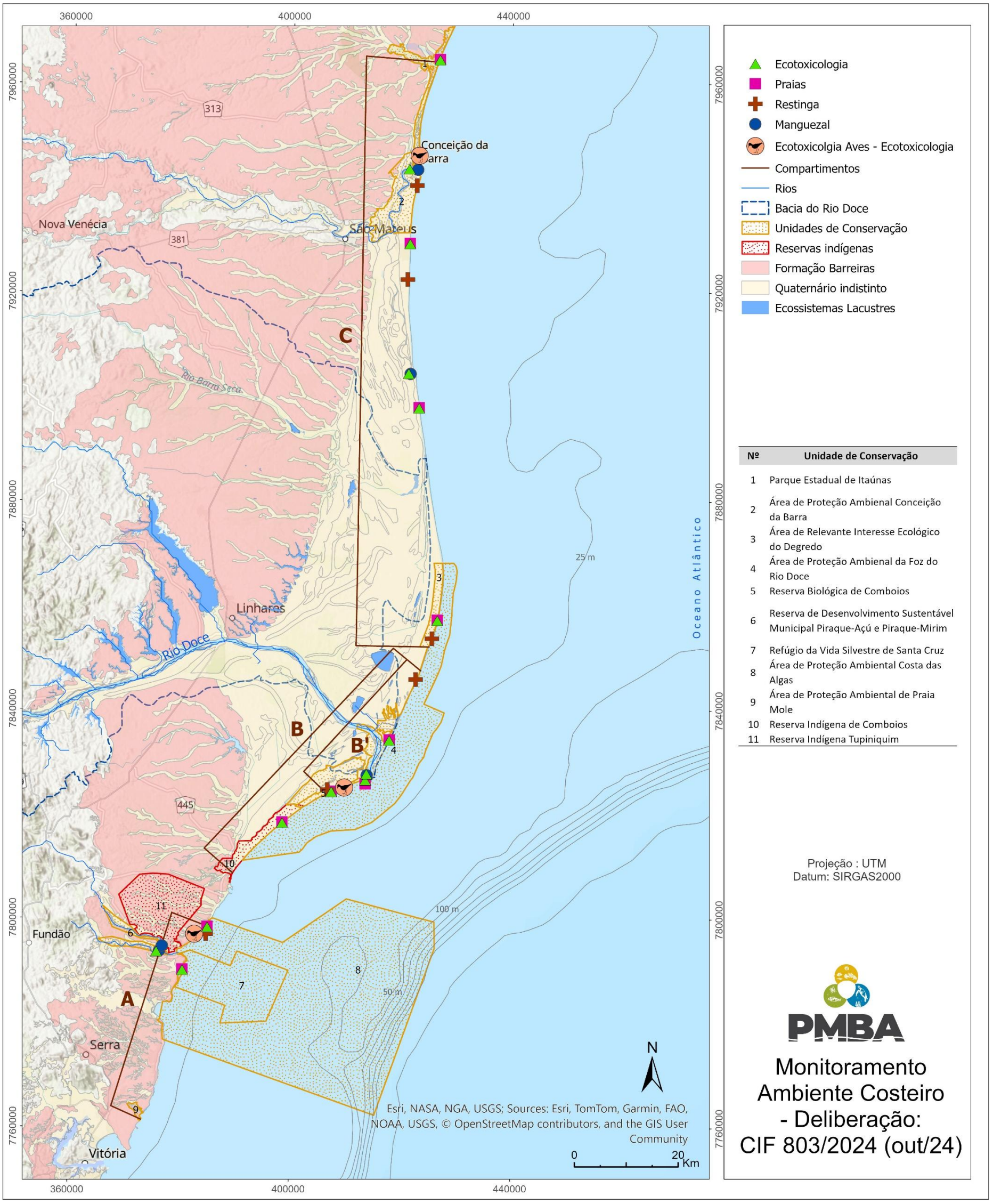
  Nas adjacências da desembocadura do rio Doce, o sub-compartimento é representado pela Foz do rio Doce e as praias de REBio Comboios, Regência e Povoação e está associado à influência direta destas estações praiais da carga e descarga do rio Doce.

- **Compartimento C:**

  Compartimento reconhecido como o mais impactado devido à atuação das correntes e geomorfologia, compreende a planície norte do rio Doce, com alto desenvolvimento das planícies costeiras, restingas e praias. Compreende as praias de Degredo, Pontal do Ipiranga, Barra Nova, Guriri e Itaúnas e os estuários de Barra Nova, Urussuquara e São Mateus. A margem norte do rio Doce exibe grãos siliciclásticos com menor arredondamento e grau de seleção, quando comparados com a margem sul, corroborando o aporte fluvial recente para

norte, levados pela deriva litorânea, havendo o afinamento dos grãos rumo a Guriri (ALBINO & SUGUIO, 2010). A plataforma continental é uma extensão do Banco de Abrolhos e apresenta baixa declividade, favorecendo a deposição de sedimentos.

Figura 9: Mapa da malha amostral do ambiente Costeiro implementada a partir do período Deliberação 803, em vigor desde outubro de 2024 e atualmente adotada pelo PMBA/Fest-UFES.




| Nº | Unidade de Conservação |
|---|---|
| 1 | Parque Estadual de Itaúnas |
| 2 | Área de Proteção Ambienal Conceição da Barra |
| 3 | Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo |
| 4 | Área de Proteção Ambienal da Foz do Rio Doce |
| 5 | Reserva Biológica de Comboios |
| 6 | Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraque-Açú e Piraque-Mirim |
| 7 | Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz |
| 8 | Área de Proteção Ambiental Costa das Algas |
| 9 | Área de Proteção Ambiental de Praia Mole |
| 10 | Reserva Indígena de Comboios |
| 11 | Reserva Indígena Tupiniquim |

Projeção : UTM
Datum: SIRGAS2000

PMBA

Monitoramento Ambiente Costeiro - Deliberação: CIF 803/2024 (out/24)

### 4.3.2 Períodos chuvosos e secos

Ao longo do monitoramento, as campanhas foram realizadas durante os períodos chuvosos e secos apresentando processos que atuam diferentemente sobre o alcance do MLD aos sistemas costeiros. Durante o período chuvoso há o incremento da vazão e consequentemente, do Material Ligado ao Desastre persistente na bacia hidrográfica para o sistema costeiro, onde ondas, correntes e marés distribuem esse sedimento ao longo da costa. O aumento dos teores de lama na antepraia, das concentrações dos elementos químico potenciais nos sedimentos da praia, manguezal e restinga é identificado. Processos inundacionais sobre as terras de baixa altitudes (Restingas e Manguezal) auxiliam no incremento sazonal do material contaminado ao substrato, o que resulta na maior recorrência de impactos biológicos à vegetação que se encontra associada. Assim, os períodos chuvosos revelam a suscetibilidade dos ambientes à sazonalidade das condições ambientais.

O período seco é marcado pelo incremento da frequência de eventos meteorológicos que causam a maior mobilidade dos sedimentos depositados na antepraia e plataforma continental. Em uma escala sazonal, períodos chuvosos representam maior aporte lamoso pelo rio e aumento do teor de lama na antepraia. Entretanto, nos períodos secos, há maior probabilidade de eventos de maior energia das ondas, e consequentemente mobilização da lama depositada no fundo, e em maiores profundidades, e transporte do material pelas ondas e correntes costeiras para as praias, especialmente as localizadas no flanco norte da planície devido à deriva litorânea no mesmo sentido. Assim, os teores máximos de lama na antepraia estão associados especialmente aos períodos chuvosos, mas para o sistema costeiro, podem estar associados, também, aos eventos de alta energia das ondas.

Por ação de ondas mais energéticas e de correntes litorâneas mais intensas no período seco, o material depositado do ambiente marinho alcança a praia alta, adentra no manguezal e provavelmente, ainda, por ação da maior velocidade dos ventos do período, partículas de água podem alcançar a faixa das restingas e floresta de mangue e recobrir as folhas da vegetação e o substrato. Os baixos índices pluviométricos e a maior energia de ondas favorecem a maior contaminação da superfície foliar e do sedimento e a facilitam a biocumulação de elementos no tecido vegetal das restingas. Ainda nos períodos secos, é frequente o recuo da faixa arenosa da praia e alcance das ondas na faixa da vegetação herbácea.

Considerando as alterações sazonais sobre os processos de distribuição e alcance do material lamoso presente no Ambiente Dulcícola e Marinho, é possível afirmar que o Ambiente Costeiro é permanentemente submetido à presença da lama e do MLD, seja pela chegada direta, seja pela constante mobilização e transporte pelas ondas. Essa situação é refletiva no comportamento dos padrões ecológicos dos bentos de praia, onde não foi identificada alterações regidas pela sazonalidade e, sim, pelos aspectos morfodinâmicos espaciais. O Material Ligado ao Desastre, que se encontra depositado ao longo da bacia e na plataforma, é recorrentemente distribuído ao longo da costa, e afeta diretamente outros indicadores como: alteração morfológica; concentração de elementos químicos no sedimento e na água; e parâmetros ecológicos da macrofauna e da meiofauna bentônica. Contudo, o

estudo do sedimento depositado sobre as folhas da flora de restinga e floresta de mangue sugerem a atuação dos ventos intensos sobre os processos do aerossol marinho no período seco.

## 4.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

### 4.4.1 A Praia

Nesse relatório, com a inclusão dos dados de janeiro de 2026, observa-se a manutenção dos padrões espaciais já identificados, com persistência de elevados **teores de lama** terrígena, principalmente na antepraia dos Compartimentos B' e C. No Compartimento B', destacam-se as estações diretamente adjacentes da desembocadura (Farol de Regência e N1 Povoação), com teores elevados e sazonalmente variáveis, especialmente na isóbata de 10 m, enquanto no Compartimento C, os maiores teores permanecem associados principalmente às estações N2 Degredo - que alcançou até 40% em 5 m e 80% em 10 m ao longo do monitoramento, N4 Barra Nova, N5 Guriri e N6 Itaúnas,

É relevante observar que a tendências temporal de aumento dos teores de lama ocorrem principalmente em estações situadas próximas à foz e ao norte da planície costeira, como S7 Farol de Regência, N1 Povoação, N2 Degredo, N4 Barra Nova e N5 Guriri, reforçando a atuação do transporte preferencial de sedimentos finos para o norte pela deriva litorânea. O incremento dos teores de lama em regiões mais rasas da antepraia da porção norte evidencia o transporte e a deposição de lama em setores mais dinâmicos do sistema costeiro, onde a presença de sedimentos finos não é comum, podendo representar riscos à biodiversidade local e ao equilíbrio ecológico dessas áreas.

Teores de até 75% de lama são também encontrados nas isóbatas de 5 m em S2 Formosa, entre os terraços de abrasão do Compartimento A, com origem majoritariamente carbonática e contribuição terrígena inferior a 25%, portanto, com alterações temporais nos teores, que podem estar associadas às flutuações do aporte do MLD.

Em contraste, o Compartimento B não apresenta concentrações elevadas de lama, devido à morfologia da antepraia, granulometria grossa das praias e alto grau de exposição às ondas, com teores inferiores a 5%.

Ao longo do período de monitoramento, observa-se uma tendência geral de manutenção ou aumento na concentração de lama nas faixas submersas do ambiente praial, especialmente nos compartimentos mais influenciados pela desembocadura do rio Doce (Compartimentos B' e C). As análises estatísticas de tendência (teste de Mann-Kendall) indicam um aumento significativo na concentração de lama em algumas estações desses compartimentos. Ressalta-se que não foram identificadas tendências significativas de redução nos teores de lama ao longo do período analisado em nenhum dos compartimentos ou estações.

A interpretação espacial obtida pelo mapeamento batimétrico e sonográfico reforça a persistência de teores elevados de lama nas estações ao norte da foz, especialmente nas N1 Povoação e N2 Degredo. Em S6 REBio Comboios, os teores permanecem baixos após os registros elevados das primeiras campanhas, enquanto S7 Farol de Regência apresenta um comportamento mais variável, compatível com a influência direta da desembocadura do rio Doce.

Os dados batimétricos indicam contrastes marcantes na largura e declividade da antepraia entre os flancos sul e norte da planície do rio Doce, o que influencia diretamente a distribuição espacial dos sedimentos finos. No flanco sul, próximo à foz e à estação S7 Regência, a antepraia é rasa, com profundidade em torno de 2 metros e declividade acentuada que atinge aproximadamente 4°, tornando-se mais suave na antepraia inferior, com valores médios de 1°. Mais ao sul, na estação S6 REBio Comboios, observa-se uma elevação abrupta do fundo marinho entre a praia e a antepraia, com inclinação próxima a 6°, caracterizando uma antepraia estreita, com largura inferior a 200 metros. No flanco norte, por sua vez, a antepraia é substancialmente mais larga, com cerca de 2.000 metros de extensão e declividade mais suave, em torno de 1°, com isóbatas mais espaçadas nas proximidades da foz e progressivamente mais próximas no setor norte, próximo à estação N2 Degredo. Essa configuração morfológica favorece a deposição de sedimentos finos transportados pelo rio Doce, que acompanham o sentido dominante da deriva litorânea para o norte, acumulando-se na antepraia (Oliveira *et al.*, 2015).

O indicador **morfologia da praia** busca apontar os impactos indiretos do MLD na praia: inundação e erosão. O incremento da lama no sistema praial, disponibilizada pelo rio Doce, especialmente durante os períodos chuvosos, quando a vazão é maior, pode comprometer a médio e longo prazo o fornecimento de sedimentos arenosos para a praia e consequentemente desencadear processos erosivos e recuo da linha de costa devido ao aprisionamento das areias pela lama. Além disso, o incremento de lama no sistema praial pode aplainar a topografia da praia, potencializando os eventos de inundação e erosão. O alcance do espraiamento das ondas *(run-up)* e o consequente transporte da lama sobre a parte alta da praia permite o alcance do material do rejeito sobre a restinga.

As praias associadas aos terraços de abrasão e com tendências dissipativas na porção mais rasa, demonstram maior estabilidade morfodinâmica, contudo com menor volume de areias na porção emersa. Em relação à frequência de eventos de inundação, quando o run-up ultrapassa a berma praial, essas praias registram as maiores incidências, com valores superiores a 80%. A baixa inclinação dos perfis, aliada à ausência ou ao escasso desenvolvimento das bermas e à presença de terraços de abrasão que impermeabilizam o leito marinho, favorece o empilhamento das ondas junto à costa e facilita o acesso de potenciais contaminantes. Apesar do espraiamento das ondas alcançar toda a extensão da praia, observa-se que o run-up não causa alterações significativas na posição da linha de costa.

Já as praias da planície deltaica do rio Doce apresentam maior mobilidade morfológica, principalmente as mais próximas a foz, devido à influência direta das cargas sedimentares sazonais do rio. Nos compartimentos B e B’ praias com areias mais grossas, maior inclinação e bermas mais altas são menos suscetíveis a eventos de transposição de ondas sobre a berma. Em relação à mobilidade do perfil, as praias desses compartimentos mostram alta mobilidade com tendência erosiva durante o monitoramento, mas apresentam grande capacidade de recuperação do volume de areia. A inclusão da campanha de janeiro de 2026 ressalta esse comportamento de alternância entre fases erosivas e de deposição, possivelmente associada à redistribuição sedimentar próxima à desembocadura e, para

a Estação N1, com tendencia de estabilidade após erosão, a última campanha indicou o avanço expressivo da linha de costa.

No **Compartimento C**, as praias de menor inclinação, bermas mais baixas e características dissipativas apresentam a média de 30% de eventos de inundação ao longo do período analisado. A mobilidade morfológica nessas praias é mais limitada, contudo, a estação **N2 Degredo** registrou uma erosão de -35,04 m ao longo de todo monitoramento, incluindo a campanha de Janeiro de 2026, quando registrou-se a manutenção das caracteristicas da morfologia das praias.

Conclui-se, portanto que o indicador de alteração morfológica evidencia que a linha de costa apresenta comportamentos distintos ao longo da área de estudo, em função das características morfodinâmicas locais, das variações nos teores de lama na antepraia e da redução do aporte sedimentar do rio Doce após o rompimento da barragem. O litoral sob influência direta da carga do rio Doce apresenta tendência erosiva, com variações espaciais na intensidade do recuo. Esse padrão morfológico pode estar associado à redução do aporte de sedimentos arenosos fluviais, combinada ao incremento de material fino (lama) proveniente do MLD, resultando em alterações no equilíbrio sedimentar do sistema costeiro.

Para o indicador **Concentração dos Elementos Químicos,** a análise de componentes principais (PCA) realizada com a inclusão dos dados mais recentes da campanha de janeiro de 2026, confirma os padrões previamente reportados nos relatórios do PMBA quanto à distribuição espacial dos elementos químicos ao longo dos perfis praiais.

Na antepraia dos Compartimentos B' e C persistem os níveis mais altos de elementos químicos. Esse cenário está diretamente relacionado a entrada direta de sedimentos contaminados, devido à proximidade imediata do Compartimento B' com a foz do rio. Esse padrão é compatível com a influência da pluma do rio Doce, associada ao transporte litorâneo predominante para o norte. No Compartimento C, observa-se um agrupamento mais concentrado, indicando distribuição mais uniforme, associada aos processos de deposição e maior retrabalhamento dos sedimentos. Já no Compartimento B’, nota-se maior dispersão dos dados, sugerindo maior variabilidade na composição dos sedimentos, o que reflete a entrada direta de sedimentos contaminados, ainda pouco retrabalhados devido à proximidade imediata com a foz do rio. Os elementos com os teores mais expressivos nesses Compartimentos são Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe e Zn.

Com menores teores de lama associados ao MLD0, as praias do Compartimento A apresentam teores significativos de As, Hg, Mn, Ni, Pb e V.

A avaliação espaço-temporal dos elementos químicos ao longo do período de monitoramento foi realizada por meio do índice *Sediment Quality Guideline Quotients* (SQG-q; Longhini et al., 2022) que permite um diagnóstico qualitativo da condição de contaminação ambiental. A aplicação do SQG-q em ambientes praiais é relevante devido à ausência de valores de referência locais para a maioria dos elementos químicos, o que limita a utilização de índices consolidados.

Na face praial, os resultados obtidos ao longo do monitoramento do PMBA indicam que os sedimentos do Compartimento A mantém um padrão consistente ao longo da série temporal, com valores de SQG-q predominantemente acima de 0,1 sendo classificados como moderadamente impactados, padrão que se mantem na isóbata de -5m. Nesse Compartimento está fortemente associado aos elevados teores de As, elemento potencialmente tóxico cujos níveis são considerados críticos nesse ambiente. A composição sedimentológica é predominantemente bioclástica, rica em carbonatos, além da ocorrência dos terraços de abrasão limitam significativamente a troca de sedimentos. Essas particularidades morfodinâmicas e geoquímicas desempenham um papel determinante na retenção e acumulação de elementos químicos, contribuindo para a manutenção da classificação dos sedimentos como moderadamente contaminados nas porções mais rasas.

A porção emersa dos Compartimentos B, B' e C apresenta maior mobilidade sedimentar e dinâmica costeira mais ativa, especialmente na zona emersa, favorecendo processos naturais de autodepuração. Essa maior capacidade de transporte e modificação do perfil praial atua como fator mitigador da concentração de contaminantes, justificando a classificação dessas áreas como não impactadas ao longo do período avaliado. Na campanha mais recente, realizada em janeiro de 2026, observa-se uma leve redução nos valores do índice em relação à campanha anterior (julho de 2025). No entanto, essa variação não altera o padrão de classificação do SQG-q ao longo da série temporal. Dessa forma, a campanha de janeiro de 2026 indica apenas oscilações pontuais dentro da variabilidade histórica do ambiente, sem alterações na tendência geral de contaminação.

No Compartimento B os sedimentos da antepraia apresentaram maior variabilidade nos valores de SQG-q, alternando entre as classificações de não impactado e moderadamente impactado, com valores de SQG-q relativamente mais baixos e pequenas oscilações ao longo do tempo e sem tendência temporal bem definida. Esse padrão sugere um comportamento cíclico característico de uma contaminação crônica que pode ter origem na bacia hidrográfica do rio Doce.

Os Compartimentos B’ e C exibem valores significativamente superior em relação aos demais compartimentos na isobata de -10m. Ambos foram classificados como moderadamente impactados em 100% da série temporal, evidenciando um padrão persistente de contaminação, com valores de SQG-q consistentemente superiores a 0,1. Os dados de janeiro de 2026, reforçam que esses dois compartimentos continuam representando as áreas com maiores níveis relativos de impacto em toda a área de estudo, sugerindo processos contínuos de deposição e retrabalho sedimentar associados a dinâmica costeira. e dos impactos na região.

A avaliação da qualidade dos sedimentos utilizando o índice SQG-Q, embora seja uma ferramenta útil para a classificação da qualidade, apresenta algumas limitações, pois pode ser aplicada apenas a elementos com dados de PEL (Probable Effect Level), não abrangendo certos elementos associados ao MLD e desconsiderando valores de referência regionais. Como o ferro (Fe) não é contemplado por esse índice, foram utilizados dados regionais para avaliar a frequência de ocorrência de amostras com concentrações superiores aos dados pretéritos. Essa frequência foi estabelecida com base em dados de um estudo conduzido por Mirlean et al. (2013). As amostras de sedimentos analisadas foram

coletadas pelos autores nos meses de outubro e dezembro de 2011, antes do Rompimento da Barragem de Fundão, ocorrido em 2015. O valor de referência foi obtido a partir das medianas das concentrações desse elemento no litoral do estado do Espírito Santo, tanto na praia emersa quanto na antepraia.

Os sedimentos dos compartimentos foram classificados conforme a frequência de amostras com concentrações acima dos dados pretéritos (ADP), sendo agrupados nas seguintes categorias: não alterado; <25% ADP; ≥25% ADP; ≥50% ADP; ≥75% ADP; e 100% ADP. Nesse contexto, a categoria <25% ADP indica que menos de 25% das amostras do compartimento apresentam valores acima do valor de referência, e assim sucessivamente para as demais categorias. Essa análise permite avaliar a magnitude das alterações nas concentrações dos elementos em relação aos níveis observados antes do Rompimento da Barragem, proporcionando uma maior compreensão dos impactos ambientais na região.

Na praia emersa, de forma geral, os dados indicam diferenças marcantes entre os compartimentos. O Compartimento A apresenta, ao longo de praticamente todo o monitoramento, 100% das amostras com concentrações de Fe acima dos níveis pretéritos, evidenciando um padrão persistente de alteração. Em contraste, no Compartimento B predominam amostras sem alterações na maior parte das campanhas, exceto por um evento isolado em janeiro de 2025. Esse padrão indica baixa ocorrência de enriquecimento em relação ao dado pretérito, de caráter pontual e não persistente. O Compartimento B’ representa a condição mais intermediária e dinâmica da área de estudo, com oscilações frequentes entre ausência de alteração e alteração moderada (≥25% ADP), funcionando como um compartimento de transição, mais instável e variável ao longo do tempo. Já o Compartimento C também se destaca por manter amostras persistentemente alteradas, semelhante ao padrão observado em A, embora com maior variabilidade relativa ao longo da série. Na campanha de janeiro de 2026, se observa, em parte, a manutenção desse padrão. No entanto, os Compartimentos B’ e C apresentam redução expressiva na frequência de ocorrência (<25% ADP), indicando uma quebra pontual no comportamento historicamente elevado desses compartimentos. Na antepraia, todos os compartimentos apresentam algum nível de alteração nas suas amostras. De forma geral, B’ e C concentram as maiores frequências de alteração ao longo de toda a série. Na campanha de janeiro de 2026, os valores elevados em B’ e C reforçam um impacto ambiental significativo e persistente nesses dois compartimentos. Os maiores impactos estão associados nas estações com as maiores deposições de lama, apresentando alterações espaciais e temporais.

O **somatório dos elementos terras raras (∑ETR)** constitui um importante indicador de variações nos fluxos sedimentares e na assinatura geoquímica ambiental. Os dados indicam maiores concentrações de ETRs na isóbata de 10 m em comparação à face praial, ainda com a predominância ETRL, indicando o enriquecimento em relação ao padrão da crosta e possível influência de aporte terrígeno, em particular de resíduos de mineração de Fe. Esse padrão é ainda mais evidente nos compartimentos B’ e C, que apresentam os maiores valores de ∑ETR, podendo estar associado à maior deposição de frações granulométricas finas, que favorecem a adsorção e coprecipitação dos ETRs em fases como oxi/hidróxidos de Fe e Mn.

A razão ∑ETRL/∑ETRP reflete a atuação conjunta da pluma fluvial e dos processos hidrodinâmicos costeiros na redistribuição dos sedimentos em toda a área de estudo. Assim no Compartimento A, ao sul da foz, observam-se os maiores valores de ∑ETRL/∑ETRP tanto na face quanto nas isóbatas, sugerindo que o compartimento pode estar atuando como uma zona de retenção de sedimentos finos sejam os transportados pela pluma fluvial, favorecida pelas correntes atuantes e pelas menores trocas transversais. O enriquecimento de ETRLs pode ainda estar associado ao intemperismo dos sedimentos da Formação Barreiras.

No compartimento B, as condições morfodinâmicas do litoral limitam a deposição de sedimentos finos e podem reduzir a disponibilidade de superfícies reativas, como oxi/hidróxidos de Fe e Mn, às quais os ETRL tendem a se associar. O compartimento B', localizado na foz do rio Doce, representa a principal zona de mistura entre aporte fluvial e retrabalhamento sedimentar costeiro, resultando em um perfil geoquímico menos contrastante entre face de praia e antepraia. A proximidade com a desembocadura implica aporte contínuo de sedimentos continentais com mistura de frações finas e minerais pesados transportados ao longo da bacia hidrográfica. No compartimento C, a razão ∑ETRL/∑ETRP indica um sistema fortemente controlado pela deriva litorânea e caracterizado por alta mistura sedimentar. Contudo, na porção emersa a alta dinâmica atua na seleção hidráulica com remoção preferencial das frações mais finas geralmente associadas aos ETRL, enquanto o aumento na isóbata de 10 m pode indicar maior retenção dessas frações finas em ambientes de menor energia.

Uma outra forma de avaliar o aporte de ETR consiste na análise das variações em relação aos valores de referência, as quais podem indicar alterações naturais ou influências antrópicas recentes. Devido à ausência de séries históricas da área de estudo e de diretrizes normativas específicas para ETR em ambientes costeiros, utilizaram-se os dados de Cagnin et al. (2023) como referência. Esses dados fornecem um parâmetro de comparação relevante para a avaliação dos níveis de ETR no sistema costeiro estudado. De forma geral, os resultados indicam enriquecimento de ∑ETRL e ∑ETRP em relação a registros pretéritos, tanto na isóbata de 10 m quanto na face praial.

Adicionalmente a verificação das anomalias de Eu (európio) e Ce (Cério) permitiu investigar possíveis variações geoquímicas nos compartimentos analisados. Com relação ao Ce, houve predominância de anomalias positivas (>1) em todas as campanhas, tanto na face superior quanto na isóbata de 10 metros. As anomalias positivas de Ce estão associadas a deposição desses elementos no sedimento na forma de complexos de oxi/hidróxidos de ferro, manganês ou alumínio.

Anomalias positivas do Eu (>1) na face superior foram predominantes em todos os Compartimentos no período de monitoramento, já em janeiro de 2024 e 2025 , as anomalias negativas (<1) foram verificadas, o que pode indicar maior grau de intemperismo, retrabalhamento sedimentar ou fracionamento geoquímico dos ETR.

Na isóbata de 10 m, entre agosto de 2022 e janeiro de 2026, as anomalias permaneceram predominantemente positivas e próximas de 1, podendo estar associadas à contribuição de minerais ricos em feldspatos ou ao aporte de material terrígeno menos intemperizado.

Os resultados reforçam a continuidade do comportamento geoquímico observado ao longo do monitoramento quando se mantém o padrão identificado ao longo da série temporal, sem alterações significativas na distribuição dos ETR e no comportamento das anomalias de Ce e Eu entre os compartimentos.

O último indicador geoquímico analisado é **a concentração de elementos químicos na água em suas frações total e dissolvida.** De modo geral, ao longo de todo o monitoramento, as concentrações foram maiores no Compartimento B' e C em comparação aos demais, especialmente para Al, Cu, Fe e Mn. No entanto, os teores dos elementos químicos em todos os compartimentos permaneceram abaixo das diretrizes estabelecidas, com exceção do Fe na fração dissolvida, que em todas as campanhas apresentou valores que ultrapassaram os valores limite crônicos e/ou agudos definidos pela Resolução CONAMA nº 357 e pelo NOAA. No compartimento C, ainda se observa, ainda, e a ocorrência de outliers associados a episódios de alta vazão fluvial, especialmente nos períodos chuvosos dos anos 2 e 4, nas profundidades de 5 e 10 metros.

A avaliação do Índice de Qualidade da Água (CWQI - Canadian Water Quality Index), considerando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 para águas salinas de classe 1, indica que todos os compartimentos mantiveram qualidade considerada excelente ao longo de todas as campanhas.

Apesar dessa boa classificação, é importante destacar que o CWQI é altamente influenciado pelo número de parâmetros incluídos na avaliação. A inclusão de múltiplos parâmetros adicionais pode, por outro lado, mascarar o efeito individual dos elementos mais críticos, como os citados anteriormente.

As condições abióticas aqui descritas demostram que as diferentes características da morfodinâmica costeira, atuam, espacial e temporalmente, na presença de lama e elementos químicos associados ao MLD que, por sua vez, atuam sobre os **Parâmetros Ecológicos da Fauna Bentônica**.

Assim, os indicadores **Parâmetros da Macrofauna Bentônica** e da **Mesofauna Bentônica** foram relacionados às variáveis físicas e químicas da praia e, os valores encontrados, foram fundamentados pelo descrito na literatura.

Para a macrofauna bentônica, durante o monitoramento, observa-se a consistência do padrão, com o Compartimento C apresentando os menores valores de riqueza de espécies e densidade de organismos, reforçando que esse Compartimento permanece sob influência do MLD. Observa-se que, partir da Campanha 8 (01/22), um aumento gradual e significativo na densidade da macrofauna na porção emersa das praias, padrão que se manteve nas campanhas de 07/25 e 01/26. Esse comportamento parece indicar uma tendência de reestabelecimento da comunidade bentônica.

Neste Compartimento as praias são classificadas como dissipativas, o que, de acordo com a literatura global sobre praias arenosas, seria esperado encontrar elevadas densidades e riquezas da macrofauna (DEFEO & McLACHLAN, 2005; McLACHLAN & DORVLO, 2005; McLACHLAN, 2018). No entanto, desde o início do monitoramento, esses padrões não foram observados, possivelmente devido à maior presença de lama e elementos químicos nesse setor, associados à descarga do rio Doce (BRAHIM *et al.*, 2024). Observa-se, ainda, relação negativa entre a diversidade (H') e a concentração de Fe, que

possivelmente é uma das causas da simplificação da comunidade nesta região. Na última campanha (01/26), a redução dos teores de ferro foi acompanhada por aumento da diversidade de Shannon (H').

O grupo chave Oligochaeta manteve sua densidade reduzida no compartimento C, por conta do aumento de As, com a inclusão das campanhas seca 07/25 e a chuvosa 01/26. A porcentagem de lama permanece afetando negativamente a densidade dos Amphipoda e, agora, passa a afetar o crustáceo *E. braziliensis*, reforçando os efeitos direto neste compartimento. Há relações negativas dos organismos também com Mn. A resposta dos Anfípodas, que é um dos organismos mais usados como bioindicadores e biomonitores ambientais (GESTEIRA & DAUVIN, 2000), já é um indicativo de impacto. O fato dos oportunistas e tolerantes Oligochaeta também estarem respondendo aos elementos do MLD, reforça a gravidade da retenção do MLD nos sedimentos das praias do Compartimento C. Desta forma conclui-se que a presença de diferentes elementos químicos nos ecossistemas pode gerar diversos impactos na fauna, influenciados pela concentração, toxicidade e condições ambientais, afetando processos biológicos como reprodução, crescimento e sobrevivência das espécies.

Nas praias do Compartimento B' são observados os maiores valores de densidade da macrofauna na porção emersa associado a ambientes com características mais refletivas, de acordo com o padrão reportado na literatura mundial para a distribuição da macrofauna bentônica (DEFEO *et al*., 1992; HACKING, 1998; BRAZEIRO, 1999; MCLACHLAN & BROWN, 2006; MCLACHLAN *et al*., 2013). Os grupos-chave Oligochaeta, *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura* cf. *variodentata* continuam a apresentar as maiores densidades no Compartimento B' em relação aos demais, associados aos sedimentos com maior granulometria (VILLORA-MORENO, 1997; DI DOMENICO, 2012). Destaca-se, ainda, o provável enriquecimento orgânico e/ou ao aporte de larvas provenientes do rio Doce (SILVA, 2024) na elevada abundância das oligoquetas, especialmente na praia de Povoação (N1).

Contudo, na antepraia, a densidade de organismos permanece sendo afetada com o aumento da lama, padrão já relatado nos relatórios anteriores. Mesmo apresentando menores volumes de lama na antepraia, a fauna bentônica desse compartimento é mais impactada do que a fauna do Compartimento C, isto deve-se à diferença na composição dos organismos, onde no Compartimento C a fauna é composta por mais organismos tolerantes e oportunistas, enquanto no B os organismos são mais sensíveis

De maneira geral, para a praia emersa, com a inclusão das campanhas 07/25 e 01/26 relações negativas dos parâmetros da fauna aparecem com Al e Fe nos Compartimentos B e C, indicando uma piora na qualidade desses ambientes. Na antepraia, para o compartimento B', há a manutenção de relações negativas da densidade e da diversidade de Shannon-Wiener com os teores de Ba. Novas relações negativas são observadas entre a densidade e As e Mn, indicando uma piora na qualidade do ambiente deste compartimento. No Compartimento C, a concentração elementar de Fe e Pb passam a afetar negativamente os parâmetros da fauna.

A macrofauna do Compartimento A é influenciada pela geologia local, terraços e a presença de $CaCO_3$ nos sedimentos, assim as altas concentrações de diferentes elementos químicos presentes no sedimento podem não ser consequência do MLD. Os crustáceos do grupo Amphipoda seguem

apresentando maiores densidades no Compartimento A, onde a maior complexidade estrutural do ambiente favorece sua ocorrência, fornecendo abrigo e recursos alimentares. Considerando que os anfípodas são reconhecidos como bons bioindicadores, sua maior abundância reforça a indicação de que as praias emersas do Compartimento A podem não ser impactadas pelo MLD. O mesmo segue para a antepraia, onde a lama é predominantemente carbonática.

Na análise estatística de Redundância, que associa as respostas observadas às variáveis ambientais, evidenciou uma distinção da estrutura (abundância e composição) da macrofauna entre a praia emers dos Compartimentos A e C em relação ao B', mantendo-se o padrão já relatado no relatório anterior. Com a inclusão dos dados das campanhas de 07/25 e 01/26, o Ba, em conjunto com Al, As, Mn, teores de areia, carbonato e diâmetro médio granulométrico, passou a contribuir para a variação da composição faunística encontrada. A exemplo, a maior contribuição de carbonato permanece sendo registrado no Compartimento A, onde observa-se uma associação do teor de carbonato com a abundância do poliqueta *Scolelepis* sp. Nos Compartimentos A e C verificaram-se as maiores concentrações elementares. Para a antepraia, a RDA evidenciou uma diferenciação na estrutura (abundância e composição) da macrofauna entre os três Compartimentos, conforme também já apresentado no relatório anterior. As variáveis que contribuem para essa variação são As, Al, Fe, Mn, Ni, teor de lama, carbonato e diâmetro médio do grão.

Apesar das oscilações temporais recorrentes nos parâmetros da macrofauna em Degredo, os dados das recentes campanhas (07/25 e 01/26, Ano 8) indicam, de modo geral, que a estrutura da macrofauna observada se mostrou semelhante àquelas registradas nas amostragens anteriores à chegada do MLD à praia (01/15 e 09/15), o que parece indicar uma recuperação. Em concordância, a análise de agrupamento, a partir da ordenação nMDS da estação amostral Degredo mostra o agrupamento das campanhas pré-Rompimento (01/15 e 09/15) bem distante da campanha 04/16 (pós-Rompimento). No entanto, ao longo do monitoramento do PMBA, algumas campanhas mostraram similaridades da estrutura da fauna com o período pré-Rompimento. Os resultados indicam que as variações temporais observadas nos parâmetros ecológicos da macrofauna podem estar associadas tanto a processos naturais quanto a respostas do sistema a perturbações passadas, reforçando a importância da continuidade do monitoramento para melhor compreensão dessas dinâmicas.

Para os parâmetros ecológicos da meiofauna, na antepraia dos Compartimentos B' e C, com a inclusão das campanhas 07/25 e 01/26a continuam apresentando os menores valores significativos de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. No Compartimento C, com a presença de areias mais finas, há dominância de poucos táxons, tolerantes e/ou oportunistas, justamente no compartimento onde é depositado o MLD provenientes do rio Doce (OLIVEIRA *et al.*, 2015; BRAHIM *et al.*, 2024), o que reflete na alta densidade verificada. Desta forma, o aumento da densidade do Nematoda está contribuindo para a redução dos valores dos parâmetros. No Compartimento B'verifica-se diversos grupos, como Acari, Copepoa, Insecta, Nauplius, Oligochaeta, Ostracoda, Platyhelminthes.

A praia emersa do Comportamento C segue o padrão da antepraia, com a maior abundância de Nematoda, em função da característica oportunista de muitas espécies desse grupo, uma vez que esses organismos apresentam elevada tolerância a diversos poluentes orgânicos e inorgânicos, além de outros tipos de distúrbios ambientais (THIERMANN *et al.,* 2000, WILSON & KAKOULI-DUARTE 2009, LOSI *et al.*, 2013, LOSI *et al.*, 2021). Quanto aos copépodas, com a inclusão dos dados das últimas campanhas, esses passaram a apresentar menores densidades no Compartimento C, pois esses organismos são sensíveis a distúrbios (SANTOS & FONSÊCA-GENEVOIS, 1994; SANTOS *et al.*, 1995; SANTOS *et al.*, 1997; LOTUFO & ABESSA, 2002; MOELLMANN & CORBISIER, 2003; WANDENESS *et al.*, 2009; KIHARA *et al.*, 2011). Tanto para densidade de Nematoda, quanto para o Copepoda na praia emersa, são verificadas flutuações temporais associadas à variabilidade natural das condições ambientais, como mudanças na dinâmica sedimentar, à disponibilidade de recursos e demais fatores. No compartimento A há também a maior abundância de Nematoda, contudo não parece estar associado diretamente ao MLD, e sim aos elementos associados a presença de $CaCO_3$ (SOUZA *et al.*, 2022).

Quanto as relações entre os elementos químicos e a meiofauna, os resultados indicam que As, Al, Mn e Ni permanecem afetando negativamente a meiofauna, principalmente nos compartimentos A, B' e C. Como os elementos estão associados a fração fina, os valores no Compartimento B são extremamente baixos. A meiofauna permanece se beneficiando com o aumento Fe, o que provavelmente é uma resposta das espécies tolerantes de Nematoda. A densidade de Copepoda na antepraia, nos compartimentos B' e C, também apresentou relações negativas com todas as concentrações dos elementos analisados (As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb), reforçando a piora da qualidade ambiental para esses organismos.

A análise de RDA mantém a separação da estrutura (abundância e composição) da meiofauna entre os Compartimentos B' e C em relação ao A, confirmando que as alterações na estrutura da meiofauna associadas aos parâmetros físico-químicos. As concentrações elementares de Al, Fe e Pb, juntamente com o teor de carbonato e o diâmetro médio granulométrico, atuam como os principais fatores determinantes para essa variação. Maior contribuição de carbonato continua sendo observada no Compartimento A, onde também se registrou maiores abundâncias dos táxons Acari, Copepoda, Kinorhyncha, Nauplius, Ostracoda, Polychaeta.

Em síntese, as modificações nos parâmetros da diversidade ecológica da meiofauna bentônica, após o Rompimento da Barragem de Fundão, continuam indicando o impacto do MLD na praia. Os valores da densidade e riqueza da meiofauna não retornaram e nem apresentam tendência de se igualarem aos valores do período pré-Rompimento.

As análise da ecotoxicologia para o caranguejo de praia, pequenos invertebrados e aves, indicaram impactos diferentes entre os compartimentos ao longo do monitoramento. Com picos de alto valores do indicador IBR acumulação, contudo sem relação aos períodos secos e chuvosos, os caranguejos de praia analisados apresentaram, de maneira geral, valores reduzidos em todos os compartimentos do longo do monitoramento. Os elementos que apresentaram maior importância na composição do

valor do IBR Bioacumulação dos caranguejos de praia foram, no Comportamento A, o Fe, Mn e Zn; no Setor B, o As, Pb e Zn e no Compartimento C As, Cd, Hg e Pb. Quanto ao IBR Biomarcador que expressa as alterações biológicas caranguejos de praia, observou-se que houve pouca variação espacial, contudo os Compartimentos que apresentam maiores frequências de níveis elevados foram os B e C. Ao longo das campanhas não foi observa alguma tendência de incremento ou redução do impacto sobre os organismos, pois há alternância entre valores mais baixos e altos deste indicador

Para os pequenos invertebrados, os altos valores do indicador IBR Bioacumulação primeira campanha 1 indicaram o impacto agudo, com a incorporação do MLD. Posteriormente, algumas Campanhas apresentaram valores altos em todas os Compartimentos, sugerindo uma possível distribuição homogênea ao longo de todo o litoral, contudo, as maiores frequências de impacto foram observadas nos Compartimentos B ou C. O valor do indicador calculado para o Compartimento A teve como principal contribuintes o As, Cr, Hg e Mn; no Compartimento B, Pb e Mn, e no Compartimento C, os elementos As, Cu, Fe, Mn e Zn. Quanto aos valores de IBR Biomarcador nos pequenos invertebrados de praia ao longo do período de monitoramento foi observada uma tendência de estabilização, com exceção do Compartimento C, que apresentou, frequentemente, altos valores. O Comportamento B, foi o menos impactado.

Os valores de IBR Bioacumulação das aves apresentaram os maiores níveis de metais e As na primeira Campanha, referente ao período mais próximo ao rompimento da Barragem do Fundão. No Compartimento A, os maiores valores se mantiveram apenas nas primeiras campanhas do monitoramento. Destaca-se a influência da pluviosidade na contaminação destes organismos, como registrado nos períodos chuvosos dos anos 2021, 2022 e 2024, sendo nos Compartimento B e C, mais evidente esse padrão.

De maneira geral, o sistema costeiro mantém o aporte do MLD, seja pela bacia hidrográfica nos períodos chuvosos, seja pela mobilização dos sedimentos pelas ondas, no período seco, que fica evidente nas alterações frequentes nos valores de IBR bioacumulação e IBR Biomarcador dos organismos costeiros analisados. Destaque deve ser dado aos impactos nos Compartimentos B e C, nas proximidades da desembocadura fluvial.

### 4.4.2 O Manguezal

Como indicador abiótico do Tema Manguezal, a composição química e classificação granulométrica dos sedimentos apresentam altos teores de finos e de matéria orgânica total, o que influencia a deposição e aprisionamento dos elementos químicos. As características físicas e químicas dos sedimentos apresentam variação espaço-temporal ao longo da costa, muito em função da geomorfologia fluvial e costeira e das imposições das flutuações das condições oceano-meteorológicos. A compreensão dos sedimentos dos manguezais é essencial para a interpretação da dinâmica biogeoquímica e ecológica destes ecossistemas.

No que se refere ao padrão temporal, observou-se que no período chuvoso apresenta as maiores concentrações de elementos químicos em função dos eventos de precipitações elevadas,

principalmente nas cabeceiras dos rios, inclusive o Rio Doce, que proporciona intensificação no processo de carreamento de todo o material terrígeno, tanto de origem natural e/ou antrópica, com deposição principalmente em leitos de rios e áreas adjacentes. Os dados dos quatro últimos períodos (do seco_23 ao chuvoso 24_25) descrevem a contaminação contínua de Al, As, Ba e Fe para os compartimentos A, B e C (com exceção de Ba e Fe no Compartimento A durante o período chuvoso_24). Complementando, na foz do rio Doce (RD), região mais impactada, destacam-se também a contaminação por Mn, Ni, Co, Cu, Cr, V e Pb. Sincronismo temporal foi bem representada no período chuvoso 20_21 com das maiores concentrações observadas ao longo do monitoramento PMBA/Fest para os metais V, Co, Ni, Ba, Pb e Cr em todos os estuários analisados e com exceção de BN.

Nos períodos secos, quando há a maior mobilidade e transporte dos sedimentos da praia e da plataforma pelas ondas e correntes costeiras até áreas de estuários margeados por manguezais e assim há também os processos de contaminação. Assim, as concentrações dos elementos químicos seguem um comportamento de campanhas de baixas ou altas concentrações são os mesmos para elementos analisados. As maiores concentrações do monitoramento PMBA/Fest foram nos Anos 3 e 6.

Espacialmente, o Comportamento C, representado pelos estuários de Barra Nova e São Mateus, apresenta os maiores impactos do MLD. No Compartimento B também se destacam os elementos V, Co, Ba, Pb e Mn. Vale ressaltar que os efeitos do sinergismo dos metais influenciam o indicador decapoda, e elementos como Cr e Pb, estão associados a impactos biológicos mesmo não ultrapassando as concentrações limítrofes nos compartimentos A e C. Em todos os Compartimentos observa-se a contaminação crônica por Al, e As e Fe se destacam por apresentarem concentrações que desencadeiam impactos sobre os indicadores biológicos na maior parte do monitoramento.

Para o indicador flora, as avaliações dos processos foram realizadas nas espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia* racemosa, em áreas de manguezal e de *Taliparitipernambucense* na foz do Rio Doce, no Piraquê-Açu e no rio São Mateus. Os resultados evidenciaram as alterações causadas por contaminantes do MLD na concentração dos metais foliares, interferindo na fisiologia das plantas, resultando a longo prazo, em redução da produtividade primária da floresta. Essa perda é corroborada por análises de longo prazo da estrutura florestal.

Os metais Fe e Mn foram identificados como os principais atuantes no metabolismo energético das três espécies monitoradas. O excesso desses elementos implica na redução da atividade fotossintética e no aumento do estresse oxidativo. Além disso, Cu e Pb também são apontados como desencadeadores da atividade antirradicalar, resultando em estresse oxidativo. Esses metais são tóxicos e ainda podem provocar biomagnificação quando presentes na flora, isto é, o acúmulo progressivo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar. Nas avaliações anteriores foram registradas correlações negativas entre o Pb e o aumento do estresse oxidativo; contudo desde o período chuvoso 2022-2023 não se verifica efeito significativo desse metal sobre a atividade antirradicalar. Esse padrão pode indicar ativação de mecanismos fisiológicos de tolerância, contribuindo para atenuação do estresse e a manutenção dos processos fotossintéticos. Adicionalmente, observa-se, na análise atual, correlação positiva entre Pb e assimilação de carbono, reforçando essa interpretação.

Ao longo de todo o monitoramento, os efeitos dos metais sobre a atividade fotossintética de *R. mangle* indicam que Fe, Mn, Cu e Pb foliares atuam na redução da eficiência fotoquímica, enquanto o Zn apresenta comportamento oposto. Os metais Cu e Pb ainda exercem efeito negativo sobre o sistema antirradicalar, contribuindo para o aumento do estresse oxidativo. Indivíduos de *R. mangle* monitorados no compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) apresentam melhor desempenho fotossintético, correlacionado à presença de Zn no tecido foliar. Em contraste, aqueles situados no Compartimento C (Barra Nova e São Mateus) exibem redução da atividade fotoquímica, associada às elevadas concentrações foliares de Fe, Mn, Pb e Cu, efeito corroborado pela correlação negativa entre Fe e PITotal (atividade fotoquímica).

Para a *L. racemosa*, os dados obtidos ao longo do monitoramento associam o Fe, Mn e Zn à redução da atividade fotossintética. A influência de Cu e Pb também é observada, embora sem correlação significante com os parâmetros fotossintéticos, já o estresse oxidativo mostra-se diretamente influenciado pelo Pb. Esse metal está associado, ainda, ao aumento das concentrações de clorofila a e b, indicando respostas fisiológicas dos indivíduos ao estresse ambiental.

Para *T. pernambucense*, maiores concentrações de Fe e Mn, e ocasionalmente de Zn, no tecido foliar estão relacionadas à redução do desempenho fotossintético. Por outro lado, associação entre Cu e DPPH (radical 2,2-difenil-1-picril-hidrazila), avalia a **capacidade antioxidante,** sugere ocorrência de estresse oxidativo na espécie. Espacialmenate, no compartimento C (São Mateus), a espécie está associada a maiores concentrações foliares de Fe e Mn, que, em excesso, reduzem o desempenho fotossintético. Especificamente, tanto a análise de correlação considerando apenas os dados do Rio Doce quanto a análise para os compartimentos indicam que Fe e Mn estão negativamente correlacionados com desempenho fotoquímico (PITotal) da espécie. A associação entre Mn e DPPH sugere que o Mn atua como um dos principais fatores de estresse oxidativo nas plantas no estuário do rio São Mateus (Compartimento C). Por outro lado, nos compartimentos A (Piraquê-Açu) e B (Rio Doce), os metais foliares Zn e Cu estão associados à melhoria na produção primária.

No RA2024, foi destacado o efeito negativo da salinidade sobre *R. mangle* e *T. pernanbucense* no período seco de 2024 (Ano 6) no Piraquê-Açu. No período seco do Ano 7 (2025), esse efeito foi atenuado. Contudo, as análises de correlação indicam que a salinidade reduz as concentrações de clorofila a e b no período seco para *R. mangle*, além de diminuir a assimilação de carbono em *T. pernambucense* durante períodos de baixa precipitação, especialmente quando associados às elevadas concentrações de elementos químicos.

Quanto aos resultados da Biorremediação de metais em plantas in situ, confirma-se que as espécies de mangue *R. mangle* e *L. racemosa* são acumuladoras de metais. O excesso de elementos essenciais e não essenciais pode ser tóxico à flora, resultando em alterações fisiológicas e estresse oxidativo. A bioacumulação desses elementos nas folhas pode transferi-los para a cadeia alimentar por biomagnificação, atingindo principalmente a fauna. Em termos de bioacumulação tem-se que a vegetação do Piraquê-Açu é semelhante ao Piraquê-Mirim e a vegetação de São Mateus. Nesses

estuários a bioacumulação é superior que a vegetação de Barra Nova, sendo, por fim, no Rio Doce observada a menor bioacumulação entre os estuários (PA=PM=SM>BN>RD).

Ao longo do monitoramento, observa-se média a alta bioacumulação de Mn, Zn e Cu para *R. mangle* e para *L. racemosa* ao longo do monitoramento. Os períodos chuvosos (19_20 e 20_21) foram marcados pela alta bioacumulação de Pb. Os estuários Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus apresentam alta bioacumulação de Mn em toda a série temporal. Para o fator de bioacumulação de Fe não se observou um padrão entre as estações e variou entre ausência de acúmulo e baixa bioacumulação;

Para *L. racemosa*, o Fator de Bioacumulação (FBA) de Fe e Pb apresentou-se baixa em quase todas as campanhas, com exceção da campanha chuvosa de 19_20, quando a bioacumulação dos metais se apresentou média a alta, respectivamente. Para o Mn e Zn, a bioacumulação apresentou-se média, exceto pelo período chuvoso de 19_20. O FBA_Cu teve média bioacumulação em quase todas as campanhas, com alta bioacumulação nos períodos chuvosos 18_19 e _19_20 e secos de _19 e _22.

Para *T. pernambucense*, o FBA_Fe se apresentou ausente ou baixo, em poucas campanhas. O FBA para o Pb também apresentou valores baixos e médios, em quase todas as campanhas. O fator de Bioacumulação para Mn apresentou-se médio e alto na vegetação do Piraquê-Açu e São Mateus nas campanhas secas _22, _24 e chuvosos _ 23 e _25. O FBA_Zn e FBA_ Cu apresentaram média bioacumulação ao longo do monitoramento, exceção de valores altos em período no seco_22, em Piraquê Açu e São Mateus, respectivamente.

De maneira geral, para a bioacumulação de metais, os dados mais recentes revelam um aumento da contribuição relativa do cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe) nos agrupamentos dominados por *L. racemosa* e nas áreas mistas, sugerindo a maior vulnerabilidade dessas formações em acumular múltiplos metais. Já os bosques dominados por *R. mangle* e *Avicennia schaueriana* (Av) mantêm-se elevados valores de FBA para manganês (Mn), o que reforça a afinidade destas espécies com a absorção desse elemento. A persistente associação entre *R. mangle* e o manganês é corroborada em outros estudos, como os de Campo *et al.* (2023), cujo resultado destaca o potencial desta espécie para bioacumulação seletiva de Mn. Esta especificidade foi também reportada por Medina *et al.* (2015), onde atribuíram à morfologia radicular de *R. mangle* o papel fundamental na absorção diferencial de metais-traço. As diferenças observadas entre os agrupamentos, tanto em termos estruturais quanto na capacidade de bioacumulação, reforçam a importância ecológica das espécies predominantes nos diferentes contextos ambientais. Esses resultados enfatizam a necessidade de considerar a composição florística dos bosques na avaliação dos impactos ambientais e na definição de estratégias eficazes para a conservação e manejo dos ecossistemas de manguezal.

Como indicador final tem-se os Decapodas. Esse indicador busca explicar a variabilidade espaço-temporal da densidade (indivíduos/m²), da estrutura populacional (frequência de jovens e adultos) e da fecundidade (número de ovos produzidos por fêmea) das espécies *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi*. Esses fatores apresentam relação com as variáveis ambientais e concentração de metais no sedimento e nas folhas, aqui descritos. Desta forma, observa-se que a variabilidade sazonal e

temporal da densidade e do tamanho médio da carapaça de *U. cordatus* foram relacionadas à concentração de metais no sedimento e nas folhas, e assim como os parâmetros abióticos, os parâmetros das populações mostraram valores diferentes nos diversos estuários estudados.

A variabilidade da concentração de Fe, Cu e Zn nas folhas e de Cr, Pb e Mn no sedimento, bem como, o teor de lama, carbonato de cálcio, matéria orgânica e a salinidade explicou significativamente a variabilidade da densidade e do tamanho médio da carapaça das populações de *U. cordatus* nos Compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus). Esses resultados, obtidos a partir da Análise de Redundância (RDA), destacaram a influência dos metais sobre a estrutura da população, uma vez que são considerados potenciais bioacumuladores nos tecidos dos caranguejos e alteram os processos metabólicos. A população do estuário do rio São Mateus (SM) e Mariricu (BN) foram as mais densas e com predomínio de indivíduos juvenis, bem como com declínio no tamanho médio da carapaça. Essa elevada densidade de indivíduos juvenis pode indicar problemas no recrutamento para as maiores classes de tamanho ao considerar que a exposição a elementos químicos pode reduzir o crescimento de organismos aquáticos devido ao redirecionamento da energia para atuar na sua desintoxicação. Isso reflete, consequentemente, no Potencial de Extração Futuro (PEF), uma vez que os indivíduos estão mais suscetíveis à absorção de metais durante os processos fisiológicos inerentes ao processo de ecdise, isto é, a troca do esqueleto para garantir o seu crescimento.

As populações do Piraquê-Açu (PA) e do Piraquê-Mirim (PM) foram relativamente as menos densas, em média 2 indivíduos/m², com destaque para o Piraquê-Açu (PA), que apresentou maior frequência relativa de adultos ao longo do monitoramento em comparação a população do Piraquê-Mirim (PM). Todas as populações apresentaram baixa frequência de indivíduos com tamanho comercial (LC superior ou igual a 60 mm), resultado que impacta diretamente o estoque comercial do caranguejo-uçá.

As maiores médias de largura de carapaça de *U. cordatus* foram, em geral, observadas nos períodos chuvosos em relação aos secos. Não houve um padrão sazonal na densidade das espécies monitoradas. As maiores densidades de *U. cordatus* foram registradas em bosques com elevadas concentrações foliares de cobre, ferro e zinco, ao passo que os indivíduos de maior porte ocorreram em bosques caracterizados por maiores teores foliares de alumínio e manganês tanto nos períodos chuvosos quanto nos secos. Isso indicou que indivíduos maiores, que compõem populações adultas, ocuparam os bosques que apresentaram relativamente as mais elevadas concentrações de metais em ambos os compartimentos (folhas e sedimento).

A população no rio Doce tende a estabilidade, com densidade oscilando entre 1 e 2 indivíduos/m² a partir do período chuvoso 20/21, e com predomínio de juvenis. No entanto, ressalta-se que que o rio Doce não é o habitat original da espécie, que foi observada e monitorada a partir do período chuvoso 19/20.

A população de *C. guanhumi* manteve a sua densidade média inferior a 2 indivíduos/m², especialmente no rio Doce, área potencialmente impactada. Isso evidencia a vulnerabilidade dessa população frente aos efeitos tóxicos associados aos metais presentes na água, no sedimento e nas folhas, das quais esta espécie de alimenta. Todas as populações de *C. guanhumi* foram consideradas adultas e com falhas no recrutamento de novos indivíduos ao longo do PMBA. Alteração significativa na fecundidade das populações de *U. cordatus* nos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) foi observada em 2019 e 2022. Períodos que coincidiram com o aumento nos níveis de metais no sedimento e com o aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores analisados nos caranguejos de manguezal em março de 2022 (FEST, 2024).

Sintetizando a distribuição espacial dos impactos sobre das populações estudadas e integrando os dados das análises da ecotoxicologia, no Compartimento C foi observada a maior densidade e o predomínio de juvenis ao longo da série temporal em relação aos demais Compartimentos, todos apresentam sob forte influência da concentração de elementos químicos. A população de *U. cordatus* no Compartimento B é reduzida e composta majoritariamente por indivíduos juvenis, os quais tender a ser mais suscetíveis aos impactos ambientais. Essa afirmação é respaldada pelos dados de IBR bioacumulação e IBR biomarcadores nos caranguejos de mangue pela ecotoxicologia, que observou que o Compartimento B destaca-se como valores mais altos ao longo do monitoramento sobre os demais, seguido pelo Compartimento C. No Compartimento C, contudo apresentou aumento nos valores de IBR biomarcador e de IBR acumulação em algumas campanhas, como na campanha chuvosa de 2022. Este aumento no Compartimento C se deu principalmente devido aos elevados níveis de lipoperoxidação e do conteúdo de metalotioneínas no hepatopâncreas, respostas biológicas que estão associadas à exposição dos organismos a compostos tóxicos, tais como metais e metaloides. No Setor A e Setor B, o IBR Biomarcador foi composto principalmente pela lipoperoxidação em brânquias, e o conteúdo de proteínas carboniladas, indicando dano em macromoléculas nos caranguejos de mangue em algumas campanhas. Destaca-se, por fim, que apesar da distribuição espacial, para o IBR biomarcador vem apresentando um comportamento **oscilatório, com reduções intermediárias.**

### 4.4.3 A Restinga

A Restinga adotou a Vitalidade da Vegetação como indicador por meio da integração de parâmetros florísticos, fitossociológicos, fenológicos, ecofisiológicos e bioquímicos, considerando tanto respostas de plantas em campo quanto modelos experimentais submetidos à contaminação por elementos químicos. Sua interpretação foi baseada no Alerta de Perigo Biológico, que incorpora informações relacionadas à produtividade primária, metabolismo primário, estresse oxidativo e reprodução, permitindo avaliar de forma integrada como a vegetação responde à presença de contaminantes ao longo do tempo e em diferentes compartimentos ambientais.

Os anos de monitoramento do ecossistema evidenciaram a complexidade e sensibilidade das formações vegetais frente à contaminação por elementos químicos, associados ao MLD. A análise integrada dos diferentes indicadores, que resultou na Vitalidade da Vegetação, revelou padrões

espaço-temporais distintos entre os Compartimentos, com destaque para os compartimentos B’ e C, onde os impactos foram mais persistentes e intensos nas respostas da vegetação. Os indicadores biológicos como Produtividade primária, Metabolismo, Estresse oxidativo e Reprodução, mostraram-se fortemente influenciados pela sazonalidade e pela proximidade em relação à Foz do rio Doce.

Considerando as últimas campanhas, a vitalidade da vegetação da restinga permanece fortemente influenciada pela contaminação por elementos químicos, especialmente manganês (Mn), zinco (Zn), arsênio (As), cobre (Cu) e cobalto (Co), sendo essa resposta modulada tanto pela sazonalidade quanto pela proximidade da foz do rio Doce. Observou-se uma tendência de melhora gradual do sistema a partir do Ano 5, embora ainda não haja evidências de estabilização ecológica. As respostas da vegetação permanecem heterogêneas e indicam a persistência de impactos, com destaque para os compartimentos B’ e C, que continuam concentrando os efeitos mais intensos, sobretudo nas áreas mais próximas à foz, como Cacimbas e a região da REBio Comboios, mais diretamente sujeitas ao regime de vazão do rio e aos eventos de inundação ou outras variações climáticas e morfodinâmicas. A formação herbácea, por sua posição mais próxima à praia, logo mais exposta, apresenta maior suscetibilidade à deposição de aerossóis marinhos carreadores do material contaminante, o que resulta em respostas fisiológicas mais imediatas; contudo, essa mesma formação demonstra maior capacidade de ajuste e recuperação ao longo do tempo. Em contraste, a formação arbustiva apresenta respostas mais lentas e cumulativas, caracterizando impactos de natureza crônica, com alterações que podem afetar a estrutura e o funcionamento do ecossistema ao longo do tempo. Foi observado que o período seco favorece a deposição de contaminantes enquanto o período chuvoso intensifica seus efeitos sobre o funcionamento fisiológico da vegetação, configurando-se como o momento de maior sensibilidade ecológica do sistema.

Os indicadores evidenciaram uma tendência geral de melhora da qualidade ambiental, do Ano 7 em relação ao Ano 6 e, de forma mais evidente, no período chuvoso do Ano 8, tanto na porcentagem de elementos acima da referência (PEAR) quanto no índice integrado de poluição (IPI). Esses indicadores apresentaram redução ou manutenção dos valores na maior parte das estações, sugerindo um processo de atenuação associado à sazonalidade. Essa melhora foi mais expressiva em áreas como Aldeia do Coco (E3), Degredo (E10) e Mar Azul (E9). Em contrapartida, a estação Cacimbas (E6) manteve-se como área crítica ao longo da série temporal, apresentando piora nos períodos secos e persistência de valores elevados dos indicadores, o que indica contaminação residual e possível remobilização recorrente de elementos no sistema. Dessa forma, ao longo do monitoramento houve evidências de recuperação gradual do ambiente, embora ainda heterogênea e com focos persistentes de impacto. Com a incorporação dos novos períodos, mantem-se os Anos 1 a 3 como os mais críticos, caracterizados por elevados índices de poluição e maior frequência de condições associadas ao Alerta de Perigo Biológico, refletindo impactos intensos sobre a produtividade primária, o metabolismo e o equilíbrio redox das plantas.

A partir do Ano 5, observa-se uma tendência de melhora na vitalidade da vegetação, que perdurou até os últimos períodos avaliados. Esse comportamento pode estar associado à redução relativa da disponibilidade de alguns contaminantes e a possíveis mecanismos de adaptação fisiológica das

plantas. No entanto, essa tendência não é contínua nem homogênea, sendo marcada por flutuações nas diferentes categorias avaliadas, o que indica que o sistema ainda não atingiu um novo estado de equilíbrio. Entre os elementos químicos analisados, o manganês (Mn) permanece como um dos principais fatores associados à redução da produtividade primária e ao aumento do estresse oxidativo, atuando como um elemento importante nas respostas fisiológicas negativas observadas ao longo do monitoramento. Apesar de seus valores, quantificados para o período Seco do Ano 7 e Chuvoso do Ano 8, não terem sido os mais elevados quando comparados a períodos anteriores, como no início do monitoramento, o metal contribui consistentemente para o aumento do índice de poluição local.

A análise adicional do período chuvoso no sétimo ano de monitoramento reforçou a persistência e, em alguns casos, a intensificação da contaminação pelos elementos químicos nos sedimentos e na vegetação de Restinga ao longo do tempo, como Mn, Zn, As, Cu e Pb. Os maiores destaques foram observados em áreas onde a influência da dinâmica fluvial, associada à sazonalidade climática e à deposição via aerossol marinho, contribuiu para o acúmulo desses elementos sobre a vegetação e o solo. Os indicadores Índice Integrado de Poluição (IPI), Porcentagem de Elementos Acima da Referência (PEAR) e Fator de Bioacumulação (BAF) indicaram persistência da contaminação por elementos químicos nos sedimentos, sobretudo em áreas próximas à foz do rio Doce. Destacam-se, no Ano 7, o aumento do IPI e PEAR em algumas localidades, especialmente associados ao As, Pb, V e Mn, que somados aos altos valores de bioacumulação para Mn e Zn, evidenciam uma bioacumulação significativa na vegetação herbácea e arbustiva.

A variação sazonal tem um papel central na modulação da vitalidade da vegetação, influenciando tanto a disponibilidade quanto a mobilidade dos contaminantes no sistema. Os períodos secos continuam sendo os mais preponderantes na deposição de aerossóis marinhos sobre a vegetação e o solo, embora este último não tenha atingido valores tão elevados quanto em anos anteriores, com maiores valores concentrando-se principalmente nas formações arbustiva e arbórea e, em particular, o aumento na resposta dos marcadores de estresse. Por outro lado, o período chuvoso tende a intensificar os efeitos biológicos da contaminação, uma vez que promove a mobilização e redistribuição dos contaminantes ao longo do gradiente ambiental, especialmente a partir da foz do rio Doce. Esse processo aumenta a biodisponibilidade dos elementos químicos e, consequentemente, os impactos sobre a vegetação, refletidos em alterações mais pronunciadas nos parâmetros fisiológicos e bioquímicos, sendo marcado pela maior atividade metabólica e produtiva em algumas regiões. Desde o Ano 7, embora tenha sido observada uma tendência de melhora geral no indicador, a influência da sazonalidade permanece evidente, com respostas ainda heterogêneas entre períodos secos e chuvosos. Isso reforça que a dinâmica sazonal continua sendo um dos principais fatores de controle das respostas da vegetação, atuando em conjunto com a distribuição espacial dos contaminantes.

Com o aumento dos períodos avaliados, a análise sazonal dos dados reforça também que a influência temporal não ocorre de forma homogênea entre as diferentes fisionomias e estações amostrais. Observou-se que os maiores valores no período seco se concentraram principalmente nas formações arbustiva e arbórea, corroborando a predominância da deposição de aerossóis marinhos nesse

período. Em contraste, a fisionomia herbácea apresentou respostas mais expressivas no período chuvoso, o que sugere maior mobilização e biodisponibilidade dos contaminantes, com consequente intensificação dos efeitos biológicos sobre a vegetação. Esses resultados reforçam a importância da sazonalidade como fator de controle, em interação com a heterogeneidade espacial do gradiente ambiental.

Além das tendências sazonais e interanuais, eventos pontuais também exercem influência significativa sobre a vitalidade da vegetação. A deposição de aerossóis marinhos, por exemplo, mantém um padrão espacial bem definido, com gradiente decrescente da região marinha em direção ao interior, contribuindo para a distribuição diferencial de contaminantes ao longo da transição herbácea-arbustiva.

Espécies herbáceas se mostraram mais suscetíveis ao longo do monitoramento. Essa suscetibilidade está ligada diretamente ao alto grau de exposição direta às condições meteoceanográficas (ondas, ventos e aerossol marinho), ao seu crescimento rápido e à sua resposta fenológica flexível. Tais características acarretaram uma maior captura e bioacumulação de elementos minerais, evidenciados pelos altos valores de BAF, IPI e PEAR nessa formação.
Já para as espécies das formações arbustivas, foi possível observar suscetibilidade intermediária aos impactos detectados no monitoramento, com variações vinculadas à estação amostral e ao período avaliado. Embora menos expostas à ação direta do aerossol marinho e das ondas em comparação às herbáceas, essas plantas foram significativamente impactadas pela deposição de elementos sobre a vegetação e pela persistência de metais nos sedimentos, especialmente em áreas como Cacimbas e

REBio Comboios. Nessas áreas, observou-se bioacumulo relevante de Mn, Zn e Fe, associado à presença de matéria orgânica e lama no solo, que favorecem a retenção de contaminantes. As respostas ecofisiológicas das plantas arbustivas foram mais estáveis que nas herbáceas, mas ainda refletiram os efeitos da contaminação crônica e sazonal

Eventos associados a maior descarga fluvial, especialmente durante períodos chuvosos mais intensos, podem resultar em picos de contaminação em áreas próximas à foz, ampliando temporariamente os impactos sobre a vegetação. Com a incorporação de dados do Ano 7 (chuvoso e seco) e período Chuvoso do Ano 8, nos quais não foram observados eventos de precipitação extrema, (que historicamente intensificam a remobilização de contaminantes) se confirma o Ano 5 como sendo o de maior impacto direto altas concentrações de elementos minerais depositados sobre a vegetação, com o exemplo do que foi visto para a Reserva Biológica de Comboios. Esse cenário pode indicar uma transição gradual de respostas predominantemente agudas, observadas nos primeiros anos do monitoramento, para respostas indicativas de resiliência, particularmente evidentes na vegetação herbácea. Ainda assim, a ocorrência de eventos pontuais continua sendo um fator relevante na dinâmica do sistema. A formação herbácea, por sua posição mais próxima à praia, logo mais exposta, apresenta maior suscetibilidade à deposição de aerossóis marinhos carreadores do material contaminante, o que resulta em respostas fisiológicas mais imediatas; contudo, essa mesma formação demonstra maior capacidade de ajuste e recuperação ao longo do tempo. Em contraste, a formação

arbustiva apresenta respostas mais lentas e cumulativas, caracterizando impactos de natureza crônica, com alterações que podem afetar a estrutura e o funcionamento do ecossistema ao longo do tempo.

O indicador de Vitalidade da vegetação refletiu respostas crônicas e instáveis principalmente na região ao norte do monitoramento, no Compartimento C. A variabilidade espacial e temporal observada reforça a importância do monitoramento contínuo, especialmente diante da interação múltipla entre fatores antrópicos e naturais na dinâmica de contaminação e bioacumulação em ecossistemas costeiros. Dessa forma, embora haja sinais de recuperação, a persistência de contaminantes e a variabilidade das respostas indicam que o processo de restabelecimento ecológico ainda está em andamento.
Bioensaios realizados em condições controladas, utilizando extratos solubilizados de sedimentos provenientes das restingas monitoradas, bem como avaliando o efeito da relação dose-resposta aos metais, embora não mais executados, evidenciaram alterações significativas na resposta biológica tanto em plantas de restinga quanto em espécies vegetais modelo. Entre as variáveis que integram a Vitalidade da vegetação, observou-se que a produtividade primária foi significativamente reduzida nas plantas submetidas a tratamentos com extratos obtidos do sedimento de Cacimbas. Adicionalmente, verificaram-se maiores produções de compostos fenólicos e flavonoides em plantas de restinga, o que resultou em aumentos progressivos da atividade antioxidante em resposta à elevação das concentrações do extrato e à maior proximidade da estação de origem em relação à foz do Rio Doce. Os ensaios conduzidos com espécies vegetais modelo também revelaram alterações significativas no efeito toxicogenético, em comparação ao controle, associadas aos extratos de sedimentos das restingas da APA Conceição da Barra, Barra Nova, Cacimbas e Degredo, com aumento da frequência de alterações cito/genotóxicas, especialmente nos tratamentos de Cacimbas. Esses resultados permitem inferir o potencial genotóxico do sedimento das estações monitoradas, indicando uma possível ação aneugênica, isto é, aberrações cromossômicas numéricas por meio de interações com alvos celulares diferentes do DNA. Esses resultados corroboram os obtidos in situ, nos quais Cacimbas se destaca como uma área de recorrência de condições desfavoráveis à vitalidade da vegetação, conforme detectado ao longo dos oito anos de monitoramento.

Para o efeito da dose-resposta de concentrações crescentes de Zn, Cu e Mn sobre o desenvolvimento das mudas de espécies de Restinga, plantas da formação herbácea apresentaram reduções da produtividade primária associadas aos tratamentos de maiores concentrações de metais, que acarretaram aumentos significativos do sistema antioxidante, envolvidos na proteção do sistema metabólico contra as espécies reativas de oxigênio (ROS).
É importante destacar que foi o inventário florístico e fitossociológico efetuado ao longo do monitoramento que possibilitou o enquadramento dos resultados encontrados dentro dos compartimentos delineados. Anterior ao monitoramento, tanto a riqueza quanto a estrutura da vegetação não haviam sido estudadas a ponto de aferir um delineamento compatível com os temas paralelos de Praia e Manguezal. Como resultado, as análises ecofisiológicas e abióticas puderam ser enquadradas de maneira coesa e integrada, proporcionando um estudo multidisciplinar nunca antes delineado na costa do Espírito Santo.

Em menor escala, o desenho amostral envolvendo três comunidades vegetais se mostrou compatível com a pergunta central do projeto. Isso possibilitou o avanço nas interpretações envolvendo gradiente de contaminação no sentido mar-continente. O maior exemplo disso refere-se às discussões de retenção do aerossol marinho sobre a textura da vegetação (dossel), intimamente relacionada com os índices de diversidade apresentados ao longo das estações.

A composição de espécies em cada Compartimento da Restinga permaneceu notavelmente estável, um achado que se alinha ao esperado. É provável que a capacidade de adaptação das plantas de Restinga a diversas condições estruturais seja uma tática crucial para a sobrevivência das espécies ao longo do gradiente estudado. No entanto, em termos de estrutura, a comunidade de plantas herbáceas exibiu variações significativas, especialmente nos Compartimentos B e C. Essas mudanças estão ligadas à erosão costeira, um fenômeno intensificado pela instalação do MLD na zona submersa costeira. A presença do MLD resultou em uma maior propagação da energia das ondas sobre as dunas, em função do aplainamento do perfil de praia.

Consequentemente, foi observada redução da cobertura vegetal e um sério risco para as espécies ameaçadas presentes nessa comunidade. A frequência da erosão das dunas oscilou durante o período de monitoramento. Contudo, a importância e a ocorrência das espécies ameaçadas mostraram um declínio persistente até o início do sétimo ano de observação, particularmente na Área de Proteção Ambiental (APA) de Conceição da Barra.

Foram identificadas diferenças estruturais nas comunidades de arbustos e árvores, mas essas alterações não se mostraram relacionadas aos contaminantes do MLD. Avaliar essas comunidades representa um desafio considerável, principalmente devido aos impactos antrópicos que se concentram no Compartimento C. Esses tensores têm o potencial de prejudicar a análise estrutural dessas comunidades. Diante disso, é fundamental ressaltar que os materiais de educação ambiental desenvolvidos pelo Tema Restinga podem ser cruciais para aproximar as comunidades vizinhas. Ao reduzir essa distância, esperamos que seja possível diminuir os impactos observados dentro do período de estudo.

A comunidade de plantas herbáceas no Compartimento C demonstrou, ao longo do tempo, flutuações na sincronia reprodutiva em certas estações de avaliação. Essa assincronia pode estar ligada a contaminantes provenientes do aerossol marinho, um achado que é apoiado por análises de imagens espectrais obtidas por sensoriamento remoto. Diversos elementos podem prejudicar a reprodução de espécies vegetais. No entanto, o monitoramento revelou que, mesmo acompanhando as variações pluviométricas até o início do sétimo ano, a comunidade herbácea apresentou picos de floração fora do período esperado. Isso comprometeu uma maior dispersão de sementes e frutos durante o período de menor cobertura vegetal (a estação seca). Como resultado, as sementes que deveriam ser dispersas pelo vento acabaram ficando próximas da planta-mãe. Isso, por sua vez, reduziu a capacidade dessas espécies de colonizar dunas semifixas. Esse cenário está diretamente conectado ao impacto já mencionado de perda de cobertura vegetal na comunidade, o que pode atrasar significativamente a recolonização das áreas afetadas.

Em atendimento à solicitação das comunidades do entorno das restingas afetadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão, foi realizada a análise dos elementos químicos presentes no pólen de propriedades de apicultores de abelhas (*Apis mellifera*) localizadas em Degredo, no Compartimento C, com o objetivo de avaliar a contaminação por elementos químicos. Os resultados demonstraram que alguns elementos apresentaram concentrações superiores aos valores esperados para o Estado do Espírito Santo. Alguns desses elementos podem atingir níveis de toxicidade capazes de comprometer o desenvolvimento das larvas, uma vez que o pólen constitui sua principal fonte alimentar. Por outro lado, análise dos elementos químicos no mel não indicaram associação com o MLD. Contudo, o padrão de acúmulo dos elementos químicos nas estruturas reprodutivas de espécies de restinga apresentou relação com o aumento dos teores de Mn, Al, Cr, Cu e Zn no sedimento. Além disso, os bioacumulos de As, Cr, Fe, V, Al e Mn nos tecidos foliares também contribuíram para as concentrações desses elementos nas estruturas reprodutivas. Tais resultados evidenciaram, em tempo oportuno, a importância da avaliação dos órgãos reprodutivos e dos recursos florais, assim como dos tecidos foliares, considerando que as comunidades do entorno das restingas, em muitos casos, dependem dos recursos vegetais desse ecossistema para sua subsistência. Isso demonstra os potenciais impactos não apenas sobre as cadeias tróficas, mas também sobre aspectos sociais e econômicos. Portanto, conclui-se que a contaminação pode alcançar níveis de toxicidade capazes de prejudicar o desenvolvimento das larvas, em função do pólen ser sua principal fonte de alimento.

## 4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo dos 8 anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES no Ambiente Costeiro procurou compreender os processos atuantes no litoral monitorado e sua responsabilidade na dispersão MLD. Persistem impactos associados ao MLD, com recorrência de episódios de aumento da contaminação e de respostas biológicas, particularmente nas áreas sob maior influência da foz do rio Doce, destaque aos altos valores da ecotoxicológicos no último ano nos manguezais. Ao mesmo tempo, foram identificados sinais de atenuação, recuperação ou estabilização em determinados indicadores, organismos e período, como a macrofauna da praia.

O tema morfodinâmica foi responsável por propor a Compartimentação do litoral identificando o desencadeamento da distribuição da lama e seus elementos químicos associados sobre a biodiversidade de praia, o alcance das ondas sobre a restinga e a exposição costeira do sistema manguezal. Na compartimentação proposta, as maiores concentrações do MLD e, consequentemente maiores impactos sobre a biota da praia, restinga e manguezal ocorrem nas adjacências da desembocadura e margem norte do rio Doce, (Compartimentos B’ e C).

Esses ecossistemas apresentam impactos em diferentes níveis, em função das respostas no tempo e no espaço dos diversos indicadores e dos processos geomorfológicos particulares de cada ambiente. Para os bentos de praia, houve alteração no padrão ecológico, com o predomínio de organismos oportunistas., sem indicativo de recuperação até ao final do Ano 8 para o Compartimento C. No Compartimento B’ verifica-se uma gradual recuperação da densidade da macrofauna na praia emersa.

A contaminação por elementos químicos nos sedimentos e folhas de manguezal se mantem ao longo do monitoramento, o que acarreta diretamente o impacto sobre a estrutura populacional do caranguejo que também se mostra crônico, fato mais preocupante em função de sua importância social e econômica, além de ambiental. Sobre a restinga os processos de mobilidade de linha de costa auxiliam a compreender a distribuição das espécies em função de erosão, inundação; além disso a largura que se encontra a praia, o alcance máximo atingido pela onda atua diretamente da intensidade do aerossol marinho sobre as folhas.

Sendo a faixa costeira influenciada igualmente pelos aportes sedimentares dos rios e do oceano, ao longo do tempo não foi observado a diminuição significativa sobre a biota do Ambiente. O alcance do Material Ligado ao Desastre (MLD) continua persistente, seja nos períodos chuvosos pela alta carga fluvial, seja nos períodos secos, pela mobilização e transporte dos sedimentos da antepraia para a costa, pela ação das ondas e correntes. Alterações nas variáveis hidrológicas e meteoceanográficas podem romper a tendência de estabilidade ou mesmo redução dos valores dos indicadores de impactos, e apresentar picos agudos de contaminação, como ocorre em alguns temas costeiros, como o sedimento da vegetação de Restinga e os IBR Bioacumulação e IBR Biomarcador dos organismos de praia e do manguezal. Isso sugere que, enquanto houver o MLD na bacia hidrográfica, na plataforma e antepraia do litoral monitorados, serão recorrentes os impactos sobre o Ambiente Costeiro.

Por fim, vale destacar que a presente síntese não esgota os principais resultados encontrados para o Ambiente Costeiro. Os Materiais Suplementares dos Temas do PMBA/Fest-UFES podem ser consultados para a complementação de informações mais detalhadas e gráficas.

## 4.6 REFERÊNCIAS

BRAHIM, S.; SOBRINHO, T. G.; ALBINO, J.; ZANETTI, G.; AMARAL, V. S.; CARNEIRO, M. T. W. D.; SOUZA, J. R.; CASTRO, L. C.; MUEHE, D.; SOUZA, B. S.; BRANDÃO, G. P.; KRAUSE, M.; OLIVEIRA, L. H. S.; COELHO, U. P.; SILVA, E. E.; SILVA, I. J.; NEVES, J. A.; PAIVA-TAGLIARI, D.; COSTA, K. G. Benthic fauna along sandy beaches enriched by metals after mining disaster. Marine Ecology Progress Series, 2024. https://doi.org/10.3354/meps14480

BRAZEIRO, A. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. Revista Chilena de História Natural, 72, 93–105, 1999.

BROWN, A. C.; MCLACHLAN, A. Ecology of Sandy Shores. Amsterdam: Elsevier, 327 p., 1990.

BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1, 34 p., 2008.

CAGNIN, R. C.; COSTA, E. S.; LONGHINI, C. M.; DA SILVA, C. A.; SÁ, F.; NETO, R. R. Rare earth elements as tracers of iron ore tailings on the Brazilian eastern continental shelf. Integrated Environmental Assessment and Management, 20(1), 179-188, 2024.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário oficial [da] União, n. 53, 58-63, 2005.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: A multi-scale analysis. Marine Ecology-progress Series, 295, 1-20, 2005. https://doi.org/10.3354/meps295001

DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; LYONNET, A. Community structure and intertidal zonation of the macrofauna on the Atlantic coast of Uruguay. Journal of Coastal Research, 8, 830–839, 1992.

DI DOMENICO, M. Poliquetas intersticiais da costa sul e sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, UFPR, 226 p., 2012.

GESTEIRA, J. L.; DAUVIN, J.-C. Amphipods are Good Bioindicators of the Impact of Oil Spills on Soft-Bottom Macrobenthic Community. Marine Pollution Bulletin, 40, 1017-1027, 2000. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00046-1

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

KIHARA, T.; ROCHA, C.; JR., R.; AMARAL, A.; ESTEVES, A. Meiofauna de praia arenosa. In: AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. (eds), Biodiversidade e Ecossistemas Bentônicos Marinhos do Litoral Norte de São Paulo – Sudeste do Brasil. UNICAMP, 2011.

LOSI, V.; FERRERO, T.; MORENO, M.; GAOZZA, L.; ROVERE, A.; FIRPO, M.; MARQUES, J.; ALBERTELLI, G. The use of nematodes in assessing ecological conditions in shallow waters surrounding a Mediterranean harbour facility. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 130, 209-221, 2013.

LOSI, V.; GRASSI, E.; BALSAMO, M.; ROCCHI, M.; GAOZZA, L.; SEMPRUCCI, F. Changes in taxonomic structure and functional traits of nematodes as tools in the assessment of port impact. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 260, 2021.

LOTUFO, G. R.; ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos. In: NASCIMENTO, I. A., 151-162, 2002.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. The ecology of sandy shores. 2. ed. New York: Academic Press, 2006.

MCLACHLAN, A. *et al.* Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. Ocean & Coastal Management, 71, 256-268, 2013.

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. Journal Coastal Research, 674–687, 2005.

MOELLMANN, A. M.; CORBISIER, T. N. Does tourist flow affect the meiofauna of sandy Beaches? Preliminary results. Journal Coastal Research, 35, 590-598, 2003.

OLIVEIRA, T. C. A.; ALBINO, J.; VENANCIO, I. D. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of rio Doce. Quaternary Environmental Geosciences, 6(1), 20–25, 2015.

SANTOS, P. J. P.; CASTEL, J.; SOUSA-SANTOS, L. P. Mycrophyrobenthic patches and their influence on meiofaunal distribuition. Cahiers de Biologie Marine, 36, 133-139, 1995.

SANTOS, P. J. P.; CASTEL, J.; SOUSA-SANTOS, L. P. Spatial distribuition and dynamics of microphytobenthos biomass in the Gironde estuary (France). Oceanologia Acta, 20(3), 549-556, 1997.

SANTOS, P. M. L.; FONSÊCA-GENEVOIS, V. G. Meiofauna como vetor de impacto ambiental na Baía de Suape-PE: estimativa do índice Nematoda/Copepoda. Rev Nord Zoo, 1, 15–29, 1994.

SILVA, E. E. Macrofauna Bentônica de Praias Arenosas Intermediarias nas Proximidades da Foz do rio Doce. Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2024.

SOUZA, J. S.; SIELSKI, L. H.; KRAUSE, M.; SOUZA, B. S.; BRANDÃO, G. P.; ALBINO, J.; CARNEIRO, M. T. W. D. The influence of beach geology and morphodynamics on chemical pollution assessments following a mining accident. Marine Pollution Bulletin, 174, 113230, 2022. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113230

THIERMANN, F.; VISMANN, B.; GIERE, O. Sulphide tolerance of the marine nematode *Oncholaimus campylocercoides* - A result of internal sulphur formation? Marine Ecology Progress Series, 193, 251-259, 2000. https://doi.org/10.3354/meps193251

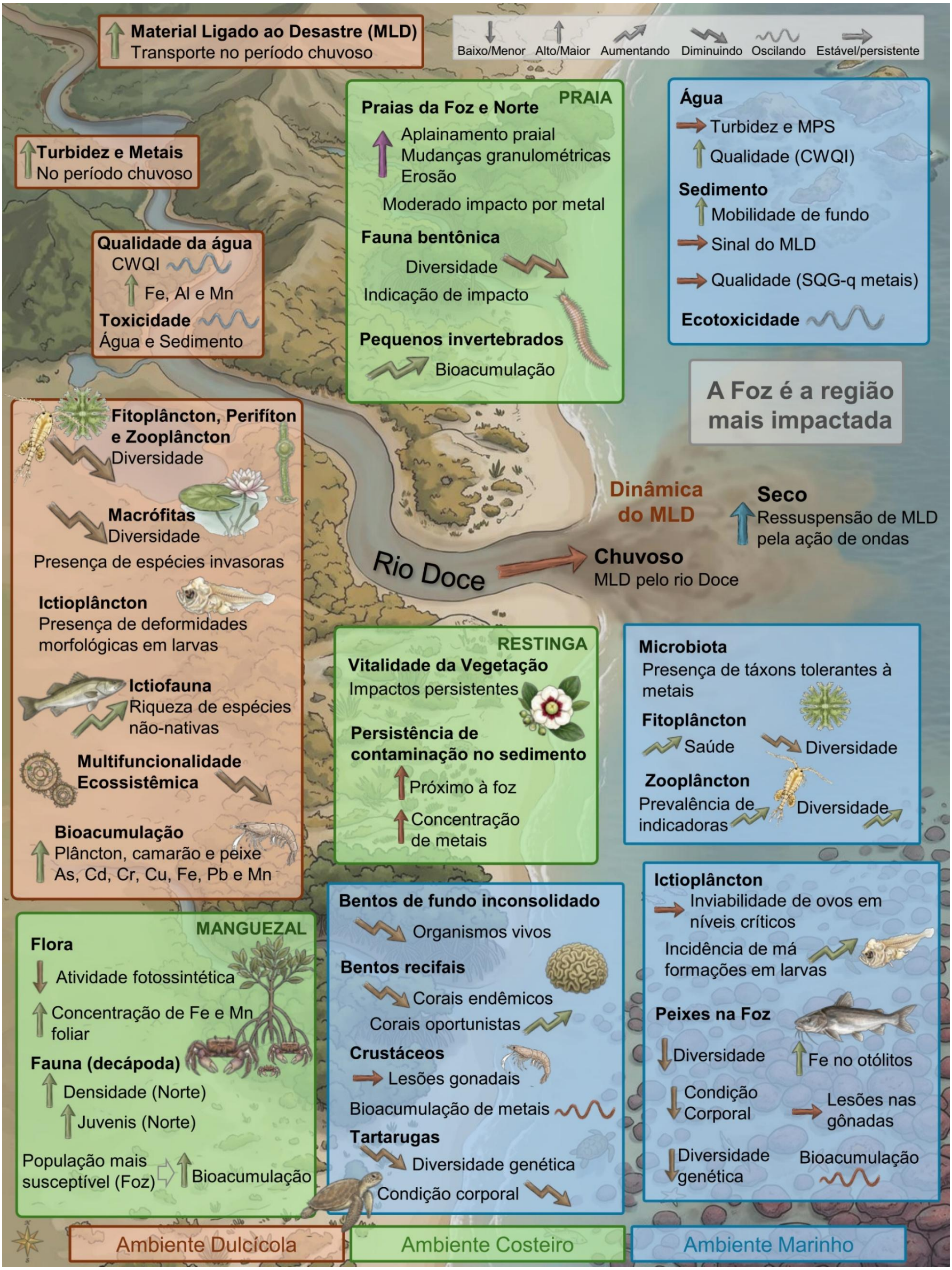
VILLORA-MORENO, S. Environmental heterogeneity and the biodiversity of interstitial polychaeta. Bulletin of Marine Science, 60, 494–501, 1997.

WANDENESS, A. P. Ecologia e Taxonomia da associação de copepoda Harpacticoida no Talude da Bacia de Campos, RJ, Brasil. Tese (Doutorado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 155 p., 2009.

WILSON, M.; KAKOULI-DUARTE, T. Nematodes as Environmental Indicators. Cabi, 352 p., 2009. ISBN-13: 978-1-84593-385-2.

## 5 SÍNTESE GRÁFICA DOS AMBIENTES DULCÍCOLA, MARINHO E COSTEIRO

Figura 10: Síntese gráfica produzida de forma ilustrativa para clarificar o entendimento acerca da variação espaço-temporal dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.



# 6 SÍNTESE INTEGRATIVA

A síntese integrativa busca reunir, de forma articulada, os principais padrões observados nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, considerando conjuntamente as condições ambientais, as pressões atuantes e as respostas da biodiversidade ao longo do monitoramento. Nas análises realizadas anteriormente, foram identificadas variações espaço-temporais relevantes nos índices de qualidade da água e do sedimento, associadas tanto à sazonalidade quanto aos processos hidrometeoceanográficos que atuam na região. Essas variações também se refletiram nos componentes biológicos, com diferenças na riqueza e na estrutura das comunidades entre ambientes, setores e períodos de monitoramento. Os índices de pressão tóxica evidenciaram maior vulnerabilidade em determinadas áreas e períodos, com contribuição importante de metais para a pressão ambiental observada. De forma complementar, as análises de estabilidade e sincronia mostraram que as comunidades não respondem de maneira homogênea às alterações ambientais, com grupos e setores apresentando diferentes níveis de estabilidade, vulnerabilidade e capacidade de resposta ao longo do tempo. Em conjunto, esses resultados indicaram que os padrões de biodiversidade são influenciados pela interação entre qualidade ambiental, contaminação, características locais e processos hidrodinâmicos, reforçando a necessidade de uma abordagem integrada para a interpretação dos efeitos observados nos diferentes compartimentos monitorados.

A organização conceitual da síntese integrativa permanece baseada no modelo DPSIR (*Drivers–Pressures–State–Impacts–Responses*), que permite estruturar as relações entre os processos que atuam sobre o ambiente e suas possíveis consequências ecológicas (ATKINS *et al.*, 2011). Nesse modelo, as forçantes representam os processos naturais ou antrópicos capazes de gerar ou intensificar pressões sobre os ecossistemas, enquanto as pressões correspondem às alterações diretamente exercidas sobre o meio, como mudanças no uso da terra, aporte de contaminantes, mobilização de sedimentos e modificações nas condições físico-químicas. Essas pressões podem promover alterações no estado ambiental, representado pelas condições da água, do sedimento, dos habitats e dos componentes biológicos. Mudanças no estado podem, por sua vez, resultar em impactos sobre organismos, populações, comunidades, biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas. As respostas compreendem as ações de monitoramento, manejo, conservação, restauração e mitigação destinadas a reduzir pressões, recuperar condições ambientais ou acompanhar a efetividade das medidas implementadas. Essa estrutura permite integrar indicadores provenientes de diferentes compartimentos e níveis de organização biológica dentro de uma mesma lógica de causalidade, contribuindo para a identificação de áreas mais vulneráveis e para a definição de prioridades de gestão.

A presente atualização amplia a série temporal anteriormente analisada por meio da incorporação de dados referentes ao período de outubro de 2024 a março de 2026. Essa nova entrada compreende o Ano 7 completo, entre outubro de 2024 e setembro de 2025, incluindo o período chuvoso de outubro de 2024 a março de 2025 e o período seco de abril a setembro de 2025. Também são incorporados os dados referentes ao período chuvoso do Ano 8, entre outubro de 2025 e março de 2026. A ampliação da série temporal permite verificar se os padrões anteriormente identificados se mantêm, se intensificam ou apresentam mudanças com a inclusão dos novos períodos de monitoramento. Dessa

forma, as análises atualizadas buscam reavaliar as relações entre pressões ambientais, qualidade da água e do sedimento, pressão tóxica e respostas da biodiversidade, incluindo padrões de riqueza, estabilidade e demais indicadores biológicos nos diferentes ambientes e setores. A inclusão dos novos dados também permite acompanhar a evolução temporal de áreas anteriormente identificadas como mais vulneráveis e avaliar a ocorrência de possíveis sinais de persistência, mudança, estabilidade ou recuperação das condições ambientais e biológicas.

Considerando a complexidade do monitoramento, as diferenças na frequência e abrangência das campanhas e as alterações ocorridas na malha amostral ao longo do tempo, nem todos os parâmetros puderam ser incorporados de maneira uniforme às análises integrativas. Assim, foram utilizados os indicadores compatíveis com cada abordagem analítica e com abrangência espaço-temporal suficiente para permitir comparações consistentes entre ambientes, setores e períodos. Os procedimentos específicos de seleção, padronização e integração dos dados, bem como os detalhes metodológicos de cada análise, são apresentados no Material Suplementar da Síntese Integrativa (MS_Síntese_Integrativa_RA2025).

## 6.1 FORÇANTES ANTRÓPICAS

As forçantes antrópicas estão associadas ao desenvolvimento social, demográfico e econômico, que promove alterações nos padrões de produção e consumo e, consequentemente, exerce pressão sobre o meio ambiente. Na área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES - bacia hidrográfica do rio Doce e ambientes costeiros e marinhos adjacentes - destacam-se como principais forçantes as atividades de mineração, agricultura, pecuária, urbanização e industrialização (VANELI *et al.*, 2022).

Como demonstrado em relatórios anteriores, essas forçantes não são diretamente avaliadas pelo monitoramento e não constituem o foco principal deste relatório. No entanto, a mineração merece destaque por estar diretamente relacionada à pressão que culminou no rompimento da barragem de Fundão. A atividade minerária promove alterações significativas na paisagem, associadas à remoção de solos e rochas, ao elevado consumo de água e energia e à geração e disposição de grandes volumes de rejeitos. Na região do Quadrilátero Ferrífero, a intensa exploração mineral histórica também contribui para a ocorrência de concentrações naturalmente elevadas de elementos como Fe, Al e outros metais-traço, somadas às alterações decorrentes das atividades minerárias (COSTA *et al.*, 2006; HATJE *et al.*, 2017).

As barragens de rejeitos constituem, adicionalmente, uma importante fonte potencial de risco ambiental, uma vez que falhas estruturais podem resultar na liberação de grandes volumes de material e desencadear impactos socioambientais e econômicos de ampla escala (KOSSOFF *et al.*, 2014; SANTAMARINA *et al.*, 2019; ISLAM & MURAKAMI, 2021). No contexto do rio Doce, a liberação de rejeitos associada ao rompimento da barragem de Fundão representou uma pressão ambiental de grande magnitude, sobreposta a um sistema já submetido a diferentes formas de ocupação e uso

antrópico**.** Nas seções seguintes, serão discutidas as possíveis consequências dessas pressões sobre a integridade ambiental e a biodiversidade, considerando diferentes níveis de organização biológica.

## 6.2 PRESSÕES

### 6.2.1 Rompimento da barragem de Fundão

O rompimento da barragem de Fundão foi a maior pressão exercida neste sistema, justamente a partir do colapso em sua estrutura e consequente liberação de material de rejeito para o ambiente. Esse processo liberou cerca de 44 Mm³ de rejeito de minério nos vales fluviais a jusante, dos quais aproximadamente 31,22 Mm³ se depositaram entre a barragem e a usina de Candonga, enquanto 5,76 Mm³ se espalharam ao longo do trecho entre Candonga e a foz do rio Doce. O restante seguiu em suspensão até o Oceano Atlântico (RENOVA, 2016). Durante seu deslocamento, esse material modificou drasticamente a paisagem da bacia do rio Doce, devastando áreas da Mata Atlântica e deixando vastas extensões de solo exposto (NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018). Além do grande volume de rejeito depositado nos vales fluviais, o rompimento gerou um fluxo de lama e detritos com elevada carga de sedimentos em suspensão e alta concentração de metais e outros contaminantes (CPRM, 2015; BASTOS *et al.*, 2017; QUARESMA *et al.*, 2020) que, por sua vez, podem acarretar alterações no estado de qualidade do ambiente e gerar impactos sobre a biodiversidade aquática dos mais diversos ambientes.

### 6.2.2 Uso e ocupação da bacia

O uso da terra também é uma pressão importante nas bacias hidrográficas, o que também vale para o rio Doce, influenciando a qualidade da água e dos sedimentos dos rios, com reflexos nas áreas costeiras e oceânicas. Estudos indicam que o aumento da cobertura vegetal próxima aos corpos hídricos é de fundamental importância para a minimização da pressão ocasionada pelo uso de terra, reduzindo a erosão e o aporte/transporte de sedimentos na coluna d'água (VARGAS-LUNA *et al.*, 2015). Além disso, a vegetação natural também auxilia na redução da carga de compostos orgânicos e inorgânicos, como nutrientes e materiais químicos, nas águas superficiais, melhorando a qualidade da água (KLAPPROTH & JOHNSON, 2009). Assim, a presença/preservação/recuperação da cobertura vegetal vem sendo um indicador importante para projetos de restauração ambiental (MOREIRA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2010; WENZEL *et al.*, 2020).

Na bacia do rio Doce, há uma forte conectividade entre vegetação e a hidrologia da bacia, uma vez que a substituição histórica da vegetação nativa por pastagem, sobre solos de alta erodibilidade, intensifica a erosão e o transporte de sedimentos, modulados pelas chuvas, gerando fluxos de sedimentos na zona costeira e marinha (RUDORFF *et al.*, 2018). Esse aporte terrestre controla a turbidez e o campo de luz subaquático na pluma do rio Doce (COIMBRA *et al.*, 2019). Há, portanto, conectividade direta entre uso e cobertura do solo, hidrologia da bacia e dinâmica sedimentar costeira.

A presente análise visa caracterizar a evolução da paisagem da bacia hidrográfica do rio Doce fornecendo subsídios para a compreensão dos impactos da dinâmica de uso e ocupação do solo nos

corpos hídricos presentes na bacia, assim como na biodiversidade aquática, fornecendo a linha de base quantitativa das pressões de uso da terra sobre a hidrologia e o transporte de sedimentos referidos acima. A caracterização foi conduzida a partir da Coleção 10 do MapBiomas, para o período de 1985 a 2024, reclassificando as classes em sete: Agropecuária, Áreas Urbanizadas, Corpo d'Água, Floresta, Mineração, Outras Áreas Não Vegetadas (OANV) e Silvicultura. A análise também foi realizada para o conjunto da bacia e para 18 unidades hidrológicas compatíveis com a malha do modelo MGB-SED. Sobre essas séries foram aplicadas análises de tendência e taxa de variação, por estimador de Sen e coeficiente Tau de Kendall, correlação temporal entre pares de classes, índices de diversidade da paisagem, estatísticas descritivas por classe e matrizes de transição, estas últimas representadas também em diagrama de Sankey e em mapa de transição. O detalhamento metodológico, os produtos gráficos correspondentes e os resultados por unidade hidrológica são apresentados no Material Suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figura 7 a Figura 25 e Tabela 1).

A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação da bacia, cerca de 64,02%, seguida da classe Floresta, com 32,32%. As tendências estatisticamente significativas de maior magnitude são de crescimento e concentram-se em Área Urbanizada (Tau = 1,00; +10,20 km² ano$^{-1}$), Silvicultura (Tau = 0,99; +56,31 km² ano$^{-1}$) e Mineração (Tau = 0,98; +3,77 km² ano$^{-1}$), enquanto Floresta, Agropecuária e Corpo d'Água não apresentam tendência monotônica significativa no período. Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,83), Floresta e Outras Áreas não Vegetadas (0,36) e Agropecuária e Outras Áreas não Vegetadas (-0,36).

As três transições de maior magnitude entre 1985 e 2024 foram Floresta para Agropecuária (7.455,08 km²), Agropecuária para Floresta (5.476,27 km²) e Floresta para Silvicultura (1.234,12 km²), o que retrata uma paisagem ativamente remodelada, na qual a elevada rotatividade resulta em perda líquida de 3.219 km² de floresta apesar da estabilidade aparente dos totais. Nas 18 unidades hidrológicas, a Agropecuária é dominante em todas, com participação máxima na sub-bacia do rio Caratinga (84,4%) e quase paridade com a Floresta nas sub-bacias dos rios do Carmo, Santo Antônio e Piracicaba; o crescimento de Área Urbanizada e de Silvicultura é generalizado, a Mineração avança sobretudo nas unidades de cabeceira e as reduções significativas concentram-se na Agropecuária de parte das unidades e na Floresta das sub-bacias dos rios Corrente, Guandu e Suaçuí Pequeno. Esses padrões consolidam o uso da terra como pressão antrópica quantificada no ciclo DPSIR.

Uma análise dos dados disponibilizados no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), no âmbito do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Lei 9.985/2000) foi conduzida, seguida de investigação do uso e ocupação do solo presente nas UCs, a partir de imagem do ano de 2024 obtida junto ao MapBiomas. Considerando a resolução espacial da imagem, tal investigação foi conduzida apenas nas Unidades com áreas superiores a 1 km$^2$.

Ao todo, 110 UCs se encontram presentes na bacia do rio Doce, somando 5.635,26 km² dentro do recorte. Quanto à distribuição entre os grupos de proteção, Uso Sustentável corresponde a 72 UCs, ocupando área aproximada de 3.765,3 km², e Proteção Integral corresponde a 38 UCs com área de

1.870,0 km². As categorias predominantes em quantitativo e valor de área são Reserva Particular do Patrimônio Natural (41 unidades, 152,6 km²), Área de Proteção Ambiental (26 unidades, 3.554 km²) e Parque (25 unidades, 1.334,9 km²).

Quanto ao uso e ocupação do solo nas 65 UCs com áreas iguais ou superiores a 1 km², identificou-se que a cobertura predominantemente pertence à classe Floresta, com cerca de 3.798,5 km² (67,8 %), seguida de Agropecuária (1.452,1 km²; 25,9 %) e Silvicultura (229,1 km²; 4,1 %). O contraste entre regimes qualifica a efetividade da resposta: nas UCs de Proteção Integral, a Floresta atinge 87,8 % (mediana de 90,9 %), ao passo que nas de Uso Sustentável recua para 57,9 % (mediana de 65,9 %), com a Agropecuária alcançando 33,5 %. Chama atenção que a classe Agropecuária adentra também em UCs de Proteção Integral (27 das 29 avaliadas > 1 km²), sinalizando pressão antrópica residual mesmo sob o regime mais restritivo do SNUC, um elo direto entre a pressão de uso da terra e a efetividade da resposta de conservação.

Em conjunto, os resultados estabelecem a linha de base quantitativa das pressões de uso da terra e situam as Unidades de Conservação como resposta institucional no ciclo DPSIR. A dinâmica espacialmente explícita das mudanças de cobertura (detecção de mudanças) e a análise da faixa ripária (buffers e Áreas de Preservação Permanente) são apresentadas abaixo.

Avaliar os padrões de uso e cobertura do solo, antes e após o rompimento da barragem de Fundão, e relacioná-los à dinâmica de sedimentos na região costeira e marinha é essencial para compreender as variações nos mecanismos de pressões ambientais. No âmbito do modelo DPSIR (forçantes, pressões, estado, impacto e respostas), essa análise permite a avaliação de uma importante pressão exercida no ambiente e é fundamental para subsidiar iniciativas de restauração e manejo sustentável da bacia do rio Doce, com vistas à proteção dos ecossistemas e à qualidade dos recursos hídricos a longo prazo. Seus resultados, por fim, retroalimentam o ciclo de avaliação do modelo. Cabe ressaltar que o uso do solo não atua apenas como fonte de sedimento novo: ao modular a erosão, o escoamento e a conectividade hidrossedimentar, ele também condiciona o ritmo com que o material ligado ao desastre (MLD), denominação atribuída ao rejeito e ao sedimento a ele associado e estocado na calha, nas margens e nas planícies de inundação, desde 2015, é remobilizado e entregue à zona costeira (HATJE *et al.*, 2017).

Para identificar espacialmente as mudanças acumuladas de uso e cobertura do solo antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, foi conduzida uma análise a partir de dados anuais de uso e cobertura do solo do projeto MapBiomas (Coleção 10), no período de 1985 a 2024. Sobre o produto de cada ano aplicou-se uma classificação booleana, que divide o mapa em duas categorias mutuamente exclusivas, vegetado e não vegetado. Definiu-se, em seguida, um buffer de 15 km ao longo da rede de drenagem, dada a sua forte influência sobre a quantidade e a qualidade das águas, e nele quantificaram-se as transições entre classes e o saldo de área vegetada entre 2015 e 2024 (Figura 11).

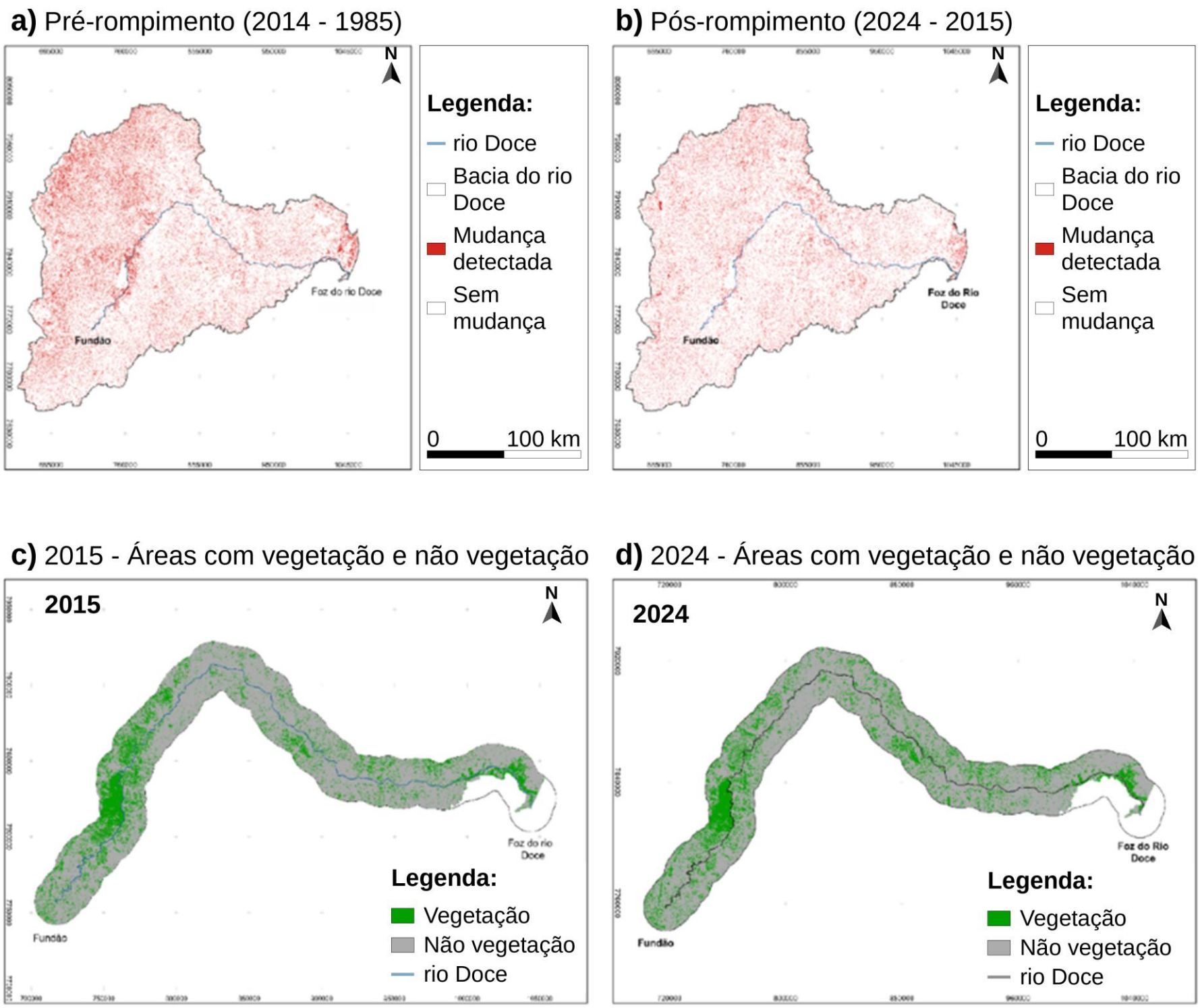
A faixa ripária propriamente dita foi analisada em um recorte mais estreito, de 5 km, que contém as Áreas de Preservação Permanente (APPs) do trecho entre a barragem de Fundão e a foz do rio Doce.

Os dois recortes respondem a perguntas distintas. O de 15 km descreve a dinâmica da paisagem no corredor fluvial, escala em que se organizam a conectividade hidrossedimentar e o aporte de sedimento às calhas, enquanto o de 5 km mede a condição da faixa legalmente protegida e é o único em que a cobertura vegetal pode ser confrontada com a exigência legal. Sobre o recorte de 5 km, a classificação booleana do produto mais recente distingue as áreas vegetadas das não vegetadas (Figura 12), e as transições entre classes foram detalhadas por diagrama de Sankey e por matrizes de transição relativa (Figura 13).

As análises espaciais de mudança de uso e cobertura do solo (Figura 11 e Figura 11b) evidenciam transformações expressivas na bacia do rio Doce, com as áreas de mudanças destacadas em vermelho. No período pré-rompimento (1985-2014), a modificação antrópica já era intensa, concentrada sobretudo na porção oeste da bacia (Figura 11a). No intervalo pós-rompimento (2015-2024), as alterações distribuem-se por toda a extensão da bacia, mais pronunciadas na porção leste, porém em menor magnitude do que no período anterior (Figura 11b).

No corredor fluvial (buffer de 15 km) a comparação entre 2015 e 2024 (Figura 11c e Figura 11d) mostra a distribuição da vegetação e das áreas não vegetadas ao longo do corredor entre a barragem de Fundão e a foz do rio Doce. A análise quantitativa das transições nesse corredor registrou uma redução de 43.120 hectares de vegetação, contra aumento de 69.334 hectares de área não vegetada. Enquanto isso, no mapa de diferença (Figura 11e e Figura 11f) revela um corredor predominantemente estável, em cinza, com ganhos (azul) e perdas (vermelhos) de vegetação distribuídos de forma localizada. Os valores estáveis representaram 92,13%, o ganho de vegetação de 4,85% e perda de 3,02%.

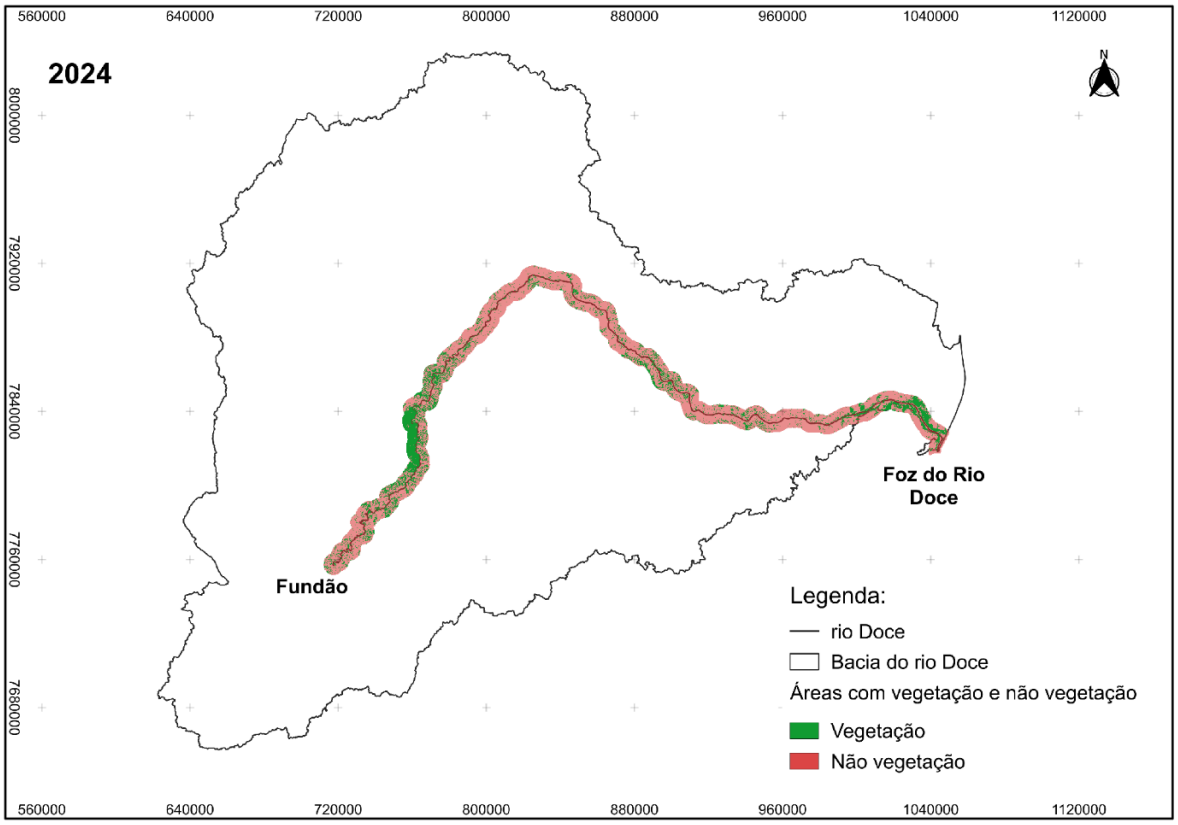
Figura 11: Detecção de mudanças no uso e cobertura do solo entre 1985 e 2014 (a) e de 2015 a 2024 (b) (pontos vermelhos). Coberturas de vegetação próximas ao rio Doce (buffer de 15km) para 2015 (c) e 2024 (d), respectivamente. Pontos de aumento (azul) e redução (vermelho) da vegetação de 2015 a 2024 (e) com o recorte para a área de maior perda (f).




**Sistema de referência espacial:** Datum SIRGAS 2000; coordenadas UTM, Zona 23 S.
**Base cartográfica:** uso e ocupação do solo — MapBiomas (2024 e 2025).

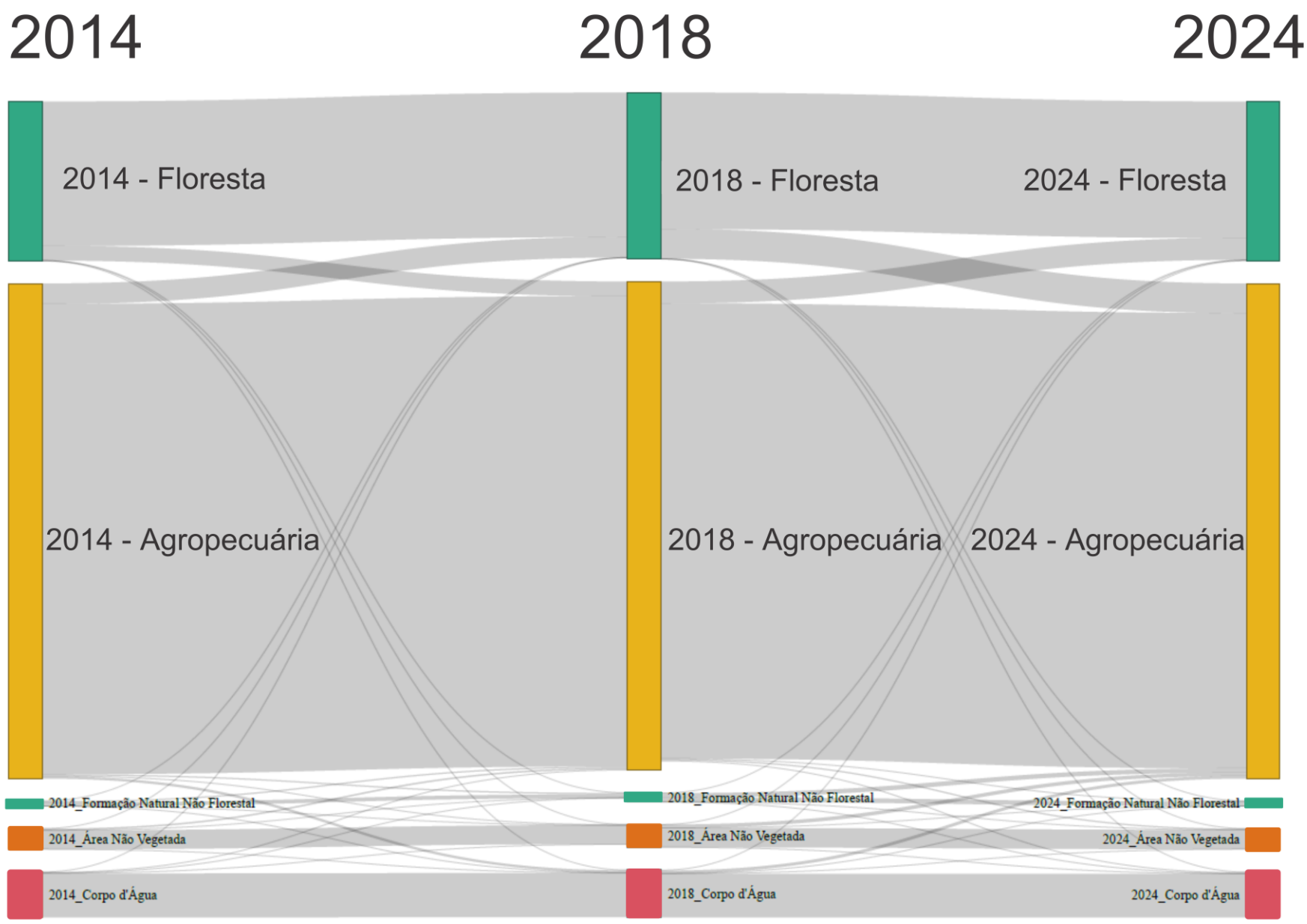
A situação da faixa ripária (buffer de 5 km, que contém as APPs), encontra-se em condição mais desfavorável do que o conjunto da bacia, pois apenas 22,79% do corredor apresentava cobertura vegetal em 2024, contra 77,21% de não vegetação (Figura 12). A faixa legalmente protegida está, portanto, menos vegetada do que o território que ela atravessa, justamente onde a conectividade hidrossedimentar entre as vertentes e a calha é máxima. Os resultados do presente relatório reforçam o alerta de Fernandes et al. (2025) sobre a urgência de restaurar as matas ciliares, ao evidenciar que a degradação das APPs compromete diretamente serviços ecossistêmicos essenciais. Neves et al. (2024) ajudam a interpretar essa dinâmica ao analisar as condicionantes das transições de uso da terra na bacia. Os autores associam as mudanças, sobretudo no abandono agropecuário, a três ordens de fatores: socioeconômicos, como as compensações financeiras pagas aos produtores rurais atingidos, que reorganizaram as estratégias de uso da terra; de percepção de risco, com receio de contaminação favorecendo o recuo de atividades junto aos corpos d'água; e ambientais, ligados a precipitação e temperatura, que condicionam a aptidão agrícola. Esses mesmos autores observam que o rompimento da barragem homogeneizou os determinantes do abandono agropecuário, fazendo com que municípios limítrofes e não limítrofes aos rios afetados passassem a responder de modo semelhante a esses condicionantes ambientais, o que rompe com o padrão histórico de diferenciação na bacia. Campos et al. (2023) complementam essa análise ao demonstrar que a mudança de uso e cobertura do solo é o principal fator de vulnerabilidade ambiental na região. Em conjunto, essa vulnerabilidade favorece maior conectividade do (MLD) com a região costeira e marinha, mecanismo retomado na síntese do transporte de MLD, ao final do item 6.2.3.2.

Figura 12: Classificação quanto à vegetação considerando buffer de 5 km, que contém as Áreas de Preservação Permanente (APPs), entre Fundão e a Foz do Rio Doce para o ano de 2024. As cores verdes representam as áreas vegetadas e as de vermelho as não vegetadas.




A Figura 12 apresenta as transições de uso e cobertura da terra na faixa ripária do rio Doce (buffer de 5 km) entre 2014 e 2024, por meio de um diagrama de Sankey (Figura 13A) e de duas matrizes de transição relativa, para 2014-2018 (Figura 13B) e 2018-2024 (Figura 13C). As matrizes são normalizadas pela classe de origem e têm as diagonais suprimidas, de modo que representam apenas conversões entre classes distintas; os intervalos têm duração desigual (quatro e seis anos), e as taxas foram anualizadas para permitir comparação. No conjunto do período, a agropecuária se mantém como classe dominante na faixa. Em termos relativos, as conversões mais intensas partem da formação natural não florestal para a agropecuária em ambos os intervalos (Figura 13B); como essa classe ocupa área reduzida na faixa, porém, sua contribuição em área absoluta corresponde a apenas 1.011 hectares de 2014 para 2018, enquanto para esse mesmo período, floresta para agropecuária foi de 14.161 hectares. A conversão de floresta para uso agropecuário ocorre nos dois períodos e responde pela maior transferência em área. Entre 2018 e 2024, destaca-se também o fluxo inverso, de agropecuária para floresta, sinal compatível com regeneração ou com expansão de silvicultura, indistinguíveis no nível de agregação adotado (Figura 13C). O padrão resultante é de troca bidirecional sobreposta a uma pressão persistente sobre as formações naturais remanescentes, com implicações para a conectividade hidrossedimentar e para a funcionalidade ecológica da faixa ripária.

Figura 13: O diagrama de Sankey (A) ilustra as transições entre as classes de uso e cobertura do solo ao longo do período analisado, enquanto as matrizes de transição relativa destacam as mudanças entre 2014-2018 (B) e 2018-2024 (C), evidenciando as principais dinâmicas e tendências na região ao longo da última década Análise de mudanças no uso e cobertura do solo no buffer de 5 km do rio Doce entre 2014 e 2024.



### 6.2.3 Análise Espaço-Temporal do Material Particulado em Suspensão nos Ambientes Costeiro e Marinho e sua Relação com a Hidrologia Continental

A avaliação das variações espaço-temporais das concentrações do material particulado em suspensão (MPS) é de extrema relevância, pois o MPS é diretamente afetado pelo rompimento da barragem de Fundão (CPRM, 2015; QUARESMA *et al.*, 2020), e funciona ao mesmo tempo como indicador de estado e proxy de pressão sobre os ecossistemas costeiro e marinho. A concentração foi estimada a partir da reflectância de sensoriamento remoto (Remote Sensing Reflectance, Rrs) na banda de 667 nm do sensor MODIS Aqua. Foram utilizados produtos mensais, com resolução espacial aproximada de 9 km (0,0833°), cobrindo o período entre janeiro de 2003 e junho de 2026 (totalizando 279 imagens).

A conversão da reflectância em concentração de MPS empregou o algoritmo semi-analítico proposto por Nechad *et al.* (2010), desenvolvido para águas costeiras e estuarinas oticamente complexas, de bom desempenho em diversos tipos de ambientes (por exemplo COIMBRA *et al.*, 2019; GANGLOFF *et al.*, 2017; CAO *et al.*, 2017). Além disso, o algoritmo relaciona a reflectância na banda vermelha à concentração de material em suspensão por meio de coeficientes específicos para o sensor MODIS Aqua e para o comprimento de onda de 667 nm. A aplicação dessa metodologia possibilitou a obtenção de uma série temporal contínua de concentrações médias mensais de MPS (mg $L^{-1}$) para toda a área de estudo.

A climatologia mensal foi obtida pela média de todos os meses homólogos da série (janeiro com janeiro, fevereiro com fevereiro, e assim sucessivamente), caracterizando o comportamento sazonal médio da distribuição espacial do MPS. Para avaliar alterações na dinâmica espacial e sazonal do MPS associadas ao rompimento da barragem de Fundão, em novembro de 2015, a série temporal foi dividida em um período pré-impacto (janeiro de 2003 a outubro de 2015) e período pós-impacto (novembro de 2015 a março de 2026), e a climatologia foi recalculada separadamente para cada um deles, produzindo doze mapas médios por período. Posteriormente, a diferença entre as duas climatologias foi calculada mês a mês, em unidades de concentração (pós-impacto menos pré-impacto). Valores positivos indicam incremento das concentrações médias de MPS após o evento e valores negativos, redução em relação ao período anterior.

Para permitir a comparação visual entre os mapas climatológicos dos diferentes períodos, as escalas de cores foram padronizadas. Os mapas de concentrações médias (pré e pós-impacto) adotaram uma única escala contínua definida pelo maior valor observado no conjunto das climatologias mensais, de modo que diferenças de intensidade entre painéis reflitam variação real de concentração e não mudança de escala. Os mapas de diferença utilizaram escala divergente simétrica centrada em zero, na qual tons de azul indicam redução das concentrações após novembro de 2015, enquanto tons de vermelho indicam aumento e tons próximos ao branco correspondem a ausência de mudança expressiva.

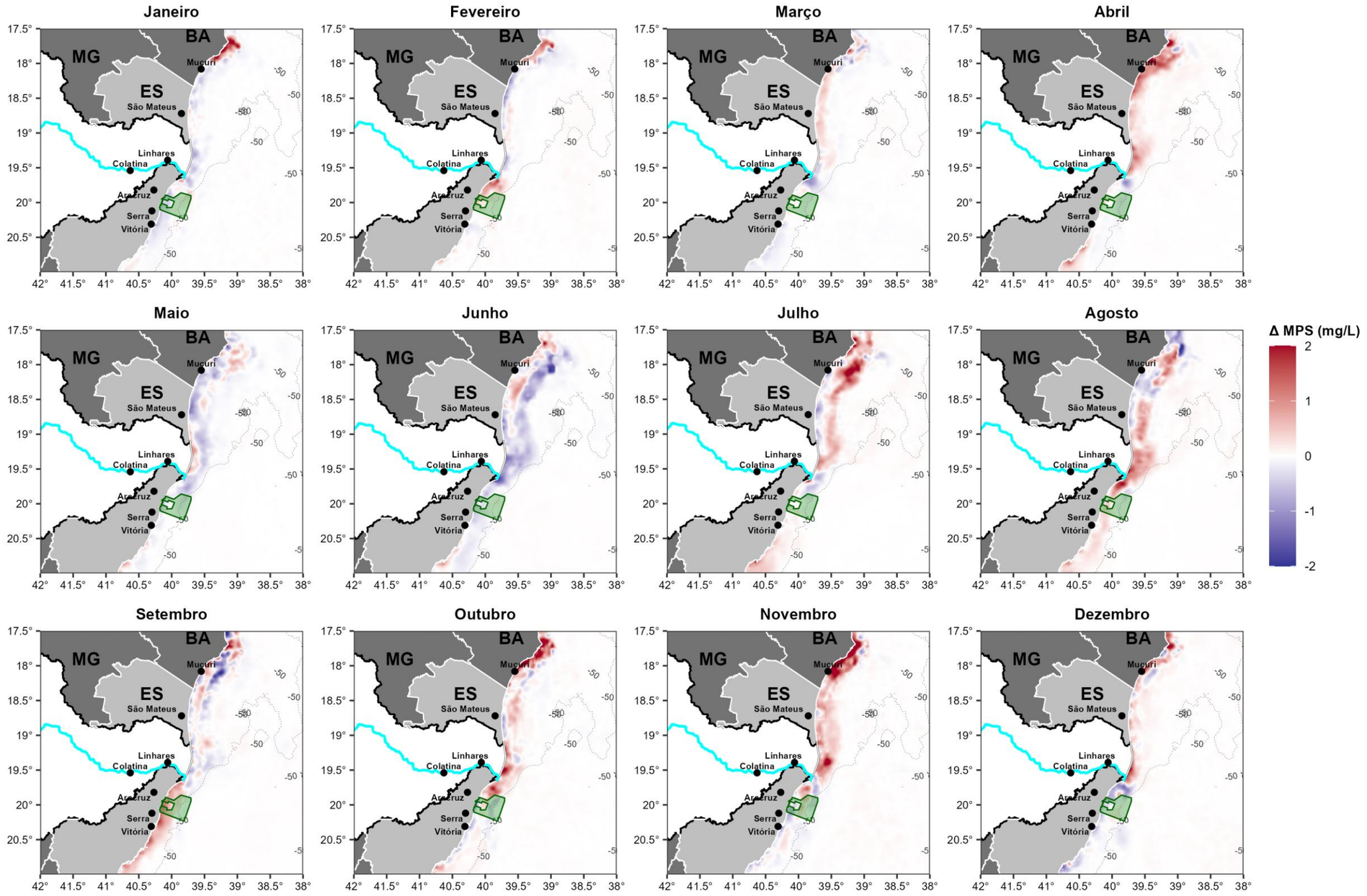
Todos os mapas cobrem a região costeira adjacente à foz do rio Doce, entre as longitudes 40,5°W a 39,0°W e as latitudes 20,0°S a 19,0°S, mantidos a mesma projeção cartográfica, resolução espacial e extensão geográfica em todas as análises. A comparação entre as climatologias do MPS dos períodos

pré-impacto (janeiro de 2003 a outubro de 2015) e pós-impacto (novembro de 2015 a junho de 2026) revelou diferenças de distribuição que variam ao longo do ciclo anual (Figura 14). As maiores diferenças concentram-se nas proximidades da desembocadura, ao passo que as áreas oceânicas mais afastadas permanecem praticamente inalteradas, sendo um padrão coerente com o controle fluvial sobre o aporte de material particulado à plataforma interna.

De janeiro a abril predominam alterações localizadas, com incrementos discretos de MPS próximos à foz, mais nítidos em fevereiro e abril. Em contrapartida, durante maio e junho o sinal se inverte, com a predominância de anomalias negativas ocupando a maior parte da faixa costeira, indicando concentrações médias inferiores às do período anterior ao rompimento.

A partir de julho ocorre um predomínio de anomalias positivas, tornando-se mais evidente entre agosto e novembro, quando são observados os maiores incrementos de MPS ao longo da costa, especialmente ao norte da desembocadura do rio Doce. Em dezembro os incrementos persistem, porém com menor intensidade e distribuição mais restrita. Esse padrão associa-se à maior frequência de frentes frias vindas do Sul nos últimos anos, que alteram a circulação das correntes costeiras e o transporte de sedimentos (RRDM, 2019, 2022). Coppetec (2019), Oliveira *et al.* (2021) e Vinzon *et al.* (2024) mostram que essas frentes frias elevam a altura significativa das ondas, intensificando a ressuspensão e, com ela, o MPS. O sinal distribui-se tanto para sul-sudoeste quanto para norte-nordeste, conforme as frentes frias invertam o fluxo das correntes. Ondas mais altas aumentam a tensão de cisalhamento junto ao fundo e promovem a remobilização do Material Ligado ao Desastre (MLD) depositado na plataforma interna, processo que ocorre mesmo sob condições moderadas de energia (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Embora os ventos do quadrante norte sejam os mais persistentes na região, as ondas mais altas e de maior período provêm do quadrante sul, associadas às frentes frias, o que favorece a ressuspensão e o transporte litorâneo para norte (VINZON *et al.*, 2024) e ajuda a explicar a concentração dos incrementos de MPS ao norte da desembocadura. O mecanismo é retomado na síntese da seção 6.2.3.2.

Figura 14: Diferença média mensal da concentração de material particulado em suspensão (ΔMPS, mg $L^{-1}$) entre as climatologias pós-rompimento (nov/2015 a mar/2026) e pré-rompimento (jan/2003 a out/2015) da barragem de Fundão, na foz do rio Doce e plataforma adjacente, estimada pelo sensor MODIS Aqua. Painéis de janeiro a dezembro, em quatro colunas e três linhas. Vermelho indica aumento e azul, redução, em escala divergente centrada em zero. Cidades de referência em círculos pretos, rio Doce em ciano, isóbata de 50 m em linha tracejada e as Unidades de Conservação APA Costa das Algas com o Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz, em verde.



A avaliação da significância estatística da variação mensal da concentração de MPS (Pós vs. Pré-impacto) via teste de Wilcoxon revelou marcante sazonalidade na resposta costeira ($p < 0,05$). As maiores proporções de área com alterações estatisticamente significativas foram identificadas no mês de abril (10,08% da área costeira) e durante os meses de transição chuvosa na Primavera, setembro (7,05%) e outubro (7,74%). Em contrapartida, os meses do ápice da estação seca, notadamente julho (0,69%), apresentaram baixo percentual de alteração significativa, indicando que a assinatura do aporte e ressuspensão de material em suspensão atinge seu pico de anomalia durante o fim das cheias e no reinício do ciclo hidrológico.

#### 6.2.3.1 Balanço hídrico e análise de Funções Ortogonais Empíricas (EOF)

Esta seção percorre o sistema em três etapas encadeadas. A primeira caracteriza a resposta costeira, pela distribuição espaço-temporal do material particulado em suspensão estimado por satélite. A segunda retorna ao continente e quantifica a forçante que a produz, pelo balanço hídrico da bacia e por sua decomposição em modos de variabilidade. A terceira une as duas pontas, ao medir o acoplamento estatístico entre a chuva na bacia e o MPS na pluma e ao traduzi-lo em uma cadeia de processos, pela modelagem hidrossedimentológica. A ordem é deliberada: o sinal costeiro é o que o monitoramento observa, e a hidrologia continental é o que o explica.

As séries de precipitação total (P) e evapotranspiração total (E) foram obtidas do conjunto ERA5-Land Monthly Averaged, com resolução espacial de 9 km e resolução temporal mensal, para o período de janeiro de 2003 a junho de 2026. Os arquivos NetCDF, foram processados em ambiente R utilizando o pacote terra, no sistema de coordenadas geográficas WGS 84 (EPSG:4326), correspondente ao sistema nativo do ERA5-Land. Os arquivos vetoriais da bacia hidrográfica, da rede de drenagem e dos limites municipais foram reprojetados para esse mesmo sistema, assegurando compatibilidade espacial entre todas as camadas utilizadas nas análises.

Após a padronização do sistema de referência, os rasters foram recortados aos limites da bacia hidrográfica do rio Doce e reamostrados por interpolação bilinear para suavização espacial e convertidos de metros por dia para milímetros por mês (mm $mês^{-1}$), multiplicando-se pelo número de dias de cada mês. Os valores de evapotranspiração, negativos por convenção do ERA5-Land, tiveram o sinal invertido. O balanço hídrico mensal foi então calculado pixel a pixel pela diferença entre a precipitação total e a evapotranspiração total ($BH = P - E$), em que valores positivos representam excedente hídrico e valores negativos, déficit hídrico.

A variabilidade espaço-temporal do balanço hídrico foi investigada por meio da Análise de Funções Ortogonais Empíricas (Empirical Orthogonal Function, EOF), implementada por meio da decomposição em valores singulares (Singular Value Decomposition, SVD). Construiu-se uma matriz com as séries temporais do balanço hídrico (BH) de todos os pixels internos à bacia, excluídos os pixels externos à área de estudo e preenchidos os valores ausentes pela média temporal do respectivo pixel. As séries temporais foram centralizadas pela remoção da média temporal de cada pixel, gerando anomalias em relação ao valor médio do período, e ponderadas pela raiz quadrada do cosseno da latitude. Cabe registrar que a climatologia mensal não foi removida, de modo que o ciclo sazonal permanece contido

nas anomalias e é captado pelos primeiros modos. A decomposição SVD foi aplicada à matriz de anomalias ponderada, permitindo a obtenção dos modos espaciais (EOFs), das componentes principais (PCs) e da fração da variância explicada por cada modo.

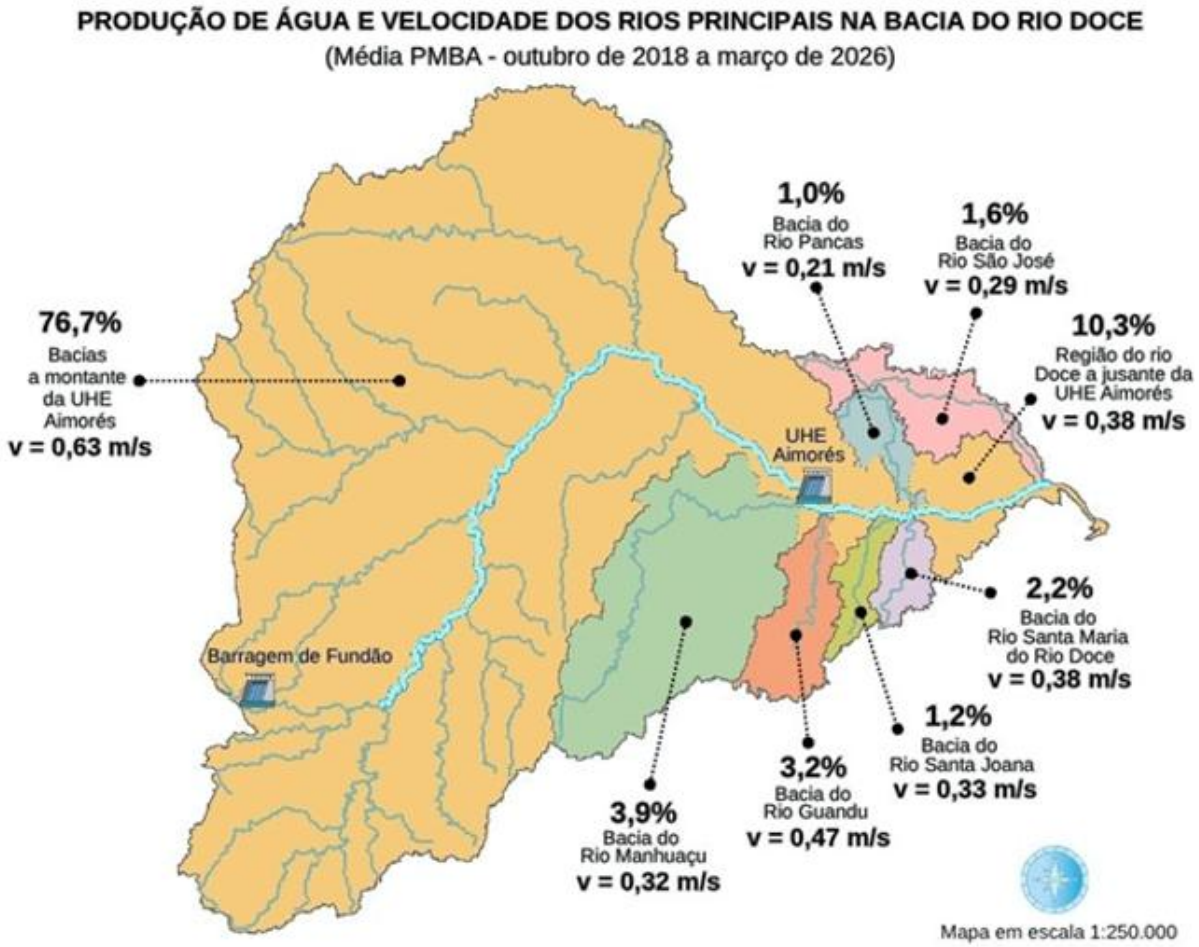
A significância estatística e a independência dos modos espaciais obtidos pela EOF foram avaliadas pelo critério de erro de amostragem de North *et al.* (1982). A separação entre autovalores adjacentes foi verificada calculando-se o erro de amostragem, definido como o autovalor multiplicado pela raiz quadrada de dois dividido pelo número de graus de liberdade efetivos da série temporal. Modos cujos intervalos de erro, definidos pelo autovalor mais ou menos o respectivo erro de amostragem, não apresentaram sobreposição com o modo subsequente, foram considerados estatisticamente independentes e fisicamente distinguíveis.

A climatologia do balanço hídrico evidenciou contrastes espaciais consistentes entre a precipitação e evapotranspiração na bacia (Figura 18). A precipitação média mensal variou entre 66,25 e 152,76 mm. mês$^{-1}$ entre pixels, com média de 91,44 mm. mês$^{-1}$ e desvio-padrão de 15,33 mm. mês$^{-1}$, apresentando os maiores valores acumulados no setor sudoeste da bacia, enquanto os menores ocorreram nas porções leste e nordeste. A evapotranspiração média mensal variou entre 58,65 e 127,57 mm. mês$^{-1}$, com média de 71,86 mm. mês$^{-1}$ e desvio-padrão de 7,11 mm. mês$^{-1}$. As maiores taxas concentraram-se no extremo leste da bacia.

Como resultado, o balanço hídrico médio mensal (P − E) variou de -27,47 a 67,42 mm. mês$^{-1}$, com média de 19,58 mm. mês$^{-1}$ e mediana de 16,95 mm. mês$^{-1}$. Os valores negativos restringiram-se às bordas dos setores leste e sudeste da bacia, onde a menor precipitação coincide com as maiores taxas de evapotranspiração, enquanto o excedente hídrico predominou nas porções central, oeste e sudoeste, justamente as regiões de cabeceira que concentram os maiores volumes de chuva e as maiores gerações específicas de sedimento na bacia. O excedente médio equivale a aproximadamente 235 mm ano$^{-1}$, o que, integrado à área de drenagem, corresponde a uma vazão da ordem de 616 m³ s$^{-1}$, valor compatível com a vazão média observada no período recente de monitoramento e inferior à média de longo termo da estação fluviométrica de Colatina.

A partir da modelagem hidrológica é possível medir a porcentagem de água que aporta a região flúvio-estuarina-marinha do rio Doce advinda de montante do reservatório de Aimorés e das sub-bacias a jusante dele. A porção a montante do reservatório Aimorés é a de maior produção de água na bacia, contribuindo com mais de 75% da água que aporta à região flúvio-estuarina-marinha do rio Doce durante o período de realização do PMBA. Essa partição indica que o sinal hidrológico que alcança a costa é gerado majoritariamente nas porções mineiras da bacia, o que é coerente com a distribuição do excedente hídrico identificada no balanço P − E. Também foram simuladas no modelo SWAT as velocidades dos escoamentos nos exutórios dos rios principais das sub-bacias da Bacia do rio Doce. As velocidades dos escoamentos nos exutórios são fundamentais para compreensão da dinâmica hidrológica e dos processos relacionados com qualidade da água em bacias hidrográficas (Figura 15).

Figura 15: Produção de água média e velocidade relativa aos exutórios da porção a montante da UHE Aimorés e das bacias a jusante da mesma durante o PMBA/Fest-UFES.




Para as análises hidrológicas associadas à produção de água, o reservatório da UHE Aimorés constitui compartimento de alta relevância, por receber águas precipitadas sobre grande parte da bacia. A operação do reservatório exerce influência muito significativa sobre a dinâmica das vazões e sobre a regularização das descargas a jusante. No período de monitoramento do PMBA, compreendido entre outubro de 2018 e março de 2026, os tempos de detenção hidráulica estimados para o reservatório apresentaram ampla variação sazonal, desde valores inferiores a 1 dia, observados durante período chuvoso, até aproximadamente 18 dias em período seco (Figura 16). Esta amplitude evidencia a influência da variabilidade hidrológica sobre o comportamento do reservatório e reforça a importância da operação da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista (UHE Aimorés) na modulação da dinâmica hidrológica do trecho inferior da bacia do rio Doce. Para a estimativa dos tempos de detenção, foram consideradas vazões relativas à seção transversal do rio Doce correspondente à estação fluviométrica localizada mais próxima a montante do reservatório. No período chuvoso, as vazões variaram entre 156 e 3.405 m³/s, enquanto, no período seco, foram registrados valores entre 120 e 618 m³/s. Esses tempos permitem situar a defasagem de aproximadamente um mês identificada na seção 6.2.3.2. No máximo do período chuvoso (tal ocorre o menor tempo de detenção do reservatório da UHE Aimorés), a quase totalidade do transporte de sedimentos é carreada, de modo que a regularização por reservatório

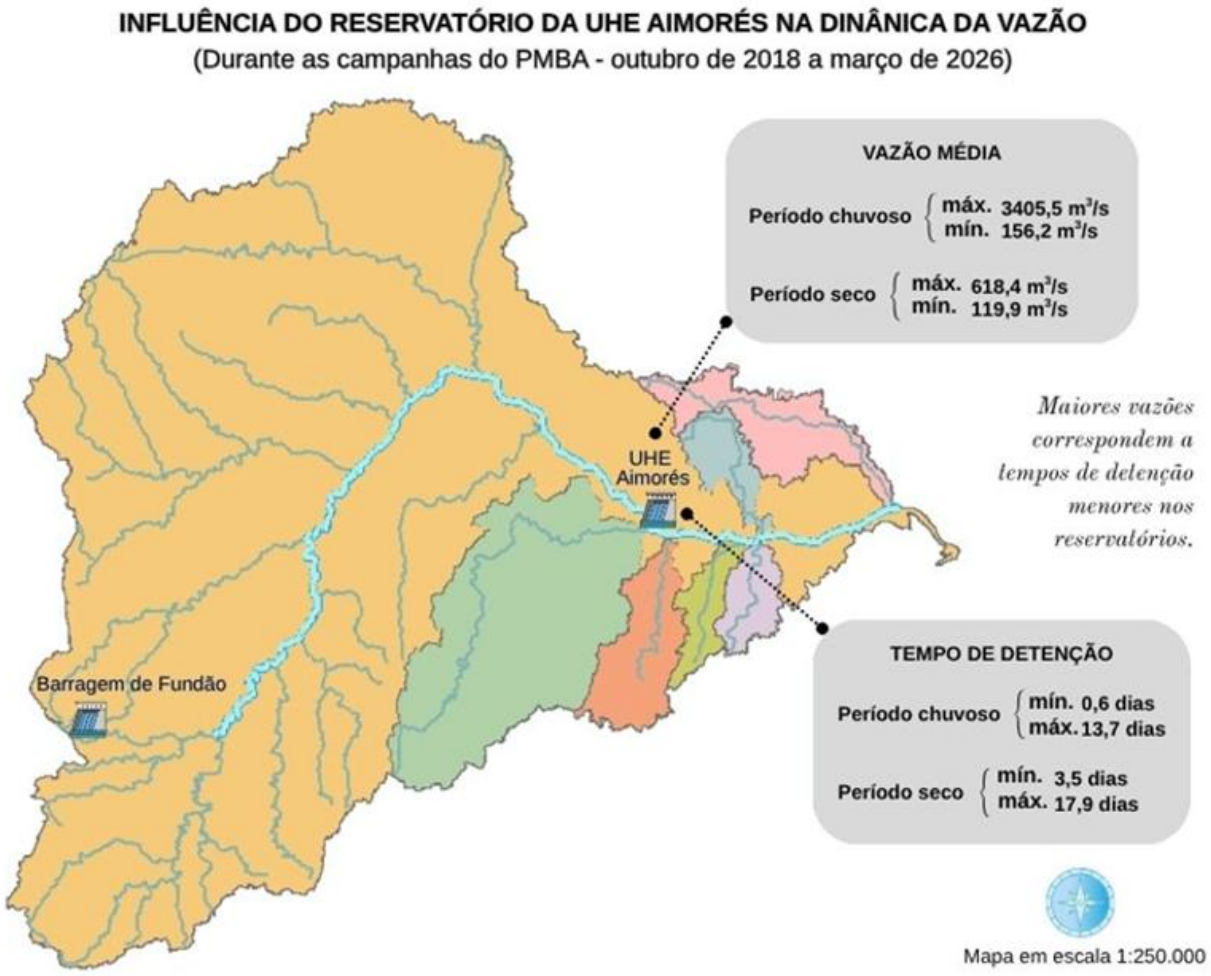
responde por parcela desprezível da defasagem. Esta é, portanto, dominada pelo tempo de resposta das vertentes e pela propagação ao longo da rede de drenagem, coerente com as velocidades de escoamento simuladas para os rios principais e com a localização das áreas de maior geração de sedimento nas cabeceiras. E no maior período de detenção (18 dias) é justamente quando as descargas sólidas são duas ordens de grandeza menores e pouco contribuem para a covariância.

A dinâmica hidrológica e o transporte de matéria no trecho inferior da bacia, monitorados na estação RDO-15 (Linhares) desde o início do monitoramento, durante 58 campanhas, influenciam significativamente nas características físico-químicas e biológicas das águas no estuário e na desembocadura do rio Doce no mar, em Regência ( MS_Síntese Integrativa_RA2025). As vazões medidas nas campanhas (Q), nos períodos chuvosos (n = 35), apresentaram valor médio 1.214 $m^3.s^{-1}$ (mínimo 195 $m^3.s^{-1}$, mediana 955 $m^3.s^{-1}$ e máxima 5.432 $m^3.s^{-1}$). As descargas de sedimentos suspensos (Qss) correspondentes apresentaram valor médio 14.129 $t.d^{-1}$ (mínimo 152 $t.d^{-1}$, mediana 3.058 $t.d^{-1}$ e máxima 223.774 $t.d^{-1}$). As vazões médias medidas no período seco (n = 23) apresentaram média 290 $m^3.s^{-1}$ (mínima 77 $m^3.s^{-1}$, mediana 240 m³.s-1 e máxima 694 $m^3.s^{-1}$) e descargas de sedimentos suspensos médios medidos 269 t.d-1 (mínima 31 $t.d^{-1}$, mediana 175 $t.d^{-1}$ e máxima 1.051 $t.d^{-1}$). Essas medições oferecem verificação independente da magnitude estimada pelo balanço hídrico. Ponderadas pela duração igual das duas estações, as vazões medianas de 955 e 240 $m^3\ s^{-1}$ resultam em 598 $m^3\ s^{-1}$, valor que difere em cerca de 3% dos 616 $m^3\ s^{-1}$ derivados do excedente hídrico. As médias aritméticas das mesmas campanhas conduzem a 752 $m^3\ s^{-1}$, diferença esperada porque a média é fortemente influenciada pelos eventos extremos, com máximo de 5.432 $m^3\ s^{-1}$, enquanto o excedente climatológico representa a condição típica.

Os resultados da quantificação dos fluxos de massa na estação RDO15 evidenciam a grande influência do regime hidrológico nos transportes de sedimentos, nutrientes e metais. Nos períodos chuvosos, os fluxos médios superaram os dos períodos secos em cerca de uma ordem de grandeza para os nutrientes (Fósforo Total: 18,0 contra 1,5 t $d^{-1}$; Nitrogênio Total: 327,0 contra 78,4 t $d^{-1}$) e em uma a duas ordens de grandeza para os metais (Alumínio Total: 496 contra 31,3 t $d^{-1}$; Ferro Total: 534 contra 43,8 t $d^{-1}$; Manganês Total: 7,4 contra 0,8 t $d^{-1}$), padrão que se repete nos metais traço de origem antropogênica (Ba, Cu, Pb e Zn). Os valores médios e máximos completos, por período, são apresentados no MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Tabela 5.

Estes valores indicam fortes associações dos fluxos correspondentes a estes metais com os transportes de sólidos suspensos oriundos de processos erosivos intensificados na bacia do rio Doce. Cabe observar que os transportes de sedimentos e os fluxos de nutrientes e metais podem ser influenciados pela existência de materiais provenientes do rompimento da barragem de rejeitos de Mariana depositados em calhas e margens de cursos d'água e no interior de reservatórios.

Figura 16: Vazões mínimas e máximas medidas e tempos de detenção associados ao reservatório da Usina hidrelétrica Eliezer Batista (UHE Aimorés) correspondentes às campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (outubro de 2018 a março de 2026).




A interpolação dos dados de precipitação (Figura 17), a partir de 17 estações pluviométricas distribuídas na bacia, mostra que a parte alta da bacia inclui as regiões que registram maiores pluviosidades e, consequentemente, proporcionalmente, mais contribui para a produção de água da bacia. Os maiores valores de precipitações se concentram nas regiões de cabeceira da bacia, onde se localizam as sub-bacias dos rios Piranga e Carmo, formadores do rio Doce, e dos rios Piracicaba e Santo Antônio. A comparação com o campo de precipitação do ERA5-Land, apresentado na Figura 18, mostra concordância de padrão: a reanálise também posiciona os maiores acumulados no setor sudoeste e os menores nas porções leste e nordeste, e o excedente hídrico resultante concentra-se nas mesmas porções central, oeste e sudoeste identificadas pela interpolação. A convergência entre uma interpolação de estações em superfície e um produto de reanálise reduz a possibilidade de o padrão ser artefato do segundo, ainda que a verificação quantitativa, por diferença de lâmina acumulada nas células com estação, permaneça como refinamento recomendado.

Figura 17: Interpolação de dados de precipitação na bacia do rio Doce durante o período de monitoramento do PMBA (outubro de 2018 a março de 2026).

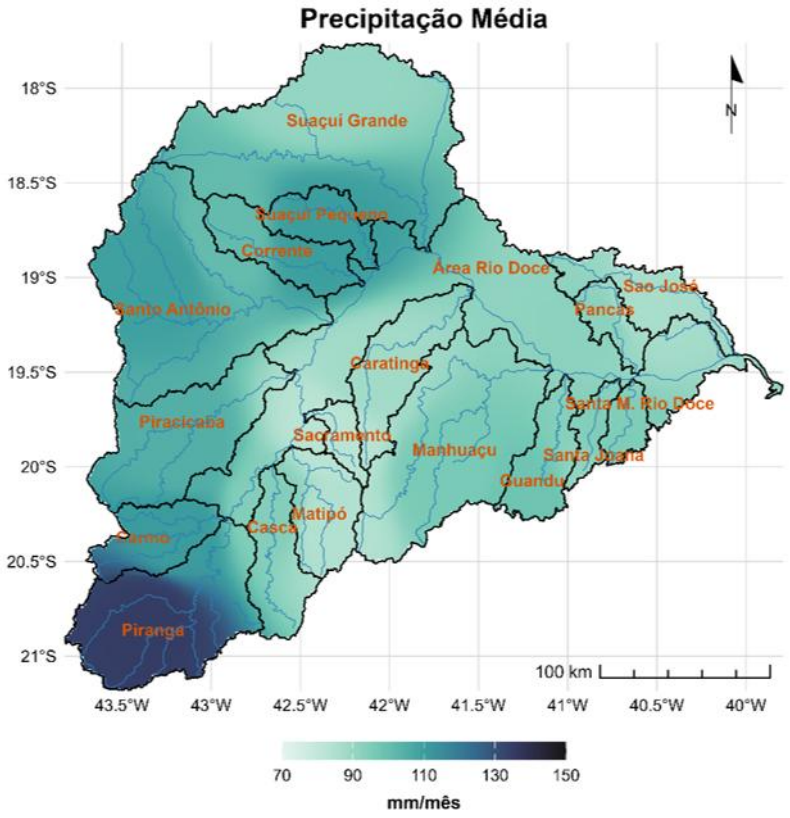
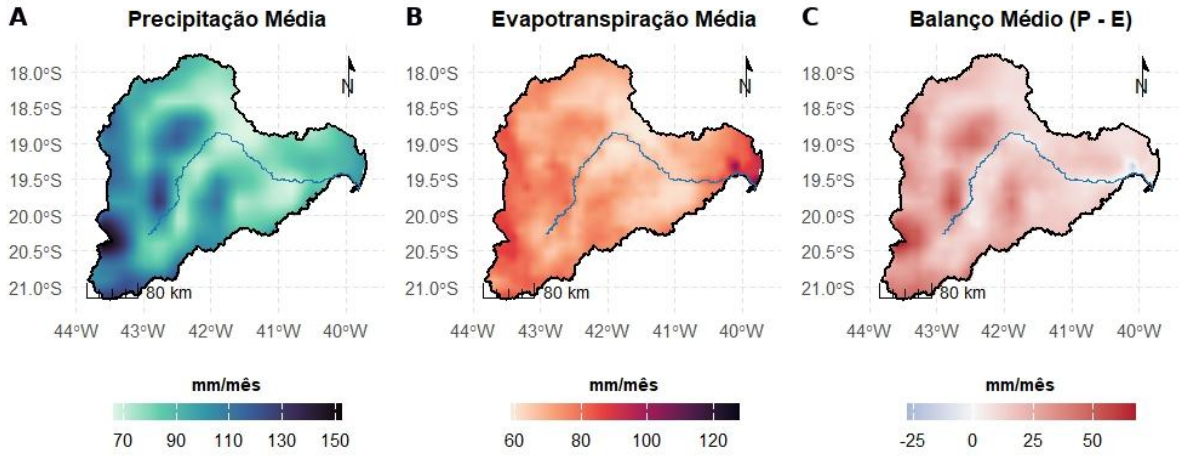


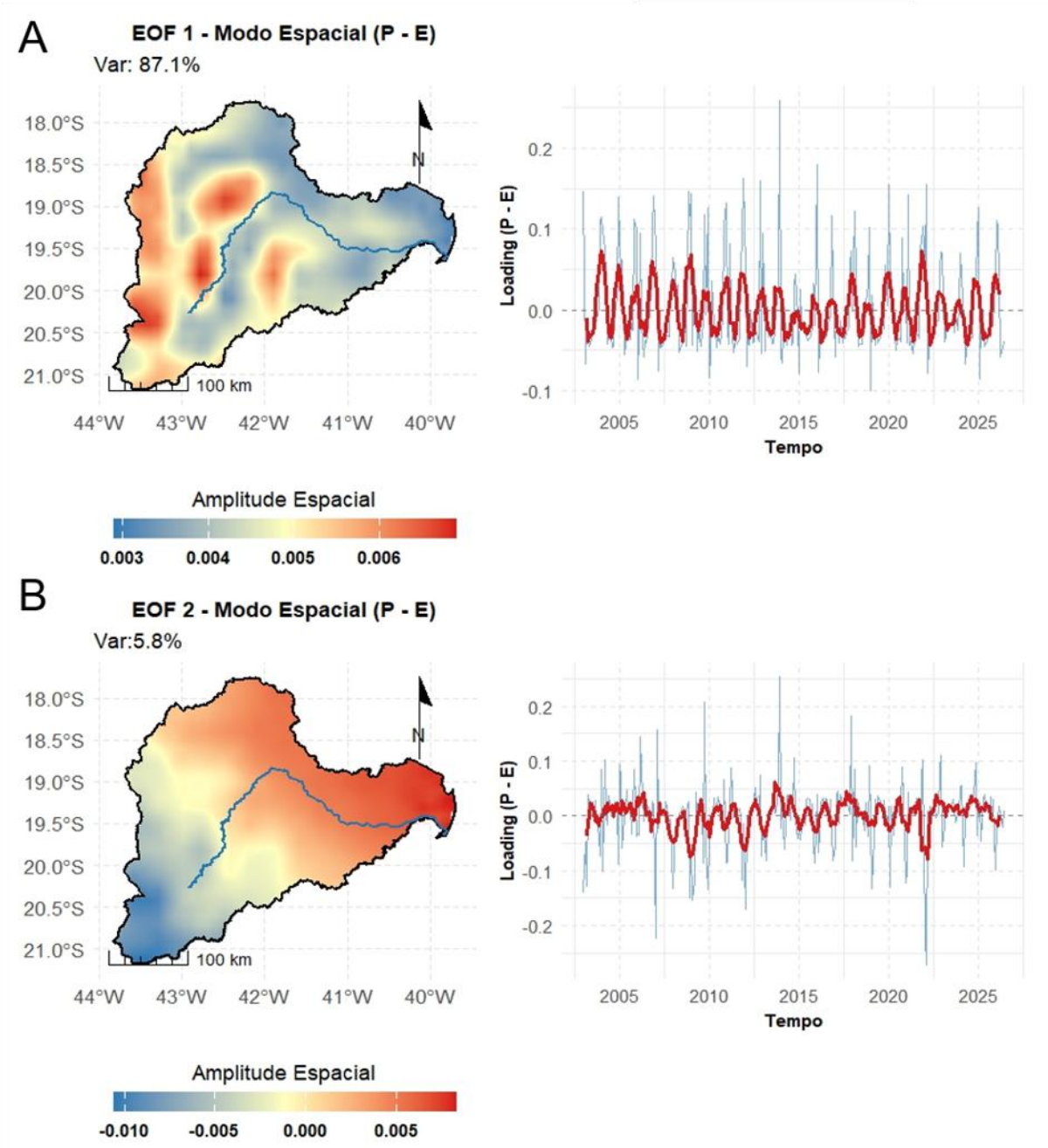

Figura 18: Distribuição espacial das médias climatológicas mensais na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 2003 a 2026. (A) precipitação; (B) evapotranspiração; (C) balanço hídrico, calculado como a diferença entre precipitação e evapotranspiração (P − E). Os valores estão expressos em mm mês⁻¹. Cada painel possui escala de cores própria.




A análise das funções ortogonais empíricas concentrou 87,1% da variância total no primeiro modo. O padrão espacial correspondente é positivo em toda a bacia, com maiores amplitudes nas porções oeste e sudoeste e na região central (Figura 19A), e a componente principal associada descreve um ciclo anual bem definido, com máximos recorrentes no período chuvoso e mínimos no período seco. Como o ciclo climatológico mensal foi mantido na decomposição, esse primeiro modo captura a variabilidade

sazonal dominante do balanço hídrico, que possui fase homogênea em toda a bacia. O segundo modo respondeu por 5,8% da variância total e apresentou configuração espacial em dipolo, com valores negativos no sudoeste e no alto curso e valores positivos nas porções norte e leste e na região da foz do rio Doce (Figura 19B). Sua componente principal oscila entre valores positivos e negativos com amplitude menor, descrevendo períodos em que o excedente hídrico se desloca entre o alto curso e o baixo curso da bacia. Esse contraste interno é o modo de maior interesse para a integração flúvio-estuarina, por indicar situações em que o aporte hídrico ao trecho costeiro se descola do comportamento das cabeceiras.

Figura 19: Padrões espaciais e séries temporais dos dois primeiros modos de variabilidade do balanço hídrico na bacia do Rio Doce (janeiro de 2003 a junho de 2026). (A) Primeiro modo (87,1% da variância). (B) Segundo modo (5,8% da variância).



A aplicação do teste de North *et al.* (1982) aos autovalores da EOF confirmou a significância estatística e a independência física dos dois primeiros modos de variabilidade do balanço hídrico. O primeiro modo ($\lambda_1 = 2{,}59 \times 10^8 \pm 2{,}18 \times 10^7$; 87,1% da variância) e o segundo modo ($\lambda_2 = 1{,}73 \times 10^7 \pm 1{,}45 \times 10^6$; 5,8% da variância) apresentaram intervalos de erro amplamente disjuntos, sem qualquer sobreposição. A partir do terceiro modo (1,5% da variância), observou-se proximidade nos limites de amostragem, indicando degenerescência entre os modos. Assim, os dois primeiros modos, que acumulam 92,9% da variância total, foram retidos por representarem padrões fisicamente bem resolvidos.

#### 6.2.3.2 Acoplamento espaço-temporal entre a precipitação e o Material Particulado em Suspensão

O acoplamento hidrossedimentar entre a bacia do rio Doce e a pluma costeira de MPS foi avaliado por análise de máxima covariância (Maximum Covariance Analysis, MCA), implementada por decomposição em valores singulares da matriz de covariância cruzada entre os dois campos. Diferentemente da decomposição apresentada na seção anterior, que atua sobre um único campo, a MCA identifica os pares de padrões espaciais que maximizam a covariância entre campos distintos, sendo por isso adequada à investigação de forçantes continentais sobre respostas costeiras.

Foram utilizadas duas matrizes de dados mensais para o período de janeiro de 2003 a junho de 2026.

A precipitação continental na bacia hidrográfica foi extraída do produto de reanálise ERA5-Land (Copernicus Climate Change Service). O MPS marinho foi estimado a partir da refletância de superfície na banda do vermelho ($R_{rs}667$) do sensor MODIS Aqua (NASA), utilizando o algoritmo semi-analítico de Nechad *et al.* (2010), conforme descrito anteriormente, restrito à zona costeira e à plataforma continental adjacente. Ambos os campos foram convertidos em anomalias mensais pela remoção da climatologia de cada mês do ano e ponderados pela raiz quadrada do cosseno da latitude.

A SVD (WALLACE *et al.*, 1992) foi aplicada sobre as matrizes de anomalias mensais brutas para extrair os padrões espaciais de carga (*loadings*) e as componentes principais temporais (*scores*, PCs) de cada modo ortogonal de variabilidade conjunta. Sobre as séries das componentes principais foi aplicada média móvel de três meses (3M), com o objetivo de atenuar oscilações de alta frequência na escala intramensal. Ao campo de precipitação foi ainda aplicada defasagem de um mês em relação ao MPS, de modo a contemplar o tempo de resposta hidrossedimentar da bacia (o intervalo entre a chuva nas cabeceiras e a chegada do material à foz), que compreende o escoamento superficial, a erosão, o transporte de sedimentos ao longo do canal principal, trânsito pelos reservatórios e a subsequente descarga no estuário. A defasagem adotada foi a que maximizou a covariância entre os campos no intervalo testado de zero a 3 meses.

A relevância de cada modo extraído foi quantificada pela fração de covariância quadrada (SCF, do inglês Squared Covariance Fraction), que expressa a proporção da covariância total explicada pelo par de padrões, e pela fração de variância explicada (EVF, do inglês Explained Variance Fraction), que indica quanto da variância de cada campo (MPS e precipitação), isoladamente, é retido pelo modo. O sincronismo e o acoplamento temporal dos modos foram avaliados pelo Coeficiente de Correlação de

Pearson (R) calculado entre as Componentes Principais (PCs) temporais suavizados da precipitação e do MPS. A significância dos modos foi verificada por teste de permutação de Monte Carlo (1000 repetições) sobre a Fração de Covariância Quadrada (SCF). A correlação entre as componentes temporais foi avaliada considerando o número efetivo de graus de liberdade ($N_{efetivo}$), corrigido para a autocorrelação serial introduzida pela suavização por média móvel. O ajuste resultou em $N_{efetivo}$ = 52 para o acoplamento homólogo principal (Modo 1: $PC_1$ x $PC_1$), reduzidos do total de N = 279 meses (resultantes da série original de 282 meses após a remoção das extremidades pelo filtro temporal e defasagem). Adicionalmente, o número efetivo de graus de liberdade para o segundo acoplamento homólogo (PC2 da Precipitação x PC2 do MPS) foi igualmente calculado ($N_{efetivo}$ = 57). Todo o processamento numérico, o alinhamento das matrizes e as rotinas de exportação gráfica foram implementados no ambiente de programação estatística R.

A análise de máxima covariância revelou acoplamento expressivo e estatisticamente significante entre a precipitação na bacia do rio Doce e o MPS na região costeira adjacente (Figura 20). Os dois primeiros modos concentram 86,4% da fração de covariância quadrada (SCF), sendo 86,3% retidos no primeiro modo (p = 0,026, Teste de Permutação de Monte Carlo) e 0,1% no segundo modo.

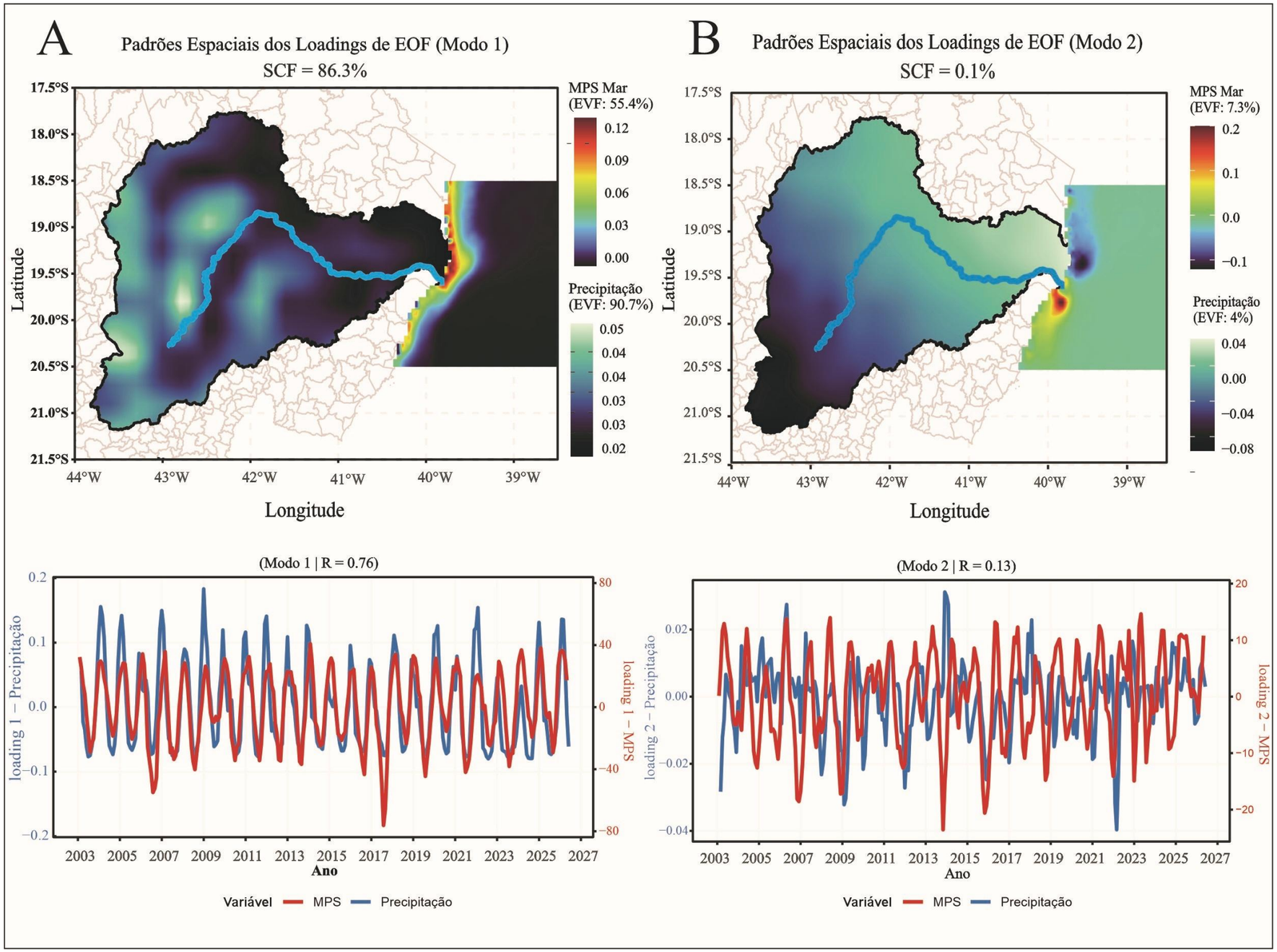
A avaliação do acoplamento em diferentes defasagens temporais (0 a 3 meses) revelou um ganho expressivo na correlação ao passar da ausência de defasagem (Lag-0: R = 0,55; Cov = 0,84) para a defasagem de 1 mês (Lag-1: R = 0,76; Cov = 1,17). A transição para o Lag-2 apresentou variação marginal (ΔR = 0,004; R = 0,77; Cov = 1,18), caracterizando a formação de um patamar de estabilização, seguido por atenuação acentuada no Lag-3 (R = 0,58; Cov = 0,89). O valor sustentado no segundo mês reflete o tempo de permanência e a ressuspensão dos sedimentos na plataforma continental. Dessa forma, com base no princípio da parcimônia e no tempo de trânsito hidrossedimentar da bacia (~30 dias entre o pico de chuva e a descarga estuarina), o Lag-1 foi selecionado como a defasagem física fundamental.

O primeiro modo descreve a forçante hidrológica de escala de bacia. Os *loadings* de precipitação são positivos em toda a extensão da bacia, com maiores amplitudes nas porções oeste e sudoeste, e retêm 90,7% da variância do campo continental, enquanto no campo marinho, os maiores *loadings* positivos concentraram-se próximos à desembocadura e decaem em direção ao oceano aberto, retendo 55,4% da variância (Figura 20A). As componentes principais apresentaram elevada correlação de 0,76 (Figura 20A, painel inferior), com média móvel trimestral e defasagem de um mês na precipitação, indicando que meses mais chuvosos na bacia são seguidos por concentrações mais elevadas de MPS na faixa costeira. O contraste entre as duas frações de variância é informativo por si só: enquanto a precipitação se organiza quase inteiramente nesse padrão único, pouco mais da metade da variabilidade do MPS é explicada pela forçante continental, o que indica a participação de processos locais, como ressuspensão por ondas, advecção pela deriva litorânea e retrabalhamento do material depositado na modulação da pluma.

O segundo modo, com 0,1% da covariância, retém apenas 4,0% da variância da precipitação e 7,3% da variância do MPS, e sua estrutura espacial é dipolar junto à desembocadura, com *loadings* positivos

ao norte e negativos ao sul da foz (Figura 20B). A correlação entre as componentes principais foi de 0,13 (Figura 20B, painel inferior). O padrão descreve redistribuição do material sedimentar ao longo da costa, em vez de um incremento generalizado de concentração de sedimentos, e a baixa fração de variância retida no campo de precipitação sugere que essa redistribuição responde principalmente ao regime de ventos e à circulação na plataforma interna, e apenas secundariamente à variabilidade pluviométrica. Cabe notar que a assimetria norte-sul aqui identificada é coerente com o predomínio de incrementos de MPS ao norte da desembocadura observado na comparação entre climatologias (Figura 14), o que recomenda a inclusão da tensão de cisalhamento do vento como terceiro campo em análises subsequentes.

Figura 20: Acoplamento espaço-temporal entre a precipitação na bacia do rio Doce e o material particulado em suspensão (MPS) na pluma costeira, obtido por análise de máxima covariância. (A) Modo 1 (SCF = 86,3%), com os padrões espaciais dos loadings de precipitação (EVF = 90,7%) e do MPS (EVF = 55,4%) e as respectivas componentes principais temporais (R = 0,76). (B) Modo 2 (SCF = 0,1%), com os padrões espaciais da precipitação (EVF = 4,0%) e do MPS (EVF = 7,3%) e suas componentes principais temporais (R = 0,13). As séries foram suavizadas por média móvel trimestral, com defasagem de um mês aplicada à precipitação.



Os resultados indicam que a variabilidade do MPS costeiro responde de forma consistente ao sinal pluviométrico da bacia, com maior peso das porções oeste e sudoeste. Essas áreas coincidem com as zonas de maior excedente hídrico anual climatológico (LOUZADA *et al.*, 2018), confirmado pelo balanço hídrico apresentado na Figura 18, e com as de maior geração de sedimentos (Material Suplementar do Tema Integração Flúvio-Estuarina, RT-46 PMBA-FEST/UFES). Nas porções norte e nordeste da bacia, o sinal pode relacionar-se à maior suscetibilidade à erosão, conforme o Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH, 2021). As alterações de uso e ocupação do solo descritas na Síntese Integrativa (Fest, 2024) e, em detalhe, em Neves *et al.* (2024), sobretudo a conversão de cobertura natural em áreas de maior declividade, tendem a ampliar a erosão e o carreamento de sedimento, favorecendo respostas rápidas do MPS à pluviosidade. Essa leitura é corroborada por modelagem hidrossedimentológica para a própria bacia do Doce: cenários de adequação da cobertura em áreas de preservação permanente reduzem a geração e o transporte de sedimentos em 11% e 15%, e a adoção de práticas conservacionistas em áreas de pastagem alcança redução de 32% (RODRIGUES *et al.*, 2026).

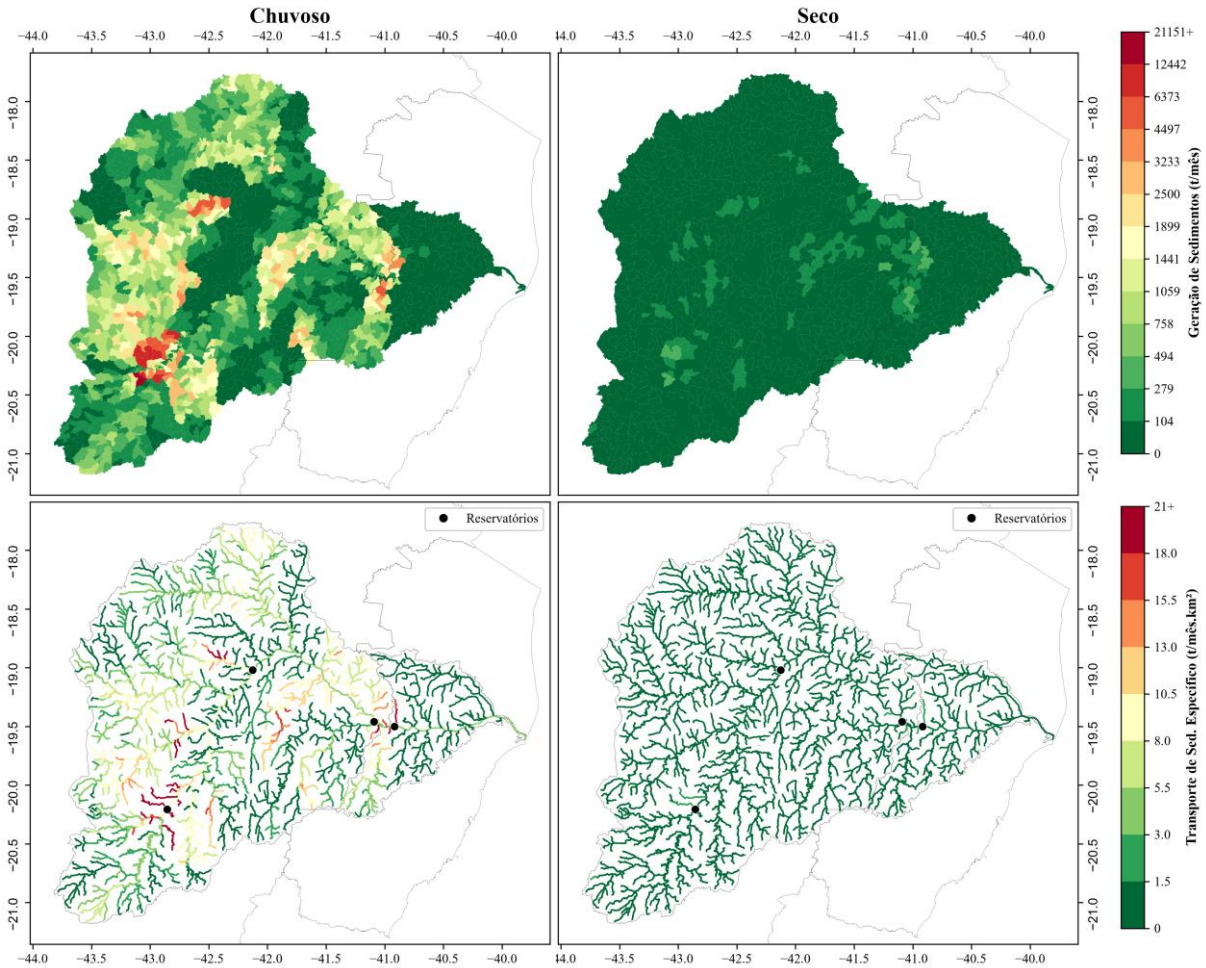
A covariância entre os campos não esgota a variância total do MPS. Contribuições de bacias hidrográficas adjacentes, processos oceanográficos de plataforma e eventos anômalos de cheia e de seca desempenham papel relevante, sobretudo nas proximidades da foz. Ainda assim, a abordagem mostra-se promissora para estabelecer a conectividade entre a paisagem terrestre e o ambiente marinho, e pode ser refinada com a inclusão de declividade, tipo de solo e cobertura vegetal, de índices de conectividade sedimentar sensíveis à configuração espacial do uso do solo (ZHANG *et al.*, 2023) e das variáveis de forçante meteoceanográfica já mencionadas.

Por fim, cabe qualificar o papel das faixas ripárias. A vegetação marginal não atua sobre o MLD já depositado na calha e nas margens, cuja remobilização depende da energia do escoamento e das ondas; sua contribuição é reduzir a geração de sedimento novo nas vertentes e estabilizar as margens onde esse material se acumula. Ainda assim, a cobertura ripária na bacia tem sido historicamente insuficiente para cumprir essa função, e a literatura indica que a recuperação da faixa marginal, isoladamente, não protege o curso d'água quando não acompanhada de boas práticas nas áreas de produção (CUNHA *et al.*, 2022). Isso reforça a prioridade de medidas combinadas de conservação e recuperação, na faixa ripária e nas pastagens da bacia, que constituem também resposta aos impactos socioeconômicos e sobre a biodiversidade.

As estimativas hidrossedimentológicas apresentadas a seguir traduzem o acoplamento estatístico chuva-MPS em uma cadeia de processos explícita, da geração nas vertentes ao trânsito pelos reservatórios e à descarga no estuário. As cargas de sedimentos geradas nas vertentes e o transporte específico (descarga sólida em suspensão específica, $QSS_{esp}$) nos trechos da rede de drenagem estimados pelo MGB-SED (outubro de 2018 a março de 2026) são apresentadas na Figura 21. Para avaliar a influência da sazonalidade hidrológica sobre a dinâmica da geração e do transporte de sedimentos na bacia do rio Doce, os resultados apresentados na figura correspondem às médias nos períodos chuvosos (outubro a março) (Figura 21A) e secos (abril a setembro) (Figura 21B). Durante os períodos chuvosos observa-se maior variabilidade espacial da geração de sedimentos, com valores

mais elevados concentrados principalmente nas sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Carmo, Santo Antônio, Corrente, Casca e Guandu (Figura 21C). Nos períodos secos, as gerações de sedimentos apresentam valores substancialmente inferiores, com distribuição espacial mais homogênea e predominância das classes de menor magnitude (Figura 21D).

Figura 21: Geração e transportes de sedimentos em suspensão (descarga sólida em suspensão específica, QSSesp) médios na bacia do rio Doce nos períodos chuvosos (outubro a março) e secos (abril a setembro), simulados pelo MGB-SED entre outubro de 2018 e março de 2026. Geração média de sedimentos nos períodos chuvosos (A) e secos (B). Transportes específicos médios de sedimentos em suspensão nos trechos da rede de drenagem durante os períodos chuvosos (C) e secos (D).

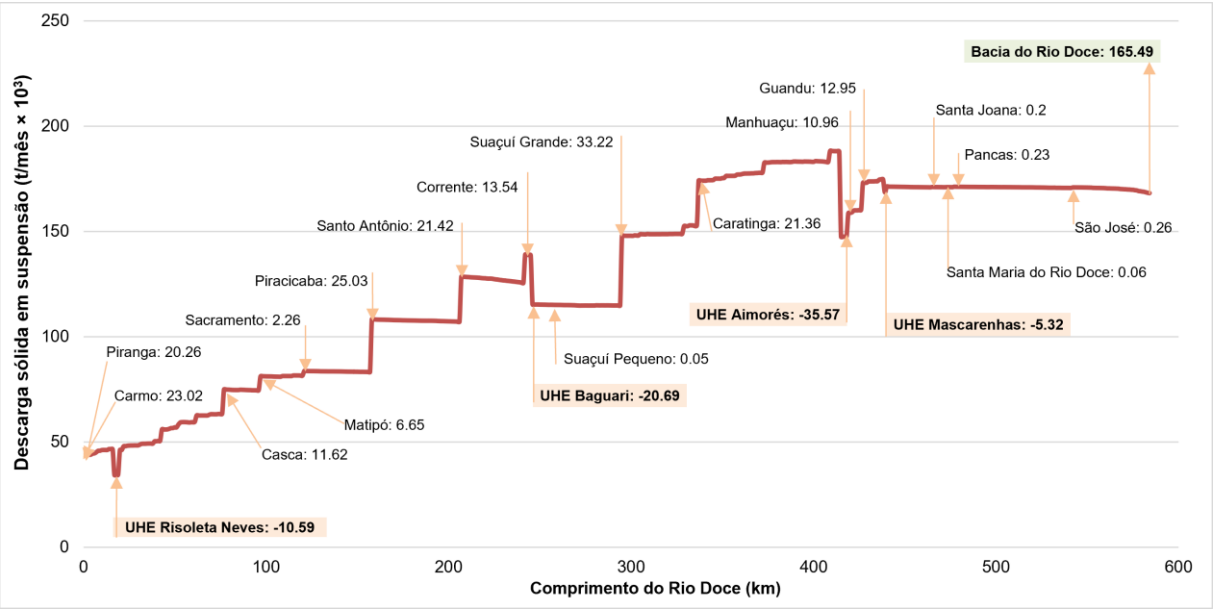



A sazonalidade observada nos transportes específicos de sedimentos (descargas sólidas em suspensão específicas, $QSS_{esp}$) segue comportamento semelhante àquela identificada para a geração. Durante os períodos chuvosos, os maiores valores de $QSS_{esp}$ concentram-se em trechos da rede de drenagem de áreas associadas às regiões apresentando maiores gerações de sedimentos e acúmulos das contribuições provenientes de tributários a montante. Nos períodos secos, os valores de $QSS_{esp}$ são predominantemente baixos em praticamente toda a rede de drenagem, indicando redução da produção de sedimentos nos trechos de rios devido às menores vazões, associadas aos reduzidos aportes de sedimentos. A comparação entre os mapas evidencia, portanto, que a sazonalidade

hidrológica exerce forte controle sobre a dinâmica hidrossedimentológica, com os períodos chuvosos concentrando tanto as gerações de sedimentos nas vertentes da bacia quanto os transportes ao longo da rede de drenagem. Complementarmente à análise integrada dos períodos secos e chuvosos apresentada nesta seção, os resultados individualizados de precipitações, gerações e $QSS_{esp}$ para cada período chuvoso e seco do PMBA/Fest-UFES, entre outubro de 2018 e março de 2026, são apresentados no Material Suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2025), destacando-se para o período chuvoso do Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022) pelos maiores valores de gerações e de descargas sólidas em suspensão (QSS).

Ao longo do rio Doce, a dinâmica de transporte de sedimentos é diretamente influenciada pela presença de quatro grandes reservatórios dispostos sequencialmente no eixo principal do rio, no sentido de montante para jusante: Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. A Figura 22 apresenta a evolução da QSS ao longo do rio Doce, evidenciando, simultaneamente, os aportes provenientes dos tributários e as reduções das cargas sedimentares associadas às retenções nos reservatórios. Os dados de descargas líquidas e sólidas monitorados a montante da UHE Aimorés (E0MG, Tumiritinga, MG) e a jusante da UHE Mascarenhas (RDO15, Linhares) resultaram em estimativa de retenção média de sedimentos suspensos em torno de 30.000 toneladas por mês no período de agosto de 2022 (início do monitoramento da estação E0MG, Tumiritinga, MG) a março de 2026.

Figura 22: Evolução da descarga sólida em suspensão (QSS) ao longo da calha do rio Doce mostrando influência dos aportes relativos aos principais tributários e efeitos da existência e operação dos reservatórios, entre outubro de 2018 e março de 2026. Os valores indicados por setas correspondem às contribuições dos tributários e às alterações da QSS associadas à retenção nos reservatórios Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

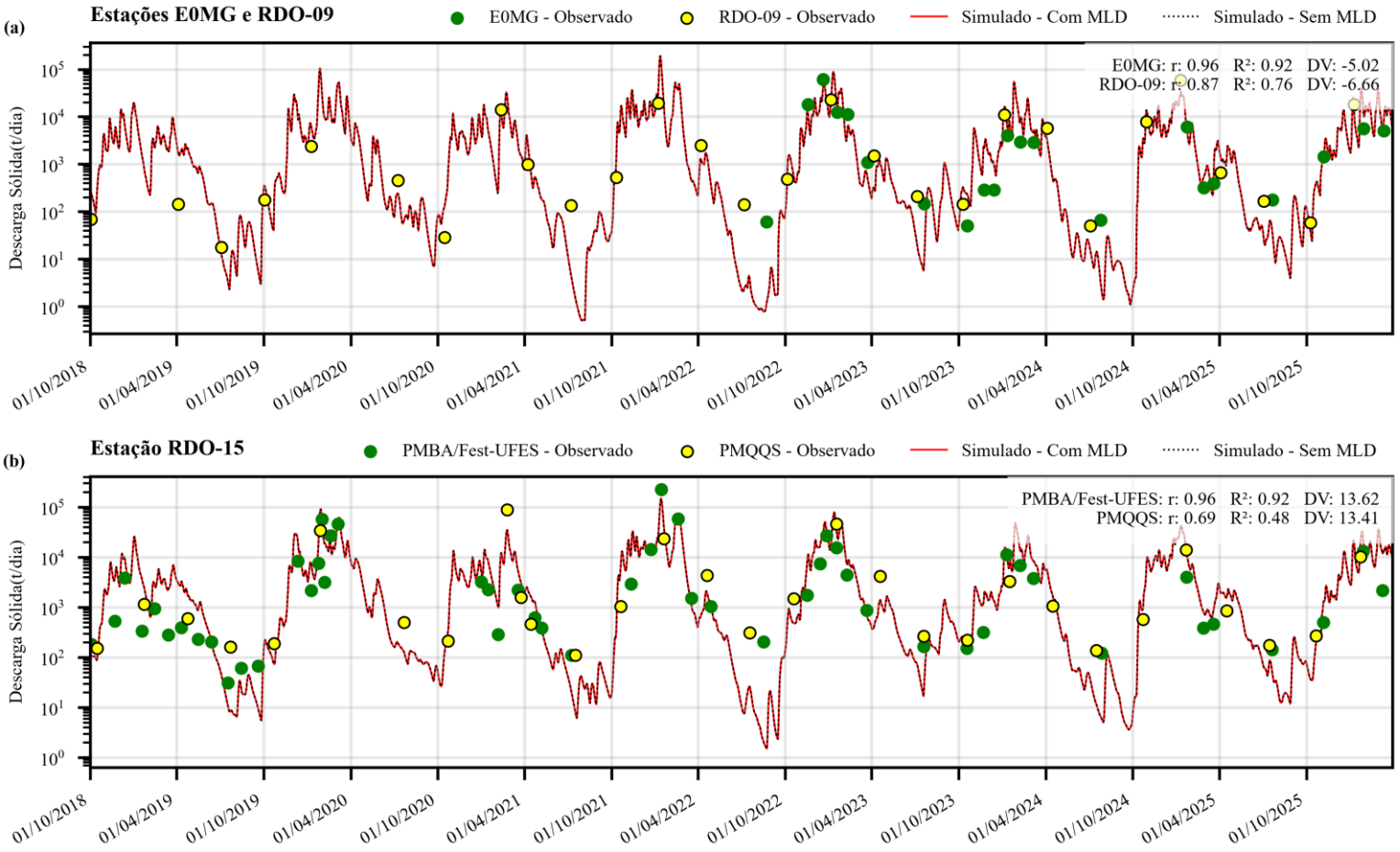



A QSS média estimada, para o período de monitoramento, para saída da bacia, foi 165,5 × $10^3$ t. $mês^{-1}$, sendo que os principais incrementos ao longo do rio Doce estão associados aos tributários Suaçuí Grande (33,22 × $10^3$ t. $mês^{-1}$), Piracicaba (25,03 × $10^3$ t. $mês^{-1}$), Carmo (23,02 × $10^3$ t. $mês^{-1}$), Santo

Antônio (21,42 × $10^3$ t. $mês^{-1}$), Caratinga (21,32 × $10^3$ t. $mês^{-1}$) e Piranga (20,26 × $10^3$ t. $mês^{-1}$). Esses aportes provocam aumentos sucessivos das descargas sólidas ao longo do seu eixo principal, refletindo a adição progressiva das QSS provenientes das sub-bacias contribuintes. Por outro lado, os reservatórios promovem reduções expressivas nas QSS transportadas pelo rio Doce. Estima-se que no período de monitoramento o reservatório da UHE Risoleta Neves reteve cerca de 10,59 × $10^3$ t. $mês^{-1}$, enquanto o da UHE Baguari 20,69 × $10^3$ t. $mês^{-1}$. A maior retenção estimada correspondeu ao reservatório da UHE Aimorés (35,57 × $10^3$ t. $mês^{-1}$). A estimativa de retenção no reservatório de UHE Mascarenhas, o mais a jusante, correspondeu a 5,32 × $10^3$ t. $mês^{-1}$. A retenção total de sedimentos em suspensão estimada para os quatro reservatórios correspondeu a 72,17 × $10^3$ t. $mês^{-1}$, evidenciando a significativa influência dos reservatórios sobre o transporte de sedimentos suspensos ao longo do sistema fluvial.

A influência da ressuspensão de MLD depositado sobre a dinâmica de transporte no rio Doce foi avaliada com o modelo MGB-SED por meio de dois cenários: 1) incluindo o processo de ressuspensão de MLD; 2) sem incorporação desse mecanismo. Para isto, o desempenho do MGB-SED na estimativa da ressuspensão de MLD na bacia do rio Doce foi avaliado comparando as simulações com dados observados nos postos de monitoramento: E0MG (Tumiritinga, MG) e RDO15 (Linhares, ES), operados dentro do PMBA/Fest-UFES, e RDO09 (Tumiritinga) e RDO 15 (Linhares), do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático (PMQQS). A Figura 23 apresenta as séries observadas e simuladas para os dois cenários. Os resultados das duas simulações apresentam elevadas correspondências, indicando influência relativamente pequena da ressuspensão sobre a descarga sólida nas estações de monitoramento. Estes resultados reproduzem adequadamente a sazonalidade e os principais eventos de aumento e redução da descarga sólida, acompanhando as respostas observadas correspondentes aos períodos de maior e menor disponibilidade hídrica. O modelo apresentou desempenho satisfatório nas quatro comparações, sendo que o viés PBIAS apresentou-se inferior a 15% para todos os casos. O coeficiente de determinação $R^2$ se apresentou superior a 0,75 nas três primeiras comparações e 0,48 para a estação de monitoramento RDO15.

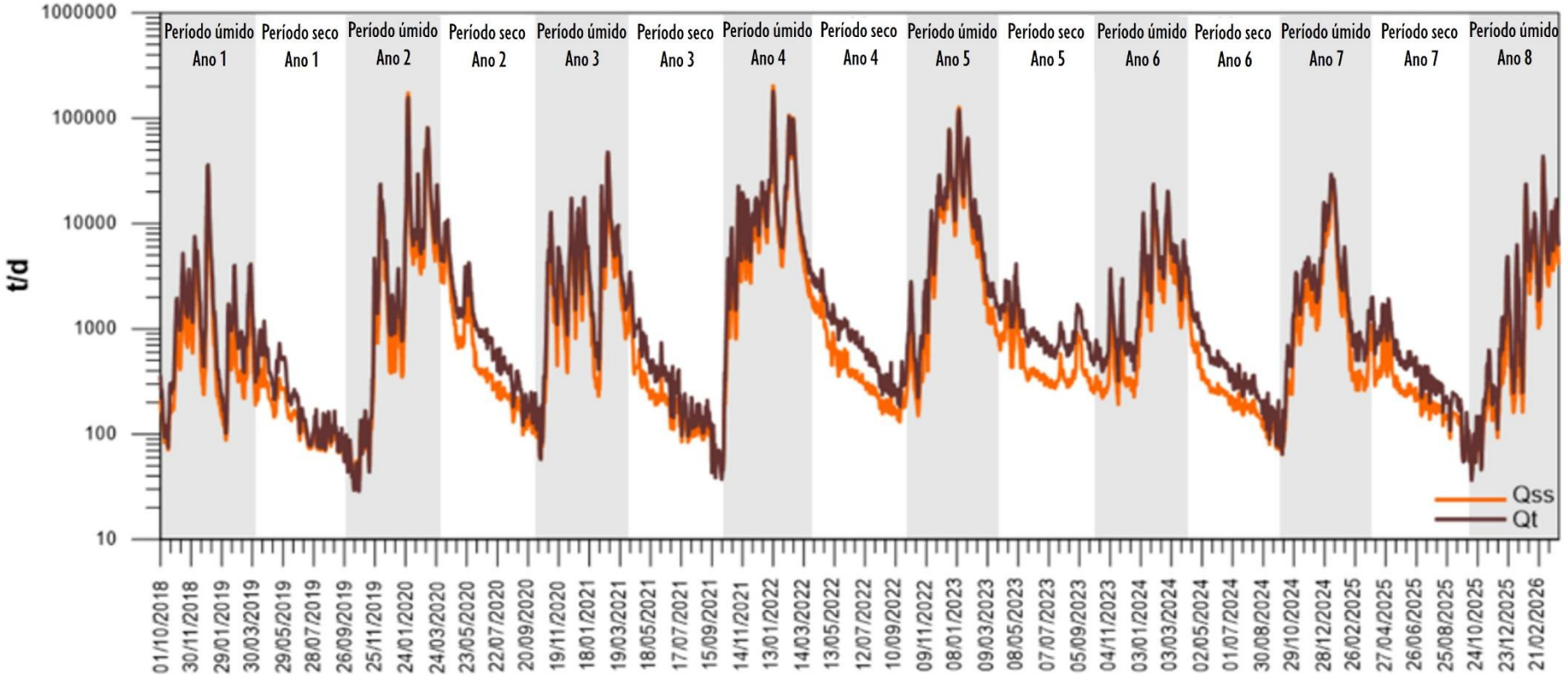
Figura 23: Comparação entre as descargas sólidas em suspensão observadas e simuladas pelo MGB-SED nas estações de monitoramento de Tumiritinga (E0MG/RDO09) e Linhares (RDO15), no período de outubro de 2018 a março de 2026. (a) Estações E0MG (PMBA) e RDO09 (PMQQS), localizadas em Tumiritinga (MG); (b) estação RDO15 (PMBA/Fest-UFES e PMQQS), localizadas em Linhares (ES). As linhas representam as séries simuladas com e sem a consideração da ressuspensão de MLD, enquanto os símbolos indicam os valores observados nos respectivos programas de monitoramento. Os valores de r, R² e desvio volumétrico (DV) apresentados no gráfico correspondem à comparação entre as séries simuladas e observadas.



Segundo os resultados das simulações realizadas, as contribuições da ressuspensão de MLD para a QSS na foz do rio Doce foram relativamente pequenas ao longo do período do PMBA/Fest-UFES considerado (outubro de 2018 a março de 2026), variando entre 0,1% e 0,9%. Os maiores valores ocorreram nos períodos de maior disponibilidade hídrica, atingindo 0,9% entre outubro de 2021 e março de 2022 e 0,7% entre outubro de 2022 e março de 2023, enquanto para os períodos secos as contribuições permaneceram, em geral, entre 0,1% e 0,5%. Esse comportamento está associado à maior capacidade de mobilização de MLD depositado durante períodos de maiores precipitações e vazões.

A pequena diferença entre os resultados correspondentes aos diferentes cenários simulados (Figura 23) reforça o resultado da análise de ressuspensão: embora esse mecanismo seja relevante quanto à remobilização de MLD, sua contribuição para a descarga sólida em Tumiritinga e Linhares é pequena, para as condições simuladas. É importante destacar que, naturalmente, a bacia do rio Doce já apresenta altos índices de geração e transporte de sedimentos, o que contribui para a percepção de baixa influência da ressuspensão do MLD nas variações nas QSS (transporte de sedimentos) ao longo do trecho do rio Doce considerado nas simulações. Esses percentuais refletem a elevada carga natural de sedimentos da bacia, sobre a qual o MLD se sobrepõe acompanhando o mesmo ciclo sazonal de remobilização; a relevância ambiental do processo está na reexposição de metais associada a cada evento de ressuspensão. As descargas sólidas suspensas e totais diárias, estimadas com emprego de curvas-chave, evidenciam a influência da sazonalidade no transporte de sedimentos e, consequentemente, dos materiais adsorvidos aos mesmos. No período chuvoso do Ano 4 (out/2021 a mar/2022), com maiores índices pluviométricos, foram estimados valores de descargas de sedimentos totais médio 17.328 t. $d^{-1}$ e máximo em torno de 200.000 t. $d^{-1}$ (Figura 24), evidenciando que durante os eventos chuvosos ocorre o maior aporte de sedimentos e de materiais adsorvidos aos mesmos à foz do rio Doce e ao ambiente costeiro.

Figura 24: Descargas médias diárias de sedimentos totais (Qt) e suspensos (Qss) estimadas para o rio Doce (RDO 15), setor calha, obtidas com dados do PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026).



Os resultados apresentados nas seções anteriores, considerados em conjunto com a literatura, permitem organizar em um quadro mecanístico único o destino do Material Ligado ao Desastre (MLD) liberado pelo rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015. Parte expressiva dos rejeitos permanece estocada na calha fluvial, nas margens e nas planícies de inundação da bacia, e as alterações de qualidade da água observadas desde então têm sido associadas a dois processos principais: a remobilização do material retido ao longo do rio durante episódios de vazões elevadas e a ressuspensão do material temporariamente depositado no fundo marinho pela ação de ondas de gravidade (HATJE *et al.*, 2017; QUARESMA *et al.*, 2020; VINZON *et al.*, 2024). O acoplamento chuva-MPS quantificado na seção 6.2.3.2, com defasagem de aproximadamente um mês e correlação de 0,76, constitui a assinatura estatística do primeiro processo: a precipitação nas cabeceiras reativa sazonalmente o estoque continental de sedimento, incluindo o MLD, e o entrega à zona costeira no ritmo do ciclo hidrológico. A modelagem hidrossedimentológica apresentada na seção anterior permite dimensionar essa assinatura. A contribuição da ressuspensão do MLD para a descarga sólida na foz situa-se entre 0,1% e 0,9%, o que indica que o ciclo sazonal captado pelo acoplamento é dominado, em massa, por sedimento novo produzido nas vertentes. A constatação não enfraquece o mecanismo descrito, mas redefine sua escala: o MLD acompanha o mesmo ritmo de remobilização como parcela pequena da carga, e sua relevância decorre da assinatura geoquímica, tratada adiante.

O segundo processo opera no compartimento marinho. O material fino que alcançou a plataforma interna formou um depósito lamoso concentrado sobretudo ao norte da desembocadura (QUARESMA *et al.*, 2020; LEMOS *et al.*, 2022), em profundidades rasas nas quais as tensões de fundo geradas por ondas são suficientes para remobilizar o leito mesmo sob condições moderadas de energia (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Embora os ventos do quadrante norte sejam os mais persistentes na região, as ondas mais altas e de maior período provêm do quadrante sul, associadas às frentes frias, favorecendo a ressuspensão e o transporte litorâneo para norte (VINZON *et al.*, 2024). Esse mecanismo é coerente com dois resultados independentes deste relatório: o predomínio de anomalias positivas de MPS entre agosto e novembro, concentradas ao norte da foz (Figura 14), e a estrutura dipolar do segundo modo da análise de máxima covariância (Figura 20B), que concentra junto à desembocadura a pequena fração da covariância desvinculada da chuva (SCF de 0,1%; R = 0,13) e descreve redistribuição do material ao longo da costa por forçante meteoceanográfica.

As implicações biogeoquímicas desses ciclos merecem destaque. O sedimento modificado pelos rejeitos atua como fonte contínua de metais e metaloides para a coluna d'água, e cada evento de ressuspensão reexpõe à interface sedimento-água partículas finas enriquecidas, com metais associados a oxi-hidróxidos de ferro (HATJE *et al.*, 2017; AGUIAR *et al.*, 2023). Nesse contexto, o MPS estimado por satélite deixa de ser apenas um indicador de turbidez e passa a funcionar como vetor observável de pressão química, cuja variabilidade espaço-temporal, mapeada nas Figura 14 e Figura 20, indica quando e onde os processos de reexposição são mais prováveis. A magnitude dessa pressão é dada pelos fluxos medidos em RDO15. No período chuvoso, o alumínio e o ferro totais alcançam médias de 496 e 534 t $d^{-1}$, contra 31,3 e 43,8 t $d^{-1}$ na estiagem. Enquanto a vazão amplifica 4,2 vezes entre as duas estações e a descarga sólida amplifica 52 vezes, os fluxos desses metais amplificam

entre 12 e 16 vezes, posição intermediária compatível com transporte majoritariamente particulado. Cada evento de cheia entrega, portanto, centenas de toneladas diárias de ferro e alumínio associados a material particulado, que constitui o estoque disponível para reexposição nos ciclos de ressuspensão descritos acima.

Desse entendimento decorrem consequências diretas para o prognóstico e para a gestão. Primeiro, enquanto houver estoque de MLD na calha, nas margens e na plataforma interna, o sistema tende a repetir o ciclo sazonal aqui documentado, com entrega fluvial no período chuvoso e ressuspensão por ondas no período de maior frequência de frentes frias, sem necessidade de novos aportes da fonte original. Segundo, o clima define o ritmo do ciclo, mas o uso do solo define sua magnitude: a degradação das pastagens e da faixa ripária amplia a geração de sedimento novo que se soma ao MLD, enquanto cenários de adequação de APPs e de práticas conservacionistas em pastagens reduzem a geração e o transporte de sedimentos entre 11% e 32%, conforme o cenário (RODRIGUES *et al.*, 2026). Terceiro, a cadeia de reservatórios modula a entrega de sedimento ao estuário e, portanto, o próprio sinal costeiro monitorado. O monitoramento integrado deve, assim, acompanhar simultaneamente os três compartimentos, bacia, calha e reservatórios, e plataforma interna, priorizando os meses de transição identificados como de maior alteração significativa (abril, setembro e outubro) e os setores ao norte da desembocadura.

As estimativas das gerações e dos transportes de sedimentos na bacia do rio Doce e em seus principais tributários, durante o período de monitoramento do PMBA-Fest/UFES, entre outubro de 2018 e março de 2026, foram realizadas com aplicações do modelo MGB-SED. Ao normalizar esses resultados pela área de drenagem, torna-se possível a comparação entre as gerações e os transportes em sub-bacias apresentando diferentes dimensões espaciais, permitindo compreender as intensidades dos processos erosivos. Os valores detalhados das estimativas são apresentados no MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figura 7 à Figura 25; Tabela 1. Em termos comparativos, as sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Carmo, Corrente, Casca e Guandu destacam-se com as maiores produtividades específicas de sedimentos e descargas sólidas em suspensão específicas (QSSesp), enquanto as dos rios Suaçuí Pequeno, Santa Maria do rio Doce, Santa Joana, São José e Pancas apresentam as menores estimativas. Esse resultado está associado à ocorrência de precipitações elevadas, relevo acidentado, solos mais suscetíveis a processos erosivos (PIRH, 2021) e à presença de pastagens degradadas no primeiro grupo de sub-bacias.

Segundo o PIRH (2021), as sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Casca, Caratinga e Suaçuí Grande apresentam suscetibilidades “forte” a “muito forte” à erosão, associadas a solos expostos a processos morfodinâmicos intensos (ravinamentos, voçorocas, e movimentos de massa) em áreas apresentando maiores declividades e coberturas vegetais reduzidas. No caso da sub-bacia do Suaçuí Grande, a suscetibilidade contrasta com os menores totais precipitados na bacia. As sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba e Santo Antônio combinam altas suscetibilidades, altas precipitações e atividades de mineração. O mapeamento de erodibilidade do solo de Godoi *et al.* (2021) reforça esse quadro, identificando elevadas suscetibilidades em trechos das sub-bacias do Carmo,

Piracicaba, Santo Antônio, Piranga e Manhuaçu, coincidentes com áreas apresentando relevos acentuados.

Esses fatores de suscetibilidade combinam-se com a Tabela 1 de uso do solo caracterizado no MS_Síntese Integrativa_RA2025: a Agropecuária, com pastagens amplamente degradadas, domina a bacia e atinge 84% da área na sub-bacia do rio Caratinga, enquanto a sub-bacia do rio Piracicaba, embora a mais florestada, permanece exposta às maiores precipitações e, portanto, à maior erosividade pluvial. Em termos de relevo, cerca de 68% da bacia do rio Doce apresenta declividades entre 20% e 75% (forte ondulado a montanhoso), com destaque para a sub-bacia do rio Guandu, na qual 41% da área é classificada como montanhosa, condição que, associada à reduzida cobertura vegetal, intensifica os processos erosivos na sub-bacia. Condição parecida é observada na sub-bacia do rio Corrente que apresenta 30% de sua área com relevo montanhoso e 58% de cobertura por pastagens, além de elevadas precipitações. Nesse contexto, a manutenção de cobertura vegetal protetora, aliada à adoção de práticas conservacionistas, é essencial para a preservação da qualidade do solo e redução da geração de sedimentos. Todavia, as pastagens, que ocupam extensas porções da bacia, encontram-se amplamente degradadas, o que torna o solo mais exposto e suscetível à erosão, resultando no aumento da geração de sedimentos que são transportados para os cursos d'água (ANA, 2016).

As condições das sub-bacias apresentando maiores produtividades específicas de sedimentos identificadas neste monitoramento (Caratinga, Piracicaba, Carmo, Corrente, Casca e Guandu) e daquelas priorizadas no estudo de Rodrigues *et al.* (2026) indicam a urgência na execução de ações de restauração integrada na bacia do rio Doce. O artigo supracitado classifica as sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Casca, Santo Antônio e Carmo como os alvos de mais altas prioridades para recuperação ambiental, devido às extremas suscetibilidades erosivas, aos relevos acidentados e às altas contribuições para a carga sedimentar da bacia. A restauração florestal passiva de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de Reservas Legais (RL), por meio da implementação das indicações do Código Florestal, poderá contribuir para controles locais essenciais e redução estimada de 15,4% na geração de sedimentos na bacia. O mesmo artigo indica que os benefícios da restauração florestal poderão ser substancialmente potencializados quando associados com práticas de conservação do solo em pastagens degradadas, que hoje cobrem cerca de 60% da bacia. No contexto do Novo Acordo do rio Doce, as sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Carmo e Casca constituem os principais pontos críticos que devem encabeçar o planejamento de recuperação, combinando o reflorestamento de APPs e RLs com o manejo sustentável de pastagens, a fim de mitigar os processos erosivos e aumentar a resiliência hidroambiental da bacia. Conforme resultados do monitoramento na estação RDO15, que permite estimativas de todos os aportes continentais de água e sedimentos para a foz do rio Doce, os fluxos de massa são dependentes da sazonalidade hidrológica, sendo muitos superiores nos períodos chuvosos (outubro a março) quando comparados aos estimados para os períodos secos (abril a setembro). Deste modo é importante que o monitoramento relativo a fluxos de sedimentos, nutrientes e metais seja realizado no âmbito da bacia hidrográfica prioritariamente em períodos chuvosos. Esse conjunto de sub-bacias constitui camada de pressão diretamente utilizável na

priorização de áreas apresentada no item 0. As conclusões e as referências desta seção são consolidadas no item 6.6.

## 6.3 ESTADO DA BIODIVERSIDADE E DO AMBIENTE

### 6.3.1 Descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais

Como discutido nas seções anteriores, existem forçantes e pressões sofridas pelos ecossistemas monitorados pelo PMBA/Fest-UFES que acarretam alterações no estado ambiental, sendo deste modo necessários um delineamento preliminar das relações que ocorrem particularmente dentro dos ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e das possíveis interrelações que ocorrem entre eles. Neste sentido, os modelos conceituais foram construídos com o objetivo inicial de organizar as informações disponíveis e compreender as relações entre os diversos Temas do PMBA/Fest-UFES.

A partir dessa estruturação, compreendeu-se que o MLD é um fator preponderante a ser considerado, pois afetou direta ou indiretamente os três ambientes monitorados no âmbito do projeto, com impactos nas matrizes abióticas e bióticas. Portanto, partindo dessa compreensão, tornou-se necessário organizar as relações entre o MLD e as variáveis pertinentes a cada ambiente para entender as conexões entre eles. A partir desse entendimento, foram construídos modelos para cada ambiente, evidenciando os principais temas/preditores que auxiliassem na construção de um entendimento de macroescala deste metaecossistema.

A Figura 25A apresenta o modelo conceitual do Ambiente Costeiro, indicando a presença e as potenciais rotas de transporte do MLD para os ambientes de Praia, Restinga e Manguezais. Os dados produzidos por Temas dos Ambientes Dulcícola e Marinho, sobretudo Qualidade da Água e Sedimento, Mineralogia, Integração Flúvio-Estuarina, Modelagem Numérica e Hidrogeoquímica Marinha e Sedimentação Marinha, subsidiam a compreensão do aporte fluvial, do transporte, da ressuspensão e da redisponibilização desse material nos ecossistemas costeiros (Fest, 2023; COIMBRA *et al.*, 2019; RUDORFF *et al.*, 2018; BRAHIM *et al.*, 2024; LANA-COSTA *et al.*, 2023). Essas informações permitem relacionar a variabilidade dos parâmetros físico-químicos e das concentrações de metais com aspectos ecológicos de cada um dos ambientes costeiros monitorados, como a estrutura das comunidades bentônicas das praias, as características ecofisiológicas da vegetação das restingas. da estrutura populacional dos manguezais, sendo viável assim identificar possíveis alterações na qualidade do estado destes ambientes e consequentes impactos.

A Figura 25B apresenta o modelo conceitual do Ambiente Marinho, destacando também a presença e a dinâmica do MLD. Da mesma forma que o modelo anterior, os Temas Integração Flúvio-Estuarina, Qualidade da Água e Sedimento e Mineralogia do Ambiente Dulcícola subsidiam a compreensão do aporte, transporte, deposição e ressuspensão do material associado ao rompimento da barragem de Fundão. Esses processos são condicionados pela variabilidade hidrológica da bacia e pelas condições meteoceanográficas, que influenciam a dispersão e a disponibilidade dos contaminantes na coluna d'água e no sedimento no Ambiente Marinho, que são avaliados através da Modelagem Numérica. A

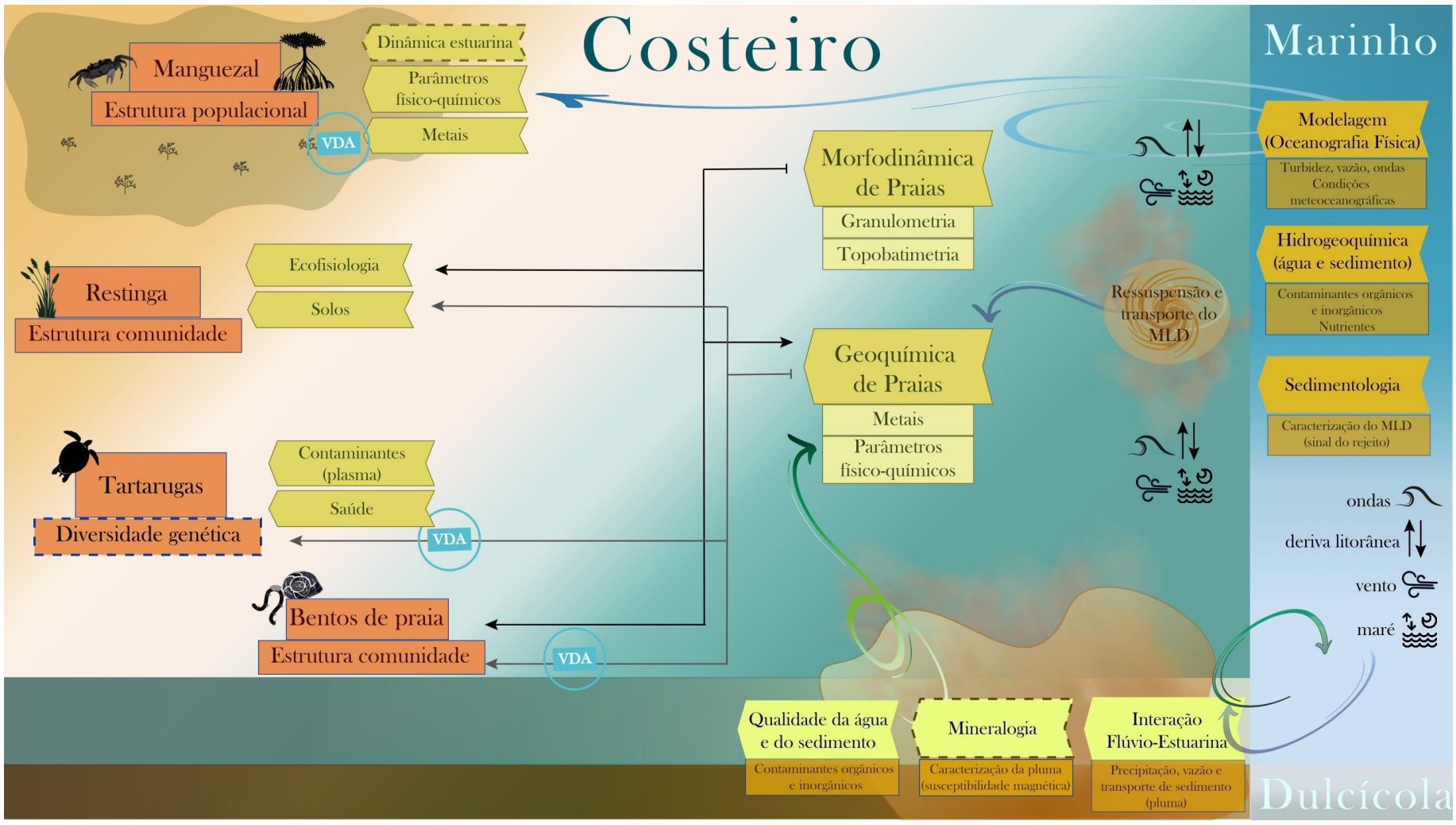
partir deste entendimento, os temas da Hidrogeoquímica e Sedimentologia Marinha permitem a avaliação da presença do MLD e possível contaminação da água e do sedimento. A integração desses dados permite avaliar possíveis efeitos sobre as comunidades biológicas, desde efeitos ecotoxicológicos (representados no modelo pelas VDAs – Vias de desfecho adversos) até alterações na diversidade, abundância e estrutura das comunidades do fitoplâncton, zooplâncton, ictioplâncton, ictiofauna, megafauna, fundos recifais e bentos de fundo inconsolidado.

Por fim, a Figura 25C apresenta o modelo conceitual do Ambiente Dulcícola, apontando o Uso e Ocupação da bacia pelo Tema Integração Fluvio-Estuarina. Os temas Limnologia, Qualidade de da água e do sedimento e Mineralogia permitem a avaliação da qualidade ambiental do Ambiente Dulcícola, através de análises de contaminantes, nutrientes, parâmetros físico-químicos e da avaliação da presença do MLD, que, em conjunto, permitem entender a distribuição e disponibilidade dos contaminantes e, assim, os possíveis efeitos adversos em populações e comunidades biológicas, tais como Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Perifíton, Macrófitas, Ictiofauna e Macroinvertebrados Bentônicos. Vale destacar que o Tema Ecotoxicologia monitora a distribuição diversidade microbiológica (Material Suplementar do Tema Ecotoxicologia), estabelecendo conexões significativas entre a presença de bactérias e concentrações de metais.

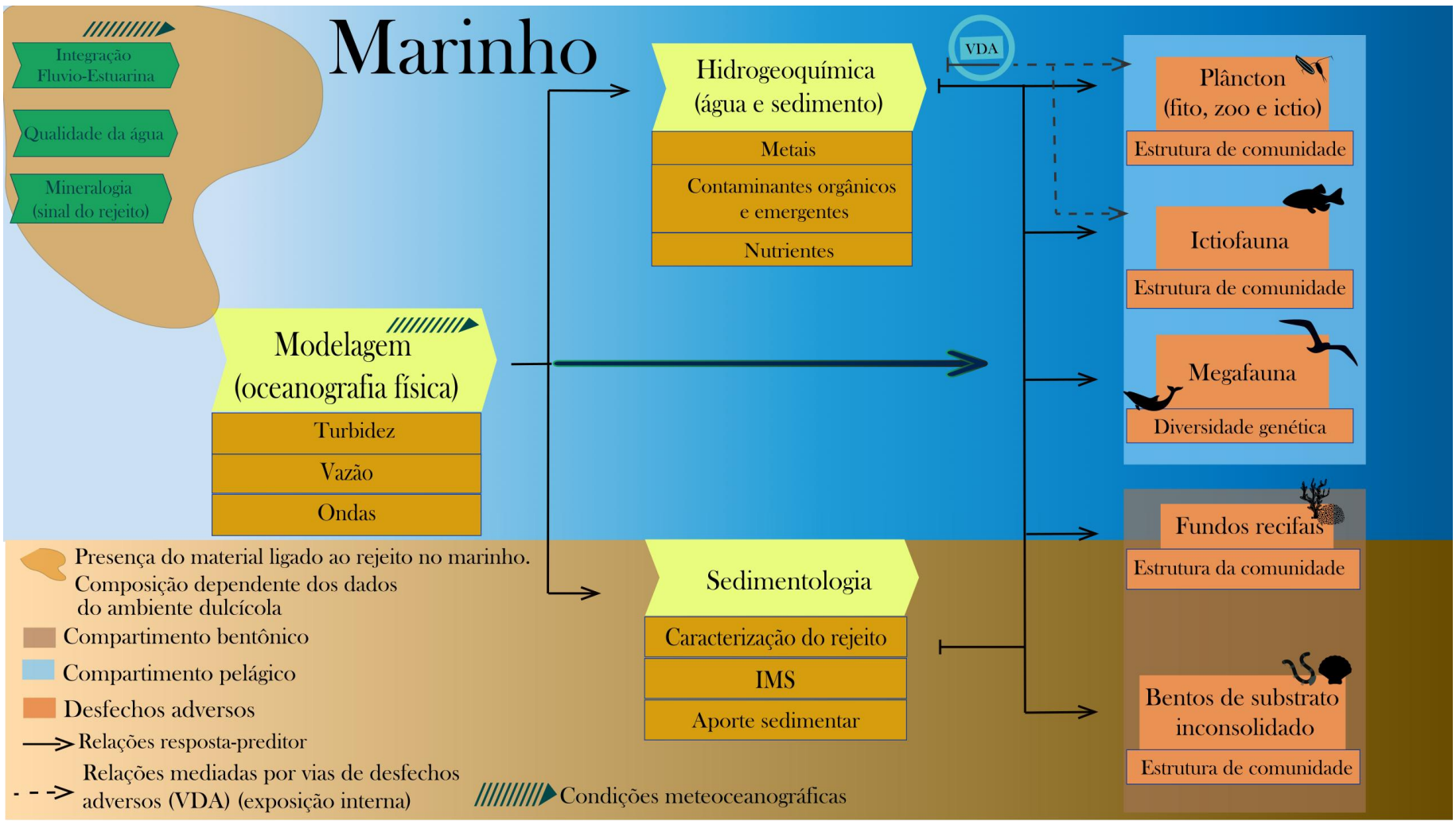
Neste sentido, os modelos conceituais desenvolvidos nesta seção reforçam a importância de uma abordagem integrada para compreender as relações entre as pressões ambientais, os processos de transporte e dispersão do MLD e as respostas dos diferentes compartimentos do metaecossistema monitorado. Esse foi o ponto inicial para entendimento da relação entre as forçantes e pressões avaliadas nas seções anteriores com as subsequentes seções, às quais evidenciarão a dispersão do MLD pelos distintos ambientes, as alterações na qualidade do estado ambiental e consequentemente seus impactos ecológicos observados.

Figura 25: Modelo conceitual integrado dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. A figura aponta como variáveis analisadas entre 2018 e 2026 pelos Temas dos Ambientes Dulcícola e Marinho estão relacionados ao Ambiente Costeiro. **A)** Modelo conceitual do Ambiente Costeiro apontando as principais relações resposta-preditor com base nos dados disponíveis e apresentados pelos grupos. Variáveis do Ambiente Dulcícola e Marinho que podem influenciar os processos no Ambiente Costeiro aparecem, bem como as variáveis meteoceanográficas. A influência de variáveis do Ambiente Dulcícola e Marinho no Ambiente Costeiro são destacadas pelas setas verdes e azuis, respectivamente. O MLD aparece associado ao Ambiente Dulcícola e a processos do Ambiente Marinho. Caixas-seta amarelas representam os nomes dos Temas e abaixo delas as principais variáveis que podem ser preditoras ou resposta das variáveis dos demais Temas. Caixas vermelhas-alaranjadas indicam os desfechos adversos de interesse regulatório específicos aos Temas Manguezal, Restinga, Tartarugas e Bentos de Praia. As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. **B) e C)** Modelo conceitual do Ambiente Marinho e Dulcícola, respectivamente. Caixas-seta amarelas indicam os nomes dos Temas e abaixo, nas caixas amarelo escuro, as principais variáveis que podem ser preditoras ou resposta das variáveis dos demais Temas. Setas pontilhadas indicam relações entre variáveis. Caixas vermelhas-alaranjadas indicam os desfechos adversos de interesse regulatório específicos aos Temas Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Perifíton, Macrófitas, Ictiofauna e Macroinvertebrados bentônicos. Setas pontilhadas indicam relações entre variáveis preditoras abióticas com os desfechos adversos podem ser mediadas por vias internas de efeito (i.e., vias de desfecho adverso, VDAs), enquanto setas contínuas relações diretas resposta-preditor. No canto inferior esquerdo de cada modelo, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

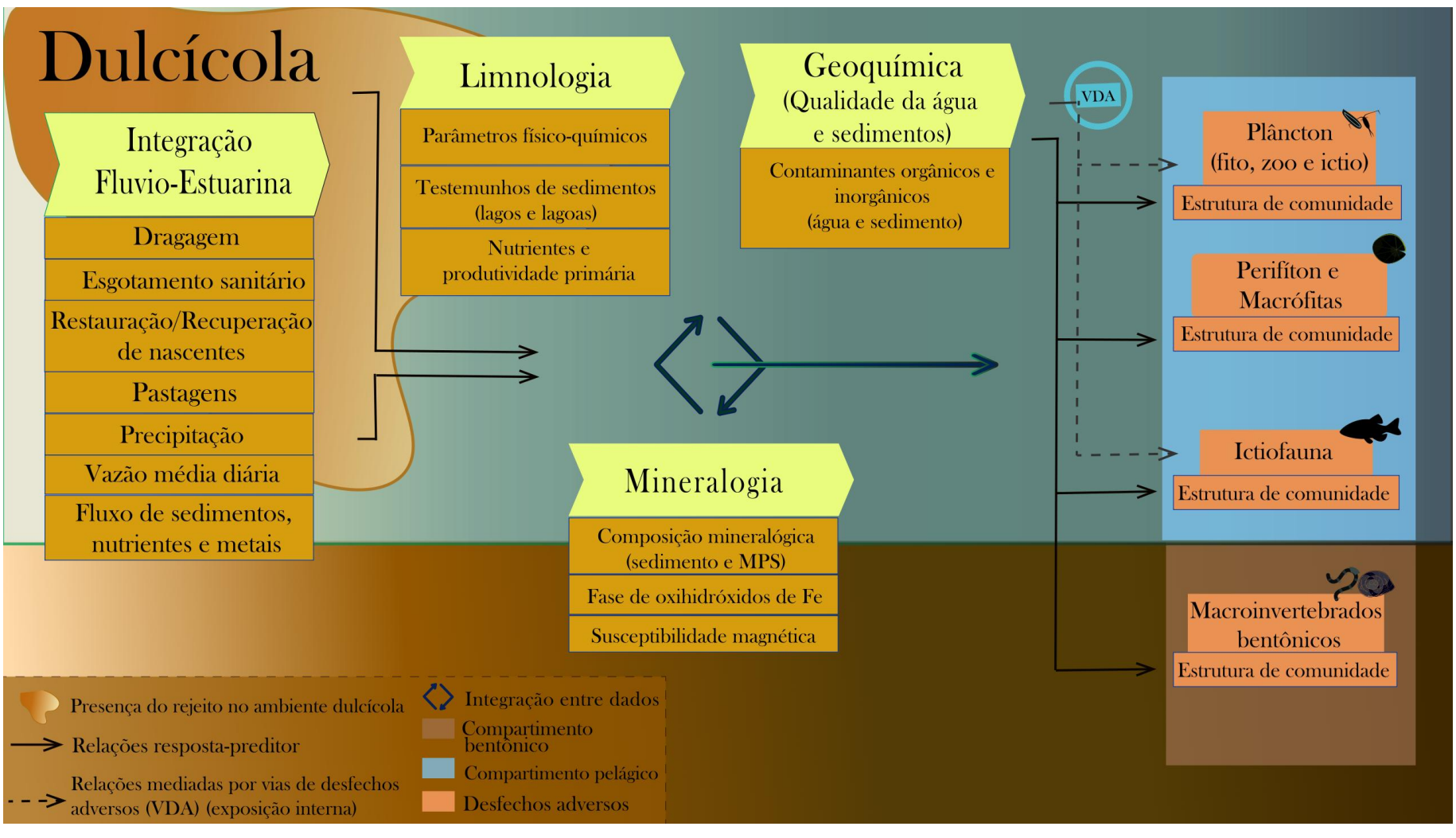
**A)**



**B)**


Marinho
Integração Fluvio-Estuarina
Qualidade da água
Mineralogia (sinal do rejeito)
Modelagem (oceanografia física)
Turbidez
Vazão
Ondas
Hidrogeoquímica (água e sedimento)
Metais
Contaminantes orgânicos e emergentes
Nutrientes
Sedimentologia
Caracterização do rejeito
IMS
Aporte sedimentar
VDA
Plâncton (fito, zoo e ictio)
Estrutura de comunidade
Ictiofauna
Estrutura de comunidade
Megafauna
Diversidade genética
Fundos recifais
Estrutura da comunidade
Bentos de substrato inconsolidado
Estrutura de comunidade
Presença do material ligado ao rejeito no marinho. Composição dependente dos dados do ambiente dulcícola
Compartimento bentônico
Compartimento pelágico
Desfechos adversos
Relações resposta-preditor
Relações mediadas por vias de desfechos adversos (VDA) (exposição interna)
Condições meteoceanográficas

**C)**


Dulcícola
Integração Fluvio-Estuarina
Dragagem
Esgotamento sanitário
Restauração/Recuperação de nascentes
Pastagens
Precipitação
Vazão média diária
Fluxo de sedimentos, nutrientes e metais
Limnologia
Parâmetros físico-químicos
Testemunhos de sedimentos (lagos e lagoas)
Nutrientes e produtividade primária
Geoquímica (Qualidade da água e sedimentos)
Contaminantes orgânicos e inorgânicos (água e sedimento)
Mineralogia
Composição mineralógica (sedimento e MPS)
Fase de oxihidróxidos de Fe
Susceptibilidade magnética
VDA
Plâncton (fito, zoo e ictio)
Estrutura de comunidade
Perifíton e Macrófitas
Estrutura de comunidade
Ictiofauna
Estrutura de comunidade
Macroinvertebrados bentônicos
Estrutura de comunidade
Presença do rejeito no ambiente dulcícola
Relações resposta-preditor
Relações mediadas por vias de desfechos adversos (VDA) (exposição interna)
Integração entre dados
Compartimento bentônico
Compartimento pelágico
Desfechos adversos

### 6.3.2 Modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais

O primeiro modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do Material Ligado ao Desastre (MLD) no Ambiente Marinho foi construído com base em critérios geoquímicos e mineralógicos e apresentado no Relatório Anual de 2019 (RT-18L; RT-19A/RRDM, 2019). Desde então, o modelo vem sendo sucessivamente atualizado e refinado a partir do aprofundamento do conhecimento sobre a ocorrência, distribuição e comportamento do MLD na porção capixaba da Bacia do rio Doce e nos ambientes marinhos e costeiros adjacentes. Neste Relatório Anual, apresenta-se a última atualização do modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do MLD no âmbito do PMBA/Fest-UFES, incorporando a série histórica de dados obtidos desde o início do monitoramento, em setembro de 2018, até as campanhas realizadas em março de 2026, permitindo avaliar a evolução temporal e espacial dos indicadores associados à presença do MLD ao longo de todo o período analisado.

O rompimento da Barragem de Fundão promoveu a liberação de aproximadamente 44 milhões de metros cúbicos (Mm³) de rejeito de minério para os sistemas fluviais a jusante. Desse volume, estima-se que cerca de 31,6 Mm³ tenham permanecido depositados no trecho compreendido entre a barragem e a Usina Hidrelétrica de Candonga, enquanto parte do material remanescente, constituído principalmente por partículas finas em suspensão, foi transportada ao longo da bacia até alcançar o Oceano Atlântico (RENOVA, 2016), conforme apresentado na Seção 6.2.3. Além do aporte direto de rejeito, o evento provocou intensa alteração da paisagem na Bacia Hidrográfica do rio Doce, com exposição de extensas áreas de solo (Nota Técnica CT-GRSA 10/2018). Como consequência, o material mobilizado durante o rompimento não se restringiu ao rejeito de mineração, mas compreendeu uma mistura de lama, detritos e sedimentos provenientes das áreas afetadas, caracterizada por elevada concentração de material em suspensão, metais e outros contaminantes (CPRM, 2015; BASTOS *et al.*, 2017; QUARESMA *et al.*, 2020). Dessa forma, os contaminantes transportados pelo sistema fluvial tiveram origem tanto no próprio rejeito da barragem quanto nos solos e sedimentos remobilizados ao longo da bacia durante e após o rompimento (GOMES *et al.*, 2017; HATJE *et al.*, 2017; BASTOS *et al.*, 2017; QUARESMA *et al.*, 2021; SÁ *et al.*, 2021).

A partir das evidências identificadas após o rompimento da Barragem de Fundão e dos resultados acumulados durante o PMBA/Fest-UFES, o modelo espaço-temporal de dispersão do Material Ligado ao Desastre (MLD) fundamenta-se na integração de indicadores sedimentológicos, geoquímicos e mineralógicos capazes de subsidiar a avaliação de sua ocorrência, deposição e dispersão. Nesse contexto, a interpretação da distribuição do MLD nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho requer a retomada das principais características atribuídas a esse material nos estudos desenvolvidos após o rompimento, uma vez que elas constituem a base para a definição dos indicadores empregados no acompanhamento de sua evolução espaço-temporal.

Sob o aspecto sedimentológico, o MLD apresenta composição granulométrica variável, abrangendo desde areias finas a médias até frações mais finas, constituídas por silte e argila (SILVA *et al.*, 2016; FIGUEIREDO *et al.*, 2020; QUARESMA *et al.*, 2020, 2021). Após o rompimento, foi registrado aumento

da participação de sedimentos finos no trecho entre Cachoeira dos Óculos e Baixo Guandu, associado à deposição progressiva das frações mais grossas durante o transporte ao longo do rio Doce (CPRM, 2015). Nas proximidades da Usina Hidrelétrica de Candonga, as partículas apresentaram diâmetro médio de 55 µm, sendo que 90% possuíam diâmetro inferior a 123 µm (FIGUEIREDO *et al.*, 2020). Na região da Foz do rio Doce, por sua vez, verificou-se predominância da fração lamosa e redução do tamanho mediano dos grãos de 7 µm para 2 µm. Esse comportamento foi interpretado como evidência de que a elevada carga de sedimentos em suspensão associada ao evento promoveu alterações temporárias nos processos sedimentares da plataforma interna (QUARESMA *et al.*, 2020).

A caracterização geoquímica do material também identificou concentrações elevadas de diferentes metais, entre os quais Al, Fe, Mn, As, Cd, Cr, Cu, V e Zn, tanto na coluna d'água quanto nos sedimentos (BASTOS *et al.*, 2017; GOMES *et al.*, 2017; SÁ *et al.*, 2021). Os maiores valores foram registrados no período imediatamente posterior ao rompimento, tendo sido observada também tendência de aumento das concentrações durante a estação chuvosa, particularmente nas áreas mais próximas à Barragem de Fundão (RICHARD *et al.*, 2020). Na porção interna da Foz do rio Doce e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, foram igualmente registrados aumentos significativos das concentrações de Zn, Pb, Ni, Cr, Cu e Fe após o rompimento (QUARESMA *et al.*, 2021).

Do ponto de vista mineralógico, o rejeito liberado pelo rompimento da Barragem de Fundão apresenta um conjunto característico de fases minerais enriquecidas em ferro, denominado *Iron Mineralogical Set* (IMS), constituído por hematita, goethita, grenalita-T, maghemita e magnetita (FIGUEIREDO *et al.*, 2020; ORLANDO *et al.*, 2020). A susceptibilidade magnética (*Xac*) foi empregada como indicador da ocorrência desse material, sendo observado incremento de aproximadamente 20%, correspondente a uma razão de 1,2 em relação aos valores de referência (ORLANDO *et al.*, 2020). A análise integrada dos indicadores do MLD nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, ao longo dos 8 anos de monitoramento (setembro/2018 a março/2026) identificou um conjunto de evidências da presença, permanência, remobilização e redistribuição do Material Ligado ao Desastre (MLD)/rejeito ao longo do sistema Rio Doce–foz–plataforma continental.

As evidências não apresentam o mesmo grau de atribuição ao MLD/rejeito. No ambiente marinho, os indicadores empregados identificaram diretamente o sinal de rejeito no sedimento de fundo, como ocorre com o IMS — *Iron Mineralogical Set.* Já nos Ambientes Dulcícola e Costeiro, a presença do MLD foi inferida pela convergência entre características mineralógicas, sedimentológicas, geoquímicas e biológicas, incluindo ocorrência de oxihidróxidos de ferro, sedimentos lamosos terrígenos associados a metais, assinatura de elementos terras raras, alterações na qualidade dos sedimentos e bioacumulação de elementos em organismos e vegetação.

Nesse sentido, o mapeamento da distribuição espaço-temporal do MLD identificou áreas com a presença diretamente identificada do sinal de rejeito; áreas com evidências fortemente associadas ao MLD; e áreas com ocorrências indicativas ou potencialmente relacionadas ao material proveniente do desastre. De forma geral, os resultados do monitoramento mostram que o MLD não apresenta comportamento espacialmente fixo nem tendência temporal monotônica de redução. Ao contrário, foi

observado um sistema caracterizado por armazenamento, remobilização, transporte, redistribuição e redeposição, controlado pela dinâmica fluvial, costeira e marinha. As lagoas Areal (LAL01) e Cacimbas (E27/E27L) se destacaram das demais áreas monitoradas por apresentarem elevada participação de oxihidróxidos de ferro, especialmente goethita. Na Lagoa Areal, a série analisada abrange o período de setembro de 2018 a janeiro de 2026, enquanto a Lagoa Cacimbas integra o monitoramento a partir de agosto de 2022, também apresentando evidências até 2026.

A assinatura mineralógica encontrada nas lagoas indica maior capacidade de retenção e acúmulo de materiais ricos em ferro, incluindo possíveis contribuições do MLD. Entretanto destaca-se que a composição mineralógica observada nas lagoas não pôde ser explicada exclusivamente pela erosão dos solos locais. Por um outro lado, os resultados também mostraram que parte da goethita encontrada pode apresentar origem autogênica. Assim, a presença de oxihidróxidos de ferro nesses ambientes representa uma evidência de material potencialmente associado ao MLD, e não a identificação inequívoca de rejeito em todas as amostras.

Na calha do rio Doce, a distribuição dos oxihidróxidos de ferro apresentou variações espaciais e temporais importantes. No período seco de maio a setembro de 2023, os aumentos mais evidentes ocorreram em Resplendor (E0a) e no rio Manhuaçu (E2/RMH01). No ano de 2024, para o período seco de maio a setembro de 2024, aumentos localizados passaram a ocorrer em Itapina (E0/RDO12), Porto de Linhares (RDO15) e na foz do rio Doce (E26F). Em contraste, entre outubro de 2023 e março de 2024, foram observadas redução ou estabilização das fases ferruginosas e maior instabilidade da fração fina em setores como Porto de Linhares, Regência e a foz, indicando possível remobilização das partículas depositadas. Esse comportamento sugere que o sinal mineralógico não permanece concentrado em um único trecho da calha. A sucessão de aumentos observada em diferentes estações e períodos é compatível com processos de retenção local, remobilização, transporte ao logo do rio Doce e nova deposição.

No ambiente costeiro, a distribuição de sedimentos lamosos constituiu importante indicador da influência do MLD. Nas faixas submersas das praias próximas à desembocadura do rio Doce e ao longo do flanco norte da planície deltaica, foi observada uma tendência de aumento dos teores de lama nas isóbatas de 5 e 10 m. Esse sedimento apresenta origem predominantemente terrígena e elevadas concentrações de metais, características que reforçam a hipótese de sua associação ao MLD. A distribuição não é simétrica em relação à foz, de forma que ao sul da desembocadura, a deposição de lama foi maior na isóbata de 10 m, enquanto ao norte, os teores de lama foram maiores na isóbata de 5 m, alcançando também regiões mais rasas, e indicando maior eficiência na retenção e dispersão do material ao longo dessa direção. Destaca-se ainda que os resultados encontrados indicaram uma influência direta da descarga sedimentar fluvial do rio Doce no setor sul.

Espacialmente as áreas que apresentaram evidências mais fortes foram Regência, Povoação, Degredo, Barra Nova, Guriri e Itaúnas. Ao sul da foz, também foram encontrados indícios de influência do MLD. Na Praia Formosa e na Praia de Putiri, embora os sedimentos carbonáticos tenham predominado, foram observadas frações terrígenas cuja contribuição potencialmente associada ao

MLD não pode ser descartada. Já ao norte da foz, nas campanhas mais recentes, foram observados manutenção ou incremento dos teores de lama a 10 m de profundidade principalmente em Regência, Povoação e Itaúnas.

Dessa forma, a distribuição costeira evidencia uma dispersão preferencial para o norte da desembocadura, embora ocorrências para sul também estejam presentes. No ecossistema praial, a chegada, redistribuição e deposição do MLD são fortemente condicionadas pela circulação costeira induzida pela ação das ondas (GUÉRIN *et al.* 2018). Entre os principais mecanismos envolvidos destacam-se as correntes de retorno, a deriva litorânea e o *undertow*, que atuam no transporte sedimentar tanto transversalmente quanto longitudinalmente à costa. A interação das ondas com o fundo em águas rasas, especialmente nas zonas de arrebentação e de surfe, favorece a ressuspensão de partículas previamente depositadas na antepraia e na plataforma continental interna adjacente, tornando esse material novamente disponível para o transporte. Uma vez ressuspenso, o material pode ser redistribuído em direção à costa ou ao largo, dependendo das condições hidrodinâmicas, da morfologia praial e das características das partículas. Além disso, a deriva litorânea pode promover seu transporte paralelo à linha de costa, ampliando espacialmente a área potencialmente afetada (DALLY, 2005; SHORT, 2012; CASTELLE *et al.*, 2016).

O monitoramento da Restinga mostrou que as evidências se relacionam principalmente à contaminação por metais e à incorporação desses elementos pelos tecidos vegetais. Os principais locais identificados com os maiores teores foram Cacimbas (E6), REBio Comboios (E7) e Degredo (E10). Na perspectiva temporal, no período seco de 2025, o acúmulo de manganês esteve associado à redução da produtividade primária e ao aumento do estresse oxidativo da vegetação. Esse padrão permaneceu no período chuvoso de 2026. A bioacumulação de manganês persistiu e se intensificou principalmente em Cacimbas, Degredo e REBio Comboios, ocorrendo também altos valores de bioacumulação de arsênio, zinco, chumbo e cádmio.

Esses resultados são especialmente importantes porque coincidem espacialmente com setores já identificados por outros indicadores como áreas de maior influência do MLD. Assim, além da presença nos sedimentos, há evidências de transferência dos elementos presentes nas praias para a vegetação. A chegada do MLD à vegetação de restinga pode ocorrer tanto pelo espraiamento das ondas sobre a restinga quanto pela ação do aerossol marinho. Esse aerossol é formado pela quebra das ondas junto à costa e pela ação do vento sobre a superfície do oceano, sendo sua produção diretamente relacionada à velocidade do vento (DE LEEUW *et al.*, 2011; GRYTHE *et al.*, 2014; VARLAS *et al.*, 2021). No Relatório RT-46/Fest (2024), a análise da influência dos processos hidrometeoceanográficos sobre a deposição de metais no solo da restinga evidenciou uma influência significativa tanto da velocidade do vento quanto da altura das ondas nas concentrações de metais, com maior contribuição da velocidade do vento. De modo geral, foi observada correlação positiva e significativa entre a altura significativa das ondas e as concentrações de As, Cd, Cr, Pb e V. Da mesma forma, verificou-se uma relação direta e significativa entre a velocidade do vento e as concentrações da maior parte dos metais analisados, com exceção de Cd, Ni Sn e Zn. A análise da direção dos ventos mostrou, ainda, que as maiores concentrações de metais no solo da restinga estiveram associadas a ventos provenientes das

direções norte-nordeste, leste-sudeste, norte e sul, sugerindo a influência tanto do aerossol marinho quanto da região costeira sobre a deposição desses elementos nesse ambiente.

Nos manguezais monitorados, os organismos do setor correspondente ao rio Doce apresentaram, ao longo da série histórica, as maiores concentrações de metais nos tecidos, incluindo brânquias, hepatopâncreas e músculo. Esses indícios observados foram analisados de forma integrada com fatores como salinidade, precipitação, vazão e amplitude de maré. Já nos outros setores, os períodos de aumento nos teores de metais coincidem com o período chuvoso, sugerindo também uma possível influência da Bacia Hidrográfica. Os sinais de contaminação e bioacumulação apareceram em Barra Nova, São Mateus, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim.

Temporalmente, no período chuvoso de outubro de 2019 a março de 2020, foi registrada média a alta bioacumulação foliar de Pb nos estuários monitorados. Posteriormente, entre outubro de 2021 e março de 2022, foram identificadas alterações pontuais nos estuários de Barra Nova e São Mateus, com nova ocorrência em Barra Nova entre janeiro e março de 2023. Mais recentemente, no período chuvoso de outubro de 2025 a março de 2026, observou-se novo aumento do acúmulo foliar de Pb em Barra Nova e São Mateus, indicando a recorrência temporal desse padrão nesses dois estuários. A recorrência temporal dessas alterações reforça a interpretação de que os ambientes estuarinos permanecem sujeitos à redistribuição e permanência de contaminantes associados ao MLD.

No ambiente marinho, o uso do IMS apresentou a evidência mais direta da presença do rejeito. A foz do rio Doce tem sido a região mais impactada pelo aporte do MLD. O sinal de rejeito foi registrado em todas as estações da Foz, apresentando maior frequência nos pontos situados em profundidades inferiores a 20 m. Espacialmente, a maior frequência foi observada no setor Foz Norte, seguido pelo setor Foz Central. Os resultados indicaram direção preferencial de transporte para norte/nordeste, principalmente nas regiões mais rasas. Localmente, a estação SD01, situada em área rasa e próxima à desembocadura, permaneceu com altos valores do sinal de rejeito, indicando manutenção do aporte de material associado ao MLD na região da foz.

Na perspectiva temporal, a evolução temporal do sinal mostrou comportamento não monotônico. O Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021) apresentou o maior número de ocorrências da presença do rejeito. Já a partir do Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022) foi observada uma redução geral, de forma que os Anos 5 (outubro de 2022 a setembro de 2023) e 6 (outubro de 2023 a setembro de 2024) apresentaram diminuição das ocorrências, sendo o Ano 6 o período de menor frequência nos setores Foz Norte e Foz Sul. No Ano 7 (outubro de 2024 a setembro de 2025), porém, houve nova intensificação da presença do sinal de rejeito em todos os setores da Foz. Na Foz Central, a presença foi registrada em todos os pontos amostrados. No Ano 8 (outubro de 2025 a janeiro de 2026), foi observada uma nova redução, particularmente na Foz Norte, embora o sinal não tenha desaparecido.

No setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a presença do sinal de rejeito apresenta forte dependência da profundidade. Nas regiões rasas, até aproximadamente 36 m, o sinal foi identificado nas estações CA01, CA02, CA05, CA08, CA09 e CA13. Nessas estações, a maior frequência de ocorrência foi identificada no Ano 3, seguida por redução progressiva ao longo dos anos, com um

discreto aumento no Ano 7. Na região profunda (maior que 36 m), a ocorrência foi menos frequente e apresentou tendência de redução mais acentuada, com ausência do sinal nos Anos 5 e 8. Destaca-se que também foram identificados indícios de MLD na região central em direção à plataforma externa da APA, inclusive em áreas de fundos de rodolitos. Entretanto, nessa região a ocorrência foi descontínua temporalmente. Assim, o padrão indica maior persistência do material nas porções rasas do setor APA Costa das Algas e presença mais episódica em regiões profundas e externas.

No Setor Norte, o sinal de rejeito foi detectado em todas as campanhas realizadas, de forma que as maiores frequências de ocorrência ocorreram em Degredo (estações DEG01 e DEG02) e Barra Seca (estação BS01). Temporalmente, os maiores valores de IMS foram observados em janeiro de 2022. Após essa campanha, foi observada uma redução seguida de uma estabilidade entre agosto de 2022 a julho de 2024. No Ano 7, os valores de IMS aumentaram, principalmente nos meses secos de abril e julho de 2025, alcançando valores semelhantes aos observados no início da série histórica.

Em janeiro de 2026, os valores de IMS atingiram o menor valor da série histórica no Setor Norte, mas a presença de rejeito não desapareceu completamente. Desta forma, no setor Norte, a região de Degredo emerge, portanto, como um dos principais pontos de persistência da assinatura do rejeito, apresentando correspondência entre evidências marinhas, costeiras e de bioacumulação na Restinga. No setor de Abrolhos, os valores de IMS e suscetibilidade magnética permaneceram majoritariamente próximos ou abaixo dos valores de referência, ao longo de todo o monitoramento. Uma ocorrência de sinal de rejeito foi registrada na estação MUC02, no período chuvoso do Ano 4, em janeiro de 2022. Entretanto, por se tratar de uma ocorrência isolada, a evidência de presença de rejeito no setor é considerada inconclusiva.

Desta forma, a sequência temporal mostra que a presença do rejeito na região marinha não tem seguido uma redução progressiva e contínua, mas apresenta períodos de redução intercalados por novas intensificações. Conforme discutido nos relatórios Fest (2023) e Fest (2024), após ser transportado pelo aporte fluvial do rio Doce, o MLD alcança o Ambiente Marinho, onde sua dispersão, transporte e deposição passam a ser controlados principalmente pelos processos meteoceanográficos. Nesse contexto, a atuação dos ventos, das ondas superficiais de gravidade e das correntes costeiras desempenha papel fundamental na redistribuição do material e na definição das áreas preferenciais de deposição.

A análise espaço-temporal abrangendo o período de novembro de 2015 a janeiro de 2026 mostrou que o padrão de deposição e dispersão do material proveniente do rompimento da barragem de Fundão no Ambiente Marinho acompanha as trajetórias preferenciais de deposição dos sedimentos transportados pelo rio Doce (BASTOS *et al.*, 2015; QUARESMA *et al.*, 2015; BOURGUIGNON *et al.*, 2018; VIEIRA *et al.*, 2019; QUARESMA *et al.*, 2021). De acordo com Quaresma *et al.* (2015), ao sul da foz do rio Doce, os sedimentos de fundo, até 30 m de profundidade, são predominantemente constituídos pela fração lamosa proveniente do aporte fluvial. Em contraste, nas regiões central e norte da foz, os sedimentos apresentam uma mistura de areia e lama, caracterizando essas áreas como zonas de by-pass para os sedimentos ressuspensos durante eventos de alta energia. Oliveira (2018) demonstrou, ainda, que,

embora as condições meteoceanográficas típicas dos eventos de cheia na bacia do rio Doce favoreçam a deposição de sedimentos em águas rasas, especialmente ao sul da foz, a dispersão desses materiais é significativamente influenciada por eventos energéticos associados à passagem de Sistemas Transientes. Esses eventos promovem a redistribuição dos sedimentos transportados pelo rio Doce em direção ao norte, abrangendo as porções interna e média da plataforma continental e favorecendo a deposição preferencial do MLD nessas regiões. Esse padrão preferencial de transporte dos sedimentos em direção ao norte, acompanhado pelo aumento das concentrações de metais nessa mesma direção, tem sido observado desde a chegada do MLD ao Ambiente Marinho, em novembro de 2015 (BASTOS *et al.*, 2017; QUARESMA *et al.*, 2021).

Portanto, o modelo espaço-temporal de distribuição do MLD indica que, após alcançar o ambiente marinho, o MLD é submetido a sucessivos processos de deposição, ressuspensão, transporte e redeposição, determinados principalmente pela atuação conjunta das ondas, correntes costeiras e ventos. Nesse contexto, observa-se uma deposição preferencial inicial em águas rasas, especialmente ao sul da foz do rio Doce, enquanto eventos de maior energia favorecem a ressuspensão e a redistribuição do material ao longo da plataforma continental, com transporte preferencial em direção ao norte e deposição nas porções interna e média da plataforma. Assim, a distribuição espaço-temporal das evidências de MLD no Ambiente Marinho não representa um padrão estático, mas reflete a contínua interação entre o aporte fluvial, a disponibilidade de material previamente depositado e a variabilidade das condições meteoceanográficas, que controlam sua remobilização e redistribuição ao longo do tempo.

Em síntese, a atualização do modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do MLD, com base na série histórica de setembro de 2018 a março de 2026, evidencia que os efeitos associados ao material ligado ao desastre permanecem identificáveis nos diferentes compartimentos do sistema Rio Doce–zona costeira–plataforma continental, embora com intensidades, indicadores e graus de atribuição distintos entre os ambientes monitorados. A integração das evidências sedimentológicas, mineralógicas, geoquímicas e biológicas mostra que a distribuição do MLD não pode ser compreendida como uma trajetória linear de dispersão seguida por redução progressiva ao longo do tempo. Ao contrário, os resultados caracterizam um sistema dinâmico, no qual áreas de deposição atuam como fontes potenciais para sucessivos processos de remobilização, transporte e redeposição, condicionados pela variabilidade hidrológica e meteoceanográfica. Nesse contexto, a calha e a foz do rio Doce permanecem como elementos centrais na conexão entre os diferentes compartimentos, enquanto a dispersão costeira e marinha apresenta predomínio em direção ao norte, sem excluir ocorrências ao sul da desembocadura e em regiões mais afastadas. A recorrência de sinais após períodos de redução, observada em diferentes indicadores e ambientes ao longo da série histórica, reforça o caráter não monotônico da evolução espaço-temporal do MLD. Dessa forma, o modelo final indica que, mais de dez anos após o rompimento da Barragem de Fundão, a distribuição do material associado ao desastre resulta da interação entre o aporte proveniente da bacia, o material acumulado nos diferentes compartimentos ambientais e sua contínua remobilização e redistribuição pelos

processos fluviais, costeiros e marinhos, mantendo evidências de sua presença e influência no sistema monitorado até as campanhas mais recentes.

### 6.3.3 Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental)

Como demonstrado nas seções anteriores, a avaliação do estado ambiental é um componente central da estrutura DPSIR, pois permite compreender como as pressões exercidas sobre o ambiente se refletem nas condições físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas, subsidiando a identificação dos impactos sobre a biodiversidade aquática. No contexto integrativo que se busca avaliar, a caracterização do estado possibilita a identificação do comportamento espaço-temporal dos indicadores hidrometeoceanográficos, químicos e biológicos, permitindo assim uma análise conjunta das alterações ambientais e de suas relações. A partir dos modelos conceituais de cada ambiente desenvolvidos nos últimos relatórios, foram então identificados os principais indicadores de estado que podem ser utilizados para descrever a qualidade da água e dos sedimentos, a dinâmica ambiental que pode acarretar alterações nestes índices e também a estrutura das comunidades aquáticas, que possui intrínseca relação com estes parâmetros abióticos avaliados. Dessa forma, a avaliação integrada desses indicadores permite compreender os processos ecológicos em diferentes escalas, identificar os possíveis efeitos (tanto positivos como negativos) que ocasionam sobre os ambientes dulcícola, costeiro e marinho e fornecer bases técnicas para o monitoramento e a gestão ambiental.

Neste sentido, seguiu-se buscando a identificação de parâmetros bióticos e abióticos que permitam a caracterização em que o ambiente se encontra, auxiliando assim na verificação posterior de quais impactos ainda estão sendo observados. Para tanto, de modo a possibilitar uma comparação com as Sínteses Integrativas presentes nos relatórios anuais anteriores, isto é, RT43, 46 e 49, e assim compreender a evolução espacial do estado ambiental das áreas monitoradas, os mesmos dados anteriormente selecionados foram atualizados até março de 2026 para a avaliação dos parâmetros hidrometeoceanográficos, de índices de qualidade da água e do sedimento e índices ecológicos de comunidades aquáticas monitoradas. Foram então avaliados dados de vazão, concentração de sedimentos suspensos e descarga total de sedimentos do rio Doce; material particulado em suspensão (MPS) e turbidez do rio Doce e dos pontos amostrais do ambiente Marinho; altura significativa de ondas do Ambiente Marinho; e granulometria do sedimento de todos os ambientes (Dulcícola, Costeiro e Marinho). Também se buscou uma identificação da qualidade ambiental das matrizes monitoradas na forma de índices, aos quais foram usados (1) o Canadian Water Quality Index (CWQI) para a avaliação da água dos ambientes Dulcícola (Calha e Foz do rio Doce), Costeiro (especificamente o ambiente de Praia) e Marinho; e (2) o Sediment Quality Guideline Quotients (SQG-q) para a verificação da qualidade do sedimento (para todos os ambientes monitorados), além da verificação das concentrações de metais e metaloides em sua forma particulada na água, por não terem valores de referências que possibilitem colocá-las no índice de qualidade de água (Fest, 2023).

Em relação aos dados biológicos, optou-se por utilizar grupos que ocupam os primeiros níveis das cadeias tróficas, pois respondem de forma mais direta às variações dos processos

hidrometeoceanográficos e das condições de qualidade ambiental, constituindo importantes indicadores das relações entre os componentes abióticos e bióticos dos ecossistemas. Para isso, foram empregadas análises em diferentes grupos biológicos em cada ambiente monitorado, mantendo correspondência ecológica entre eles: (1) no Ambiente Dulcícola, foram avaliados os índices ecológicos (IEs) do fitoplâncton, zooplâncton e perifíton; (2) nos ecossistemas de praias, os índices ecológicos da macrofauna bentônica; (3) nos ambientes de restinga e manguezal, as concentrações de metais em espécies vegetais representativas; e (4) no Ambiente Marinho, os índices ecológicos do fitoplâncton, zooplâncton e bentos de fundo inconsolidado.

Conforme observado nos relatórios anuais anteriores (Fest, 2024; 2025), cada Tema monitorado pelo PMBA/Fest-UFES apresenta particularidades quanto às características ambientais, aos parâmetros avaliados e à distribuição espaço-temporal das campanhas amostrais, o que representa um desafio para a integração dos resultados. Para minimizar essas diferenças, adotou-se uma abordagem baseada na compatibilização temporal das campanhas e na regionalização dos pontos amostrais, considerando sua localização e características ambientais.

Assim, como já performado anteriormente, os Ambientes Marinho, Praias, Restinga e Manguezais, foram organizados em três setores: (1) APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes (APA); (2) Foz; e (3) Norte, permitindo uma interpretação integrada dos processos ambientais. Para o Ambiente Dulcícola, foram considerados os pontos localizados na calha e na foz do Rio Doce (RDO11, RDO12, RDO14, RDO15 e RDO16 da malha atual), possibilitando sua integração com os demais ambientes monitorados. Em relação à dimensão temporal, foram selecionadas campanhas realizadas em períodos equivalentes ao longo do monitoramento, reduzindo discrepâncias entre os diferentes Temas. Dessa forma, a análise integrou 26 campanhas do grupo marinho, 16 de praias, 15 de restinga, 16 de manguezais e 26 do Ambiente Dulcícola (MS_Síntese Integrativa – Estado Ambiental). Essa aproximação espaço-temporal permitiu identificar, de forma concomitante, os principais processos e alterações ambientais observados nesse conjunto de ecossistemas interconectados, fornecendo uma base mais consistente para a interpretação integrada do estado ambiental e para o suporte à gestão dos ambientes monitorados.

Os primeiros pontos avaliados foram os processos hidrometeoceanográficos, uma vez que são importantes fatores de alteração da qualidade da água e do sedimento (BOM *et al.*, 2026). Seguindo os padrões já estabelecidos na literatura e nos anos anteriores do monitoramento, o Ano 7 e 8 (outubro de 2024 a março de 2026) tiveram vazões típicas divididas em período chuvoso e seco. Neste sentido, se observou maiores valores entre os meses de outubro e março, enquanto os menores foram identificados entre os meses de abril e setembro (Material Suplementar do Tema Modelagem – MS_AM_ Modelagem). Esses mesmos padrões de vazão foram identificados nos dias das coletas performados pelos diferentes temas, isto é, com maiores valores no período chuvoso e menores no período seco, o que permite usar o valor diário como um proxy de explicação para as alterações ambientais e biológicas. Ainda para o Ambiente Dulcícola, foram identificados durante os Anos 7 e 8, na calha e na foz do rio Doce, maiores valores de material particulado em suspensão, turbidez, concentração e descarga de sedimentos durante o período chuvoso, enquanto os menores valores

ocorreram no período seco. Esses padrões, também observados em anos anteriores, são característicos da dinâmica sazonal do sistema e estão intimamente relacionados às variações na vazão do rio Doce (Material Suplementar do Tema Limnologia).

Para estes mesmos anos, o monitoramento de altura significativa de ondas também seguiu os padrões sazonais típicos para a região estudada, com valores maiores durante os períodos secos e menores durante períodos chuvosos (Fest, 2023; 2024). Este fato se deve pelo predomínio de chegada de ondas de *swell* durante os períodos secos, principalmente provenientes do quadrante S-SE na banda de frequências mais baixas, às quais resultam em um estado de maior energia e consequentemente em maiores Hs e Tp (Material Suplementar do Tema Modelagem – MS_AM_ Modelagem). Para os resultados de turbidez do Ambiente Marinho mais uma vez não foram observadas tendências sazonais claras, sobretudo pois este parâmetro apresentara influência de dois fatores ao longo do ano, a depender do período monitorado. Em períodos chuvosos este parâmetro é influenciado predominantemente pelos picos de vazão do rio Doce, enquanto a atuação de ondas em períodos secos é a principal responsável pelo seu aumento durante os períodos secos, sobretudo pela ressuspensão do material depositado no fundo marinho.

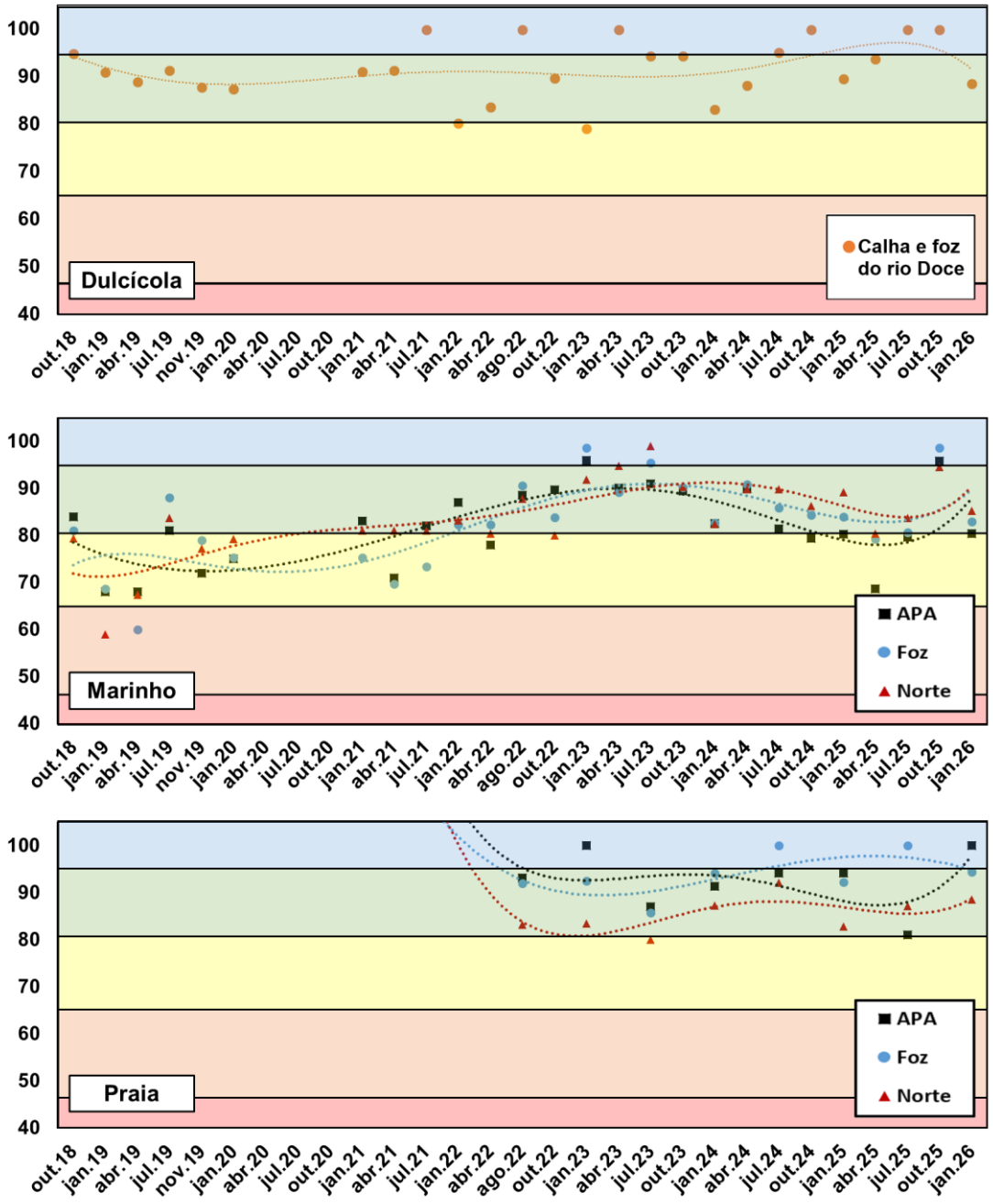
Também foram verificados os valores percentuais dos teores de lama em todos os ambientes monitorados, a fim de possibilitar a identificação de possíveis alterações espaço-temporais devido ao aporte de rejeitos proveniente do rompimento da barragem de Fundão. Temporalmente, não há grandes variações para cada ambiente, porém algumas tendências espaciais podem ser observadas. De forma geral, e para os Anos 7 e 8, os teores de lama na calha do rio Doce apresentam baixas porcentagens, sendo predominantemente caracterizado por teores de areia. No Ambiente marinho é possível identificar que as áreas mais próximas à foz do rio Doce apresentam maiores teores de lama, enquanto os setores APA e Norte são predominantemente compostos por areia (MS_AM_Sedimentação Marinha). No ambiente Costeiro, as praias apresentam maiores percentuais de lama somente em algumas porções submersas das isóbatas de 5 e 10 metros, na restinga a presença de lama é praticamente insipiente e nos manguezais há a predominância de areia, mas com teores de lama que se aproximam ou até mesmo ultrapassam esses valores (vale destacar os pontos do rio Doce, que possuem teores de lama maiores que 60%).

Com relação aos índices da qualidade do ambiente da água foi possível identificar que alterações espaciais e temporais continuam a ocorrer para cada um dos ambientes analisados. Como mencionado anteriormente, para a análise do estado da água foi utilizado o índice CWQI, caracterizando os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro (este último somente para o tema Praia). Seguindo classificação idealizada por SAFFRAN *et al.* (2001) a qualidade do ambiente pode ser subdivida em: (1) Ruim, que evidencia ameaça ou prejuízo muito frequente; (2) Marginal, indicando ameaça frequente; (3) Justo, que sugere ameaças ocasionais; (4) Bom, que demonstra um pequeno grau de ameaça; e (5) Excelente, a qual indica uma ausência virtual de ameaça. Um ponto de importante destaque na identificação da qualidade de água através de índices é a escolha dos compostos a serem utilizados, uma vez que a depender do número de variáveis escolhidas, podem resultar em valores distintos. Na presente seção foram usados – quando possível – as mesmas variáveis sugeridas por Longhini *et al.*

(2022), ou seja, metais em sua forma total ou dissolvida (a depender dos valores estabelecidos em legislação), nutrientes e compostos orgânicos. Devido à essa escolha de variáveis, pode haver algumas discrepâncias dos valores aqui demonstrados com os apresentados pelos temas Tema Qualidade da Água e Sedimento para o Ambiente Dulcícola, pelo Tema Hidrogeoquímica no Ambiente Marinho e pelo Tema Praia, que não levam em consideração essa mesma escolha de variáveis.

Similarmente aos anos anteriores, a qualidade da água da Calha e foz do rio Doce nos anos 7 e 8 seguiu classificações entre Bom e Excelente, não havendo tendências significativas de melhora ou piora ao longo do tempo, denotando estabilidade para este ambiente (Figura 26). Como já mencionado em relatórios anteriores, os maiores valores do índice para este ambiente ocorreram em períodos secos e os menores em períodos chuvosos – o que também ocorreu para as últimas campanhas amostrais – estando relacionado às variações de vazão que possibilitam distintos aportes de contaminantes para o ambiente (Fest, 2024; 2025). Para o Ambiente Marinho, seguiu-se uma tendência significativa de melhora para os setores Foz e Norte, porém ainda com variações sazonais ao longo dos Anos 7 e 8. Por outro lado, o setor APA mudou o seu comportamento, não havendo mais tendência significativa de alteração, principalmente por conta da maior variação identificada durante as últimas coletas (Figura 26). Cabe destacar que os principais responsáveis por alterações nos índices são o ferro dissolvido, manganês e zinco da fração total, aos quais são influenciados pelos fatores hidrometeoceanográficos da região (Material Suplementar Hidrogeoquímica - MS_AM_Hidrogeoquímica). Já para o Ambiente Costeiro – Tema Praias também foi possível variações ao longo do monitoramento para todos os setores, sem que haja uma tendência significativa de melhora ou piora. De modo geral, este ambiente foi classificado principalmente como Bom, com algumas campanhas apresentando classificação como Marginal ou Excelente.

Figura 26: Índices de qualidade de água para os Ambientes Marinho e Dulcícola para os 8 anos de monitoramento avaliados (de setembro/2019 a março/2026), aos quais foram analisados, quando possível, a partir da concentração de metais totais e dissolvidos, nutrientes e compostos orgânicos presentes nas distintas campanhas e setores. O gráfico superior representa a calha e foz do rio Doce, o intermediário representa o ambiente Marinho (os quadrados pretos representam o setor APA, os círculos azuis o setor Foz e os triângulos vermelhos o setor Norte) e o inferior retrata o Tema Praias (com o mesmo esquema de símbolos). Para cada um deles, as linhas pontilhadas de cada cor representam a melhor linha de tendência polinomial para ambos os ambientes/setores. As distintas faixas horizontais de cor representam as categorias utilizadas para a verificação da qualidade da água, segundo SAFFRAN *et al.* (2001): (a) Laranja – CWQI entre 45 e 64 é relatado como Marginal e indica ameaça frequente; (b) Amarelo – o valor CWQI entre 65 e 79 é relatado como Justo e sugere ameaças ocasionais; (c) Verde – valor CWQI entre 80 e 94 é relatado como Bom e mostra um pequeno grau de ameaça; e (d) Azul – de 95 a 100 é relatado como Excelente e indica uma ausência virtual de ameaça. Cabe destacar que o CWQI entre 0 e 44 é classificado como Ruim e mostra ameaça ou prejuízo muito frequente, porém não foi aqui destacado na figura por nenhuma campanha relatar valores médios dentro dessa categoria.

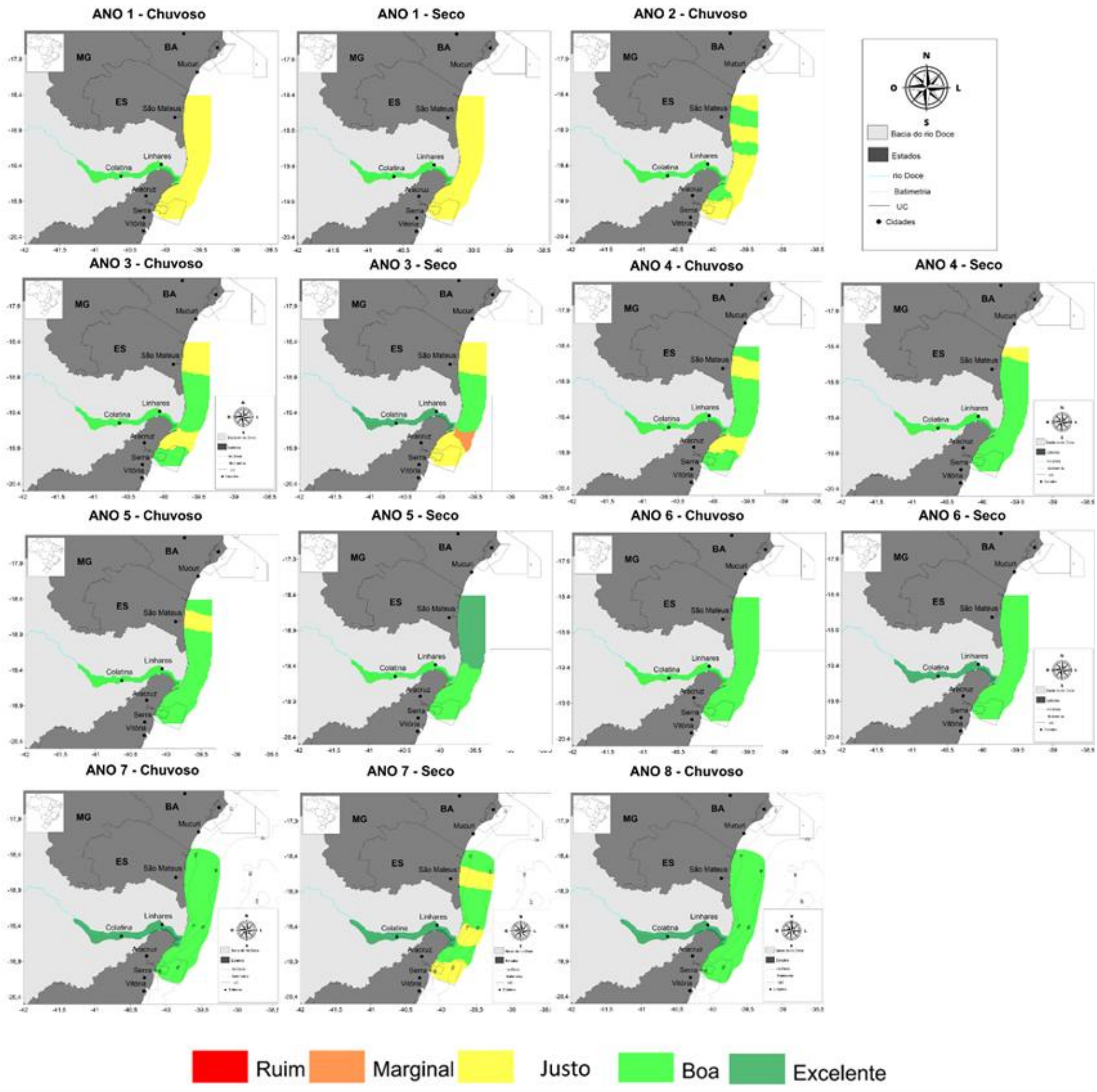


Ainda se utilizando dos valores calculados pelo CWQI foram elaborados mapas com o objetivo de proporcionar uma melhor visualização da distribuição espaço-temporal do estado da qualidade da água nos ambientes monitorados, considerando os períodos seco e chuvoso ao longo dos oito anos de monitoramento (Figura 27). Quanto à dimensão temporal apresentada na Figura 27, foram calculadas médias dos valores obtidos nas campanhas realizadas dentro de cada período sazonal, permitindo a caracterização dos períodos seco e chuvoso, conforme a classificação temporal estabelecida anteriormente. Ainda, para uma melhor caracterização espacial, para estes mapas foram consideradas as diferentes estações amostrais monitoradas pelo Ambiente Marinho (APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Central, Foz, Norte, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas)

Através destes mapas foi possível identificar que, como evidenciado em relatórios anteriores, existem diferenciações tanto do ponto de vista temporal, com os piores resultados nos primeiros anos de monitoramento e uma melhora ao longo do tempo, como espacialmente, com as estações se diferindo entre si. Para os Anos 7 e 8 a qualidade da água do Ambiente Dulcícola se manteve como excelente, tanto nos períodos chuvosos quanto no seco. Esse fato demonstra que mesmo com algumas flutuações observadas ao longo das campanhas amostrais, a foz e calha do rio Doce já apresenta uma certa estabilidade temporal. Já para o Ambiente Marinho, ainda é perceptível algumas modificações nas classificações da qualidade da água em algumas estações amostrais durante os últimos dois anos, sobretudo no período seco do Ano 7, em que se identificou uma piora ambiental – passando de Bom para Justo – na região da APA, da Foz Norte e em Conceição da Barra, enquanto as outras estações seguiram classificadas como Boas ao longo destes anos. Esse fato pode evidenciar que outras pressões para além do MLD podem alterar o fluxo de contaminantes para as áreas monitoradas e, por sua vez, alterar a qualidade da água de um determinado local.

Ainda se tratando da avaliação da qualidade da água, foram analisados os metais em sua forma particulada de maneira independente dos índices, pois – como já dito anteriormente – não há valores de referência em legislação para eles. Seguindo os panoramas dos anos anteriores para a calha e foz do rio Doce, os Anos 7 e 8 mostraram sazonalidade marcada para as concentrações dos principais metais nesta forma presentes no Ambiente Dulcícola, com os maiores valores sendo observados nos períodos chuvosos, em que a vazão é maior. Foi possível também identificar que, do mesmo modo que os anos anteriores, ainda não há uma tendência significativa de diminuição nas concentrações dos metais particulados, evidenciando que ainda há pulsos de entrada no sistema em determinados períodos do ano. De forma similar, para o ambiente Marinho não é possível identificar tendências significativas de aumento ou diminuição nas concentrações de metais particulados ao longo do monitoramento, porém, diferente do ano 6, em que os valores estavam menores que os anos anteriores, nos Anos 7 e 8, voltou-se a aumentar as concentrações dos principais metais, sem, no entanto, chegar próximo aos valores máximos da série histórica.

Figura 27: Avaliação espaço-temporal do índice de qualidade da água (CWQI) considerando-se os Ambientes Dulcícola e Marinho e distinguindo os períodos de coletas em chuvosos (outubro a março) e secos (abril a setembro). Para uma melhor caracterização espacial do Ambiente Marinho foram usados os valores de índice para cada estação monitorada no âmbito do PMBA/Fest-UFES, isto é, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Central, Foz, Norte, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas. Em termos temporais, foi realizada a média entre as campanhas de um mesmo período. As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade da água: Vermelho – Ruim; Laranja –; Marginal; Amarelo – Justo; Verde claro – Boa; e Verde escuro – Excelente.

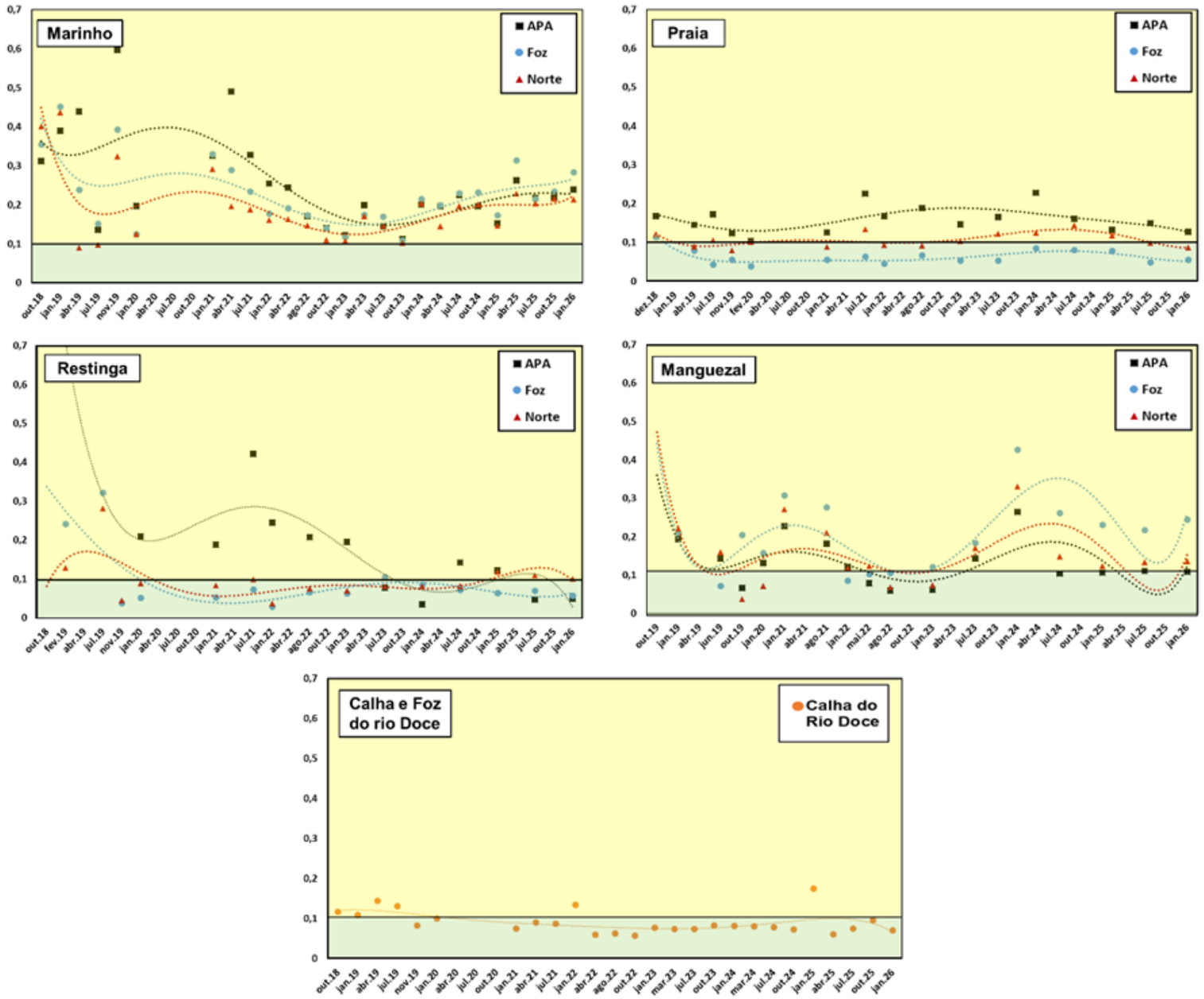


Com relação à qualidade do sedimento (SQG-q) a presente seção continuou a seguir metodologia já performada nos anos anteriores, a qual foi idealizada por MACDONALD *et al.* (2004), em que os valores observados nas coletas são comparados com valores de referência, sendo utilizados os valores de As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. A partir dessa comparação as amostras de sedimento foram então classificados em três categorias de qualidade quanto aos prováveis efeitos adversos e toxicológicos sobre a fauna: (a) Não impactado (SQG-q < 0,1); (b) Moderadamente impactado (0,1 < SQGq < 1,0) e Altamente impactado (SQG-q > 1,0). De forma geral, cada ambiente apresentou particularidades em sua dinâmica espaço-temporal ao longo dos anos de monitoramento (Figura 28, as quais podem estar associadas aos diferentes processos hidrometeoceanográficos e morfodinâmicos anteriormente descritos. Como demostrado nos relatórios anteriores, nenhum ambiente foi classificado como altamente impactado ao longo do monitoramento e esse mesmo padrão foi observado para os Anos 7 e 8.

No Ambiente Dulcícola, representado pelos pontos de monitoramento localizados na calha e na foz do rio Doce, observou-se, ao longo da série histórica, relativa estabilidade do índice, com classificação predominante de não impactado ou próxima ao valor limite, independentemente da sazonalidade. Esse padrão também foi observado nos Anos 7 e 8, com exceção da campanha de janeiro de 2025, quando foram registrados valores mais elevados, correspondentes à classificação de moderadamente impactado. Cabe ressaltar que apesar dessa baixa flutuação ao longo do tempo, análises demostraram tendência de diminuição nos valores do SQG-q, ou seja, o sedimento está melhorando para este ambiente. O Ambiente Marinho, de forma distinta, apresenta de forma geral ao longo de todo o monitoramento a classificação de Moderadamente Impactado para todos os setores. Para este ambiente não são observadas tendências de diminuição ou aumento para cada setor, o que denota flutuações temporais ainda presentes. Ademais, como observado no relatório anual passado (Fest, 2025), há um aumento nas concentrações de metais nos anos 7 e 8, porém ainda sem se aproximar dos valores mais altos observados no início do monitoramento.

Os resultados do Ambiente Costeiro para os Ano 7 e 8 também seguiram os mesmos padrões identificados anteriormente para os três ecossistemas analisados. Para o tema Praias, não foi possível identificar tendências temporais de melhora na qualidade do sedimento, com o setor APA apresentando sedimento moderadamente impactados, enquanto os setores Foz e Norte foram classificados como não-impactados para este último ano. Para a restinga continuou-se a observar tendências significativas de melhora no estado do sedimento ao longo dos anos para o setor APA, sendo que as últimas duas campanhas apresentaram classificação como não-impactado. Já para os setores Foz e Norte se observa uma estabilidade neste índice, com o primeiro sendo classificado como não impactado desde o Ano 3 e o segundo tendo flutuações entre não-impactado e moderadamente impactado ao longo dos últimos anos. Por fim, como já identificado anteriormente, os manguezais de todos os setores ainda apresentam flutuações temporais, sendo que os com os maiores valores da série histórica foram identificados nos pontos amostrais situados no setor Foz. Cabe destacar ainda que durante o período chuvoso do Ano 6 foram observados os piores cenários de contaminação, com certa recuperação nos Anos 7 e 8.

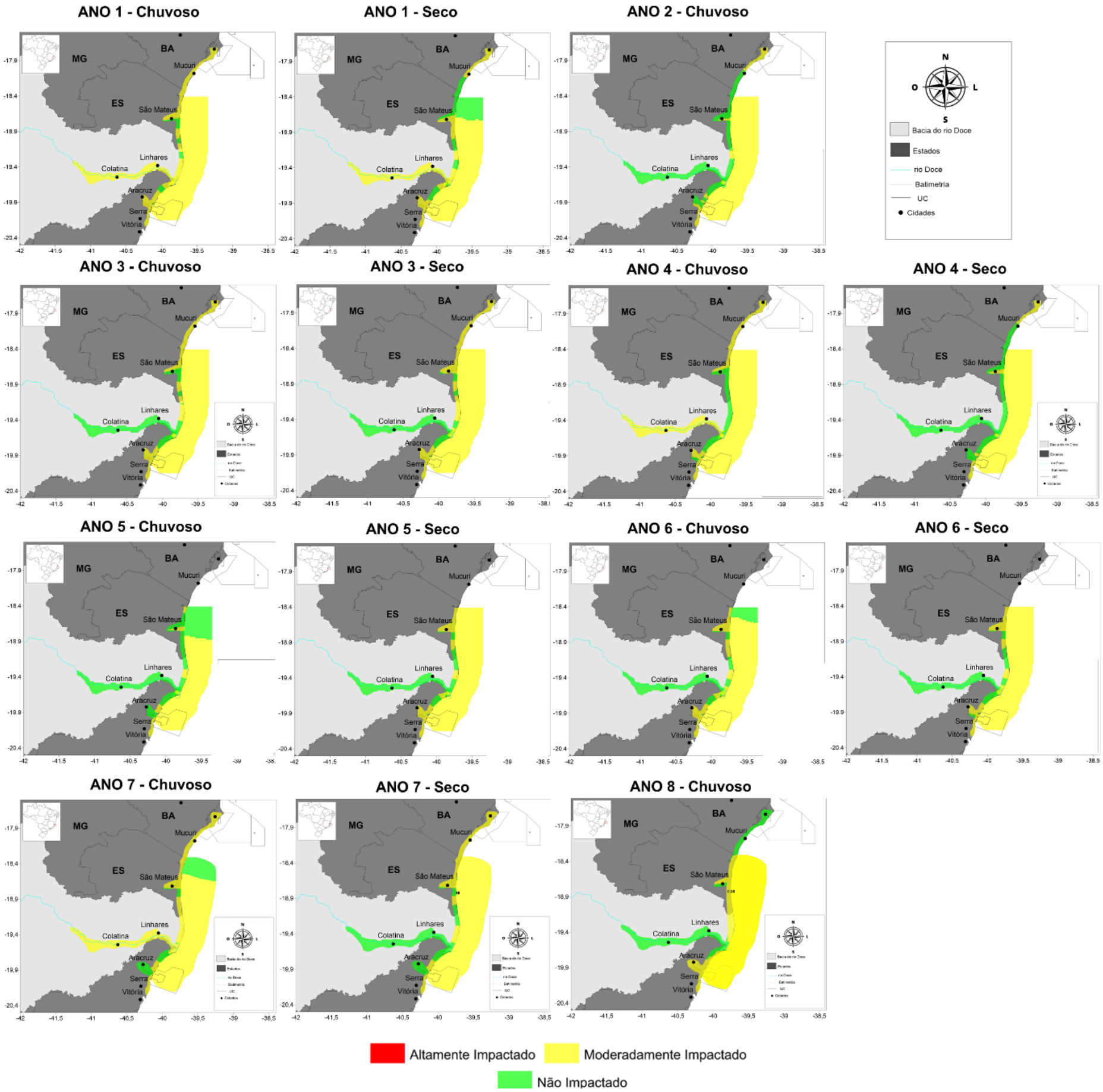
Figura 28: Índices de qualidade de sedimento para os Ambientes Marinho, Costeiro (praias, restinga e manguezais) e Dulcícola (calha e foz do rio Doce), aos quais foram analisados a partir da concentração de metais presentes nas distintas campanhas e setores. Cada gráfico representa um ambiente em particular, com quadrados pretos representando o setor APA, os círculos azuis o setor Foz e os triângulos vermelhos, o setor Norte. No gráfico inferior os círculos laranjas representam os pontos localizados na calha e foz do rio Doce. As linhas pontilhadas de mesma cor representam as linhas de tendência polinomial que melhor configuraram cada setor. As distintas faixas horizontais de cor representam as categorias utilizadas para a verificação da qualidade do sedimento, segundo MacDonald *et al.* (2004): a faixa verde representa a categoria Não impactado (SQG-q < 0,1) enquanto a faixa amarela equivale à categoria Moderadamente impactado (0,1 < SQGq < 1,0). No gráfico da restinga não foi possível estabelecer uma linha de tendência significativa no setor APA por conta do baixo número de campanhas realizadas.



De forma a permitir uma melhor visualização espaço-temporal, os valores de qualidade de sedimento dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho foram também demonstrados em mapas, diferenciando em períodos secos e chuvosos para os 8 anos de monitoramento (Figura 29). Como mostrado nos relatórios anteriores, o sedimento da calha e foz do rio Doce havia sido classificado como moderadamente impactado apenas no início do monitoramento e no período chuvoso do ano 4, porém desde então havia sido sempre classificado como não-impactado. Diferentemente deste padrão, o sedimento durante o período chuvoso do Ano 7 voltou a ser caracterizado como moderadamente impactado (sobretudo pela piora ambiental observada na coleta de janeiro deste ano), denotando um maior transporte e deposição de contaminantes para os pontos amostrais durante este período, que possivelmente esteja relacionado às maiores vazões. Posteriormente, isto é, nos períodos seco do Ano 7 e chuvoso do Ano 8, voltou-se à classificação de não-impactado.

O Ambiente Marinho seguiu os mesmos padrões anteriores observados, isto é, manteve a classificação de moderadamente impactado ao longo de todo o período de monitoramento, independentemente da ocorrência de períodos chuvosos ou secos. As principais exceções foram as estações de Conceição da Barra e Itaúnas, que apresentaram, em alguns períodos (incluindo o período chuvoso no Ano 7), classificação de não impactado. No Ambiente Costeiro, por sua vez, observa-se um padrão distinto entre os ecossistemas avaliados: as áreas de restinga e as praias apresentaram predominantemente classificação de sedimento não impactado, enquanto os manguezais exibiram pulsos pontuais de maior impacto ao longo do período de monitoramento.

Figura 29: Avaliação espaço-temporal do índice de sedimento (SQG-q) considerando-se os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e distinguindo os períodos de coletas em chuvosos (outubro a março) e secos (abril a setembro) do Ano 1 até o Ano 8. Para uma melhor caracterização espacial foram usados os valores de índice para cada estação monitorada no âmbito do PMBA/Fest-UFES para os Ambientes Dulcícola (calha e foz) Marinho e Costeiro (Restinga, Praia e Restinga). Em termos temporais, foi realizada a média entre as campanhas de um mesmo período. As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade do sedimento: Vermelho – Altamente impactado; Amarelo – Moderadamente impactado; Verde – Não impactado.



Após essas avaliações e análises, buscou-se identificar, de forma integrada, possíveis relações entre os processos hidrometeoceanográficos, os teores de lama e os índices de qualidade da água e do sedimento. Para isso, foram realizadas análises de correlação entre os diferentes parâmetros apresentados anteriormente, com o objetivo de avaliar a influência da dinâmica do rio Doce sobre possíveis alterações observadas nos ambientes costeiro e marinho. As análises consideraram os setores monitorados (APA, Foz e Norte) de forma compartimentada, permitindo uma avaliação espacialmente diferenciada das relações entre os parâmetros. Essa setorização teve como finalidade facilitar a interpretação dos resultados e identificar possíveis padrões e mecanismos associados às variações observadas em cada região (Figura 30).

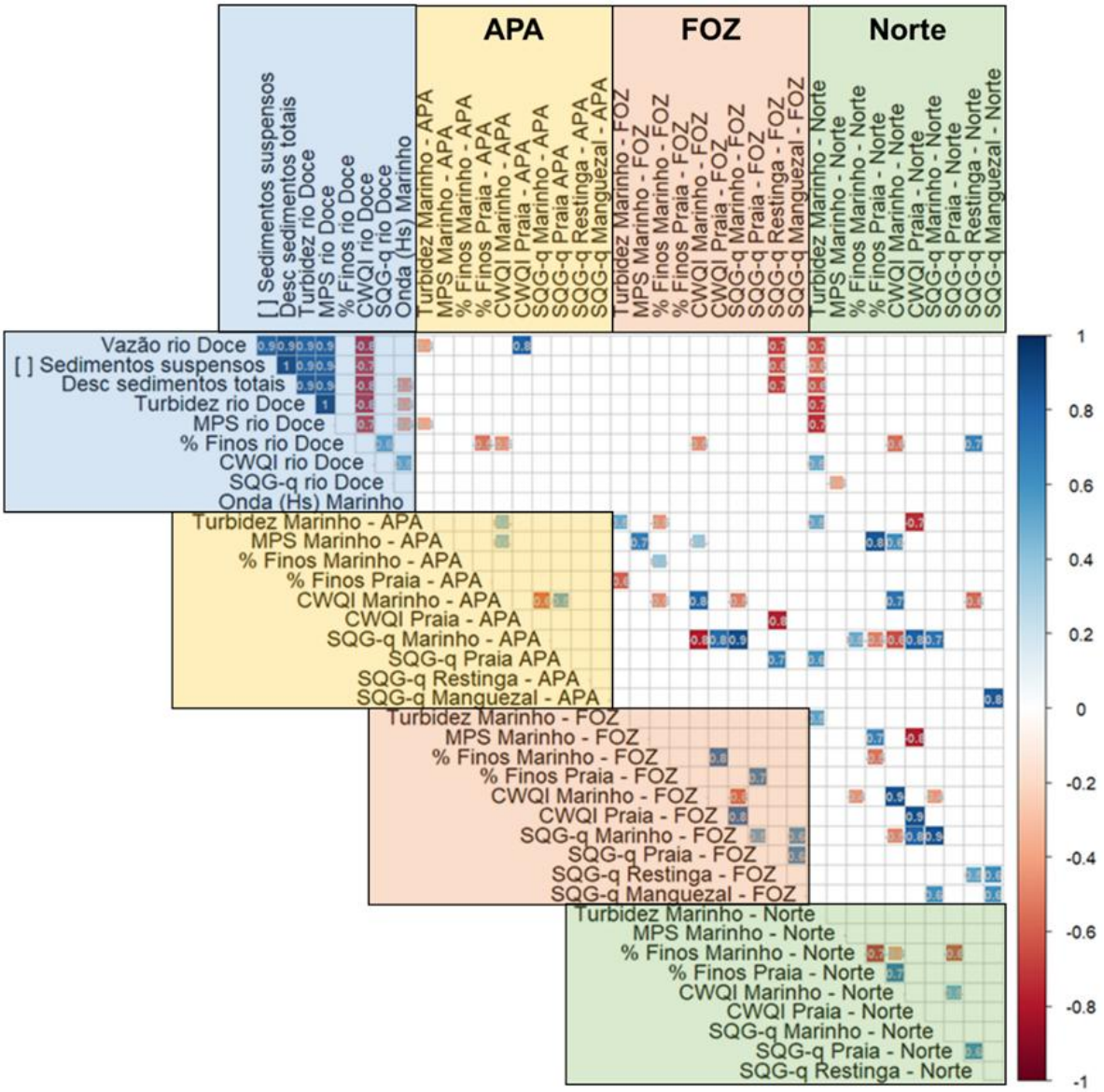
Como já observado nos relatórios anteriores, ainda é possível observar a forte correlação positiva entre os parâmetros avaliados na calha e na foz do rio Doce, especialmente entre vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos totais, turbidez e material particulado em suspensão. Esse padrão evidencia a forte influência da sazonalidade sobre a dinâmica do sistema, com maiores valores desses parâmetros durante os períodos chuvosos e menores durante os períodos secos, padrões que também foram observados para os Anos 7 e 8, como já mencionado, e que fizeram com que as correlações se mantivessem semelhantes.

Em contrapartida, alguns destes parâmetros avaliados na foz e calha do rio Doce apresentaram correlações negativas com variáveis do Ambiente Marinho, como a altura significativa das ondas. Essa relação inversa pode ser explicada pela sazonalidade dos processos hidrometeoceanográficos da região. Durante os períodos chuvosos, ocorre um aumento da vazão do rio Doce, período que coincide, predominantemente, com as estações de primavera e verão. Nessas estações, há menor frequência de passagem de frentes frias, que são importantes mecanismos de geração de ondas de maior energia na região. Dessa forma, os períodos de maior vazão do rio tendem a coincidir com menores alturas significativas de ondas, resultando na correlação negativa observada entre essas variáveis. Ademais, os parâmetros avaliados na foz e calha do rio Doce também se correlacionam negativamente com a turbidez observada nos setores APA e Norte do ambiente Marinho, resultado que sugere uma redução da influência dos processos associados ao rio Doce à medida que aumenta a distância em relação à foz, com maior participação de processos marinhos na determinação das condições ambientais nas áreas mais afastadas.

Também foram observadas através dessas análises correlações significativas entre os parâmetros hidrometeoceanográficos monitorados e alguns conjuntos de indicadores. A primeira corresponde à relação negativa do índice de qualidade da água da calha e da foz do rio Doce com as variáveis avaliadas no mesmo ambiente (vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos totais, turbidez e material particulado em suspensão) e positiva com os valores de onda do Ambiente Marinho, indicando que as variações nos índices de qualidade para este ambiente estão associadas à dinâmica hidrológica da bacia e também à processos que ocorrem no oceano adjacente. Ademais, também é possível identificar que a vazão do rio Doce possui correlação positiva com o índice de qualidade de água das praias situadas no setor APA e negativa com o índice de qualidade de sedimento da restinga no setor Foz, resultados contrários ao esperado e que podem mostrar uma

menor influência dos processos hidrológicos na qualidade ambiental destes locais. Cabe destacar ainda que os teores de lama na foz e calha do rio Doce se correlacionam negativamente com a qualidade da água do ambiente marinho, o que demonstra uma possível influência no transporte de material proveniente do rio para este ambiente.

Figura 30: Matriz de correlação de Spearman em que foram feitas comparações entre os principais processos e parâmetros hidrometeoceanográficos (vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos totais, turbidez, MPs e altura significativa de ondas), e índices de qualidade de água e sedimento para os ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, sendo utilizados dados do monitoramento entre 2018 e 2026. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostrados na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.



Com relação às avaliações entre parâmetros e índices em cada setor também foi possível identificar correlações significativas. No setor APA há correlações positivas significativas entre a turbidez e MPS com o índice de qualidade da água do Ambiente Marinho, resultado contrário ao esperado, mas que pode demonstrar que as partículas suspensas nessa região não necessariamente possuem elevadas concentrações de contaminantes. Outras correlações observadas neste setor são entre o índice de qualidade da água do ambiente marinho com os índices de qualidade de sedimento para o mesmo ambiente (negativas) e também para as praias (positivas). Isso denota uma melhora conjunta dos índices do ambiente marinho, independente da matriz e também que pode haver transporte de contaminantes de áreas mais profundas para regiões mais costeiras, sendo então depositados no sedimento. Por fim, para este setor não há correlações significativas entre os índices de qualidade de água do ambiente marinho e costeiro, e nem entre os índices de qualidade de sedimento dos distintos ambientes, o que demonstra que cada um deles possui características e processos próprios que os regem.

Para o setor Foz também foi possível identificar correlações significativas, principalmente envolvendo o percentual de finos e os índices de qualidade de água e sedimento. Neste sentido, observou-se que os teores de finos do ambiente marinho se correlacionam positivamente com a qualidade da água do mesmo ambiente, o que pode revelar que a deposição e retenção da lama no sedimento auxilia na melhora da matriz de água. No ambiente de praias deste setor, por sua vez, há uma piora na qualidade do sedimento quando há maiores percentuais de lama, denotando que a granulometria mais fina de fato auxilia na contaminação do sedimento. Interessante destacar também que para este setor há correlações positivas entre os índices de qualidade do sedimento dos diferentes ambientes (marinho, praia e manguezais), evidenciando que para este setor há possivelmente maiores interações entre eles.

Por fim, para o setor Norte se identificou correlações negativas significativas entre os percentuais de finos dos ambientes marinhos e de praia – e também com o índice de qualidade de água deste último -, possivelmente relacionado ao transporte deste tipo de sedimento de um ambiente para outro e consequentemente acarretando uma piora ambiental. Além disso, diferentemente do verificado para o setor Foz, houve correlações negativas entre os teores de finos e o CWQI do ambiente marinho, o que também pode ser explicado pelo possível transporte da sedimentos mais finos para outras áreas, não afetando diretamente a água do mesmo ambiente. Este fato também pode explicar o fato de que os percentuais de lama presentes na parte submersa das praias deste setor se correlacionam positivamente com os índices de qualidade da água do Ambiente Marinho. Por fim, neste setor também há a correlação entre os índices de qualidade do sedimento das praias e da restinga, mostrando a possível interação entre eles.

Na sequência, foi avaliado o estado dos componentes bióticos dos diferentes ambientes, considerando que as comunidades biológicas podem apresentar respostas distintas tanto entre os setores monitorados quanto ao longo do tempo. Essas variações refletem as particularidades ecológicas de cada ambiente e a influência de diferentes fatores ambientais sobre a estrutura e a composição das comunidades. Diante desse comportamento, foram utilizados os índices de biodiversidade selecionados e aplicados por cada tema de monitoramento, priorizando aqueles capazes de representar diferentes aspectos da estrutura das comunidades biológicas. A utilização integrada desses índices permite uma avaliação mais abrangente do estado ecológico dos ambientes e de suas variações espaciais e temporais ao longo do período de monitoramento.

Para a comunidade do perífiton do Ambiente Dulcícola foram identificadas variações temporais para a riqueza e diversidade de espécies ao longo do monitoramento para os pontos situados na calha e na foz do rio Doce, sem que haja, no entanto, tendências significativas de aumento ou diminuição nestes parâmetros. Cabe destacar que ao considerar apenas os pontos da Foz, é perceptível uma diminuição clara na riqueza de espécies nos últimos anos, como observado pelo Material Suplementar do Tema Perifíton (MS_AD_Perifíton). Como já identificado no relatório anterior, a riqueza taxonômica da comunidade do fitoplâncton mostrou estabilidade ao longo do período de monitoramento, a diversidade possui tendências significativas de aumento desde o início do monitoramento e a densidade de células de cianobactérias apresentou tendências de diminuições (MS_AD_Fitoplâncton). Já a comunidade do zooplâncton da calha e foz do rio Doce, diferentemente do observado no relatório anual anterior (Fest, 2024), apresentou tendências de diminuição nos índices de riqueza e diversidade, o que pode acarretar uma série de impactos negativos para estes ecossistêmicas, como avaliado no Material Suplementar do Tema Zooplâncton (MS_AD_Zooplâncton).

A comunidade do fitoplâncton do Ambiente Marinho mostrou que os setores monitorados possuem distintos padrões nos índices de diversidade, com APA e Norte não evidenciando tendências significativas de aumento ou diminuição, enquanto o setor Foz tem uma tendência de diminuição ao longo do tempo, mesmo com uma recuperação nos Anos 7 e 8, quando comparado aos anteriores (MS_AM_Fitoplâncton). Para outros indicadores importantes para esse grupo como densidade total e a clorofila ativa – utilizados no cálculo do Índice Ambiental do Fitoplâncton Marinho – seguiu-se padrões semelhantes aos dos últimos anos, com ambos apresentando tendência de melhora ao longo da série histórica, especialmente a partir do Ano 3, resultando na redução das amostras classificadas como Altamente Impactadas e no predomínio da classificação Moderadamente Alterada para os setores APA, Foz e Norte (MS_AM_Fitoplâncton). Os índices ecológicos do zooplâncton para o Ambiente Marinho durante os Anos 7 e 8 mostraram estabilidade com relação aos padrões anteriores, não havendo deste modo tendências significativas de alteração nos valores de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e Índice de Prevalência de Indicadoras, apesar de haver melhoras nas condições ecológicas a partir do Ano 4 (MS_AM_Zooplâncton). Por fim, para a comunidade bentônica de fundos inconsolidados do Ambiente Marinho também foram observados padrões semelhantes aos dos últimos anos para os principais índices ecológicos, mostrando que há tendências significativas para alguns índices, a

depender do setor amostral. De forma geral houve tendências significativas negativas para a riqueza de espécies para o setor APA e para a diversidade e a equitabilidade em todos os setores.

Como performado nos anos anteriores, a fim de avaliar questões bióticas no Ambiente Costeiro, foram verificados índices de biodiversidade dos organismos bentônicos de praia (macrofauna e meiofauna de Praia) e as concentrações de metais na vegetação de restinga e manguezais. Os resultados da macrofauna mostraram que as densidades ainda não apresentam tendências significativas ao longo do monitoramento, mesmo com valores mais elevados nos últimos anos, sobretudo nas praias situadas no setor Foz. Já a riqueza e a diversidade da macrofauna mostraram tendências significativas de aumento ao longo dos anos, sendo a primeira nos setores APA e Foz e a segunda apenas para o APA. Para a comunidade da meiofauna, foram observadas tendências significativas de aumento da densidade em todos os setores, enquanto a riqueza e a diversidade permaneceram estáveis ao longo do período de monitoramento, com exceção do aumento significativo na riqueza no setor APA. Para o ecossistema de restinga, ainda são observados os mesmos padrões identificados anteriormente, ou seja, não há tendências significativas nas concentrações de metais nas plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas para todos os setores, com exceção de alguns metais em determinadas áreas e/ou tipo de vegetação.

Por fim, foi avaliada a acumulação de metais na vegetação dos ecossistemas de manguezal, levando em consideração as médias das distintas espécies monitoradas. Foi possível identificar que para os setores APA e Foz há tendências significativas de aumento para as concentrações de Zinco e de diminuição para o Alumínio, enquanto os demais metais evidenciam estabilidade ao longo do tempo. No setor Norte, por sua vez, há uma tendência de aumento nas concentrações de Cobre e de diminuição para o Alumínio. Ainda, como mostrado anteriormente, os metais Ferro e Manganês seguiram como os principais metais acumulados nas folhas da vegetação dos manguezais também nos Anos 6 e 7, independentemente do setor analisado, aos quais podem auxiliar na redução da atividade fotossintética, ocasionando assim danos para a saúde deste ambiente (MS_AC_Manguezal).

Após essa caracterização do estado dos componentes biológicos em cada ambiente, foram avaliadas, através dos resultados de cada Tema, as possíveis relações entre os dados bióticos, os índices de qualidade ambiental da água e do sedimento e os parâmetros hidrometeoceanográficos. Essa abordagem teve como objetivo identificar os principais fatores condicionantes das alterações na estrutura ecológica desse metaecossistema e, consequentemente, na biodiversidade aquática da região monitorada. A

Figura 31 apresenta as correlações para o Ambiente Dulcícola, representado pelos pontos localizados na calha e na foz do rio Doce. Foram consideradas as principais variáveis representativas de três grupos: (1) os processos hidrometeoceanográficos atuantes no ambiente, incluindo vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos, turbidez e material particulado em suspensão (MPS); (2) os índices de qualidade ambiental e as concentrações dos principais metais associados ao material particulado; e (3) os indicadores biológicos do perifíton, fitoplâncton e zooplâncton, que representam importantes componentes dos níveis inferiores da cadeia trófica. As relações entre os processos hidrometeoceanográficos e os índices de qualidade ambiental não são novamente discutidas nesta seção, uma vez que já foram apresentadas anteriormente. O foco desta análise está, portanto, na interação desses processos com os metais associados ao material particulado e, principalmente, nas relações entre essas variáveis ambientais e os diferentes compartimentos biológicos.

De forma geral, como já observado nos últimos relatórios, identificou-se uma correlação positiva entre as variáveis hidrometeoceanográficas e as concentrações de metais associados ao material particulado, reforçando a importância desses processos para a determinação do estado ambiental, conforme discutido anteriormente. O índice de qualidade da água, ao qual considera as frações total e dissolvida, apresentou correlação negativa com os metais particulados, indicando que a redução da qualidade da água está associada ao aumento das concentrações de metais na fração particulada. Esse padrão sugere que, embora apresentem comportamentos distintos em termos de distribuição entre as frações, os metais avaliados respondem de forma semelhante às variações ambientais ao longo do tempo, com aumentos durante os períodos chuvosos e diminuições nos períodos secos.

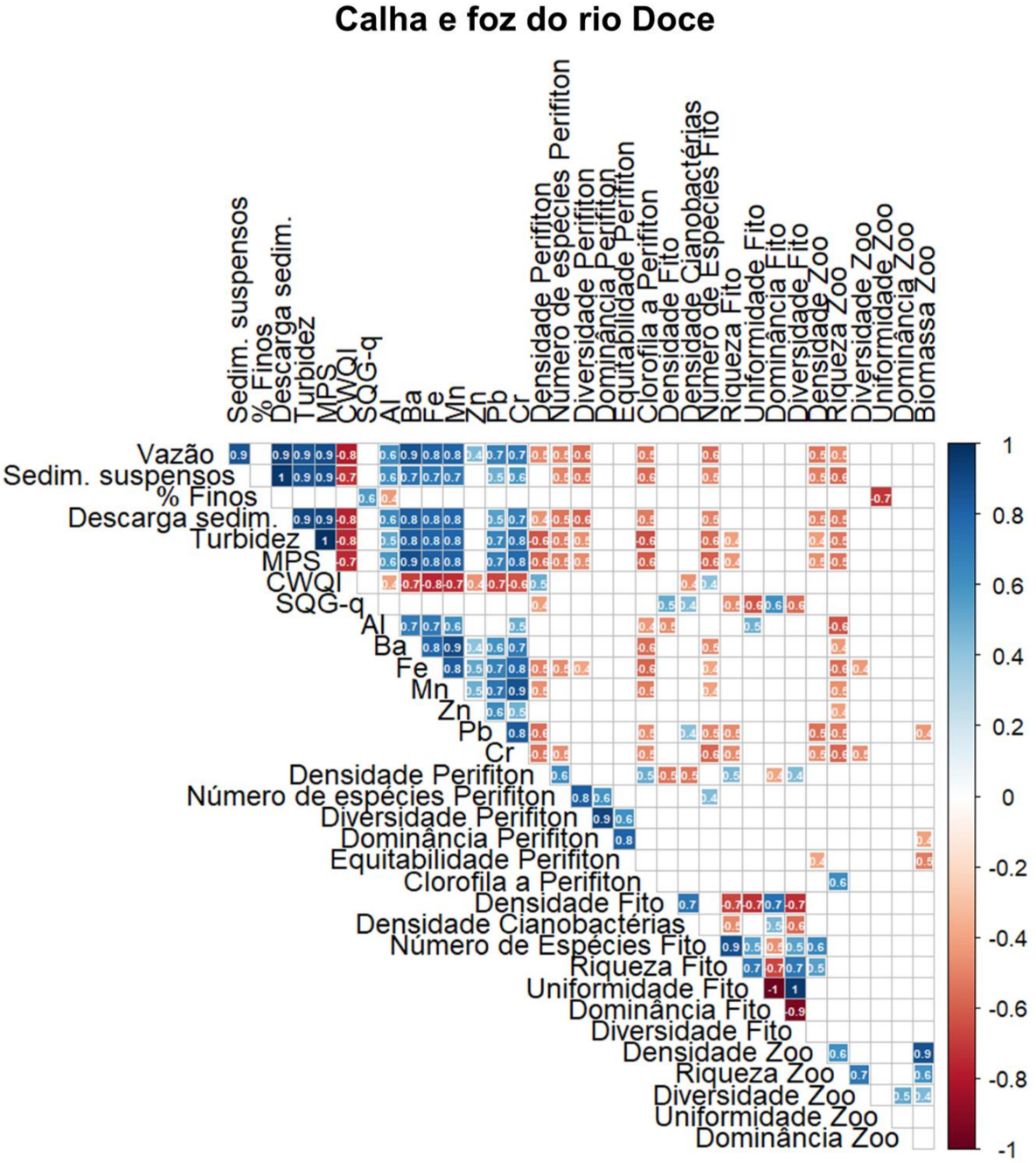
Continuam a se destacar também as correlações negativas entre as variáveis hidrológicas e alguns indicadores biológicos das comunidades, sobretudo do perifíton, mas também para algumas variáveis do fitoplâncton e zooplâncton. No perifíton, essas relações foram observadas para praticamente todas as variáveis avaliadas, isto é, densidade, número de espécies, diversidade e clorofila a. Para a comunidade do fitoplâncton, as correlações foram significativas para o número de espécies e, para o zooplâncton, para a densidade e riqueza. Esses resultados evidenciam a importância da dinâmica hidrológica e das consequentes alterações nas condições ambientais como possíveis fatores determinantes das variações na estrutura e na biodiversidade das comunidades do Ambiente Dulcícola.

Outro interessante destaque é que, diferente dos anos anteriores, os índices de qualidade ambiental começam a apresentar correlações significativas com as comunidades biológicas monitoradas, ainda que de modo limitado à algumas variáveis do perífiton e fitoplâncton. Esse resultado levanta duas importantes hipóteses de interpretação: (1) com o aumento significativo de campanhas amostrais ao longo do tempo, as análises estatísticas se tornam mais robustas e demonstram de forma mais clara os padrões ambientais da área de estudo; e (2) as variações observadas nos índices de qualidade ao longo do período analisado, mesmo ocorrendo de forma leve, podem acarretar em alterações na dinâmica dessas comunidades, sendo desta forma necessária a continuação temporal do monitoramento dessas variáveis. Da mesma forma, os metais associados ao material particulado começaram a apresentar correlações negativas significativas com os indicadores das comunidades,

incluindo densidade, número de espécies e clorofila a do perifíton, densidade, número de espécies e riqueza do fitoplâncton e densidade, riqueza, diversidade e biomassa do zooplâncton, a depender do metal analisado, o que também demonstra a importância desta fração para a biodiversidade local.

Por fim, ressalta-se as fortes correlações entre as variáveis de uma mesma comunidade para a foz e calha do rio Doce, evidenciando que esses indicadores estão relacionados a processos ecológicos comuns e, em alguns casos, apresentam relações diretas entre si. Ademais, ainda se observam relações entre as comunidades de perifíton e fitoplâncton, ainda que de forma pouco frequente, representadas pelas correlações entre a densidade do perifíton e os indicadores do fitoplâncton: negativas com a densidade total e positiva com a riqueza e diversidade. O fato de haver poucas relações identificadas entre os três compartimentos biológicos avaliados pode estar relacionado a diferentes características das comunidades e à complexidade das relações que ocorrem no Ambiente Dulcícola e não significa necessariamente que não existam interações ecológicas entre eles.

Figura 31: Gráficos de correlação de Spearman para o Ambiente Dulcícola – calha e foz do rio Doce. Foram feitas comparações entre os principais processos hidrometeoceanográficos, índices de qualidade de água e sedimento, metais em sua forma particulada e índices de diversidade biológica das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e do perifíton entre os períodos de 2018 e 2026. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostrados na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.



Para o Ambiente Marinho, de forma semelhante, foram realizadas análises de correlação para avaliar as relações entre os processos ambientais e os indicadores biológicos, aos quais foram considerados quatro grupos de variáveis: (1) os processos hidrometeoceanográficos atuantes no ambiente, representados por dados da bacia do rio Doce (vazão e carga de sedimentos suspensos) e dados do próprio Ambiente Marinho (turbidez, material particulado em suspensão e altura significativa das ondas); (2) as características sedimentológicas, representadas pelo percentual de sedimentos finos; (3) os índices de qualidade ambiental e as concentrações dos principais metais associados ao material particulado; e (4) os indicadores biológicos das comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e bentos de fundo inconsolidado. Para uma caracterização espacial, as correlações foram separadas pelos distintos setores (APA, Foz e Norte), facilitando o entendimento a respeito das possíveis relações entre variáveis para cada um deles (Figura 32).

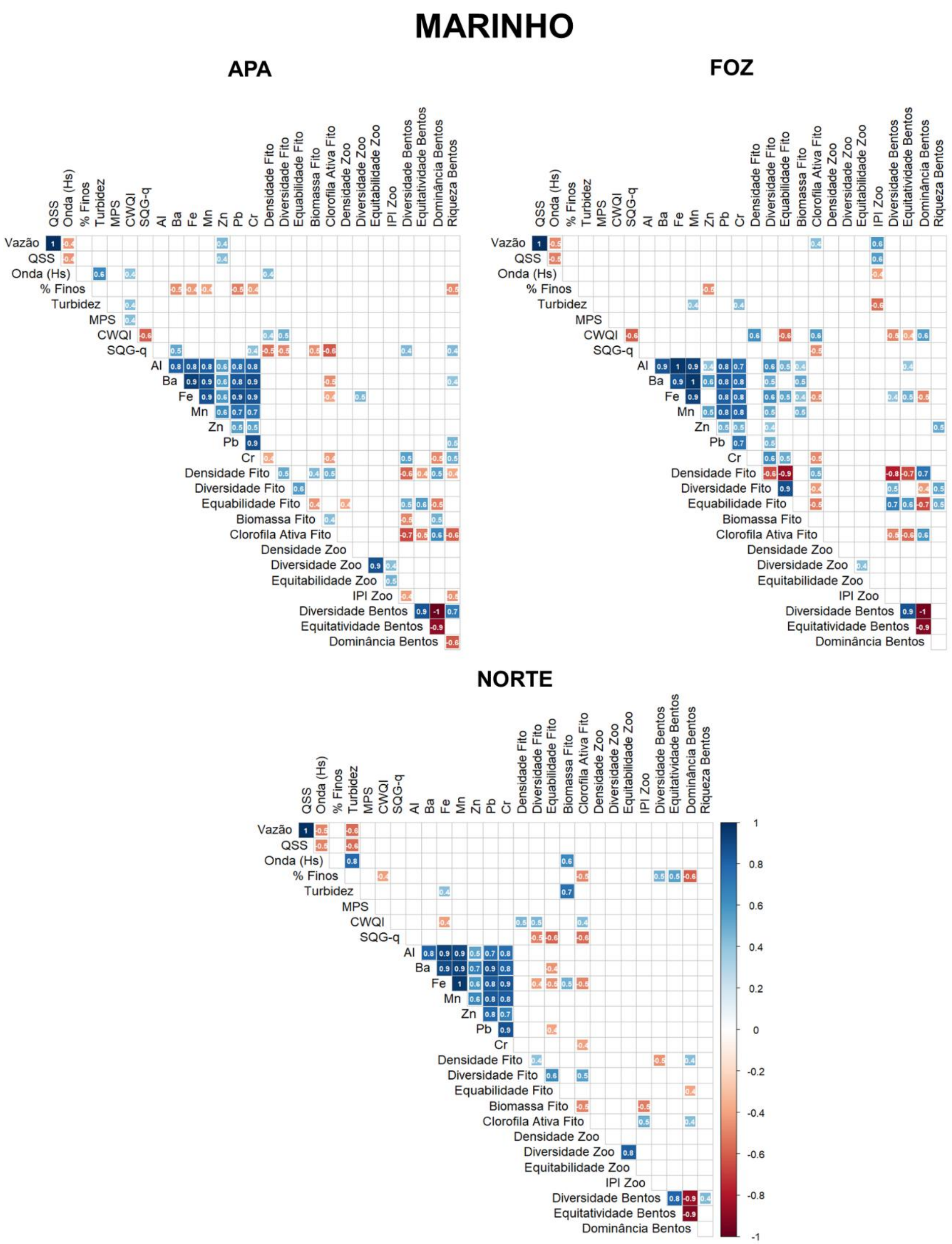
Diferentemente do observado no Ambiente Dulcícola, os processos hidrológicos do rio Doce não apresentaram correlações significativas com os metais particulados ou com os indicadores biológicos para todos os setores do Ambiente Marinho, com exceção das correlações positivas destes parâmetros com a clorofila ativa do fitoplâncton e com o índice IPI do zooplâncton. A altura significativa das ondas, a turbidez e o MPS também não estiveram significantemente relacionadas aos metais particulados (salvo algumas exceções entre turbidez e metais particulados na Foz e Norte) ou à muitas variáveis ecológicas, independentemente do setor analisado (Figura 32). Já as correlações dos percentuais de sedimentos finos se diferiram em cada setor, sendo que na APA se correlacionou negativamente com os metais particulados e no Norte mostrou correlações positivas com parâmetros da comunidade bentônica, evidenciando a estreita relação ecológica deste grupo com as características do substrato.

Também foram identificadas correlações entre os índices de qualidade ambiental e os indicadores biológicos, principalmente para o fitoplâncton, mas também para bentos inconsolidado, dependendo do setor analisado. Esse padrão sugere uma relação mais evidente entre as condições de qualidade da água e do sedimento e a estrutura dessas comunidades no Ambiente Marinho, sobretudo pela estreita relação da primeira com a coluna d'água e da segunda com o sedimento. As correlações envolvendo os metais particulados também apresentaram padrões distintos entre os setores. No setor APA, foram observadas poucas correlações significativas, especialmente do Bário com a clorofila ativa do fitoplâncton (negativa) e com a riqueza da comunidade bentônica (positiva), bem como do Ferro com a clorofila ativa do fitoplâncton (negativa) e com a diversidade do zooplâncton (positiva). No setor Foz, diferentemente do esperado, os principais metais apresentaram correlações positivas com indicadores do fitoplâncton, incluindo diversidade, equabilidade e biomassa, mas também com variáveis da comunidade bentônica, como diversidade e equitatividade. Já no setor Norte, continuou-se a identificar correlações negativas entre o ferro e indicadores do fitoplâncton, especificamente diversidade, equabilidade e clorofila ativa (Figura 32).

Em termos bióticos, de modo similar ao Ambiente Dulcícola, as variáveis dentro de um mesmo grupo de organismos tiveram relações entre si, principalmente para bentos inconsolidado (todos os setores) e para o fitoplâncton (sobretudo setores APA e Foz). Por fim, as relações entre os diferentes

compartimentos biológicos também apresentaram padrões distintos entre os setores, reforçando as particularidades ecológicas de cada região. Apesar dessa distinção, de forma geral fica clara uma maior relação dos índices do fitoplâncton e dos bentos inconsolidado nos distintos setores, e uma baixa presença de correlações com entre estes e o zooplâncton marinho, exceção feita ao índice IPI deste grupo.

Figura 32: Gráficos de correlação de Spearman para o Ambiente Marinho divididos em APA, Foz e Norte. Foram feitas comparações entre os principais processos hidrometeoceanográficos, índices de qualidade de água e sedimento, metais em sua forma particulada e índices biológicos das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas. Para tanto foram utilizados dados do monitoramento entre 2018 e 2026. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostradas na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.



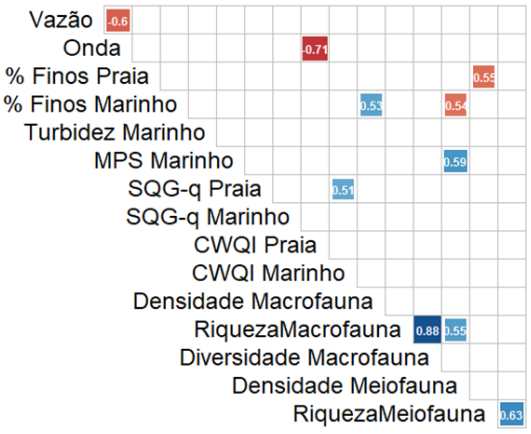
Conforme observado anteriormente, foram identificadas poucas correlações significativas entre os processos hidrometeoceanográficos e os indicadores bióticos dos diferentes ecossistemas costeiros, independentemente do setor analisado. Esse padrão sugere que as respostas dos ambientes costeiros não estão diretamente associadas ou não ocorrem de forma imediata às variações nos processos hidrometeoceanográficos provenientes dos Ambientes Dulcícola e Marinho, como vazão do rio Doce e altura significativa das ondas. Por outro lado, os resultados indicam que esses ecossistemas podem estar sujeitos a alterações de caráter mais crônico, associadas às condições ambientais persistentes e às mudanças identificadas pelos diferentes Temas de monitoramento, que atuam de forma integrada sobre a estrutura e o funcionamento desses ambientes.

Para o Ambiente Costeiro foram realizadas análises de correlação para cada ecossistema em particular (praias, restinga e manguezais), usando dados hidrometeoceanográficos dos Ambientes Dulcícola e Marinho correspondentes, a fim de identificar possíveis relações entres estes ambientes com os índices/processos bióticos, que nesse caso foram os dados de macro e meiofauna no ecossistema de praias e acumulação de metais na vegetação para os ecossistemas de restinga e manguezais (Figura 33). Como já observado anteriormente, foram identificadas poucas correlações significativas entre os resultados dos processos hidrometeoceanográficos e os dados bióticos coletados em cada um dos ecossistemas costeiros, independente do setor analisado, o que mostra que as alterações nos ambientes costeiros parecem não responder imediatamente aos processos hidrometeoceanográficos provenientes dos Ambientes Dulcícola e Marinho (como altura significativa de ondas e vazão, por exemplo). No entanto, cabe destacar que estes ambientes continuam a sofrer alterações crônicas por conta do estado do ambiente, como avaliados pelos diferentes Temas monitorados.

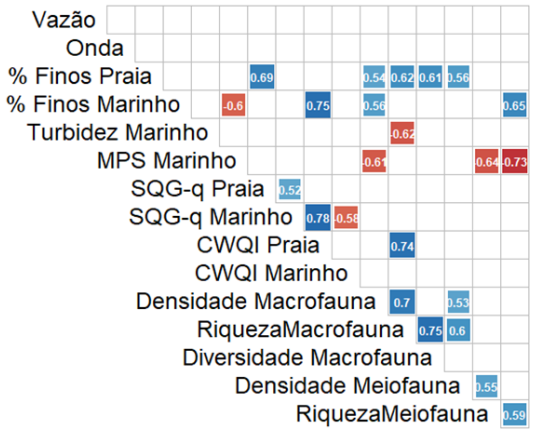
Figura 33: Gráficos de correlação de Spearman para o Ambiente Costeiro (Praias, Restinga e Manguezais) divididos em APA, Foz e Norte. Foram feitas comparações entre os principais processos hidrometeoceanográficos que ocorrem no Ambiente Marinho, índices de qualidade de água e sedimento, e processos bióticos (comunidades bentônicas para as praias e concentração de metais na vegetação dos ecossistemas de restinga e manguezal). Para tanto foram utilizados dados do monitoramento entre 2018 e 2026. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostradas na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.

## PRAIA

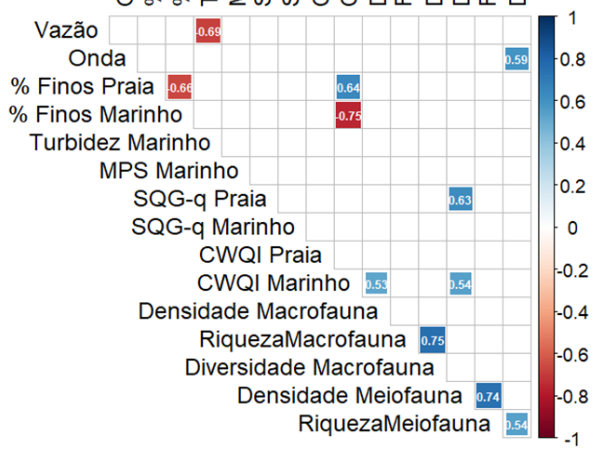
### APA




### FOZ

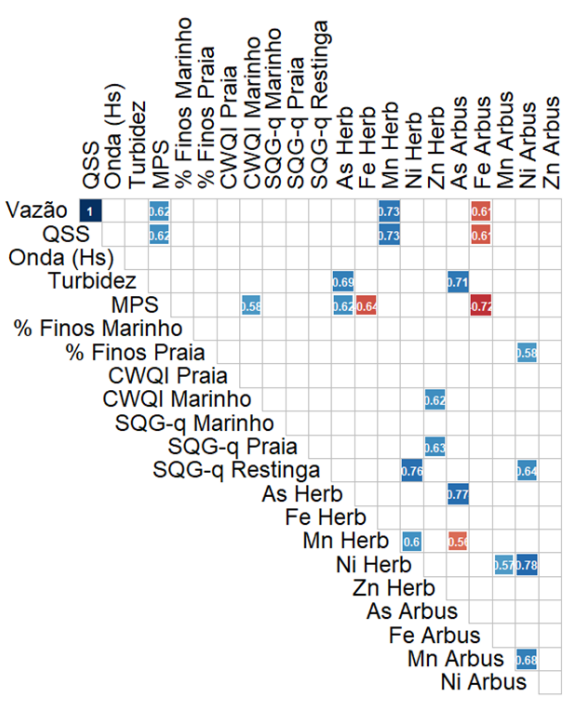



### NORTE

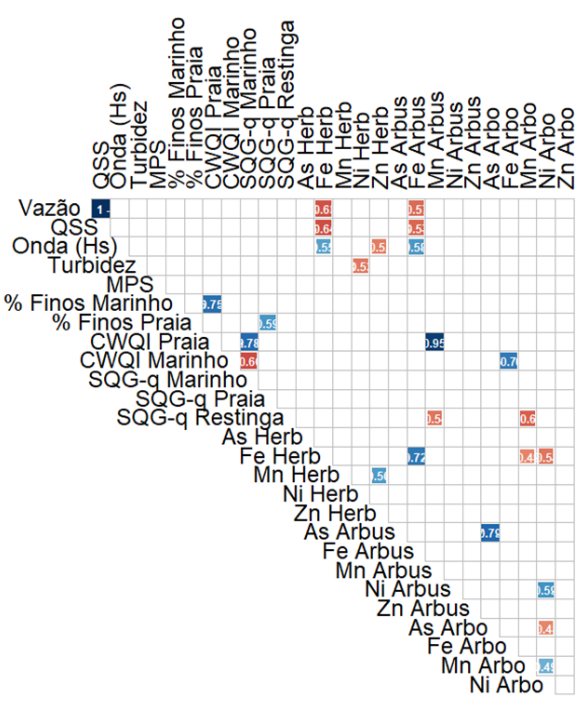



## RESTINGA

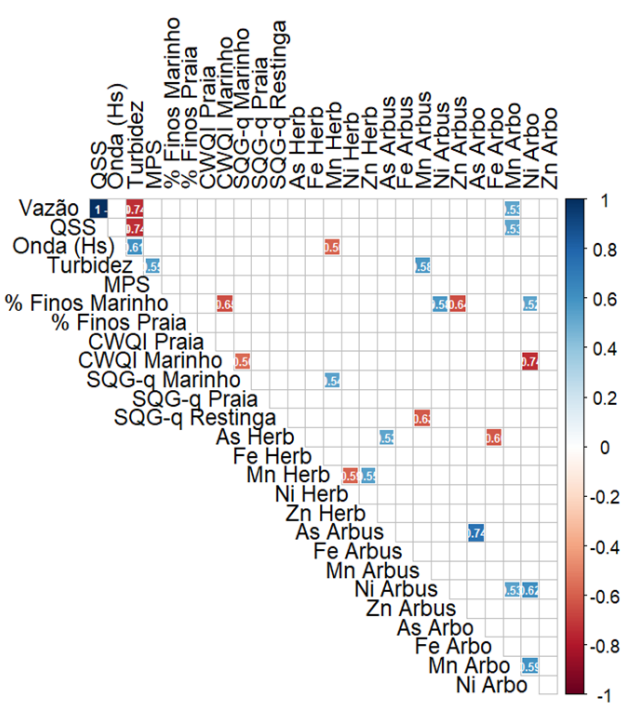
### APA




### FOZ

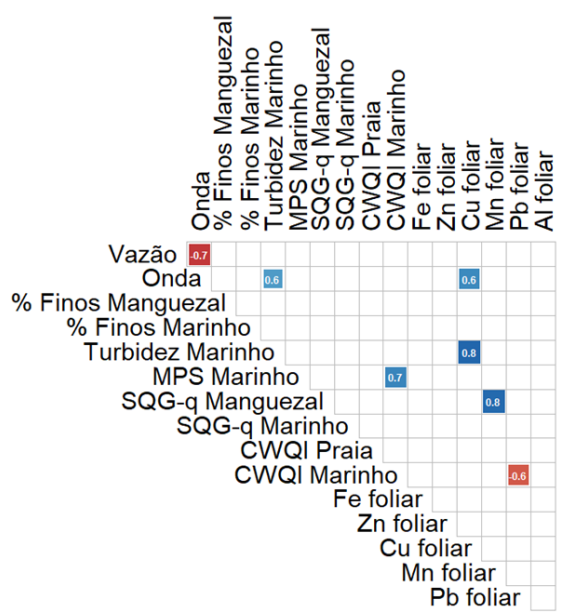



### NORTE

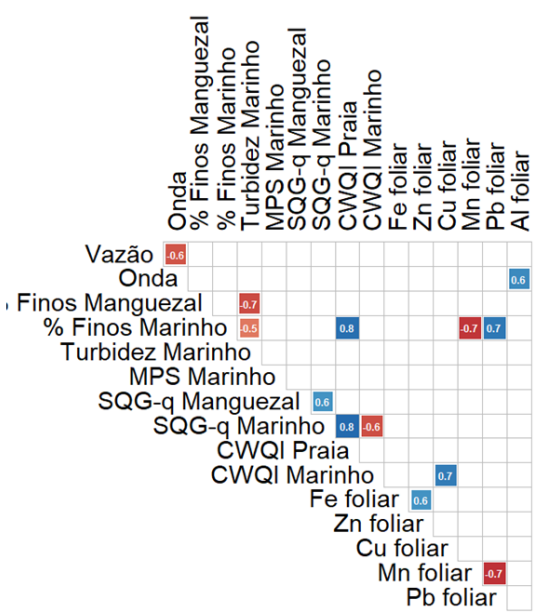



## MANGUEZAL

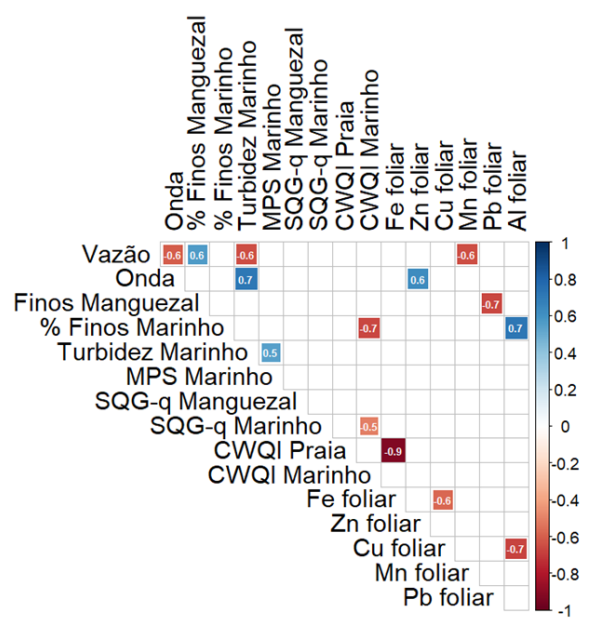
### APA




### FOZ




### NORTE



A presente subseção apresentou os principais aspectos considerados na avaliação do estado ambiental monitorado pelo PMBA/Fest-UFES, contemplando as características espaço-temporais dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e buscando compreender as relações entre esses compartimentos. Para isso, foram caracterizados parâmetros e processos hidrometeoceanográficos potencialmente relacionados às condições ambientais da coluna d'água e do sedimento e às consequentes respostas das comunidades biológicas monitoradas.

De forma geral, a avaliação do estado ambiental para os Anos 7 e 8 não apresentaram alterações expressivas em relação ao cenário observado no ano anterior, mantendo-se, em grande parte, os padrões espaciais e temporais já identificados ao longo do monitoramento. Entretanto, a relativa estabilidade dos indicadores ambientais não significa a ausência de impactos ou de alterações nos ecossistemas. A integração dos resultados evidencia que diferentes processos abióticos e bióticos atuam de forma conjunta e podem produzir respostas distintas entre os compartimentos ambientais. Como exemplo, mesmo em situações nas quais os índices de qualidade da água são classificados como Bom ou Excelente, podem ser observadas flutuações nos indicadores de biodiversidade e na estrutura das comunidades, indicando que a avaliação da qualidade ambiental não deve se restringir a um único indicador ou compartimento.

Nesse contexto, a complexidade do sistema monitorado reforça a importância de uma abordagem integrada, capaz de considerar simultaneamente as condições físico-químicas, sedimentológicas e biológicas e suas variações espaciais e temporais. Além disso, deve-se considerar que conforme há um aumento no número amostral, as análises de tendência e de correlação realizadas se tornam mais robustas, facilitando a compreensão na dinâmica ambiental e ecológica. Assim, a continuidade das campanhas de monitoramento é fundamental para ampliar as interpretações das análises, confirmar padrões identificados e permitir uma avaliação mais consistente das tendências e das respostas dos diferentes ambientes.

Nas seções seguintes, serão apresentados outros aspectos relacionados ao estado ambiental, com destaque para a distribuição da biodiversidade, incluindo análises de riqueza, diversidade beta e similaridade das comunidades. A integração desses resultados permitirá, à luz do modelo DPSIR, ampliar a compreensão das relações entre as pressões atuantes sobre esse metaecossistema, as alterações observadas nos diferentes compartimentos ambientais e suas consequências para a biodiversidade, tanto em nível de espécie quanto de comunidade. Esses resultados também serão fundamentais para a discussão dos possíveis impactos e para o direcionamento das respostas e estratégias de gestão aplicáveis aos ecossistemas monitorados.

### 6.3.4 Distribuição da biodiversidade

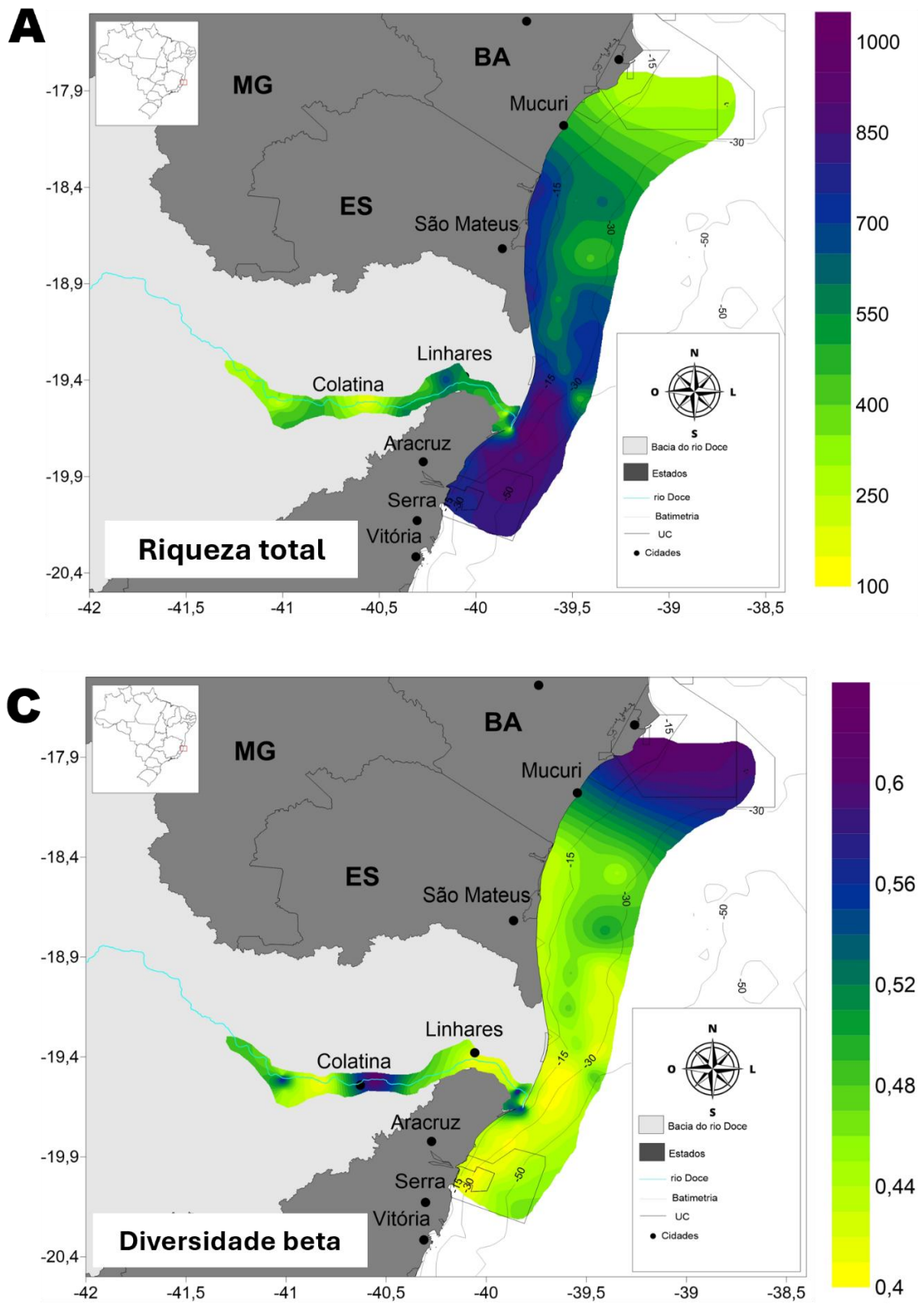
Para a avaliação do estado da biodiversidade aquática da porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes, foram calculados índices biológicos a partir das ocorrências de espécies/táxons amostrados pelos temas do Marinho e Dulcícola integrados durante o monitoramento realizado pelo

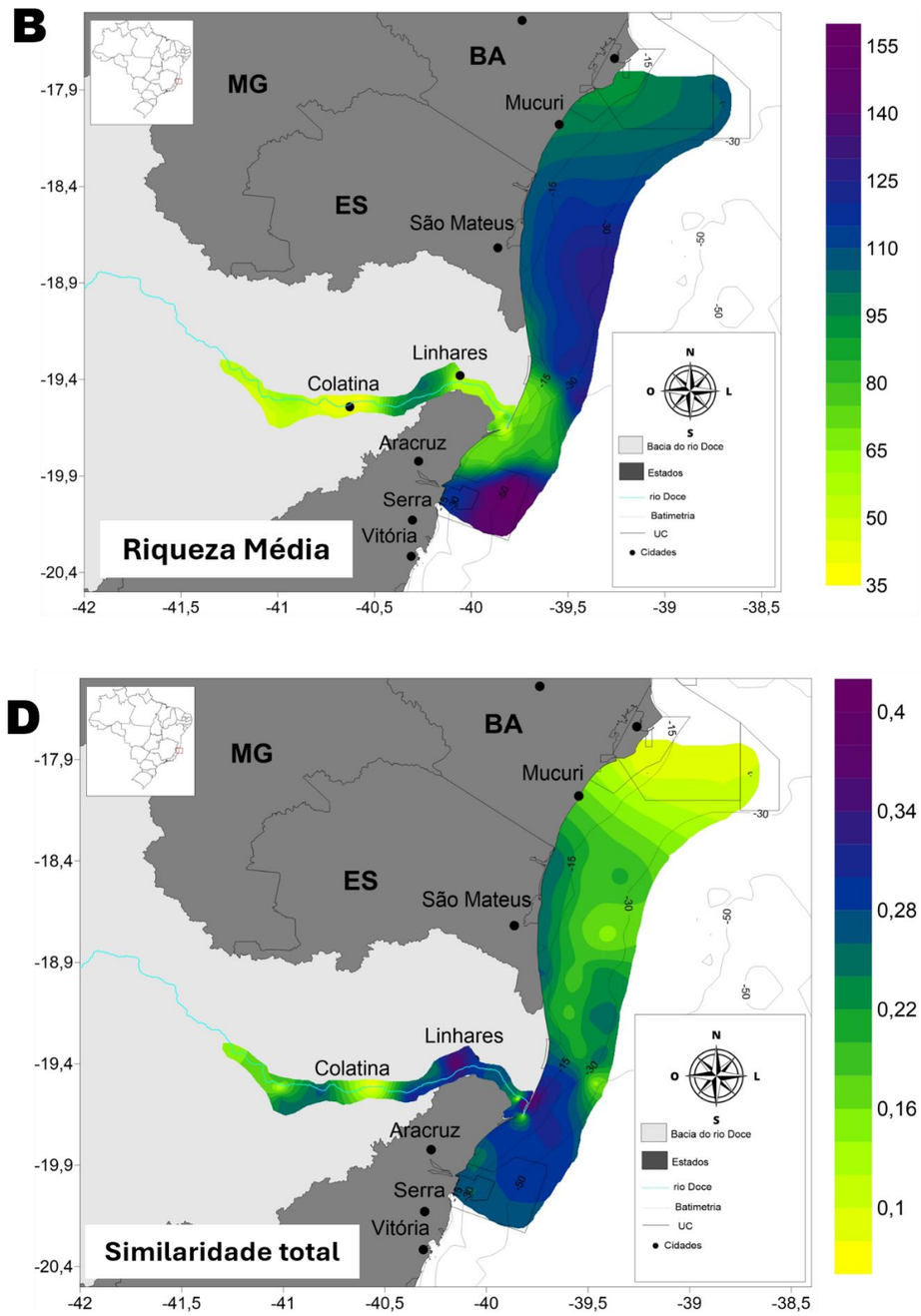
PMBA/Fest-UFES. A distribuição da biodiversidade foi calculada para cada estação de amostragem, de acordo com a malha amostral específica de cada Tema do PMBA/Fest-UFES, considerando os índices de Riqueza de espécies (Total e Média), Diversidade beta e Similaridade Total (a partir do índice de Jaccard). Como a análise é comparativa no tempo e no espaço, para melhor padronização dos resultados, foram utilizados dados apenas dos temas vinculados às malhas amostrais integradas dos Ambientes Dulcícola (Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas e Zooplâncton) e Marinho (Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundos Inconsolidados). Os detalhes metodológicos dos índices se encontram em Material Suplementar (MS_Síntese_Integrativa_2025 – Distribuição da Biodiversidade).

A partir da Figura 34A, o maior número de espécies/táxons (no mapa, as áreas em azul escuro/roxo - Riqueza Total) foi observado principalmente na região marinha da Foz, tanto em direção ao Sul, correspondendo às estações de amostragem da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, quanto em direção ao Norte. No Ambiente Dulcícola, é possível observar duas áreas de maior riqueza de espécies/táxons (Figura 34A): a primeira, nas estações de amostragem próximos à Linhares (LNV02 - Lago Nova; E27 - Lagoa Cacimbas e RDO15 - Calha do rio Doce/Linhares) e a segunda, na região próxima à Foz do rio Doce (LAL01 – Lagoa do Areal; LMN02 - Laguna Monsarás, E28 – Lago Palmas e RDO16 – Calha/Foz do Rio Doce). A maior riqueza de espécies, especialmente na região da foz do rio Doce, coincide com áreas de maior diversidade beta (Figura 34C) e menor similaridade total (Figura 34D). Já quando considerada a riqueza média ao longo do período de monitoramento, tanto a região mais profunda da APA Costa das Algas, quanto o setor Norte do Ambiente Marinho se destacaram em relação aos maiores valores de riqueza (regiões em azul escuro/roxo da Figura 34B), mantendo o padrão de distribuição de riqueza encontrado anteriormente (RA2024_RT49_Síntese Integrativa).

No Ambiente Dulcícola, foi possível perceber duas regiões distintas de baixa riqueza média de espécies: i) o trecho fluvial do rio Doce à montante de Colatina-ES - estação de amostragem de Resplendor (Figura 34B); e ii) o trecho fluvial da calha do rio Doce à jusante de Linhares-ES, incluindo as estações de amostragem no rio Doce em Linhares (RDO15) e Foz (RDO16), coincidindo com as áreas de menor variação na diversidade beta (Figura 34C). Em relação às maiores variações nas composições dos táxons entre locais (diversidade beta), além das áreas correspondentes ao trecho dulcícola de Colatina e à região estuarina da Foz do rio Doce, observou-se maiores valores (áreas no mapa da Figura 34C em azul escuro/roxo) na região do extremo Norte da área monitorada (Figura 34C). Por fim, a partir do índice de similaridade de *Jaccard* (Figura 34D), foi possível observar, em geral, similaridade intermediária dos táxons ao longo do tempo (máximo), com maiores similaridades sendo encontradas na porção dulcícola à jusante de Colatina até a Foz do rio Doce e em toda a APA Costa das Algas /REVIS Santa Cruz (áreas em azul escuro/roxo no mapa da Figura 34D).

Figura 34: Mapa de distribuição dos índices de Biodiversidade ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES na porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes. A = mapa distribuição da Riqueza Total dos táxons (número de táxons) encontrados; B = mapa da distribuição da Riqueza Média dos táxons encontrados; C = mapa de distribuição da Diversidade Beta da área de monitoramento; D = mapa de distribuição do índice de Similaridade de *Jaccard*. Quanto mais intensos os tons das cores dentro de cada escala, maiores foram os valores encontrados para cada índice.



As regiões próximas à foz do rio Doce, caracterizadas por elevada riqueza de espécies e maior similaridade, sugerem uma maior heterogeneidade espacial na resposta das comunidades biológicas a perturbações ambientais. No entanto, a menor riqueza média observada no trecho dulcícola da calha do rio Doce à jusante de Linhares, contrasta com os maiores valores registrados no Ambiente Marinho, principalmente na região da Foz em direção à APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e ao setor Norte. Esses padrões sugerem que fatores como turbidez, presença de metais e nutrientes podem influenciar de maneira distinta a biodiversidade entre os ambientes.

A maior diversidade beta observada principalmente nas regiões próximas a Colatina, na região estuarina da Foz do rio Doce e no extremo Norte indica que essas áreas podem conter diferentes comunidades biológicas ao longo do gradiente ambiental. Altos valores de diversidade beta, por sua vez, podem indicar mecanismos de manutenção da diversidade regional, ou ainda ser decorrentes de alterações nas características ambientais dos locais de amostragem, as quais não permitem o estabelecimento das mesmas espécies no ambiente, levando à sua substituição (SOCOLAR *et al.*, 2016). Similarmente aos resultados encontrados anteriormente (Fest, 2025), a região da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou um cenário mais estável para o estabelecimento dos táxons, o qual é compreendido pelas altas riquezas e similaridade e, consequentemente, uma baixa substituição dos táxons nesses locais (baixa diversidade beta).

É fundamental ressaltar que valores elevados de riqueza total e diversidade beta nem sempre indicam boa qualidade ambiental (GUTIÉRREZ-CÁNOVAS *et al.*, 2013), uma vez que tanto fatores ecológicos quanto antropogênicos podem influenciar nos padrões de distribuição da diversidade (BONADA *et al.*, 2005). Portanto, uma abordagem integrativa, que relacione índices de biodiversidade com parâmetros de qualidade ambiental, é essencial para compreender os fatores responsáveis pelas mudanças nas comunidades – tema a ser discutido nas próximas seções. Nesse contexto, os padrões observados reforçam a importância do monitoramento contínuo para avaliar os impactos ambientais sobre a biodiversidade e subsidiar a implementação de estratégias eficazes de conservação.

## 6.4 INDICADORES DE IMPACTOS

Para além de caracterizar o espaço químico, o principal objetivo dos índices apresentados a seguir é sintetizar e integrar a contaminação ambiental. A partir deles, o potencial ecotoxicológico dos contaminantes avaliados pelo PMBA/Fest-UFES é sintetizado em uma métrica abrangente e representativa, i.e., o índice de pressão tóxica (msPAF), que atua como preditores das principais respostas da ictiofauna, dos caranguejos do manguezal, do bentos de praia e das tartarugas marinhas.

No escopo do PMBA/Fest-UFES, o monitoramento de contaminantes orgânicos na água ocorreu até 2022. Ainda que sejam monitorados no sedimento, especialmente no Ambiente Dulcícola, os índices apresentados neste e no relatório anterior são baseados exclusivamente em concentrações da coluna d'água. Portanto, o potencial ecotoxicológico dos contaminantes orgânicos presentes na água, juntamente com os metais dissolvidos, já foi avaliado e descrito preteritamente (Fest, 2023) e

encontram-se no material suplementar do presente documento (MS_Síntese Integrativa – Índices de Toxicidade). Como o objetivo é analisar integralmente todos os anos do programa de monitoramento, os resultados a seguir apresentam o potencial ecotoxicológico, a nível de comunidade, apenas dos metais presentes na coluna d'água. Os índices que contemplam orgânicos calculados anteriormente, bem como passos metodológicos para o cálculo, encontram-se como informação suplementar a este documento (MS_Síntese Integrativa – Índices de Toxicidade).

### 6.4.1 Índice de pressão tóxica (msPAF NOEC): indicador de proteção ambiental

O msPAF (***m**ulti-**s**ubstance **P**otentially **A**ffected **F**raction*), aqui referido como índice de pressão tóxica, é uma métrica probabilística que quantifica o risco ecológico total exercido por uma mistura de substâncias sobre uma comunidade. No caso de cálculos baseados em NOEC (*No-Observed-Effect Concentration*), o índice representa a fração de espécies de um ecossistema que se estima estarem expostas a concentrações superiores aos seus respectivos níveis de efeito não observado.

Este cálculo fundamenta-se no uso de distribuições de sensibilidade de espécies (SSDs), que são funções estatísticas utilizadas para descrever a variação da sensibilidade biológica entre diferentes organismos expostos a um determinado agente tóxico. As SSDs permitem integrar dados de toxicidade de diversas espécies para prever a proporção da comunidade que pode ser potencialmente afetada sob condições específicas de exposição no campo.

O principal objetivo do cálculo do msPAF é agregar os riscos individuais de fração dissolvida de metais presentes na coluna d'água em um único valor adimensional, caracterizando e ranqueando locais monitorados de acordo com o potencial ecotoxicológico.

O índice msPAF pode ser interpretado de três maneiras complementares. Do ponto de vista por espécie, ele representa a probabilidade de que uma espécie selecionada aleatoriamente esteja exposta acima do seu limite de segurança — ou seja, a probabilidade de efeito sobre uma espécie (PES, *probability of effects on a species*). Do ponto de vista da biodiversidade, o índice expressa a fração potencialmente afetada (PAF, *potentially affected fraction*) da comunidade, isto é, a proporção de espécies sob risco de dano. Por exemplo, um valor de msPAF = 0,1 indica que, estatisticamente, espera-se que 10% das espécies da comunidade local estejam potencialmente afetadas acima do seu limite de tolerância (NOEC), devido à mistura de metais presente na água ou no solo monitorado. Do ponto de vista regulatório, um msPAF ≤ 0,05 corresponde a uma proteção considerada suficiente, significando que pelo menos 95% das espécies estão resguardadas contra efeitos adversos da contaminação; valores acima desse referencial indicam pressão tóxica crescente e proteção insuficiente da comunidade (Posthuma *et al.*, 2019).

Dessa forma, o msPAF atua como um indicador robusto da pressão tóxica total exercida sobre a biodiversidade. Ao reduzir dados multidimensionais de concentração a uma única métrica ecologicamente significativa, o msPAF facilita a integração entre informações químicas e dados biológicos.

Com as concentrações de metais dissolvidos da coluna d'água do ambiente dulcícola e marinho, o msPAF de cada estação foi calculado da seguinte maneira: primeiramente, a unidade de risco (*Hazard unit,* HU) foi calculada para cada substância individual, sendo a razão da concentração observada e o ponto médio da SSD específica daquela substância. Em sequência, o somatório de HUs das substâncias de cada amostra é calculado (Equação 1).

*Equação 1*

$$HU = \sum\left(\frac{C_i}{10^{\mu_i}}\right)$$

Onde HU é a unidade de risco (adimensional), Ci é concentração de metais dissolvidos no ambiente e ui é o ponto médio da SSD para o iésimo metal. A função utilizada para o cálculo do índice foi adaptada para o R com base na abordagem original que utiliza a função NORMDIST no Microsoft Excel.

Subsequentemente, calcula-se a probabilidade de pressão tóxica da mistura de cada amostra, a partir da inclinação média das SSDs, assumindo uma distribuição normal (Equação 2).

*Equação 2*

$$msPAF = NORMDIST(\log_{10}\sum HU, 0, 0.7)$$

6.4.1.1 Caracterização das áreas monitoradas e contribuição relativa dos metais

- Ambiente Dulcícola e Ambiente Marinho

Os resultados do índice de pressão tóxica foram sintetizados por setor dos Ambientes Dulcícola e Marinho. A setorização do Ambiente Marinho é mesma descrita na Tabela 8 do MS_Síntese_Integrativa. As estações contempladas nas análises em cada setor foram consideradas de acordo com sua disponibilidade ao longo do período de monitoramento. Assim, para estações descontinuadas, os índices foram calculados apenas para os anos em que estiveram monitoradas. Setores do dulcícola contemplaram as seguintes estações:

- Reservatórios: incluem as estações ERA, UHEAIM e UHEMAS (Reservatório UHE Aimorés e Reservatório de Mascarenhas).
- Rio: inclui as estações da calha do rio e da foz, como descrito na Tabela 9 do MS_Síntese Integrativa.
- Lagos: inclui estações LLM03R, E28, LNV02R, E20 (Lago do Limão, Lago Palmas, Nova e Juparanã, respectivamente).

- Lagoas: inclui estações E23, LAL01, E27, LMN02R, E25a (Lagoa Areão, Lagoa do Areal, Cacimbas e Laguna Monsarás, respectivamente).

Para caracterizar os ambientes com o índice msPAF de maneira consistente, foi necessário selecionar os metais mensurados tanto no ambiente dulcícola quanto no marinho. Essa padronização assegura que o cálculo do índice seja realizado com o mesmo conjunto de metais em ambos os ambientes, garantindo a comparabilidade dos resultados e minimizando vieses decorrentes de diferenças na disponibilidade de dados. O ambiente dulcícola contempla 30 metais, enquanto o ambiente marinho contempla 15. Desses, 14 são comuns a ambos os ambientes e possuem correspondência na base de dados de POSTHUMA et al. (2019): As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn e Al.

Dos 16 metais exclusivamente avaliados no ambiente dulcícola (Gd, Ho, Pr, Dy, Er, Eu, La, L, Nd, Ce, Sm, Th, Tm, Yb, U e Sn), apenas U e Sn têm SSDs correspondentes. Os 15 metais do ambiente marinho possuem SSDs correspondentes, porém Ag é quantificado apenas no ambiente marinho e não no dulcícola. Os resultados apresentados a seguir baseiam-se nas concentrações da fração dissolvida dos metais quantificadas na coluna d'água nos ambientes dulcícola e marinho.

A seguir, os padrões espaciais e temporais de pressão tóxica observados por meio do msPAF (Figura 35 e Figura 36) são descritos em conjunto com o metal de maior contribuição relativa ao índice em cada setor, período e ano (Figura 37). As contribuições relativas completas de todos os metais analisados, bem como as comparações estatísticas entre anos dentro de cada setor, estão disponíveis no material suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: 4.5. ÍNDICE DE PRESSÃO TÓXICA – INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR 2026).

Ao longo dos oito anos de monitoramento conduzido pelo PMBA/Fest-UFES, o índice de pressão tóxica, apresentou variações sazonais e espaciais significativas, revelando um cenário dinâmico de toxicidade associada aos metais (Figura 35 e Figura 36). No Ano 1, todas as áreas monitoradas exibiram uma elevada pressão tóxica tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 35). A única região com menor susceptibilidade ambiental foi o setor Abrolhos, enquanto as áreas mais críticas concentraram-se na Foz e ao Norte (Ambiente Marinho), com destaque para a área correspondente a Degredo no período chuvoso (Figura 35). No período chuvoso, Fe, Zn e Al despontaram como metais dominantes na maioria dos setores (Figura 37), com o Zn destacando-se no Sul,na APA e no Norte, e o Al em Abrolhos. No período seco, o padrão de dominância foi semelhante entre os Ambientes Dulcícola e Marinho. A contribuição secundária de Mn no Ambiente Dulcícola, e de Hg, Ni e Pb no Ambiente Marinho, pode ser consultada no material suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figuras 59 e 60).

No Ano 2, observou-se um decréscimo na pressão exercida pelos metais. No entanto, os valores permaneceram acima do limite estabelecido, indicando que as áreas ainda não estavam suficientemente protegidas da toxicidade. Setores do Ambiente Dulcícola, como Reservatórios, a calha do rio Doce e os setores lacustres, além da Foz Norte e do Norte (Ambiente Marinho), especialmente Degredo e Barra Seca, continuaram apresentando elevado potencial tóxico (msPAF > 0,6). Por outro lado, Itaúnas, também ao Norte, exibiu menor potencial de toxicidade (Figura 35). No período chuvoso,

o Al passou a se destacar como metal dominante em parte do Ambiente Dulcícola (Figura 37), enquanto As, Hg e Ni ampliaram sua contribuição no Ambiente Marinho, reduzindo a predominância relativa do Fe (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figura 59).

No Ano 3, no período chuvoso, os setores ao norte da foz apresentaram a menor pressão tóxica associada aos metais (Figura 35). Em contrapartida, as áreas mais vulneráveis incluíram os setores do Ambiente Dulcícola, ainda com destaque para Fe e Al como metais dominantes (Figura 37), e na APA, onde o Al se destacou; a presença adicional de Pb está detalhada no material suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figura 60). No período seco, a toxicidade foi mais pronunciada no Ambiente Dulcícola e nos setores Norte e na APA, associada à dominância de Cu, Al e Zn (Figura 37).

No Ano 4, o maior potencial de toxicidade foi registrado nos setores do Ambiente Dulcícola, na Foz e no setor Norte durante o período chuvoso, associado majoritariamente à dominância de Fe, Cu e Zn (Figura 37). Nas demais áreas, os valores foram mais baixos (msPAF < 0,2). Esse padrão de dominância também se manteve no período seco (Figura 37). No Ano 5, houve um aumento da pressão tóxica nos setores Norte durante o período chuvoso, associado aos mesmos metais predominantes, enquanto os setores dulcícolas continuaram com níveis elevados de toxicidade, como observado nos anos anteriores (Figura 36). No período seco, a toxicidade nos setores dulcícolas diminuiu, enquanto as áreas mais externas da plataforma continental apresentaram maior pressão tóxica. No Ano 6, a pressão tóxica aumentou novamente em toda a área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES durante o período chuvoso, atingindo os níveis próximos aos registrados no Ano 1. No período seco, houve uma redução da toxicidade em trechos do Ambiente Dulcícola, especialmente no setor Lagos, bem como uma diminuição da pressão ao Norte (Figura 36).

No Ano 7, o período chuvoso apresentou uma redução expressiva da pressão tóxica em alguns setores, comparativamente ao Ano 6 (Figura 36), especificamente nos setores a montante da foz, bem como em pontos intermediários na calha do rio e ao norte da foz. Entretanto, APA e Foz apresentaram um aumento do índice nesse período. O Fe manteve-se como metal dominante na maior parte dos setores do Ambiente Dulcícola (Rio e Lagoas) e do Ambiente Marinho (APA, Foz e Norte), com o Cu predominando em Lagos e o Fe destacando-se nos demais setores (Figura 37). Ao comparar os anos dentro de cada setor, esse padrão intermediário é corroborado: na Foz do rio Doce e no rio Doce (calha), o Ano 7 não diferiu estatisticamente dos primeiros anos; já no setor Norte, o Ano 7 destacou-se como estatisticamente distinto de praticamente todos os demais anos, semelhante apenas ao Ano 8, indicando um novo pico de toxicidade nesse setor (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figuras 57 e 58). No período seco, a pressão tóxica intensificou-se, com ampla área em tons de laranja e vermelho na foz e na plataforma adjacente (Figura 36).

No Ano 8, o período chuvoso registrou a menor pressão tóxica de toda a série avaliada na maior parte da área monitorada, com exceção apenas dos setores próximos à foz, em tons de laranja (Figura 36), que apresentaram médias semelhantes aos anos iniciais (MS_Síntese_Integrativa_RA2025: Figura 57). Esse padrão de melhora geral não se refletiu, no entanto, na dominância de metais no Ambiente Dulcícola e Marinho, que se manteve semelhante ao Ano 7, com o Fe predominando na maioria dos

setores e o Cu mantendo-se característico de Lagos (Figura 37), apenas com uma sutil contribuição de Mn em Lagos e Lagoas a partir do Ano 7.

Figura 35: Mapa com a distribuição do msPAF NOEC ao longo dos 4 primeiros anos base de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (de 2018 a 2021) nos ambientes dulcícola e marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de metais quantificadas na coluna d'água.

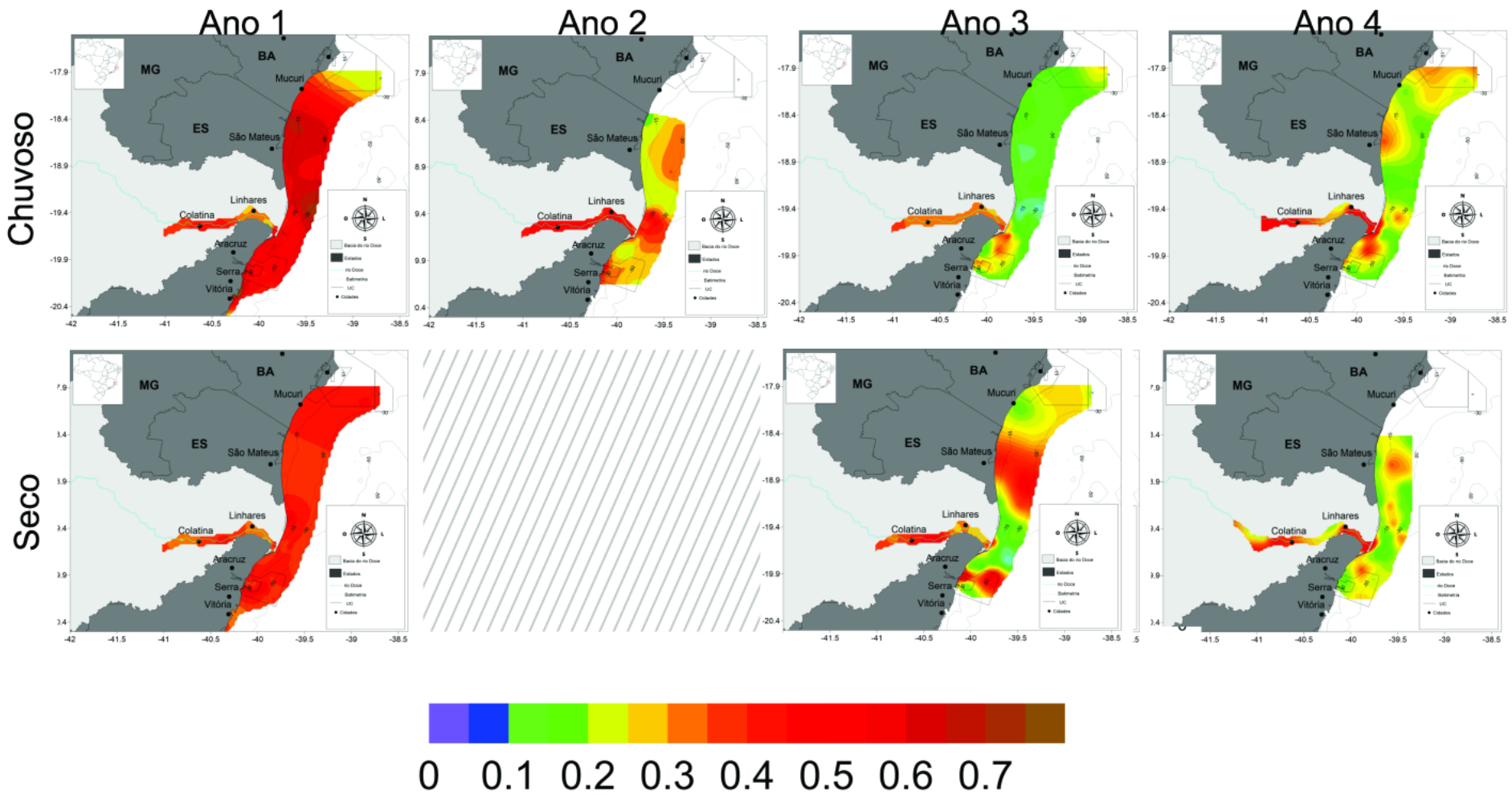



Figura 36 Mapa com a distribuição do msPAF NOEC ao longo dos últimos 4 anos base de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (Anos 5 a 8, de 2022 a 2026) nos ambientes dulcícola e marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de metais quantificadas na coluna d'água.

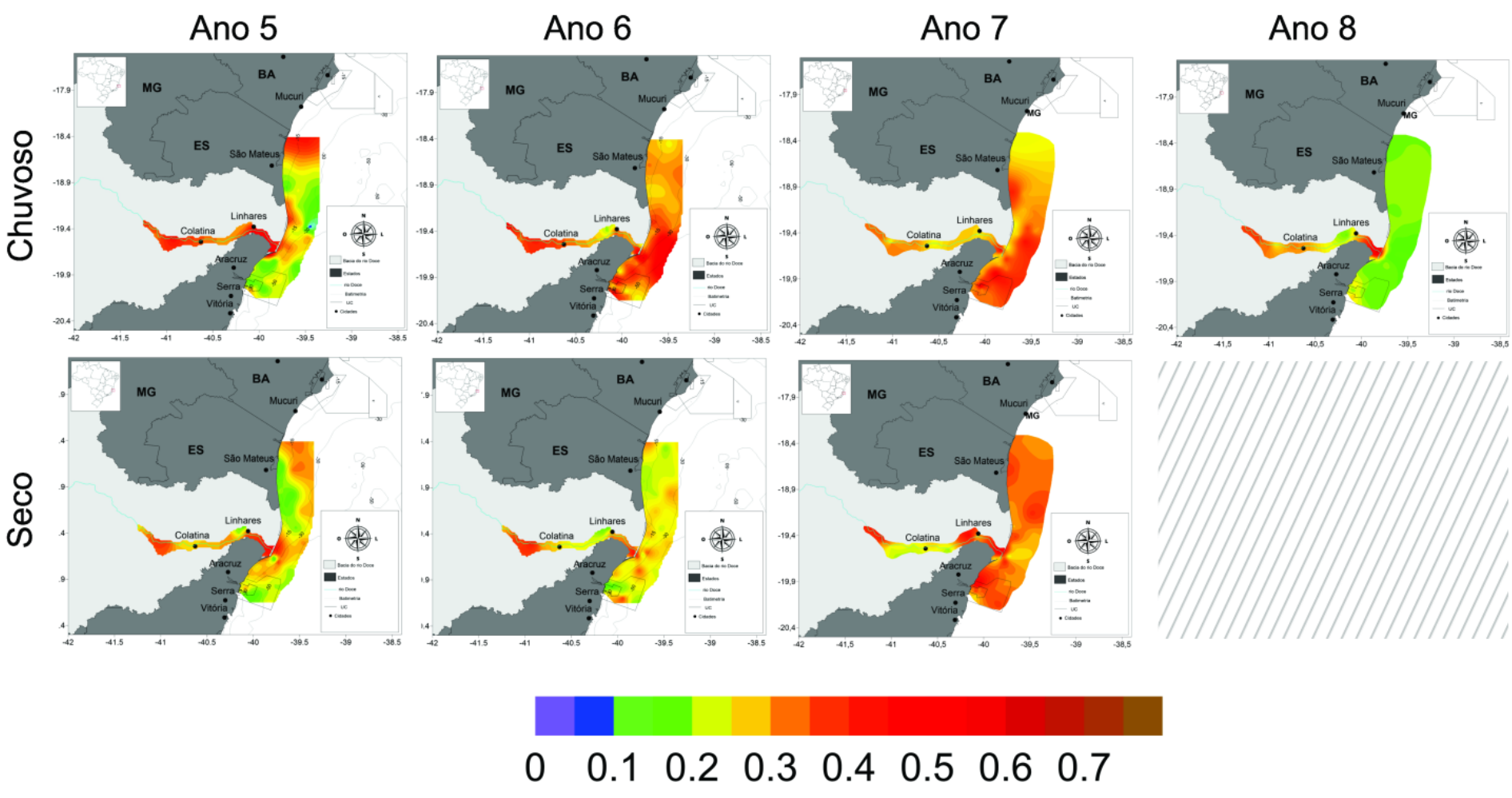
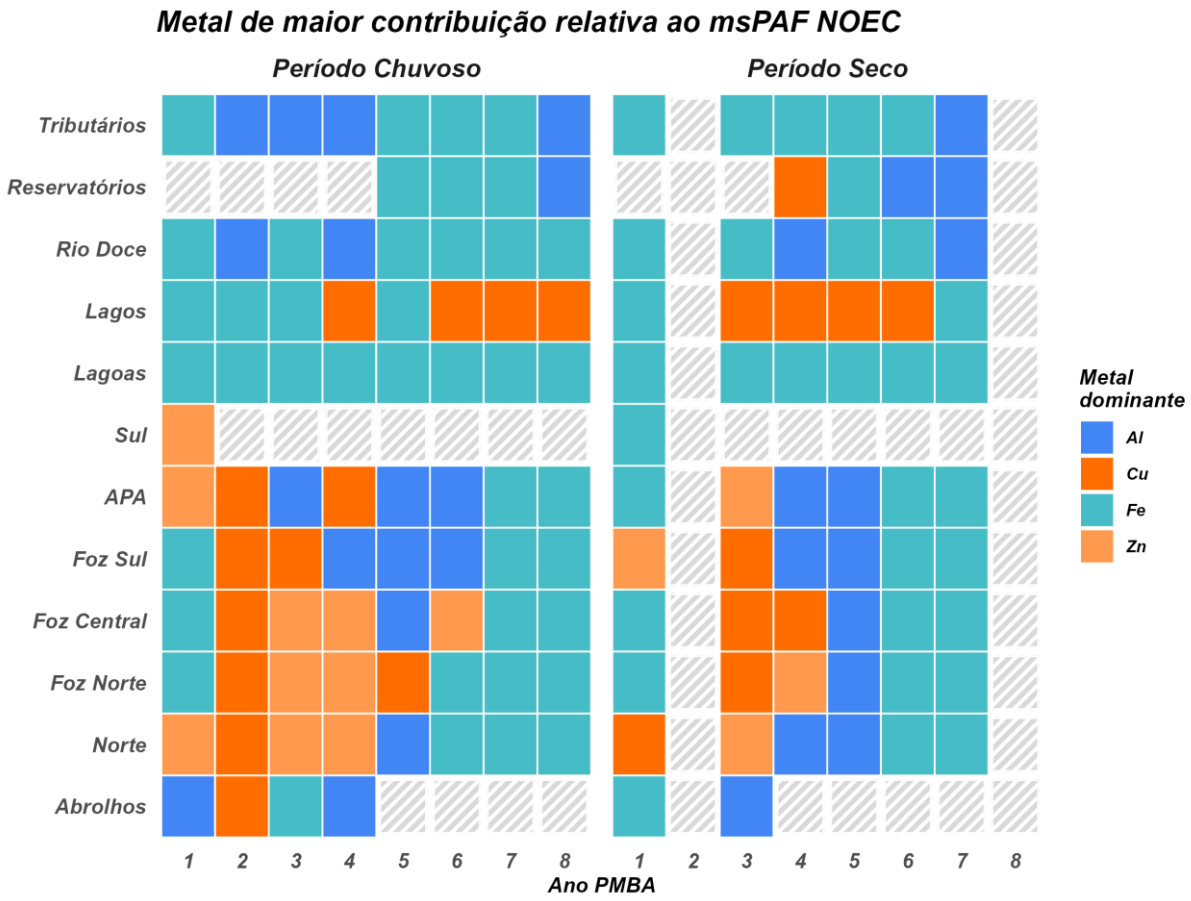


Figura 37 Metais com maior contribuição relativa ao msPAF NOEC em cada setor de monitoramento dos ambientes Dulcícola e Marinho, ao longo dos 8 anos do PMBA/Fest-UFES (de 2018 a 2026), separado por período chuvoso e seco. Cada célula representa o metal dominante (Al, Cu, Fe ou Zn) na fração de espécies potencialmente afetada (msPAF) calculada com base no NOEC, para um determinado setor e ano; células hachuradas indicam ausência de dados para a combinação setor/ano/período.




- Ambiente Costeiro

As concentrações de metais, utilizadas para o cálculo do índice de pressão tóxica para o Ambiente Costeiro, foram quantificadas pelo tema Ecotoxicologia. Ainda que possua muitas estações e campanhas compatíveis, o tema não possui exatamente a mesma abrangência espacial que os temas do Ambiente Costeiro, realizando coletas em algumas estações com correspondência espacial com os temas Manguezal e Praias. Além disso, a quantificação de metais na água abrange um conjunto de 11 elementos (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn). Diante dessas particularidades, o índice msPAF foi calculado com o propósito de integrar os metais analisados em uma única métrica, permitindo sua inclusão como preditor em análises subsequentes. Assim, é fundamental interpretar com cautela a caracterização do Ambiente Costeiro, pois devido à natureza aditiva do índice, comparações diretas dos valores entre os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro podem não ser possíveis.

Para melhor compreender as relações entre os ambientes, apresentamos abaixo a correspondência das estações e setores do tema Ecotoxicologia (i.e., nomes das estações utilizados pelo tema Ecotoxicologia) entre ambientes:

a) Marinho - Manguezal:

- Setor APA = Compartimento A: Rio Piraquê-Açu (PAM), REVIS Santa Cruz (RSC 1 e 2);
- Setor Foz = Compartimento B: Foz de Regência (FRG);
- Setor Norte = Compartimento C: Rio Urussuquara (RUR), Barra Nova (BN2D), São Mateus (SM2FE).

a) Marinho - Praias:

- Setor APA = Compartimento A: Praia Formosa (S2), Putiri (S3);
- Setor Foz = Compartimento B: Doce Sul - Barra do Riacho (DSB); Terra Índigena (S5); REBio Comboios (S6); Regência (S7); Povoação (N1);
- Setor Norte = Compartimento C: Degredo (N2), Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI), Barra Nova (N4), Guriri (N5), Itaúnas (N6).

Pressão tóxica do manguezal

Nos três primeiros anos do PMBA/Fest-UFES, as estações do ambiente manguezal apresentaram valores baixos do índice, frequentemente abaixo do limite de referência (msPAF < 0,05) (Figura 38). A partir do Ano 4, todos os setores passaram a apresentar valores acima desse limite, com o índice variando entre 0,05 e 0,7 nos anos seguintes, indicando um aumento importante da pressão tóxica sobre o manguezal em relação ao início da série. Esse aumento acompanhou uma mudança no metal dominante, com o Fe passando a prevalecer na maioria dos setores e períodos entre os Anos 4 e 6, com exceção do setor B no período chuvoso, que alternou entre Zn (Ano 4) e Al (Ano 5) como metal dominante (Figura 39). O Ano 6 registrou os maiores valores de toda a série no período chuvoso (msPAF entre 0,46 e 0,69), com queda acentuada no período seco (0,10 – 0,19), configurando o maior contraste sazonal observado no manguezal (Figura 38). O Fe foi o metal dominante em todos os setores em ambos os períodos do Ano 6, consistente com sua alta contribuição relativa (próxima de 100%) (MS_Síntese_ Integrativa_RA2025: Figuras 65 e 66). Destacam-se os setores A e C, correspondentes aos setores APA e Norte do Ambiente Marinho, respectivamente, que registraram valores superiores a 0,4, indicando um risco de vulnerabilidade de 40%. Nos Anos 5 e 6, os valores permaneceram muito acima do limite de referência, especialmente no período chuvoso, associados às concentrações de Fe, Al e Mn (MS_Síntese_ Integrativa_RA2025: Figura 61). Especificamente, o setor C que apresentou um risco de vulnerabilidade acima de 60% no Ano 6, associado principalmente à presença de Fe (Figura 39).

Nos Anos 7 e 8, a pressão tóxica voltou a diminuir. No Ano 7, os valores foram mais baixos e heterogêneos entre setores (msPAF entre 0,02 e 0,26), com o setor C apresentando consistentemente os maiores valores em ambos os períodos; o metal dominante variou entre Zn no setor A e Fe nos setores B e C, tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 39). No Ano 8, apenas o período chuvoso foi amostrado, com valores voltando a níveis baixos (0,01– 0,04), próximos aos observados nos Anos 1 a 3, e o Zn reassumindo a dominância em todos os setores — padrão também refletido na sua contribuição relativa muito alta (90–98%) no material suplementar (MS_Síntese_ Integrativa_RA2025: Figuras 61).

Figura 38 Valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) nos diferentes setores do manguezal. Índice calculado com base nas concentrações de metais dissolvidos quantificados na coluna d'água pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES.

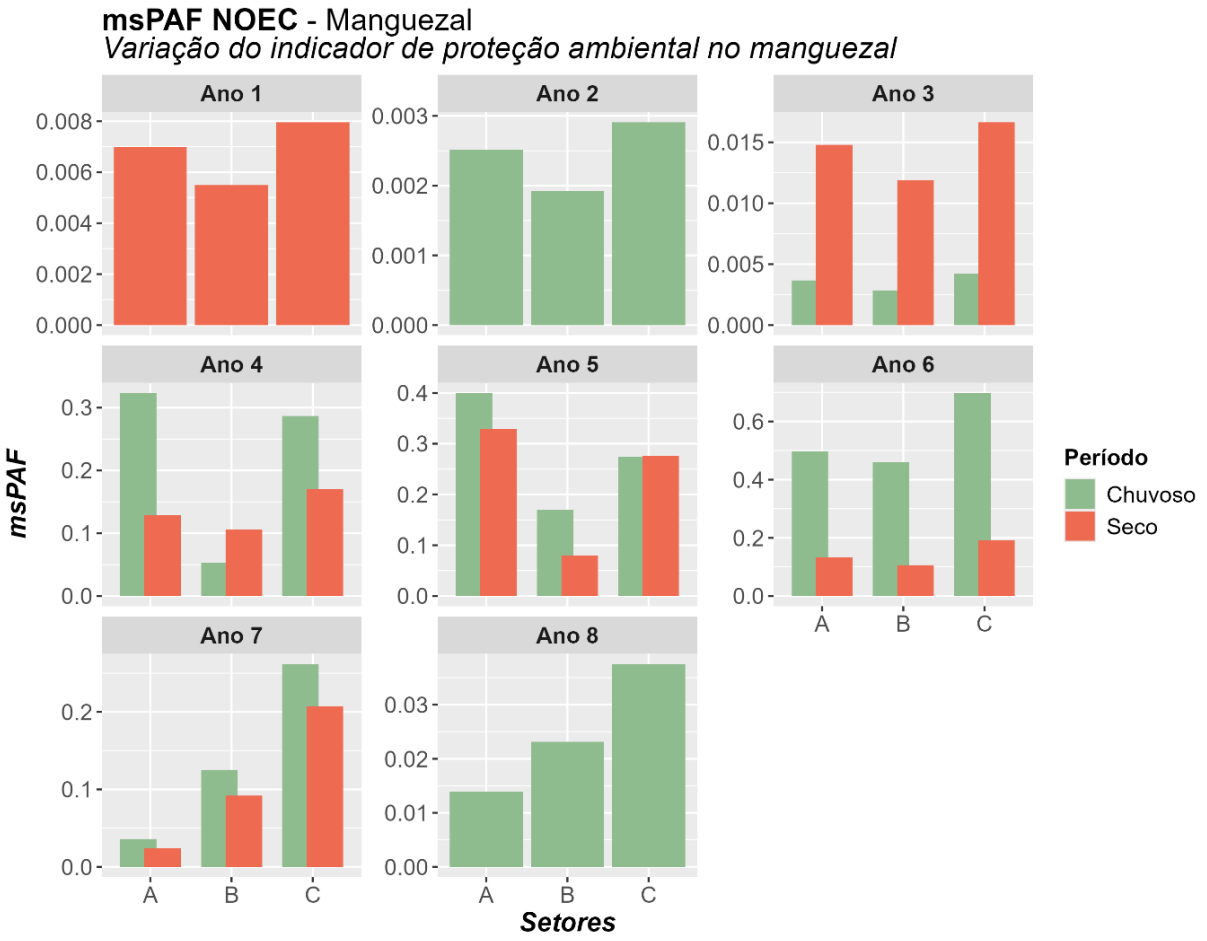
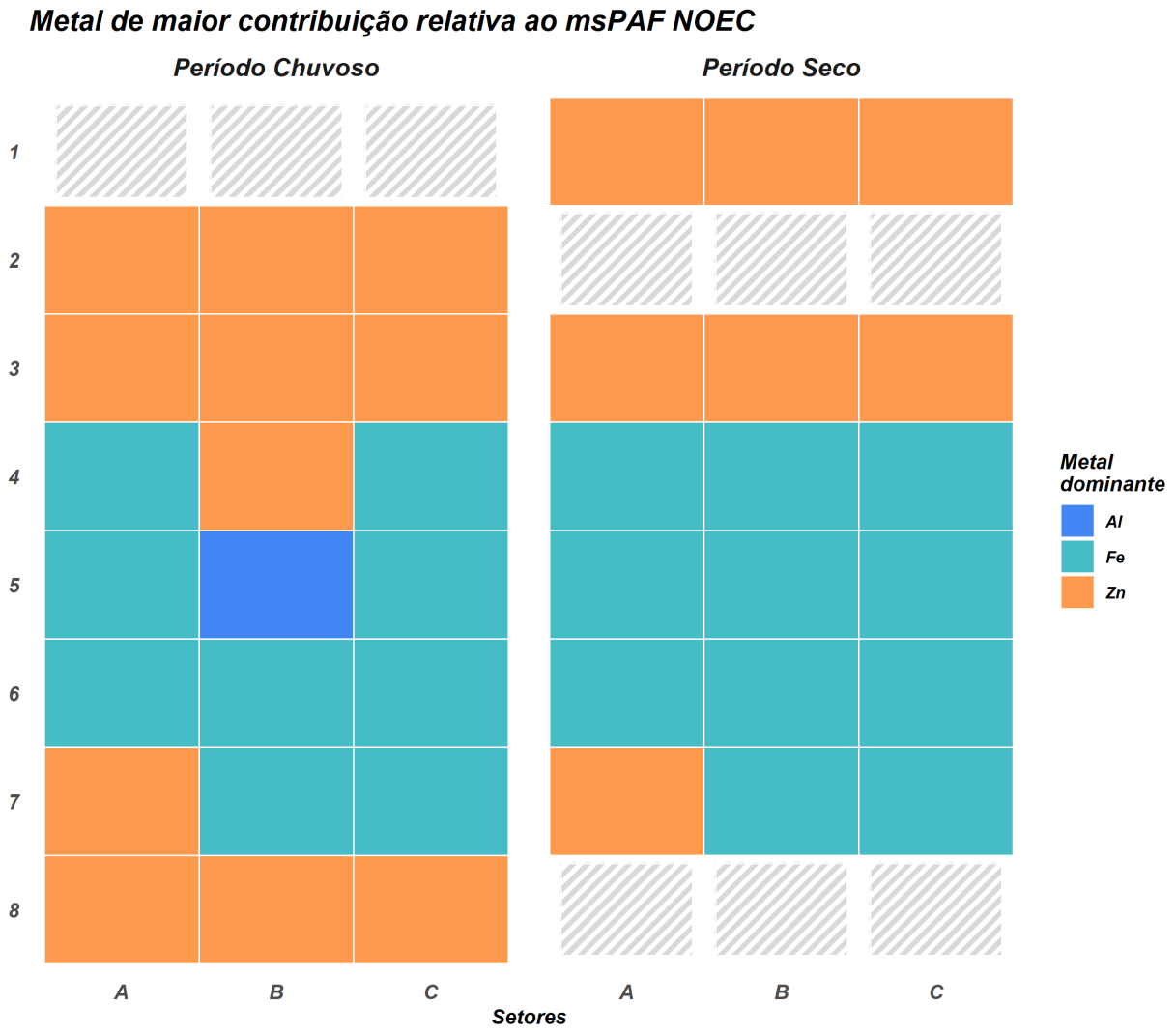


Figura 39 Metais com maior contribuição relativa ao msPAF NOEC em setores do ambiente Manguezal monitorados ao longo dos 8 anos do PMBA (de 2018 a 2026), separado por período chuvoso e seco. Cada célula representa o metal dominante (Al, Fe ou Zn) na fração de espécies potencialmente afetada (msPAF) calculada com base no NOEC, para um determinado setor e ano; células hachuradas indicam ausência de dados para a combinação setor/ano/período.




Pressão tóxica das praias

Nos Anos 1 a 3, as praias apresentaram valores de msPAF moderados e relativamente estáveis entre setores (0,10 – 0,44) (Figura 40), configurando o patamar mais alto de toda a série nesses anos iniciais — bem acima do observado no manguezal para o mesmo período. O metal dominante nesses três anos alternou entre Fe (setores A e C) e Zn (setor B), tanto no período chuvoso quanto no seco, padrão consistente com a contribuição relativa apresentada no material suplementar, onde Fe, Zn e uma parcela de Cu respondem por praticamente toda a composição do índice.

A partir do Ano 4, houve uma queda no patamar geral do msPAF (0,05 – 0,19), com o Zn assumindo a dominância nos três setores no período chuvoso. No período seco do mesmo ano, no entanto, o Fe retomou a dominância em todos os setores, indicando uma diferença sazonal marcante no metal

predominante (Figura 41). O Ano 5 trouxe uma mudança ainda mais acentuada: o Al passou a ser o metal dominante nos três setores no período chuvoso, e no setor A também no período seco, enquanto Fe permaneceu dominante em B e C no seco (Figura 41). Do ponto de vista do msPAF, o Ano 5 também registrou o maior contraste sazonal do setor A (chuvoso ≈ 0,05, seco ≈ 0,006), com inversão nos desse padrão no setor B, ou seja, seco apresentando valor do índice maior que chuvoso.

O Ano 6 apresentou os maiores valores de msPAF de toda a série (chuvoso entre 0,16 e 0,59), com queda acentuada no período seco (0,14 – 0,22). O Fe foi o metal dominante em todos os setores tanto no período chuvoso quanto no seco. Por fim, nos Anos 7 e 8, a pressão tóxica diminuiu, com valores entre 0,05 e 0,16 no Ano 7 e entre 0,02 e 0,07 no Ano 8 (este último amostrado apenas no período chuvoso). No Ano 7, o metal dominante retornou ao padrão Fe/Zn observado nos primeiros anos, com Zn em A e C e Fe em B, tanto no chuvoso quanto no seco. No Ano 8, o Zn dominou os três setores, semelhante ao último ano no manguezal, mas em um patamar de msPAF ligeiramente mais alto.

Figura 40 Valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) nos diferentes setores das praias. Índice calculado com base nas concentrações de metais dissolvidos quantificados na coluna d'água pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES.

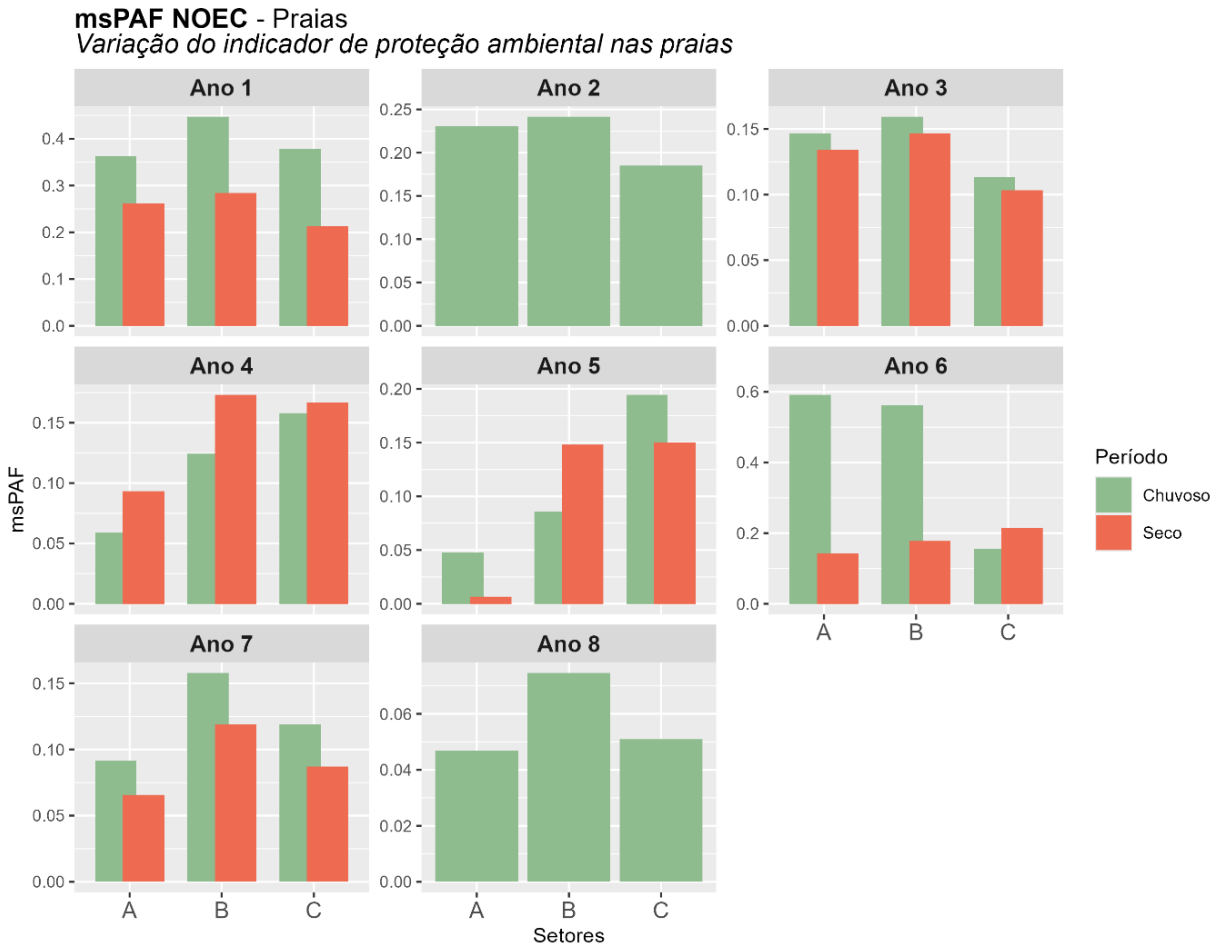
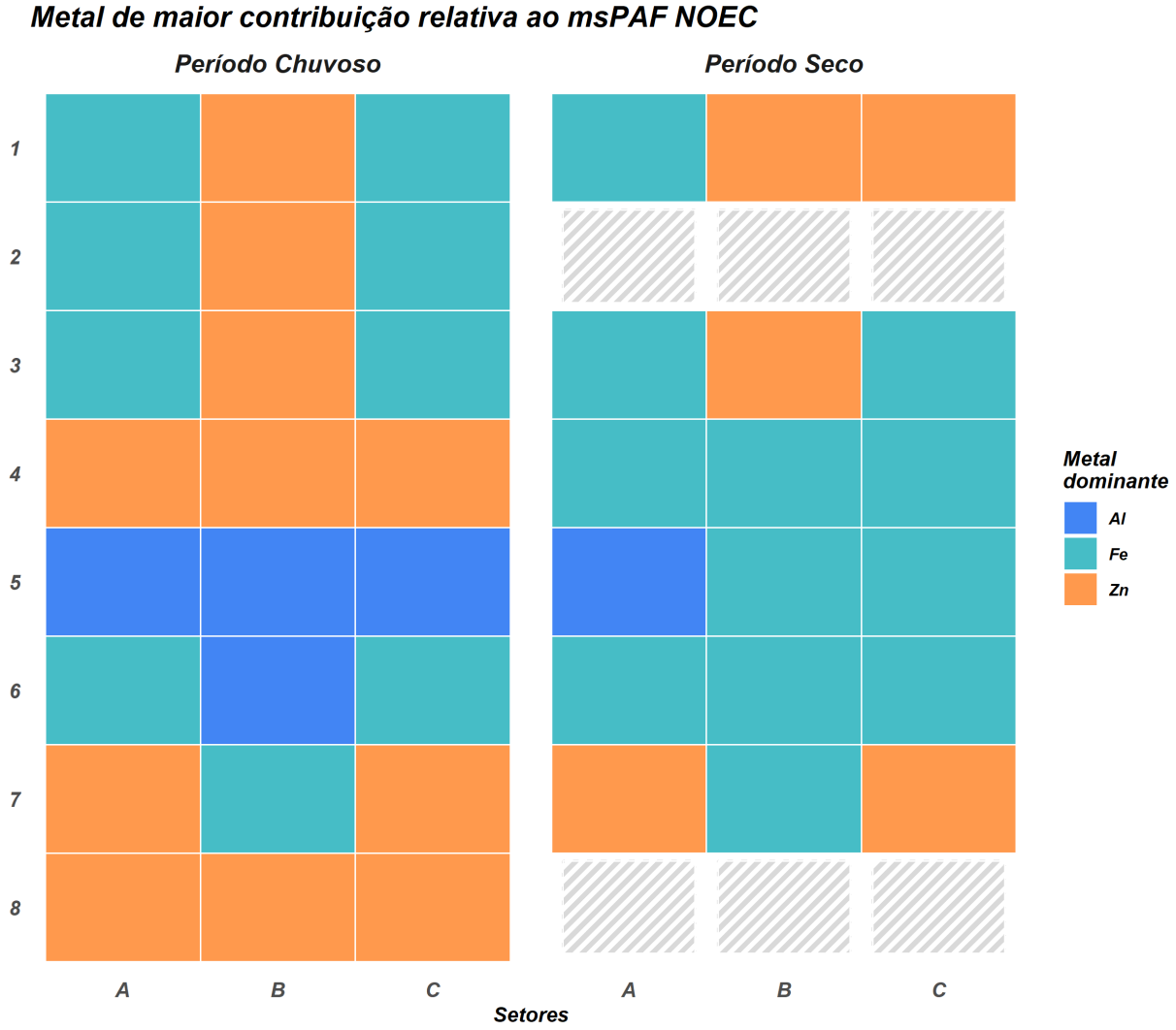


Figura 41 Metais com maior contribuição relativa ao msPAF NOEC em setores do ambiente Praias monitorados ao longo dos 8 anos do PMBA (de 2018 a 2026), separado por período chuvoso e seco. Cada célula representa o metal dominante (Al, Fe ou Zn) na fração de espécies potencialmente afetada de espécies (msPAF) calculada com base no NOEC, para um determinado setor e ano; células hachuradas indicam ausência de dados para a combinação setor/ano/período.




Conclui-se que, na perspectiva de avaliação do estado, de maneira geral, a qualidade da água e sedimento dos ambientes foi caracterizada como moderada a boa (Seção 6.3.3). Porém, na perspectiva de avaliação de impacto, o potencial de toxicidade indicou que há uma grande fragilidade nos ambientes, especialmente no dulcícola, devido à pressão exercida pelos metais dissolvidos detectados nas águas. Esses resultados destacam a importância da abordagem DPSIR, trazendo diferentes escalas de evidências para construção de uma avaliação ambiental robusta.

### 6.4.2 Modelos de estresse (vias de desfecho adverso)

As vias de desfecho adverso são construções conceituais que ajudam na avaliação de riscos, mostrando como a exposição a estressores ambientais leva a efeitos adversos específicos. Utilizando

diagramas, elas representam as interações entre eventos biológicos em diferentes níveis de organização, desde moléculas até populações (ANKLEY *et al.*, 2010). A implementação da estrutura conceitual das VDAs em programas de monitoramento ambiental ajuda a conectar a exposição ambiental à saúde dos organismos, permitindo que os riscos ambientais sejam avaliados de forma significativa (CARUSI *et al.*, 2018; VAN DER OOST *et al.*, 2020).

Os dados do monitoramento podem ser interpretados e organizados em termos de efeitos adversos específicos, não apenas em níveis de exposição. Isso é importante porque a relação entre exposição e efeito pode variar dependendo da espécie e de fatores extrínsecos (e.g., condições ambientais) e intrínsecos (e.g., sexo e idade do animal). Portanto, a implementação de VDAs pode ajudar a identificar etapas biológicas mais afetadas pelos contaminantes e, assim, detectar a susceptibilidade dos organismos. Consequentemente, a construção de VDAs contribui para uma melhor seleção de indicadores para programas de monitoramento ambiental e permite intervenções mais eficazes para proteger a saúde dos ecossistemas.

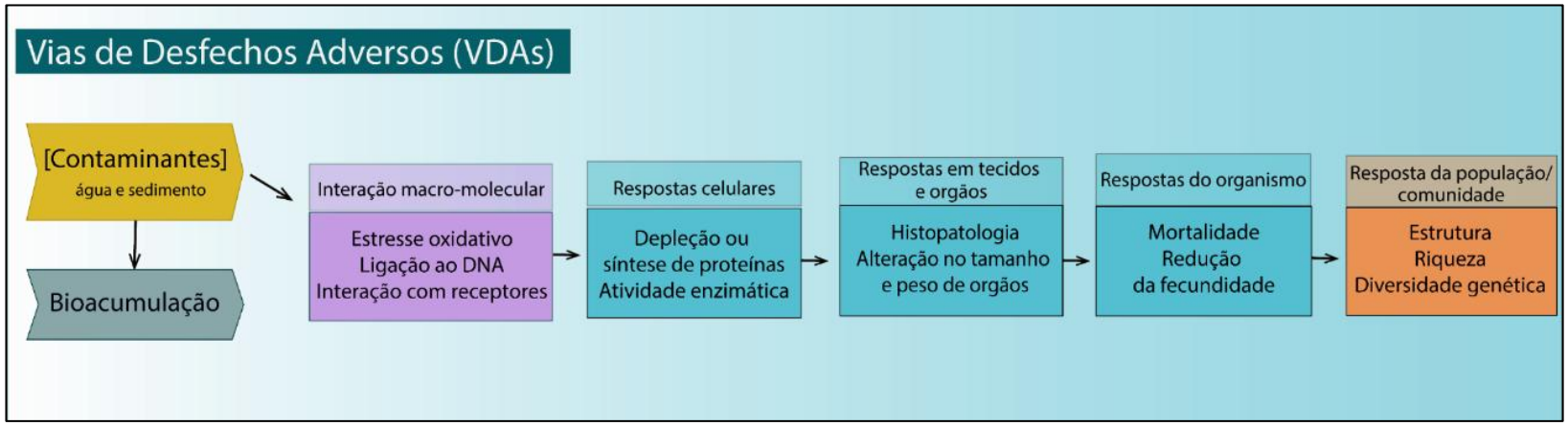
A construção das vias, e sua posterior quantificação, estão alinhadas às metas do Plano de Trabalho ao que concerne determinação da cadeia de impactos nos diferentes ambientes (*Meta 3*) e identificação de relações causa-efeito a partir de um modelo de estresse ambiental (*Meta 4*) (Plano de Trabalho da Nova Fase do PMBA/Fest-UFES, 2022). Vale ressaltar que as vias são pontos de partida para quantificação subsequente das relações. A sequência de eventos-chave (i.e., respostas biológicas) foi identificada a partir dos dados e resultados disponíveis do monitoramento e embasada na literatura. A plausibilidade de cada uma das vias construídas foi verificada na literatura e bases de conhecimento (https://aopwiki.org/).

Especificamente, o modelo conceitual (Figura 42) propõe que a exposição a contaminantes presentes na água e no sedimento pode desencadear uma série de eventos biológicos que resultam em impactos em diferentes níveis de organização biológica. Inicialmente, esses contaminantes são absorvidos pelos organismos, acumulando-se em seus tecidos (bioacumulação). No nível molecular, essa exposição pode levar a interações com macromoléculas, resultando em estresse oxidativo, ligação ao DNA e ativação ou inibição de receptores celulares. Essas alterações desencadeiam respostas celulares, incluindo a modulação da síntese de proteínas e mudanças na atividade enzimática. Com a progressão dos efeitos, ocorrem danos histológicos e alterações no tamanho e peso de órgãos, refletindo impactos nos tecidos e órgãos. Em consequência, no nível do organismo, podem ser observadas reduções na fecundidade e aumento da mortalidade. Essas respostas individuais, quando ampliadas em escala populacional, podem resultar em alterações na estrutura e dinâmica das populações e comunidades biológicas, afetando parâmetros como riqueza de espécies e diversidade genética.

Os modelos conceituais das VDAs foram construídos para peixes, caranguejo do manguezal, macrofauna bêntica de praia e tartarugas marinhas e encontram-se detalhados no material suplementar (MS_Síntese Integrativa_RA2024 – Modelos de Estresse (Vias de Desfecho Adverso)). As vias foram

inicialmente construídas para esses organismos por serem representativos dos diferentes compartimentos que o PMBA/Fest-UFES monitora. O objetivo foi apresentar vias que podem ser biologicamente plausíveis, compatíveis com os dados gerados pelos PMBA/Fest-UFES e, na medida do possível, abrangentes para os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho.

Figura 42: Fluxo das Vias de Desfechos Adversos (VDAs) decorrentes da exposição a contaminantes aquáticos.



#### 6.4.2.1 Quantificação das VDAs: aplicação de modelos de equações estruturais para validação das relações estabelecidas conceitualmente

Com o objetivo de avaliar quantitativamente os modelos conceituais das VDAs, a força e significância das relações entre os eventos-chaves foram quantificadas através de modelos de equações estruturais. Especificamente, foi aplicado SEM particionado (*piecewise*SEM, pSEM), abordagem de análise de caminhos, capaz de integrar relações multivariadas complexas por meio de conjunto de modelos interdependentes. Os pSEMs são ferramentas analíticas capazes de testar simultaneamente hipóteses estruturadas em redes direcionais, como as VDAs aqui apresentadas, quantificando relações diretas e indiretas entre os diferentes componentes e avaliando a consistência da estrutura causal hipotetizada com os dados observados. Detalhamento metodológico encontra-se no material suplementar (MS_Síntese_Integrativa_RA2024: Modelos de equações estruturais: quantificação e validação das relações estabelecidas conceitualmente).

O grande número de variáveis, especialmente dos biomarcadores de peixes e tartarugas, exigiu a seleção daquelas com maior relevância biológica, disponibilidade de observações e modelos que atendessem aos pressupostos estatísticos. Nesse contexto, a peroxidação lipídica (LPO) e a metalotioneína foram selecionadas por apresentarem ampla disponibilidade de observações e serem aplicáveis a diferentes organismos, incluindo peixes, caranguejos e macrofauna bêntica de praia, além de representarem mecanismos celulares relevantes associados a respostas em níveis superiores de organização biológica.

A integração espaço-temporal dos dados foi realizada padronizando as diferentes frequências de amostragem com base nas campanhas semestrais do tema Ecotoxicologia e encontrando correspondências entre as estações de amostragem. Para a integração temporal, a partir do mês e ano de amostragem, a variável *campanha_ecotox* foi incorporada aos conjuntos de dados de outros temas. Por exemplo, coletas realizadas entre setembro e outubro de 2018, equivalem à *campanha_ecotox* 1, coletas entre dezembro/2018 e março/2019, correspondem à *campanha_ecotox* 2, e assim por diante categorizando as amostragens em até 15 campanhas correspondentes a Ecotoxicologia. Para integração espacial, a localização das estações dos outros temas foi verificada em mapas, e aquelas equivalentes aos pontos de amostragem da Ecotoxicologia foram identificadas através da inclusão da variável *estacao_ecotox*. Essa consolidação permitiu integrar os dados dos diferentes temas em uma estrutura espaço-temporal comum, viabilizando a execução dos modelos de equações estruturais particionadas (pSEM) por setor ao longo de toda a série histórica.

De modo geral, as relações propostas conceitualmente nas VDAs foram quantificadas por meio das pSEM e parte dos caminhos avaliados apresentou significância estatística. Os modelos apresentaram ajuste global adequado (Fisher's C, $p > 0,05$), embora o percentual de variabilidade explicado tenha diferido entre as respostas e os setores avaliados. As associações identificadas envolveram tanto os índices de exposição ambiental quanto a bioacumulação de metais e as respostas biológicas em diferentes níveis de organização. Entre os preditores ambientais, o msPAF apresentou relações recorrentes com diferentes respostas, juntamente com os indicadores associados ao sedimento e aos

metais bioacumulados. Os resultados específicos para cada ambiente, setor e grupo biológico são apresentados a seguir.

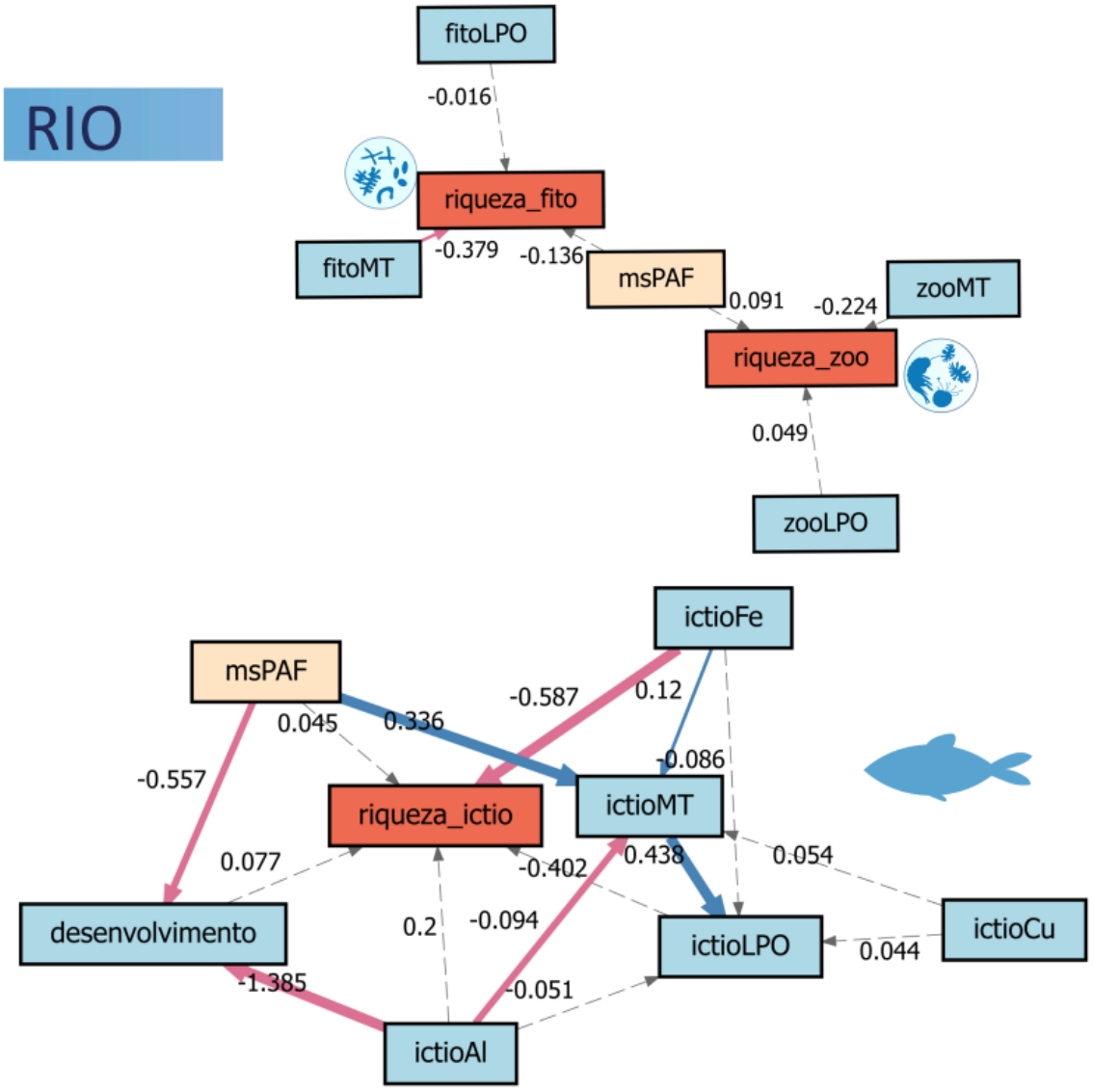
- Calha e foz do rio Doce

Na calha do rio Doce (Setor Rio), o pSEM atualizado revelou como a pressão toxicológica da água e a bioacumulação de metais se propagam pelos níveis fisiológico e ecológico dos peixes (Figura 43). Os níveis de metalotioneína (ictioMT) tiveram sua variabilidade explicada em 14% ($R^2$ = 0,14). Esse biomarcador apresentou uma resposta dinâmica e metal-dependente: o aumento da pressão tóxica na água (msPAF) e a bioacumulação de ferro nos peixes (ictioFe) influenciaram positivamente e de forma significativa a indução de ictioMT. Em contrapartida, a bioacumulação de alumínio (ictioAl) apresentou uma relação negativa significativa com esses níveis de defesa. Esse padrão indica que, enquanto o ferro e a toxicidade geral atuam como indutores das defesas contra metais, a acumulação de alumínio parece comprometer ou inibir esse mecanismo de defesa essencial no setor. Os danos celulares oxidativos na ictiofauna tiveram 17% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,17). A variação da lipoperoxidação (ictioLPO) é influenciada de forma direta, positiva e significativa apenas pelos níveis de metalotioneína (ictioMT). Possivelmente, a pressão tóxica exercida por metais provoca estresse oxidativo celular acima da capacidade de desintoxicação da metalotioneína, resultando no avanço concomitante dos danos às membranas celulares (LPO).

O desenvolvimento dos indivíduos, estimado pelo índice de Fulton, apresentou uma explicação muito baixa de 3% ($R^2$ = 0,03). Apesar do baixo ajuste, o índice foi significativamente reduzido pela bioacumulação de alumínio (ictioAl) e pela pressão tóxica geral da água (msPAF). Esses resultados evidenciam que tanto a presença específica de Al nos tecidos quanto a toxicidade difusa do ambiente aquático podem influenciar de forma deletéria o estado dos peixes. A riqueza da ictiofauna apresentou um expressivo percentual de explicação de 41% ($R^2$ = 0,41). A riqueza de peixes esteve negativamente relacionada aos danos oxidativos acumulados nos organismos (ictioLPO) e, de forma química, pela bioacumulação de ferro nos tecidos (ictioFe). Isso indica que o acúmulo desse metal e os estresses fisiológicos subjacentes pode resultar na perda de espécies mais sensíveis na comunidade.

A variabilidade da riqueza fitoplanctônica (riqueza_fito) foi explicada em 28% pelos preditores contemplados no modelo ($R^2$ = 0,28) e foi negativamente associada às suas defesas antioxidantes (fitoMT). Essa associação negativa sinaliza um potencial relação de troca: à medida que esses organismos investem energia em antioxidantes para sobrepor os efeitos da contaminação, observa-se um declínio na riqueza de espécies dessas comunidades. Já a variabilidade da riqueza zooplanctônica (riqueza_zoo) obteve 10% de explicação pelo modelo ($R^2$ = 0,10), porém não houve nenhuma relação significativa com os preditores.

Figura 43: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna na calha e foz do rio Doce (i.e., setor Rio no tema Ecotoxicologia) do Ambiente Dulcícola. A relação entre a metalotioneína e a lipoperoxidação do fitoplâncton (fitoMT e fitoLPO, respectivamente) com a riqueza do fitoplâncton (riqueza_fito) é apresentada, bem como a relação da metalotioneína e lipoperoxidação (zooMT e zooLPO, respectivamente) com a riqueza do zooplâncton (riqueza_zoo); ictioAl, ictioCu, ictioFe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente. Setas pontilhadas indicam relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



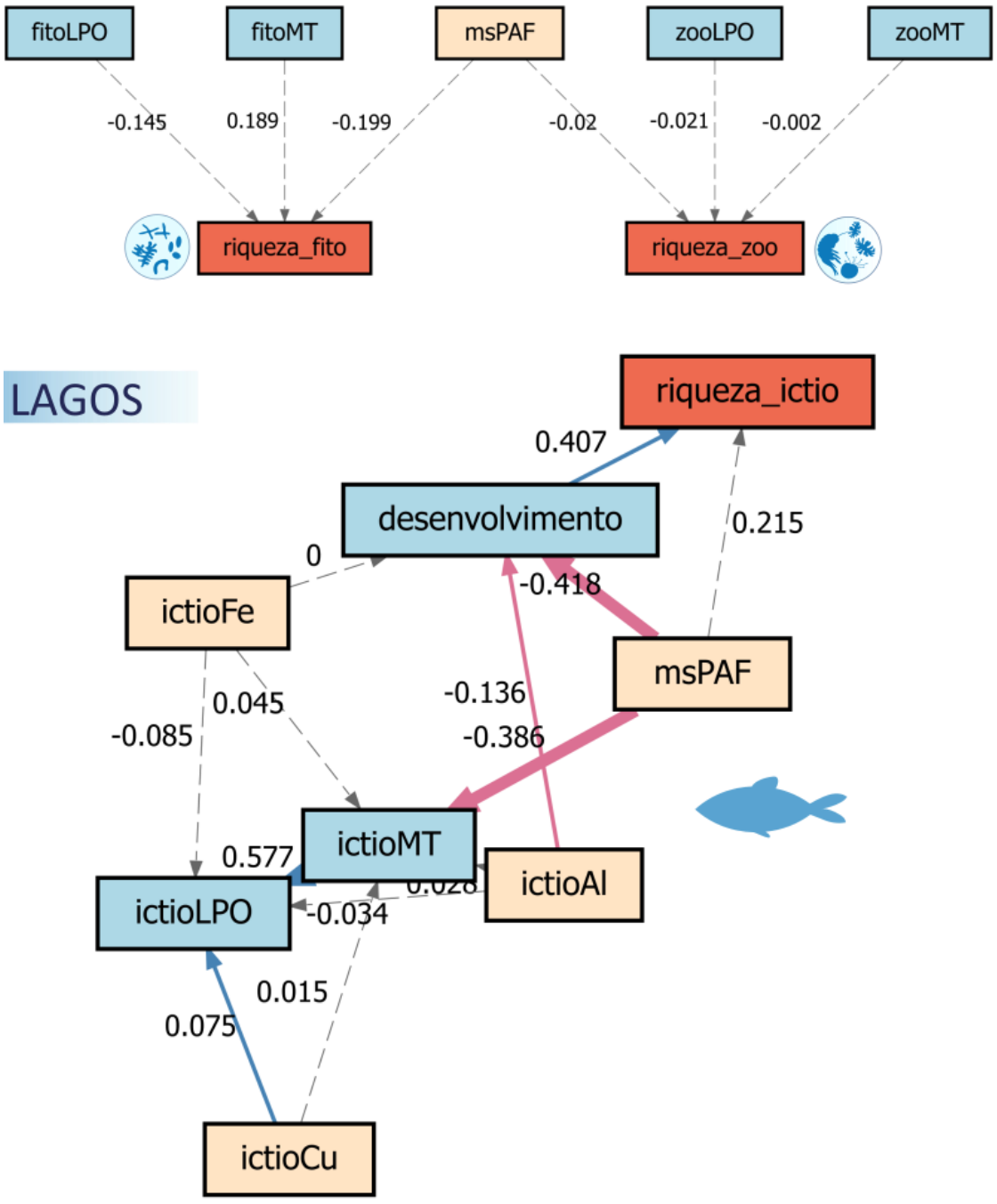
- Lagos

No setor lacustre do Ambiente Dulcícola, o pSEM estabelece uma cascata de efeitos claros, conectando a contaminação da água e a bioacumulação diretamente à perda de condição física do peixe e, por consequência, à redução da riqueza de espécies (Figura 44). A variabilidade da metalotioneína (ictioMT) foi explicada em 21% pelos preditores contemplados (R2 = 0,21). A ictioMT foi influenciada de forma significativa e negativa pelo índice de pressão tóxica na água (msPAF). Esse padrão indica que, em áreas lacustres com maior toxicidade geral da água, ocorre uma redução dessas defesas celulares. As relações com o ferro (ictioFe) e cobre (ictioCu) acumulados no fígado não apresentaram significância estatística. Os danos oxidativos (ictioLPO), que tiveram 15% de variabilidade explicada ($R^2$ = 0,15), foram positiva e significativamente relacionados a bioacumulação de cobre (ictioCu) e, principalmente, exibiu uma forte relação positiva com a metalotioneína (ictioMT). Essa associação positiva entre defesa e dano celular pode apontar para um padrão de sobrecarga: sob condições de estresse químico crônico nos lagos, o aumento na síntese de MT ocorre concomitantemente ao avanço da peroxidação lipídica, indicando estresse oxidativo local acima da capacidade de neutralização do sistema de defesa principal dos peixes. A relação direta da LPO com o ferro bioacumulado (ictioFe) não foi significativa.

O modelo para o desenvolvimento dos peixes apresentou relação significativa e negativa com o índice de pressão tóxica (msPAF) e com a bioacumulação de alumínio (ictioAl). Entretanto, os preditores incluídos no modelo explicaram apenas 6% da variabilidade dessa resposta ($R^2$ = 0,06). A riqueza da ictiofauna apresentou 11% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,11), estando significativa e positivamente relacionada apenas ao desenvolvimento dos peixes. Em conjunto com os demais modelos que compõem a pSEM, essas relações sugerem uma resposta ecológica em cascata, na qual a exposição crônica à contaminação e a pressão tóxica do ambiente estão associadas a alterações em níveis subcelulares, que podem se refletir, indiretamente, em respostas em níveis superiores de organização biológica, como o desenvolvimento dos peixes e a riqueza da ictiofauna.

As riquezas do fitoplâncton e zooplâncton não apresentaram relações estatisticamente significativas com as variáveis ambientais ou com os biomarcadores e suas variabilidades foram pobremente explicadas pelos preditores contemplados ($R^2$ = 0.10 para ambas as respostas).

Figura 44: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna nos lagos do Ambiente Dulcícola. A relação entre a metalotioneína e a lipoperoxidação do fitoplâncton (fitoMT e fitoLPO, respectivamente) com a riqueza do fitoplâncton (riqueza_fito) é apresentada, bem como a relação da metalotioneína e lipoperoxidação (zooMT e zooLPO, respectivamente) com a riqueza do zooplâncton (riqueza_zoo); ictioAl, ictioCu, ictioFe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente. Setas pontilhadas indicam relações não significativas ($p > 0,05$), setas contínuas indicam relações significativas ($p < 0,05$). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).

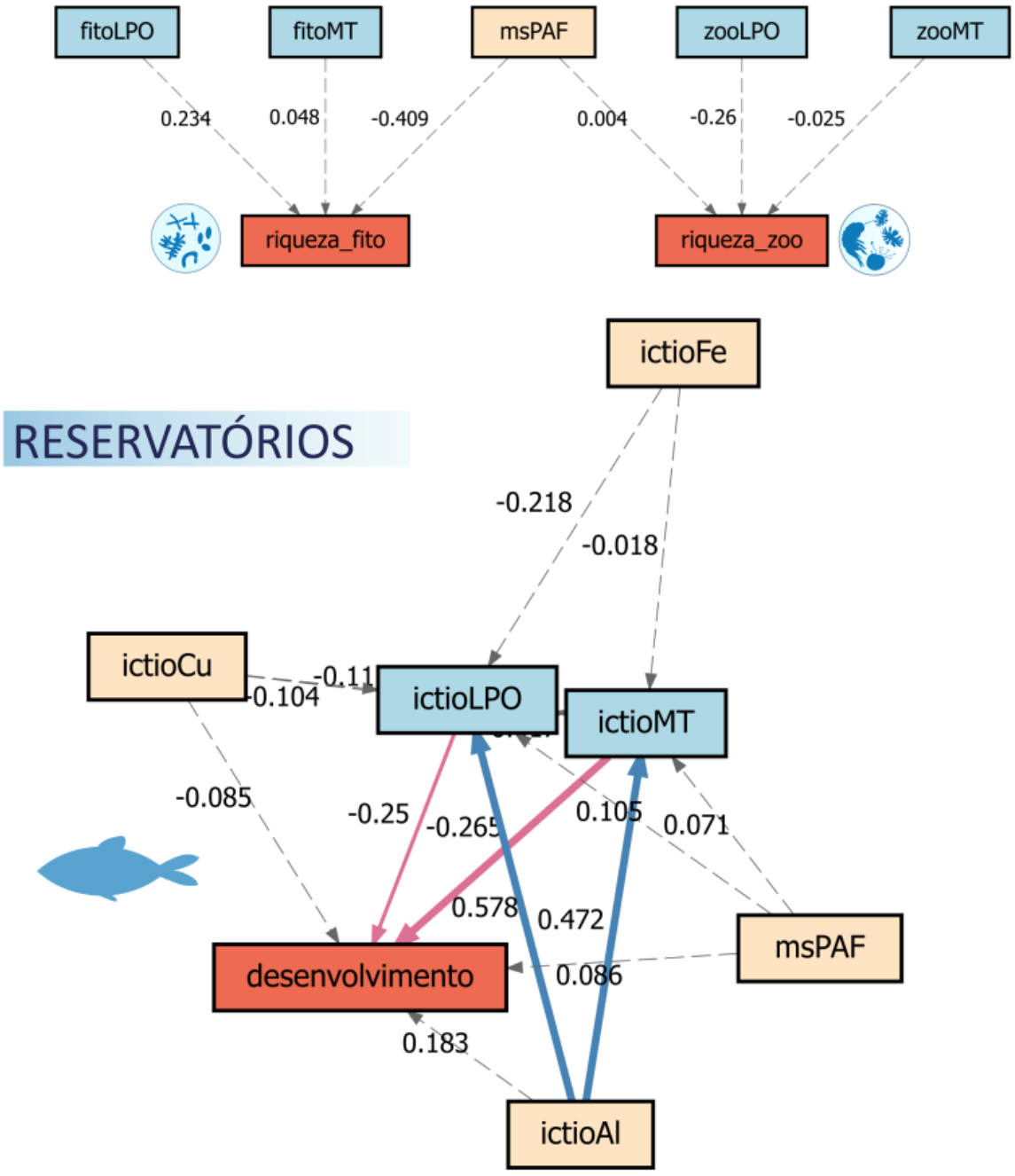


- Reservatórios

Nos reservatórios, as defesas antioxidantes da ictiofauna apresentaram um percentual de explicação moderado ($R^2$ = 0,21) (Figura 45). O único fator de indução significativo e direto foi a bioacumulação de alumínio (ictioAl), possivelmente indicando que o Al bioacumulado induz ativamente a síntese de metalotioneína como mecanismo de desintoxicação. A toxicidade externa da água (msPAF) e a bioacumulação de ferro (ictioFe) não apresentaram caminhos significativos para a ictioMT. Com 23% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,23), a lipoperoxidação nos peixes (ictioLPO) apresentou relação positiva e significativa com a ictioMT e com a ictioAl, ou seja, maiores concentrações de Al bioacumulado e metalotioneína estão relacionados a maiores níveis de peroxidação, indicando que o acúmulo desse metal pode estar excedendo a capacidade de defesa dos organismos, levando a danos oxidativos.

O desenvolvimento da ictiofauna apresentou um percentual de explicação baixo ($R^2$ = 0,03). Apesar da alta variabilidade residual, essa resposta esteve negativamente associada a ictioLPO dos peixes, indicando que a maiores níveis de danos oxidativos podem comprometer o crescimento dos indivíduos. A riqueza do fitoplâncton (riqueza_fito) e do zooplâncton (riqueza_zoo) também apresentaram um baixo percentual de explicação pelos preditores contemplados ($R^2$ = 0,13 e 0,10, respectivamente), sem relações significativas com os biomarcadores.

Figura 45: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna no setor Reservatórios do Ambiente Dulcícola. A relação entre a lipoperoxidação e níveis de MT do fitoplâncton (fitoLPO e fitoMT, respectivamente) e a com a riqueza do fitoplâncton (riqueza_fito) é apresentada, bem como a relação da metalotioneína e lipoperoxidação (zooMT e zooLPO, respectivamente) com a riqueza do zooplâncton (riqueza_zoo); ictio_Al, ictio_Cu, ictio_Fe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente. Setas pontilhadas indicam relações não significativas ($p > 0,05$), setas contínuas indicam relações significativas ($p < 0,05$). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).

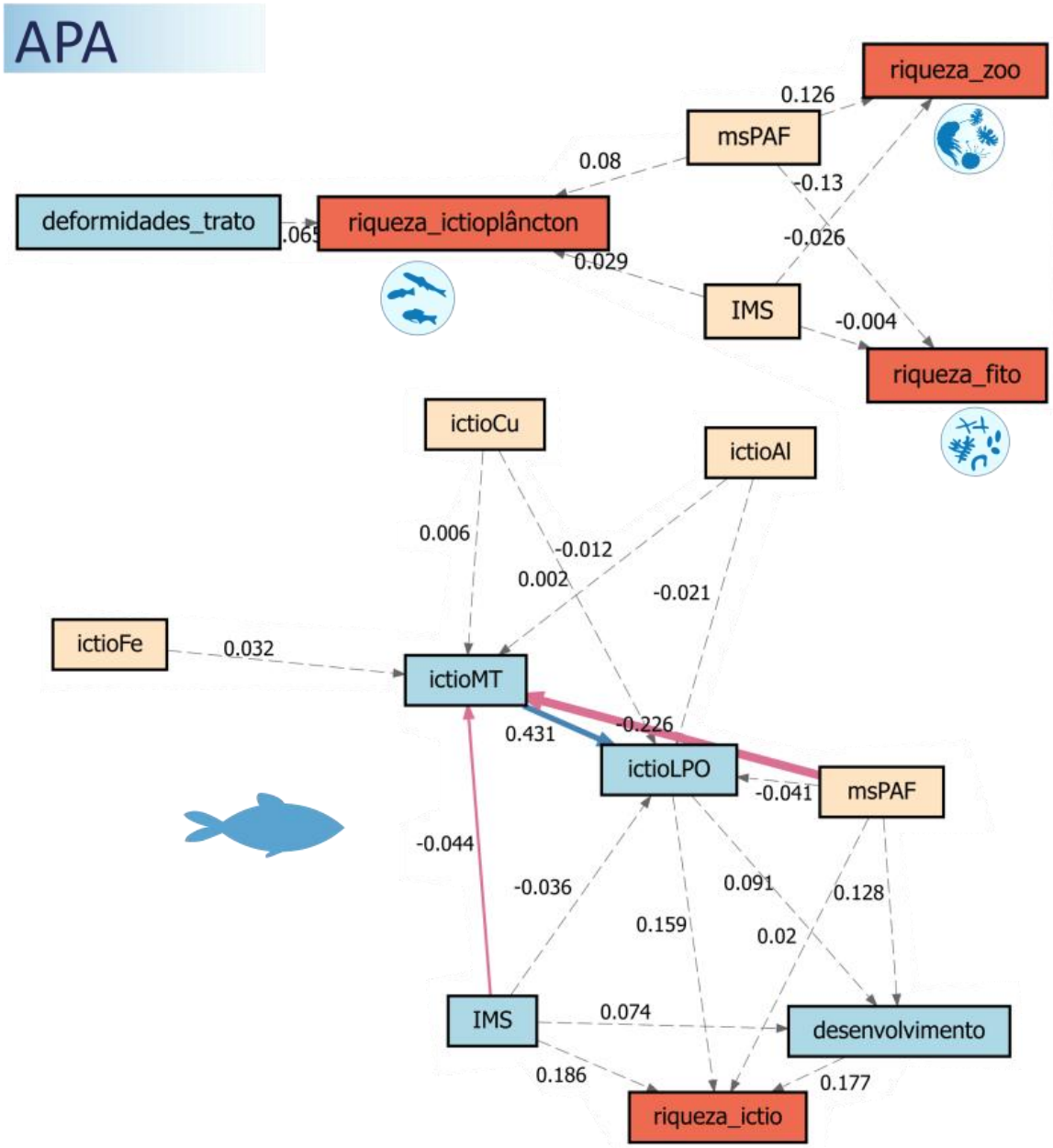


- APA Costa das Algas

No setor da APA Costa das Algas, o pSEM revelou relações mais atenuadas e não significativas em comparação ao Ambiente Dulcícola (Figura 46). A variabilidade da metalotioneína da ictiofauna (ictioMT) foi explicada em 16% pelos preditores contemplados ($R^2$ = 0,16). As variáveis ambientais, especificamente sinal do rejeito (IMS) e msPAF foram significativa e negativamente relacionadas aos níveis de ictioMT. Esse resultado indica que a presença do rejeito pode estar relacionada a uma redução da capacidade de defesa celular (i.e., síntese de metalotioneína) dos peixes. A lipoperoxidação na ictiofauna apresentou um percentual de explicação de 6% ($R^2$ = 0,06) e esteve positivamente associada de forma direta aos níveis de ictioMT. Esta relação positiva pode refletir um padrão de co-indução sob estresse já observado nos setores anteriores.

As demais respostas não apresentaram relação significativa com nenhuma variável preditora incluída no modelo, tendo percentual de variabilidade explicada muito baixo. Especificamente, o desenvolvimento teve apenas 1% de sua variabilidade explicada, riqueza da ictiofauna 12%, riqueza do ictioplâncton 2%, do fitoplâncton <0.01% e do zooplâncton 14%. A alta variabilidade dessas respostas não tiveram relação com os índices e os biomarcadores, mas outros preditores ambientais foram testados nas seções abaixo (Seções 6.4.4 e 6.4.6), o que garantirá uma visão mais abrangente das variáveis que influenciam a riqueza de espécies nesse e em outros setores.

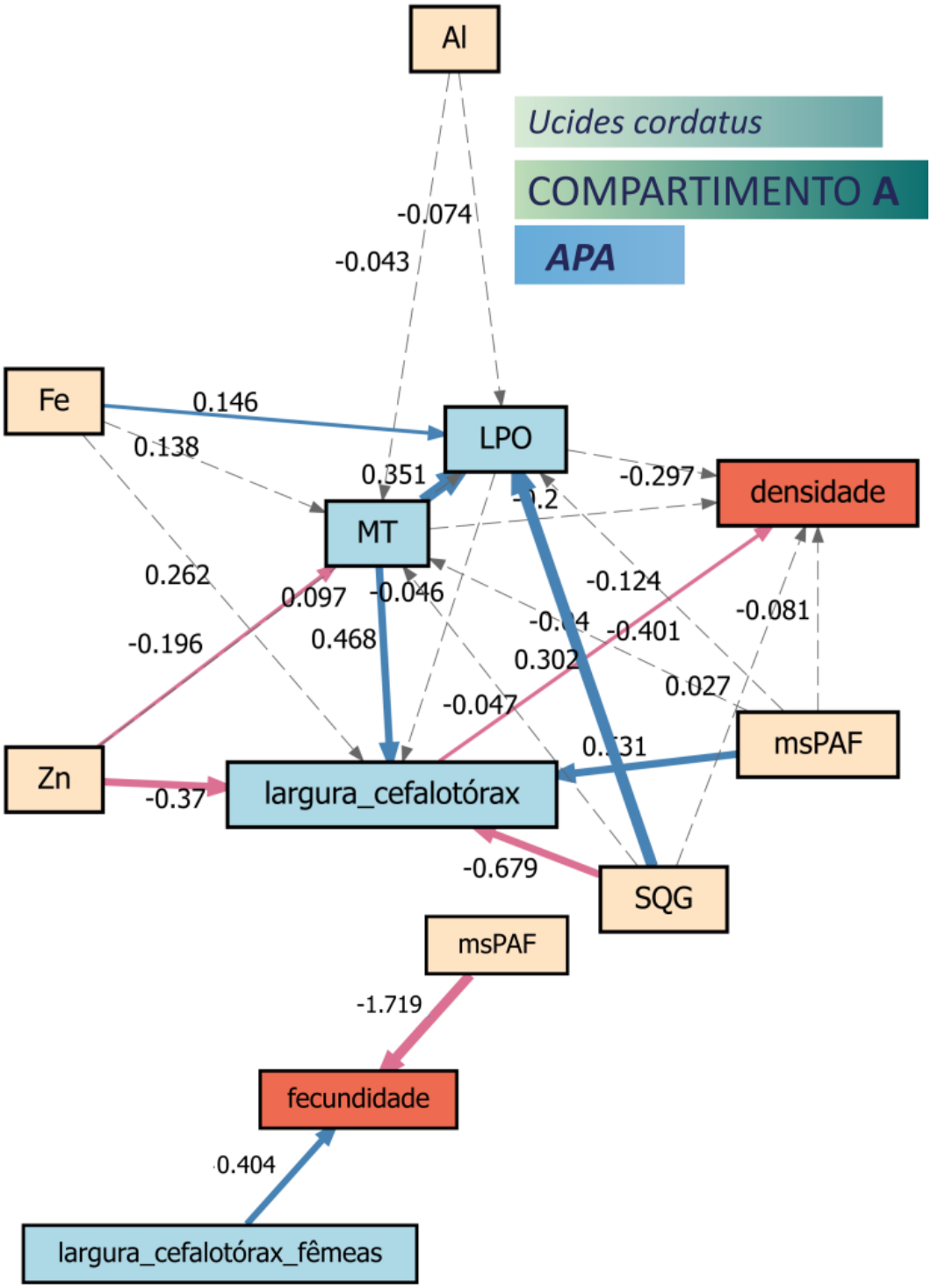
Figura 46 Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna (riqueza_ictio) no setor APA Costa das Algas (Ambiente Marinho). Apresentadas também a relação entre msPAF e IMS e riquezas de espécie do fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton (riqueza_fito, riqueza_zoo, riqueza_ictioplâncton, respectivamente). Relação da riqueza do ictioplâncton com a ocorrência de deformidades no trato intestinal do ictioplâncton (deformidades_trato). ictioAl, ictioCu, ictioFe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes. Setas pontilhadas indicam relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Para *Ucides cordatus* no Compartimento A, correspondente ao setor APA, os modelos evidenciaram relações entre a exposição a metais, respostas subcelulares e desfechos em níveis superiores de organização biológica (Figura 47). A variação na metalotioneína (MT) apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,08), sendo negativamente relacionada apenas ao Zn bioacumulado. A peroxidação lipídica (LPO), por sua vez, apresentou maior percentual de variabilidade explicada ($R^2$ = 0,31), com relações positivas com Fe, MT e qualidade do sedimento (SQG). Sendo assim, infere-se que em locais de maior pressão tóxica e Fe bioacumulado, espera-se maiores danos oxidativos.

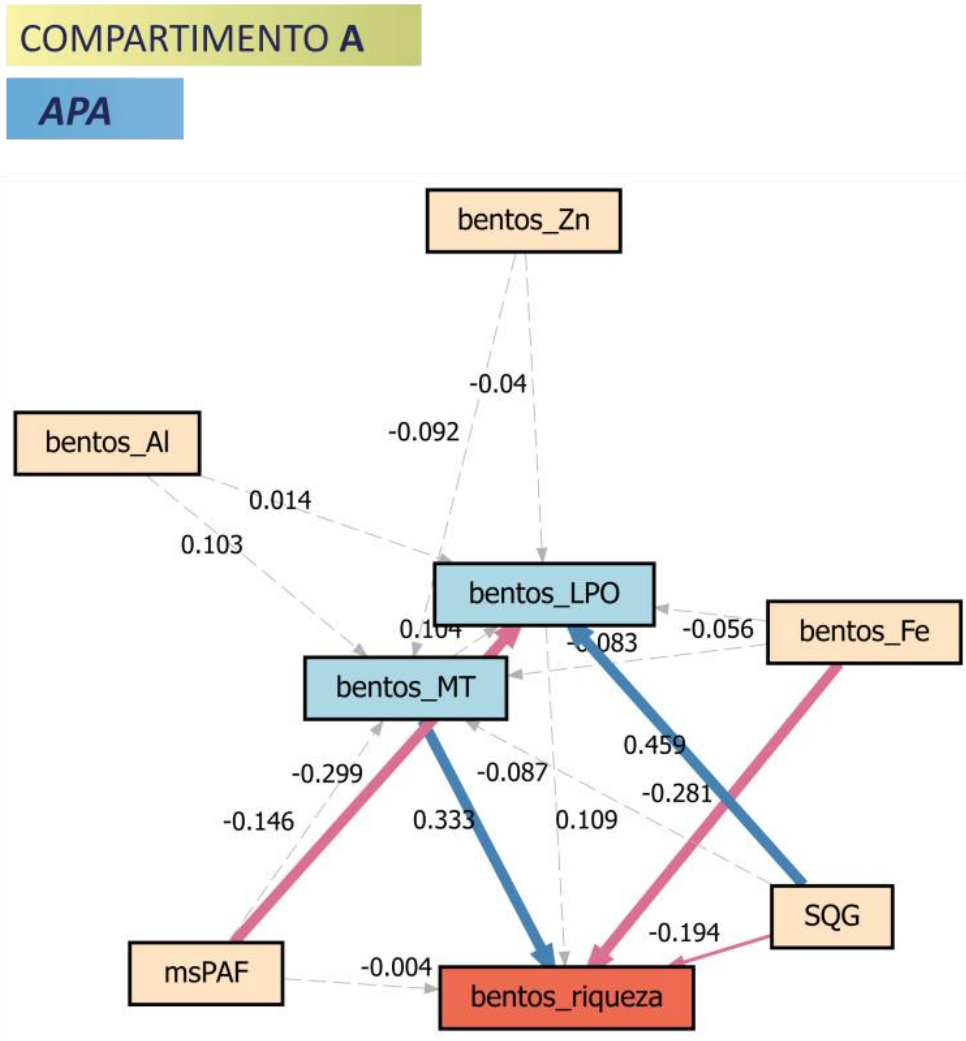
A largura do cefalotórax apresentou $R^2$ = 0,26, sendo positivamente relacionada à MT e msPAF, e negativamente relacionada ao Zn bioacumulado e ao SQG. A relação negativa com o SQG indica que locais com menor qualidade do sedimento (maiores valores de SQG-q) estiveram associados à ocorrência de indivíduos com menor largura de cefalotórax. A densidade apresentou 20% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,20) e esteve negativamente relacionada apenas à largura do cefalotórax. Por fim, a fecundidade apresentou o maior poder explicativo entre os desfechos avaliados ($R^2$ = 0,50), estando negativamente relacionada ao msPAF e positivamente relacionada à largura do cefalotórax das fêmeas. Esse resultado indica que, embora fêmeas de maior tamanho apresentem maior fecundidade, o aumento da pressão tóxica está associado à redução da resposta reprodutiva.

Figura 47: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos do caranguejo do mangue, *Ucides cordatus*, com seus níveis de metalotioneína (MT), lipoperoxidação (LPO), largura do cefalotórax dos indivíduos (largura_cefalotórax) e densidade populacional (densidade) nas estações do compartimento A correspondentes ao setor APA Costa das Algas; Al, Fe, Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indicam relações não significativas ($p > 0,05$), setas contínuas indicam relações significativas ($p < 0,05$). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Para a macrofauna bêntica de praia no Compartimento A da APA, os preditores contemplados no modelo não explicaram a variação da metalotioneína (MT; $R^2$ = 0,04), não sendo observadas relações significativas para essa resposta (Figura 48). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 37% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,37), estando negativamente relacionada ao índice de pressão tóxica (msPAF) e positivamente relacionada ao índice de qualidade do sedimento (SQG). A riqueza da macrofauna bêntica apresentou 18% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,18), sendo positivamente relacionada à MT e negativamente relacionada ao Fe bioacumulado. Em conjunto, os resultados evidenciam associações entre a exposição ambiental, a bioacumulação de metais e respostas em diferentes níveis de organização biológica, destacando o aumento da peroxidação lipídica associado à pior qualidade do sedimento e a redução da riqueza associada à maior bioacumulação de Fe.

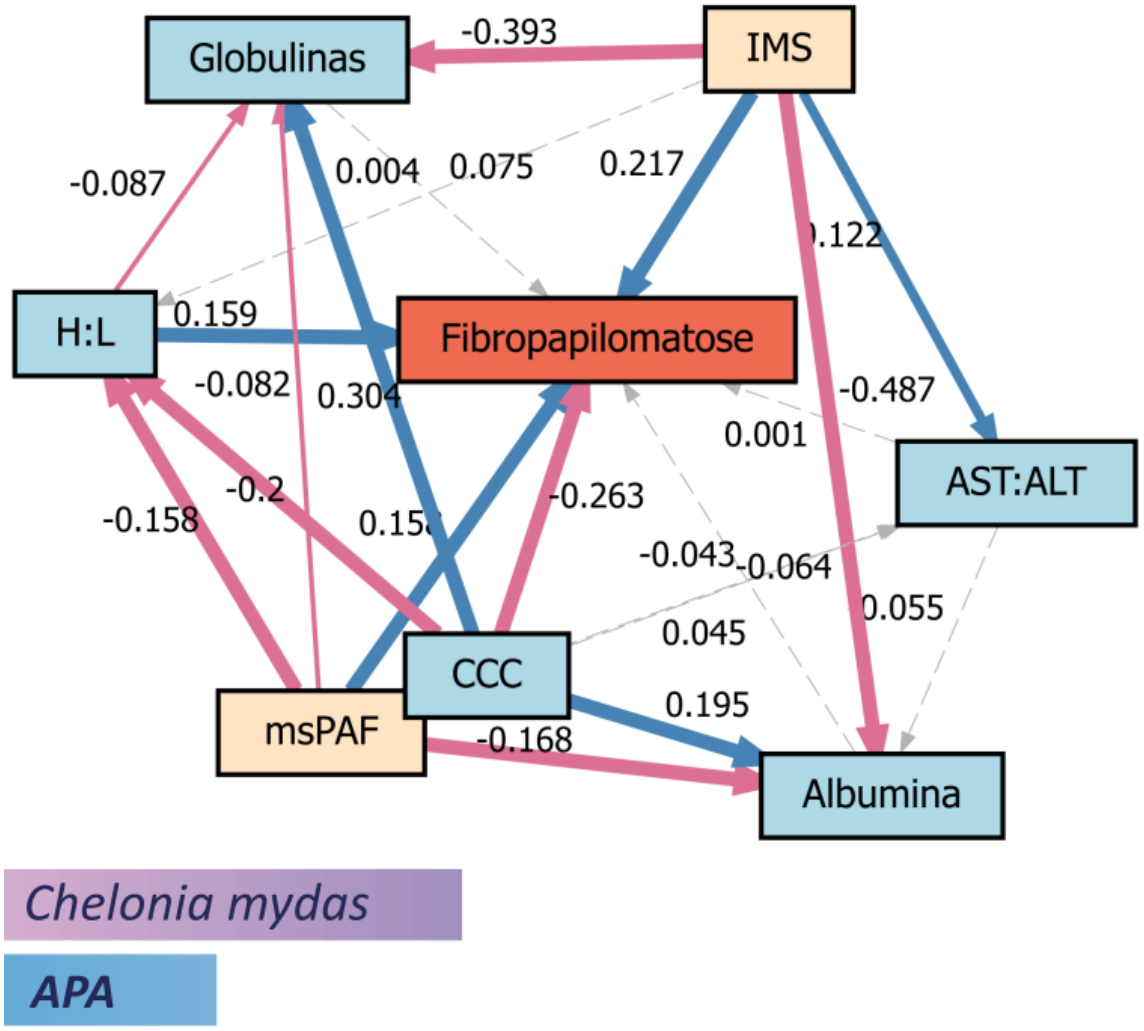
Figura 48 Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos bentos de praia, com níveis de metalotioneína (bentos_MT), lipoperoxidação (bentos_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia (bentos_riqueza) nas estações do compartimento A, correspondentes ao setor APA Costa das Algas. Setas pontilhadas indicam relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



A complexidade de respostas das tartarugas marinhas exigiu a redução e seleção de parâmetros representativos da saúde dos indivíduos. Especificamente, a razão heterófilo/linfócito (H/L), métrica obtida da série branca está relacionada a imunidade inata e adaptativa, podendo refletir exposição crônica a estresse (POLO-CAVIA *et al.*, 2010). A razão entre aspartato aminotransferase (AST) e alanina aminotransferase (ALT), i.e., AST/ALT, é um indicador de estresse e danos no fígado. Albumina é utilizada também como marcador da saúde do fígado, além de apontar para um estado de saúde comprometido, inflamação, ou de exposição a toxinas hepáticas (SOETERS *et al.*, 2019). Globulinas são um grupo de proteínas do sangue, com importante papel imunológico. Por fim, a fibropapilomatose são tumores, que podem se manifestar interna ou externamente, comprometem a visão, locomoção, alimentação e, em última análise, a capacidade de sobreviver no ambiente (ROSSI *et al.*, 2016; SHAVER *et al.*, 2019). O comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) foi incluído como importante preditor das respostas por ser considerado um *proxy* da idade dos indivíduos (STACY *et al.*, 2023).

As razões H/L e AST/ALT foram as respostas com menor explicação, com coeficientes de determinação de 9% e 2%, respectivamente (Figura 49). H/L esteve negativamente relacionada com a pressão tóxica do Ambiente Marinho (msPAF) e ao comprimento da carapaça (CCC). Já a razão AST/ALT também apresentou baixo percentual de variabilidade explicada ($R^2$ = 0,02), embora tenha apresentado relação positiva com o sinal do rejeito (IMS). A albumina e globulinas, com suas variabilidades explicadas em 26% ($R^2$ = 0,26), estiveram associadas positivamente com CCC, sugerindo que os níveis desse marcador dependem do tamanho do indivíduo. Adicionalmente, esses marcadores também responderam negativamente ao sinal do rejeito e à pressão tóxica, indicando um potencial comprometimento da saúde em áreas de maior vulnerabilidade. Por fim, a fibropapilomatose, ainda que tenha sido pouco explicada ($R^2$ = 0,17), apresentou relação negativa com CCC, sugerindo que a incidência dos tumores diminui com o tamanho ou idade do indivíduo. Além disso, também esteve positivamente relacionada à pressão tóxica, ao IMS e à razão H/L.A contaminação nas áreas de desova e forrageamento pode vulnerabilizar ainda mais esses organismos, contribuindo para alterações das condições de saúde, incluindo maior incidência de tumores e, consequentemente, o desenvolvimento apropriado, reprodução e redução da variabilidade genética da população, como apontado pelo Tema (MS_AM_Tartarugas).

Figura 49: Relação entre os índices de pressão tóxica do ambiente marinho (msPAF), do comprimento da carapaça (CCC) com os biomarcadores de saúde (H:L - razão heterófilo/linfócito, AST:ALT - razão aspartato aminotransferase/alanina aminotransferase, albumina, globulinas e fibropapilomatose) dos indivíduos da espécie dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na Foz do rio Piraquê-Açu que corresponde ao setor APA Costa das Algas. Setas pontilhadas indicam relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas( i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).

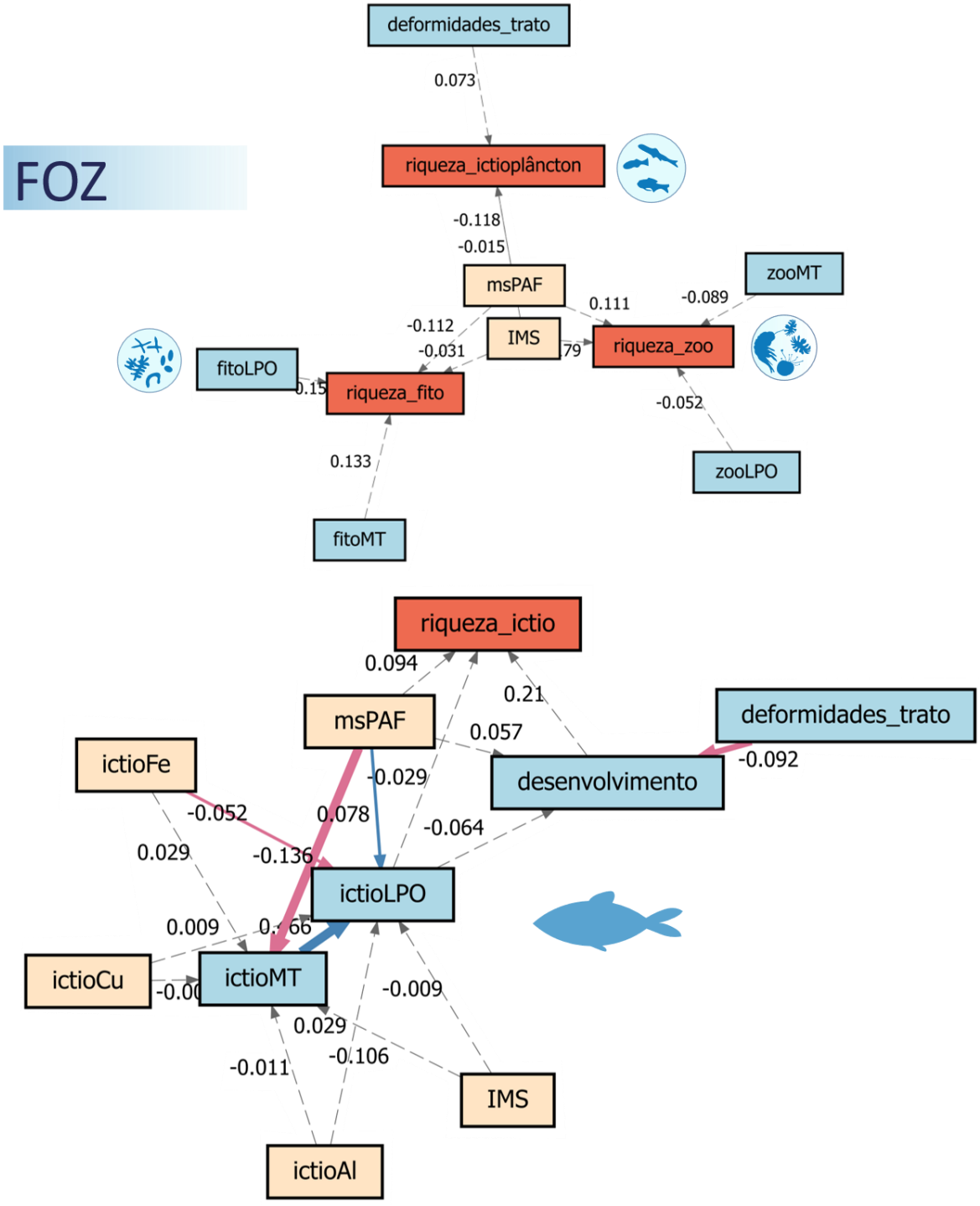


- Foz do rio Doce

De modo geral, no setor Foz, os resultados indicam maior responsividade das variáveis subcelulares e individuais da ictiofauna, enquanto as métricas de riqueza apresentaram baixo poder explicativo e ausência de relações significativas com os preditores avaliados. Os modelos referentes às comunidades planctônicas apresentaram baixo poder explicativo (Figura 50). Os preditores contemplados explicaram 6% da variabilidade da riqueza do fitoplâncton ($R^2$ = 0,06), 11% da riqueza do zooplâncton ($R^2$ = 0,11) e apenas 2% da riqueza do ictioplâncton ($R^2$ = 0,02). Entretanto, nenhuma relação significativa foi observada entre os preditores avaliados e essas respostas.

Para a ictiofauna, o modelo da metalotioneína (ictioMT) apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,05), embora os níveis dessa proteína tenhas apresentado relação negativa com a pressão tóxica (msPAF). Os danos celulares oxidativos nos peixes (ictioLPO) foram significativa e positivamente influenciados pelo índice de pressão tóxica (msPAF) e ictioMT, e negativamente com Fe bioacumulado, tendo sua variabilidade explicada em 17% (ictio_LPO, $R^2$ = 0,17). O desenvolvimento dos peixes apresentou $R^2$ = 0,13 e esteve negativamente relacionado à ocorrência de deformidades do trato de ictioplâncton, ou seja, em locais onde houve maior incidência de deformidades, os indivíduos tendem a apresentar um fator de condição reduzido. Por fim, a riqueza da ictiofauna apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,03), não apresentando relações significativas com os preditores contemplados no modelo.

Figura 50: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna no setor Foz do rio Doce (Ambiente Marinho). Apresentada também a relação entre metalotioneína e LPO do fitoplâncton e zooplâncton (fitoMT, fitoLPO, zooMT e zooLPO) e suas respectivas riquezas de espécie (riqueza_fito, riqueza_zoo, respectivamente). Relação da riqueza do ictioplâncton (riqueza_ictioplâncton) com a ocorrência de deformidades no trato intestinal do ictioplâncton (deformidades_trato). ictioAl, ictioCu, ictioFe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).

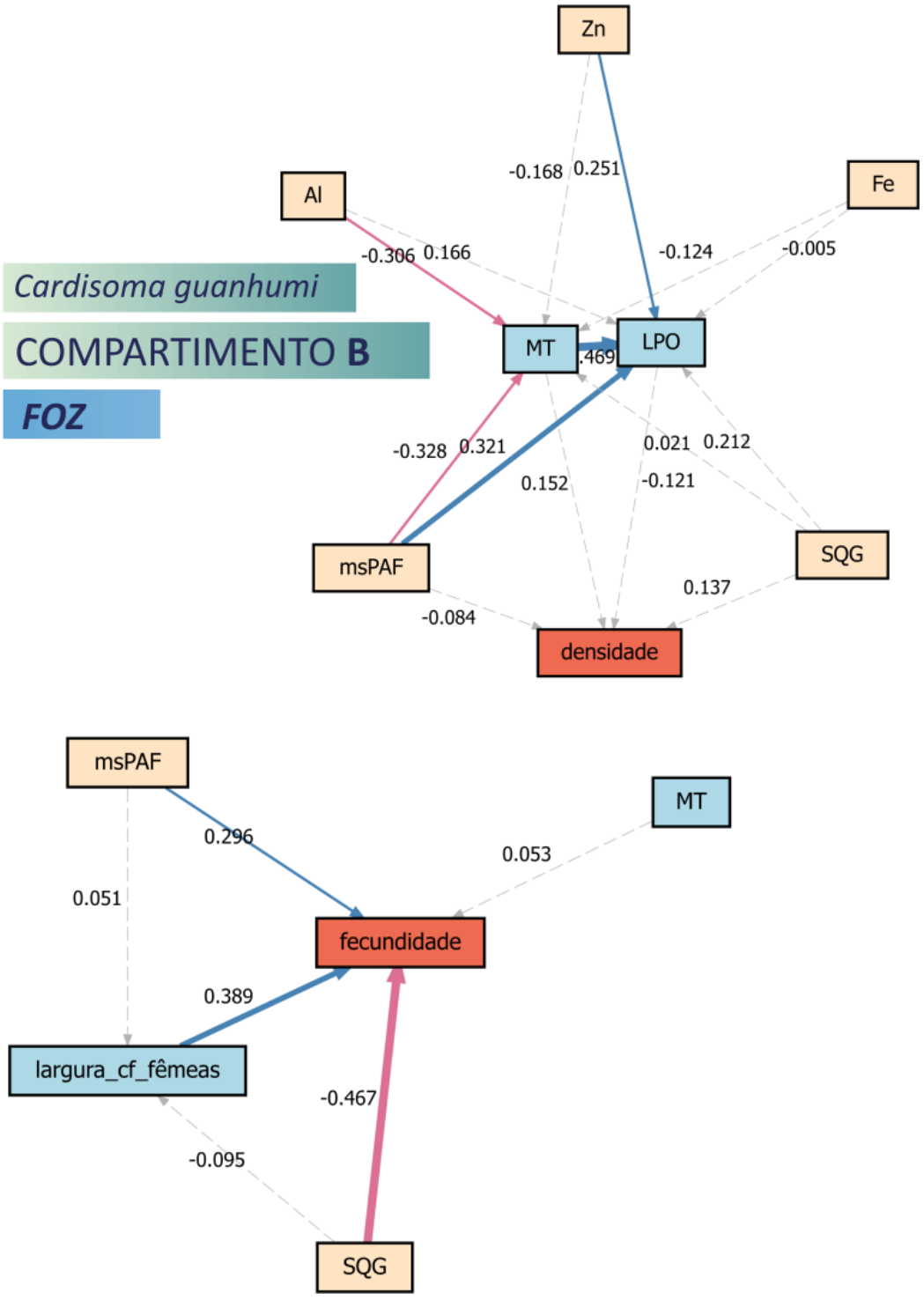


A construção de modelos robustos, relacionando os efeitos da contaminação nas áreas de manguezal correspondentes ao setor Foz com respostas biológicas em diferentes níveis de organização, só foi possível para a espécie *Cardissoma guanhumi*, visto que respostas de biomarcadores e fecundidade do *Ucides cordatus* estão restritas aos setores APA Costa das Algas e Norte. Os modelos reúnem dados abióticos aos dados dos temas Ecotoxicologia e Manguezal de modo a descrever padrões relevantes para o entendimento do sistema.

No compartimento B, correspondente ao setor Foz, o modelo da metalotioneína (MT) de *Cardisoma guanhumi* explicou 22% da variabilidade da resposta ($R^2$ = 0,22), sendo a MT negativamente relacionada ao Al bioacumulado e ao msPAF (Figura 51). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 36% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,36), estando positivamente relacionada à MT, ao Zn bioacumulado e ao msPAF. Portanto, os pSEM apontaram que em locais com alta vulnerabilidade, onde ambos os índices e a bioacumulação foram maiores, as defesas estavam baixas e os danos maiores.

A densidade apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,05), sem relações significativas com os preditores avaliados. Da mesma forma, a largura do cefalotórax das fêmeas apresentou apenas 1% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,01), não apresentando relações significativas. Por outro lado, o modelo da fecundidade explicou 33% da variabilidade da resposta ($R^2$ = 0,33). A fecundidade esteve positivamente relacionada ao msPAF e à largura do cefalotórax das fêmeas, e negativamente relacionada ao SQG. Como maiores valores de SQG-q indicam pior qualidade do sedimento, esse resultado sugere que a deterioração da qualidade do sedimento pode estar associada à redução do potencial reprodutivo de *C. guanhumi*.

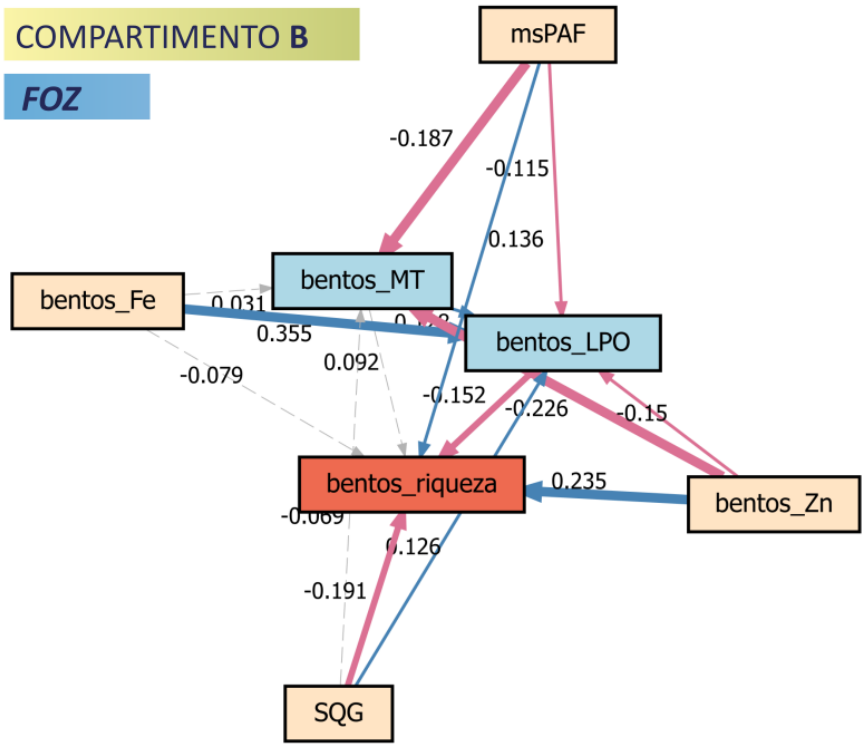
Figura 51: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos dos caranguejos da espécie *Cardisoma guanhumi*, com seus níveis de metalotioneína (MT), lipoperoxidação (LPO), densidade populacional (densidade), largura do cefalotórax das fêmeas da espécie e número de ovos/fêmea (fecundidade), nas estações do compartimento B correspondentes ao setor Foz do rio Doce; Al, Fe, Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indica relações não significativas ($p > 0,05$), setas contínuas indicam relações significativas ($p < 0,05$). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Para a macrofauna bêntica de praia, no Compartimento B (Foz), o modelo da metalotioneína (MT) explicou 9% da variabilidade da resposta ($R^2$ = 0,09), sendo observada relação negativa com o msPAF e Zn bioacumulado (Figura 52). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 14% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,14), estando positivamente relacionada ao SQG e ao Fe bioacumulado e negativamente relacionada ao msPAF e ao Zn bioacumulado. A riqueza da macrofauna bêntica apresentou $R^2$ = 0,15, sendo positivamente relacionada ao Zn bioacumulado e ao msPAF, e negativamente relacionada à LPO e ao SQG.

A associação positiva entre o SQG e a LPO, juntamente com sua relação negativa com a riqueza, evidencia a importância da qualidade do sedimento para organismos diretamente associados a esse compartimento. Em contraste, o msPAF, estimado a partir das concentrações de metais na água, pode não representar fidedignamente a pressão tóxica determinante dos efeitos adversos sobre a macrofauna bêntica, cuja exposição está fortemente associada ao sedimento. Essa diferença entre os compartimentos ambientais avaliados pode contribuir para explicar as relações negativas observadas entre o msPAF e as respostas subcelulares. Adicionalmente, o padrão observado para o Zn deve considerar seu caráter essencial e sua regulação fisiológica, uma vez que as metalotioneínas participam da homeostase intracelular de metais essenciais, particularmente Zn e Cu (GORA *et al.*, 2025).

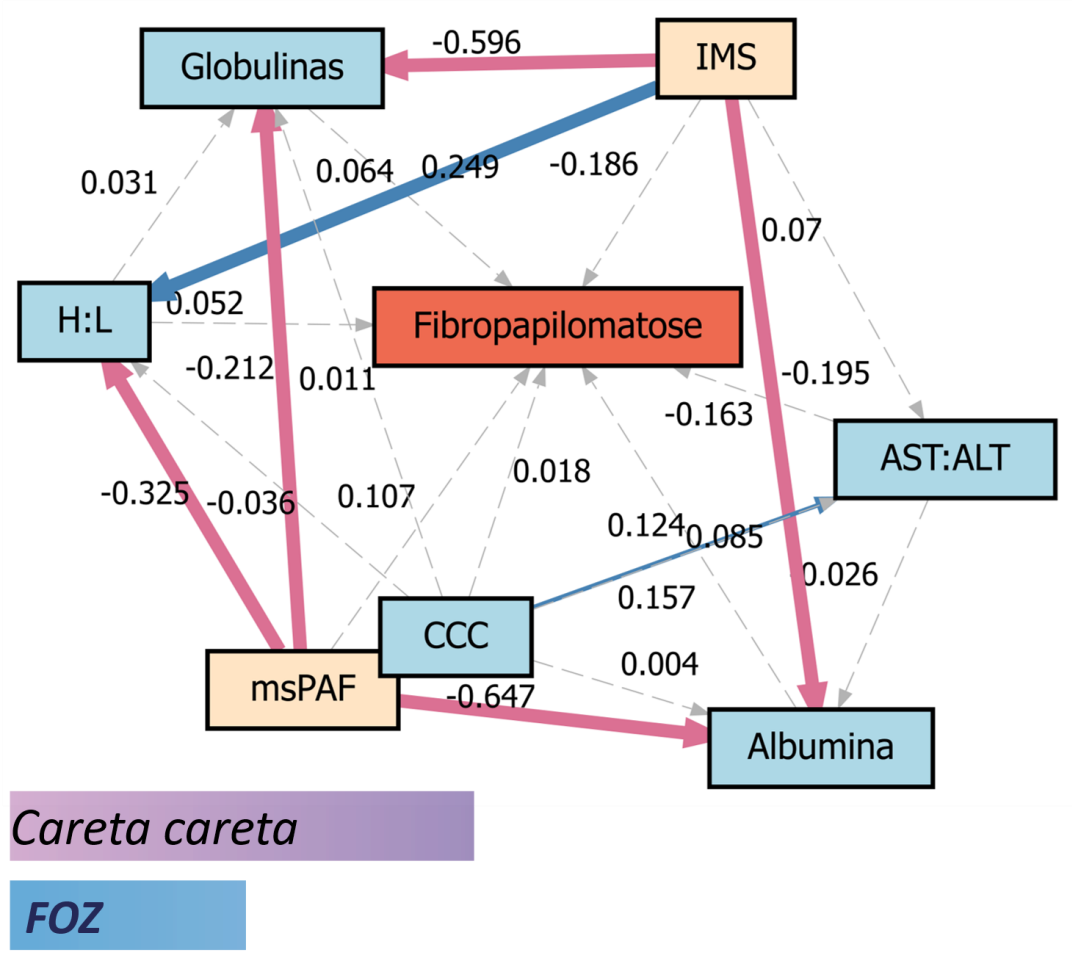
Figura 52: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF), qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de Fe e Zn nos bentos de praia (bentos_Fe e bentos_Zn, respectivamente), com níveis de metalotioneína (bentos_MT), lipoperoxidação (bentos_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia nas estações do compartimento B, correspondentes ao setor Foz do rio Doce. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Assim como observado para os outros grupos, para indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostradas no setor Foz, os índices foram preditores importantes para as principais variáveis de saúde (Figura 53). A razão H:L apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,10), estando negativamente relacionada ao msPAF e positivamente relacionada ao IMS. As direções distintas dessas relações podem refletir as diferentes matrizes ambientais representadas pelos índices: enquanto o msPAF estima a pressão tóxica associada às concentrações de metais na água, o IMS é baseado em características sedimentológicas e representa o sinal associado ao rejeito no sedimento. Assim, a intensidade do sinal do rejeito não implica necessariamente maior pressão tóxica na coluna d'água, e ambas podem ter relações distintas com as respostas biológicas. A razão AST:ALT apresentou apenas 4% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,04), sendo positivamente relacionada ao comprimento da carapaça (CCC). Os modelos de albumina e globulinas apresentaram os maiores percentuais de explicação ($R^2$ = 0,43 e $R^2$ = 0,44, respectivamente) e ambos os marcadores estiveram negativamente relacionados ao msPAF e ao IMS. A ocorrência de fibropapilomatose apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,05), não sendo observadas relações significativas com os preditores avaliados.

Foi sugerido que o comprimento da carapaça (CCC) pode ser um importante preditor de muitos marcadores de saúde por ser um *proxy* da idade dos indivíduos (STACY *et al.*, 2023), entretanto para indivíduos da espécie *Caretta caretta*, o CCC não foi um preditor relevante, relacionado apenas a razão AST/ALT. Isso sugere que a presença de metais, de fato, exerce um efeito na saúde das tartarugas, potencialmente reduzindo a capacidade de sobrevivência da população.

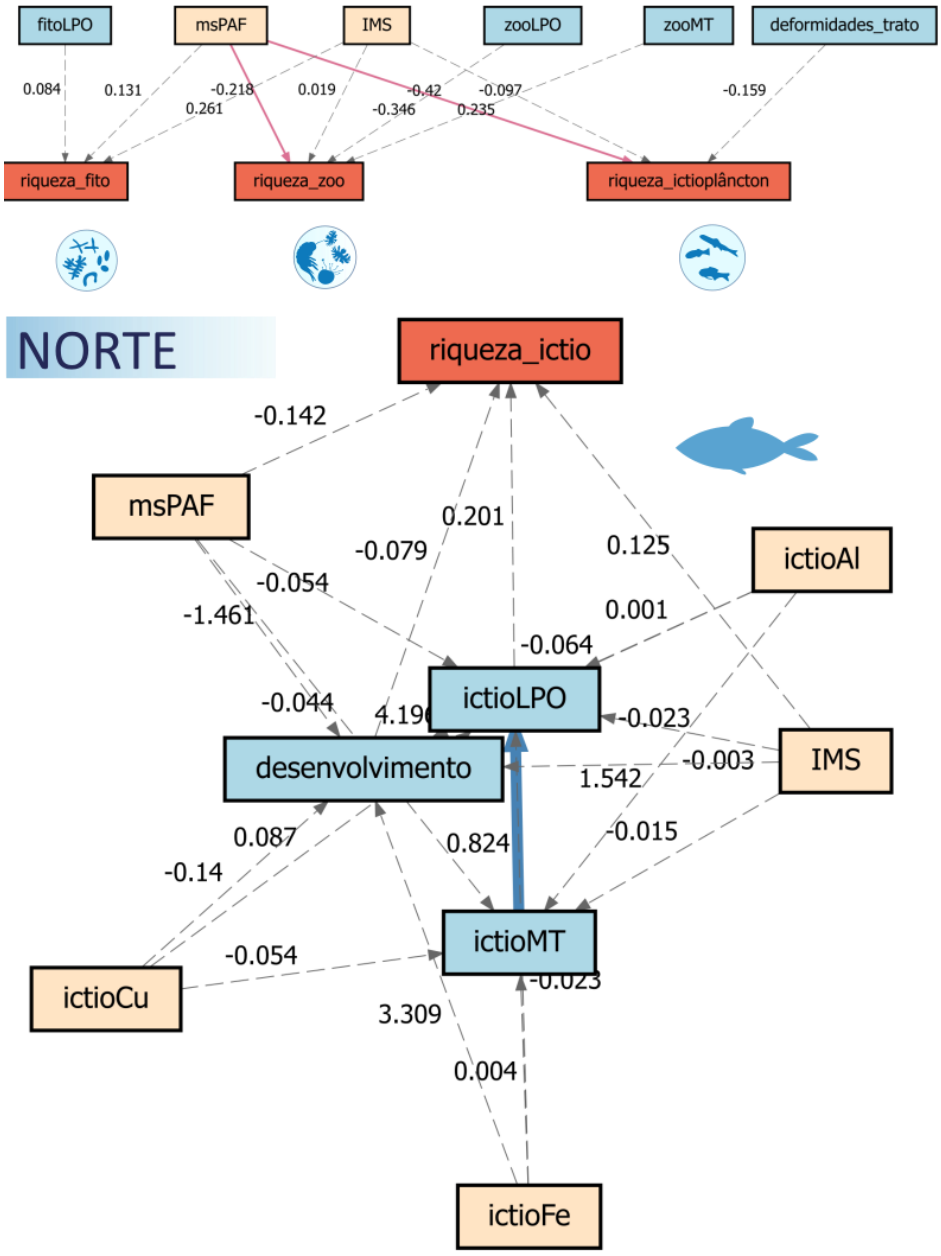
Figura 53: Relação entre os índices de pressão tóxica do ambiente marinho (msPAF), do comprimento da carapaça (CCC) com os biomarcadores de saúde (H:L- razão heterófilo/linfócito, AST:ALT - razão aspartato aminotransferase/alanina aminotransferase, albumina, globulinas e fibropapilomatose) dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostrados na Foz do rio Doce que corresponde ao setor Foz. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



- Norte

No setor Norte, o modelo da metalotioneína (ictioMT) apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,01), não sendo observadas relações significativas com os preditores avaliados (Figura 54). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 24% de sua variabilidade explicada (R2 = 0,24), estando positivamente relacionada apenas à ictioMT. O desenvolvimento dos peixes apresentou baixo poder explicativo (R2 = 0,05), sem relações significativas, assim como a riqueza da ictiofauna (R2 = 0,08). Para as comunidades planctônicas, a riqueza do fitoplâncton apresentou R2 = 0,05, sem relações significativas. A riqueza do zooplâncton apresentou R2 = 0,09 e esteve negativamente relacionada ao msPAF, enquanto a riqueza do ictioplâncton apresentou R2 = 0,10 e também esteve negativamente relacionada ao msPAF. Assim, no setor Norte, a pressão tóxica não esteve associada às respostas subcelulares, individuais ou à riqueza da ictiofauna, mas apresentou relação com a redução da riqueza de componentes planctônicos. Embora esses modelos apresentem baixo poder explicativo, o padrão indica que a resposta detectável ao gradiente de pressão tóxica ocorreu principalmente no nível de comunidade para zooplâncton e ictioplâncton. Esse resultado evidencia que respostas em diferentes níveis de organização biológica não necessariamente ocorrem de forma concomitante ou apresentam a mesma sensibilidade aos gradientes de exposição.

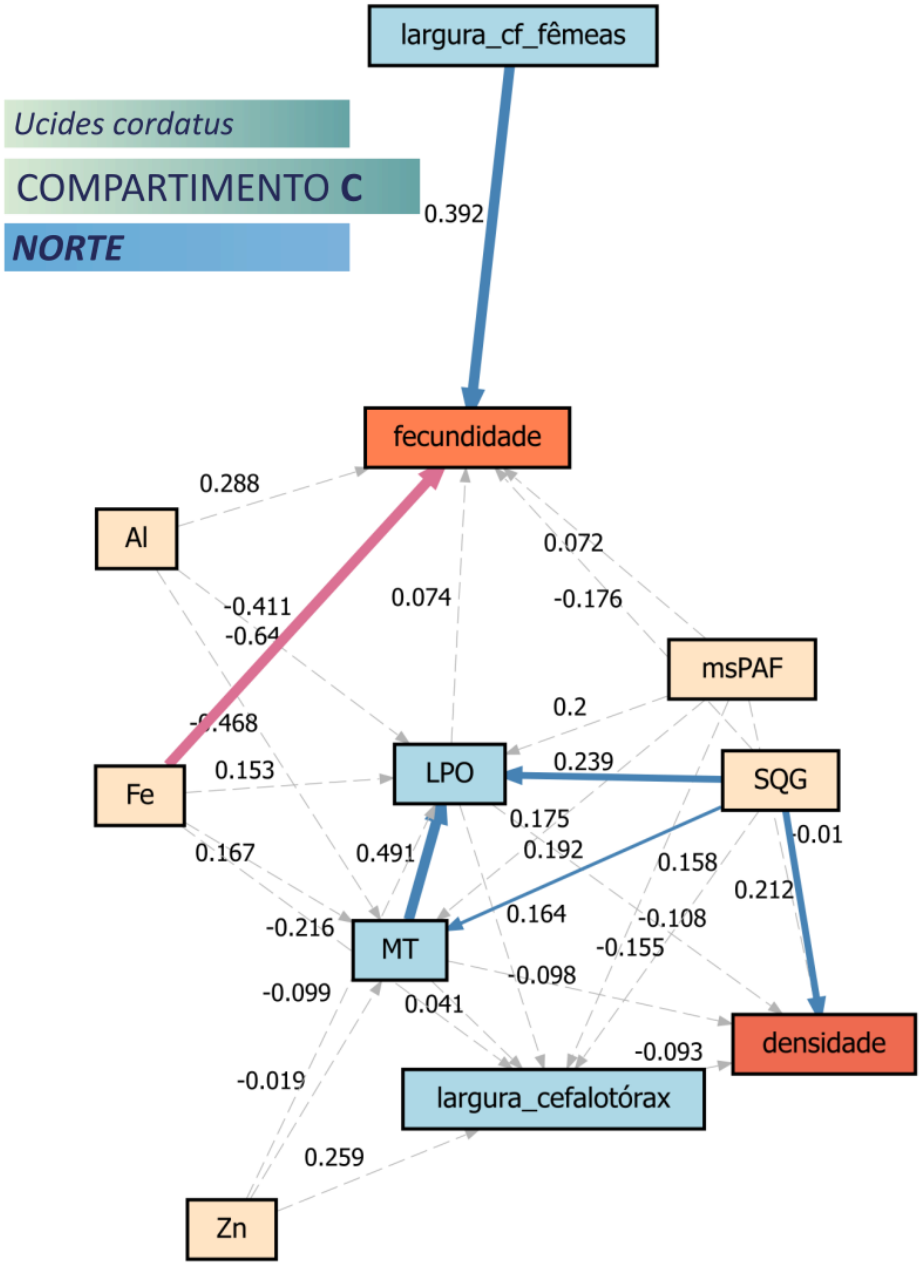
Figura 54: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictioMT), lipoperoxidação (ictioLPO) e desenvolvimento adequado da ictiofauna (desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) com a riqueza da ictiofauna (riqueza_ictio) no setor Norte (Ambiente Marinho). Apresentada também a relação entre metalotioneína do zooplâncton (zooMT), LPO do fitoplâncton e zooplâncton (fitoLPO e zooLPO), e suas respectivas riquezas de espécie (riqueza_fito e riqueza_zoo, respectivamente). Relação da riqueza do ictioplâncton (riqueza_ictioplâncton) com a ocorrência de deformidades no trato intestinal do ictioplâncton (deformidades_trato). ictioAl, ictioCu, ictioFe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Para *Ucides cordatus* no Compartimento C, correspondente ao setor Norte, a metalotioneína (MT) apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,09), não sendo observadas relações significativas com os preditores avaliados (Figura 55). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 32% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,32), estando positivamente relacionada à MT e ao SQG. A largura do cefalotórax apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,07), sem relações significativas, enquanto a densidade apresentou $R^2$ = 0,11 e esteve positivamente relacionada ao SQG-q. Essa relação indica maiores densidades em locais com maiores valores de SQG, não seguindo, portanto, o padrão esperado caso a deterioração da qualidade do sedimento exercesse efeito adverso direto sobre a abundância da espécie. A baixa variabilidade explicada pelo modelo sugere que outros fatores não contemplados apresentam maior importância para a distribuição e densidade de *U. cordatus*. A fecundidade foi a resposta com maior percentual de explicação ($R^2$ = 0,42), apresentando relação positiva com a largura do cefalotórax das fêmeas e negativa com o Fe bioacumulado.

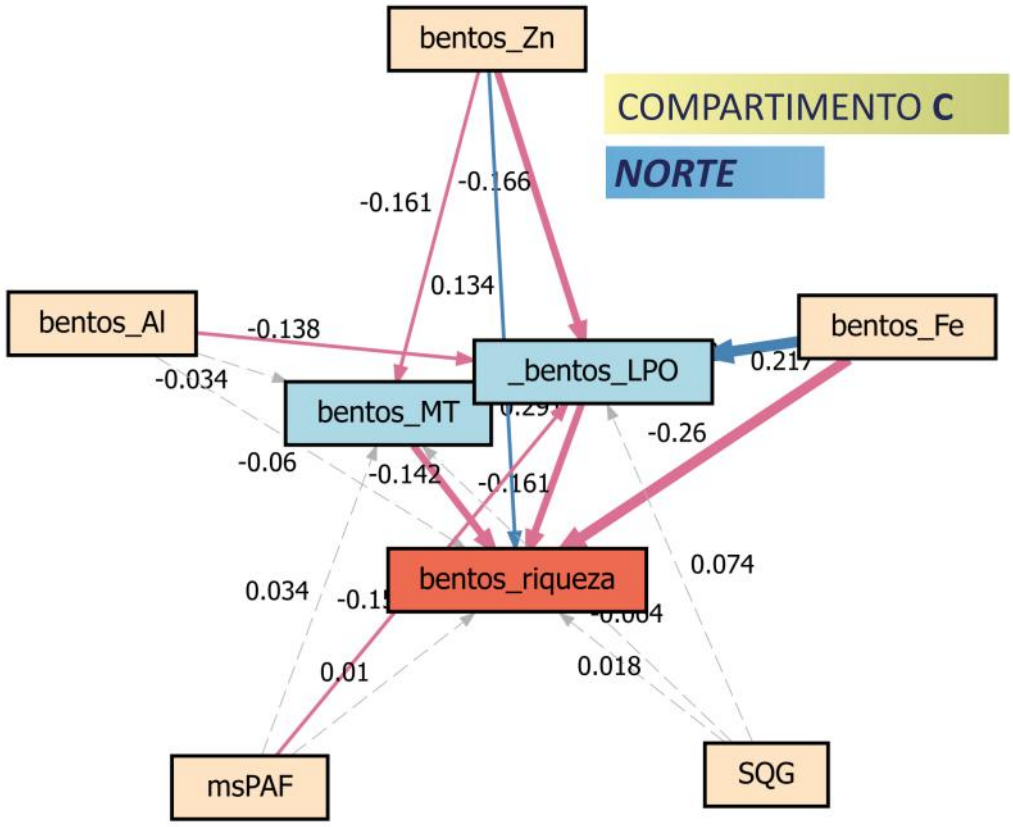
Assim como observado para a macrofauna bêntica, a relação positiva entre SQG-q e LPO sugere maior dano oxidativo associado à deterioração da qualidade do sedimento, reforçando a relevância dessa matriz para organismos diretamente associados ao ambiente sedimentar. Em relação à reprodução, o efeito positivo do tamanho das fêmeas sobre a fecundidade representa uma relação biológica esperada, enquanto a associação negativa com o Fe bioacumulado indica menor fecundidade em indivíduos ou condições caracterizadas por maiores concentrações desse metal nos tecidos.

Figura 55 Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos do caranguejo do mangue, *Ucides cordatus*, com seus níveis de metalotioneína (MT), lipoperoxidação (LPO), largura do cefalotórax dos indivíduos e densidade populacional (densidade) nas estações do compartimento C correspondentes ao setor Norte. Apresentadas também relações entre os índices e respostas celulares com a largura do cefalotórax das fêmeas da espécie (largura_cf_fêmeas) e número de ovos/fêmea (fecundidade); Al, Fe, Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



Para a macrofauna bêntica de praia no Compartimento C, correspondente ao setor Norte, o modelo da metalotioneína (MT) apresentou baixo poder explicativo ($R^2$ = 0,05), estando negativamente relacionada apenas ao Al\Zn bioacumulado (Figura 56). A peroxidação lipídica (LPO) apresentou 22% de sua variabilidade explicada ($R^2$ = 0,22), com relação positiva com o Fe bioacumulado e relações negativas com Al, Zn e msPAF. A riqueza apresentou $R^2$ = 0,18, estando negativamente relacionada à MT, à LPO e ao Fe bioacumulado e positivamente relacionada ao Zn. Destaca-se o padrão associado ao Fe, cuja maior bioacumulação esteve relacionada simultaneamente ao aumento do dano oxidativo e à redução da riqueza. Além disso, a associação negativa entre LPO e riqueza indica que maiores níveis de dano oxidativo estiveram associados a uma menor riqueza de espécies, estabelecendo uma conexão entre respostas subcelulares e em nível de comunidade. As relações negativas do msPAF e do Zn com a LPO, embora não correspondam ao padrão esperado de aumento do dano oxidativo com a exposição, podem refletir, respectivamente, diferenças entre a pressão tóxica estimada para a coluna d'água e as vias de exposição relevantes para organismos associados ao sedimento, e o caráter essencial e a regulação fisiológica do Zn.

Figura 56: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF), qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de Fe, Al e Zn nos bentos de praia (bentos_Fe, bentos_Al e bentos_Zn, respectivamente), com níveis de metalotioneína (bentos_MT), lipoperoxidação (_bentos_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia nas estações do compartimento C, correspondentes ao setor Norte. Setas pontilhadas indica relações não significativas (p > 0,05), setas contínuas indicam relações significativas (p < 0,05). Setas vermelhas indicam relações negativas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir), enquanto as setas azuis indicam relações positivas (i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar).



De forma geral, os modelos evidenciaram que as respostas à contaminação variaram entre ambientes, setores e grupos biológicos, sem uma trajetória única entre exposição e desfechos em níveis superiores. No Ambiente Dulcícola, as relações foram mais consistentes para a ictiofauna, com associações recorrentes entre pressão tóxica, bioacumulação de metais, respostas subcelulares e, em alguns setores, desenvolvimento e riqueza. No Ambiente Marinho, as respostas foram mais heterogêneas: na APA e na Foz, os efeitos sobre a ictiofauna concentraram-se principalmente nos níveis subcelular e individual, enquanto no Norte o msPAF esteve associado à redução da riqueza do zooplâncton e do ictioplâncton. Para os organismos bentônicos, destacaram-se as relações com a qualidade do sedimento e a bioacumulação, incluindo aumento de LPO, redução de riqueza e alterações na fecundidade, evidenciando a importância das diferentes matrizes ambientais na determinação das respostas. As tartarugas marinhas também apresentaram respostas associadas aos gradientes ambientais, principalmente em parâmetros hematológicos e bioquímicos. Para *Chelonia mydas*, na APA, msPAF e IMS estiveram associados a diferentes marcadores de saúde e à fibropapilomatose, enquanto, para indivíduos da espécie *Caretta caretta*, na Foz, as respostas mais evidentes ocorreram em H:L, albumina e globulinas, sem associação significativa com a ocorrência de tumores. Em conjunto, os resultados mostram que a sensibilidade aos gradientes de contaminação depende do setor, da espécie, da matriz de exposição e do nível de organização biológica considerado, reforçando a necessidade de integrar diferentes componentes do monitoramento para compreender a propagação dos efeitos ambientais.

Os baixos coeficientes de determinação observados para parte das respostas indicam que uma parcela importante de sua variabilidade é determinada por fatores não contemplados nos modelos. Essa limitação decorre da estrutura dos dados de monitoramento, caracterizados por diferenças entre malhas amostrais, periodicidade das coletas, disponibilidade de variáveis e composição de espécies. Essa fragmentação reduziu a sobreposição necessária para incorporar estruturas hierárquicas mais complexas na pSEM, particularmente modelos mistos, sem perda expressiva de dados. Apesar das lacunas encontradas, i.e., alta variabilidade não explicada pelos preditores incorporados nos modelos, as demais análises apresentadas neste relatório fornecem uma visão mais abrangente dos fatores que influenciam as respostas a nível de comunidade. Essas análises associam as respostas das comunidades a uma gama mais ampla de variáveis ambientais, como concentrações de metais, nutrientes, temperatura, pH e outros parâmetros físico-químicos, por meio de abordagens analíticas complementares. Assim, podem esclarecer parte da variabilidade não capturada pelas pSEM, enquanto os modelos aqui apresentados acrescentam uma dimensão distinta ao incorporar respostas ecotoxicológicas como potenciais elos entre as condições ambientais e os efeitos observados em indivíduos e comunidades.

Nesse contexto, mesmo quando a trajetória completa entre exposição e desfecho não foi detectada, as associações entre bioacumulação, respostas subcelulares e atributos de níveis superiores reforçam o potencial das vias de desfechos adversos como estrutura para organizar hipóteses e integrar dados de monitoramento. Essa abordagem permite conectar as análises ambientais, ecotoxicológicas e ecológicas, comumente realizadas separadamente, dentro de uma hipótese biologicamente

fundamentada, auxiliando na identificação dos mecanismos que podem ligar alterações ambientais às respostas ecológicas.

### 6.4.3 Modelos preditivos da dispersão larval - conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho

O rompimento da barragem de Fundão, em novembro de 2015, converteu a zona costeira adjacente à foz do rio Doce em um reservatório ativo de metais e metaloides, com rejeito depositado no leito da plataforma interna e devolvido à coluna d'água a cada evento de ressuspensão (QUARESMA *et al.*, 2020; SÁ *et al.*, 2021). Para o caranguejo de manguezal *Ucides cordatus*, essa mesma zona costeira é etapa obrigatória do ciclo de vida. A baixa salinidade estuarina é letal para os estágios finais da fase zoea, e a sobrevivência larval depende da exportação das larvas do estuário para águas costeiras mais salinas (SIMITH & DIELE, 2008). Ao final do período larval (PLD, do inglês *pelagic larval duration*), de cerca de 30 dias, a larva sobrevivente retorna ao estuário de origem ou assenta em manguezais de outros sistemas, processo que sustenta o fluxo gênico e a conectividade demográfica entre populações de diferentes estuários (BRITTO *et al.*, 2018). A dispersão larval é, portanto, o mecanismo que acopla as populações de *U. cordatus* ao rejeito: cada coorte atravessa, durante toda a fase pelágica, o compartimento onde o material do desastre circula. Os metais associados ao rejeito comprometem diretamente o desempenho larval de caranguejos: o cobre reduz a eclosão e induz malformações em larvas de caranguejos estuarinos (ZAPATA *et al.*, 2001) e, em concentrações ambientalmente realistas, causa mortalidade dose-dependente e estresse oxidativo em zoeas (OLIVA *et al.*, 2019), e metais-traço já foram quantificados em ovos e tecidos de *U. cordatus* no Sudeste do Brasil (ALMEIDA *et al.*, 2016).

*Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi* (LATREILLE, 1828) exercem funções de engenheiros do ecossistema, com papel central na ciclagem de matéria orgânica e na estrutura do sedimento dos manguezais. A estratégia reprodutiva de exportação larval, com desenvolvimento das zoeas em águas costeiras e retorno das megalopas aos estuários (SIMITH & DIELE, 2008), define a janela de exposição ao MLD (Material Ligado ao Desastre): todo o desenvolvimento pelágico ocorre no compartimento marinho que recebe e recircula o material do desastre, e a trajetória de dispersão determina quais massas d'água cada larva atravessa e por quanto tempo. O tipo de estuário modula essa exposição desde a origem: configurações que prolongam o tempo de residência das larvas no sistema estuarino ampliam o contato com os contaminantes da coluna d'água antes mesmo da fase costeira (TOGNELLA *et al.*, 2021).

Além do MLD carreado pelo rio até o mar, a zona costeira da foz do rio Doce e adjacências abriga depósitos submersos de sedimentos com metais associados ao rompimento da barragem de Fundão (LONGHINI *et al.*, 2022; SÁ *et al.*, 2021). Esses depósitos não são passivos. A ressuspensão do sedimento da plataforma é a principal via de devolução de ferro dissolvido à coluna d'água, em concentrações que permaneceram elevadas anos após o rompimento (LONGHINI *et al.*, 2022), e traçadores geoquímicos registraram a permanência do rejeito no leito marinho adjacente à foz em amostragens realizadas entre 2018 e 2021 (CAGNIN *et al.*, 2024). A consequência para a fase larval é direta: como os depósitos se distribuem entre os estuários de desova e ao longo do corredor costeiro

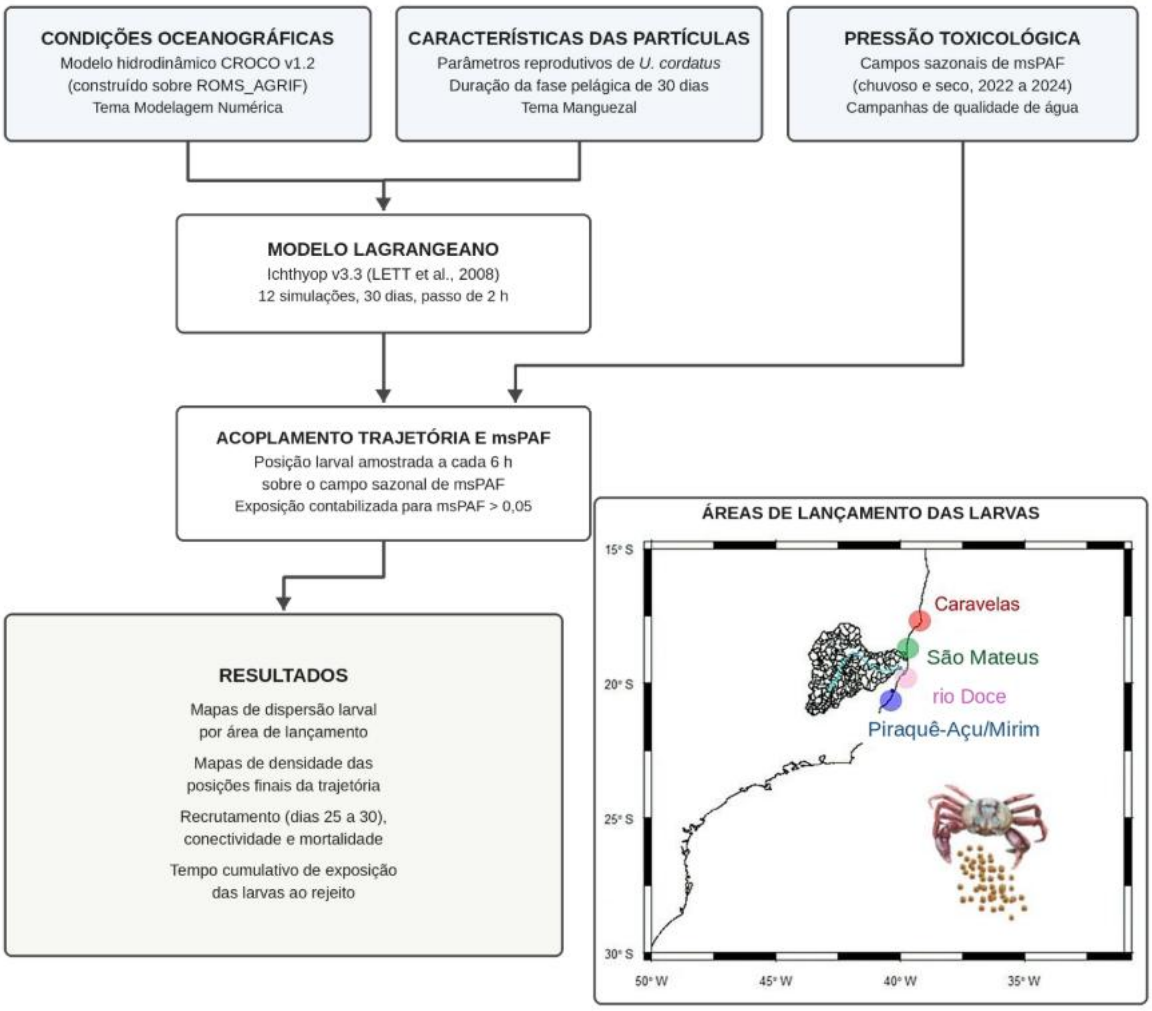
percorrido pelas larvas, a exposição de cada coorte é determinada pela rota de dispersão, e não apenas pela proximidade da foz, relação que este relatório quantifica ao acoplar as trajetórias simuladas ao campo de risco toxicológico medido.

A pressão química sobre as larvas na zona costeira não decorre de um contaminante isolado, e sim da mistura de metais e metaloides mobilizada pelo MLD e mantida em circulação pela ressuspensão dos depósitos submersos, cujo efeito deve ser avaliado pela ação conjunta dos componentes, e não elemento a elemento (DE ZWART & POSTHUMA, 2005). No monitoramento do PMBA/Fest-UFES essa mistura foi quantificada na coluna d'água para catorze elementos (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn e Al), o que permite tratar a exposição larval como resultado de um campo de risco toxicológico, e não como simples contato com uma área genericamente impactada (GOUVEIA *et al.*, 2026). Entre os elementos quantificados, os associados ao rejeito já foram relacionados à redução de diversidade e ao aumento de espécies oportunistas no zooplâncton da pluma do rio Doce (BONECKER *et al.*, 2022; FERNANDES *et al.*, 2020; ROCHA *et al.*, 2022), bem como ao comprometimento do desenvolvimento e da morfologia de larvas de crustáceos (MARQUES *et al.*, 2022; MORTIMER & MILLER, 1994; ROE *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2024).

Para mapear a dispersão larval de *Ucides cordatus* e analisar mortalidade, conectividade e exposição ao rejeito durante a fase marinha e pelágica, integraram-se dados produzidos no âmbito do PMBA/Fest-UFES: as condições oceânicas do Tema Modelagem Numérica (detalhamento em MS_AM_Modelagem Numérica), o comportamento reprodutivo da espécie, do Monitoramento do Tema Manguezal, e as concentrações de metais e metaloides na coluna d'água, obtidas nas campanhas de qualidade de água. O campo hidrodinâmico foi gerado pelo modelo CROCO (Coastal and Regional Ocean Community model, versão 1.2), construído sobre o ROMS_AGRIF, configurado para o setor entre 27° W e 49° W e entre 8° S e 27° S, com resolução horizontal aproximada de 4,6 km e 40 níveis sigma irregularmente espaçados, com maior refinamento junto à superfície (AUCLAIR *et al.* 2022; DEBREU *et al.*, 2012; JULLIEN *et al.*, 2025; SHCHEPETKIN & MCWILLIAMS, 2005). A batimetria proveio do GEBCO (2024), as forçantes atmosféricas da reanálise ERA5 (HERSBACH *et al.*, 2023), a forçante de maré da base TPXO 9.0 (EGBERT & EROFEEVA, 2002) e as condições iniciais e de contorno da reanálise HYCOM acoplada ao sistema NCODA. O desempenho do modelo foi verificado contra registros de fundeios instalados na área.

As trajetórias foram simuladas no modelo lagrangeano Ichthyop v3.3 (LETT *et al.*, 2008), forçado pelos campos de velocidade de corrente, temperatura e salinidade do CROCO, em doze experimentos de 30 dias com passo de tempo de 2 h, quatro por ano, entre 2022 e 2024. As simulações partiram de quatro áreas de manguezal: (I) Caravelas; (II) São Mateus; (III) Rio Doce; e (IV) Piraquê-Açu/Mirim, das quais apenas as três últimas seguem sob monitoramento do PMBA/Fest-UFES (Figura 57). Adotaram-se os meses de desova de *U. cordatus* na região (janeiro a abril), com liberação sempre após as luas cheia e nova, conforme Simith & Diele (2008) e Diele (2000), e duração da fase pelágica de 30 dias. A configuração completa do modelo e do índice de exposição encontra-se em Gouveia *et al.* (2026).

Figura 57: Fluxograma apresentando as etapas da modelagem de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus*. A imagem mostra a aquisição dos dados das condições oceanográficas (Tema Modelagem Numérica) e as características das partículas e o comportamento reprodutivo da espécie (Tema Manguezal) e as concentrações de metais e metaloides na coluna d'água, obtidas nas campanhas de qualidade de água, das quais derivam os campos sazonais de msPAF. Esses dados alimentaram o modelo lagrangeano Ichthyop (LETT et al., 2008), aplicado a quatro áreas de manguezal (mapa na figura) nos meses de desova do *U. cordatus* (janeiro, fevereiro, março e abril), e o acoplamento das trajetórias simuladas aos campos de msPAF resultou nas métricas de exposição larval.




A pressão toxicológica sobre as larvas foi representada por campos sazonais de msPAF (multi-substance Potentially Affected Fraction), calculados a partir das concentrações de metais e metaloides medidas *in situ* pelo PMBA/Fest-UFES nas campanhas de 2022 a 2024. O índice estima a fração de espécies potencialmente afetada pela mistura presente na coluna d'água, e não pela concentração isolada de cada elemento, com base nas distribuições de sensibilidade de espécies de As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn e Al (POSTHUMA *et al.* 2019). Valores iguais ou inferiores a 0,05 indicam proteção de ao menos 95% das espécies. A construção do índice, as bases ecotoxicológicas adotadas e a decomposição da contribuição de cada elemento estão detalhadas no tópico 8 do MS_Síntese Integrativa_RA2024. Para o acoplamento com a dispersão, os valores pontuais foram

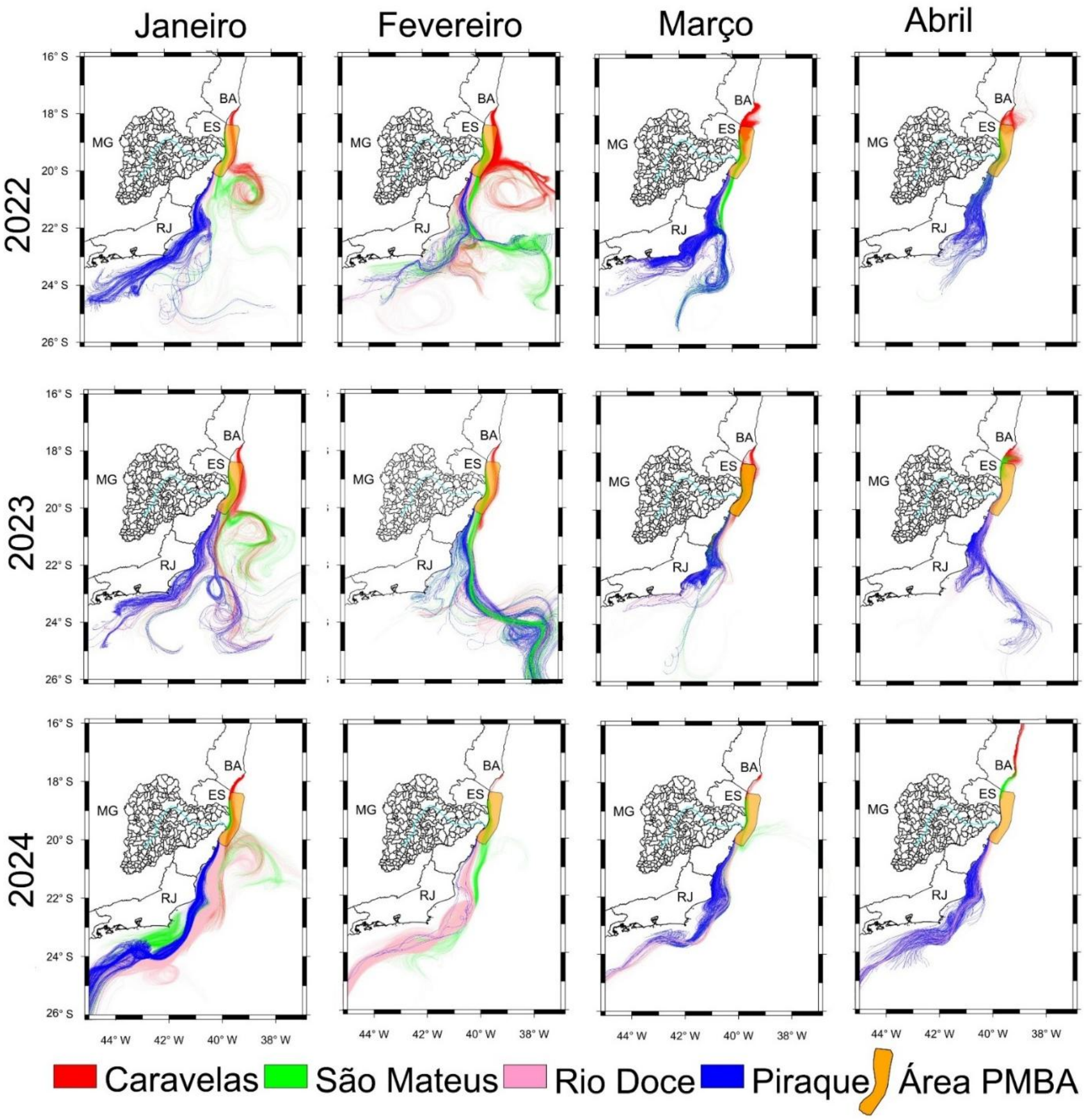
interpolados em grades raster geradas por campanha e agregadas nos períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).

A exposição larval foi obtida pelo acoplamento das trajetórias simuladas aos campos sazonais de msPAF. As posições das larvas foram amostradas a cada 6 h ao longo dos 30 dias da fase pelágica e sobrepostas ao raster de msPAF correspondente à estação, atribuindo-se a cada larva o valor da célula ocupada. Registrou-se exposição sempre que a larva ocupou célula com msPAF superior a 0,05, limiar que indica efeito tóxico potencial sobre ao menos 5% das espécies. O tempo cumulativo de exposição de cada larva corresponde ao número de passos de tempo em células acima desse limiar multiplicado pela resolução temporal de 6 h, calculado de forma independente por área de desova, mês de simulação e ano. A métrica integra num único indicador a duração e a persistência espacial do contato com águas sob influência do MLD, e substitui a sobreposição qualitativa a uma camada de impacto adotada em relatórios anteriores.

O recrutamento e a retenção local foram contabilizados apenas para as larvas que alcançaram as áreas-alvo entre os dias 25 e 30 da simulação, intervalo adotado como janela de competência para assentamento e definido a partir da duração da fase pelágica assumida no modelo e do curto período pré-assentamento descrito para as megalopas de *U. cordatus*. As áreas de recrutamento foram delimitadas por buffer sobre os polígonos de manguezal do Global Mangrove Watch (base de 2020, derivada de classificação por Random Forest sobre dados de radar banda L e imagens ópticas (BUNTING *et al.*, 2018), o que acomoda a incerteza de pequena escala nas posições larvais e nos limites do habitat. Além das quatro áreas de desova, onde pode ocorrer retenção local, consideraram-se como áreas potenciais de recrutamento os manguezais de São João da Barra, Cabo Frio e Rio de Janeiro. A mortalidade foi contabilizada em duas classes, temperatura letal e advecção para fora do domínio ou para regiões sem habitat adequado, e a conectividade foi expressa como proporção de larvas sobreviventes que se deslocam de cada área de origem para cada área de destino.

Os resultados mostram que a desova de *U. cordatus* em Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim dispersa-se predominantemente para sul durante os meses de janeiro a março de 2022, 2023 e 2024 (Figura 58), com parte das larvas dispersada para leste em alguns momentos. Em abril, ao longo dos três anos, a desova no rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim mantém o fluxo para sul, enquanto a de São Mateus tende a escoar para norte e leste e Caravelas exibe dispersão larval mais local. Esse conjunto indica que a dispersão larval na região responde à alternância sazonal entre dois regimes de circulação. De janeiro a março, ela acompanha o transporte da Corrente do Brasil, dominante durante o período de desova, condicionado pela tensão de cisalhamento de nordeste e por sua interação com o relevo e o perfil praial. Por outro lado, em abril, a dispersão de São Mateus e Caravelas passa a sofrer também a influência dos ventos alísios de sudeste, que impulsionam a corrente superficial para norte.

Figura 58: Padrões de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para os anos de 2022, 2023 e 2024, sobrepostos com a malha amostral do PMBA/Fest-UFES (laranja claro). As cores vermelho, verde, rosa e azul representam desovas para as áreas de Caravelas, São Mateus, Rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim, respectivamente.



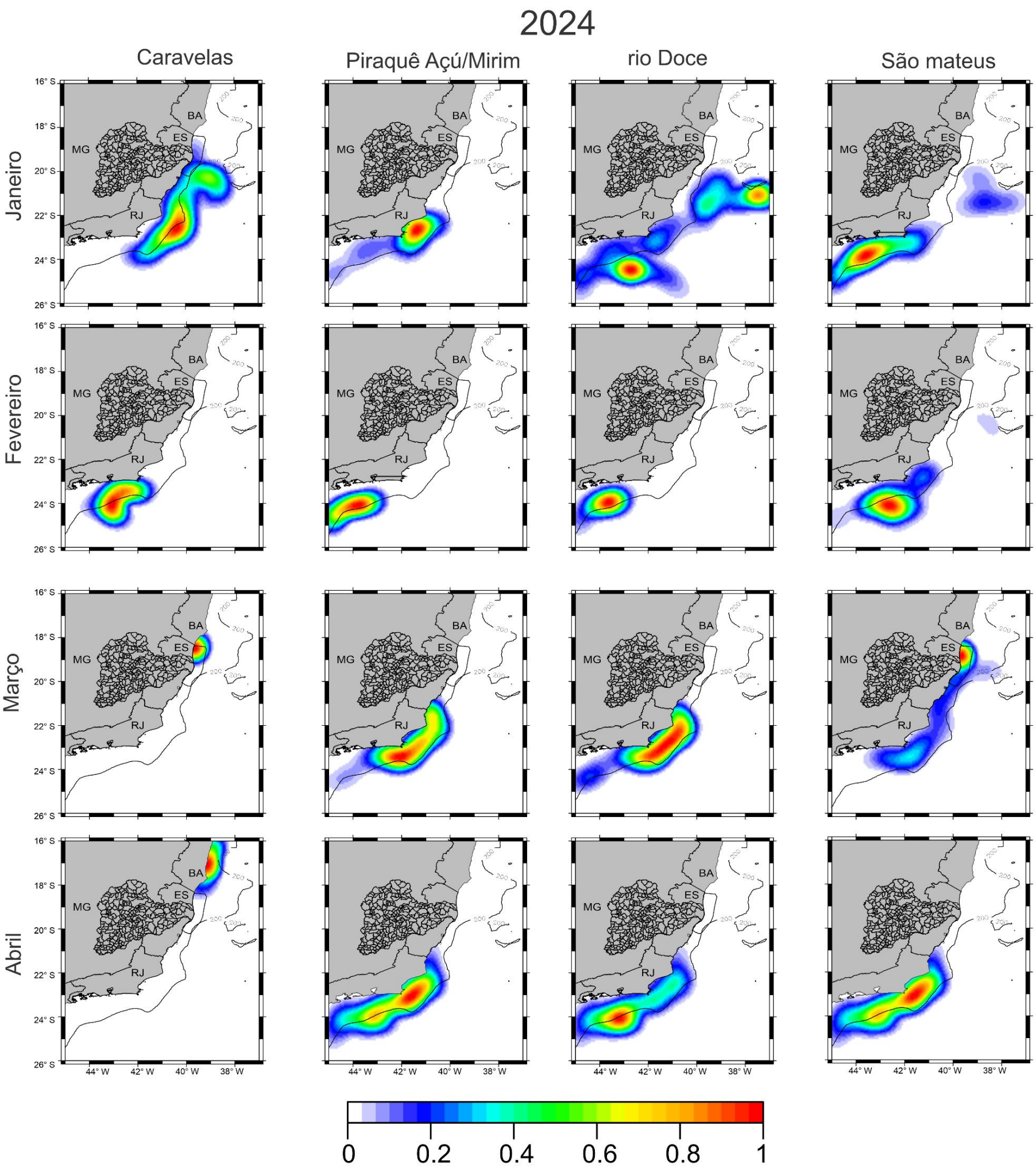
Os mapas de posições finais das larvas de *Ucides cordatus* revelam os padrões de distribuição e conectividade entre áreas de lançamento e de recrutamento ao longo dos meses analisados (Figura 59), detalhados adiante. Os modelos evidenciam a interação entre os estuários ao longo da costa e mostram que os recrutas de cada área entram em contato com o MLD durante o desenvolvimento pelágico, de modo que a exposição ao MLD é um atributo da rede de conectividade, e não de populações isoladas. Como o recurso é extraído para subsistência das comunidades locais, e seu manejo é regulado por instrumentos legais que buscam preservar a capacidade de suporte do estoque, a sobreposição entre dispersão e contaminação pode levar à depleção dessas populações e à perda do recurso econômico (SPINASSE & TOGNELLA, 2024). Em Caravelas, entre janeiro e fevereiro, as larvas tendem a migrar para o sul, recrutando principalmente no Espírito Santo e no Rio de Janeiro. Por outro lado, nos meses de março e abril, o padrão muda, com maior probabilidade de autorrecrutamento local e recrutamento concentrado em São Mateus.

A região de São Mateus mostra padrão semelhante ao de Caravelas, com maior probabilidade de recrutamento no Rio de Janeiro e no Espírito Santo entre janeiro e fevereiro, seguido de autorrecrutamento em março e abril. Nesses dois meses, contudo, há variabilidade interanual significativa, governada principalmente pelas condições de circulação oceânica: em alguns anos, parte das larvas se dispersa para sul, alcançando novamente o Espírito Santo e o Rio de Janeiro. As coortes monitoradas no compartimento C registram, desde 2020, predomínio das menores classes de tamanho de carapaça, indicando diminuição de indivíduos nas classes em estágios iniciais de reprodução e de maturidade. Essas populações ocupam manguezais mais contaminados e são mais vulneráveis aos contaminantes, tanto no sedimento quanto nas folhas do mangue (MS_AC_Manguezal). Somam-se a isso os dados de fecundidade das fêmeas do rio São Mateus, em declínio desde 2019, quando comparadas com os dados pretéritos (PORTO, 2016), o que aponta perda da capacidade de suporte do estoque pesqueiro (MS_AC_Manguezal).

A estrutura das populações nos estuários monitorados registrou alteração na distribuição de frequência por classes de tamanho definidos como imaturos (juvenis) e reprodutivos (adultos e adultos em tamanho comercial). Caravelas destacava-se como a população com maior densidade em indivíduos comerciais e este comportamento foi alterado a partir do período chuvoso (20/21). No período seco de 2019, os estuários dos compartimentos C, B e A (Rio Doce, São Mateus e Caravelas) registravam predomínio nas classes de tamanho juvenis. São Mateus só retorna à condição de predomínio de indivíduos nas classes adultos no chuvoso 20/21 (MS_AC_Manguezal).

As simulações destacam que as desovas dos rios Doce e Piraquê-Açu/Mirim podem atuar como fontes para as populações de *U. cordatus* nos manguezais do Rio de Janeiro e do sul do Espírito Santo. O elevado fluxo gênico e a baixa estruturação populacional já haviam sido descritos para a espécie em estudo genético, e atribuídos à conectividade larval mediada pelas correntes costeiras, com destaque para a Corrente do Brasil (BRITTO *et al.*, 2018).

Figura 59: Padrões de densidade de kernel das posições finais das larvas do caranguejo *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para o ano de 2024 sobreposto com a malha amostral do PMBA/Fest-UFES, demonstrando os locais potenciais de possível recrutamento. Note que a probabilidade de assentamento é calculada em relação às larvas remanescentes após o processo de advecção desconsiderando as que morreram por variação de temperatura e as que saíram do domínio.

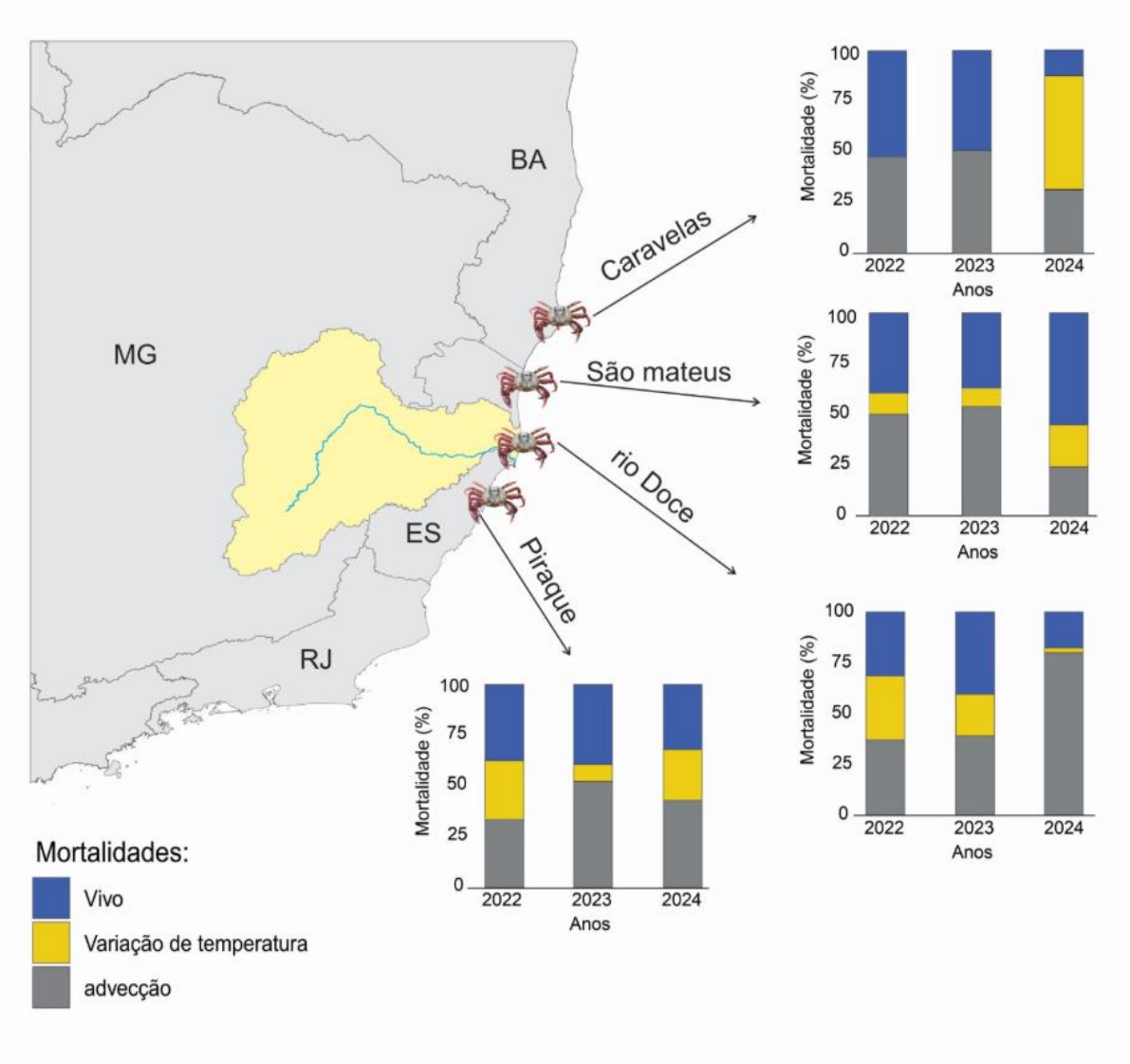


Quanto à mortalidade larval, as quatro áreas de desova mostram forte pressão ambiental sobre a sobrevivência (Figura 60). O modelo contabiliza duas fontes de perda: a exposição a temperaturas fora da faixa de tolerância da espécie e a advecção para fora do domínio ou para regiões sem habitat adequado ao assentamento. Somadas, essas fontes removem de 65% a 75% das larvas liberadas, e a sobrevivência média no conjunto das áreas e dos anos ficou em torno de 30%.

O que diferencia os anos e as áreas é a proporção entre esses dois mecanismos, controlada pela estrutura térmica da coluna d'água e pelo regime de vento. Em 2022 e 2023, a diferença de temperatura entre superfície e subsuperfície (ΔT) alcançou de 4 °C a 7 °C entre fevereiro e abril nas áreas do rio Doce e de Piraquê-Açu/Mirim, com estratificação persistente no pico da desova, enquanto São Mateus e Caravelas registraram gradientes fracos ou desprezíveis. Nesses dois anos predominaram intervalos prolongados de rotacional do vento negativo entre janeiro e março, condição associada a divergência superficial e a transporte de Ekman para fora da plataforma. As intrusões de Água Central do Atlântico Sul que acompanham esses eventos reduzem a temperatura superficial a valores entre 17 °C e 20 °C, próximos ao limite inferior de tolerância térmica das larvas de *U. cordatus*, e a coincidência entre as intrusões frias e as menores sobrevivências indica que temperatura e turbulência atuam de forma conjugada sobre a mortalidade.

Em 2024 o quadro se inverteu. Os valores de ΔT permaneceram baixos em todas as áreas, sobretudo em abril, e o rotacional do vento manteve-se próximo de zero durante quase toda a temporada de desova. Essa configuração, associada ao aquecimento do El Niño de 2023–2024, reduziu a estratificação, intensificou a mistura vertical e deslocou o peso da mortalidade da temperatura para a advecção. Caravelas, que havia registrado sobrevivência acima de 50% em 2022 e 2023, com a advecção como única causa de perda, passou em 2024 a ter a temperatura letal como fator predominante e caiu para 9,47%. No rio Doce, a perda de 2024 foi quase integralmente advectiva e a sobrevivência ficou em 16,8%, os dois menores valores da série. São Mateus seguiu caminho oposto e alcançou em 2024 a maior sobrevivência do período, acima de 50%, com as duas causas equilibradas. Piraquê-Açu/Mirim manteve-se estável entre 35% e 40% nos três anos, com leve predomínio da advecção (GOUVEIA *et al.*, 2026).

Figura 60: Mortalidade e sobrevivência larval de *Ucides cordatus* por área de desova e ano de simulação. (a) Proporção das larvas liberadas perdidas por exposição a temperaturas fora da faixa de tolerância da espécie e por advecção para fora do domínio ou para regiões sem habitat adequado ao assentamento; (b) sobrevivência resultante ao final dos 30 dias da fase pelágica, nas quatro áreas de desova, entre 2022 e 2024. Adaptado de Gouveia et al. (2026).




Do ponto de vista da fase pelágica, esse campo descreve uma condição de risco distribuída e sazonalmente variável, e não uma mancha fixa junto à foz. A pressão se mantém presente em todos os anos da série, com máximos nas zonas de água doce, na foz e no setor norte durante o período chuvoso, e avanço sobre a plataforma continental no período seco, quando a descarga fluvial é menor. Ferro, cobre e zinco governam a pressão na maior parte do período, com entrada do alumínio entre os elementos dominantes em 2024, sendo o mesmo conjunto associado ao rejeito e aos efeitos descritos sobre o zooplâncton da pluma do rio Doce. As desovas de janeiro a março ocorrem sob a configuração do período chuvoso, quando a pressão medida é maior, e apenas a desova de abril se dá já sob a condição do período seco, o que introduz uma assimetria de exposição dentro da própria temporada reprodutiva (Figura 61a) (GOUVEIA et al., 2026).

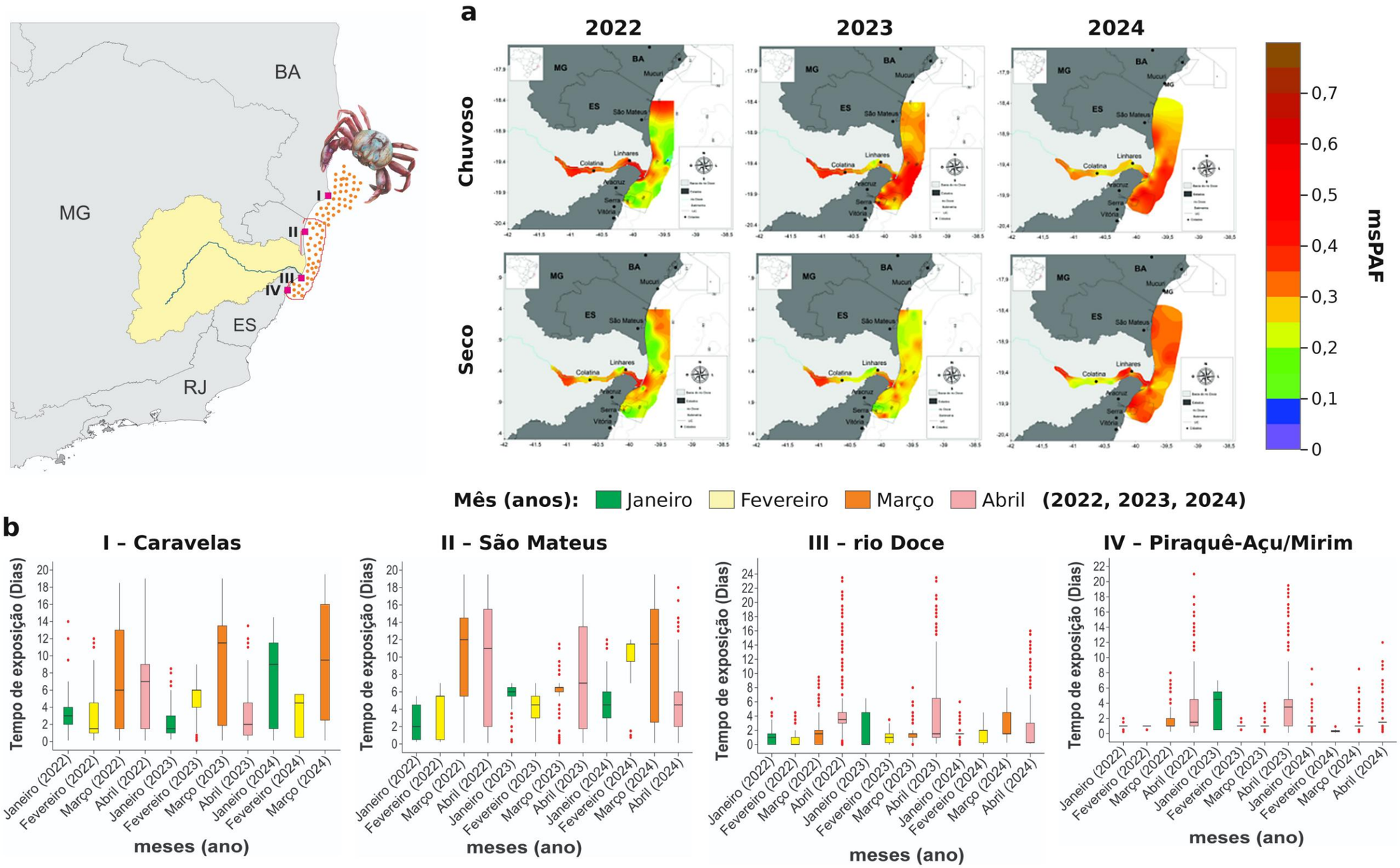
Os campos sazonais de msPAF descrevem uma condição de risco distribuída por toda a área monitorada nos três anos, e não uma mancha restrita ao entorno da desembocadura (Figura 61a). Em todos os painéis os valores interpolados situam-se acima de 0,1, de modo que nenhuma porção da área amostrada aparece nas duas classes inferiores da escala. A diferenciação espacial é dada pelos valores mais altos, que se concentram na calha do baixo curso, no entorno da foz e no setor costeiro ao norte, onde a escala alcança a faixa de 0,4 a 0,6. Entre os dois períodos, o campo do período seco avança sobre a plataforma, quando a descarga fluvial é menor e a pluma se retrai, enquanto no período chuvoso os maiores valores se organizam ao longo da calha e da desembocadura. Entre os anos, 2024 apresenta a maior extensão de valores elevados ao norte da foz, nos dois períodos

O tempo cumulativo de exposição das larvas sobreviventes separa as quatro áreas de desova em dois grupos (Figura 61b). Caravelas e São Mateus concentram os maiores valores: as medianas vão de cerca de 1,5 a 4,5 dias em janeiro e fevereiro e sobem para 6 a 12 dias em março e abril, com terceiros quartis entre 13 e 16 dias. No rio Doce e em Piraquê-Açu/Mirim o padrão é outro: as medianas permanecem entre cerca de 1 e 3,5 dias em quase todos os meses, mas as distribuições apresentam caudas superiores longas, com valores extremos que alcançam cerca de 23 dias no rio Doce, em abril de 2022 e de 2023, e cerca de 21 dias em Piraquê-Açu/Mirim, em abril de 2022. Em todas as áreas, os meses de março e abril concentram tanto as maiores medianas quanto os valores extremos, o que introduz assimetria de exposição dentro da própria temporada reprodutiva.

Esse contraste não acompanha a distância à foz do rio Doce. As duas áreas mais próximas à desembocadura, rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim, registram as menores medianas, enquanto Caravelas e São Mateus, mais distantes, acumulam os maiores tempos. A explicação está na arquitetura de conectividade descrita adiante: rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim operam como exportadores, e suas coortes deixam rapidamente o corredor costeiro em direção ao sul, ao passo que Caravelas e São Mateus são semi-retentivas e mantêm as larvas por mais tempo no mesmo setor em que o campo de msPAF é mais intenso. A exposição é, portanto, função do tempo de permanência no corredor, e não da proximidade à fonte. A cauda superior observada nas duas áreas exportadoras corresponde à fração das larvas que permanece retida e que, por isso, acumula os maiores tempos de contato de toda a série.

Cabe uma ressalva quanto ao limiar adotado. Como os campos interpolados situam-se integralmente acima de 0,05 na área monitorada, a contagem de passos de tempo acima desse valor equivale, na prática, ao tempo de permanência da larva dentro do domínio interpolado, e não a uma discriminação entre zonas de maior e de menor pressão. Nesses campos, os níveis que efetivamente separam regiões são 0,30 e 0,40. A métrica permanece informativa, por medir o tempo de contato com águas sob influência do material ligado ao desastre, mas a sua leitura deve ser feita nesses termos. Recomenda-se, para a próxima edição, recalcular o tempo de exposição também para esses dois níveis, o que permitirá distinguir a permanência no domínio da permanência nas zonas de pressão mais elevada.

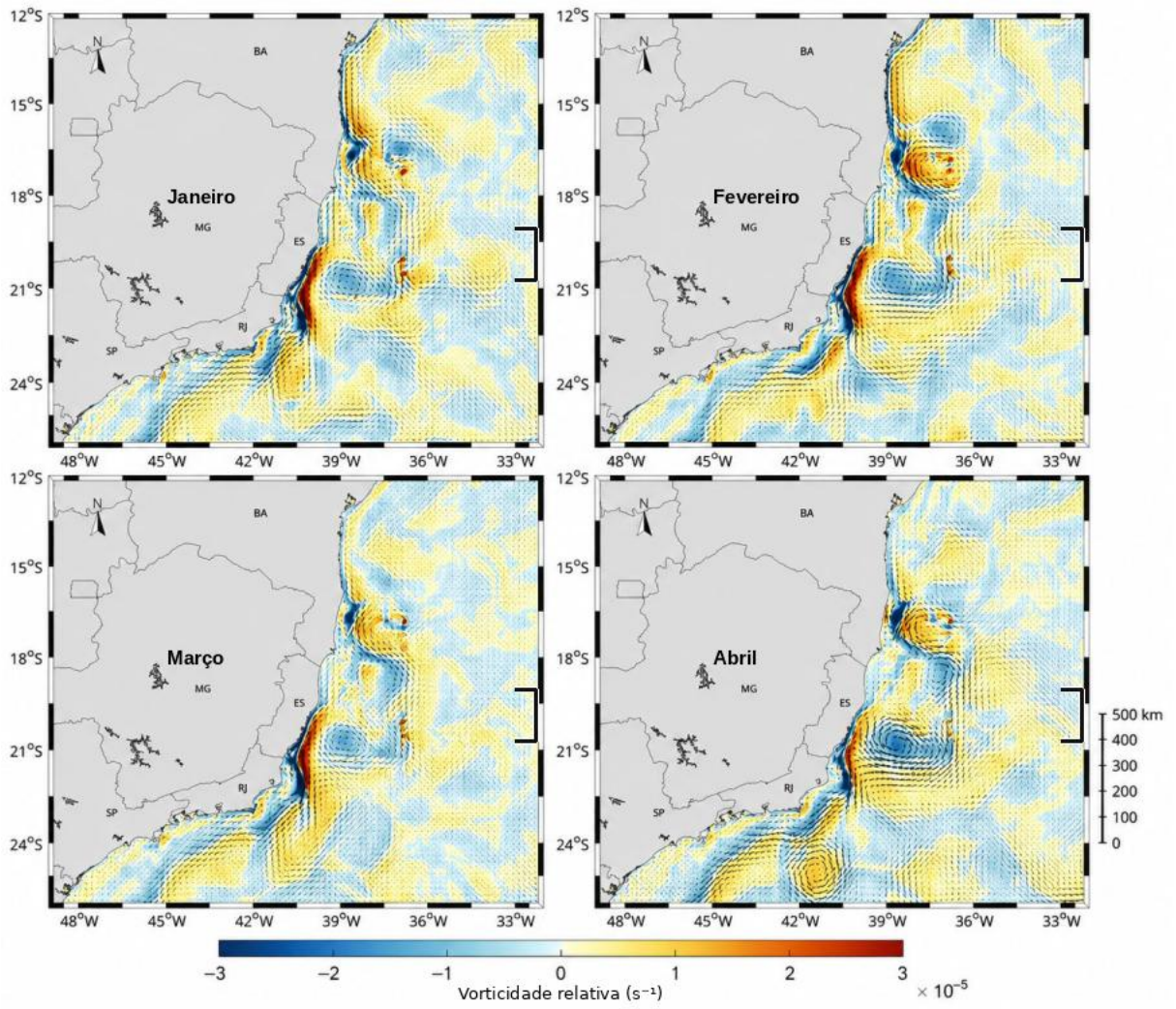
Figura 61: Exposição das larvas de *Ucides cordatus* ao campo de pressão toxicológica. (a) Distribuição sazonal do msPAF baseado em NOEC nas estações de monitoramento entre 2022 e 2024, com separação entre períodos chuvoso e seco; cores mais quentes indicam maior probabilidade de o ambiente não estar suficientemente protegido frente à mistura de metais quantificada na coluna d'água. (b) Tempo cumulativo de exposição, em dias, das larvas sobreviventes a células com msPAF superior a 0,05, por área de desova, mês e ano. Adaptado de Gouveia et al. (2026).



A leitura conjunta dos campos de vorticidade relativa e de msPAF esclarece o mecanismo dessa exposição. Entre janeiro e abril, uma faixa persistente de vorticidade negativa se estende de 19,0° S a 20,7° S, ao sul da foz do Rio Doce, e delimita o mesmo corredor latitudinal pelo qual as larvas do Rio Doce e de Piraquê-Açu/Mirim se dispersam para jusante (Figura 62). Um par ciclônico-anticiclônico semiestacionário entre 19,5° S e 20,0° S corresponde à curvatura observada em parte das trajetórias, que se afastam da plataforma antes de retornar a ela. Mais ao norte, entre 18,5° S e 19,0° S, na altura de São Mateus, estruturas dipolares alternadas coincidem com a bifurcação das trajetórias em determinados meses, ao passo que o setor de Caravelas, entre 17,5° S e 18,5° S, apresenta feições mais fracas e fragmentadas, compatíveis com a dispersão confinada dessa área.

Esse corredor de vorticidade negativa se sobrepõe espacialmente às regiões de msPAF elevado. As larvas, portanto, não encontram a contaminação apenas no destino: atravessam repetidamente zonas de pressão química ao longo de todo o percurso de dispersão (GOUVEIA *et al.*, 2026). A consequência para a interpretação do monitoramento é direta, porque a exposição passa a ser função do caminho percorrido, e não apenas da distância entre a área de desova e a foz do Rio Doce. A alternância sazonal entre o regime estratificado, com rotacional negativo e intrusões de água fria, e o regime de mistura observado em 2024 modula ao mesmo tempo a mortalidade por temperatura, o alcance da dispersão e o tempo de contato com o rejeito.

Figura 62: Campo médio mensal de vorticidade relativa ($s^{-1}$) de janeiro a abril, obtido do modelo CROCO, com os vetores de velocidade superficial sobrepostos. Tons azuis indicam vorticidade negativa e tons vermelhos, vorticidade positiva. O colchete no bordo direito de cada painel delimita a faixa de 19,0° S a 20,7° S, onde a vorticidade negativa persiste ao longo dos quatro meses e coincide com o corredor de dispersão das larvas liberadas no Rio Doce e em Piraquê-Açu/Mirim. Adaptado de Gouveia *et al.* (2026).




A coincidência espacial entre o corredor de vorticidade negativa e o campo de msPAF elevado define onde monitoramento e mitigação devem se concentrar: na faixa de 19,0° S a 20,7° S, atravessada por todas as coortes exportadas do Rio Doce e de Piraquê-Açu/Mirim, e nos setores semi-retentivos de Caravelas e São Mateus, onde o tempo de residência amplia a exposição acumulada. Os estudos populacionais da espécie no monitoramento (vide relatórios anteriores e atuais MS_AC_Manguezal) e os dados pretéritos disponíveis para parte dos estuários (LIMA *et al.*, 2023; SPINASSE-BROMENSCHENKEL & TOGNELLA, 2020) convergem com esses padrões e sustentam a definição de áreas prioritárias de intervenção, mantido o acompanhamento da estrutura populacional e da diversidade genética nesses estuários, que operam como berçários para as populações de *U. cordatus* na região.

A análise de conectividade entre as regiões de manguezais revela uma forte dependência das áreas do sul (Rio de Janeiro e sul do Espírito Santo) em relação às regiões do norte para o recrutamento de

larvas de *Ucides cordatus* (Figura 63). Os resultados demonstram padrões distintos de conectividade, com contribuições variáveis das diferentes áreas de desova.

A região de Caravelas destaca-se como uma importante fonte de recrutamento para o manguezal de São Mateus, que recebeu 81,0%, 57,1% e 50,8% de suas larvas recrutadas em 2022, 2023 e 2024. As contribuições para São João da Barra e Piraquê-Açu/Mirim são menores e muito variáveis entre os anos, com máximos de 24,2% e 13,8%, ambos em 2023 (Figura 64). Caravelas também apresenta autorrecrutamento expressivo, como em 2024, quando 32,9% das larvas recrutaram no próprio manguezal de Caravelas. Embora em menor proporção, as larvas desovadas em Caravelas também recrutam eventualmente no Rio Doce e no Rio de Janeiro. No entanto, o principal destino das larvas de Caravelas é São Mateus, que recebe, em média, cerca de 63% das larvas sobreviventes ao longo dos três anos analisados. O estuário do rio Caravelas é dominado por marés, dada a baixa vazão fluvial, e no período seco as correntes de enchente e vazante são simétricas (PEREIRA *et al.*, 2010), o que pode explicar o autorrecrutamento observado em 2024 (Figura 63 e Figura 64).

Por sua vez, São Mateus apresenta uma alta taxa de autorrecrutamento, com uma média de 48% das larvas sobreviventes recrutando no próprio manguezal. Além disso, São Mateus atua como fonte de larvas para os manguezais de São João da Barra, Rio de Janeiro e Piraquê, com respectivamente, 22,1%, 11,3% e 8,3% das larvas recrutadas. As correntes de enchente são superiores àquelas de vazante somente nas marés de sizígia, podendo naquela situação contribuir com a exportação de larvas para a zona costeira (TOGNELLA *et al.*, 2021). Em anos específicos, como em 2022, 16,5% das larvas recrutaram no Rio Doce, enquanto em 2024, somente 4,1% recrutaram em Caravelas, evidenciando uma conectividade variável ao longo do tempo (Figura 63 e Figura 64).

As desovas no Rio Doce desempenham um papel relevante no recrutamento dos manguezais do Rio de Janeiro (38%), Cabo Frio (30%) e São João da Barra (24%). No entanto, ao contrário de outras regiões, o Rio Doce não apresentou taxas significativas de autorrecrutamento, indicando que as larvas desovadas nessa área tendem a se dispersar para outras regiões. A explicação disto é que a espécie *Ucides cordatus* foi introduzida no Rio Doce após 2015 (MS_AC_Manguezal) e após 2021 está ocorrendo um declínio no recrutamento da população nesta área (MS_AC_Manguezal). Já as desovas em Piraquê recrutam predominantemente nos manguezais do Rio de Janeiro, mas também apresentam taxas consideráveis de autorrecrutamento, com uma média de 8% ao longo dos anos analisados. O estuário dos rios Piraquê-Açu/Mirim é classificado como dominado por marés e a velocidade da maré vazante é superior àquela de enchente tanto no período chuvoso quanto seco (TOGNELLA *et al.*, 2021), bem como a configuração da plataforma continental e seus terraços de abrasão contribuem para o funcionamento deste sistema como um exportador de larvas para as demais regiões ao sul do Estado.

O padrão agregado é assimétrico. Caravelas e São Mateus sustentam mutuamente seu recrutamento, enquanto Rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim exportam larvas para os manguezais do sul do Espírito Santo e do Rio de Janeiro com retorno mínimo. Essa arquitetura de fontes ao norte e sumidouros ao sul implica que a condição das populações do sul depende da qualidade das coortes produzidas e

exportadas pelo setor central, exatamente o trecho onde o campo de msPAF é mais intenso, e exige estratégias de conservação definidas na escala da rede de conectividade, e não de estuários isolados.

Figura 63: Conectividade larval de *Ucides cordatus* entre as áreas de desova e as áreas de recrutamento, nos anos de 2022, 2023 e 2024. As setas indicam o sentido do fluxo e a cor corresponde à faixa percentual de larvas recrutadas, calculada sobre o total de larvas recrutadas de cada área de desova. As alças representam o autorrecrutamento. Asterisco: áreas em que a desova foi simulada, a, Caravelas; b, São Mateus; c, Rio Doce; d, Piraquê-Açu/Mirim. Demais áreas, consideradas apenas como destino: e, São João da Barra; f, Cabo Frio; g, Rio de Janeiro. Os valores de cada fluxo constam da Figura 68. Adaptado de Gouveia *et al.* (2026).

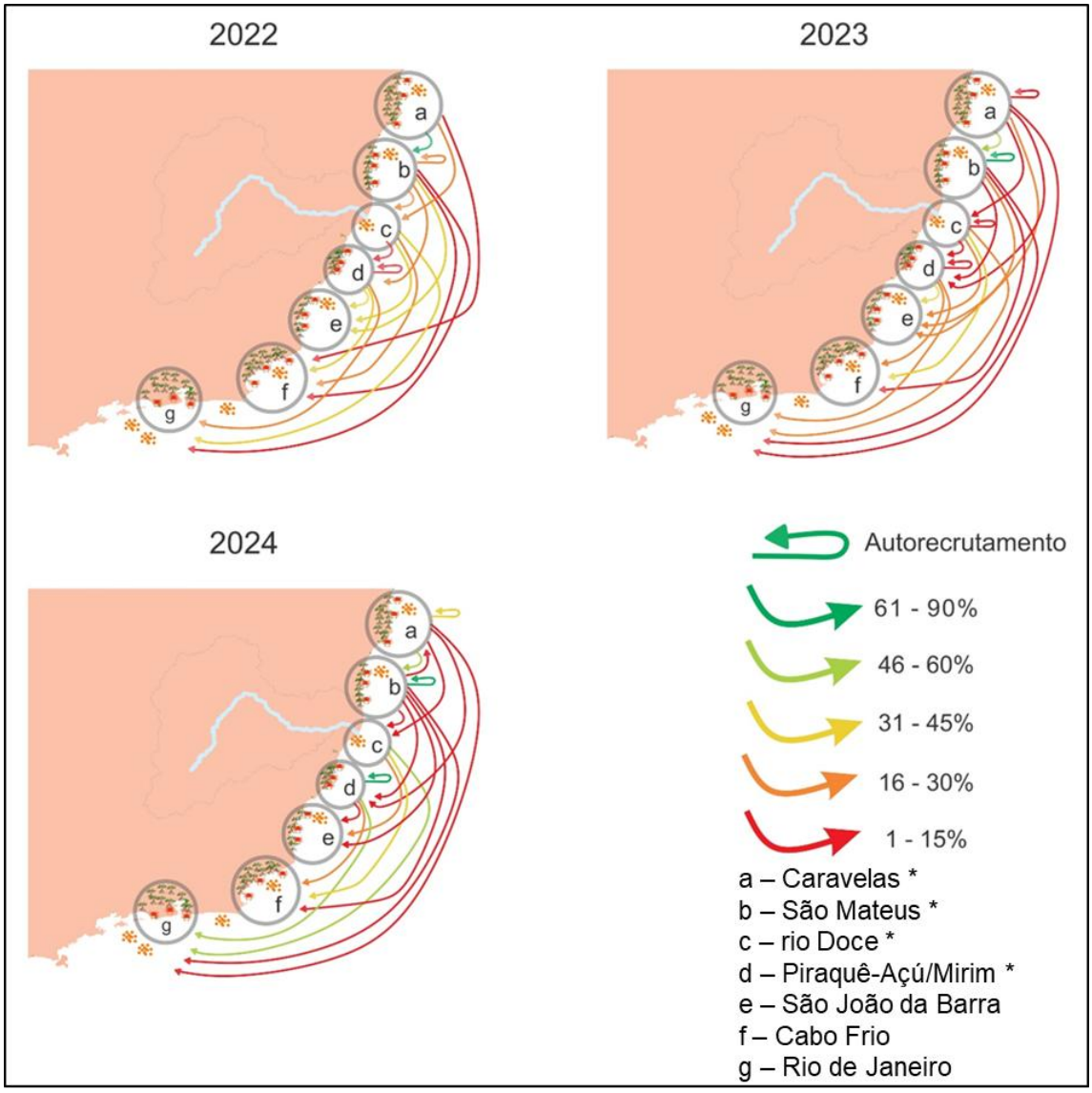


Figura 64: Matriz de conectividade larval de *Ucides cordatus* entre as quatro áreas de desova, nas linhas, e as sete áreas de recrutamento, nas colunas, nos anos de 2022, 2023 e 2024. Os valores expressam o percentual das larvas recrutadas de cada área de desova que assentou em cada destino, de modo que cada coluna soma 100%. As classes de cor são as mesmas da Figura 63. Células com contorno preto indicam autorrecrutamento e células em cinza, ausência de fluxo. Origens e destinos estão ordenados de norte para sul. Detalhamento espacial dos mesmos fluxos na Figura 63.




O modelo fontes e sumidouros de metapopulações mostra-se adequado para as espécies de caranguejos nesta costa, dada a natureza fragmentada dos manguezais e as pressões que vêm reduzindo sua qualidade ambiental. Neste cenário, é plausível que áreas de melhor qualidade funcionem como fontes, ao passo que outras operem como sumidouros, dependentes de aporte externo. Esta condição pode variar no tempo, com fontes e sumidouros se alternando em estados evidentes ou latentes. Em um curto intervalo de observação de campo, o caráter de sumidouro de uma população local pode permanecer oculto sob aparente equilíbrio de uma população regional persistente, e só se revelar diante de um evento perturbador, como foi o caso do impacto do desastre via MLD. Compreender essa dinâmica exige, no longo prazo, estudos que acoplem a análise da conectividade demográfica, pelo monitoramento da estrutura populacional e da dinâmica de coortes, a estudos genéticos, e de dispersão larval. Esse conjunto permite avaliar tanto a dinâmica dentro de cada mancha de habitat, da demografia que vai do assentamento da larva ao crescimento, à reprodução e à morte, quanto aos processos de dispersão entre manchas (BURGESS *et al.*, 2014; PINEDA *et al.*, 2007; SWEARER *et al.*, 2019).

Vale destacar que a população do Rio Doce ilustra bem esse comportamento. Em uma área sem manguezal desenvolvido, ela se estabeleceu após o desastre, provavelmente em razão da mudança na linha de costa, o que teria permitido a entrada de uma coorte em 2016, de acordo com resultados do monitoramento populacional de *U. cordatus* realizado pelo Tema Manguezal (PMBA/Fest-UFES).

Nos anos seguintes, a demografia local revelou a presença de coorte única, o que caracteriza a área como sumidouro evidente, altamente dependente de aportes externos.

Na área do PMBA/Fest-UFES, a conectividade varia no espaço e ao longo das estações, combinando autorrecrutamento e conectividade em distâncias maiores. A passagem das larvas por áreas impactadas pelo MLD, segundo análises deste relatório, sugere redução de sua sobrevivência, com reflexos sobre as estruturas das populações em cada fragmento. Por isso, tanto os padrões de conectividade larval quanto a demografia da fase pós-assentamento são essenciais na compreensão dos impactos e para avaliar os efeitos de medidas de conservação e restauração.

O conjunto dos resultados mostra que as larvas das quatro áreas de desova interagem com o campo de contaminação associado ao rejeito em algum momento da fase pelágica, e que a intensidade dessa interação depende do regime de dispersão de cada setor. A conectividade regional de *U. cordatus* opera, assim, sob estresse químico crônico, sobreposto às perdas por temperatura e advecção que já removem de 65% a 75% das larvas liberadas. Como os estuários do sul dependem fortemente das fontes larvais do norte, a redução de aptidão das coortes que atravessam as áreas de maior msPAF tende a se propagar pela rede de manguezais, e não fica restrita ao trecho diretamente atingido pela pluma.

Esse quadro sustenta a continuidade do monitoramento nas áreas de manguezal acompanhadas pelo PMBA/Fest-UFES e na região marinha adjacente, e recomenda a incorporação das áreas de recrutamento ao sul, hoje fora da malha amostral, ao acompanhamento da estrutura populacional. O seguimento simultâneo da composição por classes de tamanho, das taxas de recrutamento e da diversidade genética permitirá verificar se as falhas de recrutamento já registradas em alguns compartimentos guardam relação com a exposição sofrida durante a fase larval.

### 6.4.4 Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN

Para identificar os limites ambientais críticos à biodiversidade aquática, foram realizadas análises de TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis – Baker & King, 2010). O TITAN é uma análise correlacional de múltiplas espécies de uma comunidade, que associa a densidade de cada espécie a gradientes ambientais testados, incluindo concentrações de metais particulados e dissolvidos e diversos parâmetros físico-químicos da água como concentração de nutrientes, turbidez, temperatura, entre outros. Essa abordagem identifica tendências de aumento (z+) ou redução (z-) nas densidades das espécies e determina pontos de mudança, considerados limites ambientais críticos, onde múltiplos táxons respondem simultaneamente a variações ambientais. Dessa forma, o TITAN permite avaliar a sincronia das respostas das comunidades biológicas às variações ambientais, evidenciando limites ecológicos por meio de mudanças simultâneas nas abundâncias dos táxons.

As análises incluíram dados ao longo de mais de sete anos de monitoramento (setembro de 2018 a janeiro de 2026). A partir das análises de TITAN realizadas com cada comunidade biológica, ambientes (Dulcícola, Marinha e Costeira) e setores amostrados, sumarizou-se em gráficos os impactos dos

metais particulados, dissolvidos, das variáveis físico-químicas da água e das variáveis relacionadas aos nutrientes da água sobre as comunidades aquáticas dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro monitorados pelo PMBA/Fest-UFES. Além disso, testou-se também os efeitos dos diferentes usos da terra da bacia do rio Doce sobre as comunidades dulcícolas. A metodologia detalhada, assim como resultados complementares da Análise de TITAN encontram-se no Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa - Táxons Indicadores de Limites Ecológicos; Figura 69 à Figura 107).

O aumento da série temporal de dados e ajuste de malha amostral entre os temas têm melhorado as relações encontradas entre as variáveis ambientais e as comunidades biológicas, tanto por permitir a inclusão de novos gradientes ambientais, quanto pela sincronização espacial de estações amostrais entre os diferentes temas, resultando em um melhor entendimento do sistema. De modo geral, os metais particulados promoveram maiores respostas negativas (z-) nos táxons quando analisados os diferentes setores (Figura 65), principalmente sobre setores dulcícolas: Tributários e Calha do rio Doce; e nos setores marinhos: APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central do rio Doce e Norte (Figura 65). Além disso, é possível observar as respostas aos múltiplos metais testados, sendo Al, As, Ba, Cr, Fe, Mn, Pb e V os maiores promotores de alterações nessas áreas (maior dispersão e frequência de caixas acima do limiar de 10%, sugerindo um impacto biológico significativo desses metais sobre os setores analisados). Por outro lado, alguns metais não causaram efeitos significantes sobre as comunidades (por exemplo, Ag, As, Cd e Hg nos setores dulcícolas). Ainda, os efeitos significativamente positivos dos metais particulados foram observados de maneira pontual, principalmente sobre os setores Lagos e Lagoas.

As comunidades biológicas apresentaram respostas distintas em relação aos metais testados, com algumas demonstrando maior sensibilidade aos contaminantes que outras, como por exemplo o Perifítion (Dulcícola), Macrófitas (Dulcícola), Ictiofauna (Dulcícola) e Bentos de Fundos Inconsolidados (Marinho) (Figura 66). Metais como Hg, Cd e As apresentaram respostas mais localizadas e heterogêneas, enquanto Fe, Mn, V e Ba mostram alterações mais amplas em determinados conjuntos de comunidades. Isso sugere que a estrutura das comunidades resulta não apenas da concentração dos metais, mas também da toxicidade específica, biodisponibilidade e interação entre diferentes contaminantes (seção 6.4.1 – Índice de Pressão Tóxica). Os efeitos negativos dos metais particulados sobre essas comunidades têm sido recorrentes ao longo das análises de TITAN realizadas durante o monitoramento, o que ressalta a importância desses organismos como indicadores ambientais. Alumínio e bário foram os principais metais particulados promotores das reduções nas abundâncias dos táxons das comunidades dulcícolas enquanto nos Ambientes Marinho e Costeiro, as respostas negativas mais pronunciadas foram registradas para alumínio, ferro e vanádio (Figura 66).

Resultados significativos e positivos (aumentos nas abundâncias de pelo menos 10% das espécies/táxons) foram observados principalmente para as Macrófitas aquáticas, em relação aos metais Al, Fe, Mn e Ni (Figura 66). Tal comunidade é reconhecida como bioacumuladoras de metais e outros contaminantes, sendo frequentemente utilizada em processos ecológicas e industriais de purificação da água (SALATI *et al.*, 2003; JÚNIOR *et al.*, 2007). Especificamente em relação aos metais

Al e Fe, resultados similares de efeitos negativos sobre os indivíduos foram encontrados a partir dos índices de toxicidade (seção 6.4.1 – Índice de Pressão Tóxica), o que indica que possíveis efeitos a nível de indivíduo estão sendo replicados a níveis populacionais e de comunidades em diferentes setores monitorados pelo PMBA/Fest-UFES, mas, destacando-se aqui os setores fluviais do Ambiente Dulcícola e os setores marinhos APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central do Rio Doce e Norte.

Figura 65: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas particuladas considerando os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal (limiar de 10%) sugere um ponto crítico de alteração na biodiversidade. Ambientes ou grupos biológicos que ultrapassam essa linha têm uma proporção relevante de espécies impactadas. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

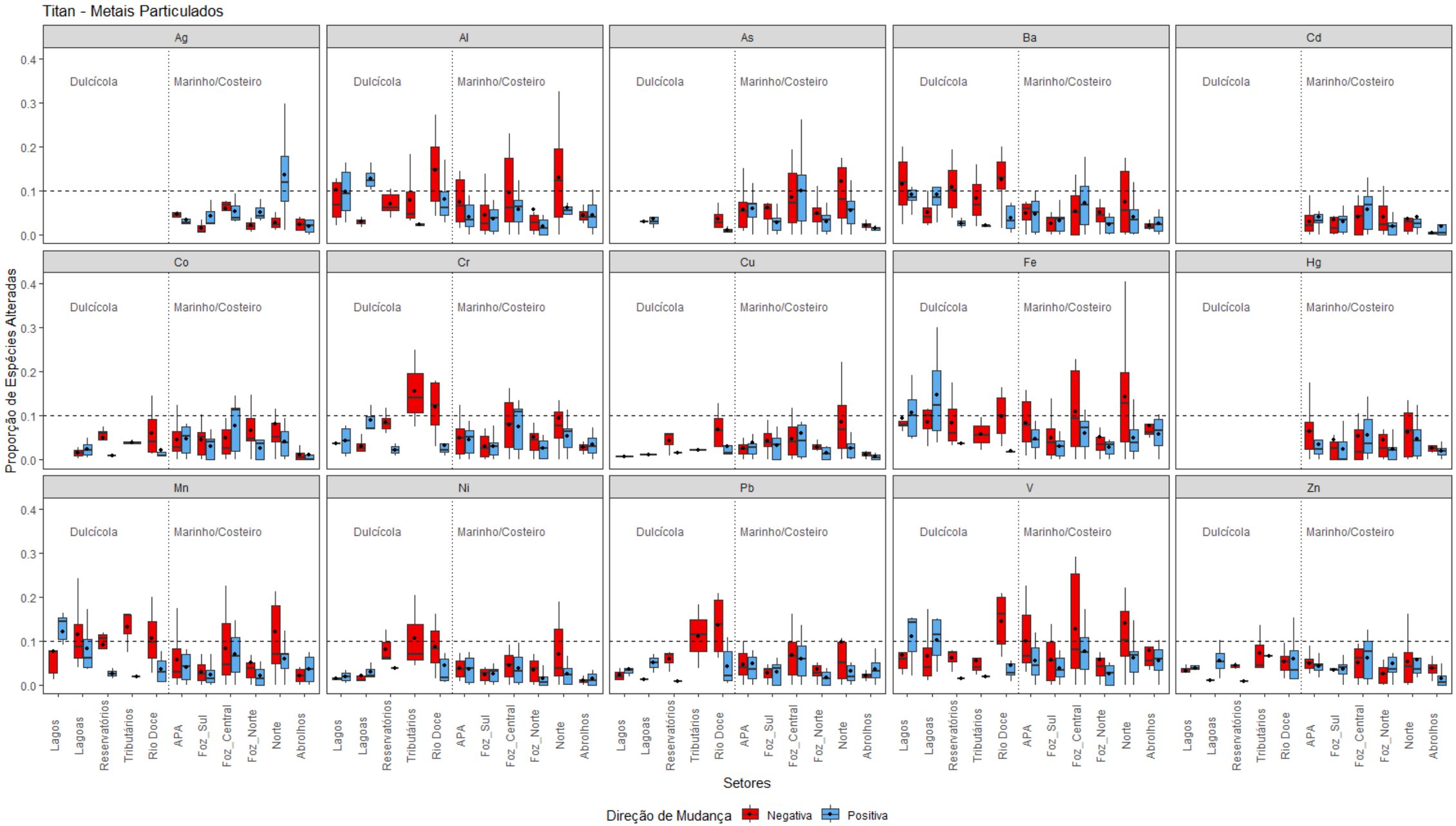
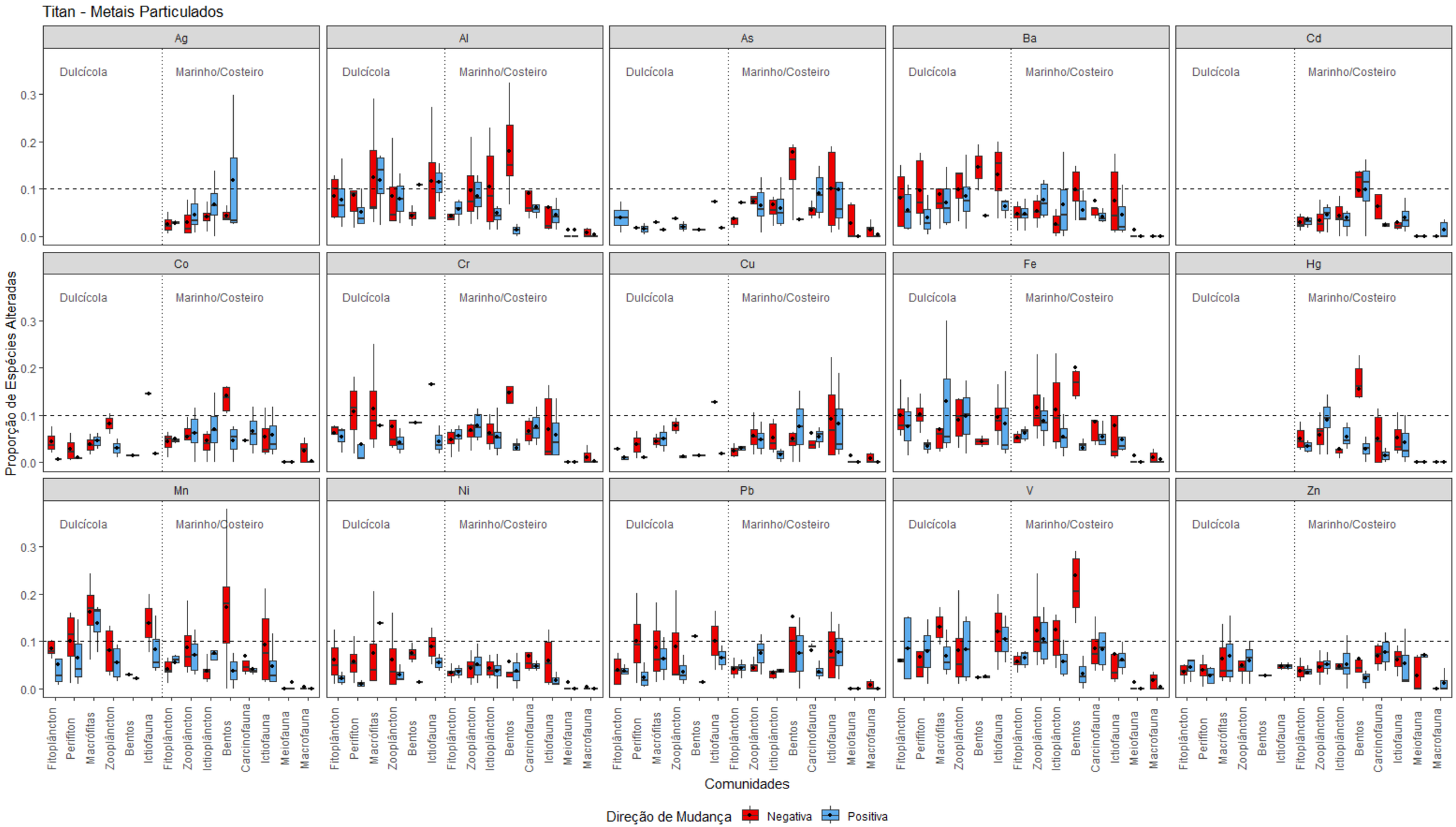


Figura 66: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas particuladas considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro a partir das análises de TITAN. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.



Diferentemente dos metais particulados, os metais dissolvidos promoveram respostas distintas entre os ambientes: enquanto os setores dulcícolas apresentaram maiores respostas ao Al, Ba e Fe (Figura 67). Os setores associados à região da foz do rio Doce (Foz Central, Foz Sul e Foz Norte) concentraram as maiores proporções de espécies alteradas (ultrapassando 20% a 30%), com predomínio de respostas negativas para As, Ag, Cd, Co, Cu, Hg e Mn. A Foz Central apresentou os maiores picos de alteração, refletindo a descarga primária e a instabilidade físico-química da área.

Individualmente, as comunidades aquáticas apresentaram diferentes respostas aos metais dissolvidos (Figura 68). Entre os produtores primários, a comunidade de Macrófitas foi a que apresentou maior espectro de respostas (positiva ou negativa), sendo Ba, Fe, Zn e Mn os metais que promoveram redução de abundâncias em mais de 10% dos táxons (Figura 68). A cadeia de impactos indiretos desse aumento de biomassa de Macrófitas nos Lagos e Lagoas pode ser visualizada na Seção 6.4.6 deste relatório sobre os modelos quantitativos das relações ecossistêmicas, os quais incluem reduções da Clorofila-*a*, o que influencia diretamente na redução do Zooplâncton (Figura 78 – seção 6.4.6). Ainda, respostas negativas dessa comunidade podem ter contribuído direta ou indiretamente para alterações do Perifíton nesses locais (Figura 68), uma vez que tal comunidade, composta pela associação de diversos microrganismos que crescem sobre os substratos presentes nos ambientes aquáticos, incluindo as próprias macrófitas (EWART-SMITH & KING, 2012; BURLIGA & SCHWARZBOLD, 2013). Alguns pesquisadores relataram a influência negativa das macrófitas sobre o Perifíton, a exemplo, competição por recursos, produção de substâncias alelopáticas e redução da disponibilidade de luz devido ao sombreamento exercido por essas plantas (ERHARD & GROSS, 2006).

Entre os consumidores dulcícolas, as respostas negativas foram associadas principalmente ao Ba, Ni e Zn, influenciando os táxons do Zooplâncton, do Bentos e Ictiofauna. Já para os consumidores marinhos, destacaram-se as múltiplas respostas negativas sobre o Bentos de Fundos Inconsolidados e sobre a Carcinofauna Estuarina, os quais foram influenciados por praticamente todos os metais dissolvidos monitorados (Figura 68), com maior pressão exercida por As, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Pb e V. Organismos bentônicos e crustáceos estão em contato contínuo com a interface sedimento-água e são altamente suscetíveis à toxicidade direta e ao estresse osmorregulatório, o que pode explicar os resultados negativos encontrados.

Figura 67: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas dissolvidas considerando os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal (limiar de 10%) sugere um ponto crítico de alteração na biodiversidade. Ambientes ou grupos biológicos que ultrapassam essa linha têm uma proporção relevante de espécies impactadas. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

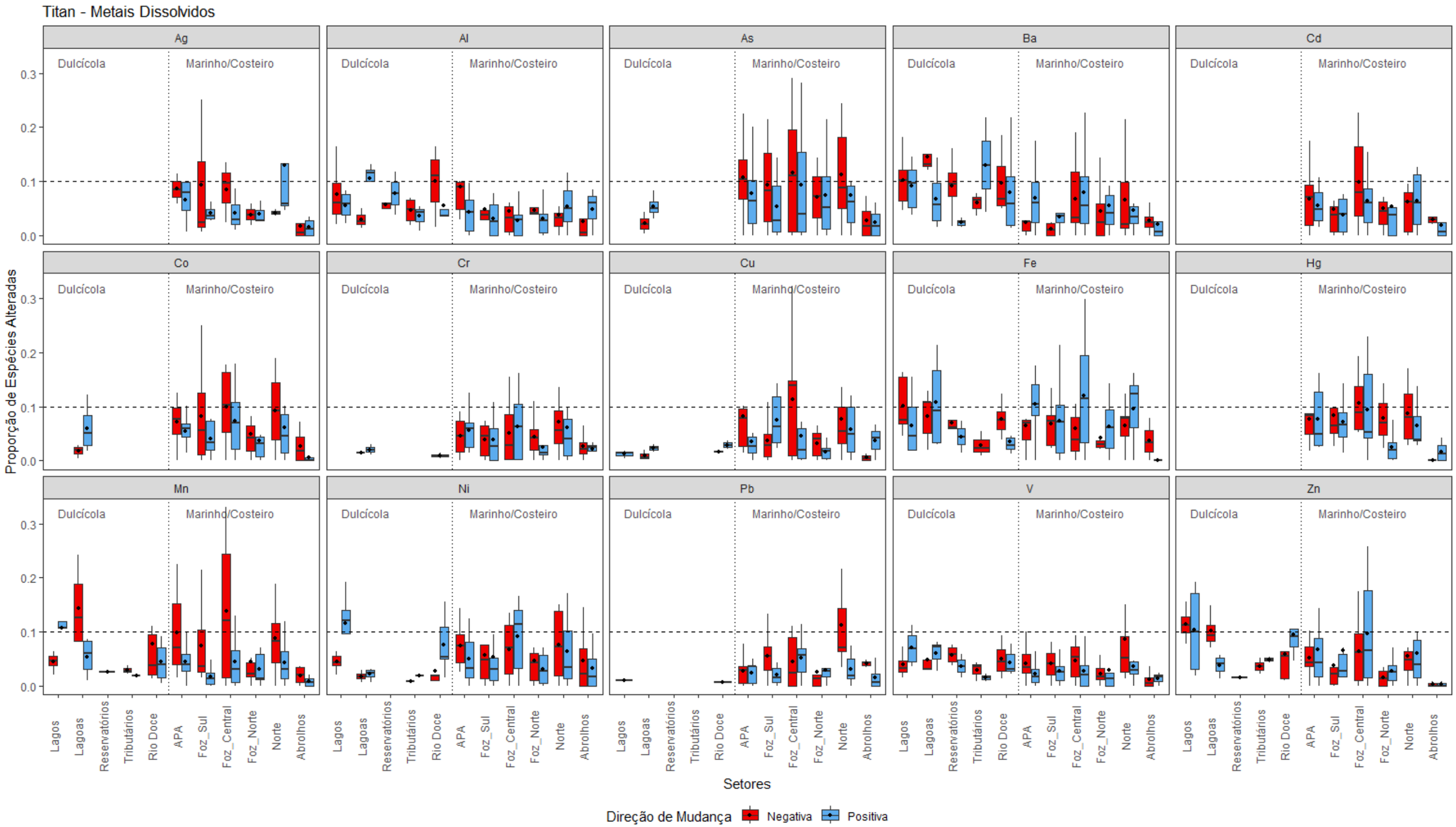
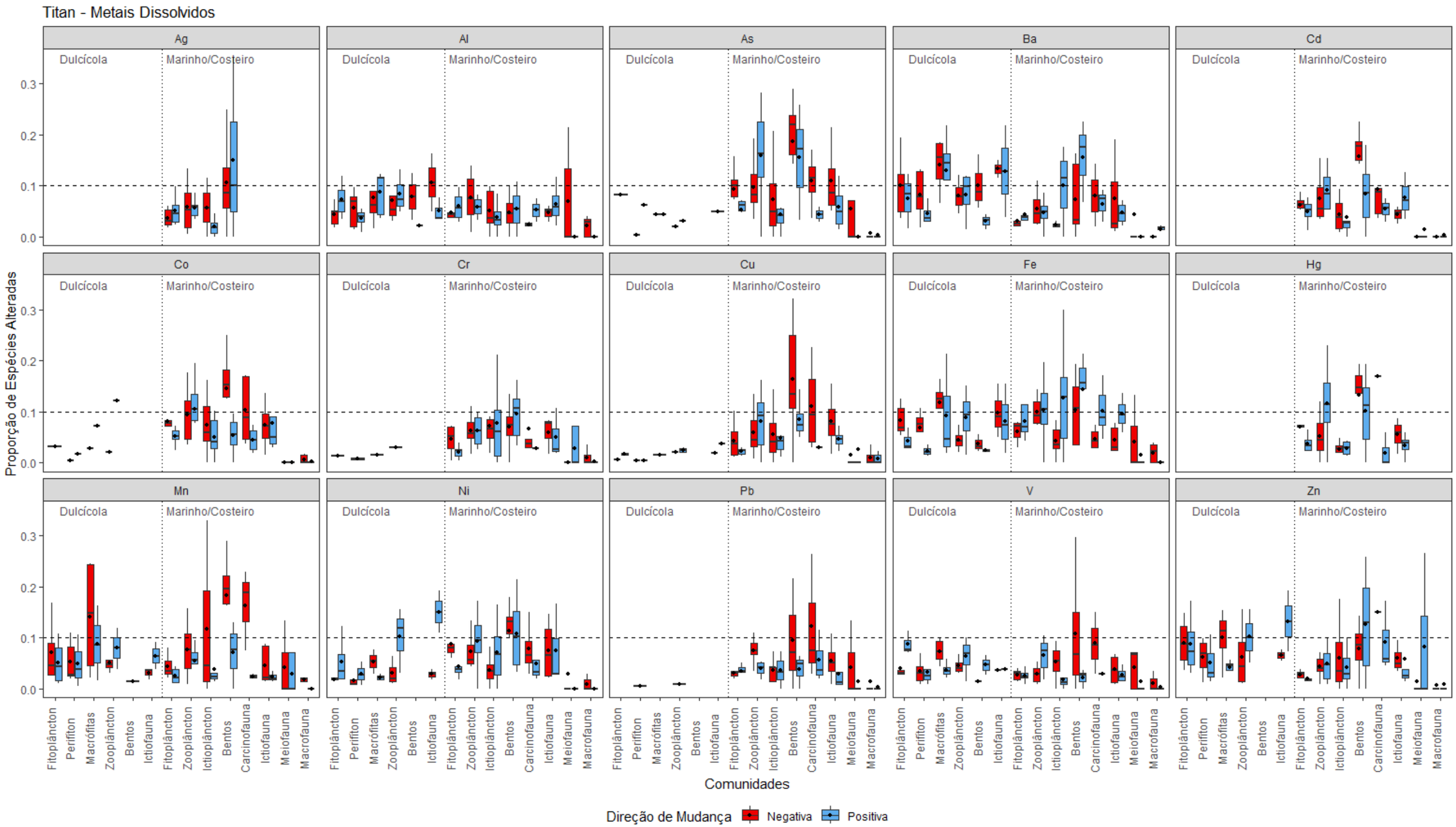


Figura 68: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas dissolvidas considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola e Marinho a partir das análises de TITAN. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.



As variáveis físico-químicas da água que exerceram maiores efeitos negativos tanto sobre os setores do Ambiente Dulcícola quanto do Marinho/Costeiro foram Turbidez e MPS (Figura 69). Da mesma forma que as demais variáveis físico-químicas testadas, os nutrientes tenderam a causar mais efeitos negativos que positivos sobre os setores e comunidades marinhos, sendo os setores, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Central as áreas mais fortemente impactadas pelos nutrientes dissolvidos analisados (Figura 69). Nesses locais, Ictioplâncton, Bentos e Carcionafauna foram as comunidades que apresentaram maiores reduções nas densidades de seus táxons com o aumento da concentração, principalmente de Fosfato, Nitrato e Nitrito (barras vermelhas da Figura 59). A Turbidez impactou as densidades do Fitoplâncton e Perifíton dulcícolas, Zooplâncton e Bentos marinhos, Ictiofauna (Dulcícola e Marinho) dos setores Lagoas, Reservatórios, Rio Doce, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central e Norte. Já as variáveis Lama, Fluorescência e Silício dissolvido causaram impactos simultâneos nos setores APA, Foz Central/Foz Norte e Norte (barras vermelhas da Figura 69). Os picos de impactos de Silício Dissolvido nos setores APA, Foz Central/Foz Norte e Norte, promoveram as maiores quedas nas densidades das comunidades marinhas do Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundos Inconsolidados, enquanto maiores porcentagens de Lama impactaram principalmente o Bentos (tanto Marinho quanto de Praia – Figura 70).

Os impactos negativos generalizados da Turbidez, assim como do MPS e dos metais dissolvidos e particulados sobre diversas comunidades e setores vêm se consolidando ao longo do monitoramento pelos Temas do PMBA/Fest-UFES e concordam com os resultados encontrados nos relatórios anteriores (RA2023; RA2024 – Fest, 2024; 2025, respectivamente), os quais relacionam tais variáveis ao MLD oriundo tanto do Rio Doce quanto de eventos de ressuspensão de sedimentos do banco lamoso adjacente à sua Foz (Fest, 2024 - MS_AM_Modelagem). Já os impactos negativos do Silício dissolvido em diversos setores marinhos foram identificados apenas a partir do relatório passado (Fest 2025) e novamente se destaca como uma importante variável a ser monitorada, dadas as altas respostas negativas das comunidades. Alguns estudos têm relacionado as maiores concentrações de silício dissolvido ao MLD, constituindo uma porção significativa da lama (FGV, 2021). Portanto, futuras investigações das fontes de tais variáveis para os ambientes marinhos devem ser realizadas, a fim de se entender melhor os efeitos dessas variáveis sobre as comunidades biológicas.

Figura 69: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando os diferentes setores amostrados nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola e Marinho/Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

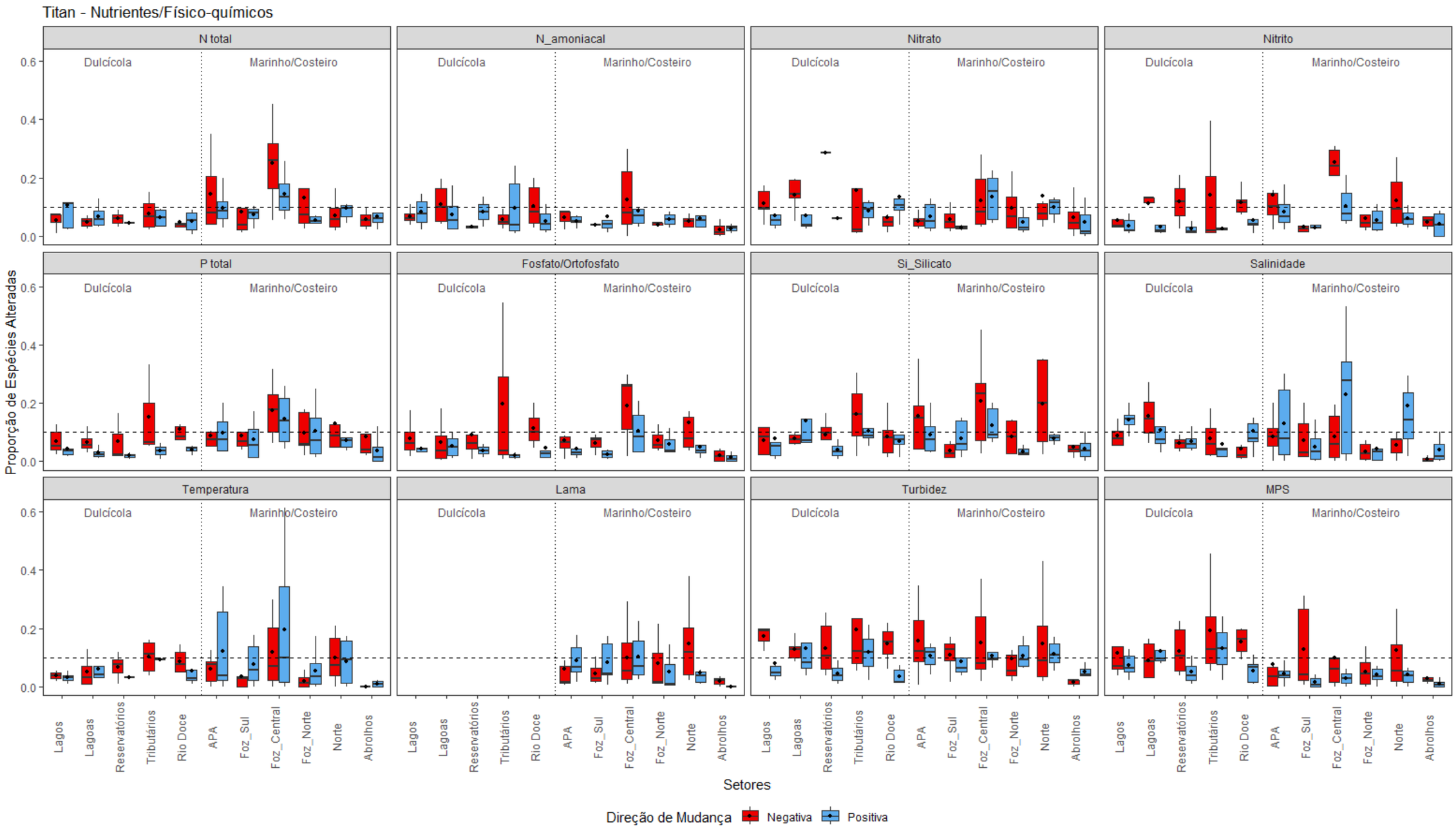
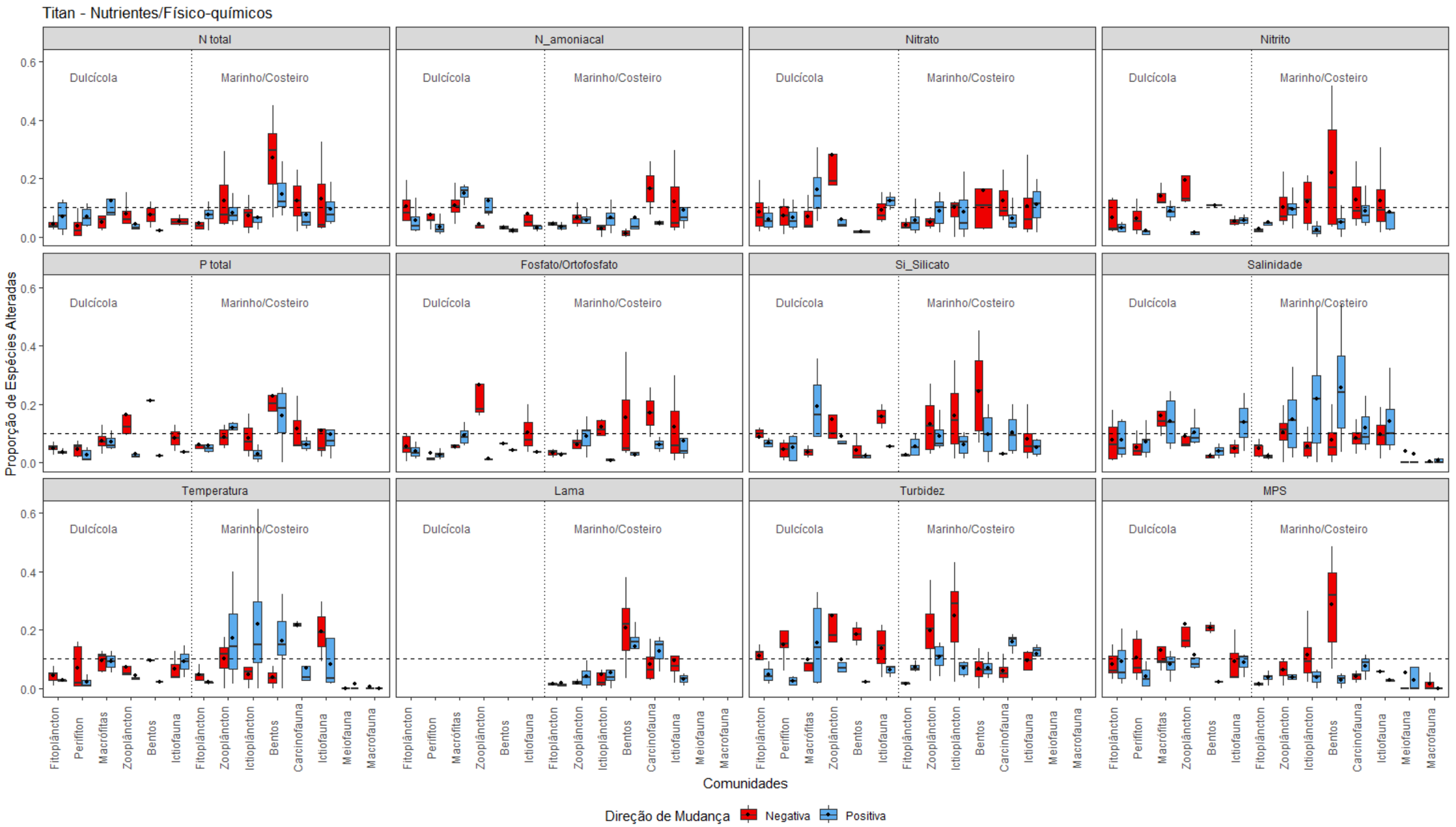
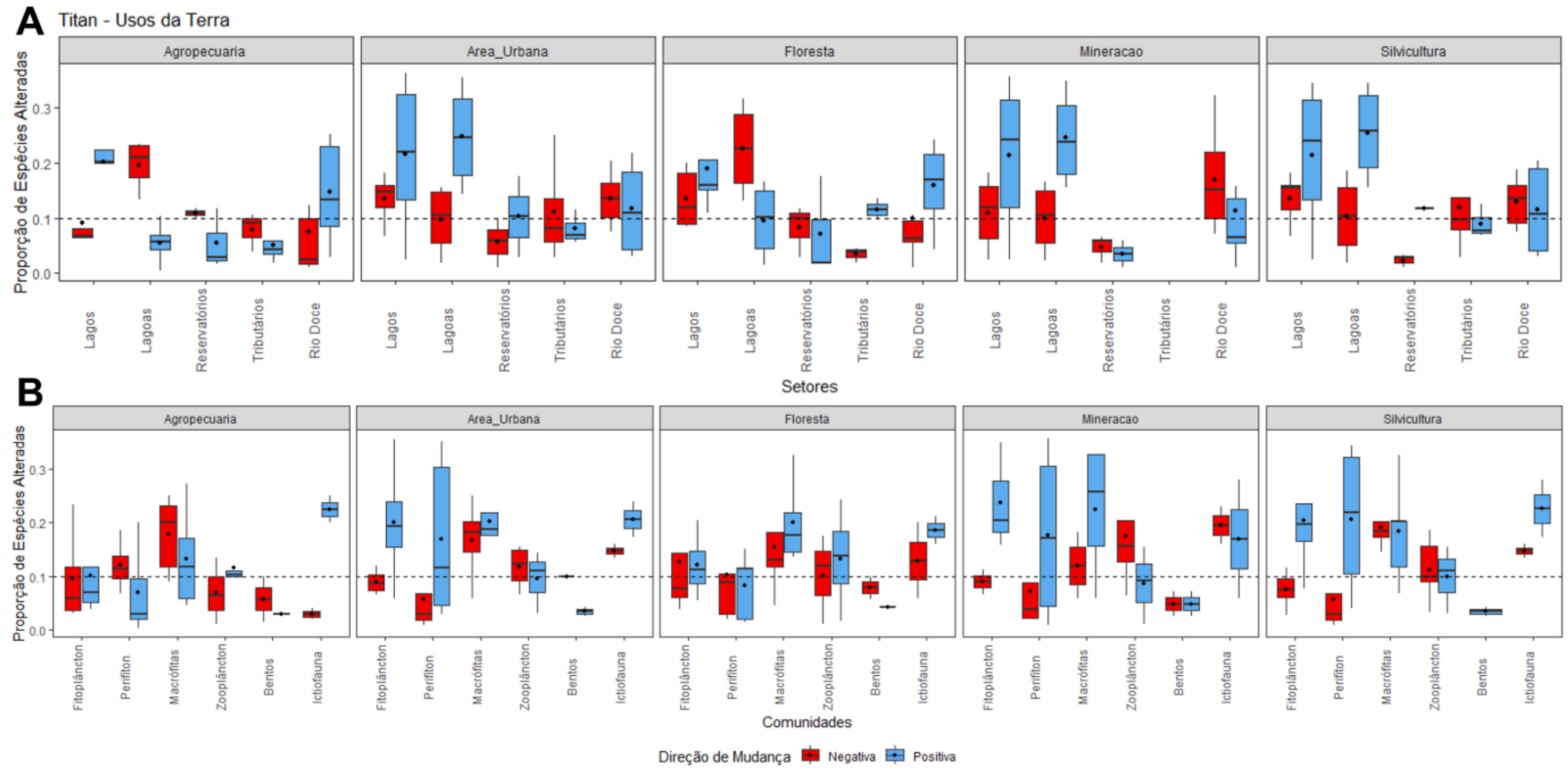


Figura 70: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.



De maneira exploratória inicial, testou-se adicionalmente os efeitos dos diferentes usos da terra da Bacia do rio Doce sobre as comunidades aquáticas do Ambiente Dulcícola. Os resultados evidenciam dinâmicas contrastantes dos táxons dentro das diferentes comunidades, com táxons respondendo positivamente e outros, negativamente sobre um mesmo gradiente ambiental (Figura 71). Em geral, as respostas aos usos da terra tenderam a ser mais positivas (alterações de 10-30% dos táxons de várias comunidades). Apenas a comunidade bentônica tentou a apresentar padrões de respostas consistentes com o esperado pela literatura (com mais respostas positivas do que negativas dos táxons com o aumento da área de floresta e mais respostas negativas do que positivas para aumentos de atividades antrópicas como Agropecuária\ e Área Urbana; Figura 71B). Tais resultados ressaltam a importância de maior aprofundamento nas análises mais específicas sobre os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas dulcícolas.

Figura 71: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas porcentagens das principais classes de usos da terra da considerando os setores (A) e as diferentes comunidades biológicas (B) amostrados no Ambiente Dulcícola. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola e Marinho/Costeiro.



Para sintetizar todas as possíveis alterações significativas (positivas ou negativas) que cada variável exploratória comum entre os ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro exerceu sobre as comunidades em cada setor monitorado, tais informações foram sumarizadas a partir de matrizes de correlação apresentadas na Figura 72.

De maneira geral, houve preponderância de respostas negativas (z−) em detrimento das positivas (z+). Gradientes extremos de estresse químico (como os desencadeados pelas múltiplas descargas de sedimentos/metais durante eventos de aumento de vazão do rio Doce) combinados à instabilidade física (deposição de lama e MPS) podem estar atuando como filtros abióticos severos (KRAFT *et al.* 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2025). A persistência desse cenário pode resultar ao longo do tempo em seleção de espécies mais adaptadas às perturbações ambientais (geralmente espécies mais generalistas) e a consequente perda de diversidade (KING; BAKER, 2010; BAKER; KING, 2010). Ainda mais preocupante, o estresse coordenado observado sobre o Bentos de Fundos Inconsolidados, a Carcinofauna e o Ictioplâncton marinho na Foz e no Setor Norte sinalizam o rompimento do acoplamento bentopelágico (ATTRILL; RUNDLE, 2002; GRIFFITHS *et al.*, 2017). Organismos bentônicos processam matéria orgânica e sustentam peixes demersais e crustáceos comerciais. Quando a fração silte-argila rica em metais particulados soterra a infauna e causa anóxia intersticial, toda a produtividade secundária da plataforma continental é sufocada (BERNARDINO *et al.*, 2019). Simultaneamente, a contaminação por metais dissolvidos e a turbidez na coluna d'água impedem a sobrevivência das larvas de peixes (Ictioplâncton), quebrando o recrutamento dos estoques pesqueiros na sua base (ALAZEMI *et al.*, 1996), o que pode estar diretamente relacionado com o alto grau de impacto negativo observado sobre a Ictiofauna em toda a área.

Já no Ambiente Dulcícola, a persistência de respostas negativas em macrófitas fluviais e lacustres associadas às frações dissolvidas de Bário (Ba.d) e Manganês (Mn.d) decorre da dinâmica geoquímica dos ambientes lênticos da bacia do baixo Doce. O bário compete com o cálcio nas vias de absorção iônica vegetal e animal, enquanto o manganês torna-se altamente tóxico e solúvel em condições de sub-oxigenação no hipolímnio das lagoas marginais, inibindo a síntese de clorofila e o desenvolvimento radicular de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 2011; HATJE *et al.*, 2017; GABRIEL *et al.*, 2021).Entre as comunidades que mais apresentaram reduções nas densidades de múltiplos táxons na presença dos particulados destacaram-se no Ambiente Dulcícola, as Macrófitas e a Ictiofauna e nos ambientes Marinho e Costeiro, o Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna e o Ictioplâncton. Ainda, é possível observar que os efeitos negativos mais significativos sobre as comunidades ocorreram nos setores Rio Doce e Tributários (Dulcícola; Figura 72A), Foz Central, Norte e APA (Marinho; Figura 72C). Tais resultados foram um pouco distintos dos encontrados no relatório anterior (Fest, 2025), revelando uma piora das condições ambientais, principalmente da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e da qualidade da água dos rios afluentes do rio Doce em relação às variáveis físico-químicas das da água, principalmente Turbidez, MPS e nutrientes nitrogenados (vide Figura 72 para mais detalhes). Por outro lado, houve uma predominância na participação dos metais dissolvidos (Figura 72) promovendo reduções em múltiplas comunidades tanto de Lagos e Lagoas (entre elas, Fitoplâncton, Perifíton,

Zooplâncton e Ictiofauna), quanto daquelas vinculadas à Foz Norte do rio Doce e áreas costeiras (entre elas, Ictiofauna marinha e a Meiofauna da comunidade Bentos de Praia).

Turbidez e MPS (Figura 72A e Figura 72C) foram variáveis relacionadas com reduções nas abundâncias de um número significativo de táxons, ao longo de todo o ambiente dulcícola e nos setores marinhos APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Central e região Norte. No Ambiente Dulcícola, todas as comunidades responderam negativamente a essas variáveis, com reduções em mais de 10% dos táxons para todas, enquanto no Ambiente Marinho, as comunidades mais negativamente afetadas foram Zooplâncton, Ictioplâncton e Ictiofauna (Turbidez), Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado (MPS; Figura 72C).

Respostas positivas (células azuis da Figura 72B e Figura 72D) foram observadas principalmente nos setores dulcícolas Lagos e Lagoas e no setor marinho Foz Central, sendo, em geral, relacionados aos aumentos nas densidades de múltiplos táxons de comunidades diversas, como do Fitoplâncton (Dulcícola e Marinho), Macrófitas (Dulcícola), Zooplâncton (Dulcícola e Marinho) e Ictioplâncton (Marinho). Importante destacar que apesar da ocorrência de respostas positivas a diversos gradientes de contaminantes, sua interpretação deve ser feita com cautela. Isso porque as espécies que compõem uma comunidade biológica também apresentam um gradiente de respostas e tolerâncias ambientais, importantes do ponto de vista de sua coexistência em uma determinada área. Assim, mesmo quando a proporção total de respostas positivas aumenta em alguns grupos, isso não necessariamente representa uma condição ambiental favorável; pode indicar reorganização da comunidade e substituição de táxons sensíveis por tolerantes. A coexistência de respostas positivas e negativas evidencia, portanto, uma resposta ecológica complexa, dependente do metal, do ambiente e da composição da comunidade em questão.

Similarmente aos resultados anteriores (Fest, 2025), a comunidade marinha Bentos de Fundos Inconsolidados apresentou reduções nas densidades de um número significativo de táxons correlacionadas a aumentos nas concentrações de metais particulados (Al, Cu, Fe e Mn), assim como das variáveis físico-químicas relacionadas ao MLD, Turbidez e MPS, reforçando seu papel como bioindicadores ambientais. Tais resultados, nesse relatório, são reforçados pelos achados para a comunidade bentônica e ao de algumas espécies da Carcinofauna. Por serem majoritariamente sedentários, os organismos dessas comunidades costumam ser considerados bons indicadores da qualidade ambiental pois refletem as mudanças do ambiente em que vivem, devido à sua pouca mobilidade (WÜRDIG *et al.*, 2007) e capacidade de filtração e bioacumulação de metais pelas espécies de moluscos (e.g., MARIGÓMEZ *et al.*, 2002; GUPTA & SINGH, 2011; NIGARIGA *et al.*, 2023), o que pode ter contribuído para os efeitos negativos tardios encontrados para a comunidade bentônica, para os ambientes monitorados (principalmente, Marinho e Costeiro).

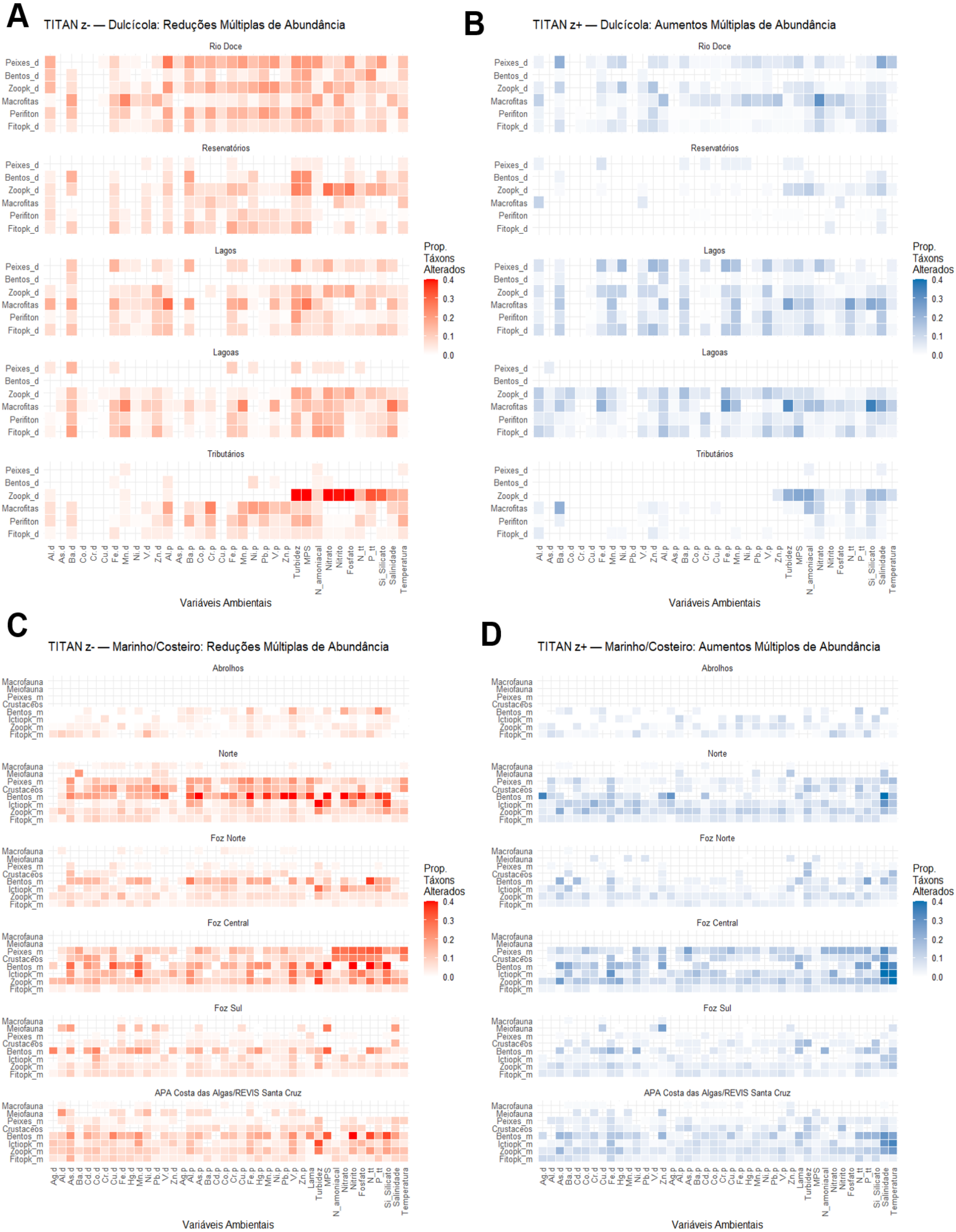
Uma preocupação ainda maior emerge dos impactos negativos dos metais particulados (Al, Cr, Ba, Fe, Mn e Pb) e dissolvidos (Al, As, Ba e Pb) e das variáveis Turbidez e MPS observados sobre a Ictiofauna, tanto do Ambiente Dulcícola, quanto Marinho, o que reforça a abrangência dos efeitos dos múltiplos contaminantes sobre toda a região afetada. Além disso, os efeitos deletérios desses metais pesados

sobre a Ictiofauna observados nas análises ecotoxicológicas ao longo de todo o Ambiente Dulcícola (Figura 43 à Figura 45) e nas comunidades de peixes da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (Figura 46), Foz do Rio Doce (Figura 50) e região Norte (Figura 54) reforçam a preocupação sobre o consumo desses indivíduos pela população humana. Ainda, como evidenciado pelos resultados da análise de TITAN, ressalta-se a piora das comunidades biológicas na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, em relação ao relatório anterior (RA2024 - Síntese Integrativa - Fest, 2025), a qual foi correlacionada principalmente, às maiores concentrações de metais particulados, Turbidez e Silício dissolvido.

De maneira geral, os resultados do TITAN evidenciam que tanto o Ambiente Dulcícola, quanto o sistema costeiro-marinho adjacente ao rio Doce estão submetido a uma pressão de múltiplo estresse. O impacto não foi exclusivamente ecotoxicológico (mediado por íons livres de metais dissolvidos), mas resulta da sinergia entre toxicidade química e coerção mecânico-física. A fração particulada (Fe, Al, Mn e V) somada à sedimentação de lama fina, turbidez persistente e MPS atuam como os agentes mais drásticos de quebra de integridade ecológica.

Os ambientes dulcícolas fluviais (Rio Doce e Tributários), e os setores marinhos Foz Central e Norte consolidaram-se mais uma vez como as zonas críticas de perturbação crônica pelas análises de TITAN. Especificamente no caso do Ambiente Marinho, a Foz Central representa um gargalo geoquímico e hidrodinâmico onde reações de dessorção de metais dissolvidos e deposição de rejeito particulado ocorrem simultaneamente, promovendo fortes impactos nas comunidades bentônicas da área, que têm respondido negativamente. O setor Norte atesta o transporte litorâneo da pluma em direção ao sul da Bahia, promovendo uma série de respostas negativas das comunidades nas diferentes estações amostrais monitoradas na região, enquanto o gradiente decrescente em direção à APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz ainda demanda cautela ecológica contínua. Medidas de restauração ambiental não podem se basear unicamente no monitoramento da coluna d'água superficial ou de elementos dissolvidos. Dessa forma, a partir dos resultados do TITAN, ressalta-se a priorização de monitoramento integrado da qualidade do sedimento de fundo, a dinâmica de ressuspensão e transporte de partículas finas de modo a garantir a recuperação funcional das comunidades bênticas.

Figura 72: Sumarização das relações encontradas pela análise de TITAN considerando os gradientes das variáveis ambientais que causaram alterações na abundância dos táxons nas comunidades e setores amostrados. Os painéis azuis indicam alterações positivas (aumentos das densidades) e os painéis vermelhos indicam alterações negativas (reduções nas densidades). Quadros A e B: síntese dos resultados do TITAN realizado para os setores e comunidades do Ambiente Dulcícola. Quadros C e D: síntese dos resultados do TITAN realizado para os setores e comunidades dos Ambientes Costeiro e Marinho.



Os resultados da análise de TITAN reforçam a ideia de que as comunidades aquáticas estão se alterando tanto temporal quanto espacialmente, uma vez que se observou simultaneamente aumentos nas abundâncias de algumas espécies e redução de outras em relação aos gradientes ambientais testados. Tal dinâmica foi relatada para praticamente todas as comunidades aquáticas amostradas no âmbito do PMBA/Fest-UFES desde o RA2023, onde em geral, notou-se um acréscimo de espécies mais tolerantes ou invasoras em detrimento de espécies mais sensíveis ou nativas (principalmente para comunidades como a Ictiofauna). Dessa forma, espécies sensíveis, com limites ecológicos muito estreitos, podem não sobreviver, enquanto espécies tolerantes, com limites ecológicos mais amplos tendem a aumentar suas densidades ou predominar, alterando as composições das comunidades (BAKER & KING, 2010). Portanto, as correlações positivas encontradas para a análise de TITAN devem ser interpretadas com cautela, pois podem estar relacionadas a esse aumento nas abundâncias de espécies mais resistentes às condições ambientais impostas. Por isso, novas abordagens do TITAN com enfoque tanto nas identidades das espécies, nas estruturas tróficas, como na dinâmica temporal das comunidades deverão ser realizadas futuramente para a verificação de tendências de recuperação/resiliência das comunidades aquáticas estudadas como forma de se acessar o status de conservação na área abrangida pelo PMBA/Fest-UFES e que foi impactada pelo rompimento da barragem de Fundão.

Do ponto de vista ecológico, o conhecimento dos limites ambientais críticos das espécies pode auxiliar na avaliação das mudanças antrópicas sobre os ecossistemas naturais, principalmente porque áreas impactadas, como as encontradas na região de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, podem representar condições ambientais distintas daquelas experienciadas pelas espécies ao longo dos seus períodos evolutivos (SILVA *et al.*, 2024). Conhecer os limites ambientais críticos das espécies pode auxiliar nas detecções dos pontos de mudança antes que eles se tornem irreversíveis, facilitando possíveis intervenções, como o estabelecimento de medidas compensatórias e mitigatórias (HUGGETT, 2005; BAKER & KING, 2010; KING & BAKER, 2014), visando a conservação da biodiversidade.

### 6.4.5 Variabilidade e estabilidade das comunidades biológicas

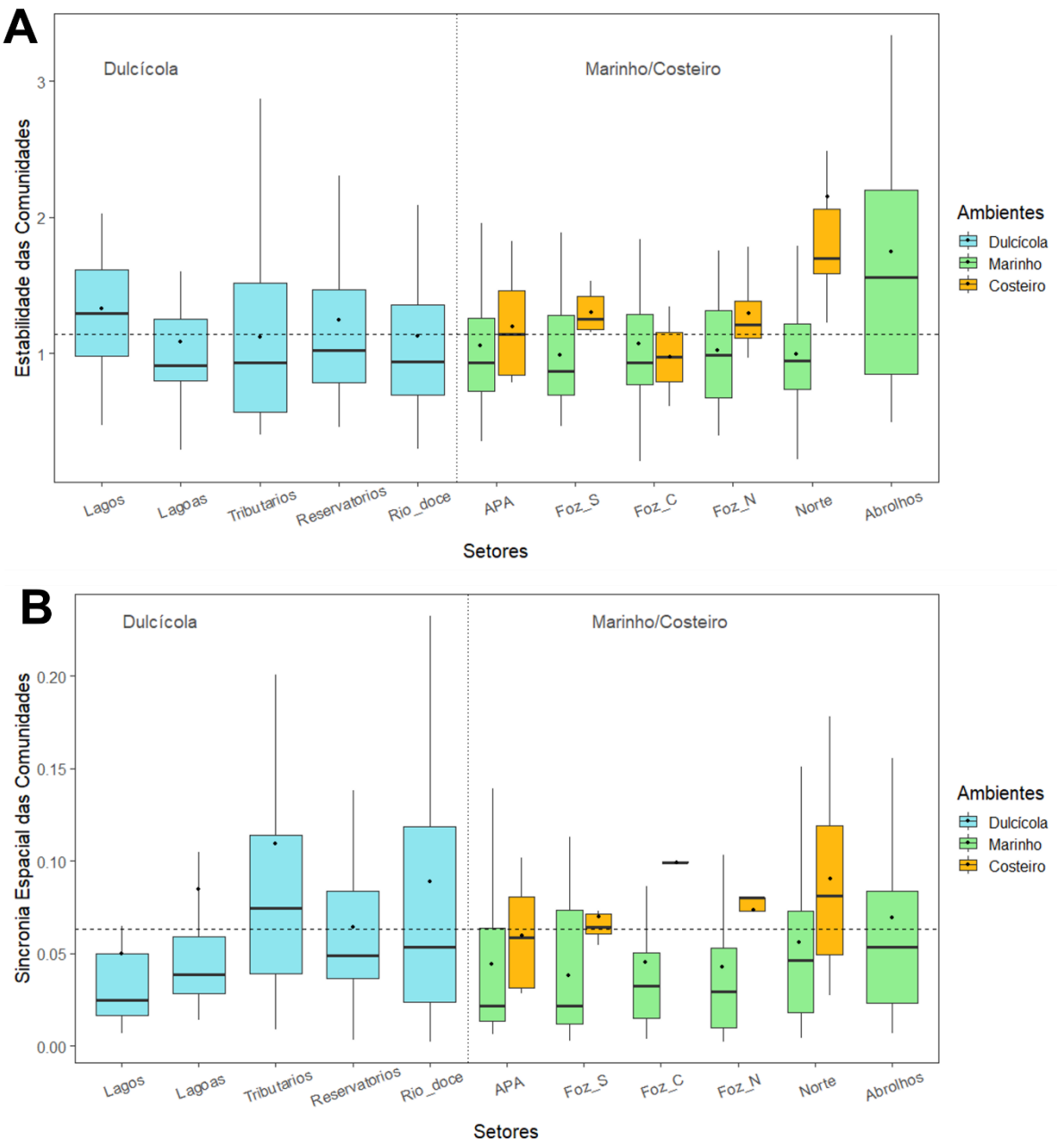
A estabilidade ecossistêmica frente às diferentes áreas impactadas pelos contaminantes presentes na Bacia do rio Doce, foi avaliada a partir de análises da dinâmica das comunidades biológicas, por meio de métricas que sintetizam sua variabilidade temporal e espacial nas diferentes estações amostrais do PMBA/Fest-UFES. Essas análises estão relacionadas à Meta 3 do Plano de Trabalho de Nova Estrutura Integrativa para o PMBA/Fest-UFES, 2022. Diferentemente das análises correlacionais do TITAN, a avaliação da estabilidade baseia-se nas flutuações sincrônicas das abundâncias das espécies ao longo do tempo e do espaço, sem atribuir previamente o efeito de variáveis ambientais sobre essas variações.

Partiu-se do pressuposto de que a estabilidade local é mantida quando as espécies apresentam flutuações independentes ao longo do tempo e, espacialmente, quando suas variações ocorrem de forma compensatória (covariação negativa). Esse fenômeno pode ser resultado da heterogeneidade das respostas das espécies às pressões ambientais, possivelmente mediadas por interações competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT *et al.*, 2017). Em outras palavras, quando as flutuações ambientais são fracas, as dinâmicas comunitárias tendem a ser mais influenciadas pelas interações entre espécies, reduzindo a sincronia. No entanto, quando há um forte controle ambiental, as condições ambientais sincronizam as dinâmicas populacionais, aumentando a sincronia da comunidade. Esse efeito, conforme mencionado anteriormente, pode reduzir a estabilidade e elevar a vulnerabilidade ecossistêmica.

Dessa forma, a estabilidade das comunidades foi avaliada com base nas variações das abundâncias dos táxons ao longo do tempo e entre as estações amostrais, resultando em um valor único para cada local. Esse valor resume as flutuações sincrônicas e assincrônicas dos táxons em nível local e temporal. Assim, quando diferentes espécies se substituem ao longo do tempo em determinado local, mantendo a densidade total relativamente constante, os valores de estabilidade são elevados. Em contrapartida, quando essa substituição não ocorre, ou quando as variações das espécies são predominantemente síncronas no tempo e no espaço, os picos de alta e baixa densidade resultam em menores valores de estabilidade.

Os maiores valores de estabilidade, considerando as médias das comunidades entre os setores, foram observados, em geral, para o Ambiente Costeiro (Figura 73A), representado pelas comunidades Meiofauna e Macrofauna de Praia (Figura 74). Os setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho tiveram valores similares de estabilidade e inferiores ao Costeiro, sendo que apenas para os setores: Lagos, Reservatórios e Abrolhos a estabilidade média das comunidades foi acima da média global (Figura 73A). Os valores médios de sincronia espacial das espécies foram maiores nos Ambientes Dulcícola e Costeiro e menores no Marinho, com maiores variações ocorrendo entre os diferentes setores de cada ambiente (Figura 73B). Para as comunidades de Praias do Ambiente Costeiro, apenas as do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentaram médias menores que a média global. Já para o Ambiente Dulcícola, os menores valores de sincronia média foram encontrados nos setores Lagos e Lagoas do Ambiente Dulcícola (estando estes abaixo da média global), enquanto os setores Tributários, Reservatórios, Rio Doce e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz obtiveram as médias mais altas, acima da média global.

Figura 73: Boxplot da dispersão dos valores de estabilidade (A) e sincronia (B) das diferentes comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes.



A estabilidade das comunidades especificamente variou consideravelmente entre os setores e Ambientes (Figura 74). Considerando a variação média de cada comunidade dentro de cada setor, em geral, maiores valores de estabilidade foram observados para a Ictiofauna e Macrófitas no Ambiente Dulcícola. Nos Ambientes Marinho e Costeiro, as comunidades com maiores valores de estabilidade entre os setores foram o Zooplâncton e Meiofauna e Macrofauna de Praia (Figura 74). Por outro lado, menores valores de estabilidade foram observados, em geral, para as comunidades: Fitoplâncton, Perifíton, Zooplâncton e Bentos no Ambiente Dulcícola; Fitoplâncton, Ictioplâncton, Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna e Ictiofauna no Ambiente Marinho.

Em relação aos resultados da sincronia por comunidades e setores, em geral, as comunidades dos setores dulcícolas apresentaram maiores valores (Figura 75), sendo o Zooplâncton, o Ictioplâncton (ovos e larvas de peixes) e o Bentos, as comunidades que apresentaram altos valores de sincronia entre as espécies. Já para as comunidades do Ambiente Marinho, os maiores valores de sincronia foram observados principalmente para o Ictioplâncton, o Bentos de Fundo Inconsolidado e para a Carcinofauna (Figura 75). Por fim, no ambiente Costeiro, Meiofauna e Macrofauna apresentaram valores de sincronia em geral maiores que a média global (Figura 75). As maiores sincronias encontradas para os táxons do Ictioplâncton podem estar relacionadas à biologia do grupo, uma vez que muitas espécies de peixes apresentam seus períodos reprodutivos durante os meses chuvosos (geralmente, de outubro a março), quando atingem ápices de densidades, seguido de quedas bruscas nos demais meses.

Figura 74: Boxplot da dispersão dos valores de estabilidade das diferentes comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que representam os valores mínimos e máximos, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes.

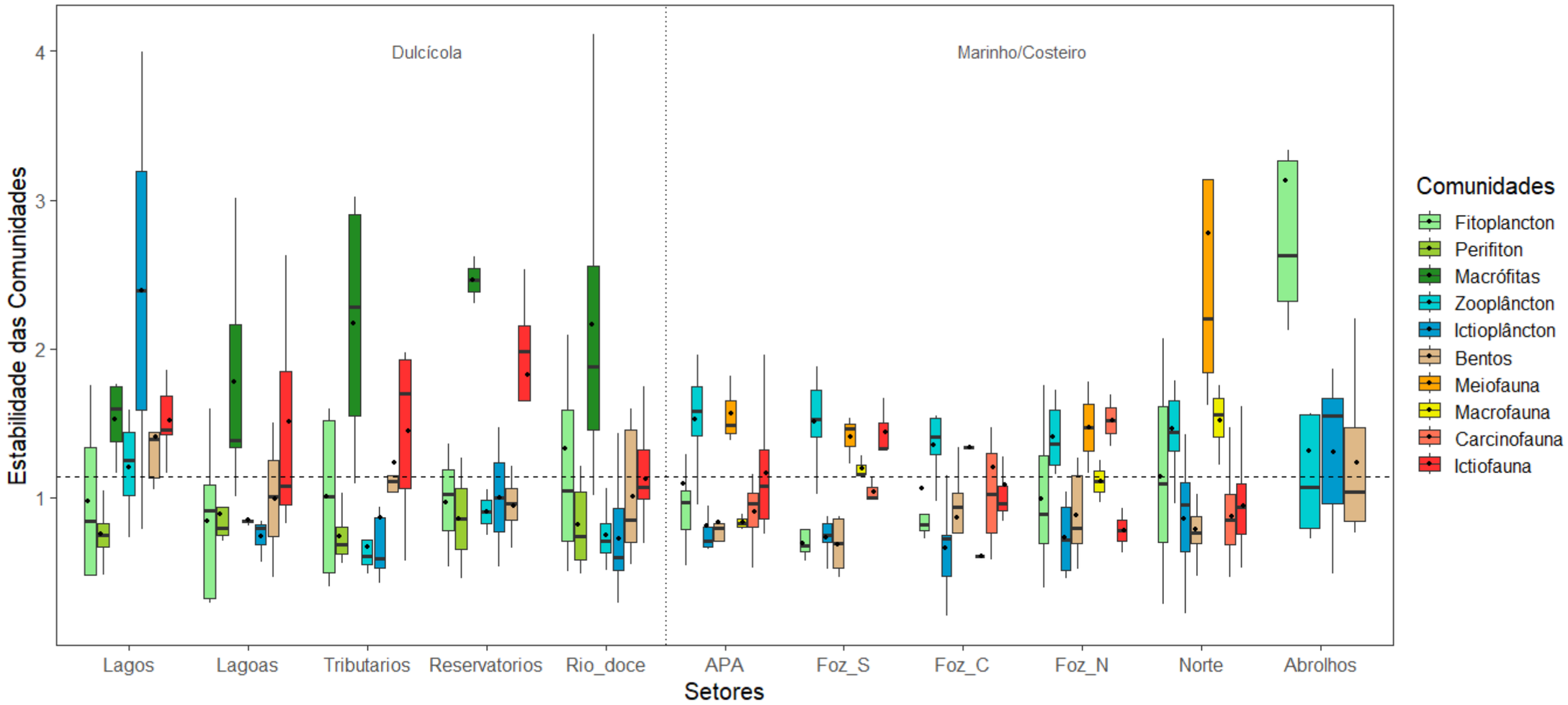
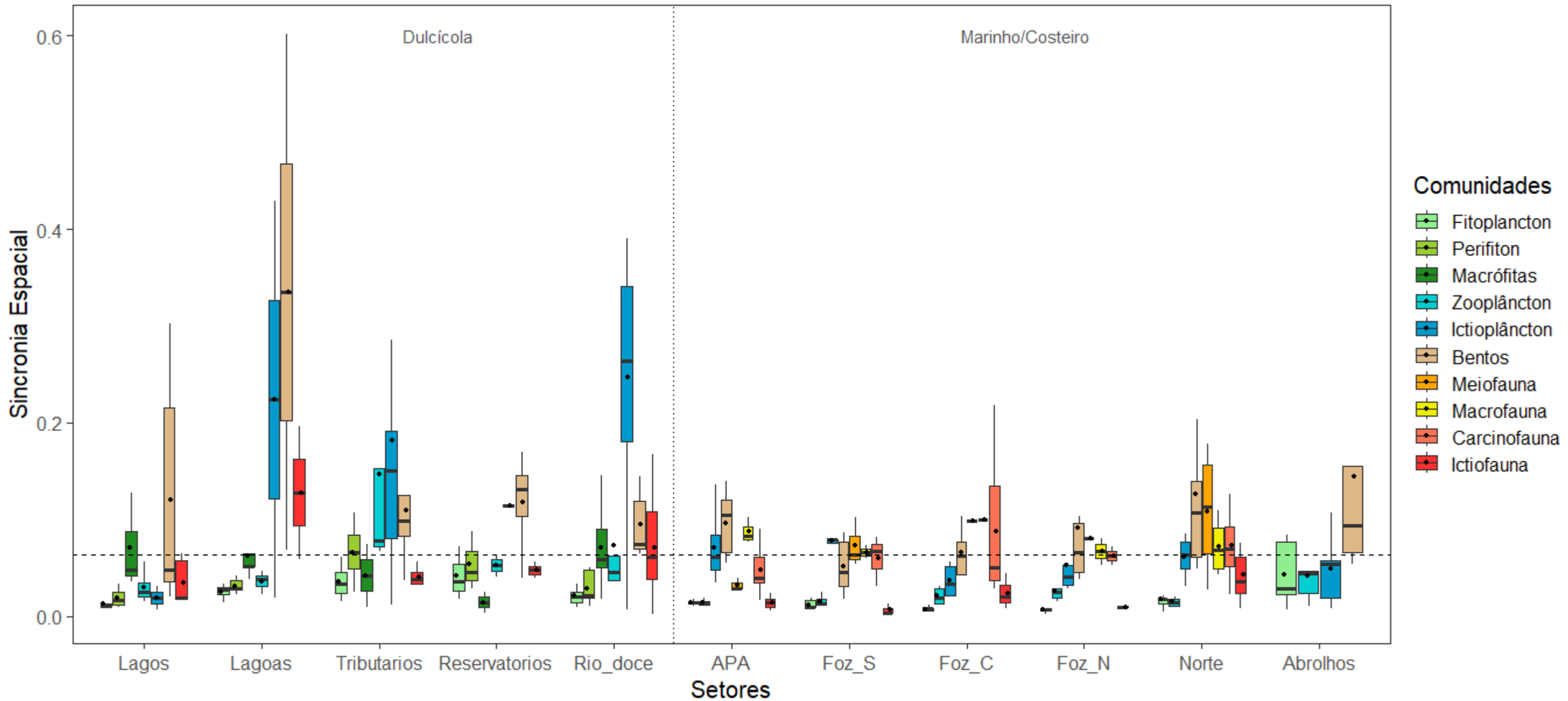


Figura 75: Boxplot da dispersão dos valores de sincronia das diferentes comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semirretas que incluem a distribuição dos quartis ±1,5, enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes.

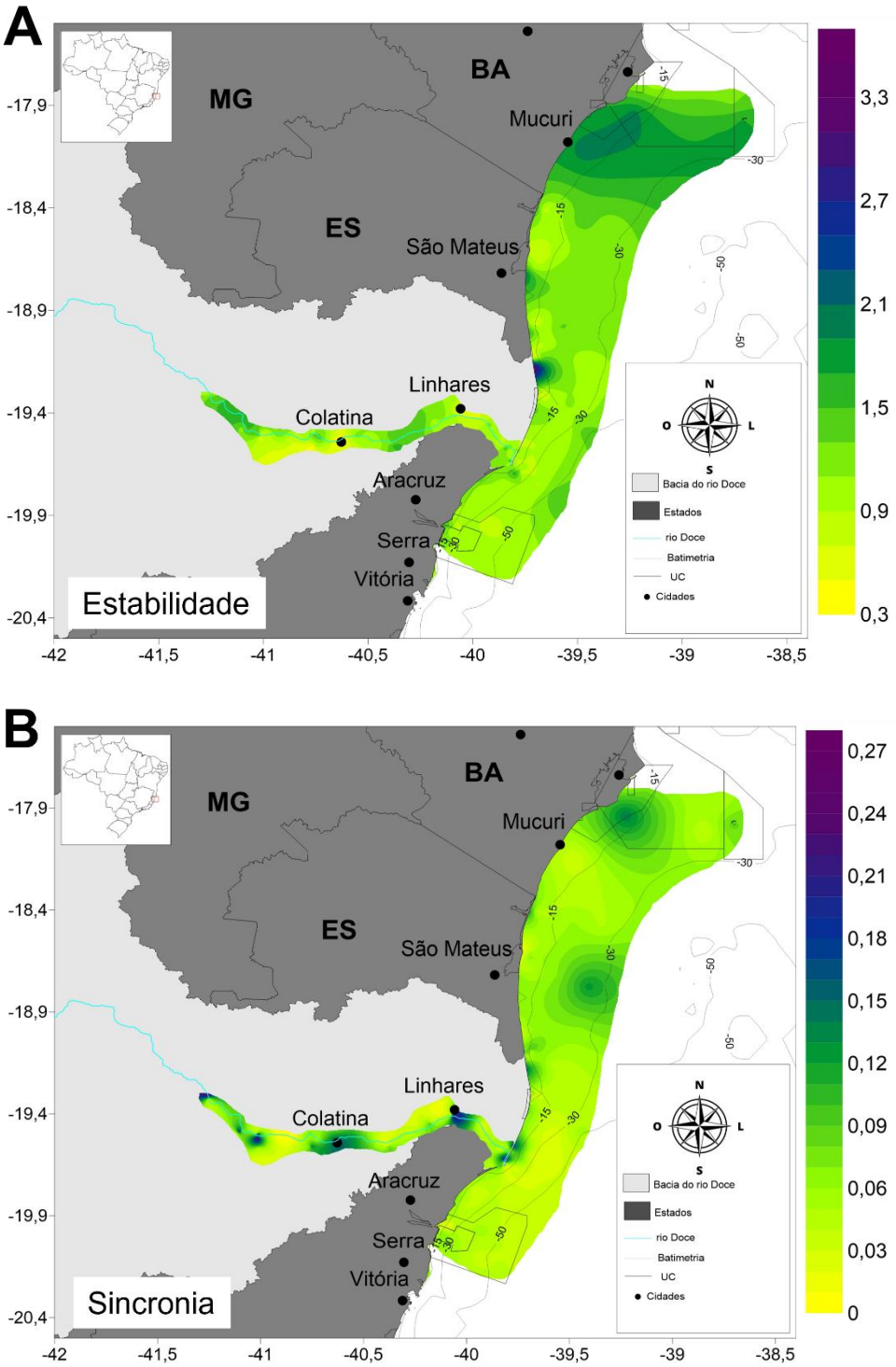


Os resultados da estabilidade e sincronia média das comunidades de cada local/setor estão sumarizados nos mapas da Figura 76, a partir da qual é possível observar que, em geral, a maior parte das áreas apresentou valores intermediários (com médias acima de 1). Baixos valores de estabilidade média das comunidades (valores menores que 1) foram observados em áreas isoladas ao longo principalmente do Ambiente Dulcícola à montante de Colatina, à jusante de Linhares, na região imediatamente à foz do rio Doce e em trechos costeiros da região marinha à norte da foz e em (áreas mais amarelas da Figura 76A). Por outro lado, alta estabilidade foi encontrada para as estações de amostragem mais distantes do continente, incluindo o Parque Nacional de Abrolhos (áreas verdes e azuis/roxas da Figura 76A).

Em relação aos valores médios de sincronia (Figura 76B), comunidades com maiores valores (áreas verde-escuro ao roxo do mapa, indicando comunidades mais vulneráveis às alterações ambientais), foram observadas no trecho fluvial de Colatina-ES e Linhares-ES, regiões que incluem parte da calha do rio Doce, os tributários rios Guandu e Manhuaçu, os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas; a região marinha próxima à foz do rio Doce e áreas marinhas mais profundas (áreas azul/roxas da Figura 76B). Valores intermediários de sincronia foram encontrados ao longo de toda a região Norte marinha (áreas verde-escuros da Figura 76B). Por fim, comunidades menos síncronas foram observadas ao longo do trecho fluvial do baixo Rio Doce (incluindo estações amostrais dulcícolas ao longo da calha principal e na sua foz), até sua Foz no Ambiente Marinho e na região da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (áreas verde-claros da Figura 76B).

As condições de baixa estabilidade média das comunidades encontradas no setor marinho Foz Central, são condizentes com a complexidade de interações presentes nessa área, a qual representa uma região de transição entre os Ambientes Dulcícola e Marinho, provavelmente, com a presença de espécies dos dois ambientes. Nesse sentido, a alta substituição de espécies encontrada na Figura 34C explica uma possível dinâmica compensatória ocorrendo nessa região, mantendo as densidades totais das comunidades constantes ao longo do tempo.

Figura 76: Mapa de distribuição dos valores de estabilidade (A) e sincronia (B) médias das comunidades de cada estação de amostragem monitorada pelo PMBA/Fest-UFES. Como a estabilidade é uma medida de variabilidade que leva em consideração a relação da densidade totais de determinada comunidade em relação ao desvio-padrão das densidades em cada período amostral, quanto menor o valor da estabilidade, maior é a variação nos valores de densidade total ao longo do tempo. Por outro lado, maiores valores de estabilidade (indicado principalmente pelas cores do azul ao roxo), indicam locais em que ocorreram fortes dinâmicas compensatórias das populações de espécies, mantendo a densidade total similar ao longo do tempo. As áreas destacadas em verde, indicam condições intermediárias.



Os resultados das análises de estabilidade e sincronia reforçam aqueles obtidos pela análise de TITAN (vide seção 6.4.4 deste relatório) e indicam que as comunidades estudadas estão respondendo de maneira negativa às condições ambientais da região marinha associada à Foz do rio Doce, especialmente na região da Foz Central. Além disso, as baixas estabilidades encontradas para o Ictioplâncton, Bentos de Fundos Inconsolidados, Carcinofauna e a Ictiofauna marinhas sugerem um impacto significativo diante de possíveis alterações ambientais. Por outro lado, a maior estabilidade observada para as Macrófitas Aquáticas (Dulcícola) pode estar relacionada à baixa variabilidade estrutural dessas comunidades. Para a Ictiofauna dulcícola, a maior estabilidade associada aos ambientes lênticos (Lagos, Lagoas e Reservatórios) indicam maior estabilidade ambiental, os quais representam, juntamente com os tributários, importantes áreas de desova e berçários para diversas espécies. Esses achados reforçam a necessidade de estudos mais detalhados para orientar estratégias de conservação e mitigação de impactos ambientais.

Evidências experimentais demonstram que a perda de biodiversidade compromete e desestabiliza o funcionamento ecossistêmico (HECTOR *et al.*, 2010; CARDINALE *et al.*, 2012; TILMAN *et al.*, 2014). Nesse contexto, os resultados combinados de estabilidade e sincronia espacial demandam investigações detalhadas, pois sugerem uma perda de táxons sem substituição temporal associada a uma alta sincronia nas flutuações populacionais locais, padrão que tende a reduzir a estabilidade média da comunidade ao longo do tempo.

De maneira geral, os setores dulcícolas (Lagos, Lagoas, Tributários, Reservatórios e Calha do rio Doce) apresentaram maiores valores de sincronia espacial das espécies, em especial as comunidades do Ictioplâncton e Bentos (Figura 75). Do ponto de vista ecológico, populações espacialmente sincrônicas apresentam um risco maior de extirpação ou extinção regionais (SCHINDLER *et al.*, 2015), pois a raridade simultânea reduz o efeito resgate populacional promovido pela dispersão (EARN *et al.*, 1998; HEINO, 1998). Assim, a sincronia na abundância de espécies locais pode ser um indicador crucial da estabilidade e persistência das comunidades ao longo do tempo e do espaço (GOUHIER *et al.*, 2010).

Diferentemente, as comunidades de Fitoplâncton, Perifíton e Zooplâncton nos ambientes dulcícolas apresentaram valores geralmente baixos de sincronia, sugerindo que essas comunidades respondem de maneira mais heterogênea às variações ambientais entre os setores. Nesses casos, a estabilidade local é favorecida, pois as espécies flutuam independentemente e, espacialmente, suas densidades covariam negativamente, fenômeno frequentemente denominado de dinâmicas compensatórias. Essas dinâmicas podem ser resultado da heterogeneidade das respostas das espécies às forçantes ambientais, possivelmente mediadas por interações competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT *et al.*, 2017). Ecologicamente, essas dinâmicas favorecem a maior resiliência das comunidades.

Dessa forma, setores com alta sincronia podem indicar maior vulnerabilidade a impactos ambientais, pois as flutuações afetam as espécies de forma conjunta. Em contrapartida, setores com baixa sincronia tendem a ser mais resilientes, uma vez que há uma compensação nas flutuações populacionais entre diferentes áreas. Por fim, observa-se que as comunidades marinhas apresentam maior sincronia em

comparação às dulcícolas, possivelmente devido à influência mais homogênea de fatores ambientais comuns, como temperatura e correntes oceânicas.

A relevância da análise de estabilidade e sincronia se evidencia pelo fato de terem sido observadas reduções nesses valores em múltiplas comunidades de uma mesma região, especialmente nas áreas mais próximas à Foz do rio Doce. Esse achado sugere que essas comunidades estiveram sujeitas a intensas variações ambientais, aumentando a susceptibilidade à perda de biodiversidade. Segundo WANG & LOREAU (2014), a dispersão das espécies é um fator essencial para manter a estabilidade ecossistêmica, seja diretamente, por meio de efeitos espaciais médios, ou indiretamente, pela manutenção de uma maior diversidade de espécies. No entanto, a destruição e fragmentação de *habitat* — dois dos principais impulsionadores da extinção de espécies — podem aumentar a variabilidade dos ecossistemas (WANG & LOREAU, 2014), reduzindo sua estabilidade e, consequentemente, sua resiliência frente a distúrbios ambientais (FAHRIG, 2003; FOLEY *et al.*, 2005).

### 6.4.6 Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos Ambientes Dulcícola e Marinho

A abordagem de causalidade entre múltiplas variáveis, utilizada para compreender as relações entre os aspectos físicos, químicos e biológicos nos ambientes Dulcícola e Marinho, revelou a complexidade destes ambientes, já expressa nas seções anteriores, através do encadeamento de relações entre múltiplas variáveis, do acoplamento entre diferentes matrizes (sedimento e água), da resposta da biodiversidade às múltiplas forçantes e, principalmente, das muitas interações que ocorrem dentro de cada ecossistema. Foi utilizada a Modelagem de Equações Estruturais com o objetivo de identificar relações causais entre os componentes bióticos e abióticos, conforme descrito no Material Suplementar (MS_Síntese_Integrativa - Modelos de Equações Estruturais). Nesta perspectiva, foi estabelecido um modelo conceitual composto pelas relações entre os componentes dos ecossistemas estudados, que posteriormente é confrontado com os dados do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. Especificamente, foi aplicado SEM particionado (piecewiseSEM, pSEM), 3ª geração de análise de caminhos que lida com relações multivariadas complexas de um conjunto de variáveis. Os pSEMs são ferramentas analíticas capazes de testar simultaneamente hipóteses multifacetadas, estruturadas em redes de causa e efeito como em uma perspectiva ecossistêmica, ligando os vários níveis tróficos com as variáveis abióticas, incluindo os indicadores do MLD. Os conjuntos de dados que permitiram usar essa abordagem foram os temas Ambientes Dulcícola e Marinho pertencentes à malha amostral integrada. Tal estratégia foi pensada com vistas a melhorar a qualidade da análise e evitar que os resultados fossem questionados por tratar de relações indiretas entre os diferentes compartimentos abióticos/bióticos, deixando os modelos mais robustos, e com melhores ajustes. Dessa forma, para esta análise se considerou, de fato, o maior conjunto de dados amostrados coincidentemente nas mesmas escalas espaciais (estações) e temporais (coletas).

A análise no Ambiente Dulcícola foi realizada separadamente para os sistemas lóticos e lênticos/lacustres por causa de especificidades no funcionamento: os sistemas lóticos dependem muito

de forçantes alóctones, enquanto nos sistemas lênticos, processos autóctones possuem grande importância no funcionamento destes sistemas. A análise do Ambiente Marinho foi realizada separadamente em três setores, previamente definidos em função de diferenças nas condições hidrometeoceanográficas que promovem variação nos padrões de circulação e conectividade e, por conseguinte, causam diferenças na biodiversidade. Assim, as análises foram realizadas nas regiões da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz do rio Doce (Foz) e setor Norte.

Os dados utilizados para operacionalização do modelo conceitual no Ambiente Dulcícola foram: vazão do rio Doce, metais na água (dissolvido e particulados), limnológicos, riqueza de espécies de produtores primários (Fitoplâncton, Perifíton e Macrófitas) e riqueza de espécies de Zooplâncton. Para operacionalização do modelo conceitual no Ambiente Marinho, foram utilizados os seguintes dados: vazão, altura significativa de onda, turbidez, metais particulados e dissolvidos (os quais foram sumarizados a partir de Análises de Componentes Principais – PCAs -, e utilizados nos modelos como **Comp.1** à **Comp.4**, correspondendo aos eixos 1 à 4 respectivamente das PCAs realizadas em cada setor), nutrientes, condições ambientais, riqueza de espécies de Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado.

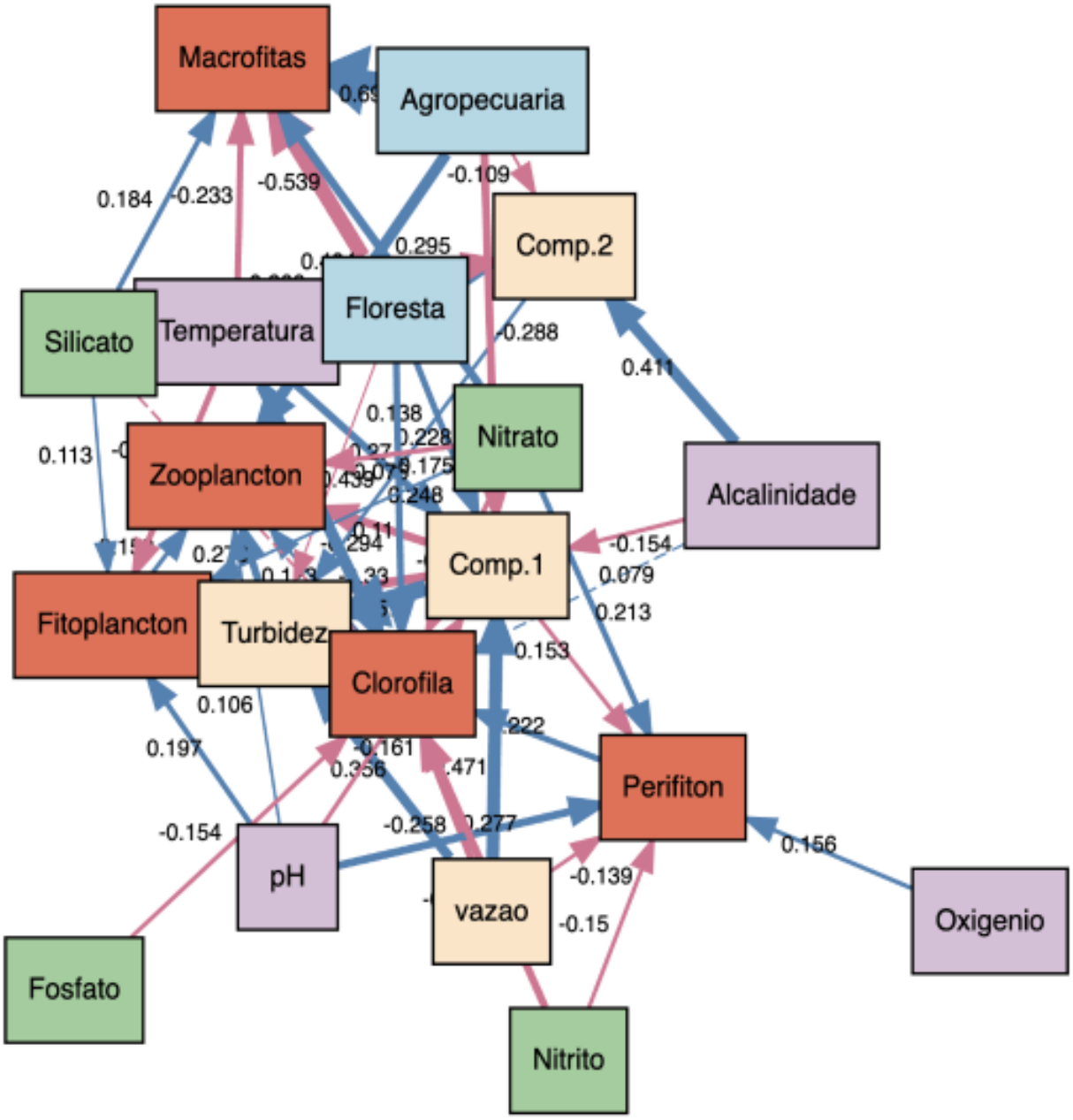
Foi possível registrar múltiplas relações entre os componentes abióticos e bióticos que representavam os modelos conceituais de funcionamento dos ambientes e de dispersão do material oriundo do rompimento da barragem de Fundão (todos os modelos apresentaram qui-quadrado com p-valor > 0,05; e, portanto, apresentaram bons ajustes). Além disso, a riqueza de espécies (uma das formas de mensurar a biodiversidade) depende das variações das condições e recursos, corroborando com a perspectiva ecossistêmica de funcionamento integrado entre os componentes ecossistêmicos.

As relações encontradas nas Figura 77 à Figura 81 entre as variáveis físico-químicas (retângulos roxos), variáveis relacionadas ao MLD (retângulos amarelos), nutrientes (retângulos verdes) e comunidades biológicas (retângulos laranja) foram complexas em todos os setores avaliados nos Ambientes Dulcícola e Marinho, sendo possível identificar diversos efeitos em cadeia.

Nos sistemas fluviais, o modelo apresentou excelente ajuste global aos dados (p >0,05), confirmam que a estrutura causal proposta é plenamente consistente com os dados observados ($\chi^2$= 66,574; GL = 62; p = 0,323 e Fisher's C = 100,707; GL = 122; p **= 0,920)** (Figura 77)**. A concentração de metais foi influenciada pela vazão (β = 0,**4711; p<0,001), temperatura (β = 0,270; p <0,001), cobertura florestal (β = 0,229; p <0,05), cobertura agropecuária (β= −0,288; p <0,01), pH (β= −0,161; p <0,001) e alcalinidade (β = −0,154; p <0,001). A turbidez esteve associada à concentração de metais (Comp.1 e Comp.2) e à vazão (β=0,356; p <0,001). A presença de floresta reduziu a turbidez (β= −0,076; p <0,05). Estes resultados produziram uma estrutura ascendente que alcançou as comunidades biológicas. A riqueza de espécies de fitoplâncton foi influenciada pelo Comp.1 (β=−0,330; p <0,001) e pela Temperatura (β = −0,224; p <0,001), pelo pH (β = 0,197; p <0,001), Silicato (β = 0,113; p <0,05) e Nitrato (β = 0,110; p <0,05). A riqueza de espécies de perifíton respondeu positivamente ao pH (β = 0,277; p <0,001), nitrato (β = 0,213; p <0,001) e oxigênio (β = 0,156; p <0,01); mas negativamente ao nitrito, Comp.1 (β = −0,153; p <0,05) e Vazão (β= −0,139; p <0,001). A riqueza de espécies de

Macrófitas esteve associada a Agropecuária (β = 0,697; p <0,001), Nitrato (β = 0,295; p <0,001) e Silicato (β = 0,185; p <0,01). A riqueza de espécies de zooplâncton se relacionou com as áreas de agropecuária (β=0,404; p<0,00), turbidez (β=0,159; p<0,01), fitoplâncton (β = 0,123; p <0,05), clorofila a (p<0,05).

Figura 77: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais nas regiões fluviais. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo-claras: representam as variáveis diretamente ligadas ao MLD: Turbidez, Vazão e Metais - sumarizados nos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (_d) e particulados (_p). **Comp.1:** Cr_p, Al_p, V_p, Cu_p, Zn_p, Mn_p, Ni_p, Co_d, Cr_d, Al_d, Cu_d, Pb_d e As_d; **Comp.2:** Co_p, Cr_p, Pb_p, Ba_p, Mn_p, Co_d, Cr_d, Cu_d, Zn_d, Pb_d e As_d; caixas azuis: representam as porcentagens das diferentes classes de uso e cobertura da terra.

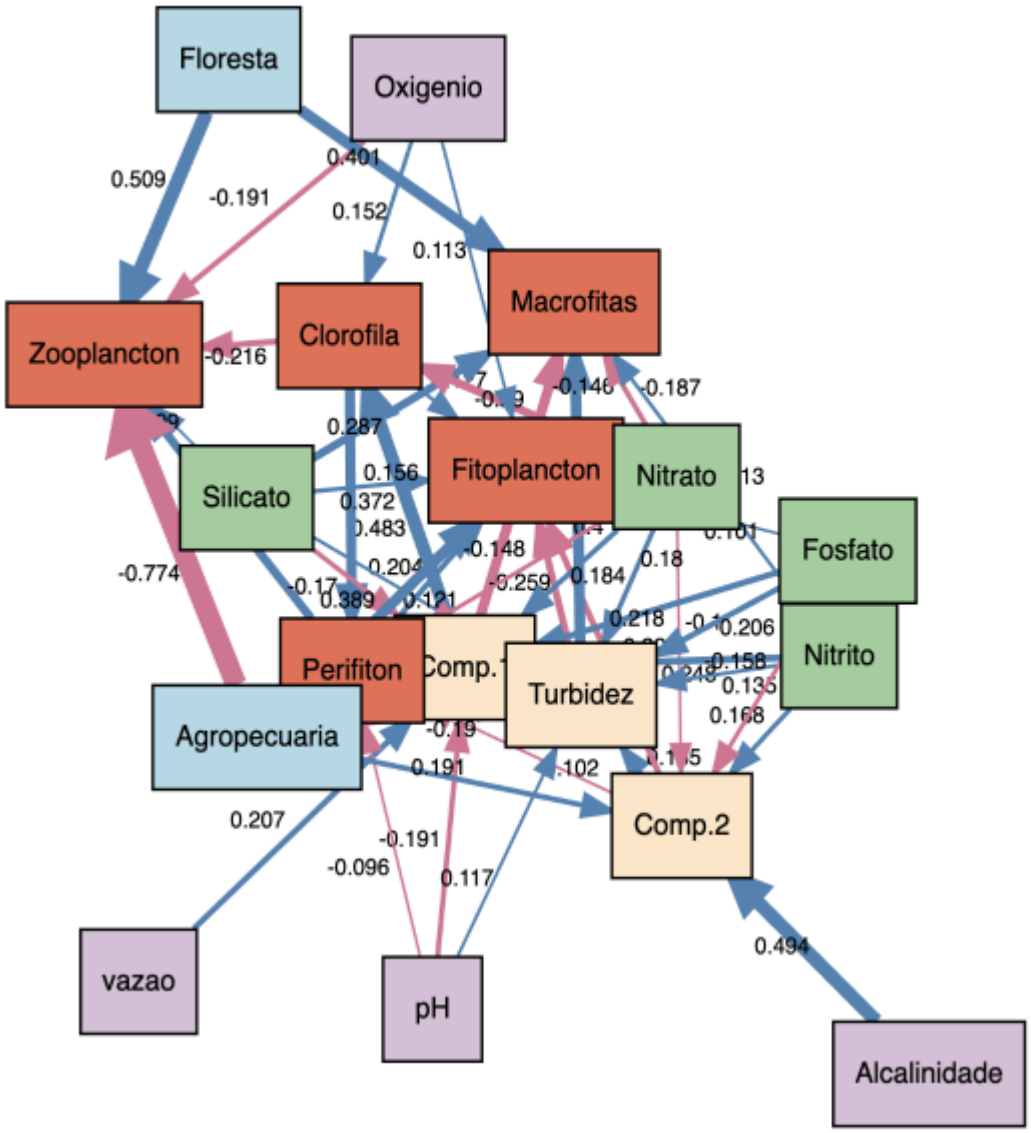


O modelo nos ecossistemas lacustres apresentou excelente ajuste global aos dados ($p > 0,05$), validando as trajetórias e interações estabelecidas ($\chi^2 = 62,169$; GL = 57; $p = 0,297$ e Fisher's C = 122,238; GL = 114; $p = 0,282$) (Figura 78). O Comp.1 e Com.2 (relacionados aos metais particulados e dissolvidos) estiveram relacionados ao nitrito, fosfato, à agropecuária, alcalinidade e nitrato. A turbidez foi impactada positivamente pelo Comp.1 ($\beta = 0,602$; $p < 0,001$) e pelo fosfato ($\beta = 0,206$; $p < 0,001$), seguidos por nitrato ($\beta = 0,180$; $p < 0,001$), Comp.2 ($\beta = 0,165$; $p < 0,001$), nitrito ($\beta = 0,135$; $p < 0,01$), silicato ($\beta = 0,121$; $p < 0,001$) e pH ($\beta = 0,117$; $p < 0,01$). Estes fatores abióticos influenciaram a comunidade biológica. A riqueza de espécies de Fitoplâncton esteve associada à Agropecuária ($\beta = 0,389$; $p < 0,001$), Perifíton ($\beta = 0,204$; $p < 0,001$), Silicato ($\beta = 0,156$; $p < 0,001$), Clorofila ($\beta = 0,127$; $p < 0,05$), Oxigênio ($\beta = 0,113$; $p < 0,05$) e Fosfato ($\beta = 0,101$; $p <0,05$). E foi fortemente inibida pela Turbidez ($\beta = - 0,259$; $p <0,001$). Similarmente, a comunidade perifítica foi negativamente afetada pela turbidez ($\beta = -0,283$; $p < 0,001$), nitrato ($\beta -0,149$; $p <0,01$), Comp.2 ($\beta = -0,102$; $p <0,05$) e pH ($\beta= -0,096$; $p < 0,05$). Enquanto respondeu positivamente à clorofila a.

A riqueza de espécies de macrófitas foi positivamente influenciada pela cobertura de floresta ($\beta = 0,401$; $p <0,001$), turbidez ($\beta = 0,400$; $p <0,001$), silicato ($\beta = 0,287$; $p <0,001$) e nitrito ($\beta = 0,130$; $p < 0,05$). Mas, influenciada negativamente pelo Comp.1 ($\beta = -0,369$; $p < 0,001$), nitrato ($\beta = -0,187$; $p < 0,01$) e fitoplâncton ($\beta = -0,146$; $p < 0,01$). A riqueza de espécies de zooplâncton foi determinada pela presença de Floresta ($\beta = 0,509$; $p < 0,001$), Perifíton ($\beta = 0,311$; $p < 0,001$) e Silicato ($\beta = 0,099$; $p < 0,05$). Por outro lado, respondeu negativamente às áreas de Agropecuária ($\beta = -0,774$; $p < 0,001$), Clorofila ($\beta -0,216$; $p < 0,001$) e Oxigênio ($\beta = -0,191$; $p < 0,001$).

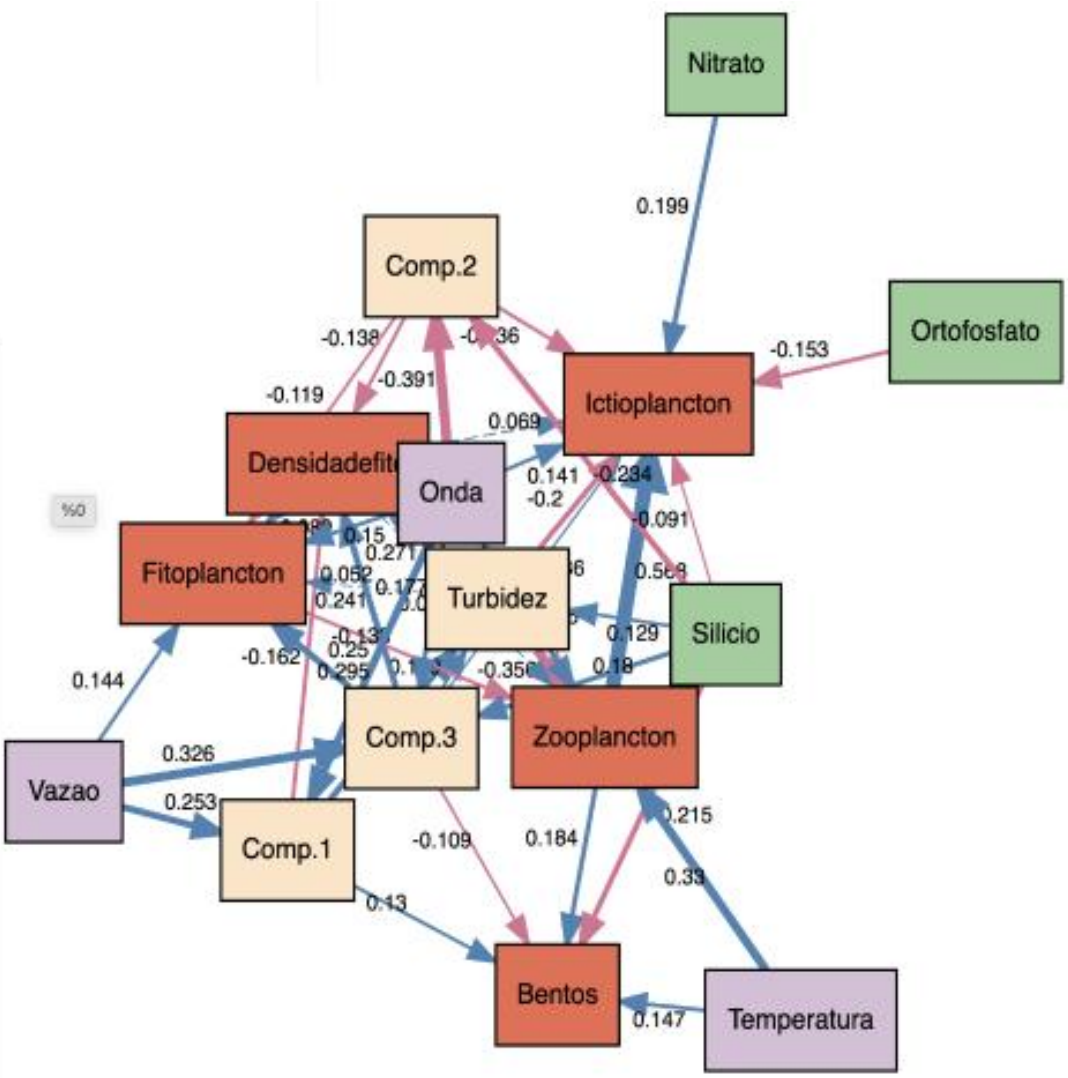
Os resultados no ambiente dulcícola mostram que ambos os ecossistemas apresentaram alta consistência conceitual e suporte estatístico global para as redes de interações propostas. A comparação entre os dois modelos mostra que o modelo lacustre representa um ecossistema mais conectado, integrado e equilibrado do ponto de vista trófico. Enquanto o sistema fluvial é dominado pela forçante física vazão, o ambiente lacustre desenvolve interações bióticas e mais bem estruturadas.

Figura 78: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais na região lacustre (setores Lagos e Lagoas combinados). Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam as variáveis diretamente ligadas ao MLD: Turbidez, Vazão e Metais - sumarizados nos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (_d) e particulados (_p). **Comp.1:C**o_p, Pb_p, Co_d, Cr_d, Cu_d e Pb_d; **Comp.2:** Fe_p, Al_p, V_p, Zn_p, Ba_p, Mn_p, Fe_d, Al_d e Mn_d; caixas azuis: representam as porcentagens das diferentes classes de uso e cobertura da terra.



Na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a estrutura causal apresentou excelente ajuste aos dados (Fisher's C = 103,532, p = 0,193; χ2 = 51,598, p = 0,264) Figura 79). Os fatores hidrodinâmicos e continentais atuaram como os principais direcionadores da fração de metais e materiais suspensos. Ondas significativas e vazão influenciam a concentração de metais. A turbidez ($R^2$ = 0,10) foi influenciada diretamente pela concentração de metais (β = 0,239; p <0,001) e pelo silício (β = 0,129, p <0,05). Na comunidade biológica, a densidade do fitoplâncton ($R^2$ = 0,26) aumentou sob turbidez (β = 0,271, p <0,001), efeito de onda (β = 0,224; p <0,001) e Comp.3 (β = 0,241, p < 0,001). A riqueza do fitoplâncton ($R^2$ = 0,17) foi favorecida pelo Comp.3 (β = 0,250, p <0,001), onda (β = 0,151, p < 0,05) e vazão (β = 0,144; p <0,05), sendo negativamente afetada pelo Comp.2 (β= −0,119; p < 0,05). O zooplâncton (R2=0,32) respondeu à temperatura (β = 0,330; p <0,001) e à onda (β = 0,186; p <0,001), sofrendo forte inibição pela turbidez (β= −0,356, p <0,001) e pelo próprio fitoplâncton (β = −0,133; p <0,01). O ictioplâncton apresentou a maior variabilidade explicada no modelo ($R^2$ = 0,58), sendo impulsionado pela biomassa de zooplâncton (β = 0,568, p <0,001), nitrato (β = 0,199, p <0,001) e onda (β = 0,141; p <0,01), porém limitado pela turbidez (β = −0,201; p <0,001) e ortofosfato (β = −0,153; p <0,001). O bentos ($R^2$ = 0,18) associou-se ao zooplâncton (β = 0,184; p <0,01), temperatura (β = 0,147; p < 0,05) e Comp.1 (β = 0,130; p < 0,05), sendo inibido pelo silício (β = −0,215; p < 0,001) e Comp.3 (β = −0,109; p < 0,05).

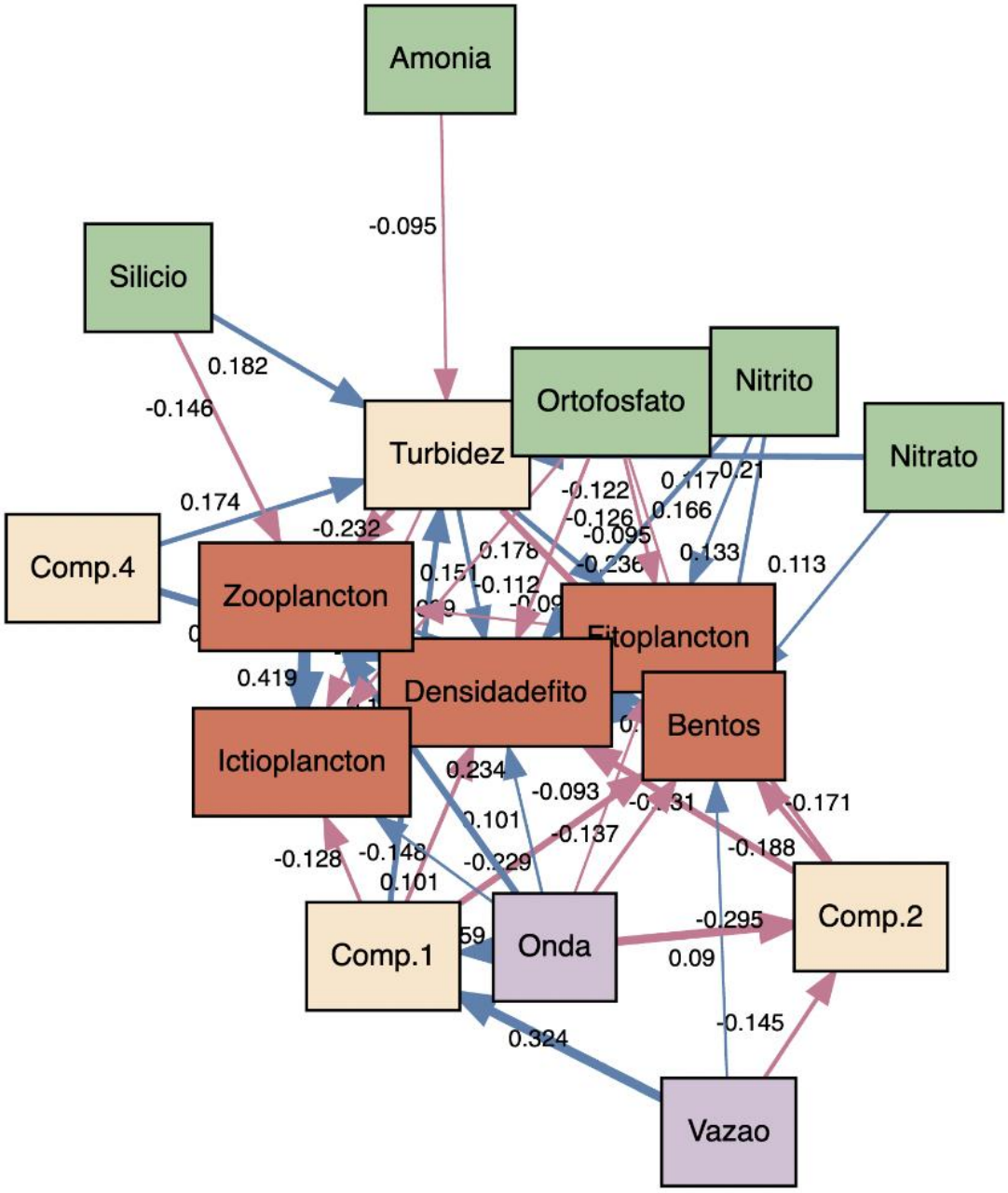
Figura 79: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam as variáveis diretamente ligadas ao MLD no ambiente marinho: Turbidez e Metais - sumarizados nos eixos 1, 2 e 3 (Comp.1, Comp.2 e Comp.3, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (_d) e particulados (_p). **Comp.1:** Fe_p, Cr_p, Al_p, Cu_p, Zn_p, Ba_p, Mn_p, Ni_p e Fe_d; **Comp.2:** Co_d, Cr_d, V_d, Cu_d e Ni_d; **Comp.3:** Cd_p, Fe_d, Co_d, Al_d, Ba_d.



No setor Foz, o modelo estrutural apresentou bom ajuste global (Fisher's C = 83,151, p = 0,682; χ2 = 38,844, p = 0,729), capturando a entrada direta da pluma e rejeito (Figura 80). A vazão continental impulsionou o Comp.1 (β = 0,324, p < 0,001) e reduziu o Comp.2 (β = −0,145, p < 0,01), enquanto a altura significativa de ondas aumentou o Comp.1 (β = 0,159, p < 0,001) e inibiu o Comp.2 (β = −0,295, p < 0,001). A turbidez (R2 = 0,27) respondeu ao nitrato (β = 0,211, p < 0,001), Comp.1 (β = 0,197, p < 0,001), silício (β = 0,182, p < 0,001), Comp.4 (β = 0,175, p < 0,001) e nitrito (β = 0,147, p < 0,001). A riqueza de fitoplâncton (R2 = 0,10) foi favorecida pela turbidez (β = 0,178, p < 0,001) e nitrito (β = 0,118, p < 0,01), sendo negativamente impactada pelo Comp.2 (β = −0,171, p < 0,001), ortofosfato (β = −0,122, p < 0,01) e altura significativa de onda (β = −0,093, p < 0,05).

A densidade fitoplanctônica (R2 = 0,34) aumentou com o Comp.4 (β = 0,257, p < 0,001), fitoplâncton (β = 0,192, p < 0,001), nitrito (β = 0,166, p < 0,001) e turbidez (β = 0,151, p < 0,001), sendo limitada pelo Comp.2 (β = −0,231, p < 0,001) e Comp.1 (β = −0,148, p < 0,001). A riqueza de zooplâncton (R2 = 0,19) foi favorecida pela altura significativa de ondas (β = 0,234, p < 0,001), mas, foi influenciada negativamente pela turbidez (β = −0,232, p < 0,001) e silício (β = −0,146, p < 0,001). O ictioplâncton (R2 = 0,28) manteve relação positiva com o zooplâncton (β = 0,419, p < 0,001), mas foi reduzido pelo Comp.1 (β = −0,129, p < 0,01), ortofosfato (β = −0,112, p < 0,01) e turbidez (β = −0,099, p < 0,05). O bentos (R2 = 0,25) caiu expressivamente sob o efeito da turbidez (β = −0,236, p < 0,001), Comp.1 (β = −0,229, p < 0,001) e Comp.2 (β = −0,188, p < 0,001), embora tenha sido impulsionado pela densidade do fitoplâncton (β = 0,172, p < 0,001) e zooplâncton (β = 0,161, p < 0,001).

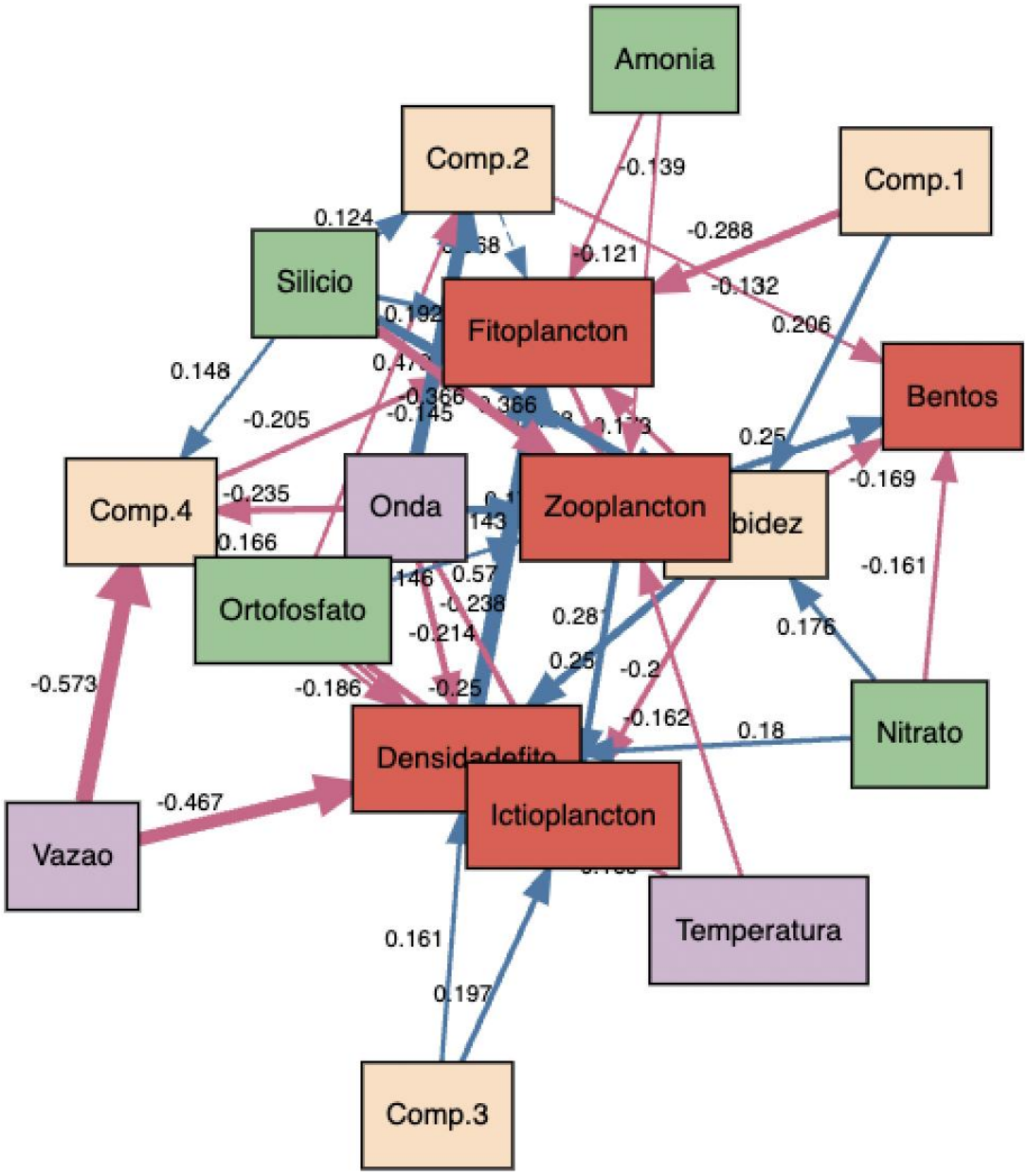
Figura 80: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor Foz do Rio Doce. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam as variáveis diretamente ligadas ao MLD: Turbidez e Metais - sumarizados nos eixos 1, 2 e 4 (Comp.1, Comp.2, e Comp.4 respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (_d) e particulados (_p). **Comp.1:** Fe_p, Al_p, Cu_p, Zn_p, Pb_p, Ba_p, Mn_p e Ni_p; **Comp.2:** Co_d, Cr_d, V_d, Ni_d, Zn_d e Mn_d; **Comp.4:** Cd_p, Ni_p, Fe_d, Al_d.



No setor Norte, o modelo causal também validou o ajuste dos dados (Fisher's C = 98,394, p = 0,688; χ2 = 58,480, p = 0,281) (Figura 81). As forças físicas e biogeoquímicas explicaram a dinâmica dos metais e da água: a altura significativa de ondas aumentou o Comp.2 (β = 0,479, p < 0,001) e inibiu o Comp.4 (β = −0,235, p < 0,01). A vazão foi o principal fator de redução do Comp.4 (β = −0,573, p < 0,001). A turbidez (R2 = 0,33) aumentou sob influência do silício (β = 0,367, p < 0,001), Comp.1 (β = 0,206, p < 0,001), nitrato (β = 0,176, p < 0,01) e altura significativa de onda (β = 0,174, p < 0,01).

A densidade de fitoplâncton (R2 = 0,37) elevou-se com a turbidez (β = 0,281, p < 0,001), nitrato (β = 0,181, p < 0,01) e Comp.3 (β = 0,161, p < 0,01) e decaiu fortemente com a vazão (β = −0,467, p < 0,001), altura significativa de ondas (β = −0,238, p < 0,01) e Comp.4 (β = −0,159, p < 0,05). A riqueza de fitoplâncton (R2 = 0,46) dependeu fortemente da densidade fitoplanctônica (β = 0,570, p < 0,001) e da concentração de silício (β = 0,192, p < 0,01), sofrendo fortes reduções pelos metais Comp.1 (β = −0,288, p < 0,001) e Comp.4 (β = −0,205, p < 0,001), além da turbidez (β = −0,173, p < 0,01). A riqueza do zooplâncton (R2 = 0,39) decaiu com a turbidez (β = −0,356, p < 0,001), silício (β = −0,367, p < 0,001) e fitoplâncton (β = −0,198, p < 0,001), sendo sustentada pela altura significativa de ondas (β = 0,143, p < 0,05) e ortofosfato (β = 0,146, p <0,05). O ictioplâncton (R2 = 0,30) foi favorecido pelo zooplâncton (β = 0,250, p < 0,001) e pelo Comp.3 (β = 0,197, p < 0,01). A riqueza de bentos (R2 = 0,20) dependeu do zooplâncton (β = 0,250, p < 0,001), da turbidez (β = −0,169, p < 0,05), nitrato (β = −0,161, p < 0,05) e do metal Comp.2 (β = −0,132, p < 0,05).

Figura 81: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor Norte. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam as variáveis diretamente ligadas ao MLD no ambiente marinho: Turbidez e Metais - sumarizados nos eixos 1, 2, 3 e 4 (Comp.1, Comp.2, Comp.3 e Comp.4, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (_d) e particulados (_p). **Comp. 1:** Fe_p, Cr_p, Al_p, Cu_p, Zn_p, Pb_p, Ba_p, Mn_p e Ni_p; **Comp.2:** Co_d, Cr_d, Cu_d, V_d, Ni_d, Zn_d Mn_d e Ni_d; **Comp.3:** Cd_p, Fe_d, Zn_d, Mn_d. **Comp.4:** Cd_p, Pb_d.



Os resultados integrados no ambiente marinho indicam que no setor Foz a estrutura de conexões bióticas e abióticas do ambiente marinho estão alteradas. A vazão e as ondas atuam como os principais vetores de transporte e remobilização de metais na água, silício e turbidez da água em todas as três regiões. Embora a turbidez possa estar associada ao aporte de material em suspensão e o aumento de nutrientes em alguns pontos, ela causa limitação direta por luz na riqueza fitoplanctônica do Norte e estresse na região Norte e Foz. A turbidez influenciou negativamente a comunidade zooplanctônica (β=−0,356 na APA; β=−0,232 na Foz; β=−0,356 no Norte). A dependência do ictioplâncton em relação ao zooplâncton foi uma importante conexão (β=0,568 na APA; β=0,419 na Foz; β=0,250 no Norte). A comunidade bentônica apresentou efeitos opostos dependendo da distância da pluma: enquanto na APA foram encontradas relações positivas fracas, na Foz e no Norte ela apresentou forte estresse direto com turbidez (β=−0,236 na Foz; β=−0,169 no Norte).

Os Modelos de Equações Estruturais no presente relatório apresentaram bons ajustes, como um reflexo do aumento do banco de dados gerado pelo monitoramento da Biodiversidade Aquática realizado pelo PMBA/Fest-UFES. Em síntese, os resultados evidenciam a complexidade das interações ecológicas e os impactos ambientais decorrentes da dispersão do MLD pelos Ambientes Dulcícola e Marinho. O aumento da turbidez, impulsionado pela presença de metais, foi um dos principais fatores responsáveis pela redução da biodiversidade nos diferentes setores analisados, principalmente no sistema fluvial do Rio Doce (Ambiente Dulcícola) e no setor Foz (Ambiente Marinho).

A vazão do rio Doce exerceu um papel central no funcionamento dos sistemas dulcícolas, influenciando positivamente a concentração de metais dissolvidos e particulados, que, por sua vez, contribuíram para o aumento da turbidez, reduzindo significativamente a riqueza das comunidades biológicas. Por outro lado, no Ambiente Marinho, as variações na riqueza e densidade das comunidades biológicas foram variáveis entre os diferentes setores analisados. Na APA Costa das Algas, por exemplo, as influências dos metais sobre as comunidades biológicas foram menores em comparação com as variáveis físico-químicas e nutrientes da água, mas ainda importantes para explicar as variações de densidade e riqueza das comunidades. Já no setor Foz, vazão e altura significativa das ondas influenciaram a variação dos metais, com impactos negativos sobre a riqueza de Fitoplâncton e Ictioplâncton. Por fim, no setor Norte, os processos meteoceanográficos e a entrada de água foram determinantes na dispersão dos metais, e a turbidez foi associada a fatores físicos e biogeoquímicos. As comunidades biológicas responderam a essas variações, com destaque para os efeitos negativos dos metais particulados e do nitrito sobre o Fitoplâncton e da turbidez sobre o Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado.

## 6.5 RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS

### 6.5.1 Simulação e projeção de cenários

#### 6.5.1.1 Simulação e Projeção de cenários para os anos de 2024 e 2025

No relatório anual anterior (RA2024 – Fest, 2025), assim como nas seções acima, foram analisados os efeitos do rompimento da barragem de Fundão sobre os ecossistemas aquáticos, considerando os impactos na biodiversidade e nos estados ambientais. Os indicadores de impacto foram caracterizados considerando os principais componentes dos três ambientes monitorados, abrangendo níveis biológicos de indivíduos, espécies e comunidades. O estudo foi e está sendo direcionado pelo modelo DPSIR, que destaca a necessidade de respostas frente às alterações ambientais observadas. Tais respostas podem incluir ações de mitigação, recuperação, restauração ou adaptação, visando reduzir pressões e promover a resiliência ecológica (VANELI *et al.*, 2022). No entanto, reconhece-se a influência de pressões naturais, como as dinâmicas hidrometeoceanográficas, que, embora exógenas ao rompimento, interagem com ele e contribuem para flutuações no estado ambiental. Em casos de eventos extremos, essas pressões podem ser complexas e, por vezes, não passíveis de mitigação direta, exigindo respostas que considerem tanto medidas de gestão quanto as consequências inevitáveis dessas pressões (MAXIM *et al.*, 2009; ATKINS *et al.*, 2011).

Com o objetivo de proporcionar uma compreensão detalhada da variabilidade intrínseca dos ecossistemas analisados e de apoiar a tomada de decisões em resposta ao contexto do DPSIR, foi realizada uma avaliação do comportamento das comunidades aquáticas em função de diferentes cenários relacionados às dinâmicas hidrometeoceanográficas. Essa avaliação visou identificar as características críticas que influenciam o funcionamento e a resiliência dos sistemas aquáticos, considerando sua interação com o MLD. Para isso, foi construído um modelo aditivo generalizado dinâmico (Dynamic Generalized Additive Model – DGAM; CLARK & WELLS, 2023) para averiguar as interações entre a variabilidade temporal da riqueza das comunidades aquáticas presentes na porção capixaba da bacia do Rio Doce e região costeira e marinha adjacentes, junto com diferentes variáveis preditoras. A partir das observações, foram simuladas séries temporais futuras para prever como a riqueza das comunidades aquáticas poderia variar sob diferentes cenários, incluindo aqueles impactados pela presença do MLD. Essas previsões podem auxiliar na compreensão de potenciais alterações na biodiversidade a longo prazo.

O DGAM estabelece uma conexão entre os preditores extraídos de modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models – GAM; HASTIE, 1992) e um componente dinâmico latente de uma série temporal, adotando uma abordagem bayesiana para modelar a incerteza e as relações temporais. Esse modelo identifica uma distribuição de probabilidade conjunta, abrangendo tanto as variáveis observáveis quanto as não observáveis, em um contexto estatístico robusto (GELMAN, 2006; CLARK & WELLS, 2023). Outras informações detalhadas sobre a metodologia podem ser encontradas no Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários).

Foram definidos quatro cenários distintos para a simulação dos impactos, sendo eles: 1 – um cenário de estabilidade, no qual o sistema aquático mantém sua dinâmica sem alterações (C1); 2 – um cenário de secas prolongadas (C_SECAS), aplicado exclusivamente ao Ambiente Dulcícola; 3 – um cenário de eventos hidrológicos extremos (C_HIDRO); e 4 – um cenário de eventos meteoceanográficos extremos (C_METEO), aplicado apenas aos ambientes Costeiro e Marinho. Para a projeção de Cenários para os anos de 2024 e 2025, foi considerada toda a série histórica do monitoramento realizado pelo PMBA/Fest-UFES até o momento das análises (DGAM), abrangendo o período de 2018 a 2023. No entanto, os dados referentes ao intervalo entre o período chuvoso de 2022 e o período seco de 2023 foram usados como espelho para o cenário de Continuidade C1 para os anos projetados (2024 e 2025). A escolha desse intervalo como base se justifica pela maior similaridade esperada entre os dados reais mais recentes e os valores projetados, refletindo as condições ambientais que antecede as projeções de cenários. Além disso, a zona de previsão foi limitada a dois anos, visando evitar maior complexidade nos modelos e, consequentemente, ajustes inadequados que poderiam surgir devido à alta incerteza associada a previsões mais longas e complexas. Após a execução dos modelos, os coeficientes das séries temporais simuladas foram comparados com a série temporal de 2022-2023 para avaliar se houve um declínio no coeficiente, indicando um enfraquecimento do padrão de variação de riqueza, ou um aumento no coeficiente, sugerindo uma melhora nas condições das comunidades.

Em concordância com o aplicado para a avaliação de forma integrada pelo PMBA/Fest-UFES, os modelos foram gerados de acordo com as distintas comunidades de cada ambiente e para a espacialização em setores.

#### 6.5.1.2 Resultados da simulação e Projeção de cenários para os anos de 2024 e 2025

Os resultados apresentados a seguir são sintetizados na Figura 82, que mostra as relações de aumento, declínio ou estabilidade da riqueza entre os diferentes cenários analisados. Todas as figuras e tabelas provenientes das análises de cenários encontram-se disponíveis em Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa_RA2025 – simulação e projeção de cenários), proporcionando uma visão mais aprofundada dos padrões e tendências observados ao longo das séries temporais.

Para cada comunidade e setor em cada Ambiente, variáveis preditoras foram selecionadas separadamente. Em todos os modelos, destacaram-se concentrações de metais associados ao MLD. **Ambiente Dulcícola:** metais totais: (Ba, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn), dissolvidos (Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Nd, Ni, Pb, V) e particulados (Al, As, Ba, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn); variáveis físico-químicas: alcalinidade total, amônio, clorofila *a*, condutividade elétrica, nitrito, nitrato, nitrogênio total, ORP, salinidade, silicato, transparência, turbidez e vazão do Rio Doce. **Ambiente Marinho:** metais totais (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V), dissolvidos (Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb) e particulados (Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Hg); variáveis físico-químicas: altura significativa da onda, areia, $CaCO_3$, cascalho, fosfato, fósforo total, matéria orgânica do sedimento, MPS, nitrato, nitrito, ortofosfato, oxigênio dissolvido, pressão, silício, temperatura, turbidez e vazão do Rio Doce. **Ambiente Costeiro –**

**Praias:** metais pseudototais (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn); variáveis físico-químicas: areia, assimetria e diâmetro médio do sedimento, cascalho, lama, teor de Carbonato de Cálcio e de minerais pesados.

Os modelos GAM que não apresentaram bom ajuste para a seleção do *best model* não foram utilizados para projeção de cenários. Com os ajustes dos modelos DGAM, identificaram-se cenários sem ajuste em relação aos valores de CPRS/DPRS. **Ambiente Dulcícola:** C_SECAS, Macroinvertebrados Bentônicos no setor Fluvial; C_HIDRO, Perifíton nas Lagoas e Ictioplâncton, Perifíton e Zooplâncton no setor Fluvial. **Ambiente Marinho:** C_HIDRO, Carcinofauna e Zooplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Ictioplâncton no setor Norte; C_METEO: Zooplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Ictiofauna na Foz Central e Ictioplâncton no Norte. Não houve ajuste nos valores de $\hat{R}$ para os três cenários de Ictioplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e para C_HIDRO no Ictioplâncton da Foz Central e Ictiofauna do Norte. **Ambiente Costeiro – Praias:** todos os modelos apresentaram ajuste adequado. Alguns modelos apresentaram valores de CPRS/DPRS entre 100 e 150, indicando ajuste conflitante e exigindo interpretação cautelosa.

Para o Ambiente Dulcícola, observou-se variação nos padrões de riqueza ao longo do tempo entre os três cenários simulados. **Setor Lagos:** maior taxa de declínio nos cenários C1 e C_SECAS (67% dos modelos) (Figura 82a.2, Figura 82a.5). **Sistema Fluvial** (Calha do rio Doce e Tributários): maior declínio em C1 (71%) (Figura 82a.3). **Setor Lagoas:** todos os cenários indicaram declínio em 50% dos modelos (Figura 82a.1, Figura 82a.4, Figura 82a.7). Considerando os efeitos mais acentuados (diferença entre coeficientes observados e simulados), o cenário C_HIDRO apresentou os maiores declínios, especialmente em Lagos e Lagoas, afetando negativamente três comunidades em cada setor. No sistema fluvial, C1 e C_SECAS demonstraram declínios mais intensos para duas comunidades em cada cenário, com C_HIDRO impactando principalmente a Ictiofauna (Figura 45 - MS_Síntese Integrativa_RA2025 – Simulação e projeção de cenários).

No Ambiente Dulcícola, os declínios observados em C1 para a maioria das comunidades nos três setores (Figura 82a.1, Figura 82a.2, Figura 82a.3) mostraram estabilidade nas tendências das séries, com padrões negativos e positivos se mantendo. Isso sugere que, apesar de aparentes melhoras, o impacto prolongado associado ao desbalanço sazonal (especialmente no período chuvoso) ainda favorece mais a perda do que a recuperação de espécies. Os únicos casos de mudança de tendência positiva para negativa foram nas Macrófitas (setor Lagoas e região fluvial), confirmando o declínio de riqueza dessa comunidade. As comunidades que apresentaram aumento na variação de riqueza em C1 — Fitoplâncton (todos os setores), Zooplâncton (sistemas lênticos) e Macroinvertebrados Bentônicos (sistema Fluvial) — podem indicar maior resistência frente a impactos futuros. Contudo, essas interpretações exigem cautela.

No cenário de C_SECAS, observam-se declínios em todos os setores do Ambiente Dulcícola (Figura 82a.4–Figura 82a.6), exceto para Fitoplâncton e Zooplâncton (todos os setores) e Ictioplâncton no sistema fluvial. Nos sistemas lênticos (Lagos e Lagoas), os declínios em Ictiofauna, Ictioplâncton e Perifíton podem estar relacionados à persistência do MLD, que acumula metais devido ao baixo fluxo

de água, gerando estresse contínuo nas comunidades (DUNCAN *et al.*, 2018; ZORZAL-ALMEIDA & FERNANDES, 2022). No sistema Fluvial, os declínios em Ictiofauna, Macrófitas e Perifíton divergem da tendência de aumento de riqueza no período seco (MS_Síntese Integrativa _RA2025). Impactos indiretos do MLD podem intensificar essas respostas em cenários extremos. Para a Ictiofauna, o declínio pode resultar da redução de espécies nativas, influenciada por espécies exóticas (KENNARD *et al.*, 2005; CUCHEROUSSET & OLDEN, 2011). Nas Macrófitas, o acúmulo de metais nas raízes, devido à sedimentação em períodos secos, é um fator agravante (GUNES, 2022). O Perifíton pode responder negativamente tanto por efeitos imediatos em grupos autotróficos durante secas (FALASCO *et al.*, 2020), quanto pela correlação com a riqueza de macrófitas. Assim, o cenário C_SECAS evidencia uma possível reação em cascata dos impactos ambientais entre comunidades.

O C_HIDRO afeta de forma diferencial as comunidades em diferentes setores (Figura 82a.7–Figura 82a.9). No setor Lagos, o impacto negativo foi mais intenso para Ictiofauna e Fitoplâncton, e no setor Lagoas, para Macrófitas e Zooplâncton. Esses efeitos podem indicar a sensibilidade das comunidades a vazões extremas, associadas à destruição física das comunidades e aumento de poluentes e sedimentos em suspensão, exacerbado pela presença do MLD. No caso da Ictioplâncton no setor Lagos, o aumento pode estar relacionado ao período de desova, quando a maior ocorrência é identificada durante o período chuvoso.

Para o Ambiente Marinho, o cenário C1 causou os maiores declínios nos setores Foz Norte e Foz Sul, com destaque para o C_METEO, que teve grande impacto em ambos os setores, especialmente no Foz Sul (80%) e Foz Norte (75%). O cenário C1 afetou 13 comunidades no total, com forte declínio na Foz Sul, Foz Norte e Norte. O C_METEO afetou 11 comunidades, enquanto o C_HIDRO, com menor número de declínios (10 comunidades) ainda causou impacto significativo, especialmente na Foz Norte. Esses resultados indicam que os setores adjacentes à foz do Rio Doce demonstraram maior sensibilidade às mudanças projetadas, e ajustes adicionais são necessários para o Ambiente Marinho, considerando a grande quantidade de modelos não ajustados. A ampliação da série temporal observada pode ajudar na identificação de tendências para a construção dos cenários projetados.

Não há um padrão claro de aumento ou declínio nos três cenários para todos os setores, com exceção da Carcinofauna, que apresentou declínio em todos os setores, e do Fitoplâncton, que teve declínio em todos os modelos ajustados para C_METEO e C_HIDRO. Para os Bentos de Fundo Inconsolidado, houve aumento na maioria dos modelos, exceto no setor Norte em C_METEO, onde o coeficiente permaneceu constante. Para APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, foi observado um declínio com ajuste de modelo com alto valor de CPRS/DPRS, o que exige cautela. A redução de riqueza da Carcinofauna nas regiões da foz do Rio Doce é consistente com a série temporal observada. No Fitoplâncton, os declínios concentraram-se nos setores da foz do Rio Doce, intensificando os impactos já identificados para essa comunidade. O aumento nos Bentos de Fundo Inconsolidado sugere uma possível resistência ao impacto, mas em alguns setores ainda há perda de riqueza.

O C1 apresenta variação nos padrões de riqueza, com exceção da Carcinofauna, Bentos de Fundo Inconsolidado e Ictioplâncton, que declinam em todos os modelos. A Ictiofauna mostra aumento na Foz Norte e declínio na Foz Central e Foz Sul, o Fitoplâncton aumenta na Foz Central e Foz Norte, enquanto o Zooplâncton tem aumento na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul e Foz Norte, e declínio na Foz Central e Foz Norte. Para a Ictiofauna, a variação pode refletir a composição das espécies em diferentes setores. O declínio no Fitoplâncton nas Foz Norte e Sul sugere impactos contínuos nessas áreas, enquanto o aumento no Norte indica recuperação. O declínio na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz contradiz a melhora observada ao longo do monitoramento, mas a variação do coeficiente no C1 sugere um impacto residual, indicando uma possível recuperação gradual.

Para o Zooplâncton, observa-se uma aparente melhora a partir do Ano 4, o que pode estar relacionado ao aumento da riqueza em diversos setores, especialmente no setor Norte no cenário C1. No entanto, o declínio projetado para a Foz Norte sugere que o impacto tende a persistir nas áreas mais próximas à pluma do Rio Doce, que se desloca para o norte devido às variações nas correntes, principalmente durante o período seco. Além disso, os aumentos nos coeficientes das séries atuais observadas indicam efeitos negativos prolongados da pluma de rejeito, refletindo possíveis impactos a longo prazo na comunidade zooplanctônica. O estágio de conservação dessa comunidade ainda está distante dos valores observados antes do rompimento da barragem, conforme indicado pelos dados do monitoramento. Em relação ao Ictioplâncton, os declínios observados em todos os setores podem ser atribuídos aos efeitos negativos do MLD (Material Ligado ao Desastre), que tem causado alterações morfológicas nas larvas de peixe e uma maior densidade de ovos não viáveis, resultando em maior mortalidade e redução da riqueza e densidade do Ictioplâncton na região.

No cenário C_METEO, o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou declínios para Carcinofauna e Bentos de Fundo Inconsolidado. Nos setores da foz do Rio Doce, os impactos sobre Ictioplâncton e Zooplâncton variaram, com declínios em alguns modelos e aumentos em outros. No setor Norte, observou-se declínio apenas para Carcinofauna e Ictiofauna, enquanto houve aumento para Zooplâncton. O aumento da energia das ondas, associada à ressuspensão do MLD, parece estar diretamente ligado aos declínios nas comunidades, especialmente em setores próximos à pluma do Rio Doce. O aumento observado para Ictioplâncton na Foz Central pode estar relacionado à proximidade com o Ambiente Dulcícola, com a chegada de larvas, mas também à influência do MLD. Para o Zooplâncton, apesar dos aumentos, os coeficientes da série temporal permanecem negativos, indicando que a recuperação pode ser superficial e há uma perda de riqueza. O aumento pode ser devido a uma mudança na composição das espécies, com maior presença de formas resistentes ao impacto do MLD. Além disso, o declínio na Foz Sul precisa ser analisado considerando fatores adicionais, como a deriva litorânea e a direção do vento, que influenciam o comportamento do MLD. Por fim, ajustes adicionais nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Norte seriam necessários para melhor compreender os padrões de variação, mas esses setores não apresentaram ajuste adequado devido aos altos valores de CPRS/DPRS.

No cenário C_HIDRO, a Ictiofauna na Foz Central apresenta aumento, possivelmente relacionado ao transporte de espécies do Rio Doce para o Ambiente Marinho próximo à foz, mas o declínio subsequente na série temporal pode indicar impactos negativos após o evento. Na Foz Norte, o aumento observado pode ser temporário devido à curta duração do evento, com recuperação posterior da comunidade. Para o Zooplâncton, o declínio na Foz Central pode estar ligado aos baixos valores de biodiversidade observados em períodos de alta vazão. Nos demais subsetores da foz, a variação do padrão de riqueza de Ictioplâncton e Zooplâncton pode ser influenciada pela dispersão do MLD e sedimentos, com o material geralmente indo para o sul, mas redirecionado para o norte devido a fatores como ventos e sistemas transientes. A combinação desses fatores, juntamente com a alta vazão, pode ter impactado negativamente a Foz Norte. A direção dos ventos é crucial para o transporte do material, influenciando a dispersão do MLD e afetando as comunidades. No entanto, as interpretações são complexas, pois o setor Foz Sul apresenta resultados inconclusivos e alguns setores, como APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Norte, não tiveram ajuste adequado para as comunidades de Ictioplâncton e Zooplâncton.

No Ambiente Costeiro, as variações na riqueza da Macrofauna bentônica de praias nos cenários projetados mostraram diferentes padrões. No C1, a maioria dos compartimentos apresentou declínio, exceto o Compartimento B. Nos cenários C_METEO e C_HIDRO, os compartimentos A e B tiveram aumento, enquanto os compartimentos B' e C apresentaram declínio. O C_METEO foi o cenário com os maiores declínios entre os compartimentos, enquanto o C1 mostrou maior declínio nos Compartimentos A e B, e o C_HIDRO afetou principalmente a Meiofauna no Compartimento C. As variações nos declínios dos Compartimentos B' e C diferem em intensidade, com o Compartimento C mudando de correlação positiva para negativa, enquanto o Compartimento B' manteve correlações positivas.

O compartimento B demonstra um padrão distinto, saindo de uma correlação negativa (observado) para correlações positivas em C_METEO e C_HIDRO. E, mesmo que o C1 permaneça com uma correlação negativa, há aumento no coeficiente ( MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários). O Compartimento A é o único que varia em termos de declínio e aumento entre os cenários, com apenas C1 demonstrando um declínio Figura 82c.1). Para a Meiofauna bentônica de praias, todos os cenários de todos os compartimentos demonstraram declínio no padrão de variação de riqueza (Figura 82c.1 até Figura 82c.12). Apesar deste padrão se manter entre todos os compartimentos nesta comunidade, o Compartimento A é o único que demonstra uma variação na correlação entre a série observada, saindo de uma correlação positiva para negativa em C_METEO e C_HIDRO.

Os declínios observados nos compartimentos B’ e C, tanto para a Macrofauna quanto para a Meiofauna bentônica, podem refletir o aumento das concentrações de lama originadas do Rio Doce. Esses declínios estão ligados aos eventos hidrometeoceanográficos, com maior aporte de lama durante o período chuvoso e maior energia das ondas no período seco, o que intensifica a mobilização e o transporte de material em direção às praias. Os cenários simulados amplificaram esses efeitos, resultando em um declínio mais acentuado para a Macrofauna, especialmente no Compartimento C.

Por outro lado, o Compartimento B, sem presença significativa de lama, demonstrou aumento na riqueza de Macrofauna nos cenários observados. Já no Compartimento A, a lama do MLD está presente, mas não é a principal influência, contribuindo de maneira menos intensa para a variação na riqueza.

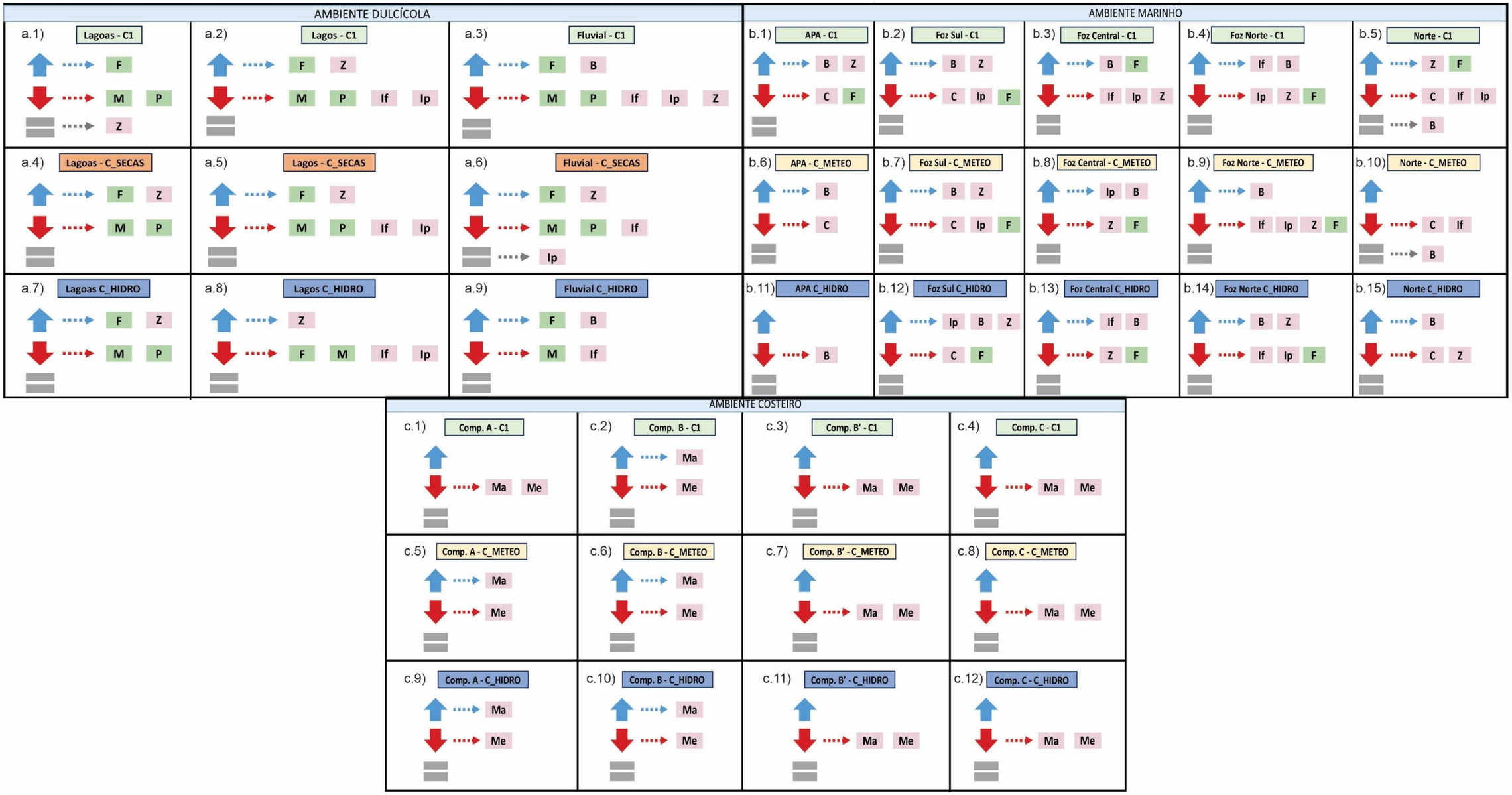
Na Macrofauna, o declínio observado no Compartimento C é evidente em todos os cenários, com a correlação do coeficiente mudando de positiva para negativa. O Compartimento B' também apresenta perda de riqueza, relacionada ao aumento de lama e Chumbo (Pb), com maior impacto no cenário C_METEO. Para a Meiofauna, os Compartimentos B' e C têm as menores riquezas, indicando declínio. No Compartimento A, as correlações negativas da riqueza (Fe, As, Al, Mn) podem ser agravadas pelas condições hidrológicas e meteoceanográficas nos cenários C_HIDRO e C_METEO, indicando um declínio acentuado. No entanto, há uma tendência de estabilização da riqueza no final do monitoramento, sugerindo que a presença de espécies mais tolerantes pode estar ajudando a manter a correlação positiva nos cenários de continuidade.

De maneira geral, as comunidades de Macrófitas (nos setores Lagoas e Lagos), Ictiofauna do setor Fluvial (Ambiente Dulcícola), Carcinofauna da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e do setor Norte (C_METEO e C_HIDRO), Fitoplâncton da Foz Norte (C_METEO) e Ictioplâncton da Foz Sul e do setor Norte (C_METEO) apresentaram variações de riqueza com valores iguais ou inferiores a zero em determinados períodos dos cenários simulados. Isso evidencia a necessidade de considerar a resiliência das populações dessas comunidades. A resiliência pode ser entendida como a capacidade de adaptação contínua das comunidades, mesmo quando estas permanecem dentro de limites críticos, ou como o retorno parcial ao equilíbrio pré-perturbação, já que os sistemas estão em constante mudança (HOLLING, 1973; FOLKE *et al.*, 2010). Nos ambientes aquáticos, a resiliência depende de fatores como a frequência e intensidade das perturbações, além das características do ecossistema (NECKER *et al.*, 2021). Quando os cenários C_HIDRO e C_METEO provocam declínios no padrão de riqueza, esses eventos extremos podem reduzir a resiliência das comunidades. Isso ocorre, pois, a resiliência depende não só do retorno a condições ambientais favoráveis, mas também da presença de 1) espécies vindas de áreas circunvizinhas, como ecótonos e afluentes (GOTELLI, 2007; LEIBOULD *et al.*, 2004), e 2) de espécies dormentes que retornam à comunidade por meio da eclosão de ovos em repouso.

Nos cenários projetados, a riqueza das comunidades esteve relacionada tanto ao MLD quanto a outras variáveis ambientais, como nutrientes e aspectos físico-químicos, que juntas influenciam a distribuição da riqueza ao longo do tempo. Isso destaca a complexidade dos modelos gerados e as dificuldades interpretativas necessárias para definir os padrões de riqueza nos diferentes cenários. A zona de previsão, influenciada pela série temporal observada, reflete as flutuações observadas nas campanhas e as variações sazonais, como as entre períodos secos e chuvosos. Mesmo com o impacto geralmente negativo do MLD, a dinâmica ecossistêmica é multifacetada, e nem sempre os padrões observados são completamente capturados pelos modelos. Para melhorar a robustez dos modelos, é necessário aumentar a série temporal, algo que será feito ao longo dos anos, além de reduzir o intervalo entre as

coletas para melhorar a modelagem da dinâmica temporal da riqueza e das variáveis preditoras. Identificar as variáveis mais representativas também contribuirá para aumentar a precisão dos modelos. Esses esforços já estão sendo feitos com a integração entre ambientes, componentes bióticos e abióticos, usando a abordagem DPSIR, que ajuda a entender os impactos do rompimento da barragem nas comunidades do Ambiente Dulcícola, Marinho e Costeiro, proporcionando informações para ações de resposta.

Figura 82: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para cada cenário, comunidade, setor e ambiente avaliado. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação, sinal de igual indica estabilidade do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia. Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.



#### 6.5.1.3 Validação da simulação de Projeção de cenários

Os modelos de projeção vistos anteriormente foram utilizados para prever possíveis cenários para os setores com base em séries históricas e variáveis. Esses modelos, no entanto, estão sujeitos a incertezas, pois dependem de pressupostos e podem não capturar todas as complexidades do ambiente real. A validação dos modelos, por sua vez, é o processo que verifica se as previsões feitas pelos modelos correspondem aos dados reais observados, permitindo avaliar a precisão e ajustar os parâmetros do modelo. A principal diferença entre projeção e validação é que a projeção busca antecipar o futuro, enquanto a validação verifica a precisão dessas previsões. Em conjunto, ambos os processos são essenciais para garantir que os modelos sejam eficazes e confiáveis.

Dessa forma, levando em consideração os modelos apresentados para o presente relatório, a validação dos resultados de projeções de cenários foi realizada exclusivamente para o cenário de continuidade C1, que gera previsões para um cenário de estabilidade, no qual o sistema aquático mantém sua dinâmica sem alterações para os anos de 2024 e 2025. Isso se deve ao fato de ausência de eventos extremos para o período de validação.

Assim, a validação foi realizada para avaliar a precisão dos modelos, comparando as previsões simuladas com os dados reais observados. Para isso, utilizamos novamente o DGAM (Dynamic Generalized Additive Model; CLARK & WELLS, 2023), gerando novos modelos com os mesmos conjuntos de variáveis selecionadas com base em modelos GAM (Generalized Additive Model; HASTIE, 1992). No entanto, ao invés de utilizar os dados simulados para a série temporal de outubro de 2023 a outubro de 2025, substituímos esses dados pelos dados reais observados para o mesmo período. Com isso, foram gerados novos modelos, mantendo a mesma métrica de avaliação utilizada anteriormente. Ainda, as séries temporais previstas foram comparadas com as séries contendo os valores reais, permitindo uma análise mais precisa da eficácia dos modelos e uma verificação da sua capacidade de previsão.

Além disso, foi calculado o intervalo de confiança e o erro absoluto para avaliar a precisão e a confiabilidade das previsões. Para o intervalo de confiança (IC) foi utilizado o nível de 95% de probabilidade de que o intervalo contenha valores reais da riqueza de cada comunidade em relação ao que foi projetado para 2024 (O'BRIEN & YI, 2016). A Média do Erro Absoluto (MAE) (MYTTENAERE *et al.*, 2015), métrica amplamente utilizada para medir o desempenho de modelos preditivos foi empregada para avaliar a precisão de modelos representando a média das diferenças absolutas entre os valores previstos os valores reais, fornecendo uma medida clara de quão próximas, em média, as previsões estão dos valores reais. Também foi calculado o valor da Média do Erro Absoluto Percentual (MAPE), medida que calcula a média das diferenças absolutas entre os valores previstos e observados, em termos percentuais (MYTTENAERE *et al.*, 2019).

#### 6.5.1.4 Resultados da Validação da simulação de Projeção de cenários para o ano de 2024

De acordo com o que foi apresentado anteriormente, para cada comunidade e setor de cada Ambiente, variáveis preditoras foram selecionadas separadamente, destacando-se as concentrações de metais. Em alguns modelos, foi necessário suprimir determinadas variáveis devido à presença de valores discrepantes (outliers) na série temporal mais recente, em comparação com os dados anteriores (2018-2023). Embora essas variáveis tenham sido previamente selecionadas como preditoras da riqueza para as comunidades, os valores atípicos das últimas séries influenciaram negativamente as previsões, o que motivou a remoção. Nos modelos aplicados ao Ambiente Marinho, isso ocorreu nos seguintes conjuntos: no setor Foz Central, para as comunidades de Ictiofauna e Ictioplâncton, foram suprimidas, respectivamente, as variáveis Profundidade e Prata (Ag total); no setor Foz Norte, para a comunidade de Ictiofauna, as variáveis removidas foram Profundidade e Bário (Ba total). Para o Ambiente Costeiro, no Compartimento C, a variável Estanho (Sn pseudototal) foi retirada para a comunidade de Meiofauna.

Os modelos com os menores valores de MAPE foram considerados bons para previsões, uma vez que indica maior precisão e melhor desempenho em comparação com os demais modelos avaliados. Dessa forma, para o Ambiente Dulcícola, os modelos que apresentaram os menores valores de MAPE foram os seguintes: no setor Fluvial, as comunidades Ictioplâncton (22%), Perifíton (27%) e Zooplâncton (25%) se sobressaíram, com o Nitrato como variável preditora comum. No setor Lagoas, destacaram-se as comunidades Macrófitas (30%) e Perifíton (20%), com as variáveis preditoras cobre (Cu dissolvido e total), e Vanádio (V dissolvido e particulado) em comum. Já no setor Lagos, as comunidades Ictiofauna (6%), Ictioplâncton (15%) e Macrófitas (17%) se destacaram, tendo em comum nos modelos a variável alumínio (Al particulado). Dessa forma, observa-se que os setores apresentam diferentes conjuntos de variáveis preditoras, sem sobreposição entre eles. O Nitrato, no setor Fluvial, evidencia sua importância para as comunidades planctônicas, enquanto para os setores Lagoas e Lagos, a presença dos metais cobre, vanádio e alumínio sugere maior sensibilidade dessas comunidades aos metais, e concordam com os resultados da Análise de TITAN (seção 6.4.4).

O nitrogênio, especialmente na forma de nitrato, é um nutriente essencial que desempenha um papel fundamental no crescimento do Fitoplâncton, base da cadeia trófica em ambientes aquáticos. A disponibilidade de nitrato pode influenciar diretamente a produtividade primária, afetando a biomassa e a composição das comunidades fitoplanctônicas (LARSON & PASSY, 2012). Consequentemente, essa influência se estende aos níveis tróficos superiores, incluindo o Zooplâncton, que se alimenta do Fitoplâncton, e o Ictioplâncton, que depende do Zooplâncton como fonte alimentar em suas fases iniciais de desenvolvimento. Assim, variações na concentração de nitrato podem desencadear efeitos em cascata, impactando a estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas (MONTUELLE *et al.*, 2010). Já o cobre, variável preditora comum para as comunidades de Macrófitas e Perifíton no setor Lagoas, desempenha um papel essencial em diversos processos metabólicos dos organismos, especialmente nas plantas. Contudo, em concentrações elevadas, pode se tornar tóxico, afetando diretamente a taxa fotossintética e, consequentemente, o crescimento (DEMIREZEN & AKSOY, 2004). Ainda, na série temporal projetada para essas duas últimas comunidades, a riqueza de espécies de ambas apresentou uma relação positiva, com variações similares (aumento ou decréscimo) ao longo

dos meses. Isso sugere que essas comunidades podem ser impactadas de maneira semelhante por essa variável. No setor Lagos, destaca-se o alumínio, metal que impacta o metabolismo de organismos aquáticos quando em altas concentrações. Ao contrário do setor Lagoas, a riqueza de espécies da comunidade de Macrófitas do setor Lagos apresentou uma relação negativa, com variações opostas (aumento) ao longo dos meses.

No Ambiente Marinho, os modelos que apresentaram os menores valores de MAPE foram os seguintes: no setor APA, as comunidades de Fitoplâncton (33%), Ictioplâncton (34%) e Zooplâncton (10%) se destacaram, com o alumínio (Al total) e Nitrito comuns a dois desses modelos e Pressão comum a todos; no setor Foz Sul, as comunidades Carcinofauna (10%), Fitoplâncton (15%) e Zooplâncton (13%) se destacaram, com as variáveis Turbidez e Cádmio (Cd total) como preditoras comuns para dois modelos; na Foz Central, as comunidades Carcinofauna (19%), Fitoplâncton (14%) e Zooplâncton (15%) se sobressaíram, com a variável temperatura como preditora comum também para dois desses modelos; já na Foz Norte, as comunidades Fitoplâncton (28%), Ictioplâncton (34%) e Zooplâncton (20%) apresentaram os melhores resultados, com a variável Nitrato atuando como preditor para dois modelos; por fim, no Norte, novamente, as comunidades Fitoplâncton (26%), Ictioplâncton (35%) e Zooplâncton (16%) se sobressaíram, com a Pressão e Vanádio (V total) como preditoras comuns entre dois modelos. Dessa forma, observa-se que os diferentes setores marinhos possuem diferentes conjuntos de variáveis preditoras, algumas em comum, mas a maioria não. Essas variações destacam a complexidade das interações ambientais nos diferentes setores marinhos, evidenciando como distintos fatores influenciam as comunidades em cada região.

Os modelos para o Fitoplâncton e Zooplâncton apresentaram os menores valores de MAPE em todos os setores do Ambiente Marinho, evidenciando um bom desempenho nas previsões para essas comunidades. Isso indica que as estimativas estão bem próximas dos valores reais, com melhor desempenho relativo entre as comunidades avaliadas. O baixo MAPE também sugere que o modelo consegue capturar de forma eficaz as relações entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies, demonstrando que o modelo é robusto e capaz de generalizar, fornecendo previsões confiáveis. O Fitoplâncton e Zooplâncton são consideradas comunidades descritoras para os ambientes aquáticos, assim, mostra a relevância do bom desempenho dos modelos para ambas. Especificamente, o Zooplâncton como consumidores primários, transfere energia para toda a fauna, incluindo peixes, aves aquáticas e mamíferos (AL-IMARAH *et al.* 2018), e por apresentarem uma área de superfície muito grande (razão superfície/volume), são mais propensos a acumular ativamente metais pesados em seus corpos e consequentemente transferir para os demais níveis tróficos (SEVERINI *et al.* 2009; ACHARY *et al.* 2020). Paralelo aos metais, como é corroborado por diversos estudos, as variáveis físico-químicas interferem diretamente no desenvolvimento dessa comunidade, como exemplo a temperatura, que influencia nas taxas de respiração desses organismos, com implicações importantes para sua fisiologia, metabolismo e sobrevivência em cenários de aquecimento global (HEINE *et al.*, 2019).

Para o Ambiente Costeiro, apenas o Bentos de Praia foi avaliado (Macrofauna e Meiofauna), e assim, independente dos valores de MAPE, toda a comunidade foi considerada para comparações. No Compartimento A, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 32%, enquanto a Meiofauna de 14%,

destacando como variável comum entre os dois modelos o arsênio (As pseudototal). Para o Compartimento B, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 31% e a Meiofauna de 17%, não apresentando nenhuma varável em comum para os dois modelos. Para o Compartimento B', a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 31% e a Meiofauna de 23%, e também não apresentaram nenhuma variável em comum. Já o Compartimento C, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 35% e a Meiofauna de 20%, tendo como variável comum entre os dois modelos o zinco (Zn pseudototal).

Nos modelos do Ambiente Costeiro, assim como para os demais ambientes avaliados, os metais foram importantes preditores. Especificamente, os metais arsênio e o zinco foram importantes para a Macrofauna e Meiofauna. O Bentos de praia desempenha importante papel nas comunidades aquáticas, sendo responsável pela aeração de sedimentos, regeneração de nutrientes e da matéria orgânica, além de atuarem diretamente na produção de biomassa na superfície do assoalho marinho (DEFEO & MCLACHLAN, 2005). Dessa forma, o acúmulo de metais nessa comunidade pode comprometer esses processos ecológicos essenciais, afetando a qualidade do habitat, a dinâmica e saúde dos organismos, interferindo na capacidade de realizar funções críticas, o que impacta negativamente toda a cadeia trófica local e a saúde do ecossistema (BORJA *et al.*, 2011).

De modo geral, os modelos mostraram um bom desempenho nas previsões para o cenário C1, evidenciado baixos valores de MAPE para a maioria dos modelos, o que indica alta precisão nas estimativas. O MAPE, como métrica de avaliação, sugere que as previsões geradas estão muito próximas dos valores observados, refletindo a capacidade dos modelos em capturar as relações entre os dados. Além disso, o uso do intervalo de confiança proporcionou uma avaliação adicional da incerteza associada às previsões, garantindo que os resultados apresentados sejam robustos e confiáveis. Em conjunto, esses indicadores demonstram que os modelos têm um bom poder preditivo, fornecendo estimativas com um nível controlado de variação, o que é fundamental para a aplicação em cenários reais e a tomada de decisões.

#### 6.5.1.5 Variação da Riqueza entre os Modelos do Cenário de Continuidade e os de Validação para o ano de 2024

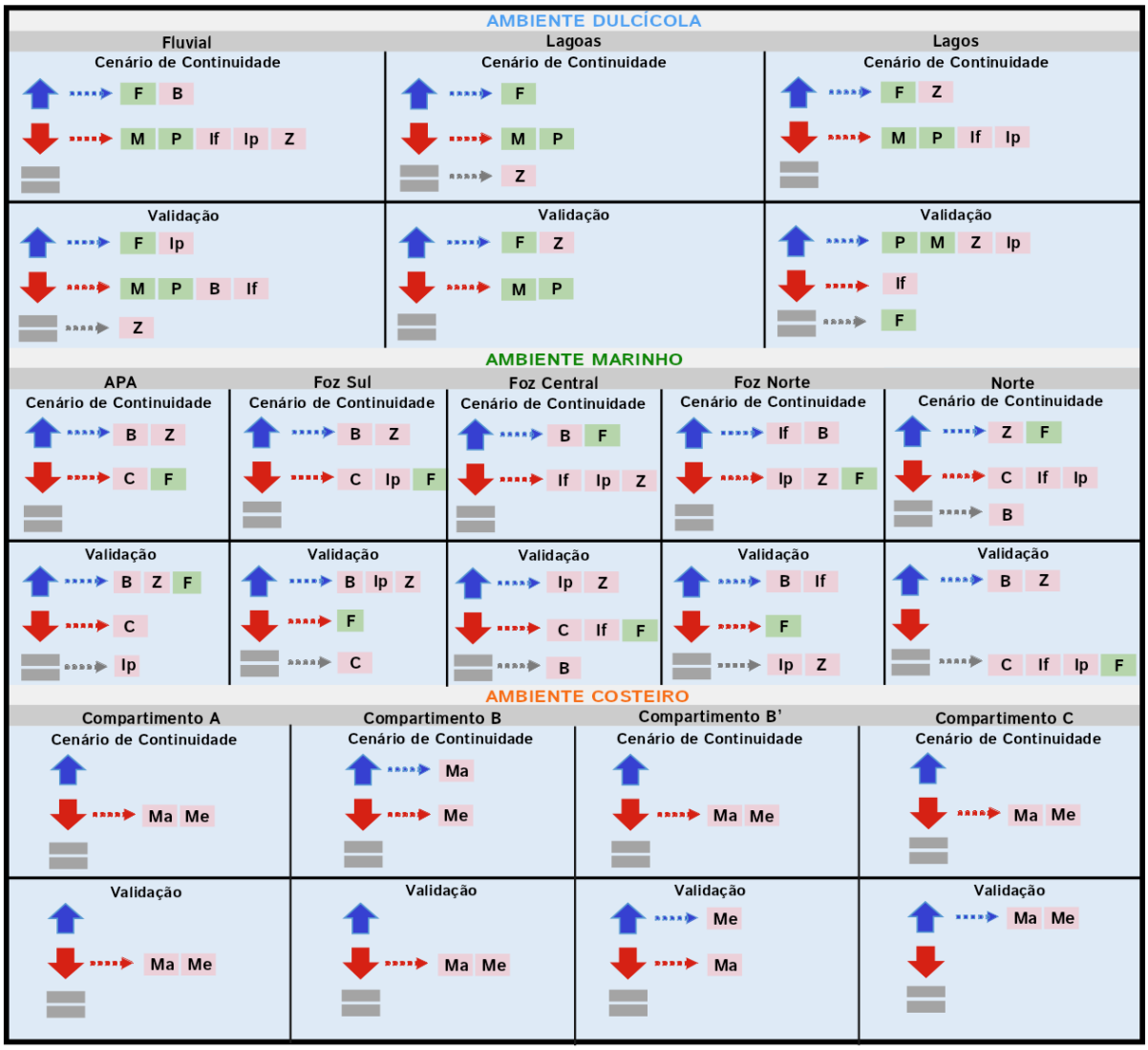
Considerando a variação da riqueza espécies para o Ambiente Dulcícola, os modelos gerados indicaram uma tendência de declínio ao longo do tempo no cenário de continuidade C1 para o ano de 2024, em comparação ao período anterior (2018-2023). Os modelos de validação também apontaram tendência de redução no setor fluvial, quando comparados aos valores reais observados para o mesmo ano. No entanto, no setor Lagoas, o número de comunidades com taxa de declínio foi igual ao das que apresentaram aumento. Já no setor Lagos, o número de comunidades com taxa de aumento foi maior que em C1 (Figura 83). As mudanças observadas ocorreram para: o Ictioplâncton, com tendência de aumento da riqueza no setor Fluvial de acordo a validação, Bentos que apresentou declínio e o Zooplâncton que se manteve estável; o Zooplâncton no setor de Lagoas, que mostrou uma tendência de estabilidade no C1, apresentou uma tendência de aumento na validação; e no setor Lagos, o Perifíton e o Ictioplâncton revelaram tendência de declínio no cenário C1 e aumento na validação, e o

Fitoplâncton que se manteve estável. Essas variações indicam que o setor fluvial apresenta declínio persistente e pode demandar medidas de mitigação, já os setores Lagoas e Lagos podem ser considerados mais resilientes e, portanto, prioritárias para conservação.

Para o Ambiente Marinho, de modo geral, os modelos gerados também indicaram uma tendência de declínio ou estabilidade da riqueza para o cenário C1, em comparação ao período anterior (2018-2023). Em contraste, os modelos de validação para o Ano 6 demostraram uma tendência de aumento da riqueza em quase todos os setores, exceto para a Foz Central e Norte que apresentou declínio e estabilidade, respectivamente, destacando-se como setores prioritários para intervenções de restauração (Figura 83). As mudanças específicas para cada setor foram as seguintes: no setor APA, observou-se tendência de aumento para o Fitoplâncton e estabilidade para o Ictioplâncton; no setor Foz Sul, houve previsão de aumento para o Zooplâncton e estabilidade da Carcinofauna; para a Foz Central, houve uma tendência de declínio do Fitoplâncton, aumento para o Ictioplâncton e estabilidade para o Bentos; na Foz Norte, a previsão mostrou tendência de estabilidade para o Ictioplâncton e Zooplâncton; e por fim, para o setor Norte também não foi observado tendência de declínio para as comunidades, e sim o aumento para e Bentos e estabilidade para a Carcinofauna, Fitoplâncton, Ictiofauna, Ictioplâncton.

No Ambiente Costeiro, para os modelos do cenário C1, a maioria dos compartimentos apresentou declínio, com exceção do Compartimento B. Quanto aos modelos de validação, observou-se uma tendência de aumento da riqueza (Figura 83), sendo: para o Compartimento A, o declínio se manteve, assim como no cenário C1. No Compartimento B, observou-se tendência de declínio para a Meiofauna; já no Compartimento B', houve o aumento para a Meiofauna; para o Compartimento C, observou-se aumento tanto para a Macrofauna quanto para a Meiofauna. O Compartimento A demonstrou declínio persistente tanto no C1 quanto na validação, indicando que esse setor pode estar mais suscetível a impactos ambientais. Assim, ele deve ser tratado como uma área prioritária para medidas de mitigação e recuperação. Dessa forma, os cenários projetados, tanto C1 quanto a validação, a riqueza de espécies associada às variáveis ambientais físico-químicas e aos metais relacionados ao MLD apresentou dinâmicas distintas entre ambientes, setores e comunidades. Esses resultados reforçam a complexidade das dinâmicas ecológicas em cada setor e a influência diferenciada das variáveis preditoras sobre as comunidades para a maioria dos meses do Ano 6. Os modelos do cenário de continuidade, quando comparados aos de validação, mostraram tendências semelhantes em relação à riqueza, mas também revelaram padrões mais diversos, com alguns setores e comunidades indicando sinais de recuperação ou estabilidade. Isso reforça a importância de considerar as particularidades de cada ambiente e setor na formulação de estratégias de monitoramento e gestão ambiental. Além disso, evidencia que fatores locais e variáveis preditoras influenciam a biodiversidade de forma diferenciada ao longo do tempo, ressaltando a necessidade de abordagens integradas para garantir a conservação e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Figura 83: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para o cenário de continuidade e para a validação dos modelos para o ano de 2024. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação, sinal de igual indica estabilidade do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia. Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.




### 6.5.1.6 Resultados da Validação da simulação de Projeção de cenários para o ano de 2025

Dando continuidade à validação das projeções de cenários, para o ano de 2025 foi adotada a mesma abordagem metodológica utilizada na validação para o ano de 2024. Dessa forma, os valores de riqueza projetados pelos modelos foram comparados aos dados de 2025, permitindo avaliar o desempenho das projeções diante da incorporação de um novo período de dados ao monitoramento do PMBA/Fest-

UFES. Assim como na validação anterior, o desempenho dos modelos foi avaliado por meio do Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), sendo os menores valores indicativos de maior proximidade entre os valores projetados e aqueles efetivamente observados.

Para o Ambiente Dulcícola, os resultados evidenciaram maior heterogeneidade no desempenho dos modelos entre setores e comunidades (Figura 84). No setor Fluvial, foram observados baixos valores de MAPE para Fitoplâncton (6,7%) e Bentos (9,7%), contrastando com o maior erro registrado para Ictiofauna (46%). No setor Lagos, comportamento semelhante foi observado, com menor erro para Ictiofauna (12%), seguido por Fitoplâncton (24%), enquanto o Zooplâncton apresentou maior divergência entre valores projetados e observados (48%). As maiores diferenças, entretanto, ocorreram no setor Lagoas, onde os valores de MAPE foram de 36% para Perifíton, 61% para Fitoplâncton e 172% para Zooplâncton. Assim, diferentemente dos setores Fluvial e Lagos, nos quais pelo menos parte dos modelos apresentou maior proximidade entre projeções e observações, o setor Lagoas concentrou os maiores erros da validação dulcícola, indicando menor correspondência entre os valores projetados e observados em 2025.

A maior variabilidade observada no Ambiente Dulcícola pode estar relacionada a algumas particularidades do monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Nesse ambiente, houve a descontinuidade da amostragem em diversas estações anteriormente monitoradas, resultando em uma redução expressiva do número amostral e da abrangência espacial de algumas comunidades em 2025. Consequentemente, parte das projeções foi confrontada com um conjunto de dados observados espacialmente menos representativo do que aquele utilizado na construção das projeções para o cenário C1, condição que pode ter contribuído para as diferenças verificadas durante a validação. Essa limitação é particularmente relevante para a interpretação dos modelos que apresentaram maiores erros, embora não permita atribuir à redução amostral, isoladamente, o desempenho observado. Dessa forma, as diferenças de desempenho entre as validações de 2024 e 2025 não devem ser atribuídas exclusivamente à capacidade preditiva dos modelos, uma vez que as mudanças no esforço e na abrangência espacial da amostragem também podem ter influenciado a correspondência entre os valores projetados e observados.

No Ambiente Marinho, foi observado um padrão mais consistente entre os setores, com valores de MAPE predominantemente inferiores aos maiores erros registrados no Ambiente Dulcícola (Figura 85 e Figura 86). O principal padrão foi observado para o Zooplâncton, que apresentou o menor erro em quatro dos cinco setores avaliados: APA (12%), Foz Norte (13%), Foz Sul (14%) e Norte (15%). A Foz Central constituiu a única exceção, onde o Fitoplâncton apresentou o menor MAPE (16%), seguido pelo Zooplâncton (24%). Para os demais modelos, os valores variaram entre 19% e 39%, com Fitoplâncton e Ictiofauna apresentando 19% na Foz Norte, enquanto os maiores erros foram registrados para Bentos (35%) e Fitoplâncton (37%) na APA e Bentos no setor Norte (39%). Esses resultados evidenciam uma maior consistência espacial do desempenho preditivo do Zooplâncton, cujas projeções permaneceram relativamente próximas aos valores observados em diferentes setores do Ambiente Marinho.

Esse padrão para o Ambiente Marinho também demonstra uma continuidade em relação à validação realizada para 2024, na qual os modelos de Fitoplâncton e Zooplâncton já haviam apresentado, de modo geral, menores valores de MAPE entre as comunidades marinhas avaliadas. Em 2025, esse padrão foi mais evidente para o Zooplâncton, que apresentou os menores erros na maioria dos setores avaliados. A recorrência desse resultado entre os dois períodos de validação reforça a consistência temporal do desempenho dos modelos dessa comunidade, além da consistência espacial observada entre os diferentes setores marinhos.

No Ambiente Costeiro, a validação revelou outro padrão consistente, desta vez relacionado às diferenças entre Macrofauna e Meiofauna (Figura 87). Em todos os compartimentos, os modelos de Meiofauna apresentaram menores valores de MAPE do que os respectivos modelos de Macrofauna. Os erros da Meiofauna variaram entre 16% e 22%, com menores valores nos Compartimentos A (16%) e B (17%) e valores de 22% nos Compartimentos B' e C. Para a Macrofauna, os valores variaram entre 20% e 32%, sendo menores no Compartimento B (20%) e A (24%) e maiores nos Compartimentos C (31%) e B' (32%). Além da diferença entre as duas comunidades, observa-se, portanto, um gradiente no desempenho entre os compartimentos, com maior proximidade entre valores projetados e observados em A e B e maiores diferenças em B' e C. Assim como observado para 2024, a Meiofauna apresentou menores erros do que a Macrofauna em todos os compartimentos costeiros avaliados. A manutenção desse padrão em 2025 demonstra que as diferenças de desempenho entre as duas comunidades não foram restritas a um único período de validação, indicando maior consistência temporal do desempenho preditivo dos modelos de Meiofauna.

De forma integrada, a validação de 2025 demonstrou que o desempenho das projeções variou tanto espacialmente quanto entre as comunidades (Figura 88). O Ambiente Dulcícola apresentou a maior heterogeneidade, reunindo simultaneamente alguns dos menores erros da validação, como Fitoplâncton Fluvial (6,7%) e Bentos Fluvial (9,7%), e o maior erro observado, correspondente ao Zooplâncton de Lagoas (172%). Em contraste, o Ambiente Marinho apresentou maior regularidade entre os setores, particularmente para o Zooplâncton, enquanto no Ambiente Costeiro foi observada maior consistência no desempenho dos modelos de Meiofauna em relação à Macrofauna. Dessa forma, os resultados indicam que a capacidade dos modelos de reproduzir os valores posteriormente observados não foi uniforme entre ambientes, setores e comunidades, reforçando a importância da validação temporal e da consideração das particularidades amostrais e espaciais na interpretação das projeções.

#### 6.5.1.7 Variação da Riqueza entre os Modelos do Cenário de Continuidade e os de Validação para o ano de 2025

Para o ano de 2025, considerando a variação da riqueza de espécies no Ambiente Dulcícola, os modelos indicaram mudanças nas tendências de riqueza entre o cenário de continuidade C1 e os dados utilizados na validação. Embora algumas comunidades tenham mantido o comportamento inicialmente

projetado, outras apresentaram alterações entre aumento, declínio e estabilidade, evidenciando respostas distintas entre os setores Fluvial, Lagoas e Lagos (Figura 83).

Especificamente para o setor Fluvial, as principais alterações ocorreram para o Fitoplâncton, que apresentou tendência de aumento no cenário C1 e declínio na validação, e para o Ictioplâncton, que apresentou comportamento inverso, passando de declínio para aumento. Para a Ictiofauna e o Zooplâncton, os declínios projetados no C1 foram substituídos por estabilidade na validação. Destaca-se que o aumento do Ictioplâncton e a estabilidade do Zooplâncton também foram observados na validação de 2024, indicando a manutenção desse comportamento para essas comunidades. No setor Lagoas, o Perifíton passou de uma tendência de declínio no C1 para aumento na validação, enquanto o Zooplâncton passou de estabilidade para aumento e o Fitoplâncton, anteriormente com tendência de aumento, apresentou estabilidade. O aumento do Zooplâncton também foi observado em 2024, mantendo-se, portanto, nas duas validações. Já no setor Lagos, as principais mudanças foram observadas para Perifíton, Ictioplâncton e Ictiofauna, que apresentaram tendência de declínio no C1 e aumento na validação, enquanto Fitoplâncton e Zooplâncton passaram de aumento para estabilidade. Para Perifíton e Ictioplâncton, a mudança de declínio no C1 para aumento na validação repetiu o padrão observado em 2024. Dessa forma, apesar da heterogeneidade das respostas no Ambiente Dulcícola, algumas tendências observadas na validação anterior permaneceram em 2025.

Para o Ambiente Marinho, os modelos também apresentaram diferenças entre as tendências projetadas no cenário C1 e aquelas obtidas durante a validação (Figura 85 e Figura 86). No setor APA, as principais mudanças foram observadas para Fitoplâncton e Carcinofauna, que passaram de uma tendência de declínio no C1 para aumento na validação, enquanto Bentos e Zooplâncton passaram de aumento para estabilidade. O aumento do Fitoplâncton também foi observado na validação de 2024, indicando a manutenção dessa tendência no setor APA. Na Foz Sul, a Carcinofauna apresentou mudança de declínio para aumento, enquanto Bentos passou de aumento para estabilidade. Na Foz Central, Ictioplâncton e Ictiofauna passaram de uma tendência de declínio no C1 para aumento na validação, enquanto o Fitoplâncton apresentou comportamento inverso, passando de aumento para declínio. Bentos e Zooplâncton apresentaram estabilidade na validação. Nesse setor, destacam-se o aumento do Ictioplâncton, o declínio do Fitoplâncton e a estabilidade do Bentos, tendências que também foram observadas na validação de 2024.

Na Foz Norte, não foram observadas tendências de aumento durante a validação de 2025. Ictiofauna e Bentos passaram de aumento no cenário C1 para declínio, enquanto Fitoplâncton, Zooplâncton e Ictioplâncton passaram de declínio para estabilidade. Por fim, no setor Norte, também não foram observadas tendências de aumento, com predomínio de estabilidade para Fitoplâncton, Zooplâncton, Carcinofauna e Ictioplâncton. Bentos passou de estabilidade para declínio, enquanto a Ictiofauna manteve a tendência de declínio observada no cenário C1. Esse comportamento difere, em parte, daquele observado na validação de 2024, quando houve maior ocorrência de tendências de aumento entre os setores marinhos. Assim, embora algumas respostas tenham se mantido entre os dois períodos, a validação de 2025 apresentou maior ocorrência de estabilidade e declínio, especialmente na Foz Norte e no setor Norte.

No Ambiente Costeiro, também foram observadas mudanças entre as tendências projetadas no cenário C1 e aquelas obtidas na validação (Figura 87). No Compartimento A, a Meiofauna passou de uma tendência de declínio no C1 para aumento na validação, enquanto a Macrofauna passou de declínio para estabilidade. Esse resultado difere do observado em 2024, quando o declínio havia se mantido nesse compartimento. No Compartimento B, a Macrofauna, anteriormente com tendência de aumento, apresentou estabilidade na validação, enquanto a Meiofauna passou de declínio para estabilidade. As mudanças mais evidentes ocorreram nos Compartimentos B' e C, nos quais tanto a Macrofauna quanto a Meiofauna apresentaram tendência de declínio no cenário C1 e passaram a apresentar aumento na validação. No Compartimento C, esse resultado dá continuidade ao comportamento observado em 2024, quando ambas as comunidades também apresentaram tendência de aumento durante a validação.

De forma geral, a comparação entre o cenário de continuidade e a validação de 2025 revelou mudanças nas tendências de riqueza em diferentes comunidades e setores, mas também evidenciou a manutenção de alguns padrões observados na validação de 2024 (Figura 88). No Ambiente Dulcícola, as respostas foram mais heterogêneas, embora algumas comunidades tenham repetido tendências registradas no período anterior. No Ambiente Marinho, parte dos padrões também se manteve, principalmente na APA e na Foz Central; entretanto, a ausência de tendências de aumento na Foz Norte e no setor Norte diferenciou a validação de 2025 daquela realizada em 2024, quando os aumentos foram mais frequentes entre os setores. No Ambiente Costeiro, destacaram-se as mudanças observadas nos Compartimentos B' e C, com aumento de Macrofauna e Meiofauna, além da mudança no Compartimento A em relação à validação anterior. Esses resultados demonstram que as tendências projetadas no cenário de continuidade não foram mantidas de maneira uniforme durante a validação e que, entre 2024 e 2025, algumas respostas permaneceram consistentes, enquanto outras se modificaram entre ambientes, setores e comunidades.

Figura 84: Séries temporais da Validação do cenário C1 para a riqueza de comunidades do Ambiente Dulcícola, ano 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados reais observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

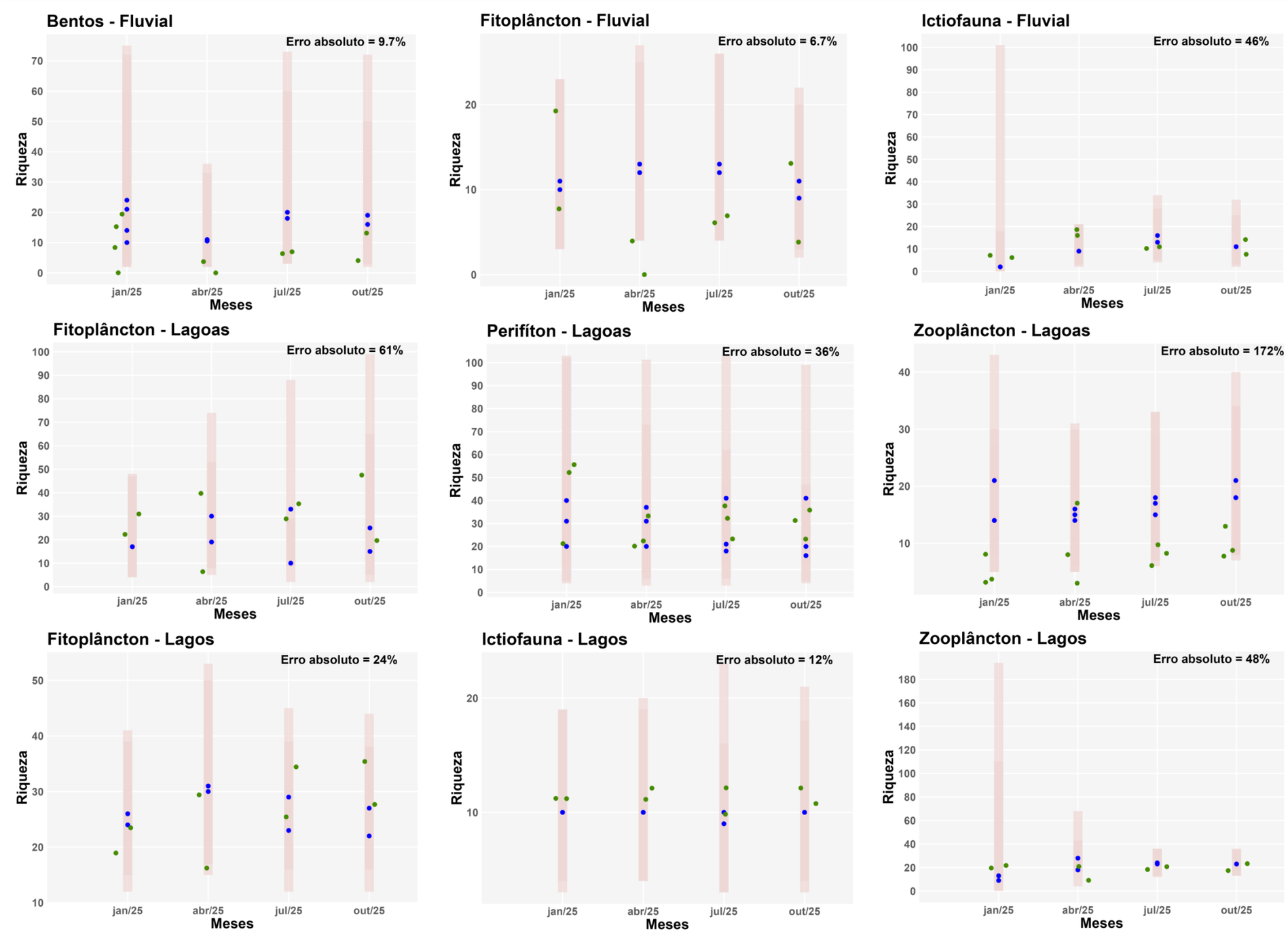


Figura 85: Séries temporais da Validação do cenário C1 para a riqueza de comunidades do Ambiente Marinho, ano 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados reais observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

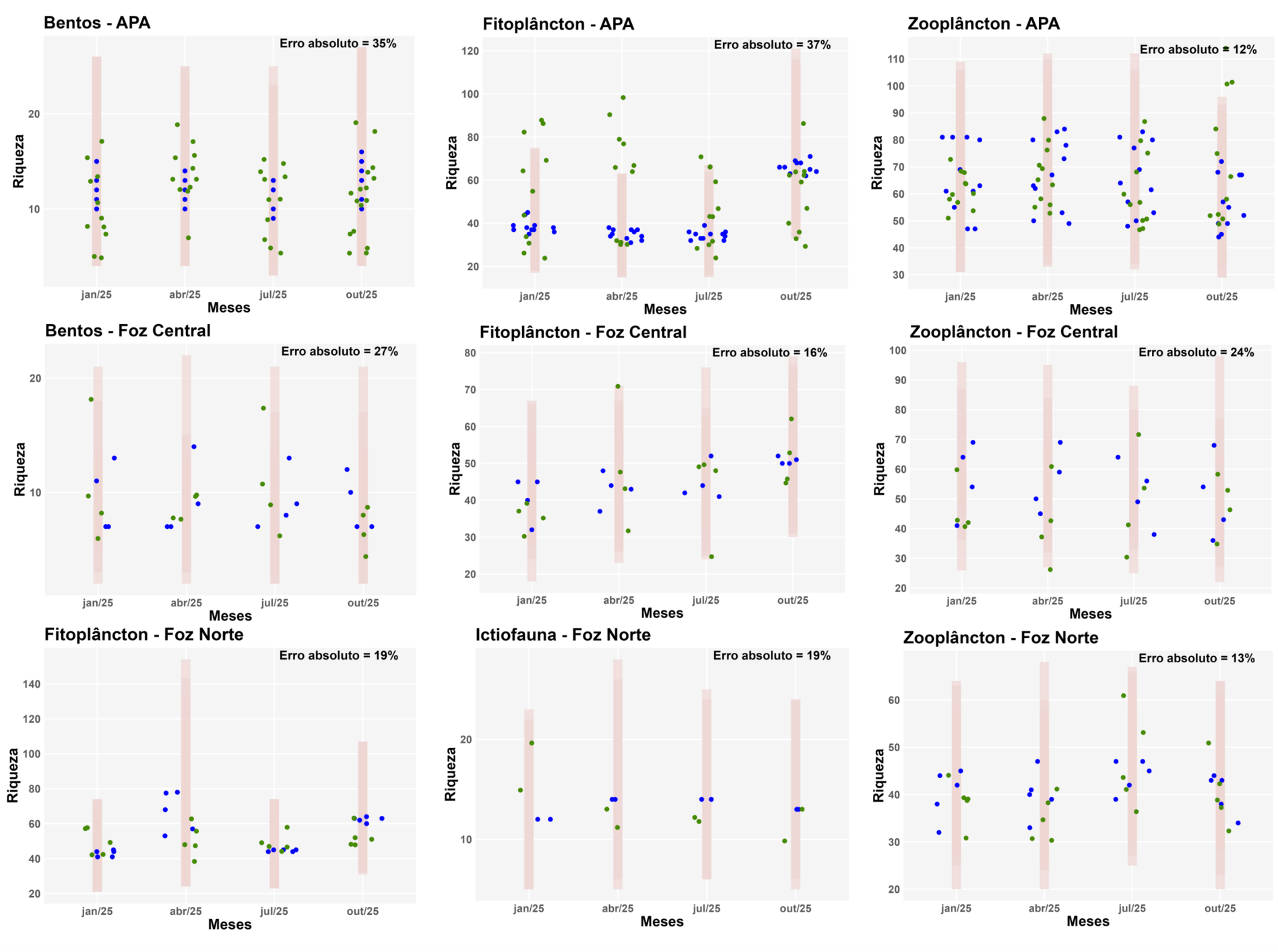


Figura 86: Séries temporais da Validação do cenário C1 para a riqueza de comunidades do Ambiente Marinho, ano 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados reais observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

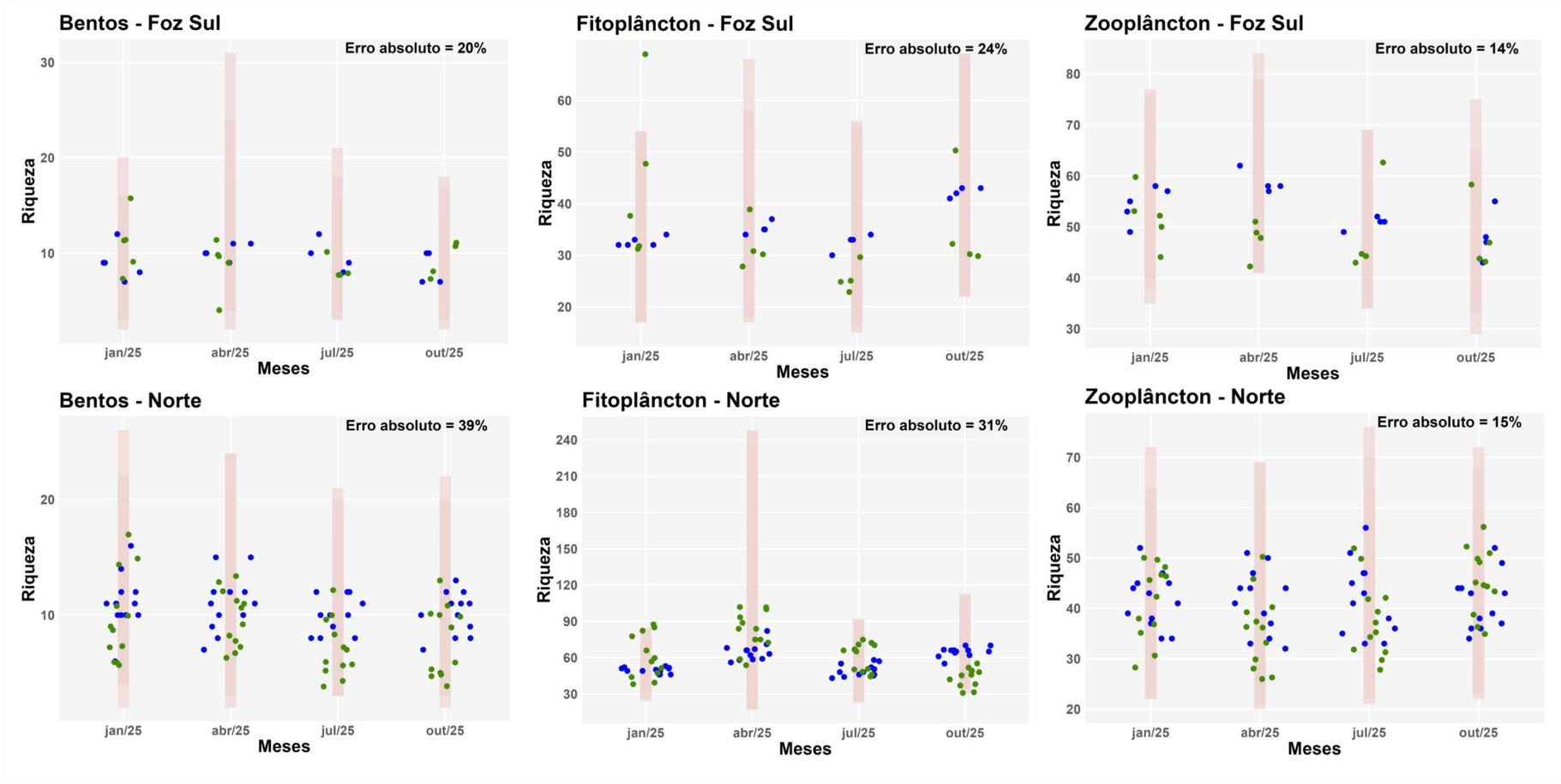


Figura 87: Séries temporais da Validação do cenário C1 para a riqueza de comunidades do Ambiente Costeiro, ano 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados reais observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

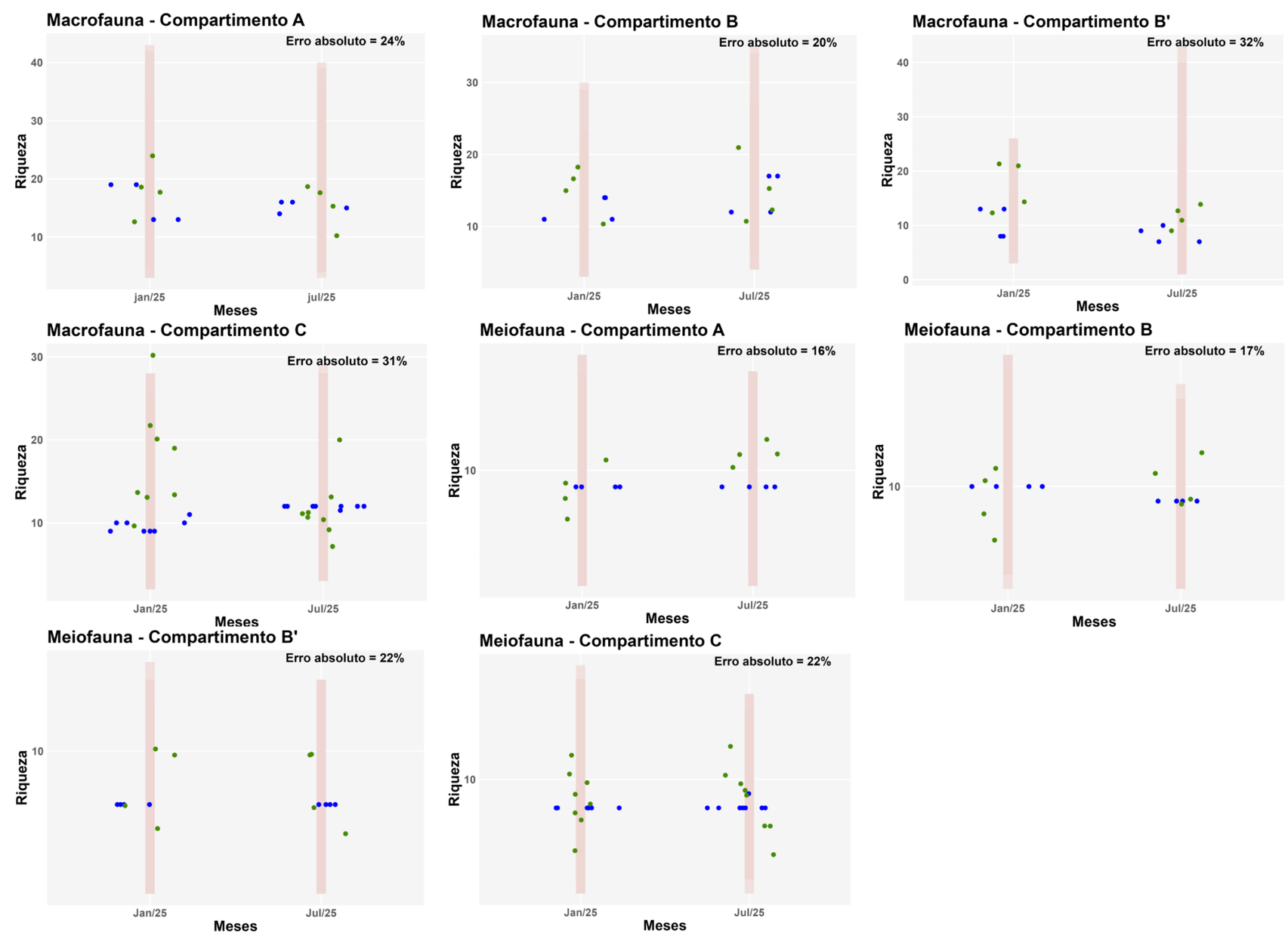
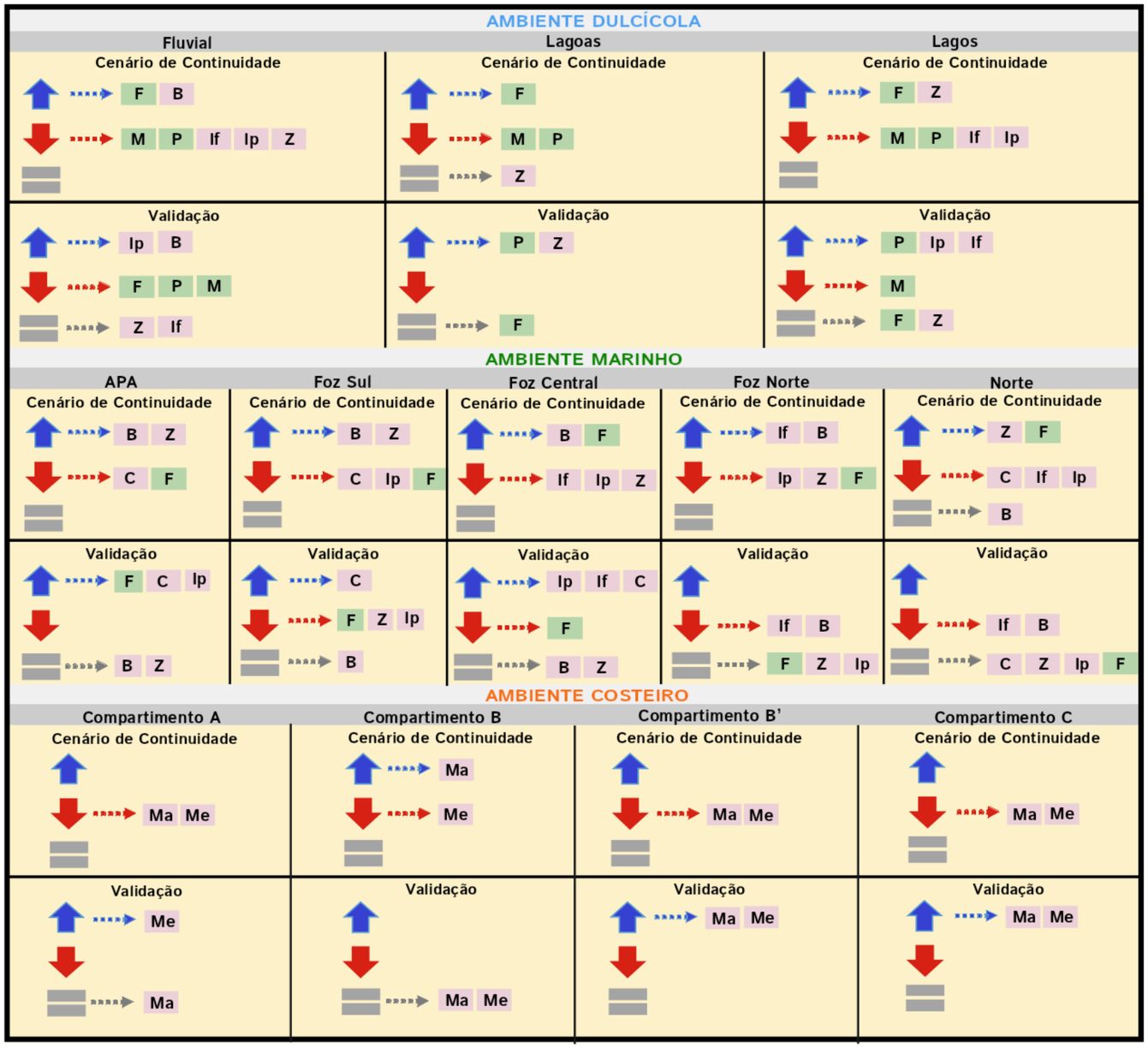


Figura 88: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para o cenário de continuidade e para a validação dos modelos para o ano de 2025. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação, sinal de igual indica estabilidade do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia.  Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.



#### 6.5.1.8 Simulação e Projeção de cenários para o ano de 2027

Para a simulação e projeção de cenários para o ano de 2027, foi mantida a mesma abordagem metodológica descrita na seção anterior e aplicada no relatório anterior (RA2024 – Fest, 2025). A análise dos cenários buscou representar possíveis respostas das comunidades aquáticas diante da continuidade das condições observadas e de situações ambientais distintas ou extremas.

Seguindo a metodologia anteriormente estabelecida, o comportamento temporal da riqueza das comunidades aquáticas foi avaliado por meio de Modelos Aditivos Generalizados Dinâmicos (Dynamic Generalized Additive Models – DGAM; CLARK & WELLS, 2023). Essa abordagem integra as relações entre a riqueza e as variáveis preditoras identificadas a partir dos Modelos Aditivos Generalizados (GAM; HASTIE, 1992) a um componente dinâmico da série temporal, permitindo incorporar a variabilidade temporal e as incertezas associadas às projeções. A partir dos padrões observados ao longo do monitoramento, foram construídas séries temporais projetadas para avaliar possíveis alterações futuras na riqueza das comunidades sob diferentes condições ambientais. Assim, os modelos que apresentaram ajuste adequado na etapa prévia de seleção de variáveis pelo GAM foram incorporados aos DGAM, constituindo a etapa final de projeção.

A seleção das variáveis preditoras foi realizada individualmente para cada comunidade e setor dos diferentes ambientes, considerando as particularidades de cada conjunto de dados. De modo geral, os modelos incorporaram variáveis relacionadas às concentrações de metais em suas diferentes frações, além de parâmetros físico-químicos da água e do sedimento, características granulométricas e hidrológicas e classes de uso e cobertura do solo. No Ambiente Dulcícola, foram consideradas principalmente concentrações de metais totais, dissolvidos e particulados, variáveis físico-químicas e a vazão do rio Doce, além das classes de uso e cobertura do solo. Ressalta-se que, nesse ambiente, diversas estações amostrais foram descontinuadas ao longo do período de monitoramento, resultando em diferenças na extensão e na continuidade das séries temporais entre setores e comunidades. No Ambiente Marinho, além das diferentes frações de metais, foram selecionadas variáveis relacionadas às condições físico-químicas, sedimentares, hidrológicas e meteoceanográficas, incluindo a altura significativa de onda. Para o Ambiente Costeiro, destacaram-se os metais pseudototais e as características granulométricas e composicionais do sedimento. As variáveis específicas selecionadas para cada comunidade e setor estão apresentadas na Tabela 17 (MS_Síntese Integrativa_RA2025 – simulação e projeção de cenários).

Foram mantidos os quatro cenários definidos anteriormente: Continuidade (C1), representando a manutenção das condições ambientais utilizadas como referência; Secas Prolongadas (C_SECAS), aplicado ao Ambiente Dulcícola; Eventos Hidrológicos Extremos (C_HIDRO), aplicado ao Ambiente Dulcícola e Costeiro; e Eventos Meteoceanográficos Extremos (C_METEO), aplicado aos ambientes Costeiro e Marinho. Para cada cenário, as variáveis foram ajustadas de acordo com as condições ambientais consideradas, possibilitando avaliar como alterações nesses fatores poderiam refletir sobre as projeções de riqueza.

As análises consideraram a série histórica disponível do monitoramento realizado pelo PMBA/Fest-UFES. As projeções obtidas foram comparadas com o comportamento da série temporal de referência, permitindo identificar tendências de aumento, declínio ou estabilidade da riqueza e avaliar possíveis diferenças nas respostas das comunidades entre os cenários simulados. Essa abordagem possibilita integrar a variabilidade histórica das comunidades às mudanças esperadas nas condições ambientais, contribuindo para a identificação de respostas potencialmente mais sensíveis às pressões consideradas. Assim, nesta etapa foi dada continuidade à estrutura analítica e aos procedimentos empregados anteriormente, permitindo a comparação dos resultados entre os diferentes períodos avaliados e entre os cenários projetados. Informações detalhadas sobre a construção dos modelos, definição das variáveis, simulação dos cenários e procedimentos de avaliação encontram-se nas seções metodológicas anteriores e no Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa_RA2025 – simulação e projeção de cenários).

#### 6.5.1.9 Resultados da simulação e Projeção de cenários para o ano de 2027

Os resultados das simulações e projeções dos cenários para o ano de 2027 são apresentados a seguir e sintetizados na Figura 96, que reúne as principais tendências de aumento, declínio ou estabilidade da riqueza observadas entre os diferentes cenários analisados. As figuras e tabelas complementares dessas análises estão disponíveis no Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa_RA2025 – simulação e projeção de cenários).

Para o Ambiente Dulcícola (Figura 89, Figura 90 e Figura 91), as projeções evidenciaram respostas distintas entre os setores e cenários analisados, considerando como aumento ou declínio as tendências da riqueza projetada em relação à série histórica de referência. No cenário de Continuidade (C1), predominaram tendências de aumento nos setores Fluvial e Lagos, correspondendo, respectivamente, a 75% e 60% das comunidades avaliadas. Nas Lagoas, por outro lado, prevaleceram tendências de declínio, observadas em 66,7% das comunidades. Assim, mesmo sob a continuidade das condições ambientais de referência, as projeções indicaram respostas distintas entre os setores, com maior predominância de tendências positivas no Fluvial e nos Lagos e negativas nas Lagoas.

As diferenças entre os cenários tornaram-se mais evidentes quando consideradas as alterações nas condições hidrológicas. No C_HIDRO, todas as comunidades dos setores Fluvial e Lagos apresentaram aumento da riqueza em relação à série histórica de referência, enquanto nas Lagoas permaneceram predominantemente tendências de declínio, correspondendo a 66,7% das comunidades avaliadas. Destacam-se, nesse cenário, as inversões observadas nos Lagos, onde Macroinvertebrados Bentônicos e Macrófitas, que apresentavam declínio em C1, passaram a apresentar tendências positivas. Assim, as projeções sob condições hidrológicas extremas foram predominantemente positivas nos setores Fluvial e Lagos, contrastando com a manutenção de respostas negativas nas Lagoas.

No C_SECAS, por sua vez, as respostas apresentaram maior variação entre os setores. Nas Lagoas, 100% das comunidades apresentaram aumento da riqueza em relação à série histórica de referência, enquanto nos Lagos essa tendência ocorreu em 60% das comunidades avaliadas. O setor Fluvial apresentou uma resposta mais equilibrada, com 50% das comunidades apresentando aumento e 50% declínio. Nesse setor, destacaram-se as inversões do Fitoplâncton e do Perifíton, que passaram de tendências de aumento em C1 para declínio no C_SECAS, enquanto as Macrófitas apresentaram comportamento inverso, passando de declínio em C1 para aumento sob condições de secas prolongadas.

As diferenças observadas entre os cenários C_SECAS e C_HIDRO reforçam a importância do regime hidrológico na estruturação das comunidades aquáticas, uma vez que alterações na vazão, no nível da água e na conectividade podem modificar a disponibilidade e a heterogeneidade dos habitats, as condições físico-químicas e os processos de dispersão dos organismos. Em condições de seca, a redução do fluxo e do volume de água pode promover perda de conectividade e alterações de habitats, embora a intensidade e a direção dessas respostas variem entre grupos taxonômicos e entre sistemas lóticos e lênticos (STUBBINGTON *et al.*, 2024). Essa variabilidade pode contribuir para compreender a maior heterogeneidade observada no C_SECAS.

Por outro lado, o predomínio de tendências de aumento no C_HIDRO, particularmente nos Lagos e no setor Fluvial, pode estar relacionado ao papel dos pulsos de inundação no restabelecimento da conectividade entre ambientes e na dispersão de organismos, processos reconhecidamente importantes para a manutenção da biodiversidade aquática (O'MARA *et al.*, 2024). Entretanto, eventos de maior vazão também podem aumentar a ressuspensão e o transporte de sedimentos, aspecto particularmente relevante no rio Doce (DUARTE *et al.*, 2021). Dessa forma, as respostas projetadas não devem ser interpretadas exclusivamente como efeitos positivos ou negativos das condições hidrológicas, mas como resultado da interação entre a dinâmica de cada setor, as características das comunidades e as pressões ambientais preexistentes.

No Ambiente Marinho (Figura 92, Figura 93 e Figura 94), as projeções também evidenciaram respostas distintas entre os setores e cenários analisados, considerando como aumento ou declínio as tendências da riqueza projetada em relação à série histórica de referência. No cenário de Continuidade (C1), predominaram tendências de declínio na APA, na Foz Sul e na Foz Norte, correspondendo, respectivamente, a 100%, 66,7% e 80% das comunidades avaliadas. Na Foz Central, as respostas foram equilibradas, com 50% das comunidades apresentando aumento e 50% declínio, enquanto no setor Norte foi observada tendência de aumento. Dessa forma, sob a continuidade das condições ambientais de referência, as projeções indicaram maior predominância de tendências negativas, sobretudo nos setores associados à região da foz do rio Doce.

No C_METEO, as respostas apresentaram algumas mudanças em relação ao cenário de Continuidade. Na Foz Sul, as comunidades passaram a apresentar aumento da riqueza em relação à série histórica de referência, enquanto na Foz Central essa tendência foi observada em todas as comunidades avaliadas. Na Foz Norte, apesar da maior ocorrência de declínios, houve redução de 80% em C1 para

60% no C_METEO, enquanto 40% das comunidades apresentaram tendências de aumento. Na APA permaneceu a tendência de declínio, enquanto no setor Norte foi mantido o aumento observado em C1.

Entre as principais mudanças no C_METEO, destacaram-se as respostas da Ictiofauna na Foz Sul e na Foz Central, que passaram de declínio em C1 para aumento sob as condições meteoceanográficas simuladas. Na Foz Norte, os Macroinvertebrados Bentônicos também apresentaram inversão, passando de declínio em C1 para aumento no C_METEO. Em contraste, Carcinofauna, Fitoplâncton e Ictioplâncton mantiveram tendências de declínio nesse setor nos dois cenários, enquanto o Zooplâncton permaneceu com tendência de aumento. Esses resultados evidenciam respostas distintas entre as comunidades, mas também uma maior persistência de tendências negativas na Foz Norte.

As diferenças observadas entre C1 e C_METEO podem estar associadas à forte influência da dinâmica meteoceanográfica sobre a região costeira e marinha adjacente à foz do rio Doce. A ação das ondas e das correntes exerce papel importante na ressuspensão e no transporte de sedimentos finos depositados na plataforma continental, modificando a turbidez, a disponibilidade de material particulado e as condições ambientais às quais as comunidades estão expostas. Na região do rio Doce, modelagens recentes demonstraram que a ação das ondas pode promover a ressuspensão de sedimentos e contribuir para seu transporte preferencial em direção ao norte, incluindo materiais associados aos rejeitos depositados na plataforma continental (VINZON *et al.*, 2024). Esse processo torna-se particularmente relevante diante da permanência de materiais provenientes do rompimento nos sedimentos marinhos (CAGNIN *et al.*, 2024).

Nesse contexto, a predominância de declínios na Foz Norte, observada tanto em C1 quanto no C_METEO, merece atenção por coincidir com uma região reconhecida como importante trajetória de dispersão e deposição de materiais provenientes do rio Doce. Estudos demonstraram maior dispersão da pluma fluvial em direção ao norte, além da presença persistente de rejeitos e enriquecimento de metais nos sedimentos da região marinha adjacente à foz (AGUIAR *et al.*, 2023). Entretanto, a ocorrência de aumentos para algumas comunidades no C_METEO demonstra que as respostas às alterações meteoceanográficas não são uniformes. Dessa forma, assim como observado no Ambiente Dulcícola, as tendências projetadas devem ser interpretadas considerando conjuntamente as características de cada comunidade, as particularidades de cada setor e a interação entre a dinâmica ambiental natural e as pressões preexistentes na região marinha.

No Ambiente Costeiro (Figura 95), as projeções indicaram predominantemente tendências de aumento da riqueza em relação à série histórica de referência. No cenário de Continuidade (C1), tanto a Macrofauna do Compartimento B quanto a Meiofauna do Compartimento C apresentaram tendências positivas. No C_METEO, foi mantido o padrão observado em C1, com tendências de aumento da riqueza para as duas comunidades avaliadas. Tanto a Macrofauna quanto a Meiofauna permaneceram com respostas positivas diante das condições meteoceanográficas simuladas, não sendo observadas inversões na direção das tendências em relação ao cenário de Continuidade. Dessa forma, diferentemente do observado no Ambiente Marinho, as alterações meteoceanográficas simuladas não

resultaram em mudanças no sentido das tendências projetadas para as comunidades do Ambiente Costeiro.

No C_HIDRO, entretanto, as respostas foram distintas entre os compartimentos. A principal mudança ocorreu para a Macrofauna do Compartimento B, que passou da tendência de aumento observada em C1 para declínio sob as condições hidrológicas simuladas. Para a Meiofauna do Compartimento C, por outro lado, foi mantida a tendência positiva, indicando respostas distintas das comunidades bentônicas costeiras às alterações relacionadas ao aumento da influência hidrológica. Assim, os resultados indicaram maior estabilidade na direção das tendências entre C1 e C_METEO, com aumento da riqueza para as duas comunidades avaliadas, enquanto o C_HIDRO promoveu respostas contrastantes entre os compartimentos. A inversão observada para a Macrofauna demonstra que as condições hidrológicas simuladas podem produzir respostas distintas daquelas relacionadas às alterações meteoceanográficas, enquanto a manutenção do aumento para a Meiofauna sugere diferenças na resposta das comunidades às condições ambientais projetadas. Entretanto, considerando que apenas duas comunidades foram avaliadas, esses padrões devem ser interpretados individualmente para cada compartimento, evitando generalizações.

De maneira geral, as projeções demonstraram que as respostas da riqueza aos cenários simulados foram heterogêneas entre ambientes, setores e comunidades, não sendo observado um padrão único de aumento ou declínio (Figura 96). No Ambiente Dulcícola, destacaram-se as respostas predominantemente positivas ao C_HIDRO nos setores Fluvial e Lagos, enquanto o C_SECAS produziu maior variabilidade entre os setores. No Ambiente Marinho, as tendências negativas foram mais persistentes nos setores associados à foz do rio Doce, especialmente na Foz Norte, embora o C_METEO também tenha promovido inversões positivas para algumas comunidades. No Ambiente Costeiro, por sua vez, as tendências foram predominantemente positivas em C1 e C_METEO, enquanto o C_HIDRO resultou em respostas distintas entre Macrofauna e Meiofauna. Esse conjunto de resultados evidencia que a resposta das comunidades às alterações ambientais depende não apenas da natureza e intensidade da perturbação, mas também das características ecológicas de cada grupo e das particularidades ambientais e espaciais de cada setor. Nesse contexto, a ocorrência e, principalmente, a persistência de tendências de declínio em determinados cenários merecem atenção quanto à capacidade de resistência e resiliência dessas comunidades.

As projeções também reforçam que a dinâmica da riqueza resulta da interação entre múltiplos fatores, incluindo características físico-químicas e hidrológicas, condições meteoceanográficas e classes de uso e cobertura do solo, cujas contribuições variaram entre comunidades e setores. Dessa forma, aumentos projetados de riqueza não devem ser interpretados necessariamente como recuperação ambiental, assim como os declínios não podem ser atribuídos isoladamente a uma única pressão, uma vez que os modelos representam respostas integradas às condições ambientais consideradas em cada cenário. Além disso, as projeções permanecem condicionadas à extensão e à estrutura das séries temporais disponíveis, aspecto particularmente relevante. A continuidade do PMBA/Fest-UFES, com a ampliação das séries temporais e o acompanhamento das variáveis bióticas e abióticas, deverá

contribuir para reduzir as incertezas das projeções e verificar se as tendências identificadas se mantêm ao longo do tempo.

Figura 89: Séries temporais dos cenários projetados para o setor fluvial do Ambiente Dulcícola para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.

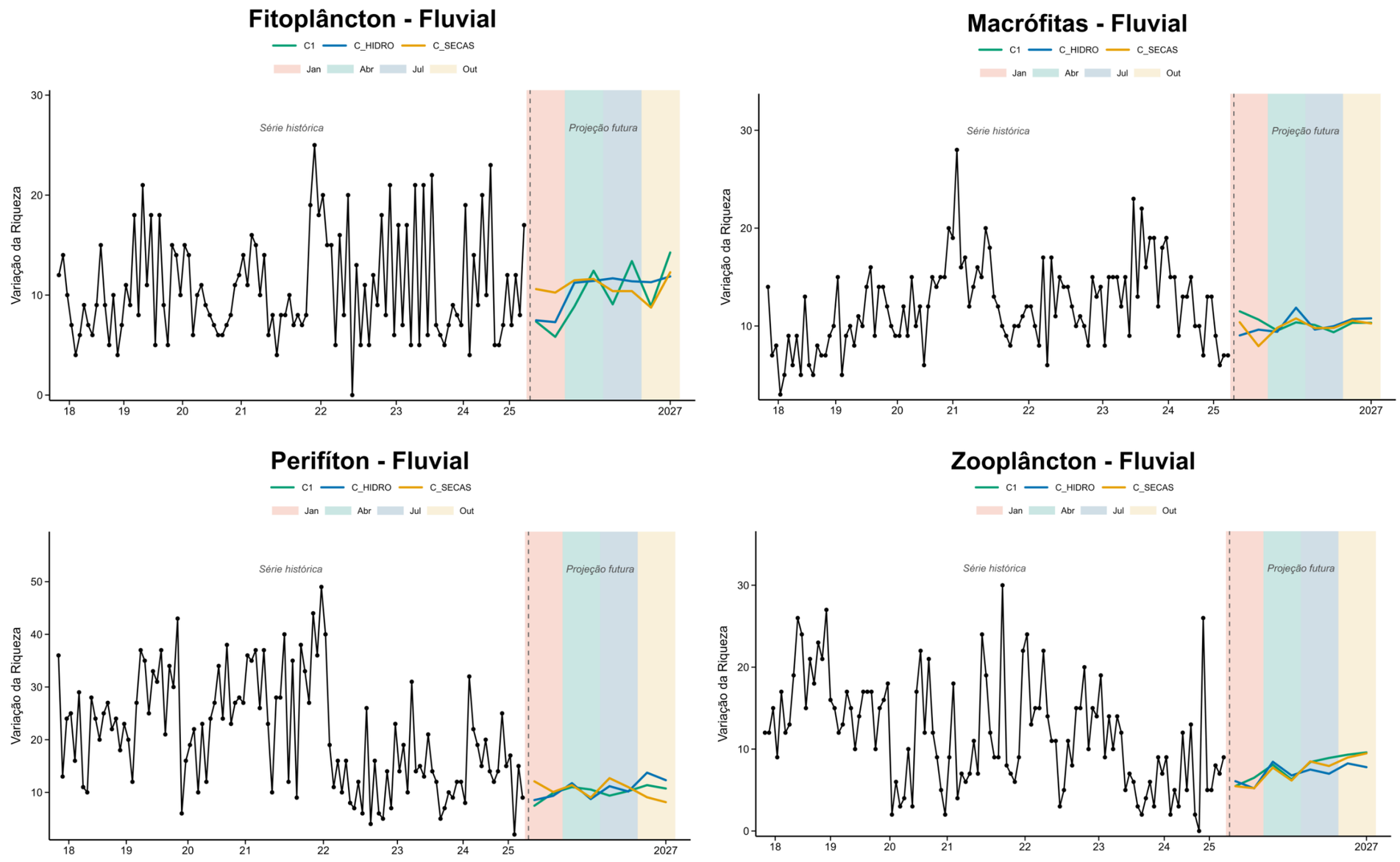


Figura 90: Séries temporais dos cenários projetados para o setor Lagoas do Ambiente Dulcícola para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.

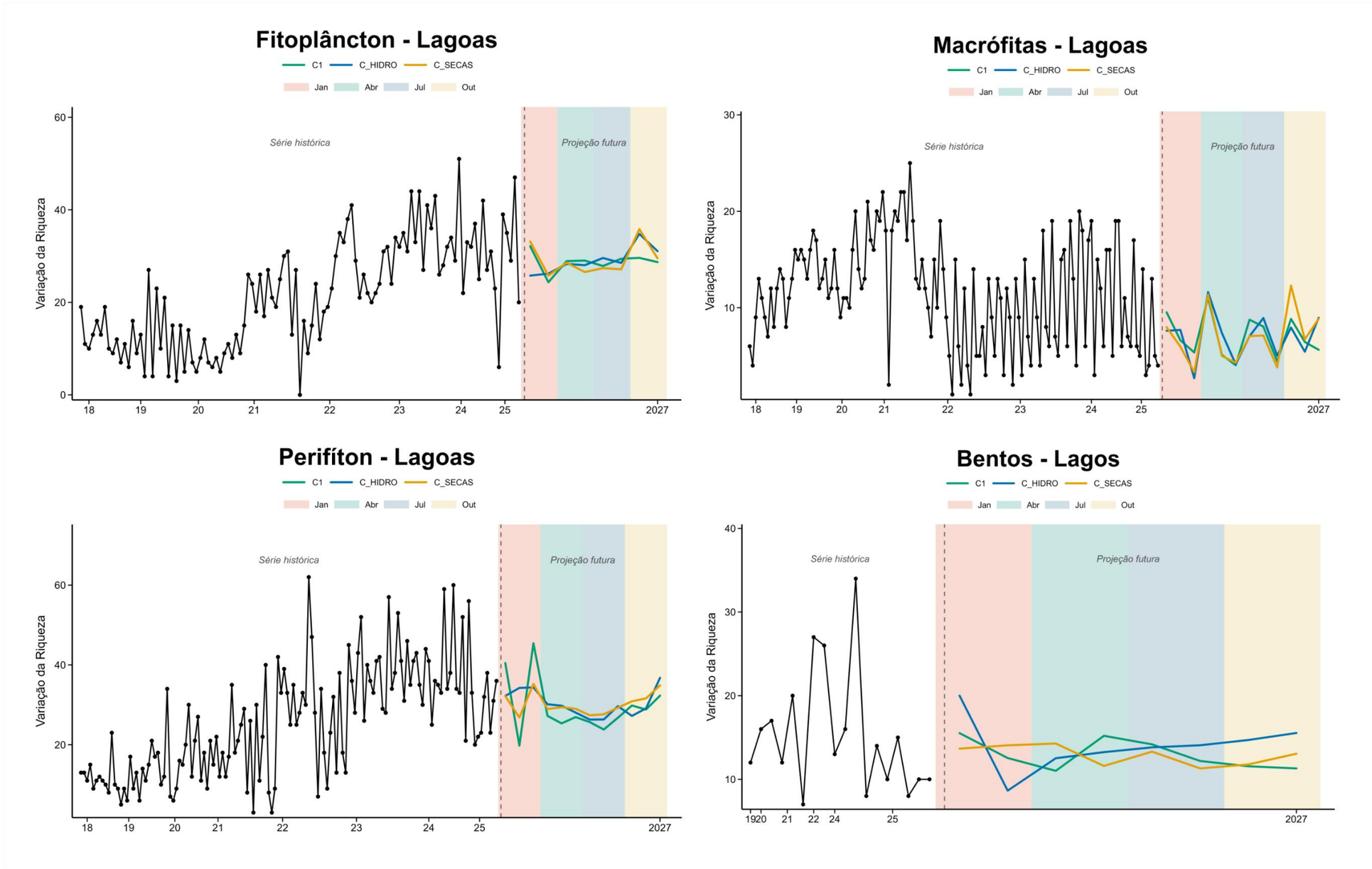
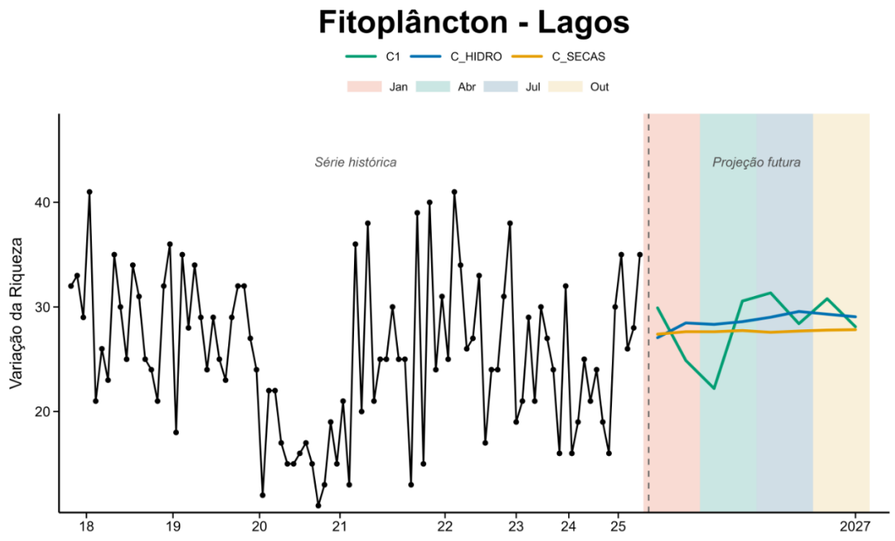
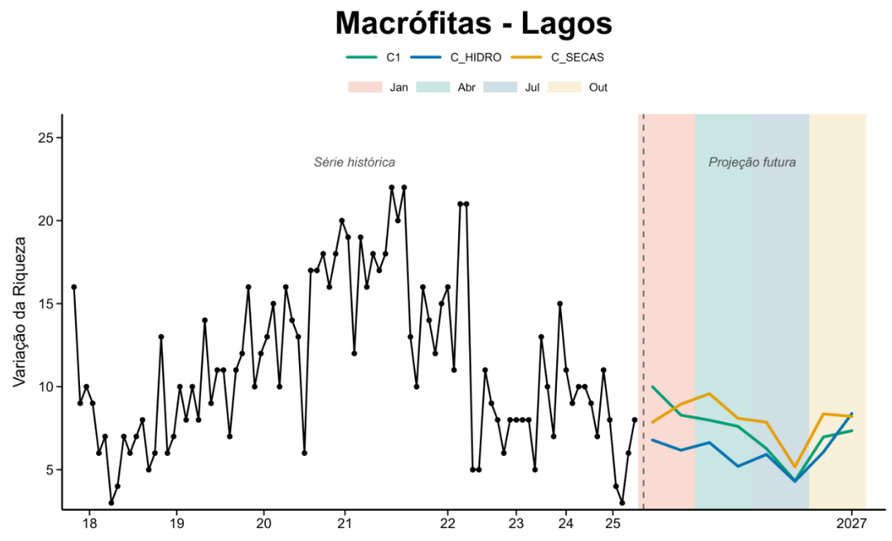
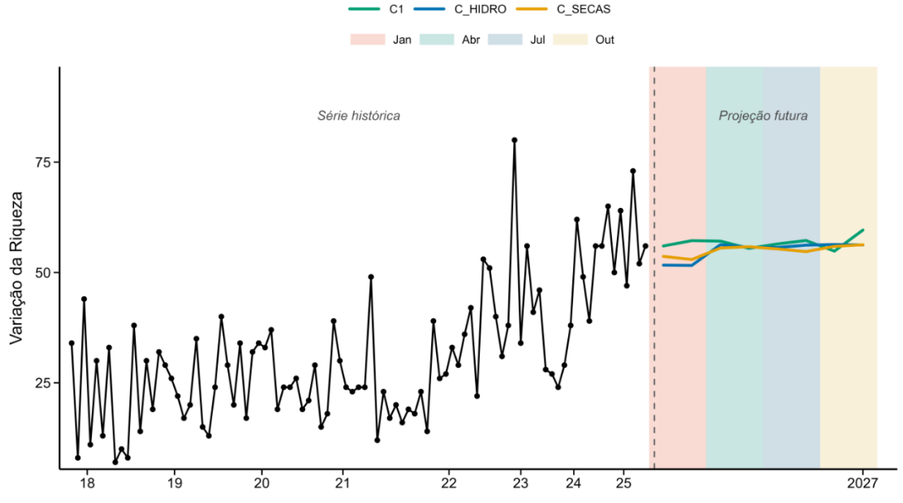


Figura 91: Séries temporais dos cenários projetados para o setor Lagos do Ambiente Dulcícola para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.



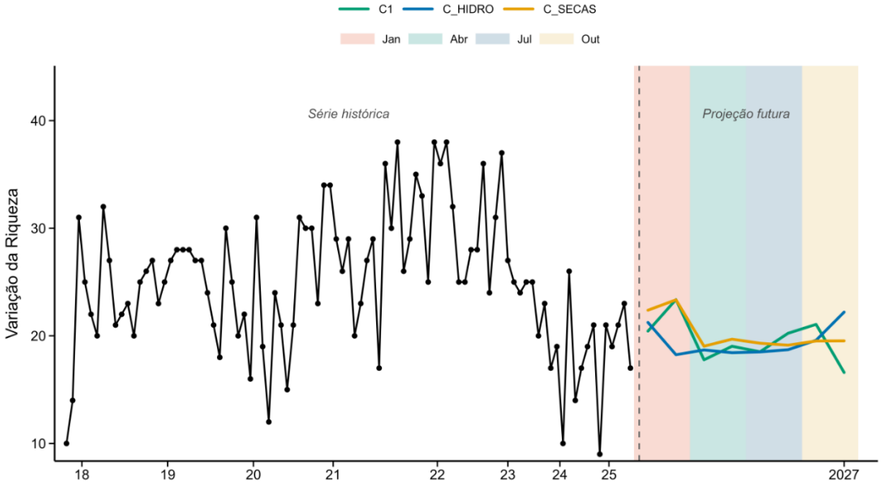
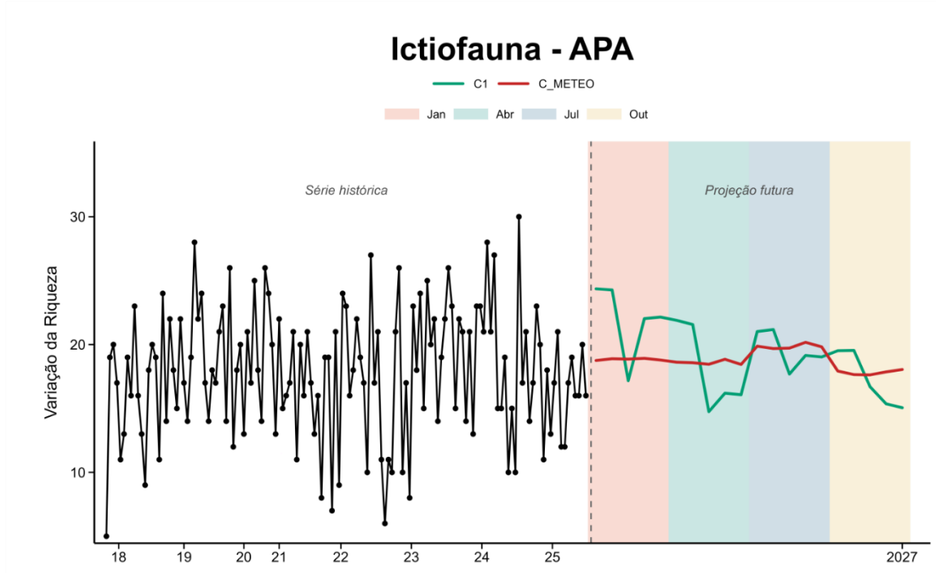
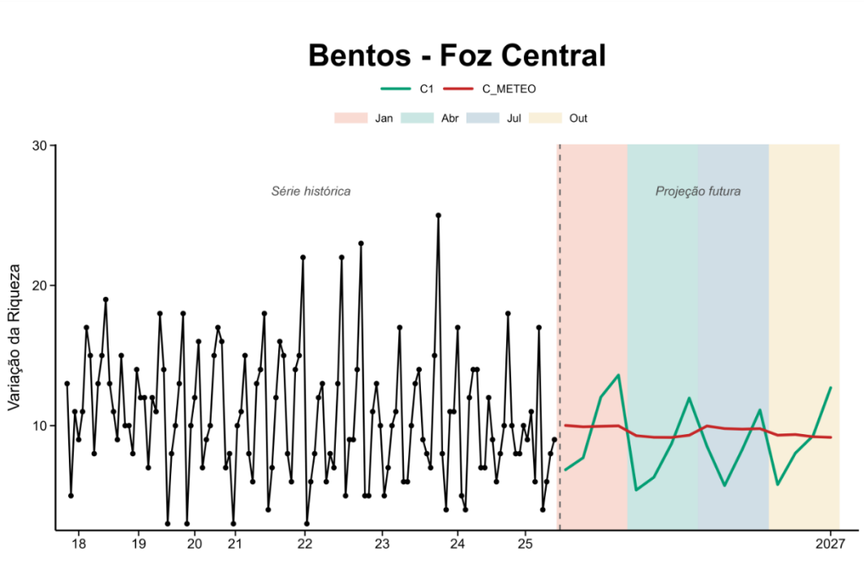
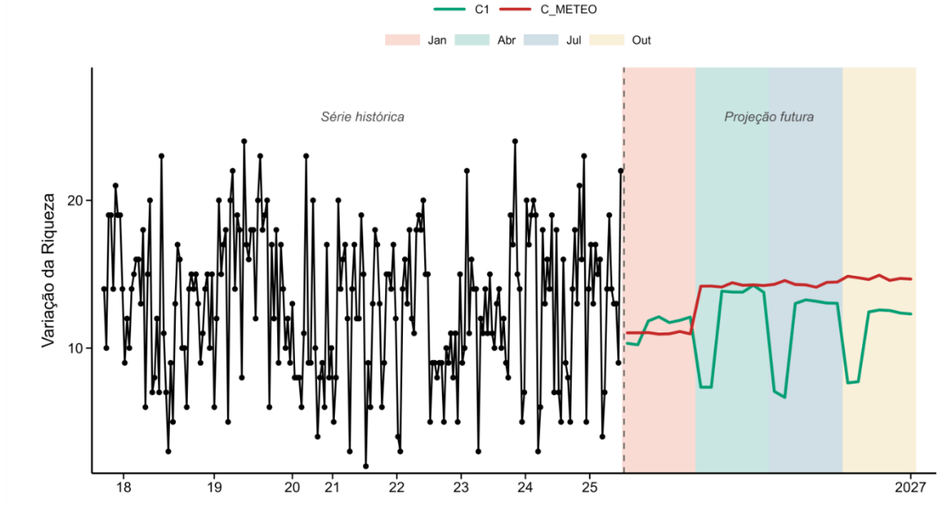



Figura 92: Séries temporais dos cenários projetados para o Ambiente Marinho para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.



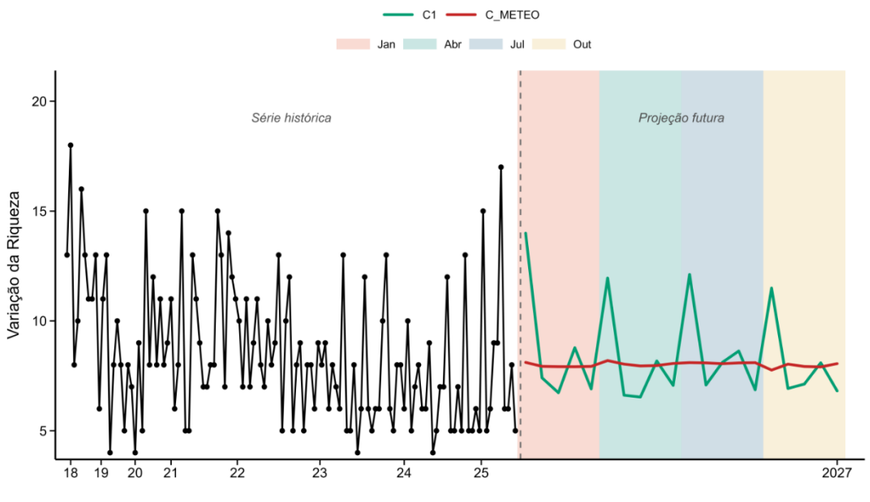



Figura 93: Séries temporais dos cenários projetados para o Ambiente Marinho para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.

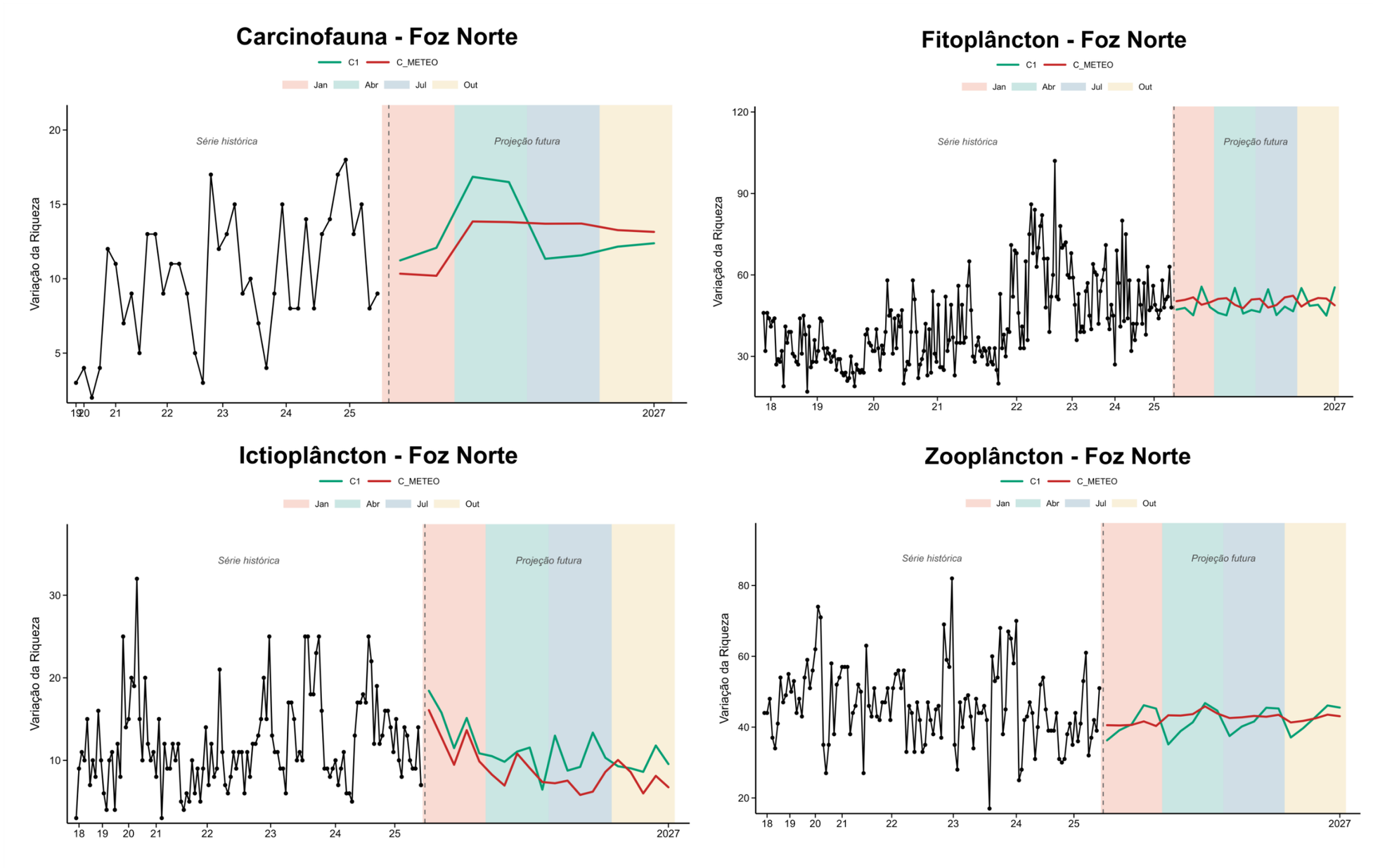
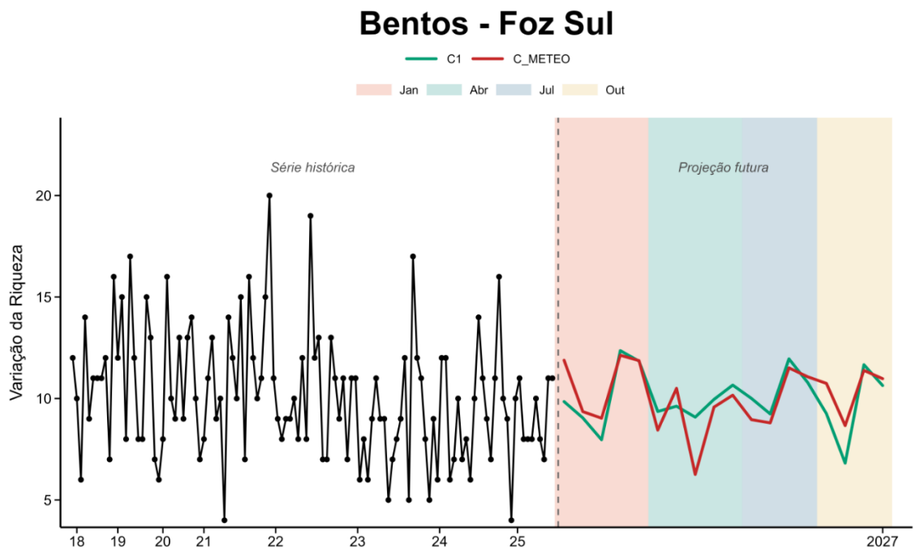
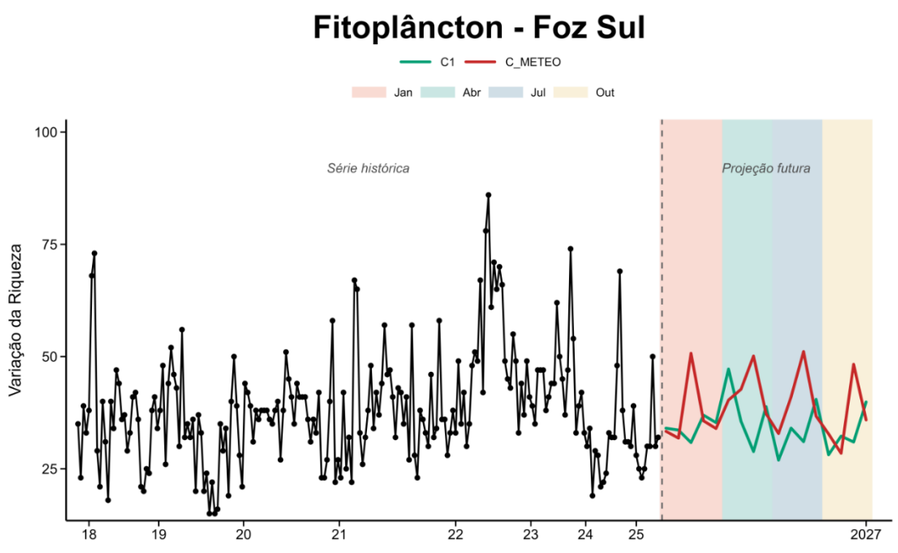
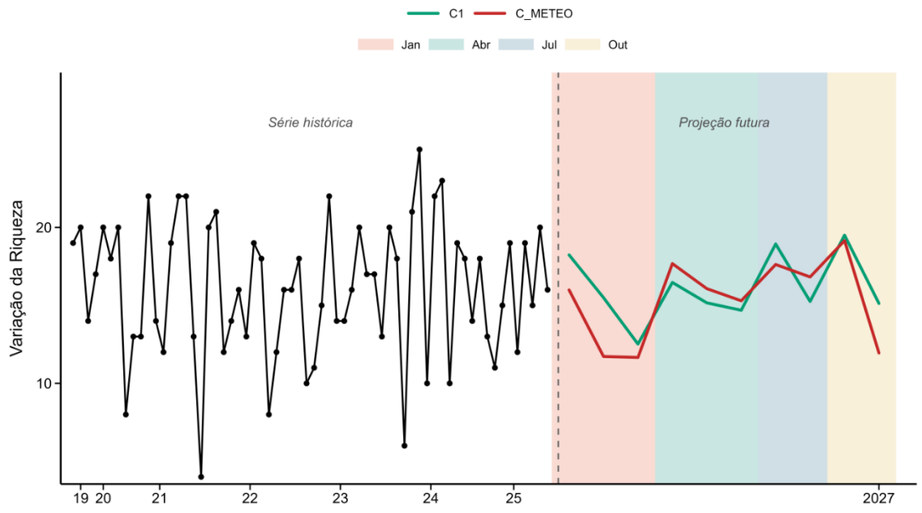


Figura 94: Séries temporais dos cenários projetados para o Ambiente Marinho para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.



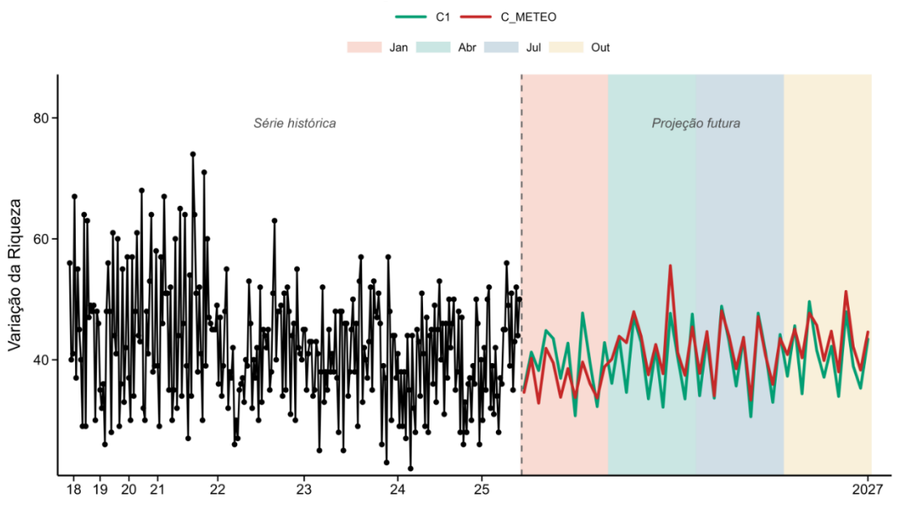
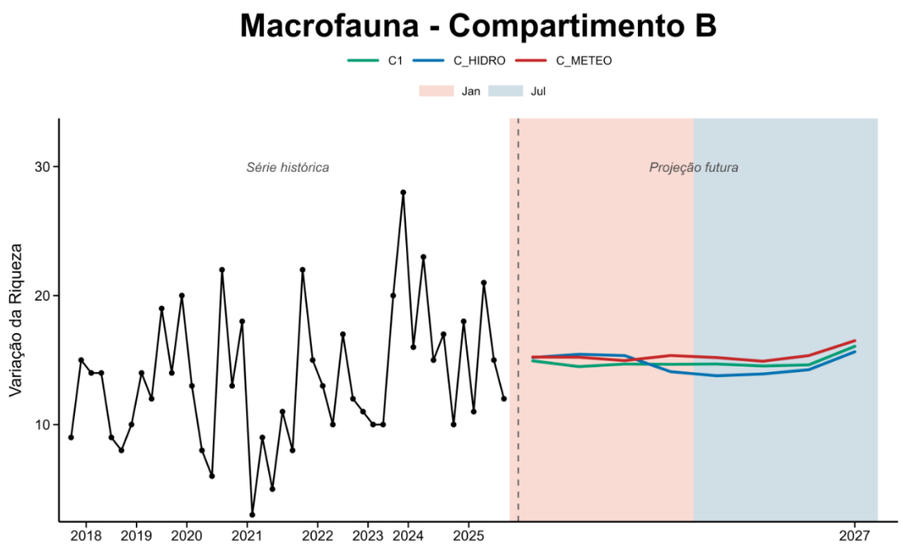



Figura 95: Séries temporais dos cenários projetados para o Ambiente Costeiro para o ano de 2027. Os pontos e linhas pretas representam os valores observados ao longo da série histórica. Na projeção futura, as linhas representam as medianas dos valores de riqueza projetados pelos modelos DGAM para os cenários. As faixas coloridas indicam os períodos correspondentes às campanhas projetadas de janeiro, abril, julho e outubro. A linha vertical tracejada delimita a série histórica e o período de projeção futura.



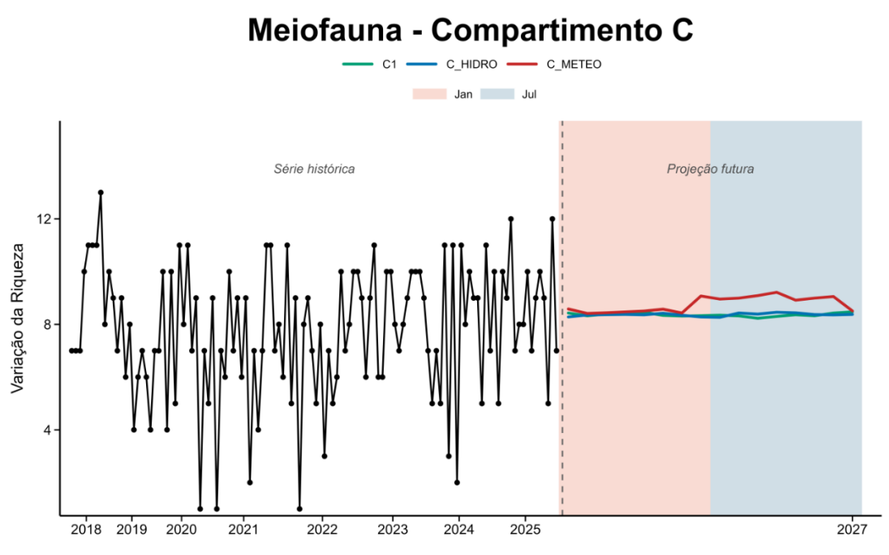
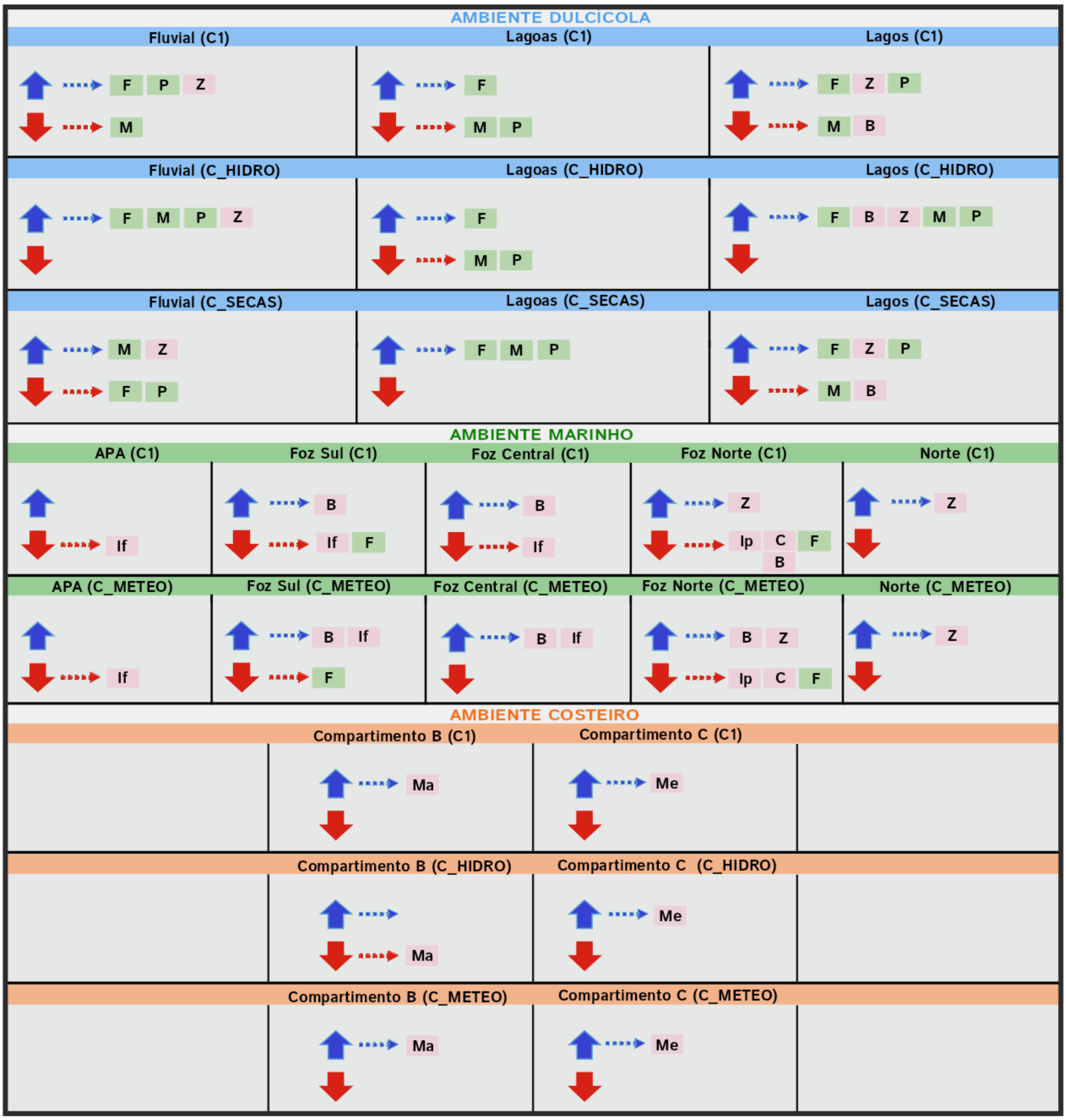



Figura 96: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para o ano de 2027. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia. Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.



### 6.5.2 Priorização de áreas

Esta seção apresenta a definição de áreas prioritárias para conservação e gestão na área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, destacando a importância de direcionar esforços e recursos para as regiões de maior vulnerabilidade e relevância ecológica. Seguindo o último componente do modelo DPSIR, isto é, as respostas, os resultados das seções anteriores foram sintetizados em três produtos cartográficos: (1) o mapa de Estado, que descreve a condição do ambiente e da biodiversidade; (2) o mapa de Impacto, que descreve a pressão exercida sobre a biota; e (3) o índice integrado, que combina as duas camadas em uma única superfície de referência.

Em relação ao RA2024 (Fest, 2025), a abordagem metodológica foi aprimorada em três pontos principais: a substituição das notas ordinais por funções de valor contínuas, ancoradas em limiares com significado ecológico; a incorporação das métricas de biodiversidade em sua forma contínua; e a avaliação formal da sensibilidade do resultado à escolha dos pesos, por simulação de Monte Carlo.. Em função dessas alterações, e a exemplo do que ocorreu na transição entre o RA2023 e o RA2024, a comparação numérica direta entre os mapas deste relatório e os dos relatórios anteriores não é viável, ainda que os padrões espaciais possam ser interpretados em conjunto. Soma-se a isso o acréscimo de dezoito meses à série de monitoramento em relação ao RA2024, que redistribui os valores de todas as camadas. Entre as mudanças de método, a de maior efeito é a substituição das notas ordinais por funções de valor contínuas, que redistribui cada indicador ao longo de toda a escala em vez de agrupá-lo em quatro degraus. As duas mudanças atuam no mesmo sentido e tornam inviável a comparação numérica direta entre os mapas deste relatório e os dos relatórios anteriores, ainda que os padrões espaciais possam ser interpretados em conjunto.

#### 6.5.2.1 Abordagem metodológica

Foram utilizados os dados consolidados até janeiro de 2026. Para os indicadores de estado da qualidade da água (CWQI) e do sedimento (SQG-q) e para o índice de pressão tóxica (msPAF), o nível de referência corresponde à média das quatro campanhas do Ano 7 e 8 de monitoramento, por refletirem as condições atuais dos ambientes monitorados. Os indicadores de estabilidade temporal, sincronia espacial e proporção de táxons alterados (TITAN) consideram toda a série de monitoramento, uma vez que a resposta da biodiversidade é cumulativa e a sua condição atual reflete a trajetória histórica. As métricas de biodiversidade (riqueza total, diversidade beta e similaridade total) correspondem à consolidação apresentada neste relatório.

Cada indicador foi convertido para uma escala comum de 0 a 1 por meio de funções de valor, em que 0 representa as melhores condições e 1 as piores, conforme a teoria do valor multiatributo (KEENEY & RAIFFA, 1976) e sua aplicação à gestão ambiental (BEINAT, 1997; OECD, 2008). Para a qualidade da água, a função corresponde a (100 - CWQI)/100, respeitando a orientação do índice de Saffran *et al.* (2001), no qual valores altos indicam melhor qualidade e a classe Bom corresponde a CWQI igual ou

superior a 80. Para o sedimento, a função corresponde ao quociente SQG-q dividido por 1,0, com saturação em 1, ancorada nos limiares de MacDonald *et al.* (2004), que definem valores inferiores a 0,1 como não impactados, entre 0,1 e 1,0 como moderadamente impactados e superiores a 1,0 como altamente impactados. O msPAF, por já representar uma fração de espécies potencialmente afetadas, entrou pela própria magnitude. A estabilidade, a sincronia e o TITAN (BAKER & KING, 2010), para os quais não há medição contínua com limiar de referência próprio, mantiveram as notas padronizadas atribuídas pelos especialistas a partir das medianas por estação, divididas pelo teto da escala (valor = 4).

As métricas de biodiversidade passaram a compor o mapa de Estado em sua forma contínua, reescalonadas entre o mínimo e o máximo observados em cada ambiente. O sentido de cada métrica foi calibrado pela correlação com as notas atribuídas pelos especialistas: a diversidade beta (r = -0,92) e a riqueza total (r = -0,37) entraram com sentido invertido, pois valores altos indicam melhores condições, enquanto a similaridade total (r = +0,96) entrou de forma direta, por indicar homogeneização biótica. As correlações elevadas obtidas para beta e similaridade demonstram que as notas anteriores eram, essencialmente, versões discretizadas dessas medidas, de modo que a substituição preserva a leitura dos especialistas e ganha resolução.

O mapa de Estado corresponde à média aritmética, com pesos iguais, de cinco camadas: qualidade da água, qualidade do sedimento, riqueza total, diversidade beta e similaridade total. O mapa de Impacto corresponde à média de quatro camadas: msPAF, estabilidade temporal, sincronia espacial e TITAN. O índice integrado corresponde à média entre as camadas de Estado e Impacto. A opção por pesos iguais segue o princípio da agregação aditiva de valor e evita ponderações subjetivas, e sua influência sobre o resultado foi testada formalmente, como descrito adiante. Destaca-se que Estado e Impacto medem dimensões distintas e nem sempre coincidentes no espaço; por essa razão, a leitura conjunta das duas camadas é recomendada para a decisão, evitando que condições opostas se compensem em um único número.

A partir das mesmas camadas, foi derivado um produto de classificação em quatro classes de prioridade. Estado e Impacto foram relativizados dentro de cada ambiente e divididos em tercis, e cada célula foi classificada pela combinação das duas leituras: prioridade Máxima quando a célula ocupa o terço mais desfavorável dos dois eixos simultaneamente; Alta quando ocupa o terço mais desfavorável de um eixo e o intermediário do outro; Média para as demais combinações intermediárias, incluindo os casos em que um eixo desfavorável é acompanhado pelo terço mais favorável do outro; e Baixa quando os dois eixos ocupam o terço mais favorável. Diferentemente do índice integrado, essa regra é não compensatória: um eixo em boas condições não anula a condição desfavorável do outro, apenas atenua a classe resultante. A classificação preserva, assim, os alertas que a média tende a diluir quando os padrões espaciais de Estado e de Impacto não coincidem.

A sensibilidade da priorização à escolha dos pesos foi avaliada por simulação de Monte Carlo, com 900 combinações de pesos sorteadas de uma distribuição de Dirichlet, todas somando 100% e com afastamento crescente em relação aos pesos iguais, aplicadas simultaneamente às cinco camadas de

Estado e às quatro de Impacto. A correlação de postos de Spearman entre o índice integrado resultante e o obtido com pesos iguais apresentou mediana de 0,97 para afastamentos pequenos (até 9%), de 0,93 para afastamentos moderados (16%) e de 0,85 para afastamentos amplos (24%), decaindo apenas sob combinações extremas e pouco defensáveis de pesos (mediana de 0,58 para afastamento de 63%). O padrão espacial das áreas de maior e de menor prioridade permaneceu, portanto, estável na faixa realista de variação, o que demonstra que o resultado não depende de uma escolha particular de pesos.

#### 6.5.2.2 Estado, Impacto e índice integrado

O mapa de Estado (Figura 97A) apresentou valores entre 0,32 e 0,44, faixa intermediária da escala absoluta. As piores condições concentram-se no setor marinho ao sul da foz do rio Doce, estendendo-se pela porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e em trechos da calha dulcícola. O setor marinho ao norte apresentou as melhores condições de estado. A decomposição por camadas explica esse padrão. A qualidade da água manteve-se em boas condições em todo o sistema, com funções de valor médias de 0,04 no ambiente dulcícola e de 0,16 a 0,19 no marinho, o que equivale a CWQI nas classes Bom a Excelente. O sedimento distingue claramente os ambientes: no dulcícola, o quociente médio corresponde a 0,10, no limite da classe não impactada, enquanto no marinho as funções de valor de 0,19 a 0,22 confirmam a permanência do sedimento na classe moderadamente impactada de MacDonald *et al.* (2004), com os maiores quocientes na porção rasa adjacente à foz e no setor sul, em consonância com a maior deposição de sedimento lamoso aportado pelo rio Doce e com a presença do material ligado ao desastre nessas áreas, conforme descrito pelo Tema Sedimentação Marinha. Entre as métricas de biodiversidade, a diversidade beta reduzida é generalizada e mais acentuada no ambiente marinho, e a similaridade elevada no setor sul e em segmentos da calha indica homogeneização das comunidades próximas à foz.

O mapa de Impacto (Figura 97B) apresentou valores entre 0,31 e 0,43, faixa equivalente à do Estado, o que indica que a pressão sobre a biota, embora persistente, situa-se em patamar intermediário da escala absoluta. A decomposição por camadas revela que nenhuma delas domina isoladamente o Impacto: a estabilidade temporal apresentou funções de valor entre 0,50 e 0,59 nos dois ambientes, a sincronia espacial variou de 0,17 a 0,42, o TITAN de 0,31 a 0,38 e o msPAF de 0,28 a 0,31. A diferenciação espacial é dada pela sincronia e pelo TITAN, ambos com os maiores valores no setor marinho ao norte da foz (0,38), em consonância com as análises da seção correspondente, que identificaram efeitos pronunciados dos metais particulados ligados ao desastre, especialmente Al, Fe e Mn, sobre as densidades dos táxons nos setores APA, Foz Central e Foz Norte. No setor marinho ao sul da foz, em contraste, a sincronia é a mais baixa de todo o sistema (0,17), o que reduz o Impacto desse setor (0,33) apesar de sua condição de estado mais desfavorável. Como consequência, os maiores valores de Impacto ocorrem no setor Norte e em trechos da calha dulcícola (0,38 a 0,40), com padrão espacial praticamente complementar ao do Estado, o que reforça a necessidade da leitura conjunta das duas dimensões para a decisão.

O índice integrado (Figura 98A) variou entre 0,34 e 0,40, amplitude estreita que decorre da sua natureza compensatória: como os padrões espaciais de Estado e de Impacto são praticamente complementares, condições opostas se atenuam na média. Com a escala ajustada à amplitude dos dados, os maiores valores concentram-se no setor marinho ao norte da foz e no entorno da desembocadura, entre Linhares e a foz, e os menores no extremo nordeste da área monitorada, em porções da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e em segmentos da calha. A classificação em quatro classes (Figura 98B) complementa o índice ao explicitar as combinações: a prioridade Máxima restringe-se a manchas pontuais da calha dulcícola (menos de 1% da área monitorada); a classe Alta (19%) forma um cinturão no setor Norte, sustentada pela resposta biótica, e ocorre no entorno da foz e em trechos da calha; a classe Média (54%) abrange a maior parte do sistema, incluindo o setor marinho ao sul da foz, onde a condição desfavorável de estado é acompanhada pelo menor impacto do sistema; e a classe Baixa (26%) delimita o extremo nordeste, porções da APA e segmentos do rio. O índice responde à pergunta sobre a intensidade média da alteração, e as classes respondem à pergunta sobre onde os dois problemas coincidem.

Figura 97: Mapas de Estado (A) e de Impacto (B) da área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, com nível de referência no Ano 7 de monitoramento (outubro de 2024 a julho de 2025). O mapa de Estado corresponde à média, com pesos iguais, das funções de valor de cinco camadas: qualidade da água (CWQI, convertida por (100 - CWQI)/100, com referência na classificação de Saffran *et al.*, 2001), qualidade do sedimento (quociente SQG-q dividido por 1,0, com limiares de MacDonald *et al.*, 2004) e métricas contínuas de biodiversidade (riqueza total e diversidade beta, com sentido invertido, e similaridade total, indicadora de homogeneização). O mapa de Impacto corresponde à média de quatro camadas: índice de pressão tóxica (msPAF, em magnitude), estabilidade temporal das comunidades, sincronia espacial das espécies e proporção de táxons alterados pelos contaminantes (TITAN; Baker e King, 2010), as três últimas calculadas sobre toda a série de monitoramento. Ambos os mapas estão na escala comum de 0 a 1, em que 0 indica melhores condições (verde) e 1 as piores condições (vermelho); a interpolação foi realizada separadamente para os ambientes marinho-costeiro e dulcícola, sem transposição da foz.

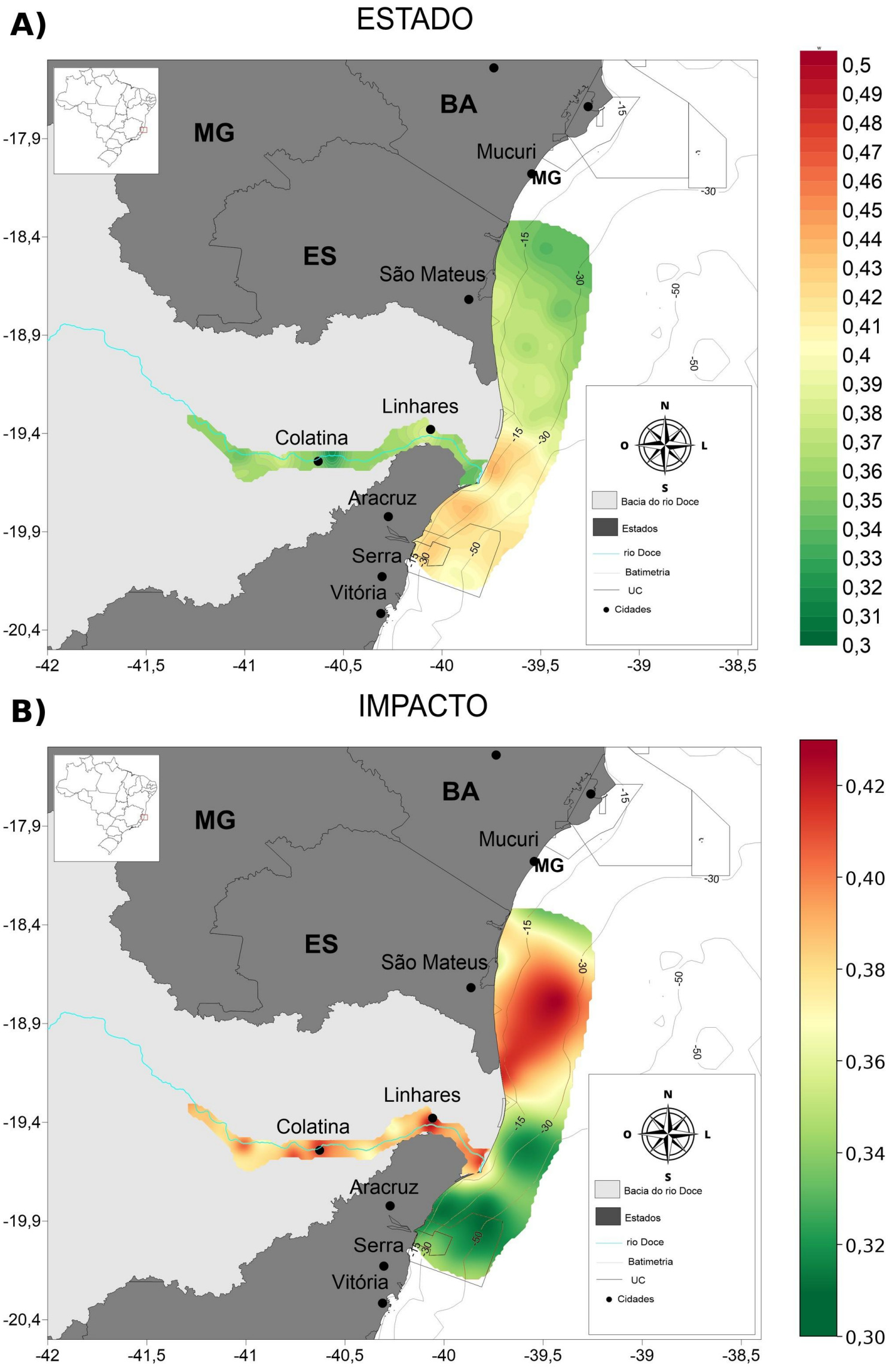
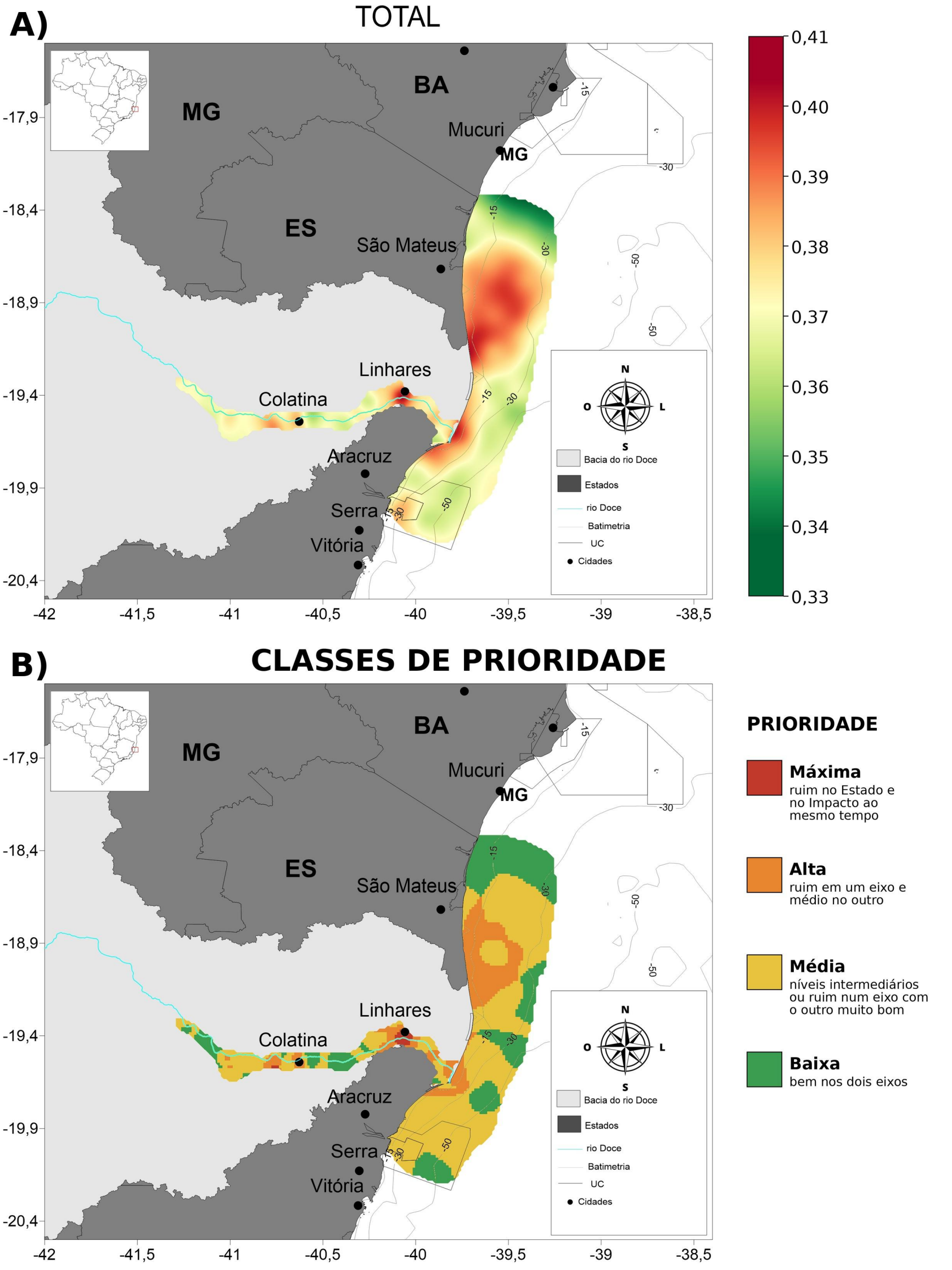


Figura 98: Síntese integrada da área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES. A) Índice integrado, correspondente à média das camadas de Estado e de Impacto (Figura 97), com a escala de cores ajustada à amplitude observada dos dados (0,34 a 0,40); valores mais altos indicam piores condições. B) Classes de prioridade, obtidas pela combinação dos tercis de Estado e de Impacto dentro de cada ambiente: Máxima, terço mais desfavorável nos dois eixos; Alta, terço mais desfavorável em um eixo e intermediário no outro; Média, combinações intermediárias; Baixa, terço mais favorável nos dois eixos. A classificação é não compensatória e explicita as áreas em que as duas dimensões se agravam simultaneamente.



## 6.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

A partir das análises performadas na presente síntese, partindo na lógica do DPSIR, se buscou identificar os principais processos que podem estar envolvidos nas alterações da biodiversidade na porção capixaba da Bacia do rio Doce e nas regiões costeira e marinha adjacentes, principal objetivo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. Neste contexto, foram debatidas as principais descobertas integrativas entre os ambientes monitorados, isto é, Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, possibilitando a identificação de conexões entre eles e a dinâmica envolvida em diferentes escalas espaço-temporais.

Mesmo que **forçantes** não sejam diretamente avaliadas pelo monitoramento, é possível identificar que a mineração é a principal atividade a causar impactos agudos, sobretudo por promover significativas alterações na paisagem através da mobilização e exploração de grandes volumes de recursos minerais, hídricos e energéticos. No entanto, cabe ressaltar que outras atividades humanas também atuam diretamente sobre a bacia do rio Doce, tais como a silvicultura, agropecuária, indústria e a intensa urbanização, às quais se expandem de forma contínua e estatisticamente significativa ao longo de todo o período. Neste sentido, é importante ressaltar que os ambientes monitorados já vem passando por uma persistente e contínua mudança de paisagem e que devem ser considerados em planos de conservação da biodiversidade.

Logo depois, foram avaliadas as **pressões** que são geradas por essas diferentes atividades, avaliando-se como o ambiente reagiu frente à essas alterações, sobretudo a partir de análises de uso e ocupação do solo. Cabe destacar que devido aos impactos significativos relacionados à disposição inadequada de rejeitos e à geração de grandes volumes de resíduos, o rompimento da barragem de Fundão, em novembro de 2015 intensificou essas pressões, resultando em alterações substanciais nos parâmetros abióticos e bióticos dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Em seguida, foi dada ênfase no **estado** ambiental decorrente das pressões ocasionadas principalmente pelo rompimento da barragem de Fundão, que foram incorporadas aos modelos conceituais e de dispersão do MLD, bem como por variações espaço-temporais nas concentrações de poluentes orgânicos, metais, nutrientes e material particulado em suspensão, parâmetros monitorados pelo PMBA/Fest-UFES. Essas variações influenciam diretamente a qualidade da água e do sedimento nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, com reflexos na estrutura das comunidades e nos índices de biodiversidade. Os padrões espaciais observados indicam, ainda, influência dos regimes de fluxo do rio Doce, isto é, períodos secos e chuvosos, além da dinâmica marinha adjacente, ressaltando a importância dos processos hidrometeoceanográficos na determinação do estado ambiental e promoção de impactos nos diferentes ambientes e setores monitorados. A relação entre a paisagem continental e o ambiente marinho deixou de ser inferida e passou a ser observada. O acoplamento sazonal entre a precipitação na bacia e o material particulado em suspensão na zona costeira, com defasagem da ordem de um mês, estabelece que os dois compartimentos operam como um sistema único e com tempo de resposta mensurável. O material particulado deixa assim de ser apenas indicador de turbidez

e passa a funcionar como vetor observável da pressão química que alcança a costa, o que sustenta a leitura dos índices de toxicidade e dos modelos causais discutidos nesta seção.

As flutuações nos índices de qualidade da água e do sedimento revelaram variações ambientais com acentuada sazonalidade, governadas pela dinâmica hidrometeoceanográfica regional. Acompanhando essas oscilações, a biota aquática respondeu de forma heterogênea no tempo e no espaço às forçantes físicas e químicas locais. Esse conjunto de evidências permitiu uma avaliação multiescalar dos impactos ecológicos, articulando desde respostas celulares e fisiológicas até mudanças na estrutura das comunidades.

Para isso, foram analisados índices de toxicidade, padrões de distribuição de espécies e modelagem ecossistêmica, os quais evidenciaram a vulnerabilidade de determinados setores e ambientes. Embora a qualidade da água e do sedimento tenha sido classificada como moderada a boa, os índices de toxicidade evidenciaram a fragilidade ambiental das áreas monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES, especialmente no Ambiente Dulcícola, com variações sazonais e espaciais que refletem a dinâmica da contaminação por metais. Ao longo dos oito anos de monitoramento, o índice de pressão tóxica apresentou forte variação espacial e temporal, sem uma tendência contínua de aumento ou redução. Após o aumento observado no Ano 6, houve redução do índice em diversos setores nos Anos 7 e 8, embora áreas próximas à foz tenham permanecido mais vulneráveis. Fe, Cu, Al e Zn continuaram entre os principais metais responsáveis pela pressão tóxica.

Os modelos pSEM, que buscavam avaliar quantitativamente as VDAS, mostraram que as respostas à contaminação variaram entre ambientes, setores e grupos biológicos. No Ambiente Dulcícola, foram observadas relações mais consistentes entre a pressão tóxica, bioacumulação, respostas subcelulares, desenvolvimento e riqueza da ictiofauna. No Ambiente Marinho, as respostas foram mais heterogêneas, com efeitos concentrados em níveis subcelulares e individuais. Já no Ambiente Costeiro, os resultados reforçaram da matriz ambiental considerada na avaliação da exposição, uma vez que a qualidade do sedimento e bioacumulação foram preditores fortemente significativos de danos oxidativos e parâmetros reprodutivos dos caranguejos, bem como respostas subcelulares da macrofauna bêntica nas praias. Em conjunto, os resultados indicam não existir uma única trajetória única de resposta à contaminação que seja abrangente a todos os ambientes e componentes biológicos. A sensibilidade às pressões ambientais depende do setor, da espécie, matriz de exposição e nível de organização biológica, enfatizam a importância de integrar múltiplas linhas de evidência para interpretar efeitos ecológicos.

As análises de TITAN evidenciaram que tanto os ecossistemas dulcícolas quanto os marinho-costeiros do rio Doce operam sob múltiplo estresse, gerado pela sinergia entre a toxicidade de metais dissolvidos e a coerção físico-mecânica de particulados (Fe, Al, Mn e V), lama fina, turbidez e MPS. Espacialmente, a calha do rio Doce, Foz Central e Setor Norte apresentaram-se mais uma vez como zonas críticas de perturbação crônica. Ainda, em relação aos resultados anteriores, a APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz apresentou aumento das respostas negativas de múltiplas comunidades frente, principalmente, às variações das frações dissolvidas de As, Co, Cu, Mn, Ni e Si, aos nutrientes nitrogenados (N total e

Nitrito) e aos maiores valores de Turbidez. Entre as comunidades biológicas, as Macrófitas Aquáticas e a Ictiofauna (Ambiente Dulcícola), Bentos de Fundos Inconsolidados, Carcinofauna, Ictioplâncton e Ictiofauna foram as mais negativamente afetadas pelas variáveis monitoradas do Ambiente Marinho.

Similarmente, as análises de estabilidade e sincronia indicam que as comunidades estudadas, especialmente na Foz Central do Rio Doce, estão respondendo negativamente às condições ambientais da região marinha. A baixa estabilidade do Ictioplâncton, do Bentos de fundos inconsolidados e da Carcinofauna e marinhas sugere alta vulnerabilidade a mudanças ambientais. Os resultados também apontam uma possível perda de táxons ao longo do tempo sem reposição adequada, acompanhada de elevada sincronia populacional de grupos como a comunidade bentônica dos três ambientes, o que pode comprometer a estabilidade ecológica do grupo. Comunidades e setores que exibiram alta sincronia, podem apresentar populações mais vulneráveis a perturbações simultâneas. A alta sincronia nos ambientes estudados pode estar associada a fatores ambientais homogêneos, como temperatura e vazão, reduzindo o efeito de resgate populacional e aumentando o risco de extinção local. Além disso, a fragmentação e destruição de habitat emergem como ameaças críticas à estabilidade e resiliência dos ecossistemas. Por outro lado, a maior estabilidade observada para as Macrófitas Aquáticas (Dulcícola) pode estar relacionada à baixa variabilidade estrutural dessas comunidades. Para a Ictiofauna dulcícola, a maior estabilidade associada aos ambientes lênticos (Lagos, Lagoas e Reservatórios) indicam maior estabilidade ambiental, os quais representam, juntamente com os tributários, importantes áreas de desova e berçários para diversas espécies. Esses achados reforçam a necessidade de estudos mais detalhados para orientar estratégias de conservação e mitigação de impactos ambientais.

A modelagem da dispersão larval acrescenta a esse quadro a dimensão espacial do efeito de resgate populacional. Para o caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, cuja fase larval transcorre integralmente na plataforma continental, a conectividade entre os manguezais da região mostrou-se assimétrica: as áreas ao norte funcionam como sistemas semi-retentivos, que devolvem parte das larvas ao próprio estuário, enquanto a foz do rio Doce e os estuários ao sul operam como exportadores, com autorrecrutamento reduzido e dependência de aporte externo. Esse intercâmbio entre compartimentos distantes é coerente com a elevada sincronia populacional observada no ambiente marinho e indica que a recuperação das populações estuarinas do setor sul depende de fontes larvais situadas fora da área diretamente atingida.

A trajetória dessas larvas atravessa, ao longo de toda a fase pelágica, as mesmas zonas em que a pressão toxicológica se mostrou mais elevada, de modo que a exposição não se restringe à área de origem nem à de destino, e sim ao percurso. Soma-se a ela a mortalidade imposta pela variabilidade oceanográfica, que remove a maior parte das larvas liberadas e cuja intensidade oscila entre anos conforme o regime de estratificação térmica e de vento. O estresse químico documentado neste relatório opera, portanto, sobre coortes já submetidas a forte pressão ambiental, e seus efeitos subletais tendem a se propagar pela rede de manguezais em vez de permanecerem restritos ao trecho alcançado pela pluma.

Por meio de Modelos de Equações Estruturais, o monitoramento do PMBA/Fest-UFES demonstrou que a dinâmica hidrológica, a turbidez e as diferentes frações de metais atuam como forçantes determinantes da integridade biológica regional. O aumento da série monitorada melhorou o ajuste dos modelos, aumentando o entendimento das relações ecossistêmicas da área. Tanto nos sistemas dulcícolas quanto nos setores marinho-costeiros, a ação combinada de perturbações físicas e químicas provocou perdas na diversidade de produtores primários e desarranjos na estrutura comunitária. Esse quadro generalizado de estresse ambiental evidencia a sensibilidade desses ambientes e fundamenta a urgência de um monitoramento de longo prazo, voltado a subsidiar ações de mitigação e acelerar a recuperação da resiliência ecológica regional.

Os modelos de projeção de cenários futuros indicam que as condições atuais nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro manterão os efeitos adversos resultantes do rompimento da barragem do Fundão. De forma geral, os cenários projetados revelam que a riqueza de espécies é influenciada por uma combinação de fatores físico-químicos e metais relacionados ao MLD, apresentando dinâmicas distintas entre as áreas avaliadas. As projeções evidenciaram as Lagoas no Ambiente Dulcícola, e principalmente a Foz Norte no Ambiente Marinho, como áreas prioritárias para a conservação e monitoramento, considerando a persistência de respostas negativas entre os cenários avaliados. A APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e a Foz Sul também demandam atenção diante dos declínios identificados em condições específicas. Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias de monitoramento que considerem as especificidades de cada ambiente, setor e comunidade.

Apesar da impossibilidade de integração numérica dos dados dos Temas Fundos Recifais, Sedimentação Costeira, Cetáceos e Aves devido à incompatibilidade matricial entre os compartimentos aqui avaliados, é importante destacar que os resultados apresentados pelos mapas de priorização de áreas também podem repercutir respostas nestes temas. Por exemplo, os resultados encontrados pelo Tema Fundos Recifais evidenciaram que a cobertura bêntica de macroalgas adjacentes na porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz foi afetada pelo MLD, acarretando modificações na composição de espécies, a qual passou a ser dominada por algas coriáceas tolerantes a metais pesados. Os resultados do Tema Sedimentação Costeira também revelaram influências do Rio Doce nas áreas críticas encontradas no presente relatório, onde tanto nos Recifes Esquecidos, quanto na APA Costa das Algas, observou-se uma forte influência do Rio Doce em algumas estações de amostragem (a citar: ACA-01, ACA-02 e RE-01), evidenciando o transporte de plumas de sedimentos próximo à linha de costa. Por outro lado, a localidade RE-02 (mais profunda), nos Recifes Esquecidos, apresentou uma contribuição híbrida, com influência tanto do Rio Doce quanto do rio São Mateus (ES), em proporções aproximadas de 50%.

A identificação das áreas críticas permitiu estabelecer uma hierarquização baseada nas pressões ambientais, no estado do ecossistema e nos impactos observados. Recomenda-se a implementação de estratégias de restauração da vegetação em toda a Bacia Hidrográfica do Rio Doce em duas frentes complementares. Nas sub-bacias de cabeceira de maior produtividade de sedimentos, com ênfase na faixa ripária e nas pastagens degradadas, a restauração atua sobre a geração do material que alimenta o transporte até a costa. Na calha do baixo curso, onde os níveis de contaminação são elevados ao

longo do trecho fluvial, a prioridade é a contenção da remobilização e a recuperação das margens diretamente afetadas. Nos Ambientes Costeiro e Marinho, os maiores indicativos de contaminação foram observados na região da foz do Rio Doce, na porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz, e ao longo de setor Norte. No entanto, áreas com baixa contaminação e condições favoráveis à biodiversidade também devem ser priorizadas, pois, essas regiões podem funcionar como reservatórios naturais, contribuindo para a recuperação das áreas impactadas. A rede de conectividade larval indica ainda que os principais destinos das larvas originadas na foz do rio Doce e nos estuários ao sul situam-se fora da malha amostral atual. O acompanhamento da estrutura populacional e da diversidade genética nessas áreas de recrutamento permitiria verificar se as falhas de recrutamento já registradas em alguns compartimentos guardam relação com a exposição sofrida durante a fase larval, e é condição para avaliar o alcance real do impacto sobre as populações de manguezal.

A caracterização do uso do solo no interior das Unidades de Conservação revela ocupação agropecuária na maioria das unidades de Proteção Integral avaliadas, e a maior parte da área declarada como Área de Preservação Permanente permanece sem análise pelos órgãos competentes. O fortalecimento da fiscalização em áreas já protegidas não é, portanto, recomendação genérica: responde a um déficit documentado de efetividade nos próprios instrumentos que a legislação institui.

Os oito anos de monitoramento, de outubro de 2018 a março de 2026, permitiram uma análise abrangente da evolução dos impactos ambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. Os resultados indicam que, embora algumas áreas tenham apresentado sinais de recuperação, os efeitos negativos persistem, evidenciando a contínua influência do MLD na biodiversidade e na qualidade ambiental. Essa influência decorre da assinatura geoquímica do material e não de sua participação em massa no transporte, uma vez que a remobilização do rejeito responde por parcela inferior a 1% da descarga sólida que alcança a foz, em uma bacia que apresenta naturalmente alta geração e alto transporte de sedimentos. A consequência para a gestão é que a redução da carga entregue ao estuário depende sobretudo do controle da geração de sedimento novo nas vertentes, e não de intervenção sobre o material já depositado na calha. As flutuações espaço-temporais observadas reforçam a necessidade de considerar a sazonalidade e os eventos climáticos extremos como fatores determinantes na dinâmica dos contaminantes e nos padrões ecológicos. Além disso, a modelagem ecossistêmica e as projeções futuras demonstram que, sem medidas eficazes de mitigação e recuperação, os impactos podem se prolongar e se intensificar em determinados setores. Assim, os dados gerados ao longo desse período fornecem subsídios fundamentais para embasar estratégias de gestão ambiental, destacando a urgência de ações voltadas à restauração das áreas mais vulneráveis e ao fortalecimento da fiscalização e conservação dos ecossistemas afetados. Propõe-se, assim, que as áreas indicadas na seção 0 sejam consideradas como pontos estratégicos para o início das ações de mitigação e recuperação, visando reduzir os impactos contínuos observados ao longo do monitoramento e reforçar a fiscalização em regiões já protegidas pela legislação ambiental brasileira.

## 6.7 REFERÊNCIAS


ACHARY, S.; PANIGRAHI, S.; PANIGRAHY, R. C.; PRABHU, R. K.; SEKAR, J. K.; SATPATHY, K. K. Concentration factor of metals in zooplankton and their seasonality in Kalpakkam coast, southwest Bay of Bengal. Environmental Chemistry and Ecotoxicology, 2, 12–23, 2020.

AGUIAR, V. M. C.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; ORLANDO, M. T. D'A.; VEDOATO, F.; CAVICHINI, A. S. *et al.* Trace metals distribution along sediment profiles from the Doce River Continental Shelf (DRCS) 3 years after the biggest environmental disaster in Brazil, the collapse of the Fundão dam. Regional Studies in Marine Science, 63, 103001, 2023. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103001

ALAZEMI, B. M.; LEWIS, J. W.; ANDREWS, E. B. Gill Damage in the Freshwater Fish *Gnathonemus Petersii* (Family: Mormyridae) Exposed to Selected Pollutants: An Ultrastructural Study. Environmental Technology, 17(3), 225–238, 1996. https://doi.org/10.1080/09593331708616381

AL-IMARAH, F. J.; KHALAF, T. A.; AJEEL, S. G.; KHUDHAIR, A. Y.; SAAD, R. Accumulation of heavy metals in zooplanktons from Iraqi National Waters. International Journal of Marine Science, 8(3), 25–34, 2018.

ALMEIDA, E. V.; KUTTER, V. T.; MARQUES, E. D.; DA SILVA-FILHO, E. V. First assessment of trace metal concentration in mangrove crab eggs and other tissues, SE Brazil. Environmental monitoring and assessment, 188(7), 421, 2016.

ANA. Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce – Rompimento da barragem em Mariana/MG. Conjuntura dos Recursos Hidricos no Brasil–Informe 2015, 50 p., 2016.

ANKLEY, G. T.; BENNETT, R. S.; ERICKSON, R. J.; HOFF, D. J.; HORNUNG, M. W.; JOHNSON, R. D.; MOUNT, D. R.; NICHOLS, J. W.; RUSSOM, C. L.; SCHMIEDER, P. K.; SERRRANO, J. A.; TIETGE, J. E.; VILLENEUVE, D. L. Adverse outcome pathways: A conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 29(3), 730–741, 2010. https://doi.org/10.1002/etc.34

ATKINS, J. P.; BURDON, D.; ELLIOTT, M.; GREGORY, A. J. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. Marine pollution bulletin, 62(2), 215–226, 2011. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012

ATTRILL, M. J.; RUNDLE, S. D. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 55(6), 929-936, 2002.

AUCLAIR, F.; BENSHILA, R.; BORDOIS, L.; BOUTET, M.; BRÉMOND, M.; CAILLAUD, M.; CAMBON, G.; CAPET, X.; DEBREU, L.; DUCOUSSO, N.; *et al.* Coastal and Regional Ocean Community Model (1.2.1). Zenodo: Geneva, Switzerland, 2022.

BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for identifying and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. Methods in Ecology and Evolution, 1, 25–37, 2010. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x

BASTOS, A. C. *et al.* Monitoramento da influência da pluma do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de Mariana/MG - Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados, Departamento De Oceanografia, Centro De Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; MARANGONI, M. B.; D'AGOSTINI, D. P.; BOURGUIGNON, S. N.; CETTO, P. H.; SILVA, A. E.; FILHO, G. M. A.; MOURA, R. L.; COLLINS, M. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: a synthesis from a mixed siliciclastic e carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. J. S. Am. Earth Sci., 12, 2015.

BEINAT, E. Value functions for environmental management. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997.

BERNARDINO, A. F.; PAIS, F. S.; OLIVEIRA, L. S.; GABRIEL, F. A.; FERREIRA, T. O.; QUEIROZ, H. M.; MAZZUCO, A. C. A. Chronic trace metals effects of mine tailings on estuarine assemblages revealed by environmental DNA. PeerJ, 7, e8042, 2019.

BOM, F. C.; DE MATOS COSTA, F.; PINHA, G. D.; SANTANA, M. S.; DE ALMEIDA GOUVEIA, N.; FERREIRA, B. P.; DI DOMENICO, M.; SIMÕES, N. R.; BASTOS, A. C.; SÁ, F.; OLIVEIRA, K. S. S. A decade after the Fundão Dam collapse: key findings from studies in the Doce River basin and adjacent coastal and marine environments. Environmental Monitoring and Assessment, 198(5), 560, 2026.

BONADA, N.; ZAMORA-MUÑOZ, C.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. Freshwater Biology, 50, 781–797, 2005.

BONECKER, A. C. T.; MENEZES, B. S.; DIAS JUNIOR, C.; SILVA, C. A.; ANCONA, C. M.; DIAS, C. O.; LONGHINI, C. M.; COSTA, E. S.; SÁ, F.; LÁZARO, G. C. S.; MILL, G. N.; ROCHA, G. M.; LEMOS, K. N.; CONCEIÇÃO, L. R.; DEMONER, L. E.; FERNANDES, L. F. L.; CASTRO, M. S.; ALVES, M. M.; LAINO, P. S.; AUER, P. P. B.; CAGNIN, R. C.; GHISOLFI, R. D.; RODRIGUES NETO, R.; BONECKER, S. L. C. An integrated study of the plankton community after four years of Fundão dam disaster. Science of the Total Environment, 806, 150613, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150613

BORJA, Á.; BELZUNCE, M. J.; GARMENDIA, J. M.; RODRÍGUEZ, J. G.; SOLAUN, O.; ZORITA, I. Impact of pollutants on coastal and benthic marine communities. Ecological impacts of toxic chemicals, 165-186, 2011.

BOURGUIGNON, S. N. *et al.* Seabed morphology and sedimentary regimes defining fishing grounds along the eastern Brazilian shelf. Geosciences, 8(3), 91, 2018.

BRAHIM, S.; SOBRINHO, T. G.; ALBINO, J.; ZANETTI, G.; DO AMARAL, V. S.; CARNEIRO, M. T. W.; *et al.* Benthic fauna along sandy beaches enriched by metals after mining disaster. Marine Ecology Progress Series, 726, 181-196, 2024.

BRITTO, F. B.; SCHMIDT, A. J.; CARVALHO, A. M. F.; VASCONCELOS, C. C. M. P.; FARIAS, A. M.; BENTZEN, P.; DINIZ, F. M. Population connectivity and larval dispersal of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* along the Brazilian coast. PeerJ, 6, e4702, 2018.

BUNTING, P. J.; ROSENQVIST, A.; LUCAS, R. M.; REBELO, L. M.; HILARIDES, L.; THOMAS, N.; HARDY, A.; ITOH, T.; SHIMADA, M.; FINLAYSON, C. M. The Global Mangrove Watch—A new 2010 baseline of mangrove extent. Remote Sens., 10, 1669, 2018.

BURGESS, S. C.; NICKOLS, K. J.; GRIESEMER, C. D.; BARNETT, L. A.; DEDRICK, A. G.; SATTERTHWAITE, E. V.; (…); BOTSFORD, L. W. Beyond connectivity: how empirical methods can quantify population persistence to improve marine protected-area design. Ecological Applications, 24(2), 257-270, 2014.

BURLIGA, A. L.; SCHWARZBOLD, A. Perifíton: diversidade taxonômica e morfológica. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. (eds), Ecologia do Perifíton. Rima, São Carlos, 2013.

CAGNIN, R. C.; COSTA, E. S.; LONGHINI, C. M.; DA SILVA, C. A.; SÁ, F.; NETO, R. R. Rare earth elements as tracers of iron ore tailings on the Brazilian eastern continental shelf. Integrated Environmental Assessment and Management, 20(1), 179-188, 2024.

CAMPOS, J. A.; DA SILVA, D. D.; FERNANDES FILHO, E. I.; PIRES, G. F.; AMORIM, R. S. S.; DE MENEZES FILHO, F. C. M.; (…); AIRES, U. R. V. Environmental vulnerability assessment of the Doce River basin, southeastern Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 195(9), 1119, 2023.

CAO, Z.; DUA, H.; FENG, L.; MA, R.; XUE, K. Climate and human induced changes in suspended particulate matter over Lake Hongze on short and long timescales. Remote Sens. Environ., 192, 98–113, 2017.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; (…); NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature, 486(7401), 59-67, 2012.

CARUSI, A.; DAVIES, M. R.; DE GRANDIS, G.; ESCHER, B. I.; HODGES, G.; LEUNG, K. M. Y.; WHELAN, M.; WILLETT, C.; ANKLEY, G. T. Harvesting the promise of AOPs: An assessment and recommendations. Science of the Total Environment, 628:629, 1542–1556, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.015

CASTELLE, B.; SCOTT, T.; BRANDER, R. W.; MCCARROLL, R. J. Rip current types, circulation and hazard. Earth-Science Reviews, 163, 1-21, 2016.

CLARK, N. J.; WELLS, K. Dynamic generalised additive models (DGAMs) for forecasting discrete ecological time series. Methods in Ecology and Evolution, 14(3), 771–784, 2023. http://10.0.4.87/2041-210X.13974

COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E.; DE SOUZA FILHO, C. R. An assessment of natural and manmade hazard effects on the underwater light field of the Doce River continental shelf. Science of the Total Environment, 685, 1087-1096, 2019.

COPPETEC, FUNDAÇÃO. Análises hidro-sedimentológicas no baixo Rio Doce, seu estuário e zona costeira adjacente, para subsídio à avaliação de qualidade de pescado. Coordenação: Paulo Cesar Colonna Rosman. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2019. Relatório técnico, Projeto COPPE-21450, contratado por Aplysia Assessoria e Consultoria Ltda.

COSTA, A. T.; ARIAS NALINI, H.; AMORIM CASTRO, P. DE T.; CARVALHO DE LENA, J.; MORGENSTERN, P.; FRIESE, K. Sediment contamination in floodplains and alluvial terraces as an historical record of gold exploitation in the Carmo River basin, Southeast Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Acta Hydrochim. Hydrobiol., 34, 245–256, 2006.

CPRM: MONITORAMENTO ESPECIAL DA BACIA DO RIO DOCE RELATÓRIO 01: Acompanhamento da onda de cheia Primeira Campanha de Campo, 2015.

CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J. D. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. Fisheries, 36(5), 215-230, 2011. https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578

CUNHA, D. G. F.; SALTARELLI, W. A.; BEGA, J. M. M. *et al.* Assessing restoration of ecosystem functioning in Brazilian subtropical and tropical streams. Limnology and Oceanography Bulletin, 31(1), 6-11, 2022. https://doi.org/10.1002/lob.10480

DALLY, W. R. Surf Zone Processes. In: SCHWARTZ, M. L. (eds), Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Science Series. Springer, Dordrecht, 2005. https://doi.org/10.1007/1-4020-3880-1_306

DE LEEUW, G.; ANDREAS, E. L.; ANGUELOVA, M. D.; FAIRALL, C. W.; LEWIS, E. R.; O'DOWD, C.; SCHULZ, M.; SCHWARTZ, S. E. Production flux of sea spray aerossol. Reviews of Geophysics, 49(2), 2011.

DE ZWART, D.; POSTHUMA, L. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 24(10), 2665-2676, 2005.

DEBREU, L.; MARCHESIELLO, P.; PENVEN, P.; CAMBON, G. Two-way nesting in split-explicit ocean models: Algorithms, implementation and validation. Ocean Model, 49–50, 1–21, 2012.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. Marine Ecology Progress Series, 295, 1-20, 2005.

DEMIREZEN, D.; AKSOY, A. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). Chemosphere, 56(7), 685-696, 2004.

DIELE, K. Life history and population structure of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté Estuary, North Brazil. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen, Bremen, 116 p., 2000.

DUARTE, E. B.; NEVES, M. A.; DE OLIVEIRA, F. B.; MARTINS, M. E.; DE OLIVEIRA, C. H. R.; BURAK, D. L.; (…); RANGEL, C. V. G. T. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. Chemosphere, 262, 127879, 2021.

DUNCAN, A. E.; DE VRIES, N.; NYARKO, K. B. Assessment of heavy metal pollution in the sediments of the river Pra and its tributaries. Water Air Soil Pollut, 272, 2018. https://doi.org/10.1007/s11270-018-3899-6

EARN, D. J. D.; ROHANI, P.; GRENFELL, B. T. Persistence, chaos and synchrony in ecology and epidemiology. Proceedings of the Royal Society Biology, 265, 7–10, 1998.

EGBERT, G.; EROFEEVA, S. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. J. Atmos. Ocean. Technol., 19, 183–204, 2002.

ERHARD, D.; GROSS, E. M. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany, 85, 203–211, 2006. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.04.002

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 p., 2011.

EWART-SMITH, J.; KING, J. The Relationship Between Periphyton, Flow and Nutrient Status in South-Western Cape Foothill Rivers and the Implications for Management. Water Research Commission Report No. 1676/1/12, Pretoria, South Africa, 2012.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution And Systematics, 34, 487–515, 2003. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

FALASCO, E.; DORETTO, A.; FENOGLIO, S.; PIANO, E.; BONA, F. Supraseasonal drought in an Alpine river: effects on benthic primary production and diatom community. Journal of Limnology, 79(2), 97–110, 2020. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1933

FERNANDES, G. W.; RAMOS, L.; DE SOUZA JUSTINO, W.; KENEDY-SIQUEIRA, W.; FIGUEIREDO, J. C. G.; OKI, Y.; (…); NEGREIROS, D. Mining tailings severely impact plant communities in a rainforest watershed. Anthropocene, 100462, 2025.

FERNANDES, L. F. L. *et al.* Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. Science of the Total Environment, 736, 139621, 2020.

FEST – FUNDAÇÃO ESPÍRITO-SANTENSE DE TECNOLOGIA. Relatório Anual do PMBA/Fest – RT-43, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, 193 p., 2023.

FEST – FUNDAÇÃO ESPÍRITO-SANTENSE DE TECNOLOGIA. Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES – RT-46, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, 306 p., 2024.

FEST – FUNDAÇÃO ESPÍRITO-SANTENSE DE TECNOLOGIA. Síntese Integrativa. Relatório Anual RA2024 – RT49- do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, PMBA/Fest-UFES. Vitória, 2025.

FGV – FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS. Diagnóstico em Saúde dos Municípios Atingidos pelo Rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG), em 5 de Novembro de 2015: Estimativa de Anos de Vida Perdidos por Incapacitação. Rio de Janeiro; São Paulo: FGV, 2021.

FIGUEIREDO, M. D.; LAMEIRAS, F. S.; ARDISSON, J. D.; ARAÚJO, M. H.; TEIXEIRA, A. P. C. Tailings from Fundão tragedy: physical–chemical properties of the material that remains by Candonga dam. Integr Environ Assess Manag, 1–7, 2020.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. Science, 309, 570-574, 2005. https://doi.org/10.1126/science.1111772

FOLKE, C.; CARPENTER, S. R.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; CHAPIN, T.; ROCKSTRÖM, J. Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. Ecology and society, 15(4), 2010.

GABRIEL, F. Â.; FERREIRA, A. D.; QUEIROZ, H. M.; VASCONCELOS, A. L. S.; FERREIRA, T. O.; BERNARDINO, A. F. Long-term contamination of the Rio Doce estuary as a result of Brazil's largest environmental disaster. Perspectives in Ecology and Conservation, 19(4), 417-428, 2021.

GANGLOFF, A.; VERNEY, R.; DOXARAN, D.; ODY, A.; ESTOURNEL, C. Investigating Rhône River plume (Gulf of Lions, France) dynamics using metrics analysis from the MERIS 300m Ocean Color archive (2002−2012). Cont. Shelf Res., 144, 98–111, 2017.

GEBCO COMPILATION GROUP. GEBCO 2024 Grid. British Oceanographic Data Centre: Liverpool, UK, 2024. Disponível em: https://www.gebco.net/data-products-gridded-bathymetry-data/gebco2024-grid (acesso em 10 dez. 2025).

GELMAN, A. Multilevel (hierarchical) modeling: what it can and cannot do. Technometrics, 48, 432-435, 2006.

GODOI, R. F.; RODRIGUES, D. B. B.; BORRELLI, P.; OLIVEIRA, P. T. S. High-resolution soil erodibility map of Brazil. Science of The Total Environment, 781, 146673, 2021. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146673

GOMES, L. E.; CORREA, L. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. Marine Pollution Bulletin, 120, 28–36, 2017.

GONZALEZ, A.; LOREAU, M. The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 40, 393-414, 2009.

GORA, A. H. *et al.* A review on metallothionein research in marine and estuarine realms: past paradigms and future vistas. Frontiers in Marine Science, 12, 1636760, 2025.

GOTELLI, N. J. Ecologia. Planta, 2007.

GOUHIER, T. C.; GUICHARD, F.; GONZALEZ, A. Synchrony and stability of food webs in metacommunities. The American Naturalist, 175, E16–E34, 2010.

GOUVEIA, N. A.; FONSECA, S. A. R.; MOTA, L. F.; SANTANA, M. S.; GHERARDI, D. F. M.; DI DOMENICO, M.; OLIVEIRA, K. S. S.; BOM, F. C.; SIMÕES, N. R.; PINHA, G. D.; GHISOLFI, R. D.; TOGNELLA, M. M. P.; SÁ, F.; COSTA, F. M.; SARAIVA, I. C.; RIBEIRO, F. C. P.; PORTO, L. A.; LIMA, K. O. O.; FERREIRA, B. P. Connectivity of mangrove crab populations reveals potential exposure of larvae to metalloid pollutants. Environments, 13(5), 282, 2026. https://doi.org/10.3390/environments13050282

GRIFFITHS, J. R.; KADIN, M.; NASCIMENTO, F. J.; TAMELANDER, T.; TÖRNROOS, A.; BONAGLIA, S.; (…); WINDER, M. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. Global change biology, 23(6), 2179-2196, 2017.

GRYTHE, H. *et al.* A review of sea-spray aerosol source functions using a large global set of sea salt aerosol concentration measurements. Atmospheric Chemistry and Physics, 14(3), 1277-1297, 2014.

GUÉRIN, T. *et al.* Impacts of wave-induced circulation in the surf zone on wave setup. Ocean Modelling, 123, 86-97, 2018.

GUNES, G. The change of metal pollution in the water and sediment of the Bartın River in rainy and dry seasons. Environmental Engineering Research, 27(2), 2022. https://doi.org/10.4491/eer.2020.701

GUPTA, S. K.; SINGH, J. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: a review. IIOAB Journal, 2(1), 49-57, 2011.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; MILLÁN, A.; VELASCO, J.; VAUGHAN, I. P.; ORMEROD, S. J. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. Global Ecology and Biogeography, 22(7), 796-805, 2013.

KENNARD, M. J.; ARTHINGTON, A. H.; PUSEY, B. J.; HARCH, B. D. Are alien fish a reliable indicator of river health? Freshwater Biology, 50(1), 174–193, 2005. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01293.x

HALLETT, L. M.; JONES, S. K.; MACDONALD, A. A. M.; JONES, M. B.; FLYNN, D. F. B.; RIPPLINGER, J.; SLAUGHTER, P.; GRIES, C.; COLLINS, S. L. codyn: An r package of community dynamics metrics. Methods Ecol Evol, 7, 1146-1151, 2017. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12569

HASTIE, T. J. Generalized additive models. Chapter 7 of Statistical Models in S eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole, 1992.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M.; DE REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; DE SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. Scientific Reports, 7(1), 10706, 2017.

HECTOR, A.; HAUTIER, Y.; SANER, P.; WACKER, L.; BAGCHI, R.; JOSHI, J.; (…); LOREAU, M. General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding. Ecology, 91(8), 2213-2220, 2010.

HEINE, K. B.; ABEBE, A.; WILSON, A. E.; HOOD, W. R. Copepod respiration increases by 7% per C increase in temperature: A meta-analysis. Limnology and Oceanography Letters, 4(3), 53-61, 2019.

HEINO, M. Noise colour, synchrony and extinctions in spatially structured populations. Oikos, 83, 368–375, 1998.

HERSBACH, H.; BELL, B.; BERRISFORD, P.; BIAVATI, G.; HORÁNYI, A.; MUÑOZ SABATER, J.; NICOLAS, J.; PEUBEY, C.; RADU, R.; ROZUM, I.; *et al.* ERA5 Hourly Data on Single Levels from 1940 to Present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS): Reading, UK, 2023.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. Annual review of ecology and systematics, 4(1), 1-23, 1973.

HUGGETT, A. J. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. Biological conservation, 124(3), 301-310, 2005.

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. Global Environmental Change, 70, 102361, 2021.

JULLIEN, S.; CAILLAUD, M.; BENSHILA, R.; BORDOIS, L.; CAMBON, G.; DUMAS, F.; LE GENTIL, S.; LEMARIÉ, F.; MARCHESIELLO, P.; THEETTEN, S.; *et al.* CROCO Technical and Numerical Documentation (2.1.0). Zenodo: Geneva, Switzerland, 2025.

JÚNIOR, A. M. L.; SOARES, D. Z.; GUIMARÃES, A. A.; BIANCHI, J. L.; REZENDE, L. D.; DE OLIVEIRA, G. M. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigorificos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. Caminhos de Geografia, 8(23), 2007.

KEENEY, R. L.; RAIFFA, H. Decisions with multiple objectives: preferences and value trade-offs. New York: Wiley, 1976.

KING, R. S.; BAKER, M. E. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to environmental gradients. Journal of the North American Benthological Society, 30(4), 982–993, 2010.

KING, R. S.; BAKER, M. E. Use, Misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management Application of threshold concepts in natural resource decision making, 231–254, 2014. Springer, New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-8041-0

KLAPPROTH, J. C.; JOHNSON, J. E. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality, 2009.

KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S. J.; MACKLIN, M. G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. Applied Geochemistry, 51, 229-245, 2014.

KRAFT, N. J. B.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S.; LEVINE, J. M. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. Functional Ecology, 29, 592-599, 2015. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345

LANA-COSTA, J.; MARTINS, A. O.; DE ALMEIDA COSTA, P. M.; DA SILVA, M. M.; FIRMINO, A. D.; SILVA, D. M.; *et al.* An integrated physiological and metabolic approach reveals how Restinga shrub species cope with the iron ore tailing plume along the coastal region of Espírito Santo-Brazil. Environmental and Experimental Botany, 216, 105535, 2023.

LARSON, C. A.; PASSY, S. Taxonomic and functional composition of the algal benthos exhibits similar successional trends in response to nutrient supply and current velocity. FEMS Microbiology Ecology, 80(2), 352–362, 2012. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01302.x

LEIBOULD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecology Letters, 7, 601-613, 2004. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

LEMOS, A. T.; OSADCHIEV, A.; MAZZINI, P. L.; MILL, G. N.; FONSECA, S. A.; GHISOLFI, R. D. Spreading and accumulation of river-borne sediments in the coastal ocean after the environmental disaster at the Doce River in Brazil. Ocean and Coastal Research, 70, 2022.

LETT, C.; VERLEY, P.; MULLON, C.; PARADA, C.; BROCHIER, T.; PENVEN, P.; BLANKE, B. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. Environmental Modelling & Software, 23(9), 1210-1214, 2008.

LIMA, K. O. O.; TOGNELLA, M. M. P.; SCHMIDT, A. J.; SCHMILDT, E. R.; PORTO, L. A.; ALMEIDA FILHO, E.; VIEIRAS, S. F. R.; BRITES JR., N. V.; FARIAS-ESPINOZA, H. C.; TOSTA, V. C.; GONTIJO, I. Baseline Study of *Ucides cordatus* Populations and the Contribution To the Management of These Social and Economic Resources. Wetlands, 43, 28, 2023. https://doi.org/10.1007/s13157-023-01676-5

LONGHINI, C. M.; RODRIGUES, S. K.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; GRIPP, M.; LEHRBACK, B. D.; MILL, G. N.; DE OLIVEIRA, E. M. C.; HERMOGENES, C. C. M.; RODRIGUES, D. G. F.; DAVID, A. M.; GRAMLICH, K. C.; BISI JÚNIOR, R. C.; GOMES, A. A. P.; DA SILVA FILHO, J. P.; ALMEIDA, J. F.; SOUZA, K. F.; LUZ JUNIOR, W. A. R.; POLEZE, L. M. B.; BARROS, R. R.; RIGO, D.; GHISOLFI, R. D.; NETO, R. R.; SÁ, F. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. Science of the Total Environment, 803, 149883, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149883

LOUZADA, F. L. R. O.; XAVIER, A. C.; PEZZOPANE, J. E. M. Climatological water balance with data estimated by tropical rainfall measuring mission for the Doce river basin. Engenharia Agrícola, 38, 376-386, 2018.

MACDONALD, D. D.; CARR, R. S.; ECKENROD, D.; GREENING, H.; GRABE, S.; INGERSOLL, C. G.; JANICKI, S.; JANICKI, T.; LINDSKOOG, R. A.; LONG, E. R.; PRIBBLE, R.; SLOANE, G.; SMORONG, D. E. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 46, 147–161, 2004. https://doi.org/10.1007/s00244-003-2270-z

MAPBIOMAS. Coleção 10 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, 2025. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org

MARIGÓMEZ, I.; SOTO, M.; CAJARAVILLE, M. P.; ANGULO, E.; GIAMBERINI, L. Cellular and sub-cellular distribution of metals in molluscs. Microscopy Research and Technique, 56(5), 358–392, 2002. https://doi.org/10.1002/jemt.10040

MARQUES, J. A.; COSTA, S. R.; MARASCHI, A. C.; VIEIRA, C. E.; COSTA, P. G.; MARTINS, C. D. M. G.; SANTOS, H. F.; SOUZA, M. M.; SANDRINI, J. Z.; BIANCHINI, A. Biochemical response and metals bioaccumulation in planktonic communities from marine areas impacted by the Fundão mine dam rupture (southeast Brazil). Sci. Total Environ., 806, 150727, 2022.

MAXIM, L.; SPANGENBERG, J. H.; O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. Ecological economics, 69(1), 12–23, 2009. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.03.017

MONTUELLE, B.; DORIGO, U.; BÉRARD, A.; VOLAT, B.; BOUCHEZ, A.; TLILI, A.; GOOUY, V.; PESCE, S. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed (France). Hydrobiologia, 657, 123–141, 2010. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0105-2

MOREIRA, T. R.; SANTOS, A. R. D.; DALFI, R. L.; CAMPOS, R. F. D.; SANTOS, G. M. A. D. A. D.; EUGENIO, F. C. Land use and occupation analysis of permanent preservation areas in the municipality of Muqui, Espirito Santo state, Brazil. Floresta e Ambiente, 22, 141-152, 2015.

MORTIMER, M. R.; MILLER, G. J. Susceptibility of larval and juvenile instars of the sand crab, *Portunus pelagicus* (L.), to seawater contaminated by chromium, nickel or copper. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 45, 1107–1121, 1994.

MYTTENAERE, A.; GOLDEN, B.; LE GRAND, B.; ROSSIC, F. Using the mean absolute percentage error for regression models. Proceedings, 826, 113-118, 2015.

MYTTENAERE, A.; GOLDENA, B.; LE GRANDB, B.; ROSSIC, F. Mean Absolute Percentage Error for Regression Models. Preprint submitted to Neurocomputing, 192, 38-48, 2019.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. Remote Sensing of Environment, 114(4), 854-866, 2010.

NECKER, L.; BRENDONCK, L.; VAN VUREN, J.; WEPENER, V.; SMIT, N. J. Aquatic Invertebrate Community Resilience and Recovery in Response to a Supra-Seasonal Drought in an Ecologically Important Naturally Saline Lake. Water, 13(7), 2021. https://doi.org/10.3390/w13070948

NEVES, D. S.; SILVA, A. P.; SILVA, C. F.; GONTIJO, B. M.; FIGUEIREDO, C. A. O.; PONTES, P. R. S.; SANTOS, R. W. L. Changes in land use dynamics following the Fundão dam collapse in the Doce River Basin, Brazil. Total Environment Advances, 12, 200112, 2024.

NIGARIGA, P.; SAREN, D.; VARMA, R.; SUGUMAR, V. Assessment of trace metal bioaccumulation on the shells of edible gastropod *Chicoreus ramosus* and *Hemifusus pugilinus*. Environmental Monitoring and Assessment, 195(608), 2023. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11130-y

NORTH, G. R.; BELL, T. L.; CAHALAN, R. F.; MOENG, F. J. Sampling errors in the estimation of empirical orthogonal functions. Monthly Weather Review, 110(7), 699-706, 1982.

NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018. Assunto: Aprovação do Programa Manejo de Rejeitos (PG 23) – Objetivos, Projetos e Escopo.

O'MARA, K.; VENARSKY, M.; STEWART-KOSTER, B.; MCGREGOR, G. B.; SCHULZ, C.; MARSHALL, J.; BUNN, S. E. Hydrological connectivity and environment characteristics explain spatial variation in fish assemblages in a wet–dry tropical river. Hydrobiologia, 851(21), 5207-5221, 2024.

O'BRIEN, S. F.; LONG, Y. How do I interpret a confidence interval? Transfusion, 56(7), 1680-1683, 2026.

OECD. Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide. Paris: OECD Publishing, 2008.

OLIVA, M.; DE MARCHI, L.; CUCCARO, A. *et al.* Effects of copper on larvae of the marbled crab *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda, Grapsidae): toxicity test and biochemical marker responses. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 223, 71-77, 2019. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.05.007

OLIVEIRA, F. B. D.; NEVES, M. A.; PONTES, J. L.; OLIVEIRA, C. H. R. D.; DUARTE, E. B.; MACHADO, L. E. Monitoring deposition and resuspension of the iron ore tailings in the Doce River after the Fundão Dam rupture. Revista Ambiente & Água, 20, e3026, 2025.

OLIVEIRA, K. S. S. Influência das Condições de Vento e do Aporte Fluvial na Dinâmica Sedimentar do Trecho Centro-Norte da Plataforma Continental do Espírito Santo (PCES). Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 144 p., 2018.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. S.; NOGUEIRA, I. C. M.; VIEIRA, F. V.; BASTOS, A. C. Wave-driven sediment mobility on the Eastern Brazilian shelf under different weather systems. Geo-Marine Letters, 41(3), 1-17, 2021.

ORLANDO, M. T. A.; GALVÃO, E. S.; CAVICHINI, A. S.; C. V. G. T.; ORLANDO, C. G. P.; GRILO, C. F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K. S. S.; SÁ, F.; JUNIOR, A. C.; BASTOS, A. C.; DA SILVA QUARESMA, V. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. Chemosphere, 257, 127184, 2020.

PEREIRA, M. D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B.; SCHETTINI, C. A. F. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: estuário de Caravelas (BA). Revista Brasileira de Geofísica, 28(3), 427-444, 2010.

PINEDA, J.; HARE, J. A.; SPONAUGLE, S. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. Oceanography, 20(3), 22-39, 2007. https://doi.org/10.5670/oceanog.2007.27

PLANO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO DOCE. Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce), Incluindo seus Respectivos Planos Diretores de Recursos Hídricos (PDRHs)/Planos de Ações de Recursos Hídricos (PARHs), e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia em Classes segundo os Usos Preponderantes e Atualização do Enquadramento dos Cursos d'Água da Bacia do Rio Piracicaba. PP03: Consolidação do Estado da Arte Sobre a Situação e a Gestão de Recursos Hídricos na Bacia. ENGECORPS ENGENHARIA S.A. - 1454-ANA-03-RH-RT-0001-R1 – novembro, 2021.

POLO-CAVIA, N. *et al.* Body condition does not predict immunocompetence of western pond turtles in altered versus natural habitats. Animal Conservation, 13(3), 256–264, 2010.

PORTO, L. A. Estrutura Populacional do *Ucides cordatus* (Linnaues, 1763) Crustacea:Decapoda:Brachyura): Subsídio para a Gestão da Espécie). Trabalho de Conclusão de Curso, Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

POSTHUMA, L.; VAN GILS, J.; ZIJP, M. C.; VAN DE MEENT, D.; DE ZWARTD, D. Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry, 38(4), 703–711, 2019. https://doi.org/10.1002/etc.4373

QUARESMA, V. S.; BASTOS, A. C.; LEITE, M. D.; COSTA, A.; CAGNIN, R. C.; GRILO, C.; ZOGHEIB, L.; OLIVEIRA, K. S. S. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. Continental Shelf Research, 104172, 2020.

QUARESMA, V. S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S. N.; GODINHO, E.; BASTOS, A. C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. Brazilian Journal of Geology, 45(4), 635-644, 2015. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.047

QUARESMA, V. S.; AGUIAR, V. M. C.; BASTOS, A. C.; OLIVEIRA, K. S.; VIEIRA, F. V.; SÁ, F.; BAPTISTA NETO, J. A. The impact of trace metals in marine sediments after a tailing dam failure: the Fundão dam case (Brazil). Environmental Earth Sciences, 80(571), 2021.

RENOVA. Atualização do Plano de Recuperação Ambiental Integrado – PRAI. Fundação Renova, 2016.

RICHARD, E. C.; DUARTE, A. H. JR; ESTRADA, G. C. D.; BECHTOLD, J.; MAIOLI, B. G.; FREITAS, A. H. A.; WARNER, K. E.; FIGUEIREDO, L. H. M. Influence of fundão tailings dam breach on water quality in the Doce river watershed. Integr Environ Assess Manag, 16(5), 583–595, 2020.

ROCHA, G. M.; SALVADOR, B.; LAINO, P. S.; SANTOS, G. H. C.; DEMONER, L. E.; CONCEIÇÃO, L. R.; TEIXEIRA-AMARAL, P.; MILL, G. N.; GHISOLFI, R. D.; COSTA, E. S.; LONGHINI, C. M.; SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R.; DIAS JUNIOR, C.; OLIVEIRA, K. S.; GRILO, C. F.; QUARESMA, V. S.; BONECKER, S. L. C.; FERNANDES, L. F. L. Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. Science of the Total Environment, 806, 151249, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151249

RODRIGUES, M. B.; SPAGNOL, I. T.; RABELLO, L. L.; CARVALHO, S. L.; MENDES, M. S.; BUARQUE, D. C.; MENDONÇA, A. S. F.; RIGO, D.; CAIADO, M. A. C. Land use and land cover scenarios and their interrelations with sediment production and transport, Doce River basin. Environmental Monitoring and Assessment, 198, 61, 2026. https://doi.org/10.1007/s10661-025-14912-8

ROE, R. A. L.; TRAN, T. K. A.; SCHREIDER, M. J.; MACFARLANE, G. R. Assessment of the effects of sediment-associated metals and metalloids on mangrove macroinvertebrate assemblages. Water Air Soil Pollut., 231, 352, 2020.

ROSSI, S. *et al.* Challenges in evaluating the severity of fibropapillomatosis: A proposal for objective index and score system for green sea turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. PLoS ONE, 11(12), 1, 2016.

RRDM – REDE RIO DOCE MAR. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Análise Abiótica e Biótica no Ambiente Marinho – Discussão Integrada. RT-19K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, 57 p., 2019.

RRDM – REDE RIO DOCE MAR. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, 68 p., 2022.

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 145, 349-361, 2018.

SÁ, F.; LONGHINI, C. M.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; DE OLIVEIRA GOMES, L. E.; LIMA, A. T.; BERNARDINO, A. F.; RODRIGUES NETO, R. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. Science of the Total Environment, 769, 144532, 2021.

SAFFRAN, K.; CASH, K.; HALLARD, K.; NEARY, B.; WRIGHT, C. CCME water quality index 1.0 user's manual. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. Biológico, São Paulo, 65(1/2), 113-116, 2003.

SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. Science, 364(6440), 526-528, 2019.

SANTOS, E. H.; GRIEBELER, N. P.; DE OLIVEIRA, L. F. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 14, 826-834, 2010.

SCHINDLER, D. E.; ARMSTRONG, J. B.; REED, T. E. The portfolio concept in ecology and evolution. Frontiers in Ecology and the Environment, 13, 257–263, 2015.

SEVERINI, M. D. F.; BOTTE, S. E.; HOFFMEYER, M. S.; MARCOVECCHIO, J. E. Spatial and temporal distribution of cadmium and copper in water and zooplankton in the Bahía Blanca estuary, Argentina. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 85(1), 57–66, 2009.

SHAVER, D. J.; WALKER, J. S.; BACKOF, T. F. Fibropapillomatosis prevalence and distribution in green turtles *Chelonia mydas* in Texas (USA). Diseases of Aquatic Organisms, 136, 175-182, 2019.

SHCHEPETKIN, A. F.; MCWILLIAMS, J. C. The regional oceanic modeling system (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography following-coordinate oceanic model. Ocean Model., 9, 347–404, 2005.

SHORT, A. D. Coastal processes and beaches. Nature Education Knowledge, 3(10), 15, 2012. Disponível em: https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/coastal-processes-and-beaches-26276621/

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; *et al.* Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais. Brasil Rev Espinhaço UFVJM, 44–53, 2016.

SILVA, L. F. R.; CASTRO, D. M. P.; JUEN, L. *et al.* Ecological thresholds of Odonata larvae to anthropogenic disturbances in neotropical savanna headwater streams. Hydrobiologia, 851, 313–326, 2024. https://doi.org/10.1007/s10750-022-05097-z

SIMITH, D. D. J. D. B.; DIELE, K. O efeito da salinidade no desenvolvimento larval do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae) no Norte do Brasil. Acta Amazonica, 38, 345-350, 2008.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? Trends in ecology & evolution, 31(1), 67-80, 2016.

SOETERS, P. B.; WOLFE, R. R.; SHENKIN, A. Hypoalbuminemia: pathogenesis and clinical significance. Journal of Parenteral and Enteral Nutrition, 43(2), 181-193, 2019.

SPINASSE, V. C.; TOGNELLA, M. M. P. As principais ameaças à perpetuação de *Ucides cordatus* nos manguezais brasileiros: uma revisão sistemática (1970 a 2023). Revista Contribuciones A La Ciencias Sociales, 2024. https://doi.org/10.55905/revconv.17n.7-411

SPINASSE-BROMENSCHENKEL, V. C.; TOGNELLA, M. M. P. Estimativa populacional e potencial extrativo do caranguejo-uçá no pós-defeso: subsídios à gestão em Unidade de Conservação de uso sustentável. Research, Society and Development, 9(12), e25791210992, 2020. https://doi.org/10.33448/rsd-v9i12.10992

STACY, N. I.; PERRAULT, J. R.; WOOD, L. D. Blood analytes of hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) from Florida waters: reference intervals and size-relevant correlations. Frontiers in Ecology and Evolution, 11, 2023.

STUBBINGTON, R.; ENGLAND, J.; SARREMEJANE, R.; WATTS, G.; WOOD, P. J. The effects of drought on biodiversity in UK river ecosystems: Drying rivers in a wet country. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 11(5), e1745, 2024.

SWEARER, S. E.; TREML, E. A.; SHIMA, J. S. A review of biophysical models of marine larval dispersal. Oceanography and Marine Biology, 2019.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 45, 471–493, 2014.

TOGNELLA, M. M. P.; FALQUETO, A. R.; FARIAS-ESPINOZA, H. C.; GONTIJO, I.; GONTIJO, A. B. P. L.; FERNANDES, A.; SCHMILDT, E. R.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; SCHMIDT, A. J.; LOPES, D. M. S.; BARCELOS, U. D.; D´ADDAZIO, V.; LIMA, K. O. O.; PASCOALINI, S. S.; PARIS, J. O.; BRITES JR., N. V.; PORTO, L. A.; ALMEIDA FILHO, E.; OLIVEIRA, C. P.; LEOPOLDO, R. V. S.; LEITE, S.; BERRIBILLI, M. P.; VIEIRAS, S. F. R.; ROSA, M. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; GHISOLFI, R. D.; CASTRO, M. S. M.; RIGO, D.; TOSTA, V. C.; ALBINO, J. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150452

VAN DER OOST, R.; MCKENZIE, D. J.; VERWEIJ, F.; SATUMALAY, C.; VAN DER MOLEN, N.; WINTER, M. J.; CHIPMAN, J. K. Identifying adverse outcome pathways (AOP) for Amsterdam city fish by integrated field monitoring. Environmental Toxicology and Pharmacology, 74, 2020. https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103301

VANELI, B. P.; DE SOUZA ARAÚJO, E. M.; DE OLIVEIRA, D. B. H. S.; SPAGNOL, I. T.; TEIXEIRA, E. C. Conceptual model to analyze the effects caused by technological disaster on the physical-chemical

state of the lower Doce River waters, Brazil. Science of The Total Environment, 809, 152168, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152168

VARGAS-LUNA, A.; CROSATO, A.; UIJTTEWAAL, W. S. J. Effects of vegetation on flow and sediment transport: Comparative analyses and validation of predicting models. Earth Surface Processes and Landforms, 40(2), 157-176, 2015. https://doi.org/10.1002/esp.3633

VARLAS, G. *et al.* Assessing sea-state effects on sea-salt aerosol modeling in the lower atmosphere using lidar and in-situ measurements. Remote Sensing, 13(4), 614, 2021.

VIEIRA, F. V.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; LEITE, M. D.; COSTA JR, A.; OLIVEIRA, K. S. S.; DALVI, C. F.; BAHIA, R. G.; HOLZ, V. L.; MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M. Along-Shelf Changes in Mixed Carbonate-Siliciclastic Sedimentation Patterns. Continental Shelf Research, 187, 103964, 2019. https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.103964

VINZON, S. B.; GALLO, M. N.; GABIOUX, M.; FONSECA, D. L.; ACHETE, F. M.; GHISOLFI, R. D.; MILL, G. N.; FONSECA, S. A. R.; QUARESMA, V. S.; OLIVEIRA, K. S. S.; BRIGAGÃO, G.; MACHADO, L. G. The role of waves in the resuspension and transport of fine sediment and mine tailings from the Fundão Dam failure, Doce River, Brazil. International Journal of Sediment Research, 39(1), 44-60, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2023.09.004

WALLACE, J. M.; SMITH, C.; BRETHERTON, C. S. Singular value decomposition of wintertime sea surface temperature and 500-mb height anomalies. Journal of Climate, 5(6), 561-576, 1992.

WANG, S.; LOREAU, M. Ecosystem stability in space: α, β and γ variability. Ecology letters, 17(8), 891-901, 2014.

WENZEL, D. A.; SOUSA JUNIOR, M. F.; ULIANA, E. M.; MENDES, M. A. S. A. Dynamics of land coverage in three amazonics basins in the Mato Grosso state, Brazil. Research, Society and Development, 9(10), e3919108613, 2020.

WÜRDIG, N. L.; CENZANO, C. S. S.; MOTTA-MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensis, 19(4), 427-438, 2007.

ZAPATA, V.; LÓPEZ GRECO, L. S.; RODRÍGUEZ, E. M. Effect of copper on hatching and development of larvae of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). Environmental Toxicology and Chemistry, 20(7), 1579-1583, 2001. https://doi.org/10.1002/etc.5620200723

ZHANG, Q.; QIN, W.; DING, L.; CAO, W.; XU, H.; LIU, Q.; SHI, C. Impact of land use/cover change (LUCC) on sediment connectivity in small watersheds based on a revised index algorithm. Geoderma, 438, 116622, 2023. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116622

ZORZAL-ALMEIDA, S.; DE OLIVEIRA FERNANDES, V. Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin. Science of The Total Environment, 796, 148965, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148965