

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

Material Suplementar Ambiente Costeiro

Tema: Praias

RT - 52/ OUT 25

RSE2025-PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2025

EQUIPE TÉCNICA

Jacqueline Albino (coordenadora)

Maria Tereza Weitzel Dias Carneiro Lima (coordenadora)

Karla Gonçalves da Costa (coordenadora)

Branco Mateus Murata Eguchi

Giseli Modolo Vieira Machado

Luiz Henrique Sielski

Alexandre Burini

Denise de Sousa Paiva Tagliari

Lucas Bermudes de Castro

Maitê Noda Zanotti

Julyana Caprini Fardin

Isabele Correia dos Santos

Luana Ferreira Dias

Geisamanda Pedrini Brandão Athayde

Jefferson Rodrigues De Souza

Maiara Krause

Tiago Pereira Cunha

Larissa Dias Roriz

Suellen Geronimo Cordeiro

Livia Carvalho Ferreira

João Pedro Loyola da Cunha

Miguel Abner Ferreira de Araújo Almeida

Wellinton Alvarenga Aragão

Vanessa Simão do Amaral

Gean Zanetti

Tathiana Guerra Sobrinho

Emanuely Ezidio da Silva

Isabela Jabour e Silva

Amanda Deolindo Moreira

Bruna Adenalian Coelho Teixeira

Gabriela Singulani de Brito

Lorena Andrade de Oliveira

Iuri Bezerra Bertier

Lara Schultz Rizzo

Valeska Fernandes

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	5
2	METODOLOGIA	5
2.1	MORFODINÂMICA PRAIAL.....	6
2.1.1	Coleta	6
2.1.2	Análise	8
2.2	GEOQUÍMICA	13
2.2.1	Coleta	13
2.2.2	Análise	14
2.3	BENTOS.....	25
2.3.1	Coleta	25
2.3.2	Análise	26
2.4	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	29
2.5	ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADAS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES	30
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	31
3.1	MORFODINÂMICA.....	32
3.1.1	Presença de lama.....	32
3.1.2	Alteração morfológica da praia	39
3.2	GEOQUÍMICA	45
3.2.1	Concentração de elementos químicos no sedimento	45
3.2.2	Normalização de Elementos de Terras Raras (ETR) em sedimento.....	52
3.2.3	Concentração de elementos químicos na água	54
3.3	BENTOS	61
3.3.1	Parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica	61
3.3.2	Parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica	76
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO	90

5	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	97
6	REFERÊNCIAS	97

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passou por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram 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, apresentadas e aprovadas 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.

As modificações implementadas encontram-se nos seguintes Materiais Suplementares, os quais contemplam todo o período de execução do PMBA/Fest-UFES: 1) MS – Malha amostral, que apresentam as estações amostrais executadas ao longo do tempo por todos os Anexos/Temas, separados por cada marco temporal histórico mencionado acima (“Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Deliberação 803”); 2) Frequência amostral, o qual contempla o histórico da periodicidade amostral (seguindo os mesmos Anexos/Temas contemplados no item 1) e 3) MS – Mapas históricos das malhas amostrais, que apresenta os mapas das malhas amostrais (incluindo as estações) executadas por todos os Anexos/Temas.

Segue o detalhamento temporal, como forma de esclarecer a execução dentro dos marcos históricos: “Ano 1” (setembro de 2018 e setembro de 2019); “Transição” (outubro de 2019 e julho de 2022); “Novo Ciclo” (agosto de 2022 a setembro de 2024) e “Deliberação 803” (outubro de 2024 a março de 2026). O grupo da Ecotoxicologia é uma exceção a esta historicidade, pois iniciou a amostragem referente ao “Novo Ciclo” em janeiro de 2023 e segue com a “Deliberação 803”, na periodicidade já informada.

2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA/Fest-UFES submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em agosto de 2022 (e dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia) e na Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024. Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest-UFES a fim de determinar os indicadores.

2.1 MORFODINÂMICA PRAIAL

2.1.1 Coleta

2.1.1.1 Clima de ondas

Informações sobre os parâmetros de ondas para períodos de média e curta duração foram obtidas do fundeio F1 (Ambiente Marinho, Tema Hidrodinâmica) e de dados de modelagem disponibilizados pelo portal de previsões Surf guru (www.surfguru.com.br). Os dados utilizados de modelagem foram validados através dos dados dos fundeios para, então, serem integrados às análises da morfodinâmica praial. O clima de ondas foi avaliado levando em consideração os dados de ondas do Fundeio F1 (Ambiente Marinho, Tema Hidrodinâmica) em conjunto com os dados do modelo principalmente para comparação e validação dos dados referentes à campanha de setembro de 2019 na qual ainda não havia dados de ondas disponíveis pelos fundeios.

2.1.1.2 Topobatimetria

O levantamento topobatimétrico dos perfis praias foi realizado nas 11 estações amostrais distribuídas ao longo da área de estudo. Os resultados das 2 estações (S4 e N3) retiradas do Plano de Trabalho do novo Ciclo do PMBA ainda estão incluídos neste relatório. Os perfis foram levantados a partir de um referencial fixo (marco geodésico), situado além do limite do pós-praia, e se estenderam até o limite da antepraia média, correspondente à profundidade de fechamento (isóbata de 10 m).

Os marcos geodésicos foram instalados previamente em locais de fácil acesso, de substrato estável e livre de cobertura vegetal ou quaisquer outros obstáculos que impedissem a visagem de satélites. Para a obtenção das coordenadas geodésicas dos marcos, foi realizado previamente um rastreamento de longa duração. Desta forma, foi instalado sobre o marco, com o auxílio de um tripé, um receptor GNSS, que armazenou as coordenadas medidas pelo aparelho por um período de 4 horas de aquisição. O sistema geodésico de referência utilizado foi o SIRGAS 2000.

O levantamento da porção emersa do perfil praial foi realizado por meio de posicionamento espacial e altimétrico utilizando um GNSS com função RTK, que faz correções em tempo real entre o receptor fixo na base e o receptor móvel (*rover*). A correção do posicionamento em tempo real ocorre por meio da comunicação via sinal de rádio entre os receptores, permitindo que a base transmita ao receptor móvel a posição corrigida para o ponto que se deseja conhecer a posição.

Antes de cada levantamento, o GNSS base foi instalado sobre o marco e sua posição aferida. Durante todo o levantamento topográfico o receptor móvel permaneceu acoplado ao bastão com altura fixa. O bastão foi posicionado sobre as feições do perfil praial e suas posições e altimetrias foram coletadas. Simultaneamente foi anotada a descrição da feição observada (por exemplo, duna, cordão, berma, face praial, máximo recuo das ondas e submerso). Para realização do levantamento topográfico foi utilizada a configuração em modo RTK, desta forma o GNSS/móvel coletou os dados com correção em tempo real, não sendo necessário um pós-processamento dos dados.

O levantamento do perfil na zona submarina (antepraia) foi realizado com o auxílio de uma embarcação dotada de posicionamento por GNSS/GPS, empregando ecobatimetria monofeixe com frequências de operação de 210kHz/33Khz (dupla frequência), para obtenção da profundidade e espessura da camada de lama. A navegação e a integração dos dados de posicionamento e profundidade foram feitas pelo programa *Hypack*. O ecobatímetro utilizado foi o *Midas Surveyor* da Valeport.

Com o intuito de garantir a precisão dos dados, antes da realização do levantamento foi planejado o posicionamento do transdutor e da antena GNSS/GPS na embarcação. Na sequência, com o auxílio de uma trena rígida, determinou-se a distância entre a origem do sistema (transdutor) e a antena do GNSS/GPS. Esse processo de determinação das distâncias entre os sensores é chamado de medição dos *off-sets*. A aplicação dos *off-sets* foi realizada antes do início dos levantamentos batimétricos e os parâmetros medidos foram inseridos no programa *Hypack*.

Para a coleta de dados batimétricos utilizou-se, mais especificamente, a ferramenta *Hypack Survey* do programa *Hypack*. Esta ferramenta auxilia na navegação sobre o perfil planejado e integra os dados de posição fornecidos pelo GNSS/GPS e o valor de profundidade registrado pelo ecobatímetro. Os dados brutos foram salvos na memória do computador portátil para posterior processamento.

2.1.1.3 Sedimento

As amostras de sedimento ao longo do perfil praiar emerso foram coletadas em quatro subestações: na berma, a partir da abertura de uma pequena trincheira de aproximadamente 20 cm; na face da praia superior; na face da praia inferior e no limite praia/antepraia (zona de arrebentação das ondas), por raspagem, totalizando 4 amostras por estação.

Ao longo do perfil praiar submerso (antepraia) foram coletadas amostras superficiais nas profundidades de 5 e 10 m, totalizando mais 2 amostras por estação, com auxílio de embarcação e amostrador de fundo do tipo Van Veen. O alinhamento da embarcação em relação ao perfil topobatimétrico foi realizado por meio do software de navegação *Hypack* e seu posicionamento quanto à profundidade foi realizado a partir dos dados obtidos durante o levantamento batimétrico.

Os sedimentos coletados foram acondicionados em sacos ou potes plásticos devidamente identificados com o nome da estação amostral, a localização do ponto de coleta ao longo do perfil topobatimétrico e a data da amostragem.

Todas as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Sedimentologia da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) para análise granulométrica, determinação dos teores de carbonatos, determinação dos teores e identificação dos minerais pesados e determinação dos teores de matéria orgânica total nas amostras lamosas.

2.1.1.4 Mapeamento da lama na antepraia

O mapeamento sistemático das áreas com maior deposição de lama na antepraia foi realizado por levantamentos geofísicos utilizando ecobatímetro monofeixe de dupla frequência e sonar de varredura lateral. Amostras sedimentológicas foram coletadas e posteriormente enviadas para avaliação dos

parâmetros texturais e geoquímicos. Os levantamentos foram realizados na antepraia dos flancos norte e sul da planície do rio Doce. Os limites da área de investigação foram estendidos para 7 km ao sul e 23 km ao norte da desembocadura. A área sondada inicia na imediações da foz do Rio e se estende até o limite sul na estação amostral S6 Rebio de Comboios e ao norte na estação N2 Degredo. Este mapeamento teve por objetivo verificar a distribuição espacial dos depósitos de lama na antepraia.

O plano de sondagem dentro das áreas de influência da foz contou com espaçamento de cerca de 80 m entre as linhas de sondagem, traçadas paralelamente à costa, abrangendo o início na zona de arrebentação das ondas até cerca de 10 m de profundidade, buscando incluir a profundidade de fechamento do perfil praial. Durante o levantamento foram coletados simultaneamente os dados batimétricos com ecobatímetro e sonar de varredura lateral, assim como dados de posicionamento obtidos por meio de receptor GNSS.

Após definidos os diferentes tipos de fundo, a partir do processamento do levantamento sonográfico, sedimentos foram coletados para verificar a interpretação do sinal acústico (*ground thruthing*). Para tanto, os sedimentos foram coletados com amostrador de fundo do tipo Van Veen, nos diferentes tipos de fundo, e principalmente nos depósitos lamosos situados na antepraia.

2.1.1.5 Aquisição de imagens aéreas e georreferenciamento para análise de variação da linha de costa

Realizou-se a aquisição das imagens aéreas correspondentes aos anos de 1970, 2007, 2014 e 2020 a partir do repositório de dados oficial do Espírito Santo, o Sistema Integrado e Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo – GEOBASES. Esta etapa envolveu a obtenção das imagens brutas necessárias para a análise da variação da linha de costa.

Especificamente para as imagens de 1970, foi conduzido o processo de georreferenciamento no software ArcMap (ESRI). Este procedimento teve como objetivo associar coordenadas espaciais às imagens de 1970, garantindo sua correta posição geográfica e permitindo sua comparação com as demais imagens. As demais imagens (anos de 2007, 2014 e 2020) já estavam prontas para o uso, não necessitando de processos adicionais de georreferenciamento ou construção de ortofotomosaicos, uma vez que foram adquiridas de fontes que as disponibilizaram em condições adequadas para análise.

2.1.2 Análise

2.1.2.1 Topobatimetria

Os dados brutos obtidos no levantamento do perfil praial com o RTK foram extraídos da controladora e exportados em arquivo ASCII. Os arquivos contêm as coordenadas geográficas (latitude e longitude), altimetria do terreno, além de dados complementares quanto à classificação da feição praial observada, inseridos no momento da aquisição. Informações auxiliares de incerteza horizontal e vertical (HSDV e VSDV) e de geometria de satélites (HDOP e VDOP) também foram extraídas com a finalidade de verificar a qualidade dos dados. Os dados foram planilhados e processados em Excel, verificando a consistência dos valores de latitude, longitude e altimetria para a área de estudo. A partir do horário do

término de cada levantamento, foi realizado o ajuste altimétrico de cada perfil ao nível médio do mar local, segundo técnica sugerida por Bigarella *et al.* (1961). Como referência maregráfica foram utilizados os dados de maré disponíveis no site da Marinha do Brasil, referentes ao Terminal de Barra do Riacho, o referencial mareográfico mais próximo da área de estudo (DHN, 2021).

Os dados brutos do levantamento batimétrico foram extraídos da Central de Controle do ecobatímetro por meio do programa *SurveyLog*. A partir deste programa os dados foram exportados e apresentados nos formatos .BIN, ASCII e XYZ. Esses arquivos foram processados no módulo *Single Beam Process* do programa *Hypack*, no qual foram conferidos os valores de *offsets* da disposição dos equipamentos na embarcação e aplicada a correção da maré para o dia e a hora do levantamento, com base na tábua de maré do Terminal de Barra do Riacho (DHN, 2021).

O processamento dos dados batimétricos prosseguiu com a remoção dos picos de sondagem (*spikes*), que consistem em dados espúrios que não refletem a profundidade real. Em função da alta frequência de aquisição dos dados (6 Hz), estes foram suavizados para compensar o movimento da embarcação durante a sondagem. Para isto, foi utilizada a ferramenta *smooth* do programa de processamento.

O arquivo auxiliar .BIN também foi carregado no pacote *Single Beam Process*. Esse formato de arquivo permitiu a visualização dos ecogramas para interpretação dos padrões de fundo e verificação/validação dos valores batimétricos.

Os dados dos perfis expressos em distâncias e cotas, gerados pelo levantamento topobatimétrico dos perfis praias e antepraia, foram plotados em gráficos 2D por meio do programa *Excel* da *Microsoft*. Em função da dificuldade de navegação na zona de arrebentação é esperada uma lacuna de informação na antepraia rasa. Para preencher esta lacuna foi realizada a interpolação dos dados de batimetria e topografia e os perfis foram concetados para obtenção final do perfil topobatimétrico.

2.1.2.2 Sedimentologia

- Granulometria

A determinação da granulometria dos sedimentos arenosos foi realizada por meio de peneiramento a seco. Inicialmente, as amostras foram lavadas para a retirada do sal e colocadas na estufa para secar a uma temperatura média de 40°C. Após a secagem, as amostras foram quarteadas por meio do quarteador do tipo Jones até o peso aproximado de 50 g. Na sequência, a amostra quarteada foi posta no agitador de peneiras por 15 minutos. Para o peneiramento foi utilizado um jogo de peneiras com malha de -2 a 4 ϕ (4 a 0,063 mm) (Tabela 1). Após o peneiramento, o sedimento retido em cada peneira foi pesado para a determinação do percentual de cada fração granulométrica.

Para determinar o teor e granulometria dos sedimentos lamosos foi realizada primeiramente o peneiramento úmido de toda a amostra na malha de 4 ϕ (0,063 mm), a fim de separar os sedimentos arenosos (<4 ϕ) dos lamosos (>4 ϕ). Para retirar a matéria orgânica do sedimento lamoso, foi adicionado peróxido de hidrogênio (H₂O₂) em alíquotas das amostras totais de lama. O procedimento de queima foi realizado em chapa aquecedora na capela de exaustão de gases. As amostras foram lavadas para retirada do peróxido e sua granulometria foi determinada pelo granulômetro a laser *Malvern*.

A partir do percentual das frações granulométricas, os parâmetros estatísticos propostos por Folk & Ward (1957) foram calculados para todas as amostras por meio do programa GRADISTAT (Blott, &Pye, 2001).

Tabela 1: Especificação da malha das peneiras para o peneiramento a seco.

Φ	mm
- 2,00	4,000
-1,75	3,360
-1,25	2,380
-1,00	2,000
- 0,50	1,410
0,00	1,000
0,50	0,710
1,00	0,500
1,50	0,350
2,00	0,250
2,50	1,770
3,00	0,125
3,25	0,105
3,75	0,074
4,00	0,063

- Teor de carbonato no sedimento

A determinação do teor de carbonato foi realizada a partir de sua queima com ácido clorídrico 10% (HCl). Neste procedimento, foram utilizados cerca de 50 g das amostras pré-processadas (lavadas, secas e quarteadas). A amostra foi, então, colocada em um béquer, ao qual foi adicionado o HCl até a completa dissolução dos carbonatos. O procedimento de queima foi realizado em chapa aquecedora na capela de exaustão de gases.

Na sequência, as amostras foram lavadas para a retirada do ácido e, então, colocadas para secar na estufa a uma temperatura em torno de 40 °C. O descarte do resíduo da lavagem foi realizado em um recipiente próprio para o descarte de reagentes. Após a secagem, as amostras foram pesadas para quantificação do teor de carbonato.

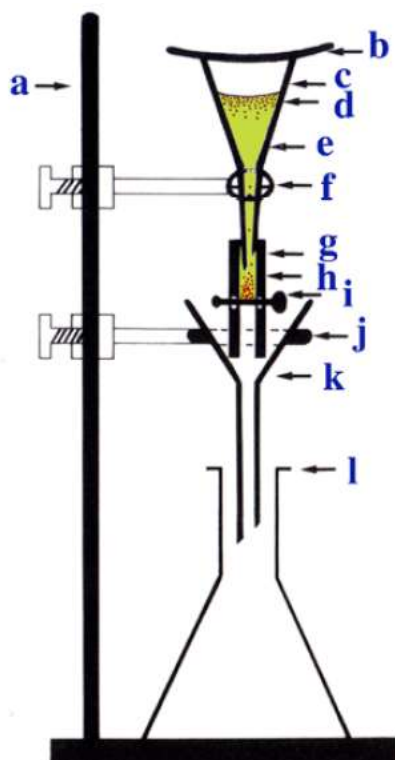
- Teor e identificação de minerais pesados no sedimento

A determinação do teor de minerais pesados foi realizada por meio do método gravitacional utilizando bromofórmio. Após a dissolução do carbonato de cálcio, as amostras foram colocadas em um funil de separação contendo bromofórmio e agitadas com um bastão de vidro (Figura 1c).

Decorridos alguns minutos, os minerais pesados se depositaram no tubo de borracha associado ao funil (Figura 1g). Com a pinça que prende a borracha foi aberta uma pequena passagem para que os

minerais pesados fossem transferidos para o funil com um filtro de papel (Figura 1l e k). Os minerais retidos neste filtro foram lavados com álcool e o resíduo da lavagem foi descartado em um recipiente próprio para o descarte de reagentes. A amostra foi, então, colocada no dessecador para secagem. Após a secagem, os sedimentos foram pesados para a quantificação do teor de minerais pesados.

Figura 1: Estrutura para separação de minerais pesados pelo método gravitacional. a) estrutura de apoio; b) vidro relógio; c) funil de separação; d) minerais leves; e) líquido de separação (bromofórmio); f) suporte do funil; g) tubo de borracha; h) minerais pesados; i) pinça que permite ou não a passagem do líquido e da fração pesada; j) suporte do funil de filtração; k) funil de filtração; l) frasco de recepção.



A identificação dos minerais pesados foi realizada por meio de observação em lupa binocular. Neste sentido, foram observados 300 grãos de minerais pesados em cada fração resultante do peneiramento a seco (GaleHouse, 1971). As amostras que possuíam um número inferior a este, tiveram todos os minerais pesados presentes identificados.

Para descrição dos resultados, os minerais pesados foram agrupados de acordo com suas propriedades físicas de densidade e químicas de estabilidade, o que permite avaliar o grau de maturidade do pacote sedimentar (Van Gosen, *et al.*, 2014; Garzanti, 2017). Minerais pesados com densidade superior a 4 g/cm³ foram agrupados como mais densos, sendo estes: zircão, rutilo, monazita e minerais opacos. Minerais pesados com densidade inferior a 3,5 g/cm³ foram agrupados como menos densos, sendo estes: anfíbólio, turmalina, silimanita e epidoto. Minerais ultraestáveis são: zircão, turmalina e rutilo e minerais instáveis: anfíbólio e epidoto.

- Teor de matéria orgânica total no sedimento

O teor de matéria orgânica total foi quantificado para as amostras lamosas por meio de sua queima em forno mufla a 450°C durante 4 horas. Para este procedimento foram separados cerca de 2 g da amostra em cadinhos de cerâmica que foram colocados na mufla. A partir da diferença entre o peso inicial da amostra e o peso final, após a queima, foi determinado o teor de matéria orgânica total.

2.1.2.3 Mapeamento de lama na antepraia

Os dados batimétricos foram processados conforme a seção 2.1.2.1. Já os dados sonográficos foram processados corrigindo a geometria do dado, executando o rastreamento do fundo e aplicando correções de ganho variáveis em função do tempo de retorno e da distorção devido à inclinação na incidência do sinal acústico. *Slope Varying Gain* - SVG e *Time Varying Gain* -TVG. Os sonogramas processados foram então utilizados para produzir mosaicos que possibilitaram a identificação de distintos tipos de fundo. Depois de identificados os fundos lamosos, os mosaicos sonográficos foram utilizados para estabelecer a continuidade lateral e abrangência dos diferentes tipos de fundo.

As amostras de sedimento coletadas para verificar a interpretação do sinal acústico (*ground thruthing*) foram processadas de acordo com a seção 2.1.2.2 para a obtenção dos parâmetros granulométricos e de acordo com a seção 2.2.2.1 e 2.2.2.3 para obtenção da composição geoquímica.

2.1.2.4 Análise da mobilidade da linha de costa na foz do rio Doce

- Construção do ortofotomosaico para 1970

As imagens georreferenciadas de 1970 foram utilizadas para a construção de um ortofotomosaico específico para este ano. O ortofotomosaico é uma representação geográfica retificada das imagens aéreas, corrigindo distorções causadas por fatores como altitude do voo, inclinação da câmera e deformações do terreno. Essa etapa foi realizada para garantir a obtenção de uma imagem corrigida e de alta precisão para o ano de 1970.

- Identificação manual da linha de vegetação

A identificação manual da linha de vegetação foi realizada para todos os ortofotomosaicos de 1970, 2007, 2014 e 2020. Utilizando o software ArcMap, as áreas vegetadas no limite costeiro de cada período de imagens foram cuidadosamente demarcadas e registradas. Essa abordagem permitiu criar camadas de referência para cada ano analisado, oferecendo informações precisas sobre a posição da linha de costa em cada período.

- Avaliação da mobilidade da linha de costa

Para realizar a análise da variação da linha de costa, foi utilizado o *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS). O DSAS foi desenvolvido pelo *U.S. Geological Survey* (USGS) *Coastal and Marine Geology Program* para auxiliar na análise e monitoramento de mudanças na linha de costa (Thieler *et al.*, 2009). A ferramenta foi projetada para uso em conjunto com o software ArcGIS, fornecendo uma interface amigável para análise de dados geoespaciais relacionados à geomorfologia costeira.

Dentro do DSAS, a análise da variação da linha de costa foi conduzida com base em transectos, que são linhas perpendiculares à linha de costa. Foi adotado um espaçamento de 100 metros entre os transectos, permitindo uma representação adequada da variação da linha de costa ao longo do tempo para cada par de anos.

Foram calculados quatro parâmetros de variação da linha de costa: SCE (*Shoreline Change Envelope*), NSM (*Net Shoreline Movement*), EPR (*End Point Rate*) e LRR (*Linear Regression Rate*) para cada par de anos analisado (1970-2007, 2007-2014 e 2014-2020), bem como para o período total de 1970-2020. Essas taxas ofereceram *insights* sobre as mudanças na linha de costa e sua evolução ao longo do tempo.

SCE (*Shoreline Change Envelope*): a taxa SCE, também conhecida como envelope de mudança da linha de costa, é uma medida da mudança total da linha de costa entre dois períodos de tempo. Essa taxa calcula a distância máxima de recuo ou avanço da linha de costa dentro de uma determinada área de estudo. O valor do SCE representa a diferença entre a posição mais avançada e a posição mais recuada da linha de costa ao longo dos períodos analisados.

NSM (*Net Shoreline Movement*): A taxa NSM, ou Movimento Líquido da Linha de Costa, mede a mudança líquida da linha de costa entre dois períodos de tempo. Essa taxa leva em consideração tanto as áreas de avanço quanto as áreas de recuo da linha de costa, fornecendo uma medida do deslocamento líquido das áreas costeiras. O valor do NSM pode ser positivo, indicando um avanço da linha de costa, ou negativo, indicando um recuo.

EPR (*End Point Rate*): A taxa EPR, ou Taxa de Ponto Final, é uma medida da taxa média de mudança da linha de costa ao longo de um período de tempo específico. Essa taxa calcula a taxa média de recuo ou avanço da linha de costa por ano, em metros. O EPR fornece uma visão geral das mudanças ocorridas na linha de costa durante o período analisado.

LRR (*Linear Regression Rate*): A taxa LRR, ou Taxa de Regressão Linear, é uma medida da taxa de mudança da linha de costa estimada por meio de uma regressão linear. A regressão linear é aplicada aos dados da linha de costa ao longo do tempo para estimar a taxa de recuo ou avanço. A taxa LRR fornece uma representação da tendência de mudança da linha de costa ao longo do período analisado.

2.2 GEOQUÍMICA

2.2.1 Coleta

A coleta de amostras de água e sedimento foi realizada de forma concomitante ao estudo da morfologia e sedimentologia das praias. As amostras de sedimento superficial foram coletadas nas praias (incluindo berma, face superior, face inferior e antepraia rasa) utilizando coletores de plástico para evitar contaminação. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos tipo Ziplock, previamente identificados, e mantidas sob refrigeração, em caixa térmica com gelo até o transporte para o laboratório. Nas isóbatas de 5 m e 10 m, as amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio de um amostrador de fundo do tipo Van Veen. O sedimento dragado foi transferido para bandejas plásticas

e, porções de diferentes pontos do sedimento foram coletadas com uma colher de plástico e transferidas para sacos plásticos tipo ZipLock, previamente identificados. Durante a coleta, a camada superior do sedimento, que entrou em contato com a superfície interna do amostrador, foi descartada para evitar contaminação. O amostrador Van Veen foi lavado abundantemente com água do próprio ponto de coleta para evitar contaminação cruzada entre as amostras coletadas em diferentes pontos. Após a coleta, as amostras de sedimento foram mantidas sob refrigeração, em caixa térmica com gelo, para a sua preservação até o laboratório.

As amostras de água em profundidade (50 cm acima do fundo) foram coletadas nas isóbatas de 5 e 10 m com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn. Ao chegar à superfície, as amostras de água foram transferidas para garrafas plásticas, previamente descontaminadas e identificadas. As amostras de água destinadas à determinação do teor total de elementos químicos foram acidificadas com HNO_3 subdestilado até $\text{pH} < 2$. Para a obtenção da fração dissolvida, a amostra de água total foi filtrada em membrana de porosidade $0,45 \mu\text{m}$, sendo a amostra filtrada recolhida e acidificada até $\text{pH} < 2$. O material particulado em suspensão retido no filtro foi acondicionado em tubos de polipropileno. Todas as amostras foram mantidas refrigeradas em caixa térmica.

Após a coleta, todas as amostras de sedimento e água destinadas à determinação dos elementos químicos foram encaminhadas ao Laboratório de Espectrometria Atômica do Núcleo de Competências em Química do Petróleo (NCQP) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). No laboratório, as amostras foram armazenadas em freezer a -22°C respeitando os prazos de validade para as análises, que são de 6 meses a partir do momento da coleta.

2.2.2 Análise

2.2.2.1 Preparo das amostras de sedimento

Para o início das análises em laboratório, as amostras de sedimento foram secas em estufa a 60°C por 72 horas, até atingirem peso constante. Após o resfriamento em dessecador, as amostras foram peneiradas para obtenção da fração $< 1 \text{ mm}$. Nessa fração, foi realizado o processo de quarteamento para garantir a obtenção de uma amostra representativa. As amostras quarteadas foram acondicionadas em sacos plásticos previamente identificados, até o momento da pesagem.

Para a decomposição parcial (pseudo total) das amostras de sedimento foi utilizado o método US EPA 3051A. Aproximadamente 250 mg da amostra de sedimento fino (com partículas $< 1 \text{ mm}$ e previamente seco) foram pesados em frascos de Teflon, específicos para uso em forno micro-ondas, aos quais foram adicionados 10 mL de HNO_3 concentrado destilado. As amostras foram mantidas em repouso à temperatura ambiente, dentro da capela de exaustão, por cerca de 15 minutos, para uma pré-decomposição. Após esse período, as amostras foram submetidas à decomposição ácida assistida por radiação micro-ondas, seguindo um programa de aquecimento que consistiu em $5,5 \pm 0,25$ minutos de aquecimento até atingir $175 \pm 5^\circ\text{C}$, com permanência a essa temperatura por 4,5 minutos, e resfriamento final por 10 minutos.

Após o processo, os frascos foram deixados à temperatura ambiente por 30 minutos para resfriamento antes de serem abertos. As soluções obtidas foram filtradas utilizando papel de filtro quantitativo de filtração rápida (faixa preta de 12,5 cm), transferidas para um tubo de polipropileno e o volume aferido para 25 mL com água ultrapura com resistividade 18 MΩ cm.

Para o procedimento de decomposição total das amostras de sedimentos, visando a posterior determinação dos elementos terras raras, foi adotado o método US EPA 3052. Aproximadamente 200 mg da amostra de sedimento fino (com partículas < 1 mm e previamente seco) foram pesados em frascos de Teflon, adequados para uso em forno micro-ondas, aos quais foram adicionados 9 mL de HNO₃, 3 mL de HF e 1,2 g de H₃BO₃. O ácido bórico foi incorporado com o objetivo de promover a complexação do fluoreto remanescente. Após a etapa de pré-decomposição, que durou cerca de 15 minutos à temperatura ambiente dentro da capela de exaustão, os frascos foram devidamente fechados e a mistura foi submetida à decomposição assistida por radiação micro-ondas. O programa de aquecimento consistiu em elevar a temperatura para 180 ± 5 °C em aproximadamente 5,5 minutos, com permanência a essa temperatura por 9,5 minutos, seguido de um resfriamento de 10 minutos. Concluído o ciclo de decomposição, o rotor do micro-ondas foi retirado e os frascos foram mantidos à temperatura ambiente por cerca de 30 minutos, dentro da capela, para posterior abertura. A solução obtida foi filtrada utilizando funil de polipropileno e papel de filtro quantitativo de filtração rápida (faixa preta de 12,5 cm), sendo o filtrado transferido quantitativamente para um tubo de polipropileno e o volume aferido para 25 mL com água ultrapura.

A determinação de mercúrio (Hg) nas amostras foi realizada utilizando o analisador direto de mercúrio DMA-80. Essa técnica foi adotada por permitir a análise direta das amostras, sem a necessidade de etapas de pré-tratamento, requerendo apenas que as amostras sólidas estejam secas.

2.2.2.2 Preparo das amostras de água

Para a determinação dos elementos químicos na fração total, foi utilizado o método US EPA 3015A. Uma alíquota de 20 mL da amostra de água homogeneizada foi transferida para um frasco de Teflon, apropriado para uso em forno micro-ondas, ao qual foram adicionados 4 mL de HNO₃ concentrado. Após a adição do ácido, os frascos foram devidamente fechados e a mistura submetida à decomposição assistida por radiação micro-ondas. O programa de aquecimento consistiu em aquecer a amostra a 175°C por 5,5 minutos, com permanência nessa temperatura por 4,5 minutos; seguido de um resfriamento por 10 minutos. Após o resfriamento, a solução foi transferida quantitativamente para um tubo de polipropileno e o volume aferido para 25 mL com água ultrapura.

A determinação dos elementos químicos na fração dissolvida não exigiu pré-tratamento das amostras, pois estas foram analisadas diretamente no espectrômetro, utilizando o sistema de diluição por aerossol High Matrix Introduction (HMI), que permite a introdução direta de matrizes com alta concentração salina.

O preparo das amostras de material particulado em suspensão foi realizado conforme o método US EPA 3051A. O filtro seco contendo a amostra de MPS foi pesado em frascos de Teflon, aos quais foram

adicionados 10 mL de HNO_3 concentrado destilado. Após a adição do ácido, as amostras foram mantidas em repouso por aproximadamente 15 minutos à temperatura ambiente dentro da capela, para a etapa de pré-decomposição. Após esse período, os frascos foram devidamente fechados e submetidos à decomposição assistida por radiação micro-ondas. O programa de aquecimento consistiu em elevar a temperatura para $175 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ em aproximadamente $5,5 \pm 0,25$ minutos, com permanência a essa temperatura por 4,5 minutos, seguido de um resfriamento de 10 minutos. Concluído o ciclo, o rotor do micro-ondas foi retirado e os frascos deixados por cerca de 30 minutos à temperatura ambiente dentro da capela para posterior abertura. Após o resfriamento, a amostra decomposta foi filtrada utilizando funil de polipropileno e papel de filtro quantitativo de filtração rápida (faixa preta de 12,5 cm). A solução obtida foi transferida para um tubo de polipropileno e o volume aferido para 25 mL com água ultrapura.

2.2.2.3 Determinação elementar nas amostras de sedimento

A determinação dos elementos químicos nas amostras foi realizada por diferentes técnicas analíticas, selecionadas conforme a concentração dos analitos nas amostras e a capacidade de detecção de cada técnica. Devido às suas características de desempenho analítico, a espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) foi utilizada para a quantificação dos elementos químicos em níveis de traço. Para os elementos minoritários e majoritários, foi empregada a espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). A determinação de mercúrio foi realizada diretamente nas amostras de sedimento e água utilizando o analisador direto de mercúrio (DMA-80).

Os limites de quantificação (LQ) e os respectivos isótopos (ou comprimentos de onda) obtidos para os elementos Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn pelo método de extração parcial são apresentados na Tabela 2, enquanto os valores para os elementos La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Sc e Y obtidos pelo método de decomposição total, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 2: Detalhamento da técnica analítica empregada na determinação dos analitos na matriz de sedimento, utilizando o método de extração parcial (EPA 3051A), com os respectivos comprimentos de onda/isótopos e limites de quantificação (LQ).

Método	Elemento	Técnica analítica	Comprimento de onda (nm)	Isótopo	LQ da amostra (mg kg ⁻¹)
Extração parcial (EPA 3051A)	Al	ICP OES	396,153	-	3,45
	As	ICP-MS	-	75	0,19
	Ba	ICP-MS	-	137	0,12
	Cd	ICP-MS	-	114	0,07
	Co	ICP-MS	-	59	0,11
	Cr	ICP-MS	-	53	0,32
	Cu	ICP-MS	-	63	0,7
	Fe	ICP OES	259,939	-	8,89
	Mn	ICP OES	257,610	-	0,13
	Ni	ICP-MS	-	60	0,17
	Pb	ICP-MS	-	208	0,12
	Sn	ICP-MS	-	120	0,21
	V	ICP-MS	-	51	0,12
	Zn	ICP OES	206,200	-	2,5

Tabela 3: Detalhamento da técnica analítica empregada na determinação dos analitos na matriz de sedimento, utilizando o método de decomposição total (EPA 3052), com os respectivos comprimentos de onda/isótopo e limites de quantificação (LQ).

Método	Elemento	Técnica analítica	Comprimento de onda (nm)	Isótopo	LQ da amostra (mg kg ⁻¹)
Total (EPA 3052)	La	ICP-MS	-	139	0,003
	Ce	ICP-MS	-	140	0,094
	Pr	ICP-MS	-	141	0,018
	Nd	ICP-MS	-	146	0,070
	Sm	ICP-MS	-	152	0,018
	Eu	ICP-MS	-	151	0,005
	Gd	ICP-MS	-	160	0,016
	Tb	ICP-MS	-	159	0,008
	Dy	ICP-MS	-	162	0,018
	Ho	ICP-MS	-	165	0,006
	Er	ICP-MS	-	166	0,017
	Tm	ICP-MS	-	169	0,003
	Yb	ICP-MS	-	174	0,018
	Lu	ICP-MS	-	175	0,006
	Sc	ICP-MS	-	45	5,611
	Y	ICP-MS	-	89	0,038

A exatidão das metodologias foi avaliada por meio da análise de materiais de referência certificados (MRC), especificamente o sedimento marinho NIST 2702 e o sedimento estuarino BCR – 667 (*European Commission*). Os valores obtidos pelo método US EPA 3051A foram comparados com os valores de recuperação da extração, conforme apresentado na Tabela 4. Os valores obtidos pelo método US EPA 3052 estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 4: Comparação entre os valores encontrados (mg kg^{-1}) e os valores certificados (mg kg^{-1}) para o MRC NIST 2702 Sedimento Marinho utilizando o método US EPA3051A.

Elemento	Concentração (média \pm desvio padrão)		Recuperação (%)
	Valor certificado	Valor encontrado (n=3)	
Al	84100 \pm 2200	20637 \pm 5513	24
As	45,3 \pm 1,8	33,0 \pm 1,4	73
Ba	397,4 \pm 3,2	73,1 \pm 5,9	18
Cd	0,817 \pm 0,011	0,36 \pm 0,01	44
Co	27,7 \pm 0,58	21,3 \pm 0,75	76
Cr	352 \pm 22	181 \pm 11	51
Cu	117,7 \pm 5,6	95,5 \pm 2,8	81
Fe	74000	47677 \pm 14504	64
Mn	1757 \pm 58	1100 \pm 330	62
Ni	75,4 \pm 1,5	22,53 \pm 4,4	29
Pb	132,8 \pm 1,1	106,3 \pm 5,6	80
Sn	31,6 \pm 2,4	5,82 \pm 2,12	18
V	357,6 \pm 9,2	245,7 \pm 10,9	68
Zn	485,3 \pm 4,2	269,5 \pm 82,2	55

Tabela 5: Comparação entre os valores encontrados (mg kg^{-1}) e os valores certificados (mg kg^{-1}) para o MRC BCR – 667 (European Commission) utilizando o método US EPA 3052.

Elemento	Concentração (média \pm desvio padrão)	
	Valor certificado	Valor encontrado (n=3)
La	$27,8 \pm 1$	$26,6 \pm 3,2$
Ce	$56,7 \pm 2,5$	$55 \pm 6,6$
Pr	$6,1 \pm 0,5$	$5,88 \pm 0,81$
Nd	$25 \pm 1,4$	$25,1 \pm 3,4$
Sm	$4,66 \pm 0,2$	$4,74 \pm 0,78$
Eu	$1 \pm 0,05$	$0,322 \pm 0,167$
Gd	$4,41 \pm 0,12$	$4,17 \pm 0,67$
Tb	$0,682 \pm 0,017$	$0,055 \pm 0,123$
Dy	$4,01 \pm 0,14$	$3,65 \pm 0,55$
Ho	$0,8 \pm 0,06$	$0,538 \pm 0,114$
Er	$2,35 \pm 0,15$	$1,68 \pm 0,28$
Tm	$0,326 \pm 0,025$	$0,161 \pm 0,035$
Yb	$2,2 \pm 0,09$	$1,54 \pm 0,21$
Lu	$0,325 \pm 0,02$	$0,336 \pm 0,03$
Sc	$13,7 \pm 0,7$	$10,2 \pm 9$
Y	$16,7-25,3$	$18,9 \pm 3,2$

A determinação de mercúrio foi realizada diretamente nas amostras de sedimento fino, com partículas $< 1 \text{ mm}$ e previamente seco, utilizando o analisador direto de mercúrio (DMA-80). Para isso, uma massa de 100 mg de amostra de sedimento, acondicionada em barcas de níquel, foi introduzida no equipamento. O comprimento de onda utilizado foi de $253,65 \text{ nm}$ e o limite de quantificação obtido para as amostras de sedimento foi de $1,0 \mu\text{g kg}^{-1}$. O CRM NIST 1547 foi analisado diretamente, e o valor obtido ($25,5 \pm 0,3 \mu\text{g kg}^{-1}$) mostrou-se concordante com o valor certificado ($31,7 \pm 4,3 \mu\text{g kg}^{-1}$).

2.2.2.4 Determinação elementar nas amostras de água

Os limites de quantificação e os respectivos isótopos (ou comprimentos de onda) obtidos para os elementos químicos, nos métodos de determinação na água total, na fração dissolvida e no material particulado em suspensão, estão apresentados na Tabela 6, Tabela 7 e Tabela 8.

Tabela 6: Detalhamento da técnica analítica empregada na determinação dos analitos na matriz água, utilizando o método de decomposição total (EPA 3015A), com os respectivos comprimentos de onda/isótopo e limites de quantificação (LQ).

Método	Elemento	Técnica analítica	Comprimento de onda (nm)	Isótopo	LQ da amostra ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Água total (EPA 3015A)	Al	ICP-MS	-	27	66,2
	As	ICP-MS	-	75	4,18
	Ba	ICP OES	455,403	-	12,8
	Cd	ICP-MS	-	114	0,375
	Co	ICP-MS	-	59	0,184
	Cr	ICP-MS	-	52	1,03
	Cu	ICP-MS	-	63	6,54
	Fe	ICP-MS	-	57	27,0
	Mn	ICP-MS	-	55	1,49
	Ni	ICP-MS	-	58	1,31
	Pb	ICP-MS	-	208	0,314
	Sn	ICP-MS	-	120	9,67
	V	ICP-MS	-	51	0,284
	Zn	ICP-MS	-	66	11,6

Tabela 7: Detalhamento da técnica analítica empregada na determinação dos analitos na matriz água (fração dissolvida), por meio de análise direta com o sistema High Matrix Introduction (HMI), com os respectivos comprimentos de onda/isótopo e limites de quantificação (LQ).

Método	Elemento	Técnica analítica	Isótopo	LQ da amostra ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Análise direta HMI	Al	ICP-MS	27	2,61
	As	ICP-MS	75	0,204
	Cd	ICP-MS	114	0,027
	Co	ICP-MS	59	0,049
	Cr	ICP-MS	52	0,270
	Cu	ICP-MS	63	0,315
	Fe	ICP-MS	56	4,23
	Mn	ICP-MS	55	0,523
	Ni	ICP-MS	58	0,395
	Pb	ICP-MS	206	0,060
	Sn	ICP-MS	120	1,25
	V	ICP-MS	51	0,172
	Zn	ICP-MS	66	1,40

Tabela 8: Detalhamento da técnica analítica empregada na determinação dos analitos no material particulado em suspensão (MPS), com os respectivos comprimentos de onda/isótopo e limites de quantificação (LQ).

Método	Elemento	Técnica analítica	Comprimento de onda (nm)	Isótopo	LQ da amostra (mg kg ⁻¹)
MPS (EPA 3051A)	Al	ICP OES	396,153	-	15,9
	As	ICP-MS	-	75	0,67
	Ba	ICP-MS	-	137	2,00
	Cd	ICP-MS	-	114	0,10
	Co	ICP-MS	-	59	0,12
	Cr	ICP-MS	-	53	3,00
	Cu	ICP-MS	-	63	0,90
	Fe	ICP OES	259,939	-	42,1
	Hg	AAS (DMA-80)	253,65	-	7,00*
	Mn	ICP OES	257,610	-	0,65
	Ni	ICP-MS	-	60	1,39
	Pb	ICP-MS	-	208	0,49
	Sn	ICP-MS	-	120	0,34
	V	ICP-MS	-	51	0,77
	Zn	ICP OES	206,200	-	9,60

*µg kg⁻¹

A exatidão do método US EPA 3015A foi avaliada por meio da análise do MRC Trace Metals 1 in seawater – QC (LRAB2290, Sigma, Brasil. Para o método de análise direta com o sistema High Matrix Introduction (HMI), foram utilizados os materiais de referência certificado (MRC) de água marinha ERM-CA403 (European Commission – Joint Research Centre) e o CASS-6 (National Research Council Canada). Os valores obtidos pelo método US EPA 3015a estão apresentados na Tabela 9, enquanto os valores obtidos pelo método de coprecipitação estão na Tabela 10.

Tabela 9: Comparação entre os valores encontrados ($\mu\text{g L}^{-1}$) e os valores informados ($\mu\text{g L}^{-1}$) para o *Trace Metals 1 in seawater* – QC, utilizando o método US EPA3015A.

Elemento	Concentração (média \pm desvio padrão)	
	Valor informado	Valor encontrado (n=3)
Al	1830 \pm 32,6	2104 \pm 3
As	584 \pm 10,4	580 \pm 25
Ba	-	-
Cd	609 \pm 10,0	392 \pm 7
Co	588 \pm 10,5	575 \pm 9
Cr	426 \pm 7,60	403 \pm 8
Cu	120 \pm 2,15	111 \pm 5
Fe	2340 \pm 42,0	2375 \pm 41
Mn	477 \pm 851	473 \pm 6
Ni	-	-
Pb	533 \pm 7,60	375 \pm 15
Sn	-	-
V	104 \pm 1,85	69 \pm 1
Zn	1420 \pm 25,4	1022 \pm 22

Tabela 10: Valores de recuperação (%) obtidos para os MRCs de água marinha ERM-CA403 e CASS-6, por meio de análise direta com o sistema High Matrix Introduction (HMI).

Elemento	Recuperação (%)	
	ERM-CA403	CASS-6
Al	-	-
As	104	103
Cd	104	91
Co	102	97
Cr	108	100
Cu	103	101
Fe	103	97
Mn	103	98
Ni	90	104
Pb	102	96
Sn	-	-
V	-	98
Zn	99	98

A determinação de mercúrio foi realizada diretamente nas amostras de água total, na fração dissolvida e no MPS utilizando o analisador direto de mercúrio (DMA-80). Para isso, uma alíquota de 100 mg da amostra de água, acondicionada em barcas de quartzo, foi introduzida no equipamento. O comprimento de onda utilizado foi de 253,65 nm, e o limite de quantificação obtido foi de 3,00 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para água total, 4,00 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para a fração dissolvida e 7,00 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para o MPS.

A determinação de Ba na fração dissolvida foi realizada diretamente no espectrômetro (ICP OES), dispensando pré-tratamento. O comprimento de onda utilizado foi de 253,65 nm e o limite de quantificação obtido foi de 4,7 µg L⁻¹.

2.2.2.5 Cálculo do índice *Sediment Quality Guideline Quotients*

O SQG-q é calculado pela normalização das concentrações de cada elemento químico em relação aos seus respectivos valores de *Probable Effects Level* (PEL), os quais foram estabelecidos com base nos dados coletados no âmbito do programa *National Status and Trends Program do National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA; Buchman, 2008). De acordo com SQG-q, a qualidade do ambiente pode ser classificada em três categorias, considerando os prováveis efeitos adversos à fauna bentônica, a saber: não impactado para valores de SQG-q < 0,1; moderadamente impactado para valores entre 0,1 e 1 e fortemente impactado para valores superiores a 1.

2.2.2.6 Normalização dos ETRs e cálculos das anomalias de Cério e Európio

O perfil de distribuição dos elementos terras raras (ETR) normalizados foi obtido a partir das concentrações totais de ETR, divididas pela concentração elementar do normalizador *Post Archean Australian Shale* (PAAS), com exceção de Sc e Y, uma vez que o normalizador não possui valores de referências para esses elementos. As anomalias de ocorrência do Ce/Ce* e Eu/Eu* foram calculadas conforme Taylor e McLennan (1995), a partir das concentrações normalizadas, utilizando as fórmulas:

$$Ce/Ce^* = [3 \times Ce_{normalizado}] / [2 \times La_{normalizado} + Nd_{normalizado}]$$

$$Eu/Eu^* = Eu_{normalizado} / \sqrt{(Sm \times Gd)}$$

2.2.2.7 Cálculo do Índice de Qualidade da Água - CWQI

O cálculo do Índice de Qualidade da Água (CWQI - *Canadian Water Quality Index*) envolve a avaliação de diferentes parâmetros da água, com o objetivo de fornecer uma medida geral da qualidade da água em uma determinada área.

O CWQI é baseado em três componentes principais:

- Escopo (F1): Representa o percentual de parâmetros que não atendem às suas diretrizes, pelo menos uma vez, durante o período de tempo em consideração.

$$F1 = \left(\frac{\text{número de parâmetros não conformes}}{\text{número total de parâmetros}} \right) \times 100$$

- Frequência (F2): Representa o percentual de ensaios individuais que não atendem às diretrizes.

$$F2 = \left(\frac{\text{número de ensaios não conformes}}{\text{número total de ensaios}} \right) \times 100$$

- Amplitude (F3): Representa a magnitude pela qual os valores dos ensaios não conformes não atendem às suas diretrizes. É calculado em três etapas:

$$excursão_i = \left(\frac{\text{valor do ensaio não conforme}}{\text{diretriz}} \right) - 1$$

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n excursão_i}{\text{número de ensaios}}$$

$$F3 = \frac{nse}{0,01nse + 0,01}$$

A pontuação final do CQWI é calculada através da combinação desses três fatores. O divisor 1,732 normaliza os valores resultantes para uma faixa entre 0 e 100, onde 0 representa a "pior" qualidade da água e 100 representa a "melhor" qualidade da água.

$$CWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right)$$

CQWI entre 95 e 100: A qualidade da água é excelente.

CQWI entre 80 e 94: A qualidade da água é boa.

CQWI entre 65 e 79: A qualidade da água é razoável.

CQWI entre 45 e 64: A qualidade da água é marginal.

CQWI entre 0 e 44: A qualidade da água é ruim.

Nos relatórios anteriores, o índice utilizado para avaliação da qualidade da água era o PLI (*Pollution Load Index*). O PLI foi empregado em substituição ao CWQI devido à insuficiência no número de campanhas de amostragem necessárias para o cálculo do CWQI. Este último exige, no mínimo, quatro campanhas para seu cálculo. Considerando que o monitoramento da qualidade da água não estava incluído no escopo inicial do projeto e passou a ser realizado apenas a partir de agosto de 2022, não foi possível calcular o índice CWQI até aquele momento. Contudo, com o número adequado de campanhas de amostragem agora disponível, o PLI foi substituído pelo CWQI para a avaliação da qualidade da água.

O cálculo do CWQI envolveu o uso das diretrizes da Resolução CONAMA n° 357 para águas salinas de classe 1 e da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11: Valores de referência para o índice CWQI.

Parâmetro	Concentração de referência (µg/L)		Parâmetro	Concentração de referência (µg/L)	
	CONAMA	NOAA crônico		CONAMA	NOAA (crônico)
tAl	-	-	dAl	1500	-
tAs	10	-	dAs	-	36
tBa	1000	-	dBa	-	200
tCd	5	-	dCd	-	7,9
tCo	-	-	dCo	-	1
tCr	50	-	dCr	-	-
tCu	-	-	dCu	5	3,1
tFe	-	-	dFe	300	50
tHg	0,2	-	dHg	-	0,94
tMn	100	-	dMn	-	100
tNi	25	-	dNi	-	8,2
tPb	10	-	dPb	-	8,1
tV	-	-	dV	-	50
tZn	90	-	dZn	-	81

t – total; d- dissolvido.

Ao combinar essas duas referências para o cálculo do CWQI, como o Cu e o Fe na fração dissolvida apresentam valores diferentes nas duas diretrizes, optou-se por adotar os valores da NOAA. O cálculo do CWQI para o tema Praias apresenta algumas diferenças em relação ao ambiente marinho. Aqui, o CWQI não inclui nem o elemento Ag nem Hg, pois o Hg é determinado em uma unidade diferente do valor de referência, enquanto a Ag não é analisada no contexto das praias.

2.3 BENTOS

2.3.1 Coleta

Para o monitoramento da estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos marinhos ocorreram duas coletas (semestrais) e em eventos climáticos (ressacas, ondas, ventos, chuvas intensas) para amostragens da macrofauna e meiofauna nas praias do litoral norte do Espírito Santo. O objetivo do monitoramento é avaliar os impactos provenientes do resíduo de mineração no comportamento da fauna bentônica marinha em praias arenosas sob possível influência da pluma de sedimento. Nessa região, algumas áreas já possuem dados anteriores que serão usados para fins de comparação.

As coletas foram realizadas em 10 estações amostrais distribuídas ao longo do litoral norte do Espírito Santo em diferentes faixas de praia: antepraia (infralitoral), face praial (mesolitoral) e berma (supralitoral), sempre em maré baixa de sizígia. Em cada estação, foram realizados três transectos, onde foram coletadas amostras em quatro níveis: berma (supralitoral), face superior (mesolitoral superior), face inferior (mesolitoral inferior) e antepraia rasa (infralitoral). O mesolitoral é o local que compreende a distância entre a linha da maré mais alta e o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia. O supralitoral encontra-se acima do mesolitoral, em direção a duna e o infralitoral é a região submersa, onde as amostras são coletadas a uma profundidade aproximada de 1 m. Foram coletadas uma amostra de macrofauna e uma amostra de

meiofauna em cada um dos níveis de cada transecto, totalizando 12 amostras de cada componente bentônico por estação amostral (as amostras serão coletadas em triplicata em cada faixa de cada ponto).

As coletas nas isóbatas de 5 10 m, realizada em triplicata, foram feitas na embarcação, com auxílio de draga Van Veen, totalizando 6 amostras por estação amostral.

Na praia emersa, as amostras foram tomadas com coletores cilíndricos de 15 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade. Nas isóbatas, as amostras foram coletadas com pegador de fundo do tipo Van Veen. Todas as amostras da macrofauna foram lavadas em água do mar no próprio campo, em malha de 0,5 mm de abertura. Após lavadas, foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e fixadas em álcool etílico 70%, garantindo a preservação de dados moleculares e morfológicos para estudos futuros.

Para a meiofauna as amostras foram coletadas com coletores cilíndricos de 2 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade. Nas isóbatas, as amostras foram coletadas em triplicata com pegador de fundo do tipo Van Veen, de onde inicialmente foram retiradas as amostras de meiofauna (2 cm de diâmetro e até 10 cm de profundidade, quando possível) e o restante foi usado para a análise da macrofauna. Todas as amostras foram diretamente acondicionadas em frascos plásticos etiquetados, fixados em solução de formalina a 10% e adicionado corante rosa de bengala para melhor visualização dos organismos no momento da triagem em laboratório.

Todas as amostras de sedimento para as análises da fauna bentônica (macro e meiofauna) foram encaminhadas ao Laboratório de Ecossistemas Marinhos do Centro Universitário Norte do Espírito Santo (CEUNES) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

2.3.2 Análise

2.3.2.1 Análise em laboratório

Em laboratório, a macrofauna foi triada manualmente e os organismos encontrados foram identificados até a menor categoria taxonômica possível sob microscópio estereoscópico e óptico, com auxílio de bibliografia especializada e enviados aos especialistas quando necessário. A meiofauna das amostras da porção emersa foi extraída do sedimento por elutriação em água, sendo o sobrenadante passado em peneira de 0,063 mm de abertura e triagem manual. No entanto, como as amostras das isóbatas são lamosas e com sedimento muito fino (diferente das amostras da porção emersa e antepraia rasa), a meiofauna foi extraída por um processo de flotação em solução de açúcar com densidade 1,14 g/ml, como descrito por Esteves *et al.* (1995). O tratamento constitui em agitação manual das amostras e repouso. Após 40 minutos as amostras foram lavadas em malha de 0,063 mm. Em seguida foram armazenadas e fixadas com solução de formol a 10%. Com essa metodologia, a meiofauna é totalmente separada do sedimento, facilitando a triagem e a preparação das lâminas para identificação.

Posteriormente, o material foi identificado ao nível de grandes grupos em placas de *Dollfus* compostas por 200 quadrados utilizando, para tal, um microscópio estereoscópico.

2.3.2.2 Análise dos dados

Para verificar possíveis variações dos parâmetros da diversidade de invertebrados bentônicos entre os compartimentos e campanhas, foram aplicadas análises de variâncias (ANOVA), através de modelos lineares generalizados (GLMs), tendo os parâmetros de diversidade como variáveis dependentes e campanha e compartimento como as variáveis explicativas categóricas em todos os modelos. A partir das variações significativas observadas entre compartimentos e de posse dos dados referentes aos atributos físico-químicos presentes no ambiente, como a granulometria e as concentrações dos elementos químicos, foram feitos testes estatísticos para verificar como os parâmetros da diversidade respondem às concentrações de tais elementos em cada compartimento. As variáveis resposta (dependentes), num primeiro momento, foram os parâmetros de diversidade básicos da comunidade: densidade e riqueza de espécies observadas, Diversidade de Shannon-Wiener (H' , \log_2), equitabilidade (J' de Pielou) e diversidade beta total. As variáveis explicativas (independentes) foram os compartimentos (A, B', C), bem como as campanhas, além das concentrações de lama e dos principais elementos químicos advindos do Material Ligado ao Desastre (MLD). Para tais testes foram realizadas análises de covariância (ANCOVA), adequadas quando existem variáveis X tanto categóricas quanto contínuas nos modelos. Além disso, os mesmos protocolos de análises descritos para os parâmetros da diversidade bentônicas também foram realizados para os grupos-chave, para os quais suas densidades serão sempre as variáveis resposta nos modelos ajustados.

Para todas as análises relativas aos parâmetros numéricos das comunidades foram construídos modelos lineares generalizados (GLMs), usando-se as distribuições de erros adequadas e corrigindo sub ou sobre dispersões (WARTON *et al.*, 2016) quando ocorrerem. Todos os modelos construídos, bem como todos os testes estatísticos foram realizados na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2023). Todas as análises foram submetidas à análise de resíduos para verificação das distribuições de erro utilizadas, adequação dos modelos e retirada de possíveis 'outliers'.

Análise de Redundância (RDA) também foi realizada com o intuito de verificar se a estrutura das comunidades (abundância e composição) variam em relação as variáveis físico-químicas presentes no ambiente, como a granulometria e os principais elementos químicos advindos do Material Ligado ao Desastre (MLD). Para isso, os dados ambientais foram padronizados no método 'Standardize', com o fim de permanecerem em uma mesma escala e os dados da fauna foram transformados por meio da transformação de Hellinger, a fim de reduzir a influência de valores zero na análise (Legendre & Gallagher, 2001). Posteriormente, foi testada a significância estatística do modelo da RDA para verificar se as variáveis físico-químicas influenciam na estruturação da fauna. Além disso, foram identificadas quais variáveis que contribuem significativamente para essa variação. Só foram plotadas nos gráficos os táxons mais correlacionados com as variáveis físico-químicas e com os compartimentos.

Para Degredo análises de ordenação multidimensional do tipo NMDS e ANOSIM foram realizadas com o intuito de verificar se a estrutura taxonômica (composição e abundância) varia entre as campanhas, bem como entre os períodos (seco/chuvoso). Quando as variações foram significativas, a análise percentual de similaridade (SIMPER) foi executada para verificar quais táxons foram os principais

influenciadores de quaisquer diferenças observadas entre grupos de amostras. Mais uma vez, tais abordagens e testes robustos no monitoramento da biodiversidade nos permitem responder se as modificações observadas nas comunidades bentônicas são devidas aos impactos por elas experimentados, mesmo embora não tenhamos áreas controles e dados pretéritos. Todas as análises relativas à estrutura da fauna bentônica foram realizadas utilizando o software Primer v7 (CLARKE & GORLEY, 2015).

Apesar do tamanho macrofaunal dos poliquetas intersticiais *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura* cf. *variodontata*, esses habitam os espaços entre os grãos de sedimento, justificando que sejam tratados como um único grupo funcional, os “poliquetas intersticiais” ou “fauna intersticial” (WESTHEIDE, 2008). Quando considerados na macrofauna, a alta abundância desses organismos em praias arenosas, principalmente de grãos mais grossos, causa a superestimação da densidade e biomassa do local (VANOSMAEL *et al.*, 1982). Dessa forma, visando uma melhor acuidade das análises da macrofauna, os poliquetas intersticiais *S. pussicus* e *H. variodontata* foram retirados das análises dos descritores desse grupo e tratados separadamente como grupos chave.

2.3.2.3 Coleção

Uma coleção biológica pode ser entendida como um conjunto de organismos, ou partes destes, preservados fora do ambiente natural, isto é, de seu sítio de coleta. Seus componentes são preparados e organizados de modo a informar a procedência e identificação taxonômica de cada um dos espécimes, o que lhe confere status científico. Tais acervos, muito mais que servirem como repositórios de material biológico à pesquisa científica, subsidiam atividades de ensino e importante prestação de serviços, além de apresentarem valioso material de importância histórica. Sumarizando, organizar, qualificar e disseminar a informação taxonômica e biogeográfica, além de promover a conservação *ex situ* de exemplares da biodiversidade são os maiores objetivos de uma coleção biológica.

A importância das coleções científicas, mantidas especialmente nos museus de história natural, é inegável. Algumas dessas coleções são de abrangência mundial, abrigam dezenas de milhões de exemplares e têm um fluxo de visitação ininterrupto de biólogos, ambientalistas e outros pesquisadores que necessitam consultar o seu acervo. As coleções científicas constituem, de fato, uma fonte crucial de informação para todos os que, por sua atividade, têm contato com seres vivos.

Em 2014, a instituição UFES-CEUNES, recebeu a aprovação do credenciamento como fiel depositária de amostras de componentes do patrimônio genético para a Coleção Zoológica Norte Capixaba – CZNC (Credenciamento nº 114/2014/SECEX/CGEN, publicado no D.O.U nº 200, de 16 de outubro de 2014, Seção 3, página 143.), sendo, portanto, todo produto deste monitoramento tombado na referida coleção, com as autorizações para atividades com finalidade científica SISBIO nºs 64178-7 e 73539-1 e IEMA Proc. nº 89091876, Autorização de Pesquisa NUBIO nº 004-2020 para o Parque Estadual de Itaúnas.

Os indivíduos identificados (macro e meiofauna) foram registrados na Coleção Zoológica Norte Capixaba - CZNC na divisão de invertebrados marinhos. Organismos da macrofauna foram colocados

em frascos, fixados em álcool 70%, registrados, numerados, etiquetados e guardados. Os representantes da meiofauna são condicionados em frascos tipo flaconete ou *eppendorfs*, fixados em álcool, registrados, numerados e etiquetados.

2.4 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Exclusão das análises de identificação de carbonato e morfoscopia – Morfodinâmica: a identificação em lupa das classes de sedimentos carbonáticos e da morfoscopia dos grãos de quartzo, foram excluídas do Plano de Trabalho do Ambiente Costeiro para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (iniciado em agosto de 2022), devida à constância destas variáveis, que não apresentaram grandes variações ao longo do tempo de monitoramento e à baixa correlação com o impacto do MLD de lama.

Inserção mapeamento de lama na antepraia – Morfodinâmica: o mapeamento de lama na antepraia foi incorporado no Plano de Trabalho do Ambiente Costeiro para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (iniciado em agosto de 2022) como um monitoramento semestral contemplando os períodos seco e chuvoso, para identificar e monitorar áreas de maiores concentrações de lama.

Inserção da análise da variação da linha de costa – Morfodinâmica: a análise da variação decadal (1970, 2007, 2014 e 2020) da linha de costa adjacente ao rio Doce foi incorporada no Plano de Trabalho do Ambiente Costeiro para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (iniciado em agosto de 2022) como um produto único, com objetivo de identificar tendências históricas de alterações da posição da linha de costa existentes antes do Rompimento da Barragem e possíveis modificações nas taxas de acreção/retração da costa após a entrada de lama na antepraia decorrente deste evento.

Inserção das análises de MPS – Geoquímica: o material particulado em suspensão (MPS), considerado um parâmetro importante na avaliação dos potenciais impactos do aporte do MLD na área de monitoramento, ressaltado pelos revisores da EKOS Ambiental após a avaliação do Relatório Anual 2019 (RA2019), passou a ser analisado a partir do Ano 2 de monitoramento. Além da quantificação de MPS, em mg/L, foram determinadas as concentrações dos elementos químicos no MPS.

Inserção das análises geoquímicas na água do mar – Geoquímica: a partir de agosto de 2022, após aprovação do novo acordo (Novo Ciclo PMBA/Fest-UFES-UFES) também foi inserido o monitoramento de elementos químicos na água do mar em sua fração total e dissolvida, levando em consideração as interações que ocorrem entre o sedimento e a coluna d'água. Com a inserção do estudo da hidrogeoquímica do ambiente, é possível obtermos conclusões mais precisas e um estudo mais completo do meio.

Exclusão das análises da fração biodisponível do sedimento– Geoquímica: tendo em vista a inclusão das análises de água na fração total e dissolvida, a fração biodisponível do sedimento se torna desnecessária, já que passamos a avaliar as frações em que os elementos se encontram mais disponíveis para serem assimilados pelos organismos vivos. Dessa forma, a análise da fração biodisponível do sedimento foi retirada no novo acordo.

Inserção das análises de ETRs no sedimento – Geoquímica: o monitoramento dos elementos terras raras (ETRs) no sedimento também foi inserido no Novo Ciclo PMBA/Fest-UFES, com o intuito de obtermos um marcador geoquímico para chegada do MLD, de tal forma que através do comportamento desses elementos nas amostras coletadas, seja possível tirar conclusões sobre a presença ou não do MLD.

Adaptações na metodologia da análise estatística – Bentos: a descrição da fauna bentônica na avaliação espaço-temporal foi realizada considerando as características sedimentológicas das praias, mantendo o agrupamento original das praias do Compartimento B'. O subprojeto Bentos não adotou a subdivisão do Compartimento B' em dois (B e B'), como abordados pelos subprojetos Morfodinâmica e Geoquímica, devido à semelhança dos parâmetros ecológicos da fauna bentônica entre as praias desse setor. Dessa forma, para as análises estatísticas, a variável categórica "Compartimento" é formada por três setores, sendo o Compartimento A (n=2), o B' (n=4) e o C (n=4). Essa diferença no n amostral no modelo apresenta um pequeno desequilíbrio amostral. Ao subdividir o Compartimento B' em dois, este desequilíbrio se torna mais acentuado, tornando o modelo ainda mais desbalanceado, tendo o Compartimento A (n=2), B (n=1), B' (n=3) e o C (n=4), reduzindo o poder estatístico ao observar as diferenças reais do ambiente. Comparar duas categorias em que uma tem uma amostra e outra três é desaconselhável estatisticamente, porém, discussões pontuais, como ocorre na integração dos dados bióticos e abióticos de praia, foram feitas com base em resultados exploratórios. Para o relatório e análises da fauna bentônica, utilizamos a nomenclatura B' para esse compartimento. De 2018 a 2024, utilizamos a técnica de ordenação não-métrica (NMDS) para explorar padrões de similaridade na composição faunística. A partir de 2025, adotamos a Análise de Redundância (RDA) por permitir a incorporação direta de variáveis ambientais como fatores explicativos, proporcionando uma interpretação mais robusta e quantitativa das relações entre fauna e ambiente.

Inserção das análises de diversidade e equitabilidade - Bentos: a partir da Campanha de agosto de 2022 foram incluídas as análises da diversidade beta e equitabilidade de Pielou.

Exclusão do detalhamento da Nematofauna - Bentos: a partir da Campanha de agosto de 2022 foi mantido apenas a densidade média de Nematoda como parte da meiofauna bentônica.

Exclusão na malha amostral – Bentos, Geoquímica e Morfodinâmica: a partir da Campanha de julho de 2024, houve a exclusão da estação amostral S1- Praia Mole e da isóbata de 5m, em atendimento a Deliberação nº 803.

2.5 ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADAS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES

Considerando o OFÍCIO SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio e a Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio da Câmara Técnica de Biodiversidade, que subsidiou a Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024, o Tema de Praias passou por alterações na malha amostral com a **exclusão**

da macroatividade de Monitoramento na Isóbata de 5 metros, além da retirada da estação Praia Mole (S1).

As análises dos indicadores de morfodinâmica, comunidades bentônicas e geoquímica foram descontinuadas para todas as subestações de Praia Mole (S1) e para a isóbata de 5 m das demais estações mantidas no escopo. A supressão da isóbata de 5 m teve impacto significativo na análise e interpretação dos indicadores, pois essa feição corresponde à zona de transição entre o ambiente praiado emerso e o submerso, sendo fundamental para a detecção da migração sazonal e interanual de lama entre esses dois subambientes. Ademais, os maiores impactos relacionados aos três subtemas têm sido recorrentemente registrados na isóbata de 5 m. Assim, sua retirada inviabiliza a continuidade do monitoramento justamente na região historicamente mais afetada pelo Material Ligado ao Desastre.

3 RESULTADOS DOS INDICADORES

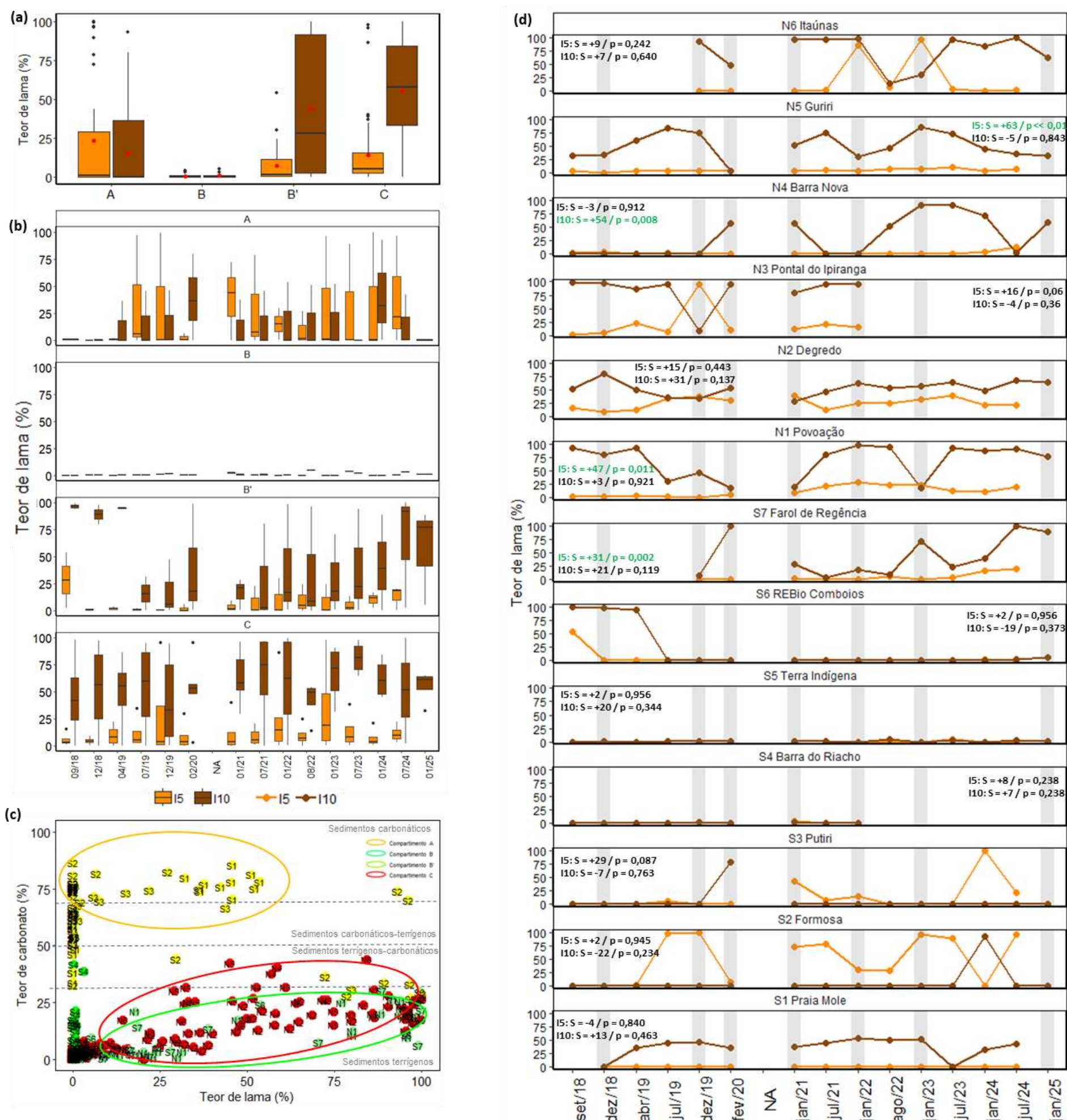
Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest-UFES e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito 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 partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao Rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest-UFES vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

3.1 MORFODINÂMICA

3.1.1 Presença de lama

Figura 2: Teor e composição da lama. Para este indicador, foram utilizados dados somente da antepira (isóbatas de 5 e 10 m), uma vez que na praia emersa os teores de lama são nulos ou muito baixos. (a) Mostra a variação espacial do teor de lama dos Compartimentos, através dos box-plots que apresentam a mediana (linha preta) e a média (ponto vermelho), para as isóbatas de 5 m (laranja) e 10 m (marrom). (b) Apresenta a variação temporal dos teores médios e máximos dentro dos Compartimentos, através dos box-plots que apresentam a mediana (linha preta) e a média (ponto vermelho), para as isóbatas de 5 m (laranja) e 10 m (marrom). (c) Apresenta um gráfico de dispersão entre o teor de lama e de carbonato dos sedimentos da antepira (isóbatas de 5 e 10 m), destacando as características semelhantes dentro de cada Compartimento – amarelo: A, verde escuro: B, verde claro: B' e vermelho: C – e delimitando as classes de composição do sedimento, baseado na sua proveniência (carbonática, terrígena e as combinações destes) (Larsonneur, 1977). (d) Apresenta a variação temporal do teor de lama para cada uma das estações que compõem os Compartimentos, para isóbata de 5 (laranja) e 10 m (marrom). Este gráfico acompanha os respectivos valores estatísticos referentes ao teste de tendência monotônica de Mann-Kendall (S é referente ao parâmetro estatístico do teste, no qual valores positivos (negativos) estão em verde (vermelho) que representam tendências de aumento (diminuição) da série de dados e sua magnitude, sendo p , referente ao nível de significância do teste, considerado aqui acima de 95%). Os dados utilizados na construção dos gráficos foram do período de set/2018 a jan/2025. Destaques em cinza representam períodos chuvosos. Períodos sem dados são referentes à interrupção das atividades de campo devido à pandemia de COVID-19 e adição/exclusão tardia de estações amostrais.



O **Compartimento A** apresenta um teor médio de lama de $19,1 \pm 31,3\%$ na antepraia, entre as isóbatas de 5 e 10 metros, caracterizando-se como intermediário em relação aos demais compartimentos (Figura 2a). Os sedimentos exibem variações temporais nos teores de lama (Figura 2b) e são compostos majoritariamente por material carbonático (Figura 2c). Na estação **S1 Praia Mole**, os teores de lama são elevados e estáveis na profundidade de 10 m ($36,7 \pm 17,5\%$) e praticamente ausentes em 5 m ($0,1 \pm 0,2\%$) (Figura 2d), com predominância de composição carbonática (Figura 2c). Os maiores valores de lama no compartimento foram registrados na estação **S2 Formosa**, especialmente na profundidade de 5 m ($57,8 \pm 41,1\%$) (Figura 2d), apresentando alta variabilidade e frequente presença de composições carbonático-terrígenas ou até terrígenas puras (Figura 2c), o que pode indicar influência de aporte externo a essa região predominantemente carbonática. A estação **S3 Putiri** mostrou três episódios de aumento nos teores de lama ao longo do monitoramento (Figura 2d): dois a 5 m (jan/21: $43,7\%$; jan/24: $99,9\%$) e um a 10 m (fev/20: $79,9\%$), com ocorrência pontual de sedimentos terrígenos (Figura 2c). Não foram identificadas tendências temporais significativas neste compartimento.

O **Compartimento B** apresenta os menores teores médios de lama na antepraia ao longo de todo o litoral monitorado, com valor de $0,7 \pm 1,0\%$ (Figura 2a), sem apresentar variações temporais expressivas (Figura 2b) e com predominância de sedimentos terrígenos (Figura 2c). Os valores de lama registrados nas estações localizadas neste compartimento permanecem abaixo de 5% e mostram pouca variação ao longo do tempo (Figura 2d). A estação **S4 Barra do Riacho** exibe os menores teores de lama dentre todas as estações analisadas, tanto na profundidade de 5 m ($0,5 \pm 0,9\%$) quanto na de 10 m ($0,5 \pm 0,4\%$) (Figura 2d). A estação **S5 Terra Indígena** também se destaca pelos baixos teores de lama, com valores de $0,6 \pm 1,0\%$ a 5 m e $1,0 \pm 1,3\%$ a 10 m de profundidade (Figura 2d).

O **Compartimento B'** apresenta valor de intermediário-alto de teor médio de lama na antepraia ($25,2 \pm 35,3\%$) ($26,4 \pm 35,9\%$), quando comparado aos demais compartimentos (Figura 2a). Os sedimentos têm composição exclusivamente terrígena (Figura 2c), sendo que os maiores valores de lama ocorrem na profundidade de 10 m (Figura 2b). Na estação **S6 REBio Comboios**, foram registrados altos teores de lama a 10 m apenas nas três primeiras campanhas (set/18, dez/18 e abr/19: $97,5 \pm 1,9\%$), enquanto a 5 m houve valor elevado somente em set/18 ($53,8\%$), com valores consistentemente nulos nas campanhas subsequentes (Figura 2d). A estação **S7 Farol de Regência**, localizada imediatamente ao sul da foz do rio Doce, apresenta valores elevados, porém variáveis, de lama a 10 m ($43,7 \pm 38,4\%$) (Figura 2d), o que indica influência direta da descarga sedimentar fluvial nessa área. Em 5 m de profundidade, os teores são mais baixos ($4,4 \pm 7,0\%$), mas demonstram uma tendência de aumento, o que sugere possível migração de sedimentos mais finos para zonas rasas. A estação **N1 Povoação**, situada ao norte da desembocadura, contribui de forma consistente para os altos teores de lama observados neste compartimento, com valores expressivos a 10 m ($68,5 \pm 31,7\%$) e significativos a 5 m ($12,2 \pm 10,2\%$) (Figura 2d). Observa-se tendência significativa de aumento da concentração de lama em 5 m de profundidade na estação N1, reforçando a hipótese de transporte de lama em direção às zonas menos profundas. A identificação desse padrão de incremento dos teores de lama a 5 m nas estações próximas à foz do rio Doce (S7 Regência e N1 Povoação) é relevante, pois esse acúmulo em

áreas rasas pode ter implicações ecológicas importantes para a biodiversidade costeira, além de potenciais impactos sobre a saúde humana.

O **Compartimento C** apresenta teores médios de lama mais elevados e relativamente estáveis na antepraia ($35,4 \pm 34,4\%$), em comparação com os demais compartimentos (Figura 2a). Os altos teores são verificados tanto a 5 m quanto a 10 m de profundidade, com valores mais expressivos nesta última (Figura 2b), e a composição sedimentar é predominantemente terrígena (Figura 2c). A estação **N2 Degredo** destaca-se por apresentar os maiores e mais constantes teores de lama ao longo do monitoramento, alcançando até 40% em 5 m ($25,4 \pm 10,3\%$) e 80% em 10 m ($53,3 \pm 13,7\%$) (Figura 2d). A estação **N3 Pontal do Ipiranga** apresenta valores muito elevados de lama a 10 m ($83,7 \pm 28,9\%$) e teores mais baixos, porém ainda relevantes, a 5 m ($20,7 \pm 28,8\%$) (Figura 2d). Na estação **N4 Barra Nova**, os teores a 5 m são baixos ($2,1 \pm 3,3\%$), enquanto em 10 m observam-se valores elevados com flutuações periódicas, porém sem padrão sazonal, e há uma tendência significativa de aumento nessa profundidade (Figura 2d). A estação **N5 Guriri** apresenta teores de lama baixos, mas atípicos a 5 m ($4,6 \pm 2,4\%$), com tendência significativa de crescimento, enquanto a 10 m os valores são consistentemente altos na maior parte do período analisado ($50,6 \pm 24,0\%$) (Figura 2d). Já na estação **N6 Itaúnas**, valores elevados de lama a 5 m foram registrados apenas em jan/22 e jan/23 ($92,0 \pm 8,0\%$), ao passo que a 10 m os teores são altos e mais regulares ($75,1 \pm 30,9\%$) (Figura 2d).

Nesta avaliação semestral, foi possível identificar a manutenção de padrões temporais já observados anteriormente, com enfoque para 2 estações do Compartimento B' (S7 Farol de Regência e N1 Povoação) e todas do Compartimento C, que aumentaram ou mantiveram aproximadamente os mesmos teores de lama em ambas isóbatas de 5 e 10 m. Destaca-se aqui a estação N4 Barra Nova, que aparentava apresentar uma diminuição na sua concentração de lama na profundidade de 10 m em julho de 2024, entretanto, nesta última campanha de janeiro de 2025, houve o retorno dos seus teores para próximos de 60%. Ademais, destaca-se as estações S7 Farol de Regência, N1 Povoação e N6 Itaúnas, que pelo menos durante as 2 últimas campanhas, apresentaram teores de lama entre 70-80% na profundidade de 10 m, sendo as maiores registradas no período recente.

Conforme já identificado em avaliações anteriores, a distribuição longitudinal da lama revela uma condição persistentemente crítica no Compartimento C, caracterizada por altos teores de sedimentos terrígenos na antepraia, com maior intensidade nas profundidades de 5 m e, principalmente, 10 m. Tais valores são considerados anômalos para ambientes praias, sobretudo nas zonas mais rasas da antepraia. O Compartimento B' mostra-se fortemente influenciado pela descarga fluvial, o que explica os teores elevados e variáveis de lama, com destaque para a profundidade de 10 m e, em especial, para a estação N1 Povoação.

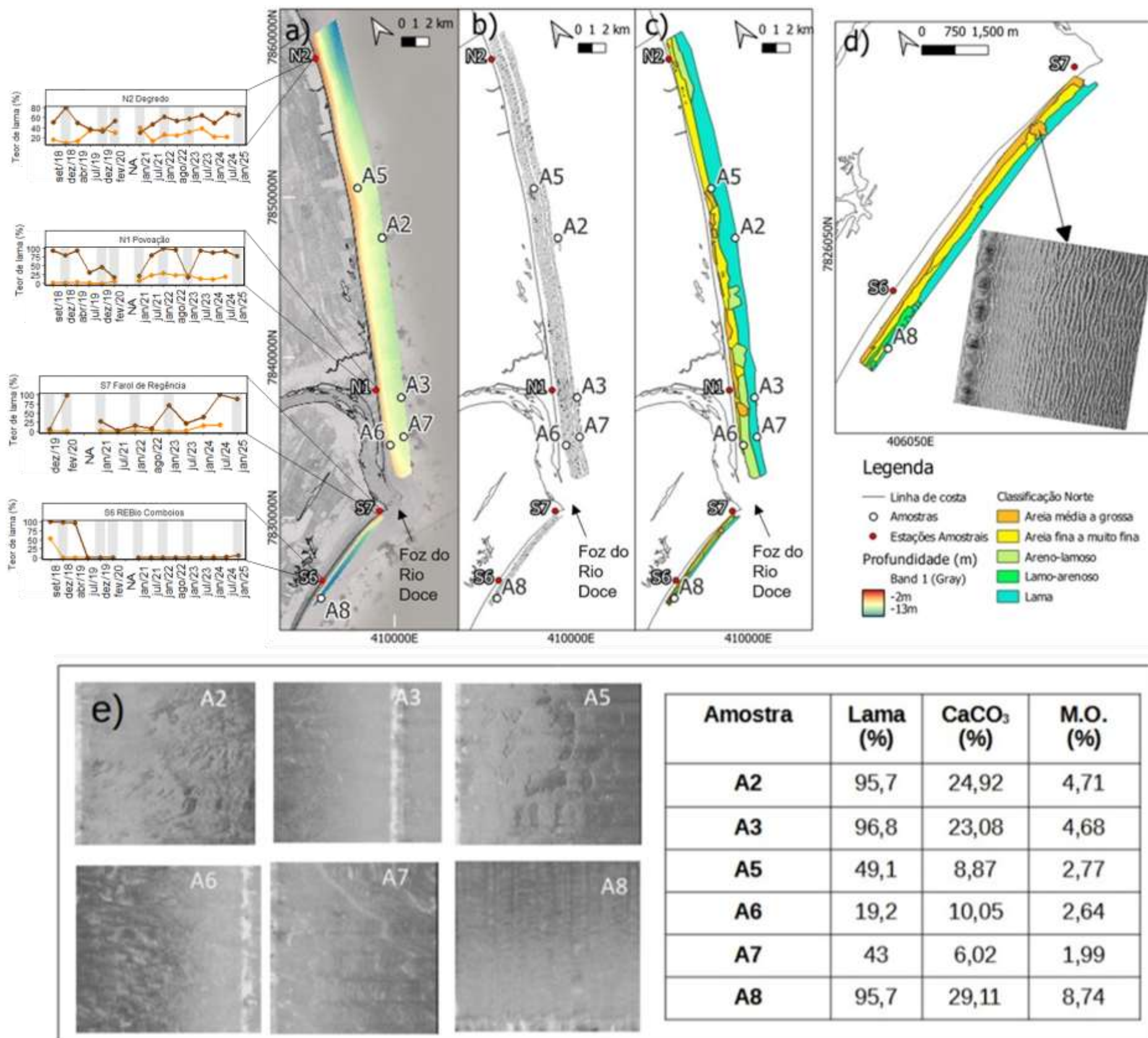
É relevante observar que, das quatro estações que apresentaram tendência de aumento no teor de lama, três (N1 Povoação, N4 Barra Nova e N5 Guriri) estão situadas no setor norte da planície costeira, o que reforça a atuação do transporte de sedimentos finos para o norte, promovido pelas correntes de deriva litorânea. No Compartimento A, também se verificam altos teores de lama, particularmente a 5 m de profundidade. Apesar da composição sedimentar majoritariamente carbonática, há presença

significativa de frações terrígenas que, em algumas situações, ultrapassam os teores carbonáticos, como observado nas estações S2 Formosa e S3 Putiri. Esses dados sugerem um aporte externo de lama ao compartimento, possivelmente relacionado à influência do MLD.

Em contraste, o Compartimento B não apresenta concentrações expressivas de lama. A incorporação crescente de lama em sistemas praias naturalmente arenosos pode gerar transformações de médio e longo prazo, como o aplainamento do perfil praial e a elevação do risco de eventos de inundação costeira. Além disso, o trapeamento das frações arenosas pelas partículas finas pode interromper o fluxo sedimentar da antepraia em direção à praia emersa, favorecendo processos erosivos devido ao déficit de sedimentos disponíveis.

Por fim, o aumento dos teores de lama em regiões mais rasas da antepraia, como identificado nas estações S7 Regência, N1 Povoação e N5 Guriri, merece atenção especial. Esse padrão 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.

Figura 3: Presença de lama na antepraia. Mapeamento batimétrico (a) e sonográfico (b) do leito marinho realizado em março e outubro de 2023 na antepraia adjacente à desembocadura do rio Doce. (c) Classificação granulométrica do leito marinho baseado no levantamento sonográfico e nas análises granulométricas das amostras coletadas no interior da área de interesse (pontos em branco). (d) Detalhe da classificação granulométrica no flanco sul da planície. (e) Imagem dos diferentes sinais acústicos dos depósitos lamosos presentes na antepraia adjacente à foz do rio Doce, além dos teores de lama, carbonato de cálcio (CaCO₃) e matéria orgânica (M.O.) das amostras de sedimento de fundo.



As imagens de batimetria e sonografia apresentadas na Figura 3 correspondem às mesmas utilizadas no Relatório Anual de 2023, visto que os levantamentos geofísicos realizados tiveram caráter pontual e, até o momento, não foram atualizados com nova aquisição cobrindo a mesma extensão espacial. Dessa forma, as comparações temporais relacionadas à distribuição do MLD na região do rio Doce estão sendo conduzidas com base nos dados pontuais de teor de lama obtidos nas isóbatas de 5 e 10 m, nas estações S6, S7, N1 e N2, que estão situadas dentro da área dos levantamentos geofísicos.

Conforme discutido no relatório anterior, 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 (Figura 3a, b e c). 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).

Na análise dos sinais de retroespalhamento acústico registrados no flanco sul, predominam feições associadas a marcas de ondas em substrato arenoso (Figura 3d), com padrões assimétricos, sinuosos ou lunares, simples ou compostos. Entre 5 e 10 metros de profundidade, as áreas com retroespalhamento mais claro e rugoso correspondem às areias finas e muito finas identificadas nas amostras das estações S6 e S7. Por outro lado, os sinais típicos de fundo lamoso — de textura lisa e coloração mais escura — aparecem de forma esporádica, concentrando-se nas imediações da foz e em profundidades superiores a 10 m, onde se alternam com bancos arenosos. No flanco norte, os registros sonográficos revelam maior ocorrência de sinais escuros e com textura variável, indicando sedimentos predominantemente lamosos, como observado nas amostras A3 e A5. Os dados granulométricos mostram teores de lama superiores a 80% em profundidades maiores que 8 m, especialmente nas amostras A2 e A3 (Figura 3c), enquanto valores abaixo de 30% predominam em águas rasas. A composição dos sedimentos aponta para baixos teores de matéria orgânica (<5%) e CaCO_3 (<30%), caracterizando uma lama de origem essencialmente terrígena, possivelmente associada ao MLD.

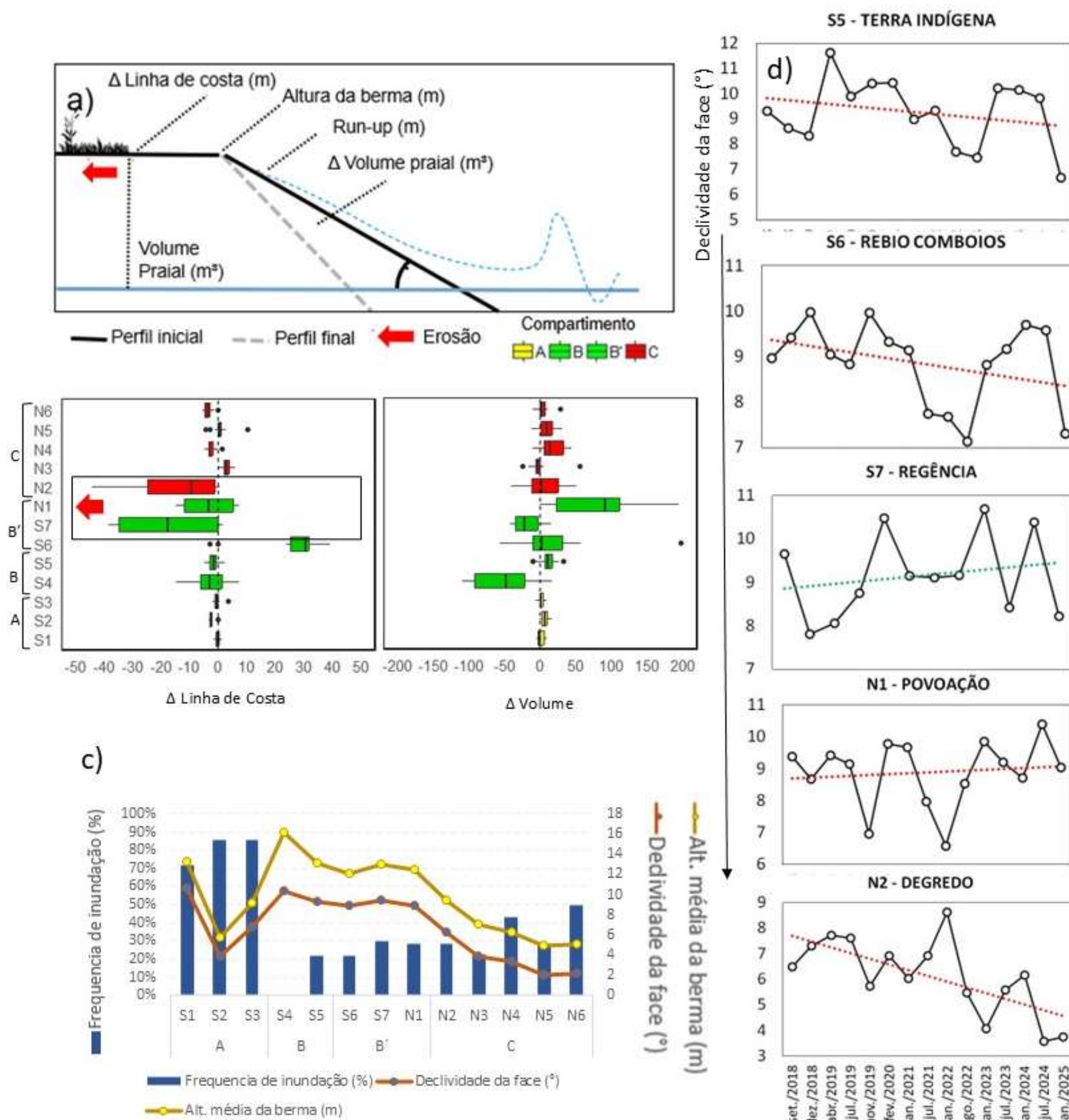
Ainda no flanco norte, a heterogeneidade dos padrões sonográficos lamosos é mais evidente, sugerindo uma maior mistura entre sedimentos arenosos e lamosos, possivelmente relacionada ao aporte recente do rio Doce. No flanco sul, por sua vez, a transição entre os tipos de sedimento é mais definida, marcada pela presença de uma elevação abrupta entre a antepraia superior e inferior, e pela variação da profundidade.

Essa distribuição é corroborada pela série temporal de monitoramento do teor de lama em 5 e 10 m nas estações mencionadas (Figura 3a). Em uma escala temporal ampliada, observa-se que as estações ao sul da foz apresentam teores de lama relativamente mais baixos e variáveis, especialmente em 5 m, enquanto ao norte da foz os teores são mais altos e constantes, inclusive na isóbata de 5 m.

Tanto os dados batimétricos quanto os registros sonográficos confirmam que a lama proveniente do rio Doce é transportada preferencialmente para o norte, seguindo o padrão das correntes costeiras, e se deposita de forma alternada entre bancos arenosos. No flanco sul, onde há maior incidência de energia de ondas provenientes do quadrante sul-sudeste, a deposição de lama é menos expressiva, ocorrendo principalmente em profundidades maiores e de forma intercalada com sedimentos arenosos. Esse acúmulo de lama na antepraia pode resultar no aprisionamento de sedimentos arenosos, dificultando seu transporte para a praia emersa, o que contribui para déficit sedimentar e intensificação de processos erosivos ao longo da costa.

3.1.2 Alteração morfológica da praia

Figura 4: Morfologia das praias, linha de costa e eventos de inundação da berma por ação do espraçamento da onda. (a) diagrama dos parâmetros morfológicos avaliados ao longo dessa seção, com destaque para atuação da onda e do espraçamento da onda sobre a face (linha pontilhada azul), sendo: Δ **Linha de Costa (m)**: a variação da posição no contato da praia com a restinga; Δ **Volume Praia (m³/m)**: a variação de volume de sedimentos, abaixo do perfil ativo emerso, entre o NMM e linha de costa (contato praia/restinga); **Run-up (m)** a altura máxima do alcance do espraçamento da onda em relação ao NMM; **Altura da berma (m)** a altura correspondente a maior elevação da berma em relação ao NMM; e **Inclinação da face (°)** a inclinação calculada entre o NMM e a superfície basal da face praial. Os valores negativos de Δ **Linha de Costa (m)** representam a retração do perfil rumo ao continente, e Δ **Volume Praia (m³/m)** representa a redução do volume de areia da praia emersa ativa, a variação desses parâmetros tem como base a primeira campanha amostral (ago/2018) em comparação com as campanhas subsequentes; (b) mobilidade do perfil praial baseada nos parâmetros Δ **Linha de Costa (m)** e **Volume Praia (m³/m)**; (c) distribuição espacial da frequência de eventos em que o *run-up* transpõe a berma praial, o que indica a chegada do espraçamento até as feições superiores da praia, e valores médio da inclinação da face praial (°) e altura da berma (m) das estações amostrais. d) Evolução temporal das inclinações das faces praiais entre as estações S5 Terra Indígena e N2 Degredo com seus respectivos valores estatísticos referentes ao teste de tendência monotônica de Mann-Kendall (S é referente ao parâmetro estatístico do teste, no qual valores positivos (negativos) representam tendências de aumento (diminuição) da série de dados e sua magnitude; e p é referente ao nível de significância do teste, considerado aqui acima de 95%).



A atualização dos dados referente às campanhas de janeiro de 2025 confirma as tendências já observadas e discutidas em relatórios anteriores.

As praias do **Compartmento A** possuem um volume de sedimento pouco expressivo e apresentam a menor variação nos parâmetros morfológicos analisados, tanto em Δ **Volume Praia** (m^3/m) quanto em Δ **Linha de Costa** (m), podendo ser classificadas como praias temporalmente estáveis, com reduzidas trocas sedimentares (Figura 4b). Em relação à frequência de eventos de inundação (Figura 4c), 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 pouco desenvolvimento das bermas e à presença de terraços de abrasão que impermeabilizam o leito marinho, favorece o empilhamento das ondas junto à costa, além de facilitar o acesso de potenciais contaminantes. Apesar de o espraçamento das ondas alcançar toda a extensão da praia, observa-se que o run-up não causa alterações significativas na posição da linha de costa.

Nas praias dos **Compartmentos B e B'**, características como a granulometria de areias médias a muito grossas com alta permeabilidade, faces praias mais íngremes e bermas elevadas resultam em um estado morfodinâmico refletivo. Esse estado reduz o desenvolvimento do espraçamento e estabelece uma relação inversa entre a frequência de inundação e fatores como granulometria, inclinação e altura da berma. Em outras palavras, 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 compartmentos mostram alta mobilidade com tendência erosiva durante o monitoramento, mas apresentam grande capacidade de recuperação do volume de areia. Uma exceção ao padrão erosivo observado nesse setor é a estação **S6 REBio de Comboios**, que exibe tendência de progradação (avanço) da linha de costa. No **Compartmento B**, as estações **S4 Barra do Riacho** e **S5 Terra Indígena de Comboios** apresentam frequência de inundação da berma pelo espraçamento inferior a 1%, com apenas uma ocorrência registrada na estação N5 Terra Indígena de Comboios. Nessas duas estações, os valores de Δ **Linha de Costa** (m) indicam uma erosão média de 5 m. Já o Δ **Volume Praia** (m^3/m) registrou uma redução média de 50 m^3/m em S4 Barra do Riacho e um aumento médio de 5 m^3/m em S5 Terra Indígena de Comboios. No **Compartmento B'**, a frequência média de inundação da berma é de 26%, e os parâmetros de mobilidade são os mais elevados entre as estações analisadas, devido à proximidade da foz do rio. Isso expõe a região às variações sazonais nas cargas sedimentares do rio e ao alto impacto das ondas. A estação **S6 REBio de Comboios** apresenta tendência de acreção da linha de costa, enquanto as estações **S7 Regência** e **N1 Povoação** mostram erosões máximas de 50 m e 15 m, respectivamente.

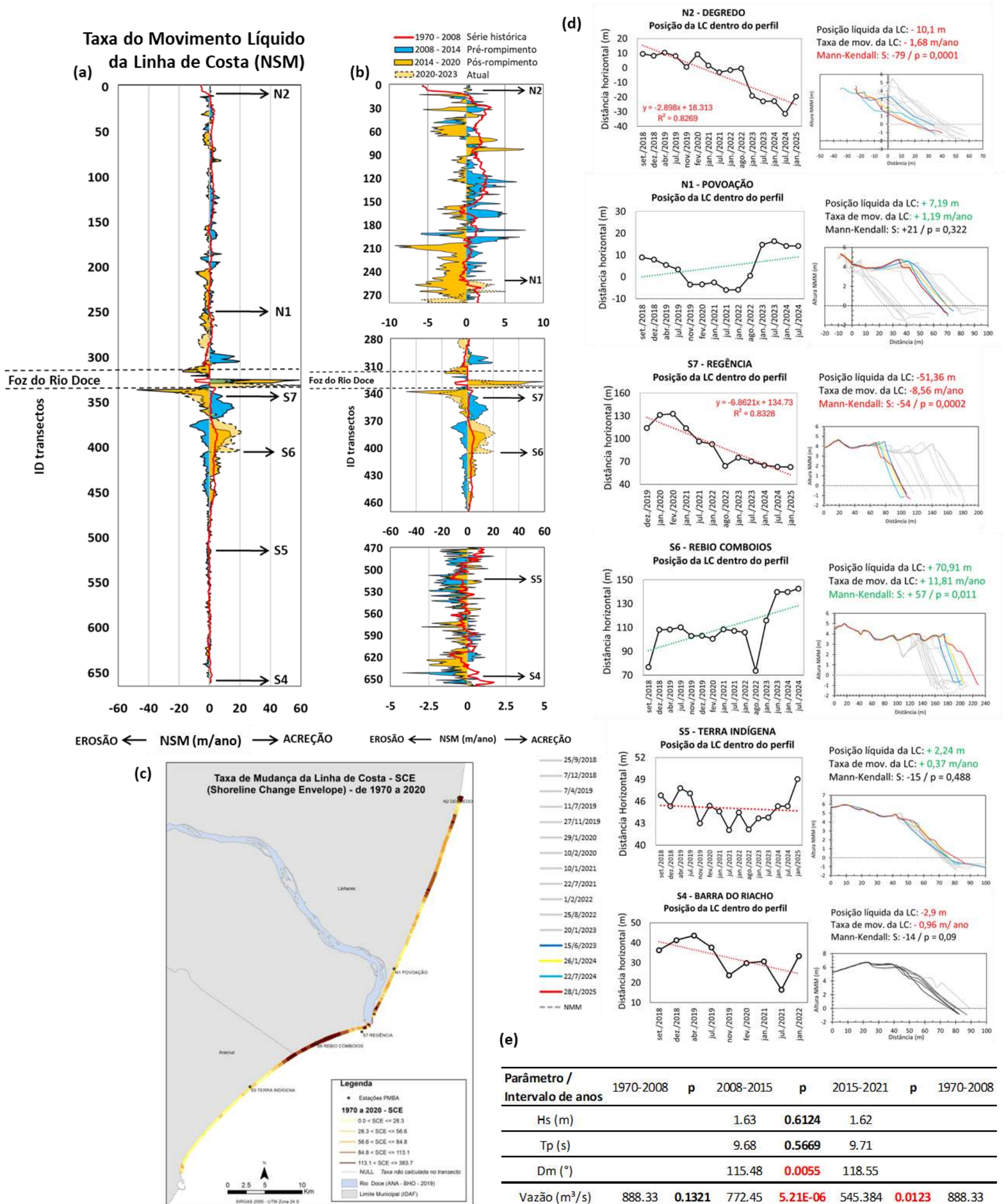
No **Compartmento C**, a deriva litorânea predominante em direção ao norte transporta os sedimentos mais finos provenientes do rio Doce, que acabam sendo depositados na extremidade norte da planície costeira. Esses sedimentos finos resultam em praias de menor inclinação, bermas mais baixas e características dissipativas. Devido a essas condições, as praias apresentam uma média de 30% de eventos de inundação ao longo do período analisado. A mobilidade morfológica nessas praias é mais limitada, resultando em estabilidade temporal nos valores de Δ **Volume Praia** (m^3/m), com médias inferiores a 50 m^3/m . Apesar dessa baixa mobilidade geral, a estação **N2 Degredo** registrou uma erosão

significativa de -35,04 m ao longo de todo monitoramento (Figura 5d), destacando-se dentro do compartimento.

A Figura 4d ilustra a evolução temporal da declividade da face praial entre as estações **S5 Terra Indígena** e **N2 Degredo**, as estações que apresentam mobilidade expressiva. Analisando a hipótese de que o aporte de lama na antepraia contribui para o aplainamento do perfil, a estação **N2 Degredo** apresenta uma tendência, mas não estatisticamente significativa, de aplainamento do perfil, ao mesmo tempo que apresenta um intenso processo erosivo de -5,83 m/ano (Figura 5d) e altas concentrações de lama na profundidade de 5 e 10 m (Figura 2d). Contrariamente, a estação **S7 Regência** apresenta uma tendência de aumento na inclinação do perfil, também não estatisticamente significativa, ao mesmo tempo que apresenta o maior processo erosivo ao longo da costa monitorada, com taxas de -8,51 m/ano (Figura 5d) e um aumento significativo do teor de lama na profundidade de 5 m (Figura 2d).

Conclui-se que as praias próximas à foz do rio Doce apresentam maior mobilidade morfológica devido à influência direta das cargas sedimentares sazonais do rio. Em contrapartida, as praias de terraço e as com tendências dissipativas demonstram maior estabilidade morfodinâmica. De maneira geral, o litoral associado à foz do rio Doce exibe uma tendência erosiva, com variações de intensidade. Destacam-se, em particular, as erosões observadas nas estações **S7 Regência**, **N1 Povoação** e **N2 Degredo**.

Figura 5. Avaliação morfológica de meso e microescala da Linha de Costa (LC) na planície do rio Doce. Os gráficos (a) e (b) representam a avaliação morfológica de mesoescala por meio da Taxa de Movimentação Líquida da Linha de Costa (NSM; contato vegetação-praia) para cada período sucessivo: 1970 a 2008, 2008 a 2014; 2014 a 2020; 2020 a 2023 (a) com a mesma escala para todos os transectos e (b) com escalas diferentes dependendo da ordem de grandeza do NSM (b). Os valores positivos indicam progradação e negativos indicam erosão durante o período especificado, o valor da taxa está em metros por ano para cada período analisado. São 663 transectos espaçados em 100 m ao longo de cerca de 66 km de costa (33 km no flanco norte e 33 km no flanco sul da foz), sendo que o transecto 1 se localiza próximo à estação N2 Degredo, o transecto 663 próximo à estação S4 Barra do Riacho e a foz está localizada no transecto 321. A análise do período de 2020 a 2023 foi realizada apenas na região da foz. O mapa (c) apresenta a avaliação morfológica de mesoescala por meio da Taxa de Mudança da Linha de Costa (SCE), a qual só representa a magnitude das alterações da LC entre 1970 e 2020, sem considerar a direção da alteração. O gráfico (d) apresenta a avaliação de microescala da posição da Linha de Costa (contato vegetação-praia), a partir do monitoramento dos perfis praias com GNSS-RTK ao longo do período de setembro/2018 a janeiro/2025, com seus respectivos valores estatísticos referentes ao teste de tendência monotônica de Mann-Kendall (S é referente ao parâmetro estatístico do teste, no qual valores positivos (negativos) estão em verde (vermelho) e representam tendências de aumento (diminuição) da série de dados e sua magnitude; e p é referente ao nível de significância do teste, considerado aqui acima de 95%). A tabela (e) apresenta os valores médios dos parâmetros de onda (Hs: altura significativa, Tp: período de pico, Dm: direção predominante) e de vazão, para os mesmos intervalos de tempo considerados na avaliação da LC de mesoescala, juntamente com os valores de significância do teste (p) ANOVA, que foi realizado entre cada intervalo, para avaliação de modificações das forçantes físicas que influenciam a movimentação da LC.



Os indicadores de variação da linha de costa em macro e mesoescala mantêm o padrão já descrito no Relatório Anual de 2023, com agravamento de processos erosivos em alguns setores específicos. Os índices de NSM (*Net Shoreline Movement*) e SCE (*Shoreline Change Envelope*) mostram valores mais elevados nas proximidades da foz do rio Doce e no flanco sul da planície deltaica, com destaque para um deslocamento de até 383 metros, evidenciando alta mobilidade. À medida que se afasta da foz, tanto ao sul quanto ao norte, os valores de NSM e SCE diminuem (Figura 5a, b e c), comportamento que é reforçado pela análise em microescala (Figura 5d).

Quanto aos intervalos temporais analisados, o primeiro período compreendido entre 1970 e 2008 representa a série histórica (38 anos), com taxas máximas de variação da linha de costa de até 10 m/ano, geralmente próximas à estabilidade ($NSM \approx 0$), como ilustrado pelas pequenas oscilações da linha vermelha nos gráficos (Figura 5a e b). No intervalo de 2008 a 2014, com 6 anos de dados anteriores ao rompimento da barragem, as taxas de variação aumentaram para valores próximos a 25 m/ano, já se diferenciando da série histórica. No período seguinte, de 2014 a 2020 (também com 6 anos), ocorreu um aumento expressivo na magnitude da regressão, alcançando quase 60 m/ano. O intervalo mais recente (2020–2023), com cobertura geográfica reduzida, mantém os padrões observados no período pós-rompimento.

As dinâmicas de progradação e regressão da linha de costa se inverteram em diversos setores da planície deltaica, especialmente entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem. Ao norte da foz do rio Doce, cerca de 80% dos transectos apresentavam progradação antes do evento, e passaram a mostrar regressão em aproximadamente 70% deles no período seguinte. Destacam-se dois trechos críticos:

1. Entre os transectos 200 e 270, onde está a estação N1 Povoação, as taxas de recuo chegaram a -10 m/ano após o rompimento;
2. Entre os transectos 300 e 315, logo ao norte da foz, a regressão superou -15 m/ano.

No intervalo mais recente (2020–2023), a estação N1 Povoação voltou a apresentar tendência de progradação moderada, de cerca de +3 m/ano. A análise em microescala (set/2018 a jan/2025) corrobora com este intervalo mais recente da análise de meso-escala, com taxa de aproximadamente +1,2 m/ano, mas sem tendência estatisticamente significativa (Figura 5d). O gráfico de dispersão da microescala mostra flutuações no comportamento do perfil, com regressão entre set/18 a jan/22, seguida de acreção entre jan/2022 e jan/2023, e uma certa estabilidade desde jan/23 até a última campanha em jan/25 (Figura 5d).

Mais ao norte, a estação N2 Degredo apresenta tendência histórica significativa de recuo da linha de costa, segundo o teste de Mann-Kendall ($p < 0,001$), com taxa de -1,68 m/ano. A regressão linear obtida para essa estação ($y = -2,898x + 18,313$) projeta, para os próximos 5 anos ($x=25$), um recuo adicional de 28,98 m, o que eleva o alerta para a necessidade de monitoramento contínuo nesta área vulnerável.

No flanco sul da planície, observam-se dois padrões distintos de comportamento:

- 1) Entre os transectos 330 a 370, onde está localizada a estação S7 Regência, ocorreu uma inversão

do padrão de progradação anterior para forte regressão, com taxas pós-rompimento de cerca de -20 m/ano (ante +7 m/ano no período anterior). Entre 2020 e 2023, esse padrão se mantém, e a análise em microescala (set/2018–jan/2025) revela uma tendência significativa de recuo da linha de costa (Mann-Kendall, $p < 0,005$), com taxa média de -8,56 m/ano. A regressão linear ($y = -6,862x + 134,73$) projeta, para os próximos 5 anos ($x=22$), um recuo adicional de -68,61 m, o que é preocupante, considerando a presença da Vila de Regência Augusta em área vulnerável, aumentando o risco para a população local frente a eventos erosivos intensos.

2) Entre os transectos 370 a 470, onde se encontra a estação S6 REBio Comboios, verificou-se uma mudança do padrão erosivo pré-rompimento para um comportamento progradante nos períodos posterior e atual. Essa tendência coincide com a série histórica e apresenta magnitudes entre +5 e +20 m/ano. A análise em microescala (set/2018–jan/2025) também indica progradação significativa da linha de costa, com tendência Mann-Kendall positiva ($p < 0,05$) e taxa média de +11,81 m/ano.

Na porção mais ao sul da planície (transectos 470 a 650), os valores de NSM são baixos e a variabilidade espacial é elevada, sem indicar uma tendência definida. As estações S4 Barra do Riacho e S5 Terra Indígena também não apresentaram tendências estatisticamente significativas em microescala, em concordância com a estabilidade observada em mesoescala.

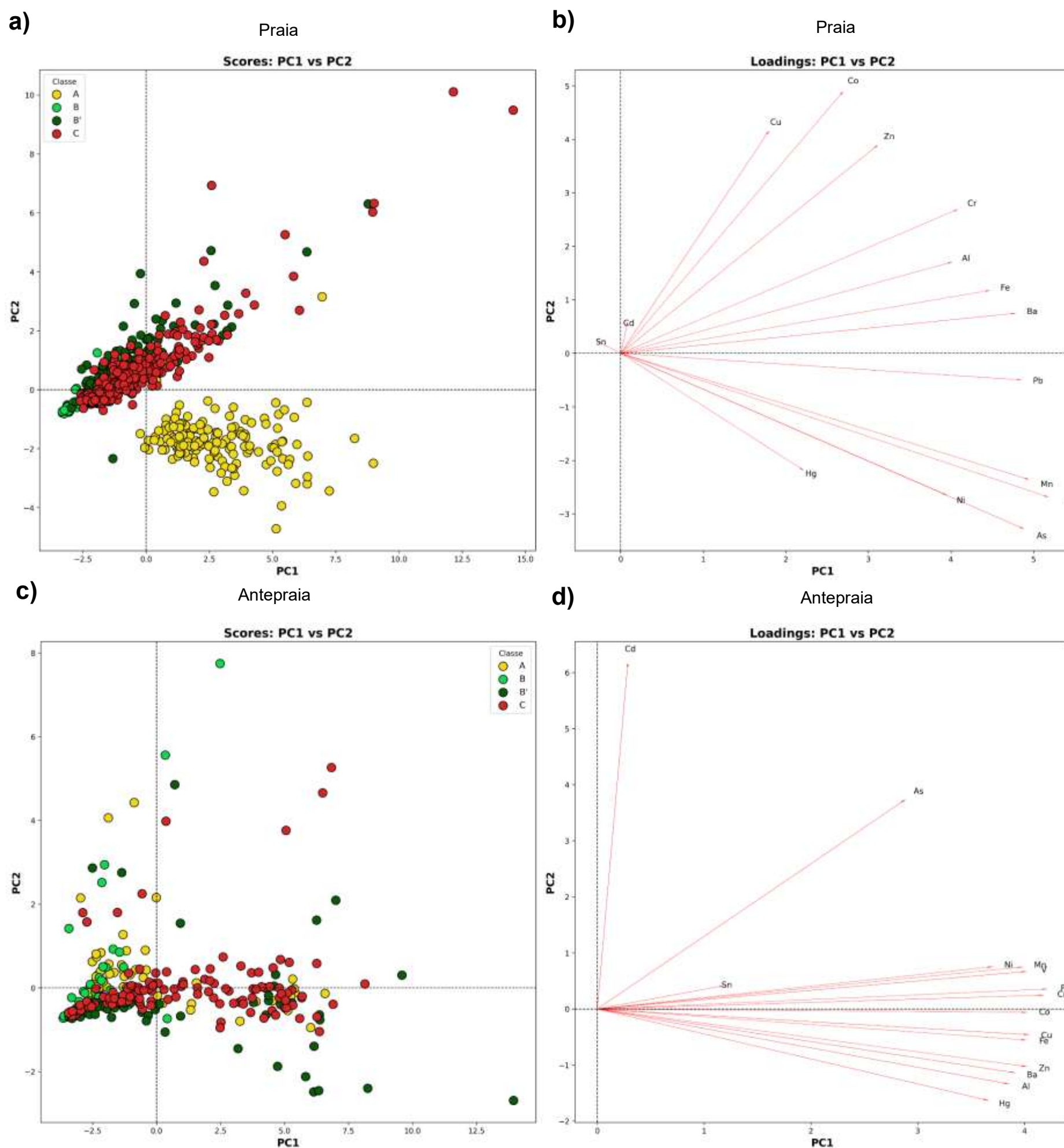
Quanto aos parâmetros ambientais, as análises indicam que a direção média das ondas (D_m) e a vazão do rio Doce apresentaram alterações entre os períodos pré e pós-rompimento (Figura 5e). A D_m teve mudança significativa em sua distribuição, mas permaneceu predominantemente no quadrante leste, sem impacto relevante no transporte sedimentar. Os parâmetros H_s (altura significativa de onda) e T_p (período de pico) não sofreram alterações relevantes, sugerindo que as mudanças na linha de costa não estão relacionadas a modificações no clima de ondas. Já a vazão média do rio Doce apresentou queda expressiva, passando de 888,3 m³/s (pré-rompimento) para 545,8 m³/s (pós-rompimento), indicando possível assoreamento da calha fluvial e redução da capacidade de transporte sedimentar — cenário potencialmente agravado pela dispersão de lama associada ao MLD, que pode ter interferido também na mobilidade sedimentar da zona costeira.

De forma geral, o padrão de mobilidade da linha de costa ao longo da planície do rio Doce passou de predominantemente progradante para fortemente regressivo após o rompimento da barragem, especialmente na margem sul da foz e em grande parte do flanco norte da planície. A inversão dos padrões pode estar associada à redução da carga sedimentar fluvial, particularmente das frações mais grossas, ou à presença massiva de lama (MLD), que compromete a redistribuição natural de sedimentos na zona costeira. As tendências erosivas, sobretudo em S7 Regência e N2 Degredo, são alarmantes, com taxas que atingem até -9 m/ano, e representam risco real para populações costeiras, principalmente em áreas urbanizadas.

3.2 GEOQUÍMICA

3.2.1 Concentração de elementos químicos no sedimento

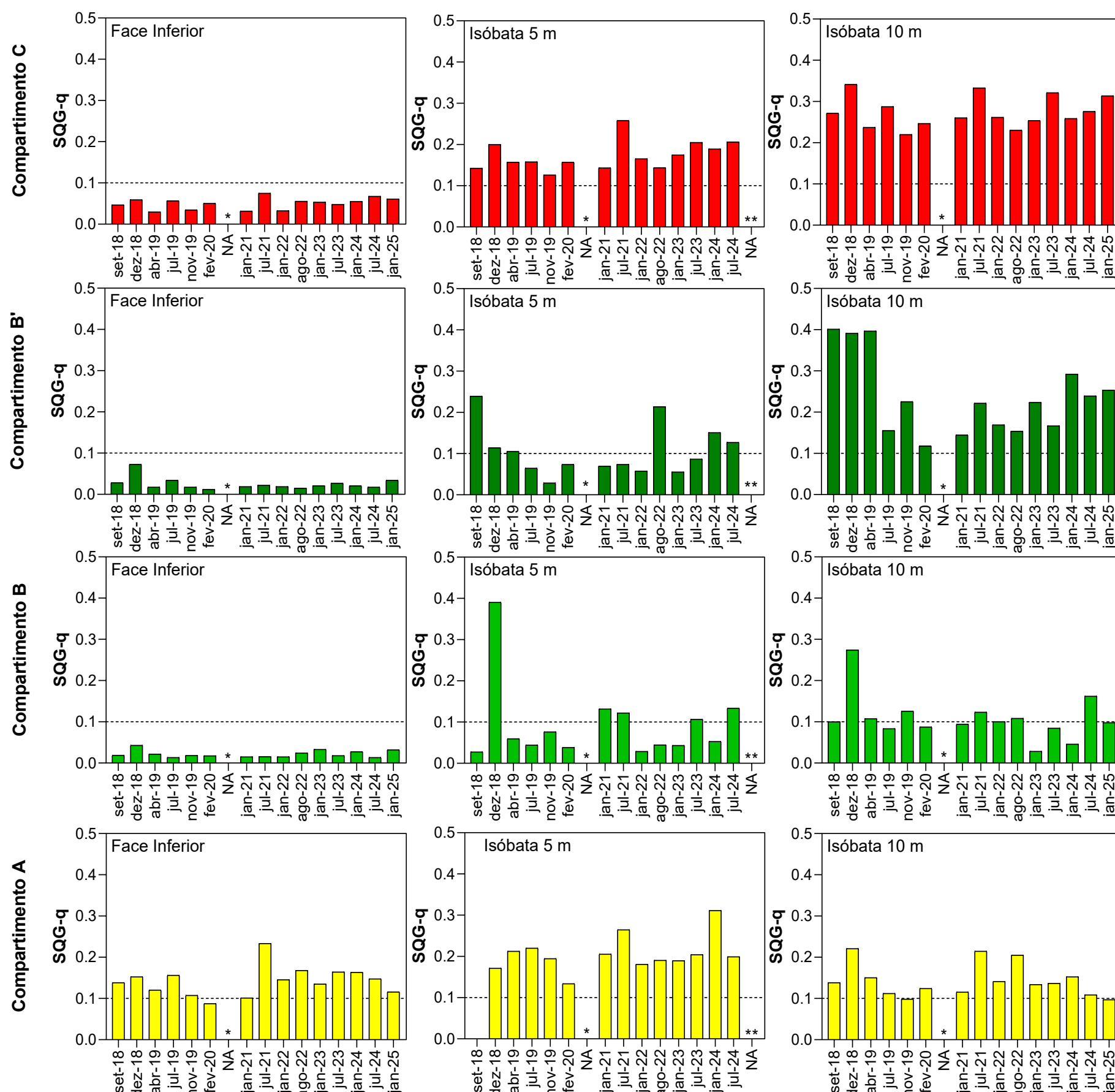
Figura 6: Gráfico de escores e pesos para PC1 e PC2 em função das amostras de sedimento da praia (**a e b**) e antepraia (**c e d**) ao longo de toda malha amostral; Compartimentos A (amarelo, S1 a S3), B (verde claro, S4 a S5), B' (verde escuro, S6 a N1) e C (vermelho, N2 a N6). Dados obtidos de setembro de 2018 a janeiro de 2025.



A análise de componentes principais (PCA), contemplando os dados mais recentes obtidos durante o período chuvoso de 2025, permitiu reforçar a interpretação espacial da distribuição de elementos químicos ao longo dos perfis praias, conforme anteriormente apresentada nos relatórios do PMBA. Verificou-se que o Compartimento A apresenta maiores concentrações de As, Hg, Mn, Ni, Pb e V, sobretudo nas porções emersas da praia (**a e b**). Por outro lado, nos Compartimentos B' e C, os teores mais expressivos de Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe e Zn.

Na antepraia (**c e d**), persistem os altos níveis desses elementos nos Compartimentos B' e C, reafirmando o padrão já observado em campanhas anteriores. Esse cenário está diretamente relacionado à influência da pluma do rio Doce, cuja descarga, aliada ao transporte litorâneo predominante para o norte, favorece o acúmulo de contaminantes no compartimento C. Ainda assim, os elevados teores registrados no Compartimento B' indicam a forte influência da entrada direta de sedimentos contaminados, devido à sua proximidade imediata com a foz do rio.

Figura 7: Índice de contaminação do sedimento das praias baseado no SQG-q (do inglês *sediment quality guideline quotient*) obtidos para os Compartimentos A (amarelo, S1 a S3), B (verde claro, S4 a S5), B' (verde escuro, S6 a N1) e C (vermelho, N2 a N6), na face inferior, isóbata 5 m e isóbata 10 m. Dados obtidos de setembro de 2018 a janeiro de 2025. *NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid/19. **NA: período não amostrado devido à exclusão da isóbata de 5 m após Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024, e sendo essa amostragem semestral, a última aconteceu em julho de 2024.



A avaliação espaço-temporal dos elementos químicos ao longo do período de monitoramento foi realizada por meio do cálculo do índice *Sediment Quality Guideline Quotients* (SQG-q; Longhini *et al.*, 2022) que possibilita um diagnóstico qualitativo sobre a condição de contaminação ambiental. A utilização do SQG-q para o ambiente praias é importante devido à falta de valores de referência locais para as concentrações dos elementos químicos, o que impede a aplicação de índices consolidados.

Os resultados obtidos ao longo do monitoramento do PMBA indicam que a face do Compartimento A apresenta, de forma consistente, valores de SQG-q superiores a 0,1, sendo essa área classificada como uma moderadamente impactada. Tal condição está fortemente relacionada à presença de elevados teores de As, elemento altamente tóxico, cujos níveis são considerados críticos nesse ambiente. Esse compartimento é caracterizado pela sua composição sedimentar predominantemente bioclástica, rica em carbonatos, além da ocorrência de afloramentos rochosos que limitam significativamente a troca de sedimentos. Essas particularidades morfofodinâmicas e geoquímicas desempenham um papel determinante na retenção e acumulação de elementos químicos, contribuindo para a manutenção da classificação dos sedimentos como contaminados. Em contraste, os Compartimentos B, B' e C apresentam 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 praias atua como fator mitigador da concentração de contaminantes, o que justifica a classificação dessas áreas como não impactadas ao longo do período avaliado.

A campanha mais recente, realizada em janeiro de 2025, reafirma a estabilidade das tendências observadas na classificação do SQG-q com padrões de contaminação por elementos químicos bem definidos e constantes ao longo do tempo entre os diferentes compartimentos.

As isóbatas, por sua vez, tendem a apresentar um comportamento distinto em relação à praia emersa e estão mais susceptíveis a forças externas, como o transporte de sedimentos de fundo dos rios.

Nas isóbatas de 5 metros do Compartimento A, observa-se uma persistência de valores de SQG-q acima de 0,1, o que caracteriza este setor como moderadamente impactado, refletindo condições semelhantes às da face praial em termos morfodinâmicos e geoquímicos. Os Compartimentos B e B' exibem maior variabilidade nos valores de SQG-q, alternando entre classificações de não impactado e moderadamente impactado, o que sugere um comportamento cíclico característico de uma contaminação crônica que pode ter origem na bacia hidrográfica do rio Doce. Essa dinâmica é especialmente relevante no Compartimento B', cuja proximidade com a desembocadura do rio o torna mais suscetível às variações hidrológicas e demais influências da bacia. Ressalta-se, ainda, que a ausência de dados para a isóbata de 5 metros em janeiro de 2025 limita a análise completa da evolução desses padrões, o que pode comprometer a avaliação dos processos dinâmicos e dos impactos da região.

Na isóbata de 10 metros, o Compartimento A apresenta um comportamento semelhante ao da face, com valores de SQG-q relativamente mais baixos. Em contraposição, os Compartimentos B' e C exibem valores significativamente superiores em comparação com os outros compartimentos. Ambos foram classificados como moderadamente impactados em 100% durante toda a série temporal, evidenciando um padrão persistente de contaminação. Na atualização mais recente, de janeiro de 2025, esses compartimentos mantiveram níveis elevados de SQG-q, reforçando a tendência observada nos anos anteriores.

Quadro 1: Frequência de ocorrência para as alterações nas concentrações de Fe no sedimento da praia emersa (a) e na antepraia (isóbatas 5 e 10 m) (b), considerando os dados pré-Rompimento da Barragem como valores de referência (Mirlean *et al.*, 2013). Dados obtidos de setembro de 2018 a janeiro de 2025. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid/19; ADP: Acima dos dados pretéritos. * A partir do Ano 7, a isóbata de 5 metros foi excluída do escopo de monitoramento e, portanto, não foi considerada no cálculo das médias.

a) Praia emersa	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A																
B																
B'																
C																

b) Antepraia	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7*
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A																
B																
B'																
C																

■ Não amostrado
□ Não alterado
■ < 25% ADP
■ ≥25% ADP
■ ≥50% ADP
■ ≥75% ADP
■ 100% ADP

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 determinar a frequência de ocorrência de amostras com concentrações superiores aos dados pretéritos. A frequência de ocorrência de concentrações de Fe acima dos valores anteriores foi estabelecida com base nos 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, que ocorreu em 2015. O valor de referência utilizado foi obtido calculando as 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 com base na frequência de ocorrência de amostras com concentrações acima dos dados pretéritos (ADP), nos seguintes grupos: não alterado, < 25% ADP, ≥ 25% ADP, ≥ 50% ADP, ≥ 75% ADP e 100% ADP. 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.

As concentrações de ferro na praia emersa (a) e na antepraia (b) revelam alterações significativas e sistemáticas em quase todos os compartimentos ao longo do período de monitoramento. Na praia emersa, os compartimentos A, B' e C que mostraram alterações constantes nas concentrações de Fe. Destaca-se o Compartimento A, que durante grande parte do período monitorado, apresentou 100% das amostras com concentrações superiores aos dados pretéritos, incluindo as amostras do período chuvoso de 2025. Já o Compartimento B, de forma geral apresentou o menor impacto em comparação aos demais compartimentos pois apresentou amostras sem alterações durante praticamente todo o período analisado. A exceção ocorreu na campanha de janeiro de 2025, quando mais de 25% das amostras apresentaram concentrações superiores aos valores pretéritos.

Na antepraia, todos os compartimentos exibem alterações contínuas nas concentrações de Fe em relação aos dados de referência, indicando um impacto ambiental significativo. Os Compartimentos B' e C, em particular, apresentam uma tendência consistente de alteração, inclusive em janeiro de 2025, com 100% das amostras com concentrações superiores aos dados pretéritos. Os resultados indicam que quase 10 anos após o rompimento da barragem, os efeitos ainda são intensos e persistem especialmente nos setores da foz e mais ao norte (B' e C).

Quadro 2: Frequência de ocorrência para as alterações nas concentrações de As no sedimento da praia emersa (**a**) e na antepraia (isóbatas 5 e 10 m) (**b**), considerando os dados pré-Rompimento da Barragem como valores de referência (Mirlean *et al.*, 2013). Dados obtidos de setembro de 2018 a janeiro de 2025. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid/19; ADP: Acima dos Dados Pretéritos. * A partir do Ano 7, a isóbata de 5 metros foi excluída do escopo de monitoramento e, portanto, não foi considerada no cálculo das médias.

a) Praia emersa	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A																
B																
B'																
C																

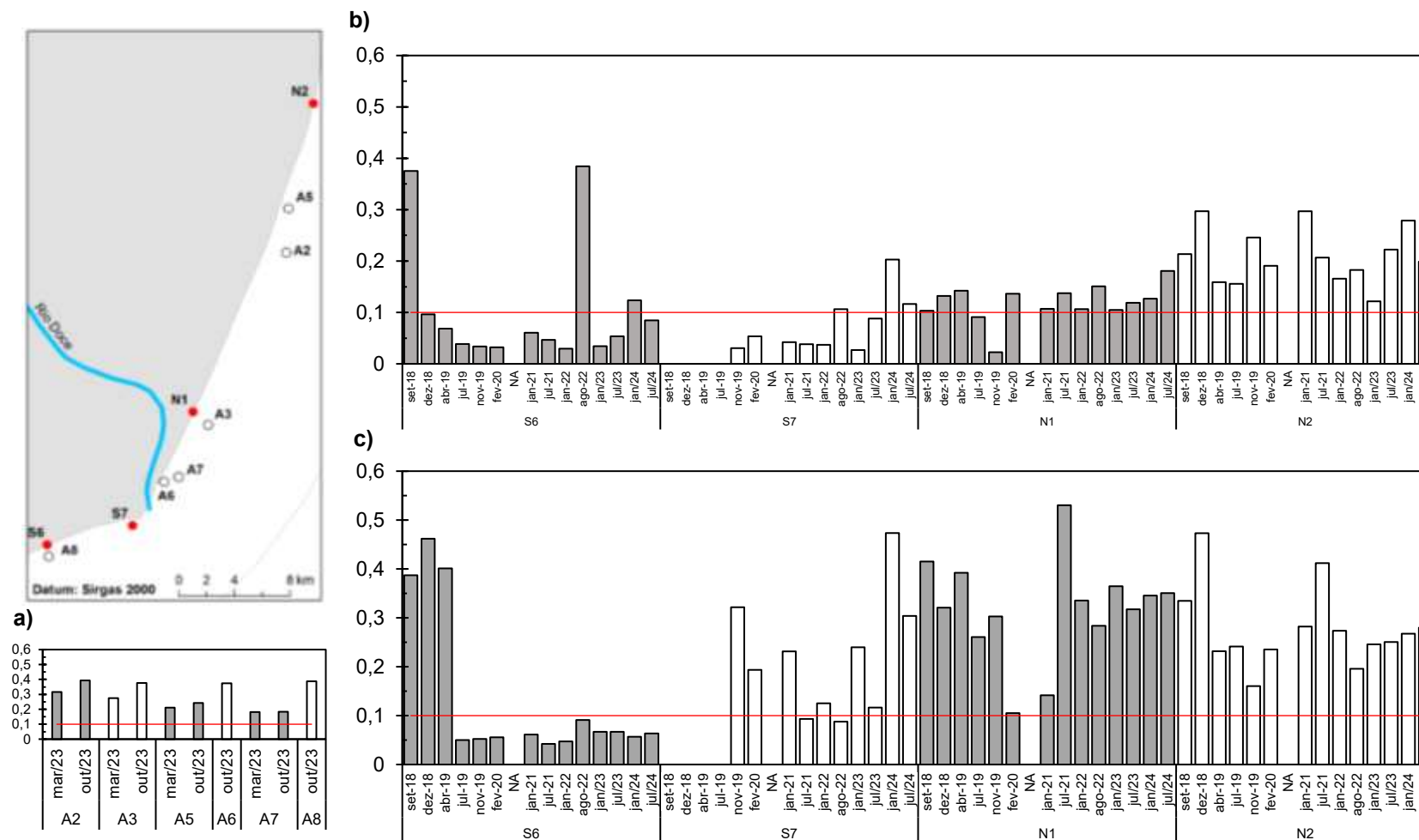
a) Antepraia	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7*
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A																
B																
B'																
C																

■ Não amostrado □ Não alterado ■ < 25% ADP ■ ≥25% ADP ■ ≥50% ADP ■ ≥75% ADP ■ 100% ADP

Considerando que o elemento As tem um peso significativo no cálculo do índice SQG-q e apresenta uma forte correlação com outros elementos relevantes, também foi realizada a comparação com os dados pretéritos para esse elemento, conforme detalhado na legenda expandida do Quadro 2. Na praia emersa (**a**), as amostras do Compartimento A apresentam de forma consistente, concentrações de As no nível mais elevado da classificação de alteração (100% ADP), indicando que todas as amostras deste compartimento excedem os valores históricos de referência. Esse padrão indica um impacto ambiental significativo e persistente ao longo dos anos, corroborando as evidências previamente apontadas pelo índice SQG-q. Em contrapartida, os Compartimentos B e B' apresentaram estabilidade na maioria das campanhas, com exceção de janeiro de 2025, quando 25% das amostras indicaram concentrações alteradas de As. O compartimento C apresenta oscilações no número de amostras alteradas ao longo do tempo; no entanto, todas as campanhas indicaram a presença de alterações. Em 2025, especificamente, 25% das amostras apresentaram concentrações de arsênio superiores aos valores históricos de referência.

Na antepraia (**b**), a maioria das amostras não apresenta alterações ao longo do tempo, com apenas variações pontuais observadas esporadicamente nos diferentes compartimentos. Destaca-se que, na campanha de janeiro de 2025, não foram registradas alterações em nenhum dos compartimentos.

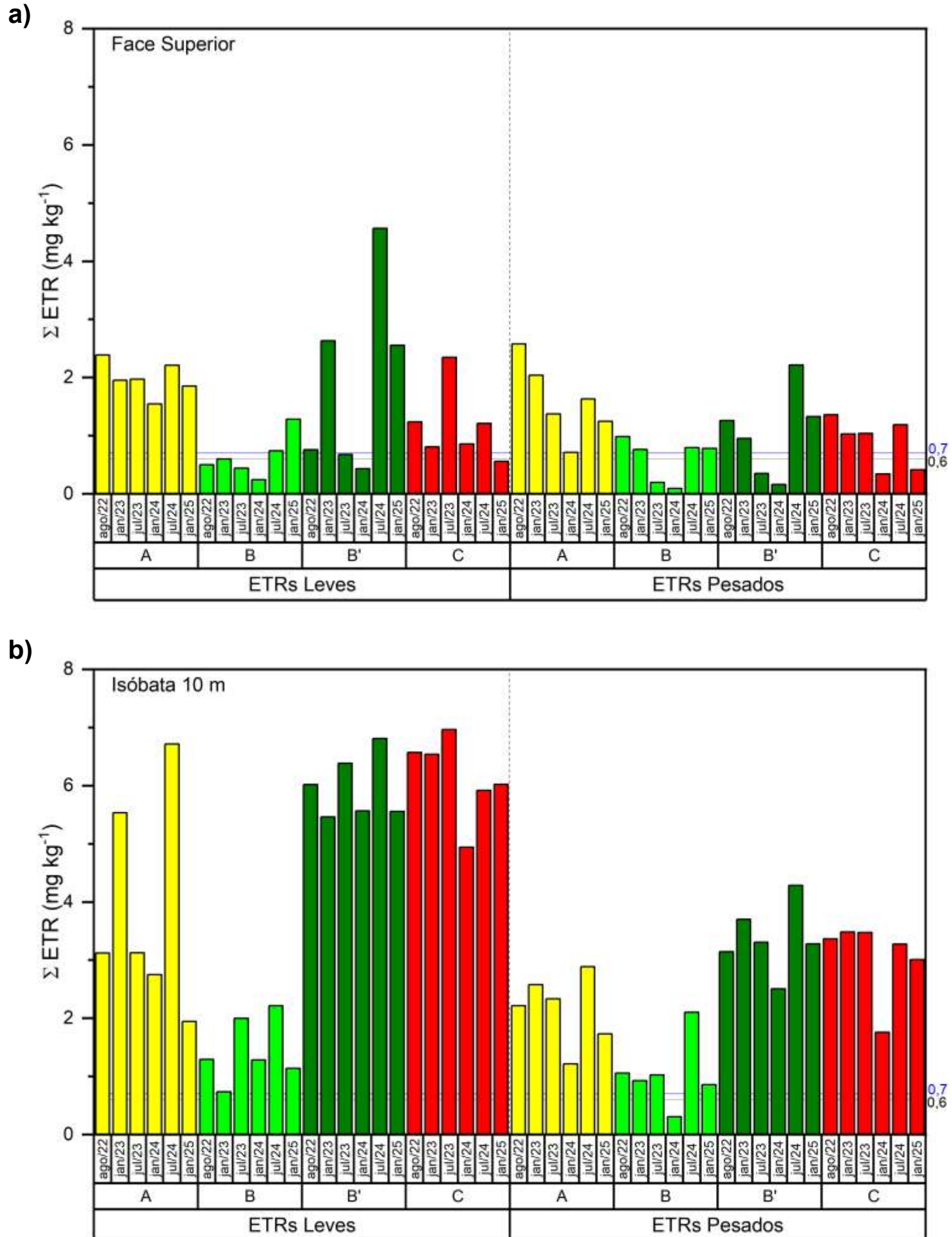
Figura 8: Índice de contaminação do sedimento das praias baseado no SQG-q (do inglês sediment quality guideline quotient), obtido para os sedimentos coletados na área de maior deposição de lama, região da antepraia adjacente à desembocadura do rio Doce. As amostras A2, A3, A5, A6, A7 e A8 foram coletadas excepcionalmente durante as campanhas de mapeamento batimétrico e distribuição de lama realizadas em março e outubro de 2023 (a). As estações S6, S7, N1 e N2 fazem parte do monitoramento semestral das praias tanto a 5 metros (b) como a 10 metros (c) de profundidade no período de setembro de 2018 a julho de 2024.



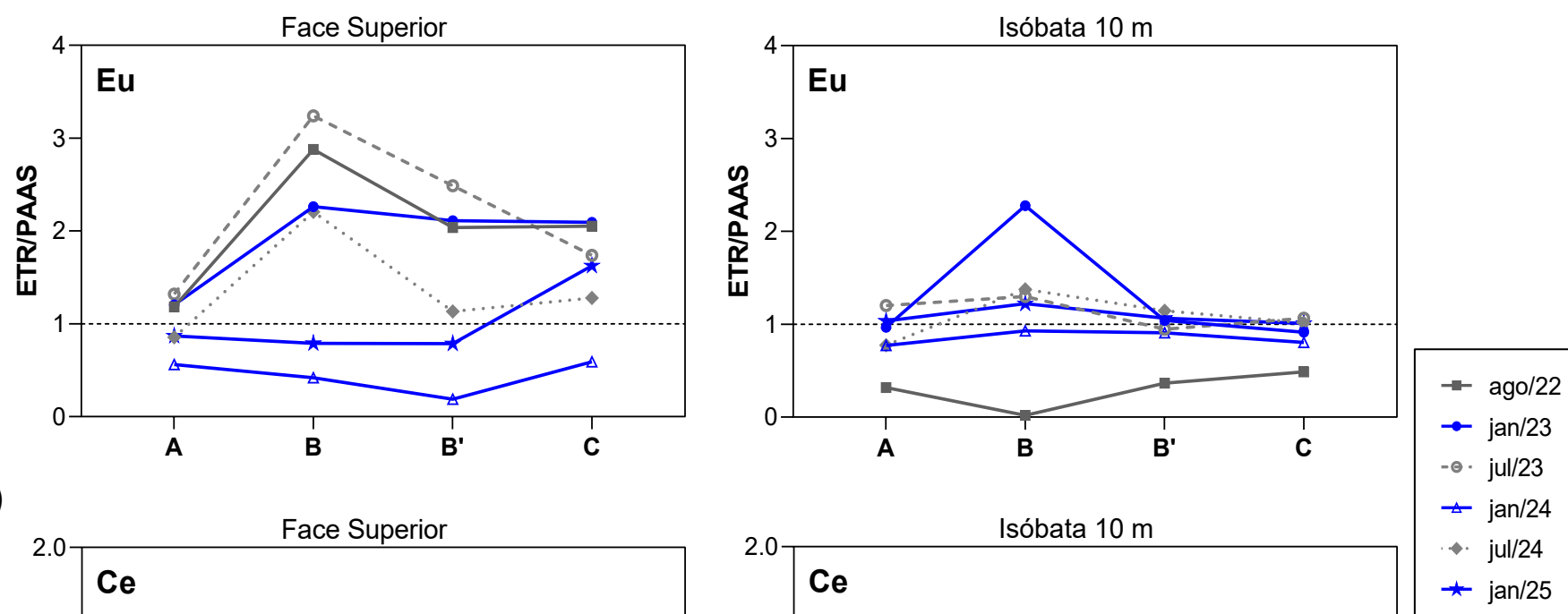
As amostras dos perfis que abrangem a área de maior concentração de lama nas adjacências da desembocadura do rio Doce (S6, S7, N1, N2) foram utilizadas para comparação com os resultados dos levantamentos realizados em março e outubro de 2023. As amostras coletadas durante o levantamento das áreas de maior concentração de lama (A2, A3, A5, A6, A7, A8) apresentam índices superiores a 0,1, indicando contaminação moderada. A amostra A8, localizada próxima à estação S6, encontra-se em área de ocorrência de fundo lamoso além da isóbata de 10 m (Figura 8) e apresenta valores de SQG-q mais altos que as observadas em S6 durante as campanhas semestrais. Os demais pontos apresentam índices compatíveis com os das estações amostrais do monitoramento semestral, sendo que os maiores valores de índice são encontrados em A2, A3, A6 e A8 em outubro de 2023. Nos anos de 2024 e 2025, não foram realizadas novas campanhas de coleta de sedimentos em conjunto com o mapeamento batimétrico.

3.2.2 Normalização de Elementos de Terras Raras (ETR) em sedimento

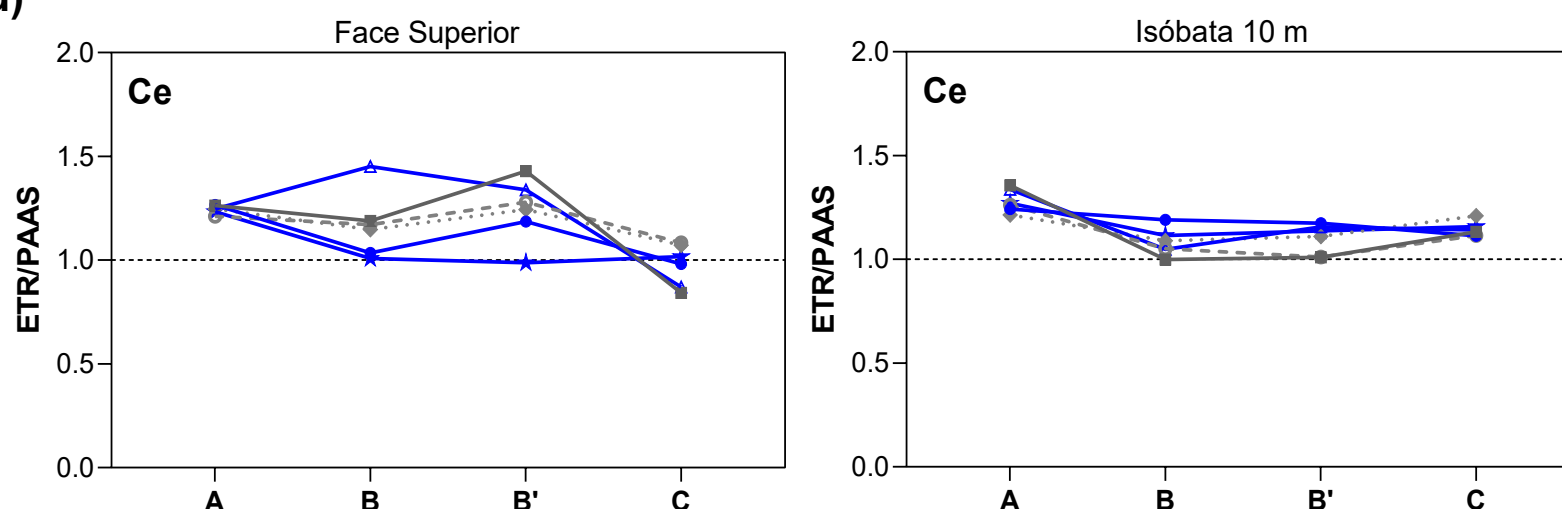
Figura 9: Perfil de distribuição do somatório dos elementos terras raras leves (Σ ETRL de La a Eu) e pesados (Σ ETRP de Dy a Lu) para face superior (a) e para a isóbata de 10 metros (b), normalizados pelo Folhelhos Pós Arqueano - PAAS (do inglês Post Archean Australian Shale), no sedimento marinho. O padrão de comportamento dos elementos terras raras (ETR) foi analisado nas estações amostrais dos Compartimentos A (amarelo, S1 a S3), B (verde claro, S5), B' (verde escuro, S6 a N1) e C (vermelho, N2 a N6); (b) Avaliação de ocorrência das anomalias de Cério (Ce) (c) e Európio (Eu) (d) ao longo das estações amostrais. Dados obtidos no período de agosto de 2022 a janeiro de 2025.



c)



d)



O somatório dos elementos terras raras (ETR) fornece uma visão geral da carga total de elementos químicos em uma área. 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. Sua comparação espacial e temporal também possibilita a identificação de áreas mais impactadas ou períodos com maior entrada de contaminantes. Se o somatório apresentar desequilíbrios em relação aos valores históricos ou às referências naturais, isso pode indicar alterações nos fluxos de sedimentos ou contaminação recente. Desse modo, 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. Os dados obtidos nesse estudo foram fundamentais para a avaliação temporal e espacial dos ETR entre agosto de 2022 e janeiro de 2025, dada a ausência de valores de referência para esses elementos nas estações amostrais monitoradas pelo PMBA. Os resultados de Cagnin *et al.* (2023) indicaram valores de $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ para o somatório dos elementos terras raras leves (ΣETRL), que abrangem de La a Eu, e de $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ para o somatório dos elementos terras raras pesados (ΣETRP), que incluem de Dy a Lu. Valores acima do estabelecido como referência foram considerados superiores aos dados pretéritos, enquanto valores inferiores foram interpretados como inalterados.

A análise dos somatórios dos Elementos de Terras Raras Leves (ΣETRL) e Pesados (ΣETRP) revela diferenças marcantes entre os compartimentos A, B, B' e C, bem como entre a face praial (a) e a isóbata de 10 metros (b). De modo geral, os valores de ΣETRL e ΣETRP são significativamente mais elevados na antepraia (isóbata de 10 metros) em comparação com a face, indicando uma tendência de acúmulo desses elementos na porção submersa do perfil praial. Os compartimentos B' e C se destacam por apresentarem os maiores valores de ΣETRL e ΣETRP , sobretudo na antepraia, sugerindo forte influência da dispersão e deposição de contaminantes associados à pluma do rio Doce, com maior retenção nas regiões mais ao norte. Em contraste, o compartimento B apresenta os menores teores para ambos os grupos de elementos, em ambas as feições. Já o compartimento A exibe uma situação intermediária, com concentrações moderadas na face e elevação considerável dos ΣETRL na antepraia, embora em menor intensidade que nos compartimentos B' e C. Adicionalmente, observa-se a predominância dos elementos leves em relação aos pesados, especialmente nas amostras da antepraia. Essa distribuição pode estar relacionada ao comportamento geoquímico distinto entre os grupos de elementos, às características granulométricas dos sedimentos e à dinâmica de transporte e deposição na zona costeira. De forma geral, os resultados indicam valores de ΣETRL e ΣETRP superiores aos dados pretéritos, tanto nas isóbatas de 10 metros quanto na face, sugerindo um aporte recente desses elementos à região.

Com relação as anomalias de Eu (c), houve a predominância de anomalias positivas (>1) na face superior dos compartimentos, enquanto em janeiro 2024 e janeiro de 2025, as anomalias negativas (<1) foram mais prevalentes. Na isóbata de 10 metros, as anomalias variaram entre valores positivos (>1) e negativos (<1). Em relação às anomalias de Ce (d), o padrão foi semelhante nas campanhas de 2022, 2023, 2024 e 2025, com predominância de anomalias positivas (>1) tanto na face superior quanto na isóbata de 10 metros. Esses resultados estão em concordância com os valores elevados de ΣETRL e ΣETRP , em comparação aos dados históricos. As anomalias positivas de Ce indicam a deposição desses elementos no sedimento na forma de complexos de oxi/hidróxidos de ferro, manganês ou alumínio, enquanto as anomalias negativas de Eu sugerem alterações nas características litológicas dos sedimentos. Em conclusão, as modificações no perfil sedimentar do ambiente praial são evidentes ao longo das campanhas.

3.2.3 Concentração de elementos químicos na água

Quadro 3: Valores do Índice de Qualidade da Água (CWQI - Canadian Water Quality Index) para elementos químicos em água de fundo das isóbatas 5 e 10 m. Dados obtidos no período de agosto de 2022 e janeiro de 2025. Índice obtido a partir dos valores de referência da Resolução CONAMA n° 357 para águas salinas de classe 1 (**a**). Índice obtido a partir dos valores de referência da Resolução CONAMA n° 357, em conjunto com os dados da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) para todos os elementos químicos (**b**) e apenas para os elementos Al, Cu, Fe e Mn (**c**). Dados obtidos no período de agosto de 2022 a janeiro de 2025. * A partir do Ano 7, a isóbata de 5 metros foi excluída do escopo de monitoramento e, portanto, não foi considerada no cálculo das médias.

a)	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7*
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A											97,4	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
B											100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
B'											100,0	97,1	98,7	100,0	100,0	100,0
C											98,1	98,0	97,9	94,6	100,0	100,0

b)	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7*
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A											95,1	97,6	92,4	95,2	99,3	99,0
B											93,9	98,0	94,8	95,9	100,0	100,0
B'											96,1	94,2	92,0	98,4	100,0	98,6
C											92,3	91,0	89,1	88,0	96,6	94,5

c)	Ano 1				Ano 2			Ano 3		Ano 4		Ano 5		Ano 6		Ano 7*
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Compartimento	set/18	dez/18	abr/19	jul/19	dez/19	fev/20	NA	jan/21	jul/21	jan/22	ago/22	jan/23	jul/23	jan/24	jul/24	jan/25
A											76,8	90,3	70,3	79,1	96,6	100,0
B											74,1	89,8	75,8	79,4	100,0	100,0
B'											81,4	78,9	70,8	92,3	100,0	93,1
C											71,8	71,7	66,0	66,2	84,7	75,3

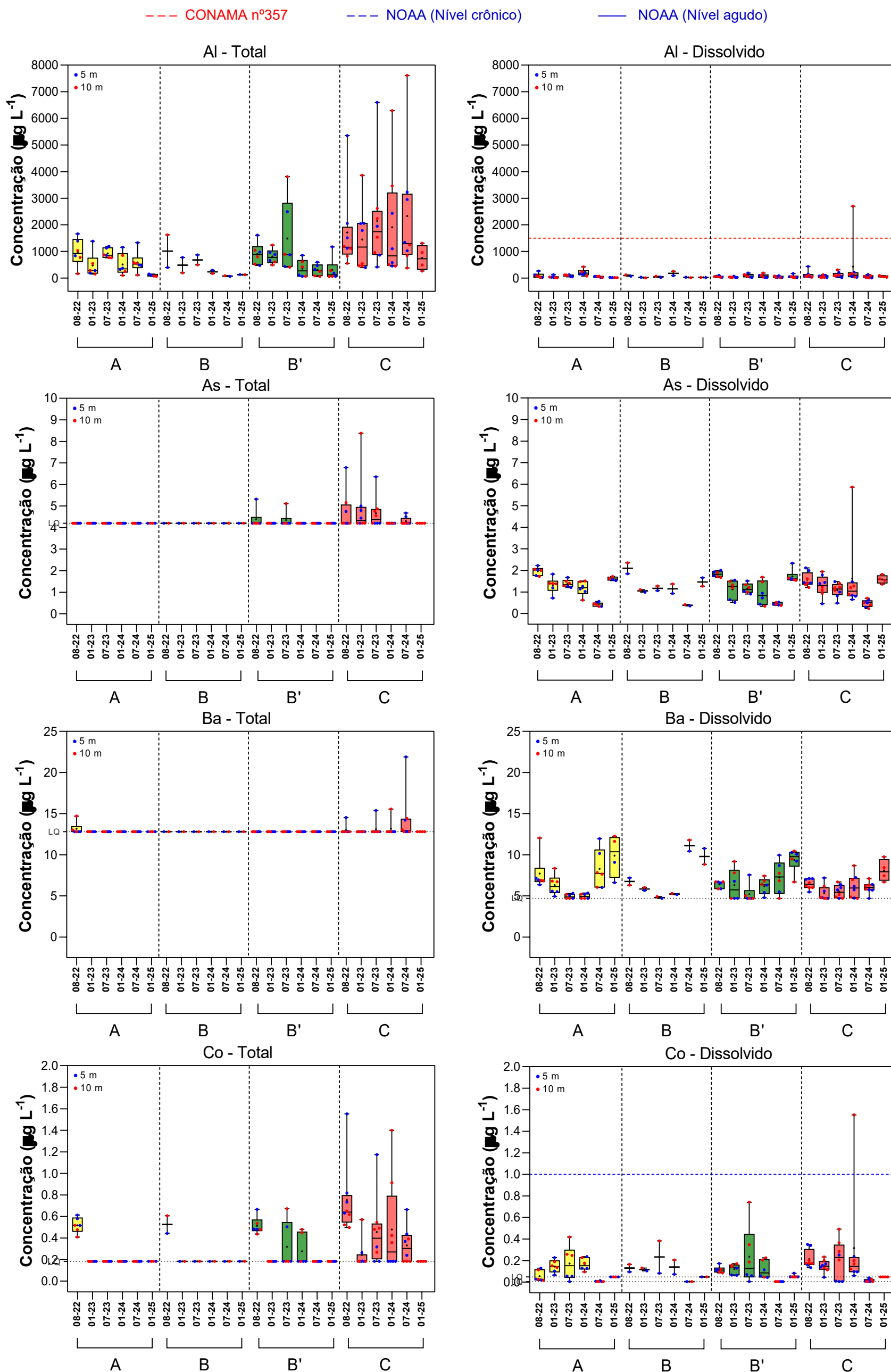
■ Pobre 0-44
 ■ Marginal 45-64
 ■ Razoável 65-79
 ■ Bom 80-94
 ■ Excelente 95-100
 Não amostrado

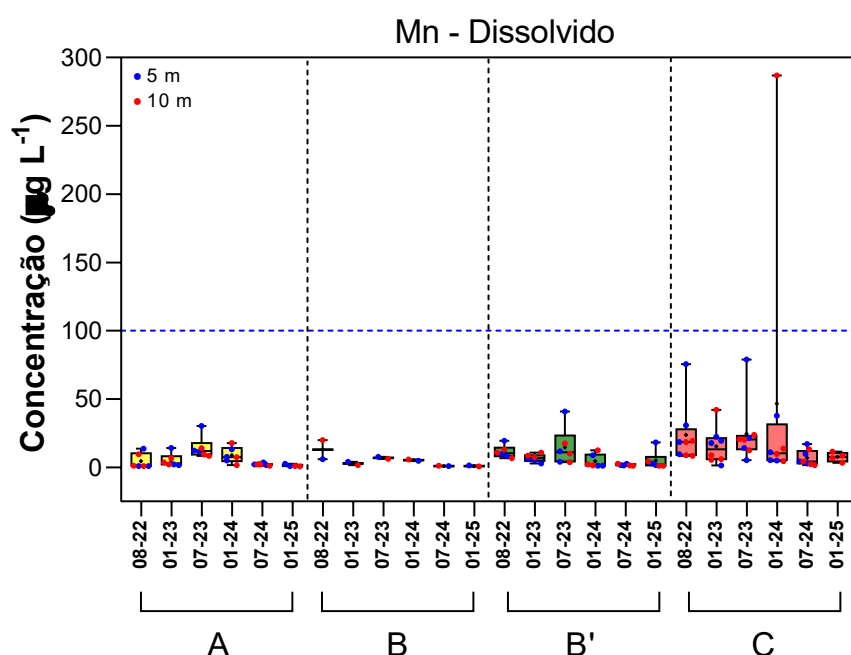
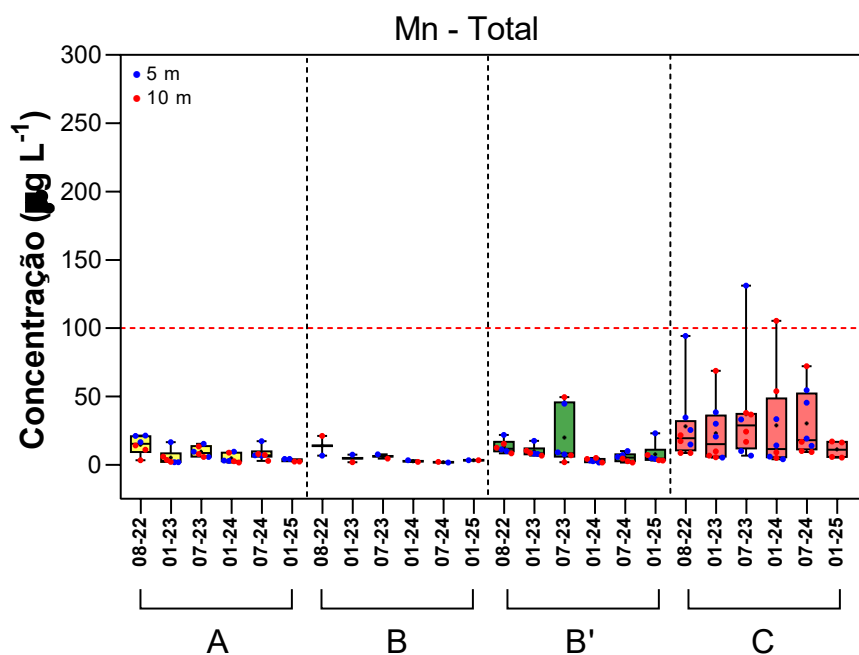
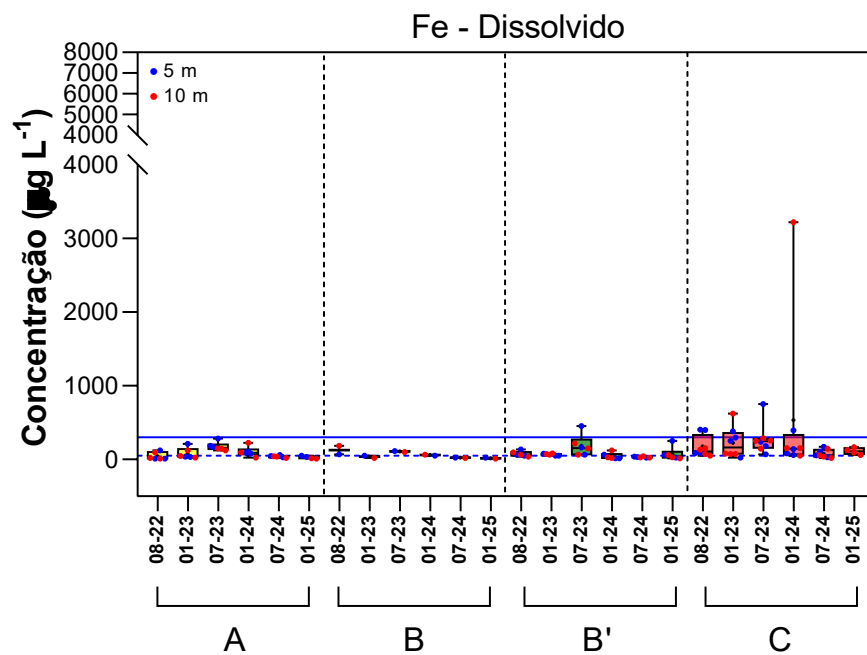
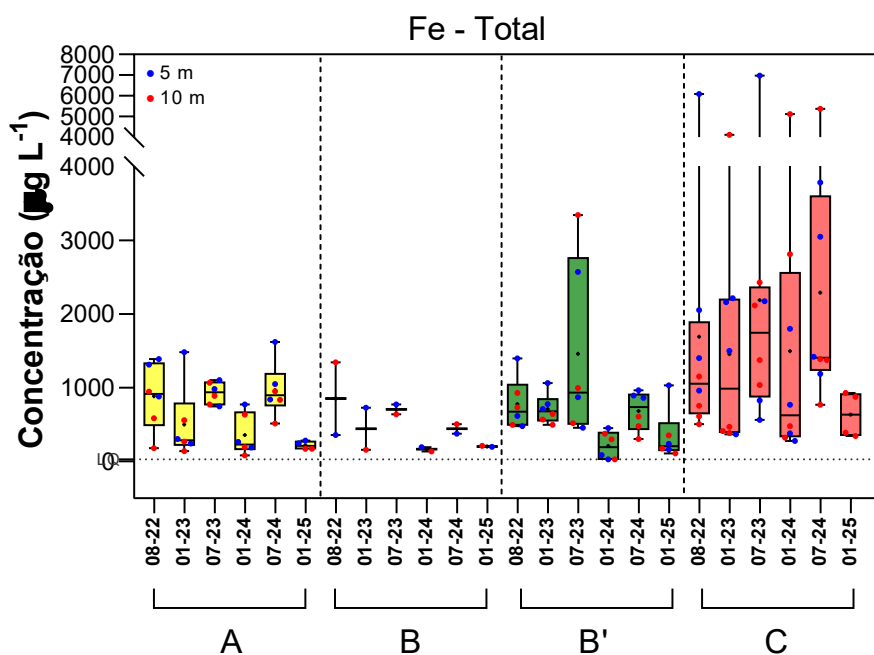
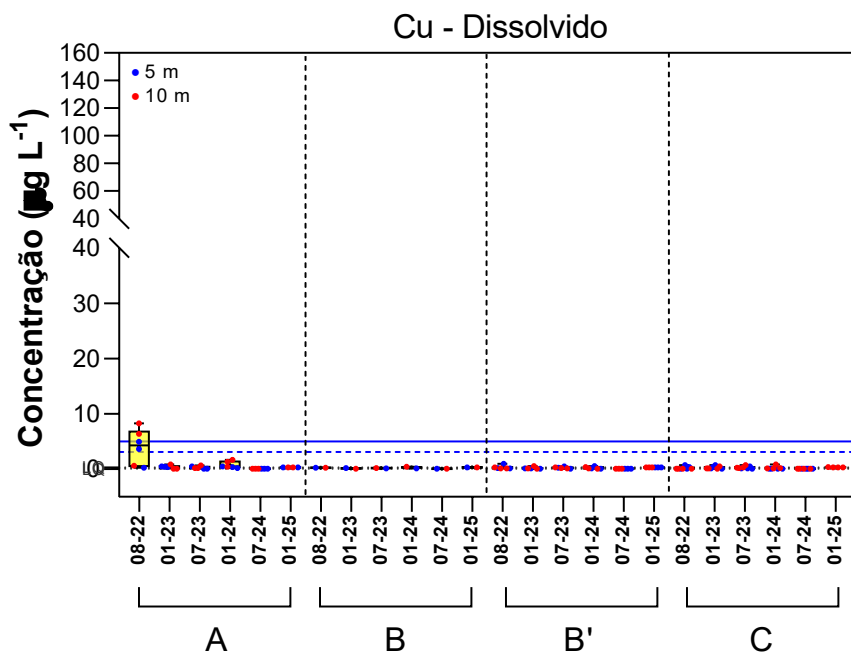
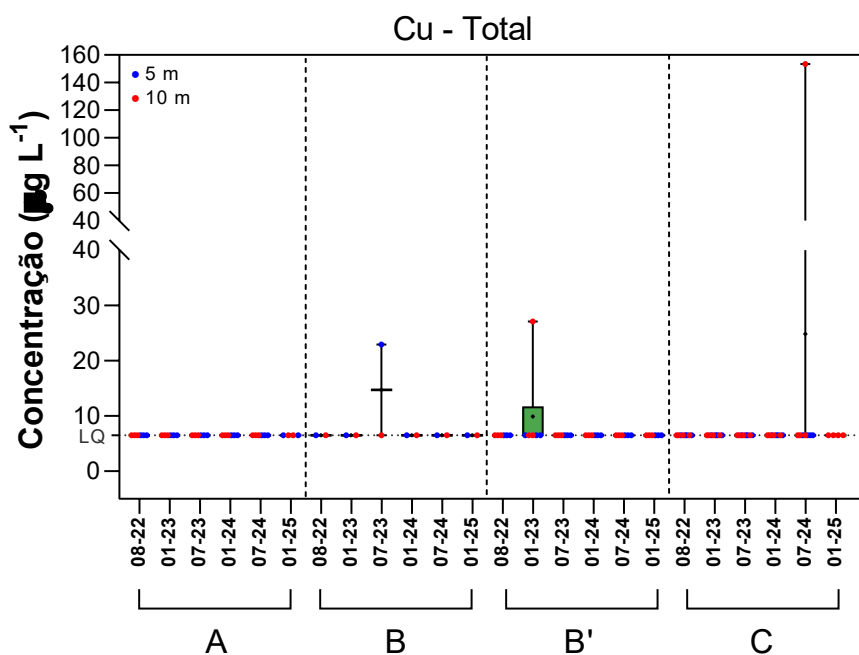
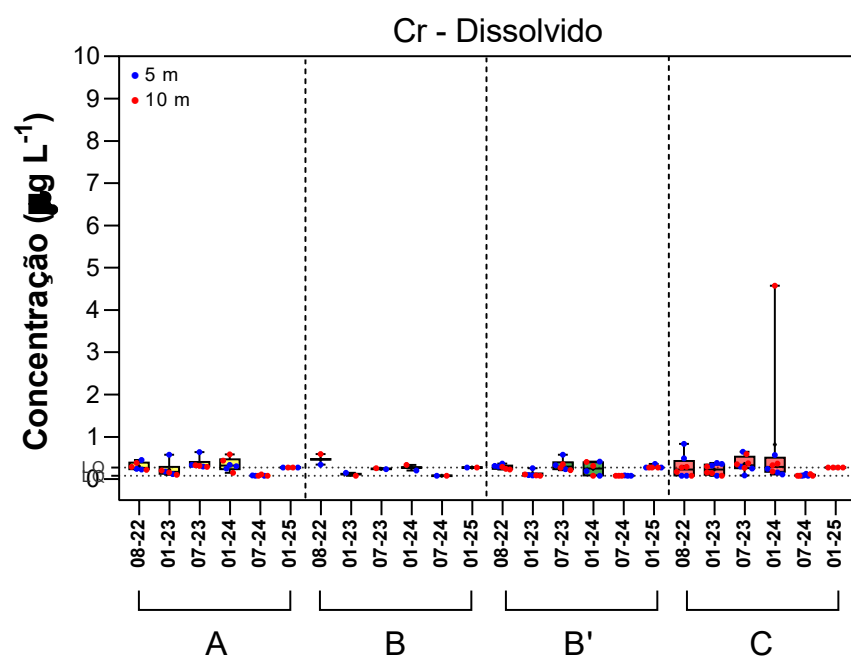
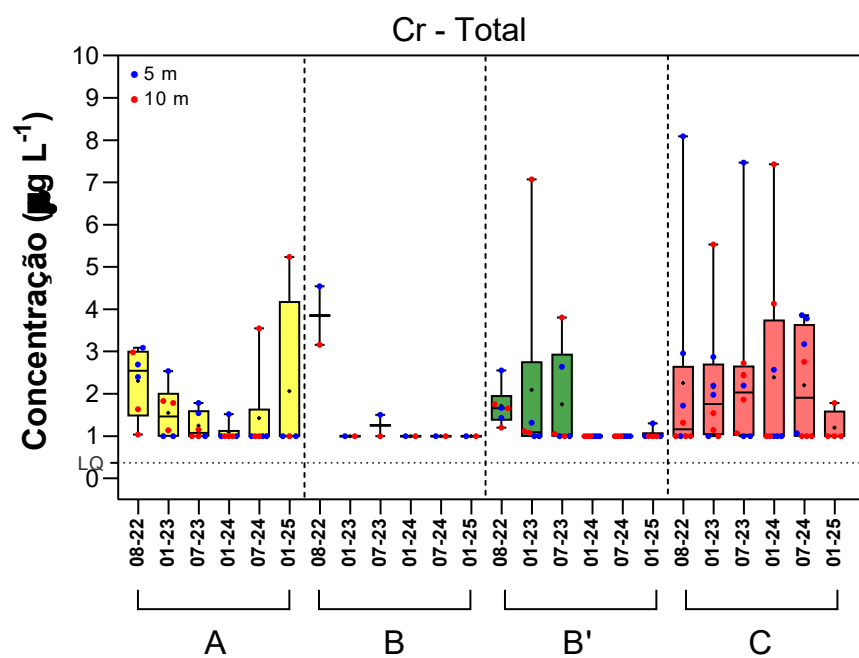
Com base nos valores do Índice de Qualidade da Água (CWQI - Canadian Water Quality Index) obtidos a partir da Resolução CONAMA n° 357 para águas salinas de classe 1, observa-se em **a** que todos os compartimentos mantiveram, ao longo de todas as campanhas, qualidade considerada excelente (CWQI > 94,6). Apesar dessa excelente classificação, o compartimento C apresentou maior variabilidade nos valores do índice, com quedas mais acentuadas, atingindo o valor mínimo de 94,6 durante o período chuvoso do Ano 6. Posteriormente, observou-se uma recuperação nos períodos seco de 2024 e chuvoso de 2025. Esses resultados indicam que, enquanto os compartimentos A, B e B' demonstram estabilidade na qualidade da água, o compartimento C se mostra mais suscetível às variações ambientais.

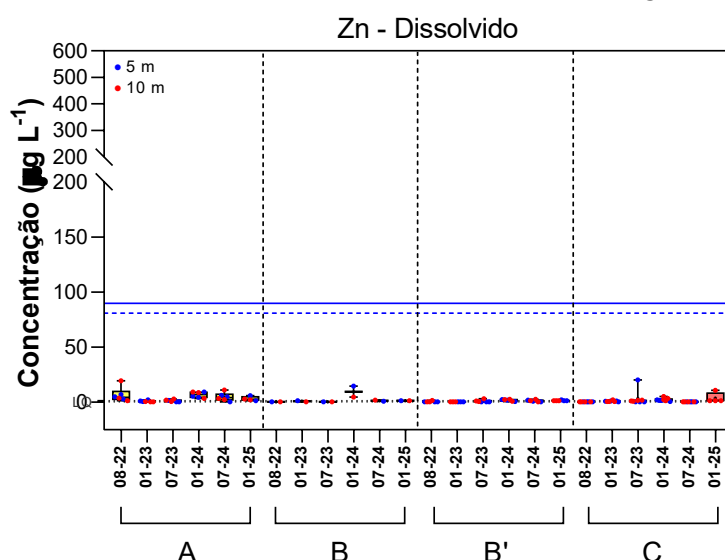
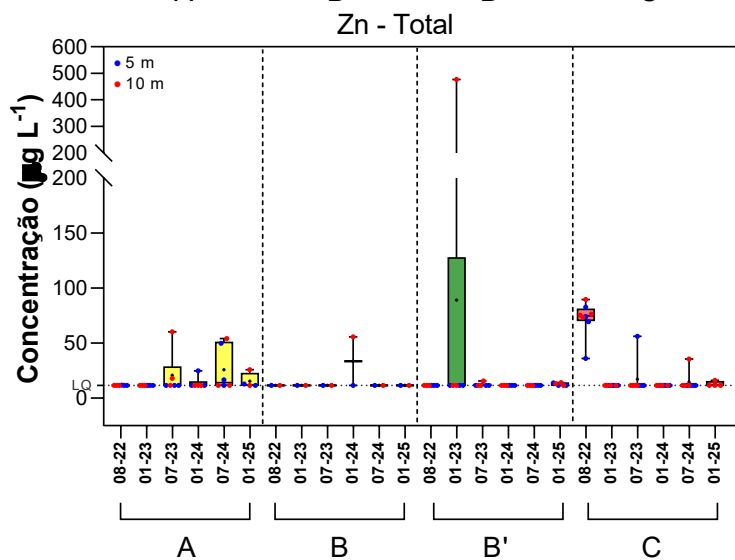
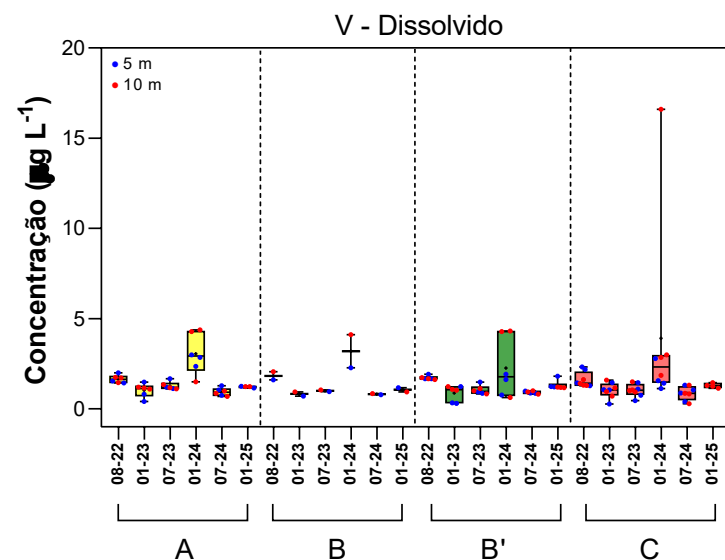
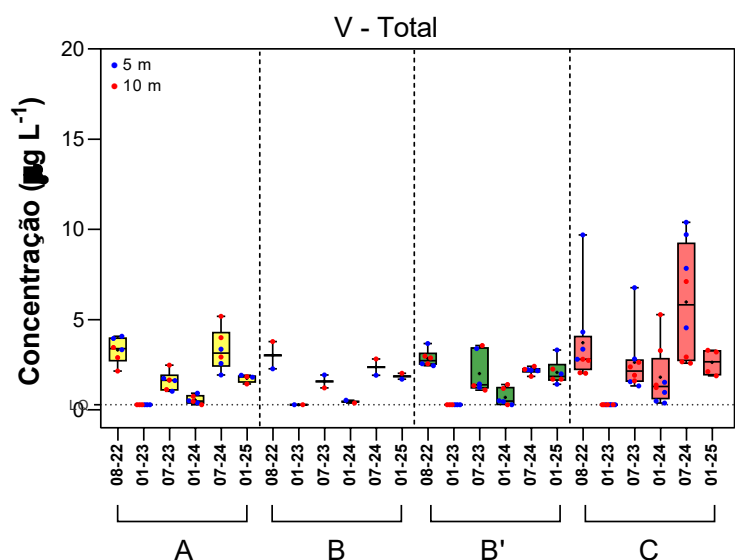
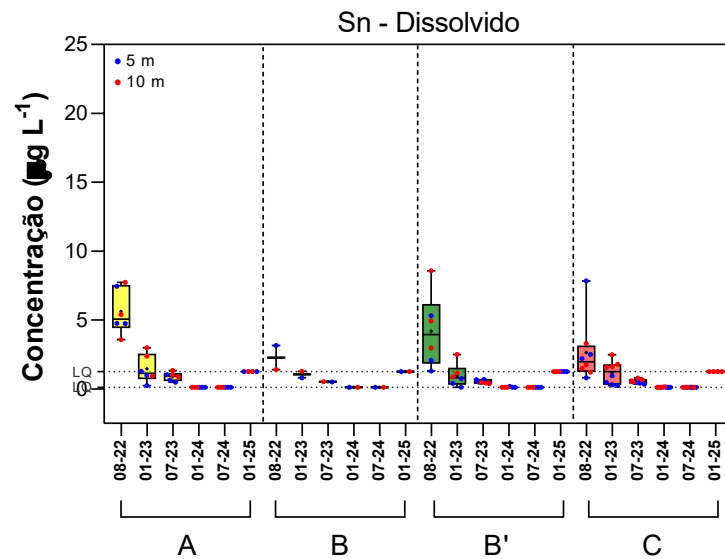
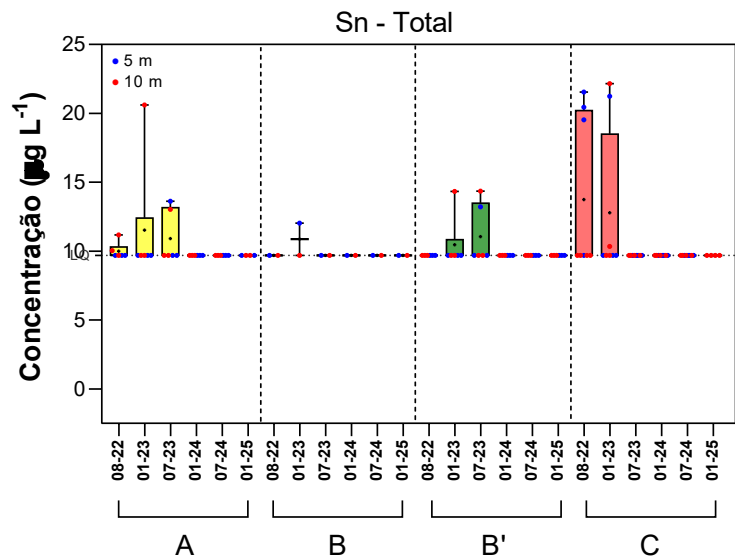
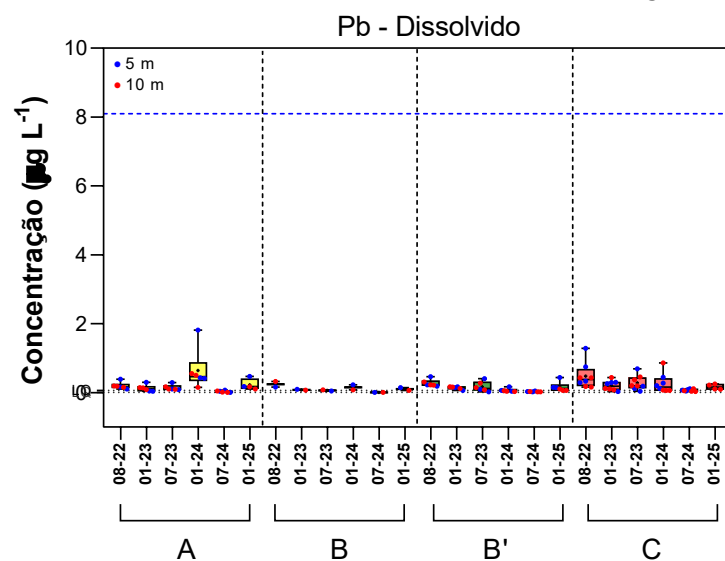
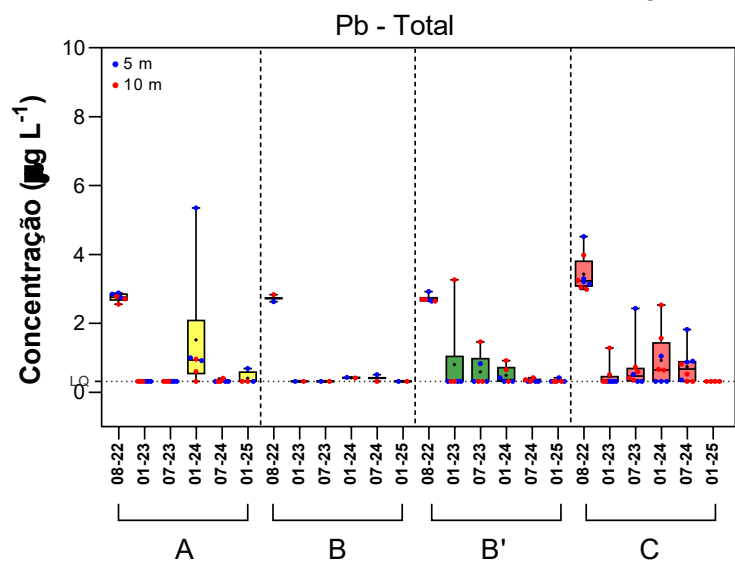
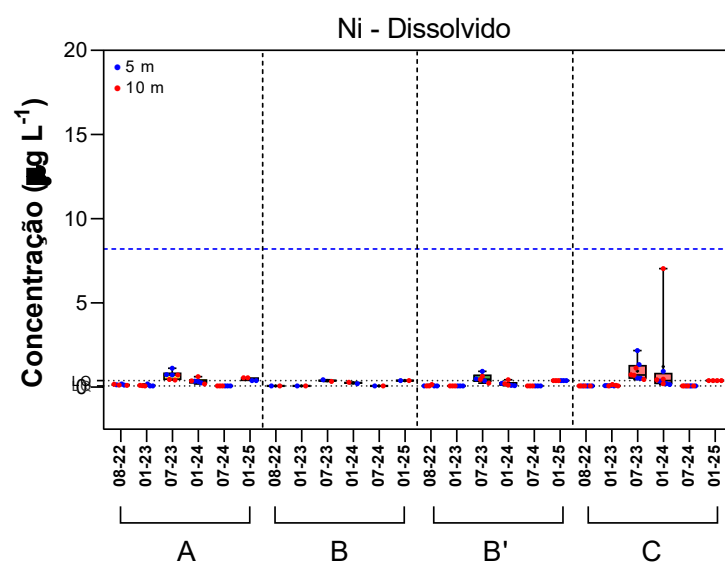
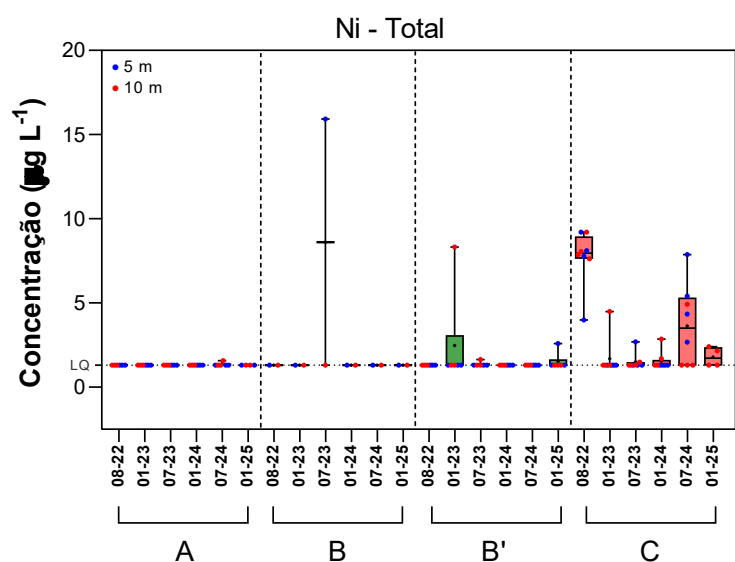
Em **b**, o índice CWQI foi calculado a partir da integração das diretrizes da Resolução CONAMA com os parâmetros estabelecidos pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), resultando em uma avaliação mais abrangente da qualidade da água. Embora todos os compartimentos tenham sido classificados entre boa e excelente qualidade ao longo das campanhas, inclusive com a incorporação dos dados do período chuvoso de janeiro de 2025, observa-se uma redução nas pontuações em comparação ao quadro **a**. Essa diferença está diretamente relacionada ao maior número de parâmetros considerados no quadro **b**, o que torna a análise mais criteriosa e, por consequência, pode gerar classificações mais restritivas, especialmente em compartimentos mais sensíveis, como o C, que apresentou as menores pontuações, ainda que dentro da faixa considerada satisfatória. Esse resultado ressalta a necessidade de atenção constante ao compartimento C, que continua demonstrando maior variação em relação aos demais.

Em **c**, quando apenas os elementos Al, Cu, Fe e Mn na fração dissolvida são considerados no cálculo, os padrões de qualidade podem sofrer alterações significativas. O CWQI é altamente influenciado pelo número de parâmetros incluídos em sua avaliação. A inclusão de diversos parâmetros adicionais, por outro lado, pode ocultar o efeito individual desses elementos no índice. Essa característica ressalta a importância de selecionar criteriosamente os parâmetros para garantir que o índice reflita com precisão os impactos ambientais observados. Sob essa nova perspectiva, o CWQI apresentou valores inferiores aos dos quadros **a** e **b**, classificando, na maior parte do tempo, a qualidade da água como razoável. A inclusão dos dados de janeiro de 2025 reforça a tendência de melhoria na qualidade da água observada no período seco do ano 6 nos compartimentos A e B, ambos se mantendo na categoria “excelente”. O compartimento B' também apresentou as últimas duas campanhas, índices variando entre 100 e 93,1, o que o mantém nas faixas “boa” a “excelente” de qualidade da água. Por outro lado, o compartimento C, voltou a apresentar o menor valor entre os compartimentos (75,3), retornando à faixa de qualidade “razoável”, após uma breve recuperação registrada em julho de 2024 (84,7), reafirmando a maior sensibilidade desse compartimento.

Figura 10: Distribuição das concentrações de elementos químicos, na fração total e dissolvida, nas amostras de água do mar coletadas nas estações amostrais dos Compartimentos A (amarelo, S1 a S3), B (verde claro, S5), B' (verde escuro, S6 a N1) e C (vermelho, N2 a N6) para isóbata de 5 metros (5 m) e isóbata de 10 metros (10 m). Linha tracejada vermelha indica valor limite CONAMA n°357, linha tracejada azul indica limite crônico estabelecido pela NOAA e a linha contínua azul indica limite agudo estabelecido pela NOAA. Dados obtidos no período de agosto de 2022 a janeiro de 2025.







A avaliação da qualidade da água foi conduzida com base nos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357 (CONAMA, 2005) e pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (BUCHMAN, 2008) para níveis agudos e crônicos em ambientes de água salina. De forma geral, ao analisar as concentrações dos elementos químicos, observou-se que todos os compartimentos se mantiveram abaixo das diretrizes. No entanto, a variação espacial e temporal do Fe chama a atenção, devido à sua relevância na composição dos índices de qualidade da água. Em determinados momentos, os níveis de ferro ultrapassaram o valor crônico para águas salinas de $50 \mu\text{g L}^{-1}$ estabelecido pela NOAA (— —) e pela Resolução CONAMA (— —), além de excederem, em alguns casos, o limite agudo de $300 \mu\text{g L}^{-1}$, estabelecido pela NOAA (— —).

No compartimento A, 50% das amostras apresentaram concentrações de Fe dissolvido acima do limite crônico, com uma tendência de redução ao longo do tempo. Esse comportamento sugere uma possível melhoria nas condições da água nas campanhas de julho de 2024 e janeiro de 2025, embora não tenham sido observadas tendências sazonais claras.

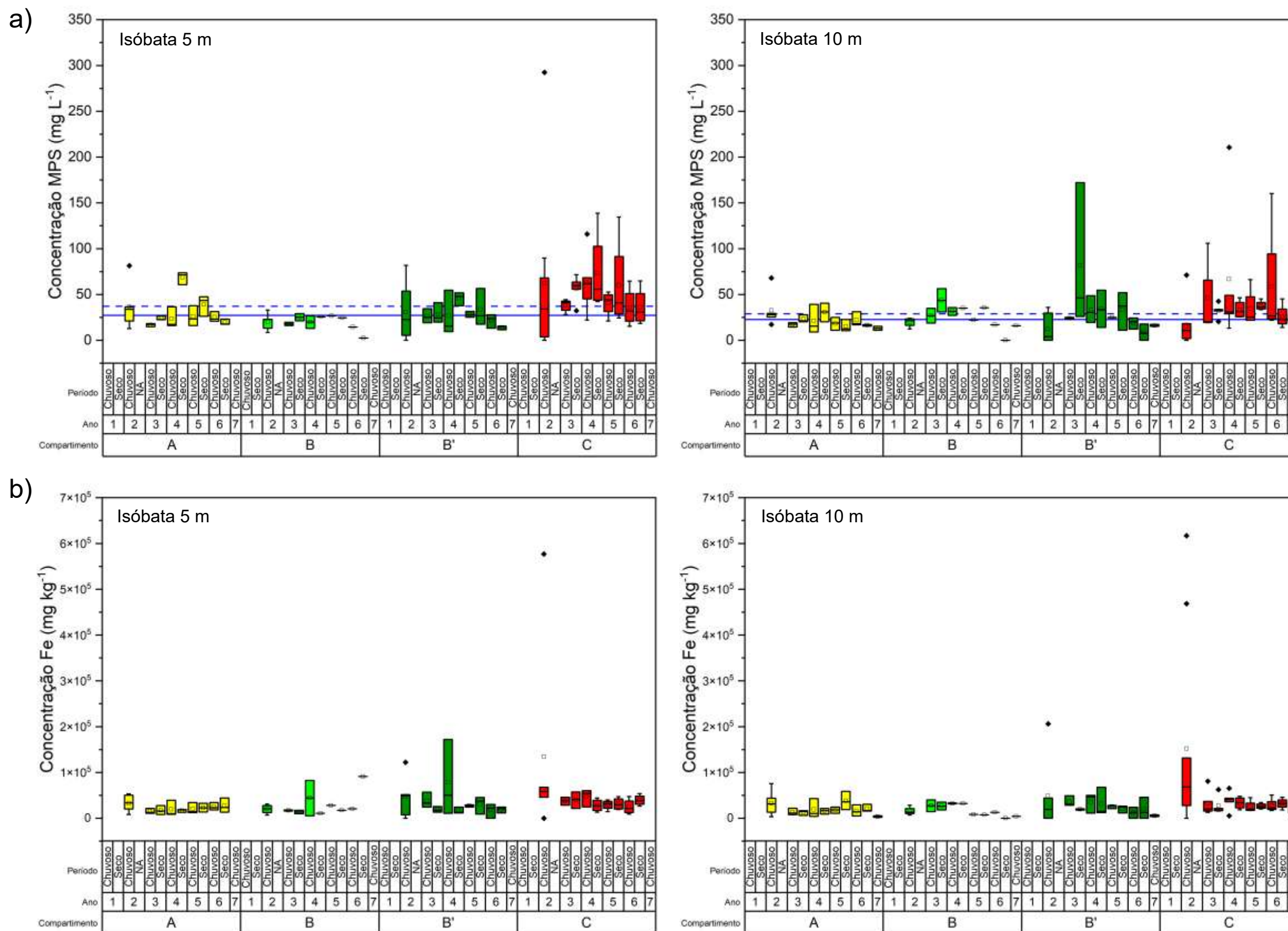
No compartimento B, 58% das amostras ultrapassaram o limite crônico, com os maiores valores registrados durante o período seco, além de uma redução nas concentrações nas duas campanhas mais recentes.

O compartimento B', por sua vez, apresentou maior instabilidade, com variações acentuadas e 61% das amostras acima do limite crônico, excedendo o limite agudo apenas em julho de 2023.

O compartimento C destacou-se como o mais impactado, com 92% das amostras acima do limite crônico e 17% ultrapassando o limite agudo. Diferente dos compartimentos A e B, os compartimentos B' e C não apresentaram tendência de melhora nas duas últimas campanhas.

De forma geral, as concentrações mais elevadas foram observadas na profundidade de 5 m, especialmente nas estações A, B' e C. A alta frequência de amostras acima do limite crônico em praticamente todos os compartimentos e campanhas contribui para a piora na qualidade da água local e reforça o potencial risco ambiental associado à presença de ferro dissolvido na região.

Figura 11: (a) Concentração de material em suspensão (mg/L) na coluna d'água e (b) concentração de ferro no material particulado em suspensão (mg/kg) para as concentrações dos elementos químicos presentes no material particulado em suspensão. Dados obtidos para as isóbatas de 5 e 10 metros ao longo dos Compartimentos A (amarelo, S1 a S3), B (verde claro, S4 a S5), B' (verde escuro, S6 a N1) e C (vermelho, N2 a N6) no período de dezembro de 2019 a janeiro de 2025 (Anos 1 a 7). NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid/19. Linha tracejada azul indica a média do conjunto de dados e a linha contínua azul indica a mediana do conjunto de dados.



De forma geral, os compartimentos A e B apresentam as menores concentrações de material particulado em suspensão (MPS) ao longo da série temporal (**a**). Em contraste, os compartimentos B' e C registram os maiores valores de MPS, com destaque para padrões distintos entre os períodos secos e chuvosos.

No compartimento B', observa-se uma tendência de concentrações mais elevadas durante os períodos secos, especialmente nas isóbatas de 10 metros nos anos 3, 4 e 5. Tal recorrência sugere a atuação de mecanismos de ressuspensão associados à maior energia de onda, mesmo na ausência de precipitação significativa. Nos períodos chuvosos, as concentrações tendem a ser ligeiramente inferiores, indicando influência do regime hidrológico na diluição e dispersão do material particulado.

No compartimento C, registram-se concentrações elevadas de material particulado em suspensão (MPS) em ambos os períodos sazonais. Destacam-se, nesse contexto, 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, e os elevados valores observados também durante os períodos secos. O principal aspecto que caracteriza este compartimento é a persistência de altos teores de MPS ao longo da série histórica tempo, independentemente da sazonalidade. A persistência dessas concentrações de MPS no compartimento C sugere influência contínua da pluma do rio Doce, em associação com condições hidrodinâmicas locais que favorecem tanto a retenção quanto a redistribuição dos sedimentos em suspensão. A tendência de aumento das concentrações em direção ao norte está relacionada à atuação da deriva litorânea, responsável pelo transporte longitudinal dos sedimentos, conforme descrito por Oliveira *et al.* (2015). Além disso, períodos de maior energia de onda demonstraram potencial para intensificar a ressuspensão do material particulado, que, uma vez em suspensão, pode ser redistribuído pela deriva, contribuindo para o incremento dos teores de MPS no compartimento C. Essa relação dinâmica é corroborada pelos resultados das concentrações de elementos químicos monitorados ao longo do estudo, representados aqui pelo Fe (**b**), devido à forte correlação observada entre esse elemento e o MPS nos compartimentos avaliados.

A inserção de novos dados, referentes ao período chuvoso de 2025, mostrou que as concentrações de MPS nas isóbatas de 10 metros apresentaram valores inferiores tanto em relação ao ano anterior quanto à média observada na série histórica.

3.3 BENTOS

3.3.1 Parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica

Tabela 12: Resultados das ANOVAs (Análises de variância) realizadas com os parâmetros da diversidade da macrofauna bentônica (Densidade média (N), riqueza taxonômica (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J) e diversidade beta (β)) para praia emersa e antepraia entre os compartimentos e campanhas durante todo o período de realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Tendência – resultado do teste post hoc para variáveis categóricas (compartimentos) ou tendência de variância para variáveis contínuas (campanha). “oscila” com o tempo. ns – não significativo ($p > 0,05$). NA – não se aplica. F: é um valor que mostra se o modelo (ou parte dele) explica bem os dados. Quanto maior esse valor, maior a chance de o modelo ser bom. p: é a chance de o resultado ter acontecido por acaso. Se for menor que 0,05, geralmente significa que o efeito é estatisticamente significativo.

Variação espaço-temporal do indicador Macrofauna															
Variáveis	N			S			H'			J			β		
	F	p	tendência	F	p	tendência	F	p	tendência	F	p	tendência	F	p	tendência
<u>Praia emersa</u>															
Compartimento	18,8	0,0	B' > A, C	4,403	0,01	A, B' > C		ns		12,16	0,0	A, C > B'	4,76	0,01	A, C > B'
Campanha	5,99	0,01	+	10,87	0,0	Oscila	333,56	0,0	Oscila		ns			ns	
Compartimento x Campanha		ns			ns			ns			ns			ns	
<u>Antepraia</u>															
Compartimento		ns		6,67	0,001	B' < A, C	5,53	0,00	B' < A, C		ns			ns	
Campanha	8,04	0,00	+	8,68	0,003	Oscila	7,51	0,00	+		ns		7,82	0,00	Oscila
Compartimento x Campanha		ns		3,65	0,02	Oscila		ns			ns			NA	

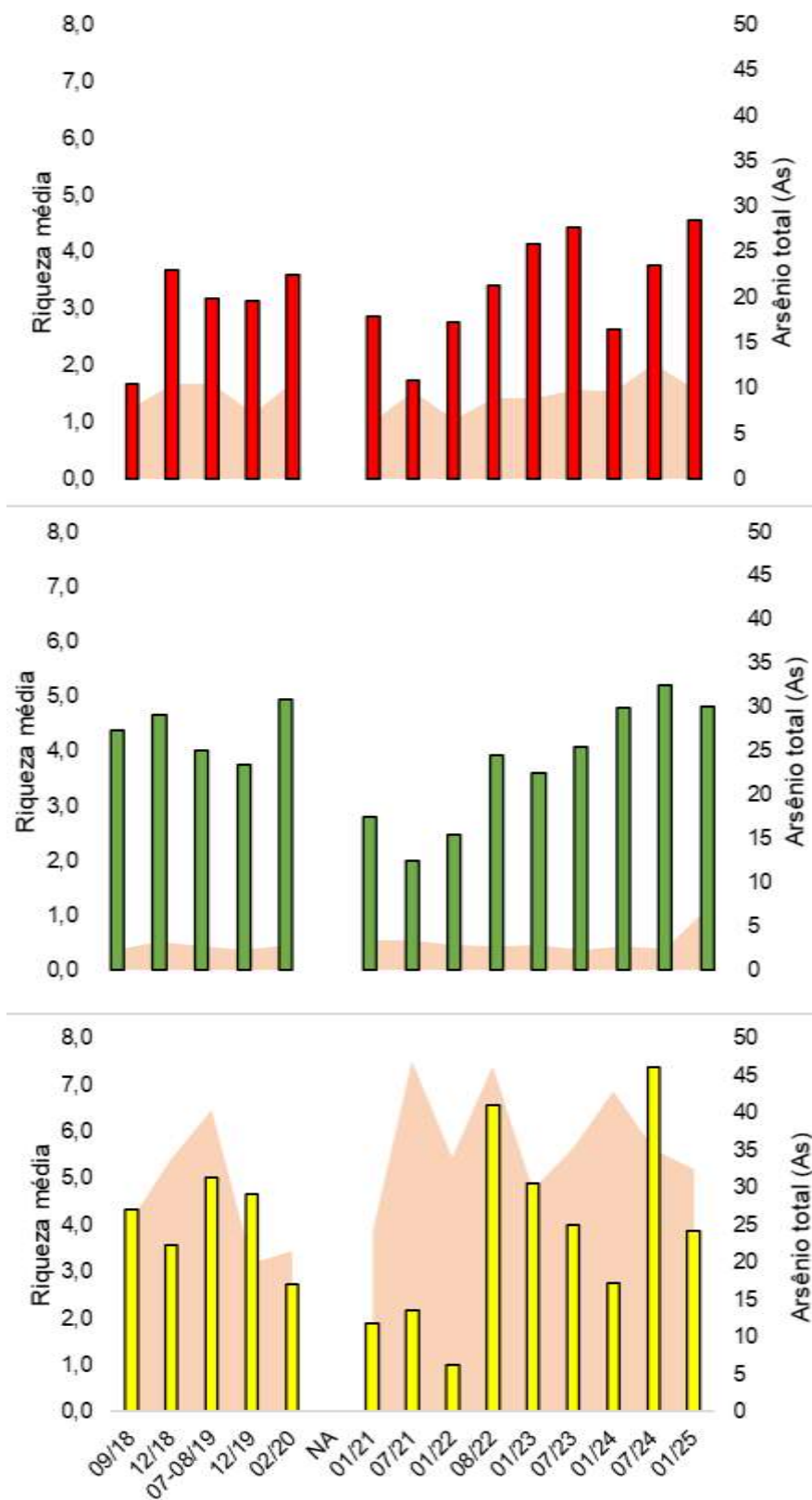
A densidade da macrofauna de praia emersa continua maior no Compartimento B', em praias apresentando características mais refletivas, contrariando a literatura mundial para padrões de distribuição de macrofauna bentônica (DEFEO *et al.*, 1992; HACKING, 1998; BRAZEIRO, 1999; MCLACHLAN & BROWN, 2006; MCLACHLAN *et al.*, 2013). A riqueza de espécies continua com menores valores no Compartimento C, assim como esse compartimento também apresenta os menores valores de densidade. Como já visto nos relatórios anteriores, as praias do Compartimento C possuem características mais dissipativas e é onde a deriva litorânea sentido norte favorece a deposição dos sedimentos provenientes do rio Doce (OLIVEIRA *et al.*, 2015; QUARESMA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2017), com retenção de diferentes elementos químicos (BRAHIM *et al.*, 2024). Dessa forma, a menor riqueza e densidade observada nesse compartimento sugere que essa área se mantém afetada pelo MLD trazidos pelo rio. De modo geral, desde a Campanha 8 (01/22), é possível observar um aumento gradual na densidade da macrofauna da praia emersa. Esse crescimento se tornou ainda mais evidente na última campanha (Campanha 14 - 01/25). Esse comportamento pode estar relacionado a uma tendência de melhora ao longo do tempo. No entanto, a riqueza e diversidade também varia significativamente, não sendo possível detectar uma tendência de estabilização ou melhora. Por outro lado, na antepraia, o Compartimento B' continua apresentando os menores valores de riqueza e diversidade de Shannon-Wiener (RT-44 FEST, 2023; RT- 46 FEST, 2024). No entanto, com a inclusão da campanha 01/25, a densidade de organismos deixou de se diferenciar significativamente entre os compartimentos. Esses resultados continuam indicando um efeito do aporte direto de sedimentos do rio Doce no compartimento B', seja por alterar a granulometria do local ou devido aos elementos químicos associados. Com a inclusão da campanha 01/25, a tendência temporal de aumento da diversidade (H') na antepraia, permanece, e, agora, também a densidade de organismos apresentou uma tendência de aumento.

Tabela 13: Resultados das ANOVAs realizadas com os grupos chave da macrofauna bentônica da praia emersa e da antepraia entre os compartimentos e campanhas amostradas durante todo o período de realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Tendência – resultado do teste post hoc para variáveis categóricas (compartimentos) ou tendência de variância para variáveis contínuas (Campanha). ns – não significativo ($p > 0,05$). NA – Não se aplica. F: é um valor que mostra se o modelo (ou parte dele) explica bem os dados. Quanto maior esse valor, maior a chance de o modelo ser bom. p: é a chance de o resultado ter acontecido por acaso. Se for menor que 0,05, geralmente significa que o efeito é estatisticamente significativo.

Variação espaço-temporal na densidade (ind/m ²) dos Grupos-chave									
Variáveis	Compartimento			Campanha			Compartimento x Campanha		
	F	p	tendência	F	p	tendência	F	p	tendência
<u>Praia emersa</u>									
Oligochaeta	25,12	0.00	B' > A, C		ns			ns	
<i>S. pussicus</i>	42,52	0.00	B' > C > A	6,3	0,01	Oscila		ns	
<i>H. cf. variodentata</i>	54,09	0.00	B' > C > A		ns			ns	
<i>E. braziliensis</i>		ns			ns			ns	
Amphipoda	5,1	0.00	A > B, C		ns			ns	
<u>Antepraia</u>									
Spionidae		ns		204,43	0,02	Oscila		ns	

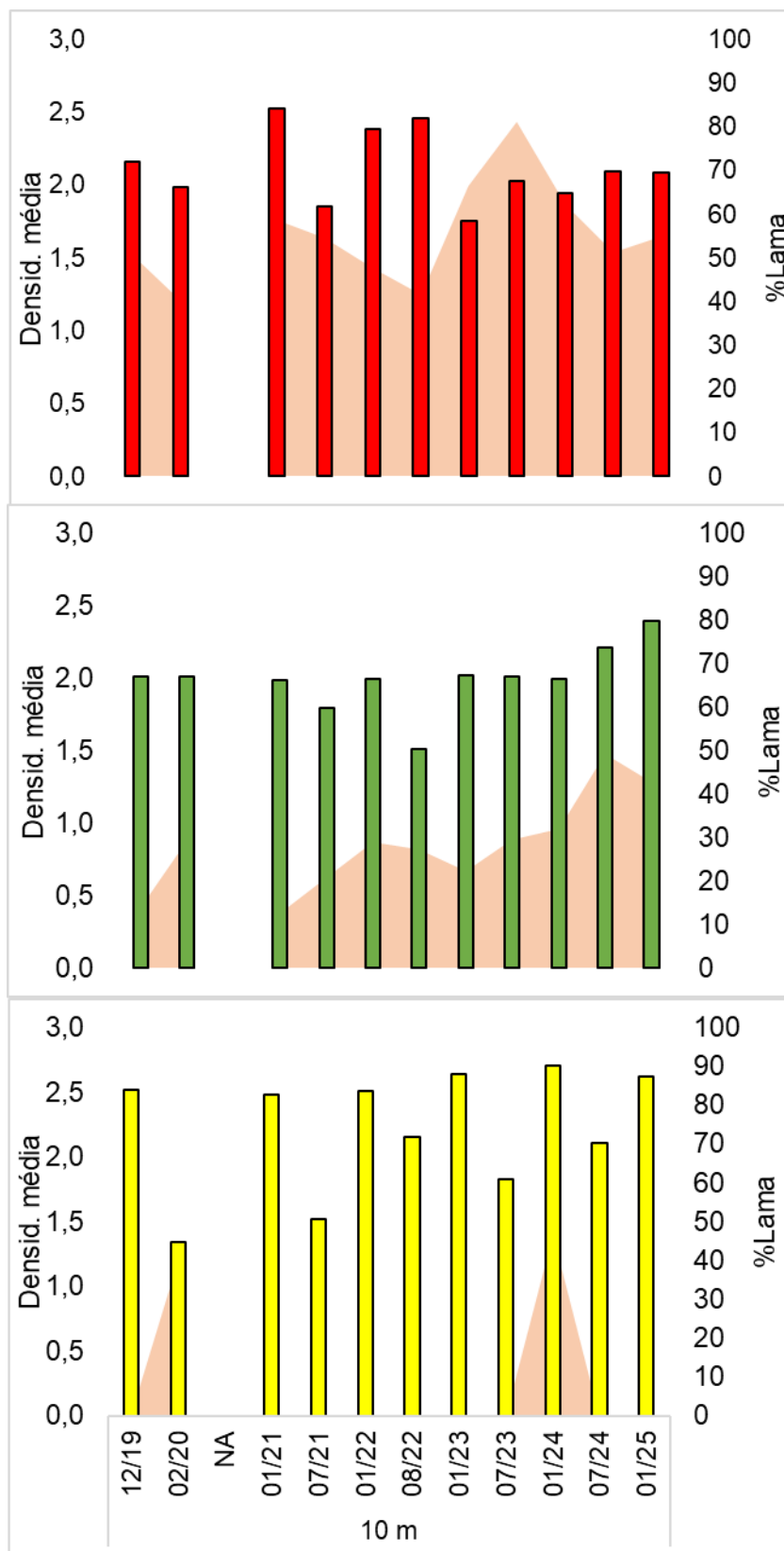
Os grupos chaves, Oligochaeta, *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata*, continuam apresentando suas maiores densidades no Compartimento B' do que nos demais. Como já ressaltado, as duas últimas espécies têm preferência por sedimentos com areia grossa (VILLORA-MORENO, 1997; DI DOMENICO, 2012), característica presente nesse compartimento, enquanto a alta abundância de oligoquetas, principalmente, na praia de Povoação (N1), possivelmente é decorrente do enriquecimento orgânico e/ou da entrada de larvas trazidas pelo rio Doce (SILVA, 2024). Já o crustáceo Amphipoda segue apresentando maiores densidades no Compartimento A, região onde a complexidade estrutural do ambiente favorece a presença desse grupo, fornecendo abrigo e alimento. O fato dos anfípodos serem considerados bons indicadores (VELOSO *et al.*, 2009; DEFEO *et al.*, 2009) e conhecidos por serem sensíveis a poluentes no sedimento (RÉ *et al.*, 2009; DE-LA-OSSA-CARRETERO *et al.*, 2012) reforçam que as praias emersas do Compartimento A não estão afetadas pelo MLD. Essa variação, apenas entre os compartimentos, tem se mantido constante ao longo do monitoramento (RT-46 FEST, 2024, RT-49 FEST, 2025). Com a inclusão da campanha chuvosa 01/25, a densidade de *E. braziliensis* deixa de variar significativamente com o tempo, já o *S. pussicus* permanece com o padrão anteriormente observado e sem uma clara tendência de aumento ou redução, indicando uma variação populacional desses organismos nesta região. A densidade de poliquetas da família Spionidae passa a variar de forma significativa com o tempo, mas sem apresentar tendência de aumento ou de redução.

Figura 12: Riqueza média da macrofauna bentônica da praia emersa em relação negativa com a concentração de Arsênio (As) (mg/kg) durante todo o período de monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Barras amarelas: Compartimento A, Barras verdes: Compartimento B', Barras vermelhas: Compartimento C. Barras representam a densidade média da macrofauna bentônica; área sombreada distribuição Arsênio (As) (mg/kg); NA – não amostrado devido à pandemia de COVID-19.



As praias do Compartimento C 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). A relação do aumento da riqueza com o aumento da concentração de As no Compartimento C, que vem sendo observado desde a Campanha 01/24, indica que alguns táxons estão se favorecendo desse elemento no compartimento. No Compartimento A, a alta concentração de arsênio (As) e de outros elementos químicos no sedimento ocorrem naturalmente, associadas ao CaCO_3 (SOUZA *et al.*, 2022). Demais relações podem ser observadas no Quadro 4.

Figura 13: Densidade média (Log X +1) da macrofauna bentônica na antepiraia em relação à distribuição de lama durante todo o período de monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Barras amarelas: Compartimento A, Barras verdes: Compartimento B', Barras vermelhas: Compartimento C. Barras representam a densidade média da macrofauna bentônica; área sombreada distribuição de lama (%); NA – não amostrado devido à pandemia de COVID-19.



Apesar das maiores porcentagens de lama no Compartimento C, a fauna desse local não apresentou relação significativa com essa Quadro 4, assim como já relatado no RT-46 FEST (2024), RT-49 FEST (2025), padrão que vem se mantendo. Por outro lado, a densidade permanece sendo afetada com o aumento da lama no Compartimento B', padrão já relatado no RT-49 FEST (2025). No entanto, a riqueza taxonômica da macrofauna deixa de apresentar relação significativa negativa com o aumento do teor de lama (Tabela 12) indicando instabilidade da macrofauna nesta região. Silva (2024), em sua dissertação realizada na mesma área de estudo, concluiu que o aporte do sedimento lamoso, aliado aos contaminantes químicos, causa uma modificação na estrutura da fauna bentônica.

Quadro 4: Resultados das ANCOVAs (análises de covariância) realizadas com os parâmetros da macrofauna bentônica (Densidade média (N), Riqueza taxonômica (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Pielou (J), que apresentaram variações significativas entre os compartimentos (Tabela 12), em relação à porcentagem de lama, assim como à concentração elementar de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb da praia emersa e antepraia amostrados durante toda a realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Marcações coloridas indicam resultados significativos: em azul: relação positiva; em vermelho: relação negativa.

Integração do indicador Macrofauna com lama (%) e concentrações elementar																		
Variáveis	Praia emersa									Antepraia								
	Compart. A			Compart. B'			Compart. C			Compart. A			Compart. B'			Compart. C		
	N	S	J	N	S	J	N	S	J	N	S	H'	N	S	H'	N	S	H'
%Lama																		
Arsênio (As)																		
Alumínio (Al)																		
Bário (Ba)																		
Ferro (Fe)																		
Manganês (Mn)																		
Níquel (Ni)																		
Chumbo (Pb)																		

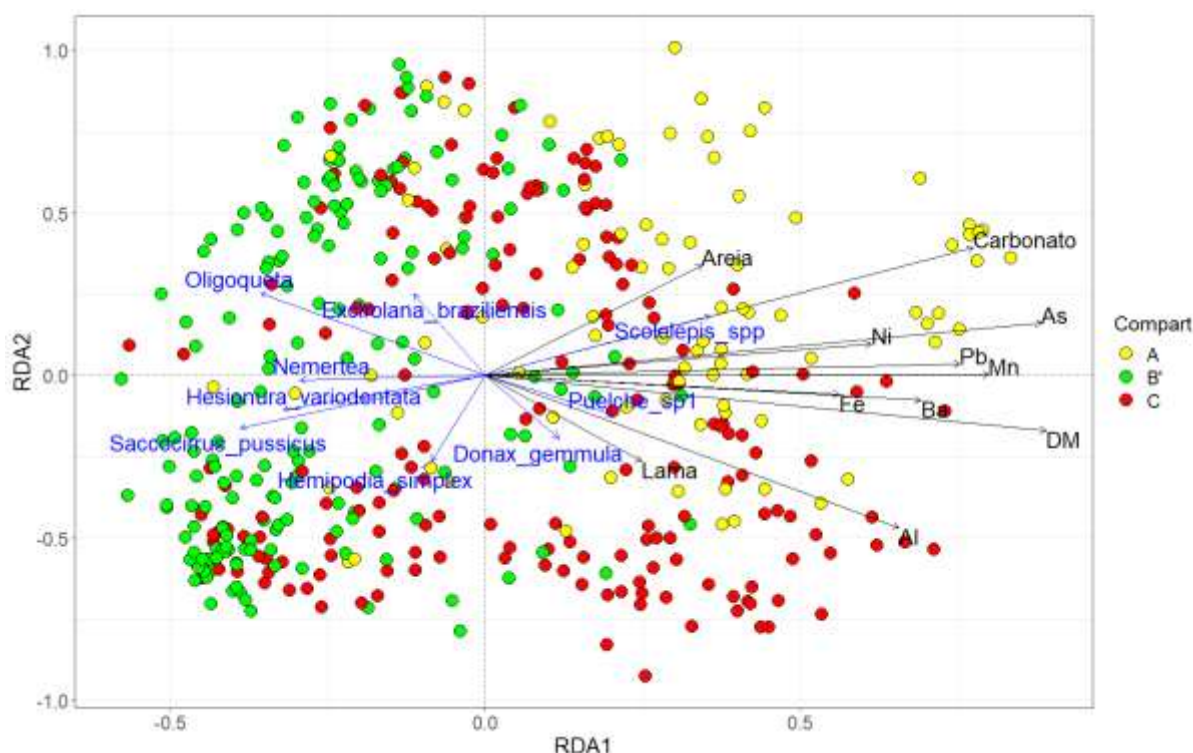
Para a praia emersa, mesmo com a inclusão da campanha 01/25, a densidade da macrofauna mantém a relação marginalmente significativa ($p = 0,09$) com a variável lama, indicando um possível efeito que merece atenção. Já na antepraia, para o compartimento B', com a exclusão da isóbata de 5m do escopo, a relação negativa da riqueza com a lama passa a ser marginalmente significativa ($p=0,06$), no entanto, mantendo a tendência de redução nos valores da riqueza. Ainda assim, a lama permanece afetando negativamente a densidade, assim como o aumento do Ba afeta negativamente a diversidade de Shannon-Wiener. No Compartimento C, o Al que antes afetava negativamente os parâmetros de riqueza, densidade e diversidade, deixa de apresentar significância. Essa melhora das respostas da macrofauna na antepraia indica que a macrofauna da isóbata de 10m é menos sensível aos poluentes, o que possivelmente parece ter relação com a composição dos organismos no local. Mesmo assim, as poucas respostas negativas registradas, ainda demonstra sensibilidade da macrofauna aos elevados teores de lama e elementos químicos associados, como relatado por Silva (2024). Os resultados significativos reportados para o Compartimento A, tanto de praia emersa quanto de antepraia, podem não ser consequência do MLD, uma vez que, nesse local, altas concentrações de diferentes elementos químicos presentes no sedimento são associadas à presença de CaCO_3 que é abundante no compartimento (SOUZA *et al.*, 2022).

Quadro 5: Resultados das ANCOVAs realizadas com a densidade (ind/m²) dos grupos chaves da macrofauna bentônica, que apresentaram variações significativas entre os compartimentos (Tabela 13), em relação à porcentagem de lama, assim como à concentração elementar de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb da praia emersa amostrados durante toda a realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Marcações coloridas indicam resultados significativos: em azul: relação positiva; em vermelho: relação negativa.

Integração do indicador Macrofauna com os %Lama e concentrações elementares												
Variáveis	Oligochaeta			S. pussicus			H. variodontata			Amphipoda		
	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C
%Lama												
Arsênio (As)												
Alumínio (Al)												
Bário (Ba)												
Ferro (Fe)												
Manganês (Mn)												
Níquel (Ni)												
Chumbo (Pb)												

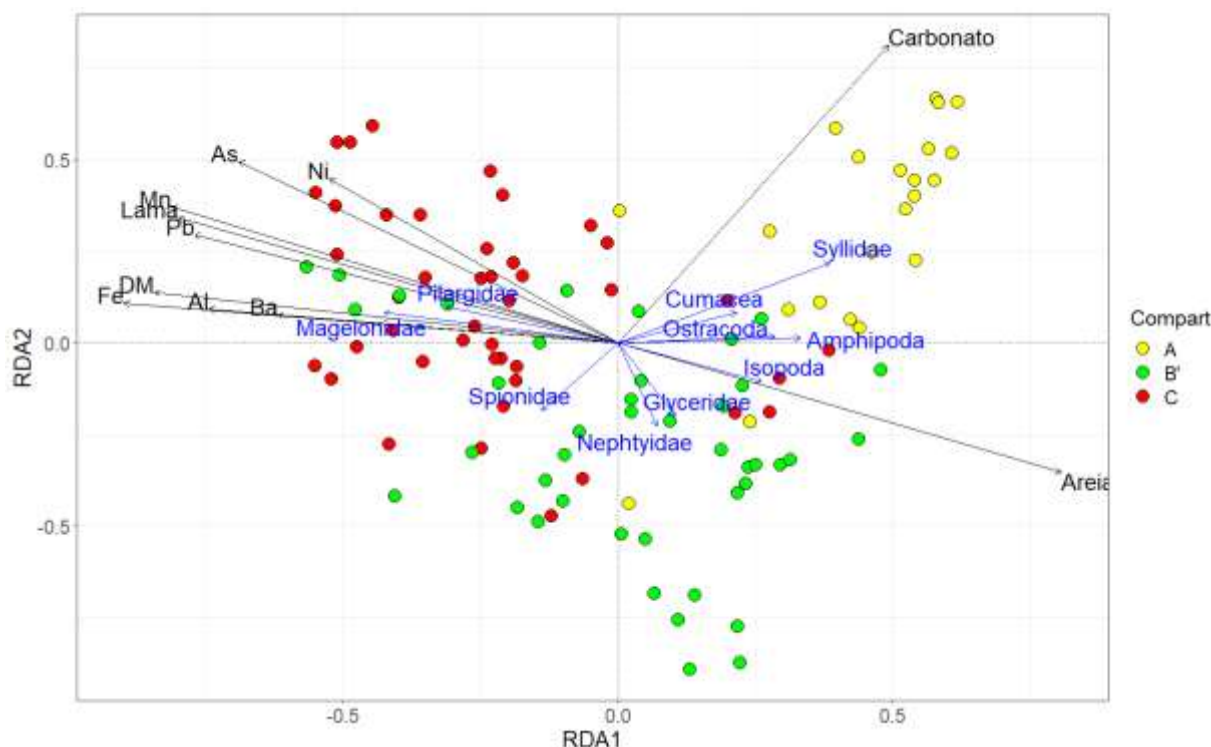
Na praia emersa, os grupos-chave Oligochaeta, *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodontata* permanecem com suas maiores densidades no Compartimento B', onde ocorrem as menores porcentagens de lama e de elementos químicos no sedimento. Como já é de conhecimento, o Compartimento C vem retendo os elementos químicos provenientes do rio Doce (BRAHIM *et al.*, 2024). Com isso, as relações negativas observadas nesse compartimento indicam o efeito negativo do MLD, causando a redução da densidade da maioria dos grupos-chave macrofaunais. Oligochaeta teve sua densidade reduzida no compartimento C, por conta do aumento de As, o crustáceo Amphipoda por Fe e, com a inclusão da campanha chuvosa 01/25, a lama também passa a afetar negativamente a densidade deste organismo, reforçando os efeitos direto neste compartimento. Já o poliqueta *H. variodontata* foi afetado negativamente por Mn em todos os compartimentos. 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. 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.

Figura 14: Análise de redundância (RDA) da estrutura da macrofauna bentônica na praia emersa entre os compartimentos, ao longo do monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025), em relação à porcentagem de lama, areia e carbonato, ao diâmetro médio (DM) dos grãos e às concentrações elementares de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb.



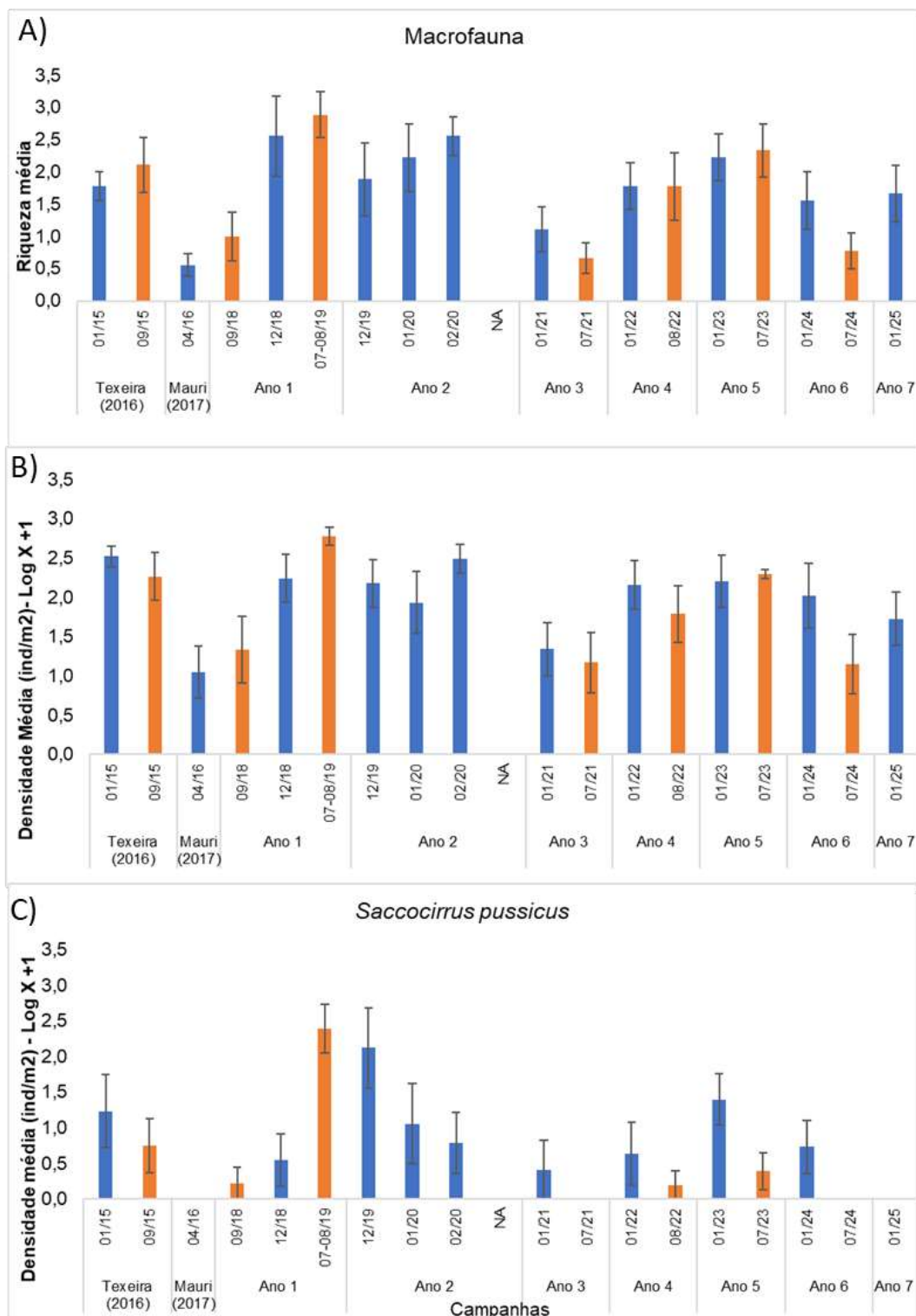
O RDA evidenciou uma separação da estrutura (abundância e composição) da fauna entre os Compartimentos A e C em relação ao B' (Tabela 14). A análise foi estatisticamente significativa ($p = 0,001$), indicando que as variáveis físico-químicas influenciam a composição da fauna. Sendo que as variáveis que contribuem para a variação significativa foram as concentrações elementares de Al, As, Mn, teor de areia e carbonato e diâmetro médio do grão. O Compartimento A apresentou maior contribuição de carbonato e observa-se uma estreita associação do aumento do teor de carbonato com a abundância do poliqueta *Scolecipis* sp. Para o compartimento B', observa-se maior abundância dos poliquetas *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura variodentata* e do crustáceo *Excirolana braziliensis*, táxons comumente encontrados em sedimentos grossos (DOMENICO *et al.*, 2008; DEFEO & MCLACLAN, 2011), característica presente nesse Compartimento. Além desses táxons também foi registrado maior abundância de oligoquetas, o que pode estar relacionado ao enriquecimento orgânico e/ou da entrada de larvas trazidas pelo rio Doce (SILVA, 2024). As maiores concentrações elementares foram observadas nos Compartimentos A e C, os quais apresentam sedimentos mais finos, que favorecem a retenção de elementos químicos (RAMIREZ *et al.*, 2005; BRAHIM *et al.*, 2024). Além disso, a abundância de *Puelche* sp. esteve positivamente associada às concentrações de Al, sugerindo uma tolerância desse táxon em relação a esse elemento.

Figura 15: Análise de redundância (RDA) da estrutura da macrofauna bentônica na antepraia entre os compartimentos, ao longo do monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025), em relação à porcentagem de lama, areia e carbonato, ao diâmetro médio (DM) dos grãos e às concentrações elementares de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb.



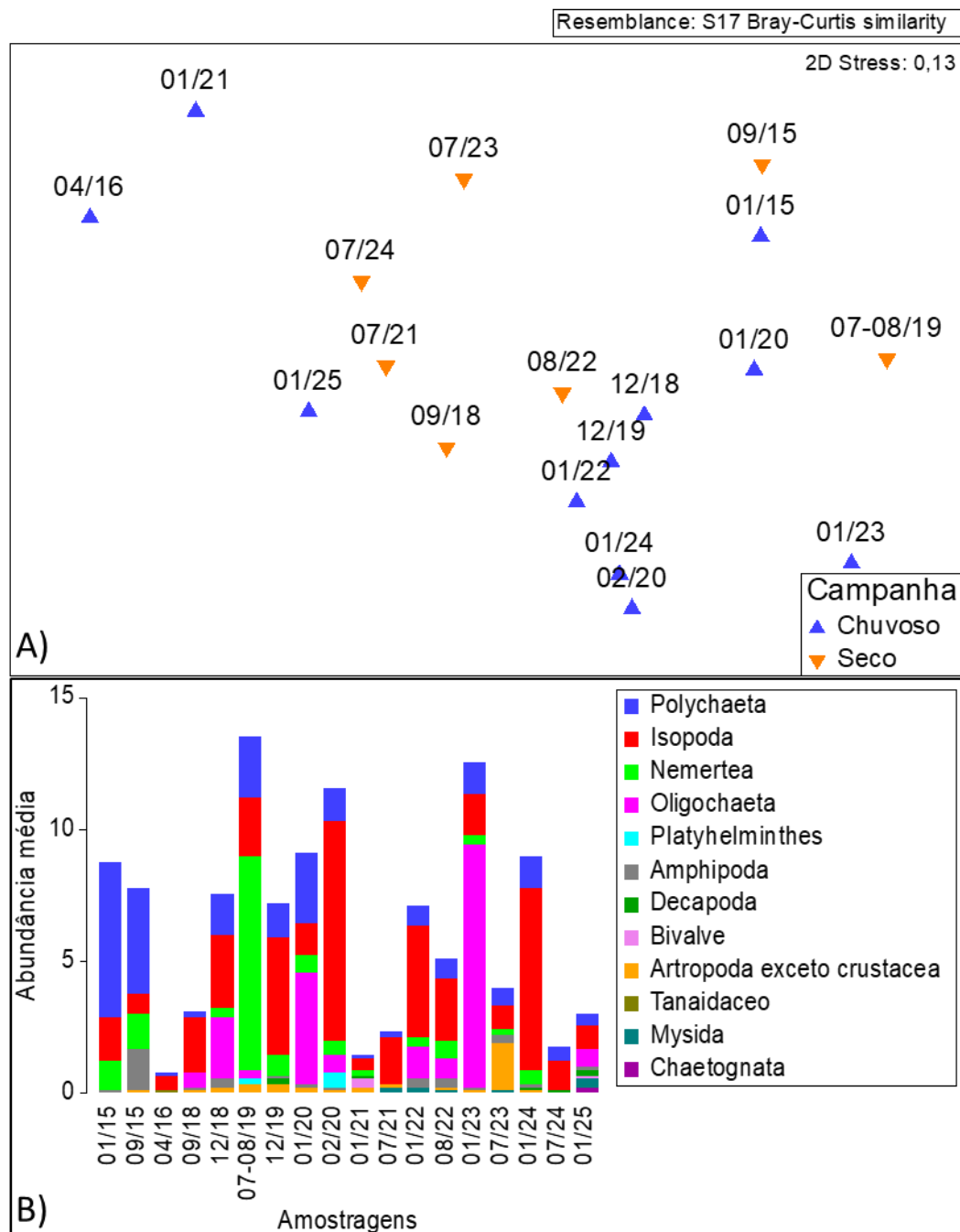
Assim como na praia emersa, a RDA evidenciou uma separação da estrutura (abundância e composição) da macrofauna separando os três Compartimentos (Figura 15). A análise foi estatisticamente significativa ($p = 0,001$), confirmando a influência das variáveis físico-químicas na variação na composição da macrofauna. As variáveis que contribuem para essa variação são As, Al, Fe, Mn, Ni, teor de lama, carbonato e diâmetro médio do grão. O Compartimento A apresentou maior contribuição de carbonato, assim como observado na praia emersa, e maiores abundância de poliquetas da família Syllidae e dos crustáceos Ostracoda e Cumacea, táxons conhecidos por sua sensibilidade a distúrbios (GIANGRANDE *et al.*, 2005; DE-LA-OSSA-CARRETERO *et al.*, 2012; STĘPIEŃ *et al.*, 2021; SANTOS LIMA *et al.*, 2021). Os Amphipoda estão na divisão entre as amostras dos compartimentos A e B'. Esse último, com amostras associadas aos maiores teores de areia, influenciando também, a abundância do crustáceo Isopoda. Nesse mesmo Compartimento, foi registrada um aumento na abundância das famílias de poliqueta Nephtyidae, Glyceridae e Spionidae. O Compartimento C, por sua vez, foi influenciado por maiores concentrações elementares e teor de lama. E observa-se as maiores abundâncias de poliqueta das famílias Pilargidae e Magelonidae, já conhecidos na literatura por serem abundantes em áreas com concentrações de metais e em ambientes lamosos, devido a seu hábito de vida e alimentação (HERRINGSHAW *et al.*, 2010; KUZMANOVIC *et al.*, 2017; MOSBAHI *et al.*, 2019).

Figura 16: Parâmetros ecológicos da macrofauna de Degredo (N2). A) Riqueza taxonômica; B) Densidade média (Log X +1) e; C) densidade do grupo chave *Saccocirrus pussicus*. Dados do pré-Rompimento referem-se aos dados pretéritos (jan/2015 e set/2015) retirados da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (abr/2016) referem-se aos dados pretéritos retirados do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Campanha jan/2020 realizada durante a cheia do rio Doce; Campanha emergencial 02/2020 realizada pós cheia do rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA – não amostrado devido à pandemia de Covid-19.



Apesar das oscilações temporais recorrentes nos parâmetros da macrofauna de Degredo, as últimas campanhas do Ano 4 e do Ano 5 vinham demonstrando um aumento dos valores de densidade e riqueza, se aproximando dos valores registrados no período pré-Rompimento. Com a inclusão das campanhas das campanhas Ano 6 os valores voltaram a reduzir e, agora, com a inclusão da campanha chuvosa do ano 7, ambos os parâmetros apresentaram uma leve recuperação nos valores. Após dez anos da chegada do MLD na região costeira e oito anos de monitoramento, com os resultados observados, podemos levantar a possibilidade das variações temporais observadas nos parâmetros ecológicos da macrofauna de Degredo possam ocorrer de forma natural, o que pode ser confirmada com a manutenção do monitoramento do local. Ao analisar os grupos-chave separadamente, é possível ver variações distintas dependendo do táxon. Na Figura 16c podemos observar a variação temporal da densidade média do poliqueta *Saccocirrus pussicus*, estando inclusive ausente em algumas campanhas do período seco, como 04/16, 07/21 e 07/24 e, pela primeira vez, a espécie agora também esteve ausente no período chuvoso 01/25, o que descarta a possibilidade de ser um padrão. A instabilidade na ocorrência de *S. pussicus* evidência não apenas a fragilidade do ecossistema monitorado, mas também ressalta a importância de um monitoramento contínuo e de longo prazo, que permita a identificação de mudanças sutis na biodiversidade antes que ocorram perdas ecológicas irreversíveis.

Figura 17: A) Análise de ordenação da estrutura da macrofauna bentônica de Degredo (N2) entre as campanhas; B) Repartição da abundância de grupos macrofaunais. Ambos durante todo o monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025) e dados pretéritos (jan/2015 e set/ 2015). Dados pretéritos retirados da dissertação de Teixeira (2016). Dados abr/2016 retirados de Mauri (2017).



A) A análise de ordenação nMDS da estação amostral Degredo mostra um agrupamento das campanhas pré-Rompimento (01/15 e 09/15) e bem distante da campanha 04/16 (pós-Rompimento). A Análise ANOSIM comprova esse resultado (Tabela 15), mostrando que a campanha realizada em 2016, poucos meses após a chegada do MLD, apresentou a estrutura da macrofauna bem dissimilar às campanhas realizadas antes do Rompimento. No entanto, ao longo do monitoramento do PMBA, algumas campanhas mostraram similaridades da estrutura da fauna com o período pré-Rompimento.

Com a inclusão da campanha chuvosa 01/25, não foi registrada variação significativa entre os períodos seco e chuvoso ($R_{\text{global}} = 0,01$; $p = 0,298$), mantendo-se o padrão já relatado nos relatórios RT-46 FEST (2024) e RT-49 FEST (2025). Além disso, a estrutura da macrofauna observada na campanha 01/25 difere daquela registrada nas amostragens anteriores à chegada do MLD à praia (como em 01/15 e 09/15), e se assemelha mais à registrada na campanha 04/16, realizada logo após o rompimento da barragem. Esse resultado reforça que a alteração na estrutura da comunidade bentônica permanece, indicando que o ecossistema da praia estudada ainda não retornou à condição pré-impacto. **B)** Na repartição de abundância é possível observar o resultado do SIMPER, onde logo após o Rompimento (04/16) ocorreram reduções das abundâncias ou desaparecimento de táxons da macrofauna. A partir daí, fica claro a troca de dominância de organismos, onde, nas campanhas pré-Rompimento, havia uma dominância dos poliquetas, que foram drasticamente reduzidos nas campanhas seguintes à chegada da lama e, até o momento, não mostrou recuperação. Após o Rompimento, os isópodes e, eventualmente, os oligoquetas, têm dominado a macrofauna no local. A inclusão da campanha 01/25 apresenta uma sutil melhora em comparação à 07/24, no entanto, *Nemertea* que é um táxon que ocorria antes da chegada do MLD e vinha ocorrendo ao longo do monitoramento, deixa de ser registrado, reforçando a ideia de perda da diversidade e empobrecimento da comunidade.

Tabela 14: Resultado da análise de similaridade ANOSIM da Macrofauna da estação amostral N2-Degredo entre as campanhas de todo o período do monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jul/2024) em comparação com dados pretéritos. Dados do pré-Rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/2015 e 09/2015) retirados da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/2016) referem-se aos dados pretéritos retirados do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Resultados significativos ($p < 0,05$) foram evidenciados em negrito.

Campanhas	N2 – Degredo			
	Fator	R	p	Dissi. Média
Teixeira (2016)	01/15 x 09/15	-0,042	0,65	77,1
Teixeira (2016) x Mauri (2017)	01/15 x 04/16	0,11	0,05	89,9
	09/15 x 04/16	0,158	0,03	94,5
Teixeira (2016) x PMBA/FEST-UFES	01/15, 01/25	0,195	0,007	93,59
	09/15, 01/25	0,18	0,009	98,85
Mauri (2017) x PMBA/FEST-UFES	04/16, 01/25	0,086	0,082	97,5

Os dados apresentados nessa tabela foram interpretados em conjunto com as demais análises multivariadas, incluindo todas as campanhas amostrais, e comentados na legenda estendida da Figura 17.

3.3.2 Parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica

Tabela 15: Resultados das ANOVAs (Análises de variância) realizadas com os parâmetros da diversidade da meiofauna bentônica (Densidade média (N), riqueza taxonômica (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J) e diversidade beta (β)) para praia emersa e antepraia entre os compartimentos e campanhas durante todo o período de realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Tendência – resultado do teste post hoc para variáveis categóricas (compartimentos) ou tendência de variância para variáveis contínuas (Campanha). “-” diminui com o tempo; “+” aumenta com o tempo. “oscila” com o tempo. ns – não significativo ($p > 0,05$). NA – Não se aplica. F: é um valor que mostra se o modelo (ou parte dele) explica bem os dados. Quanto maior esse valor, maior a chance de o modelo ser bom. p: é a chance de o resultado ter acontecido por acaso. Se for menor que 0,05, geralmente significa que o efeito é estatisticamente significativo.

Variáveis	N			S			H'			J			β		
	F	p	tendência	F	p	Tendência	F	p	Tendência	F	p	tendência	F	p	tendência
<u>Praia emersa</u>															
Compartimento	16,12	0	A, C > B'	9,53	0,00	A, B' > C	95,21	0	B' > A > C	81,69	0	B' > C, A		ns	
Campanha	13,32	0	Oscila		ns			ns			ns			ns	
Compartimento x Campanha		ns			ns			ns			ns			NA	
<u>Antepraia</u>															
Compartimento		ns		11,28	0	A > B', C	89,88	0	A > B', C	20,78	0,00	A > B', C	6,34	0,00	C > A
Campanha	46,42	0,00	+	5,41	0,02	+		ns		22,75	0,00	-		ns	
Compartimento x Campanha		ns			ns			ns			ns			ns	

Para a praia emersa, os Compartimentos A e C continuam apresentando as maiores densidades significativas da meiofauna (RT-44 FEST, 2023; RT-46 FEST, 2024; RT-49 FEST, 2025) e o Compartimento C continua com os menores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou (RT-46 FEST, 2024; RT-49 FEST, 2025), resultados que vem se mantendo ao longo do monitoramento. Esse resultado do Compartimento C indica que há dominância de poucos táxons, possivelmente tolerantes e/ou oportunistas, justamente no compartimento onde é depositado o MLD provenientes do rio Doce (OLIVEIRA *et al.*, 2015; BRAHIM *et al.*, 2024). A oscilação temporal na densidade de organismos continua significativa, o que aponta que a variação da densidade de organismos dominantes (possíveis tolerantes/oportunistas) em algumas campanhas está interferindo nesse resultado.

Na antepraia, os Compartimentos B' e C permanecem com os menores valores significativos de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou (RT-49 FEST, 2025). Da mesma forma que ocorre com a praia emersa, os menores valores desses parâmetros citados indicam um desequilíbrio na distribuição do número de organismos pelos poucos táxons presentes, que pode ser uma resposta ao MLD que estão depositados nesses locais. Além disso, o maior valor de diversidade beta total no Compartimento C significa que há uma composição da meiofauna mais heterogênea no local, que pode ser consequência da distribuição em manchas que ocorre com os organismos bentônicos (GIERE, 2009). No entanto, é necessária muita cautela na interpretação, pois a análise de diversidade beta com os dados desse estudo não tem se mostrado como um recurso relevante para tomada de decisão, possivelmente devido as particularidades da comunidade bentônica e à baixa amostragem, que é insuficiente para obter respostas de forma adequada. Sobre a variação temporal, a riqueza e densidade da meiofauna continuam apresentando uma tendência de aumento ao longo do tempo, padrão já evidenciado em RT-44 FEST (2023b), RT-46 FEST (2024) e RT-49 FEST (2025). Com a inclusão da campanha 01/2025, permanece a tendência de redução da equitabilidade, assim como relatado no RT-49 FEST (2025), no entanto, esta tendência deixa de ser significativa para a diversidade beta. Possivelmente, o aumento da densidade de animais oportunistas e tolerantes se espalhando na área de estudo de forma mais uniforme esteja promovendo a redução neste parâmetro.

Tabela 16: Resultados das ANOVAs realizadas com os grupos chave da meiofauna bentônica da praia emersa e da antepraia entre os compartimentos e campanhas amostradas durante todo o período de realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). "+" aumenta com o tempo. Ns – não significativo. Tendência – resultado do teste post hoc para variáveis categóricas (compartimentos) ou tendência de variância para variáveis contínuas (Campanha). "oscila" com o tempo. Ns – não significativo ($p > 0,05$). F: é um valor que mostra se o modelo (ou parte dele) explica bem os dados. Quanto maior esse valor, maior a chance de o modelo ser bom. p: é a chance de o resultado ter acontecido por acaso. Se for menor que 0,05, geralmente significa que o efeito é estatisticamente significativo.

Densidade média (ind/10cm ²) de Grupos Chave						
Variáveis	Nematoda			Copepoda		
	F	p	tendência	F	p	tendência
<u>Praia emersa</u>						
Compartimento	50,56	0	A, C > B'		ns	
Campanha	12,1	0	Oscila		ns	
Compartimento x Campanha		ns			ns	
<u>Antepraia</u>						
Compartimento	3,17	0,04	B, C > A	41,29	0	A > B', C
Campanha	40,02	0	+	8,83	0	Oscila
Compartimento x Campanha		ns		3,64	0,02	

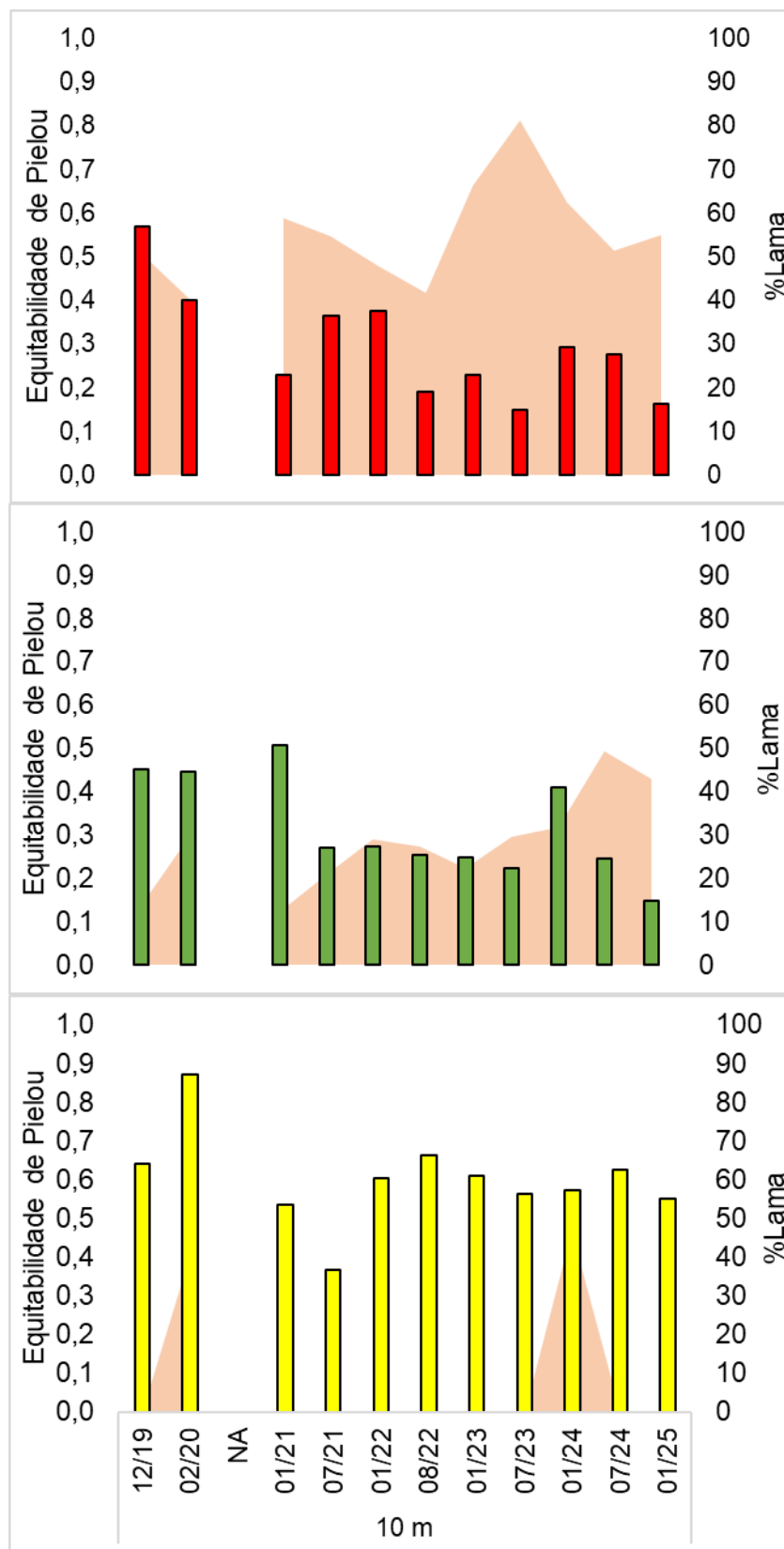
Com a inclusão da campanha chuvosa de 01/25, Nematoda continua apresentando maiores densidades nos Compartimentos A e C para a praia emersa. Em ambos os compartimentos, as praias são caracterizadas por serem dissipativas a intermediárias, com a granulometria do sedimento mais fina do que em B' e, por isso, tem condições mais adequadas a uma maior abundância de Nematoda. Associado a isso, para o Compartimento C, onde tem maior retenção do MLD provenientes da descarga do rio Doce (BRAHIM *et al.*, 2024), a maior abundância de Nematoda possivelmente é devida a característica oportunista de muitas espécies, visto que esses organismos são conhecidos por serem muito tolerantes a diversos poluentes orgânicos e inorgânicos e outros distúrbios ambientais (THIERMANN *et al.*, 2000, WILSON & KAKOULI-DUARTE 2009, LOSI *et al.*, 2013, LOSI *et al.*, 2021). No Compartimento A, as altas concentrações de elementos químicos presentes são associadas à presença de CaCO_3 que é abundante no local (SOUZA *et al.*, 2022). Dessa forma, a alta densidade de Nematoda nesse compartimento não parece ter implicação com o MLD. Para a antepraia, Copepoda permanece com maiores densidades no compartimento A. Por outro lado, as menores densidades de Copepoda nos Compartimentos B' e C podem ter relação com a sensibilidade desses organismos para 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). Quanto às variações temporais, ao longo do estudo e com a inclusão da campanha chuvosa 01/25, a oscilação na densidade de Nematoda permanece, no entanto, a tendência de aumento da densidade de Copepoda na praia emersa deixa de ocorrer. O padrão se mantém para a antepraia, onde a densidade do crustáceo Copepoda tem oscilação significativa ao longo das campanhas, enquanto Nematoda apresenta tendência de aumento ao longo do tempo.

Figura 18: Equitabilidade de Pielou (J) da Meiofauna da praia emersa em relação significativa negativa à presença de Ferro (Fe) (mg/kg) durante todo o período de monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Barras amarelas: Compartimento A, Barras verdes: Compartimento B', Barras vermelhas: Compartimento C. Barras representam a diversidade de Shannon da meiofauna bentônica; área sombreada distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) (%). NA – não amostrado devido à pandemia de COVID/19.



A redução na concentração de ferro registrada na última campanha reflete no ligeiro aumento do valor da equitabilidade. No compartimento C, também são observados os menores valores de riqueza taxonômica e diversidade de Shannon-Wiener, o que evidencia que, apesar da alta densidade de organismos, a distribuição é desigual, com alguns poucos táxons dominando sobre os outros. Essa dominância provavelmente é consequência da elevada densidade de Nematoda nesses locais, que pode incluir várias espécies com características tolerantes e oportunistas frente aos impactos ambientais.

Figura 19: Equitabilidade de Pielou (J) da Meiofauna bentônica da antepiraia em relação negativa significativa à distribuição de %Lama durante todo o período de monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Barras amarelas: Compartimento A, Barras verdes: Compartimento B', Barras vermelhas: Compartimento C. Barras representam a riqueza da meiofauna bentônica; área sombreada distribuição de porcentagem de lama NA – não amostrado devido à pandemia de COVID/19.



Com a inclusão das campanhas 01/25 e a exclusão da isóbata de 5m, as porcentagens de lama presentes na antepraia deixaram de afetar negativamente a riqueza taxonômica da meiofauna bentônica no Compartimento B', o que parece indicar que os táxons presentes na isóbata de 10m são mais tolerantes aos poluentes. No entanto, é possível notar na Figura 19 que, no momento que a lama aumenta na campanha 07/24, ocorre uma diminuição do valor da equitabilidade que permanece reduzindo em 01/25, sendo um dos valores mais baixos registrados ao longo do monitoramento. Isso indicando que a comunidade está dominada por poucos táxons, com distribuição desigual de abundâncias.

Quadro 6: Resultados das ANCOVAs (análises de covariância) realizadas com os parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica (Densidade média (N), riqueza taxonômica (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J)), que apresentaram variações significativas entre os compartimentos (ver Tabela 6) em relação à %Lama, assim como a concentração elementar de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb da praia emersa e antepraia amostrados durante toda a realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Marcações coloridas indicam resultados significativos: em azul – relação positiva; em vermelho – relação negativa.

Integração do indicador Meiofauna com %Lama e concentrações elementar																					
Variáveis	Praia emersa												Antepraia								
	Compart. A				Compart. B'				Compart. C				Compart. A			Compart. B'			Compart. C		
	N	S	H'	J	N	S	H'	J	N	S	H'	J	S	H'	J	S	H'	J	S	H'	J
%Lama																					
Arsênio (As)																					
Alumínio (Al)																					
Bário (Ba)																					
Ferro (Fe)																					
Manganês (Mn)																					
Níquel (Ni)																					
Chumbo (Pb)																					

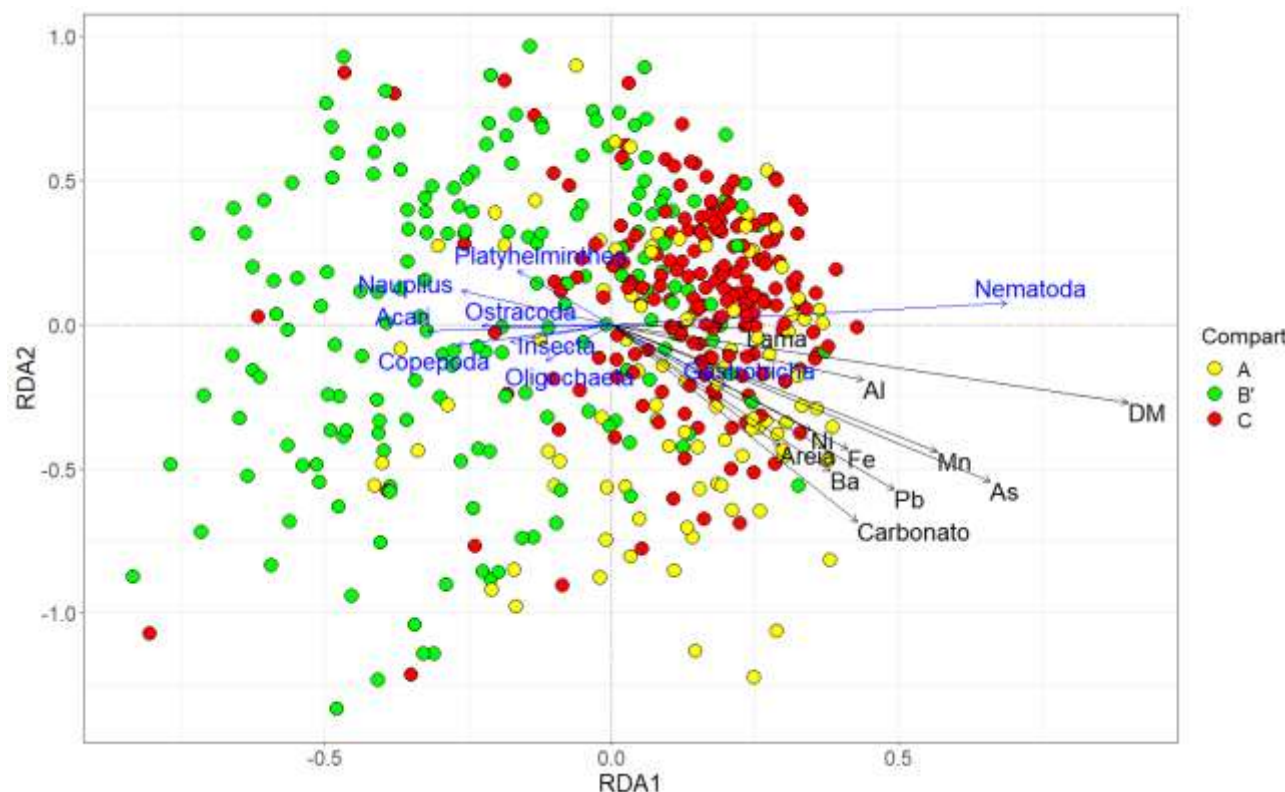
Para a praia emersa, com a inserção dos dados da campanha 01/25, resultados significativos permanecem. Os resultados indicam que a lama permanece afetando negativamente a meiofauna, junto com As, Al, Fe, Mn e Ni. Além disso, o As afeta de forma negativa a meiofauna dos compartimentos B' e C, este último também tem a meiofauna sendo afetada pelo Fe e Ni. Novamente, a meiofauna permanece se beneficiando com o aumento de alguns dos elementos químicos, o que provavelmente é uma resposta dos Nematoda tolerantes. Em relação a antepraia, a lama afeta negativamente a equitabilidade no Compartimento B', resultado que se manteve com a inclusão da campanha chuvosa 01/25. O As, por outro lado, deixa de causar efeitos negativos na meiofauna do Compartimento A, mas se mantem nos B' e C. O Al e Pb aparecem agora prejudicando as riquezas da meiofauna em B' e C, respectivamente. Por fim, as altas concentrações elementares de Ba, Mn e Ni continuam evidenciando relações significativas com a meiofauna do Compartimento A.

Quadro 7: Resultados das ANCOVAs realizadas com a densidade dos grupos chave da meiofauna bentônica (Nematoda e Copepoda) que apresentaram variações significativas entre os compartimentos em relação à porcentagem de lama, assim como a concentração elementar de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb da praia emersa e antepraia amostrados durante toda a realização do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Marcações coloridas indicam resultados significativos: em azul: relação positiva; em vermelho: relação negativa.

Integração do indicador Meiofauna com porcentagem de lama e concentrações elementar												
Variáveis	Praia emersa						Antepraia					
	Nematoda			Copepoda			Nematoda			Copepoda		
	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C	Compart. A	Compart. B'	Compart. C
%Lama												
Arsênio (As)												
Alumínio (Al)												
Bário (Ba)												
Ferro (Fe)												
Manganês (Mn)												
Níquel (Ni)												
Chumbo (Pb)												

No compartimento A da praia emersa, Nematoda continua apresentando redução da densidade com o aumento da lama, assim como a permanência do efeito negativo do Fe na densidade de Copepoda. O aumento das concentrações de As permanece favorecendo o aumento das densidades de Nematoda em todos os compartimentos e, também, de Copepoda no Compartimento C. Como já falado no relatório anterior, várias espécies de Nematoda são conhecidas por suas características tolerantes e oportunistas, mesmo em ambientes contaminados por metais (THIERMANN *et al.*, 2000, WILSON & KAKOULI-DUARTE, 2009, LOSI *et al.*, 2013, LOSI *et al.*, 2021). Para a antepraia, a lama permanece afetando apenas Nematoda do Compartimento B'. Porém, o aumento na concentração de diversos elementos químicos está causando efeitos negativos significativos em ambos os grupos em toda a área de estudo.

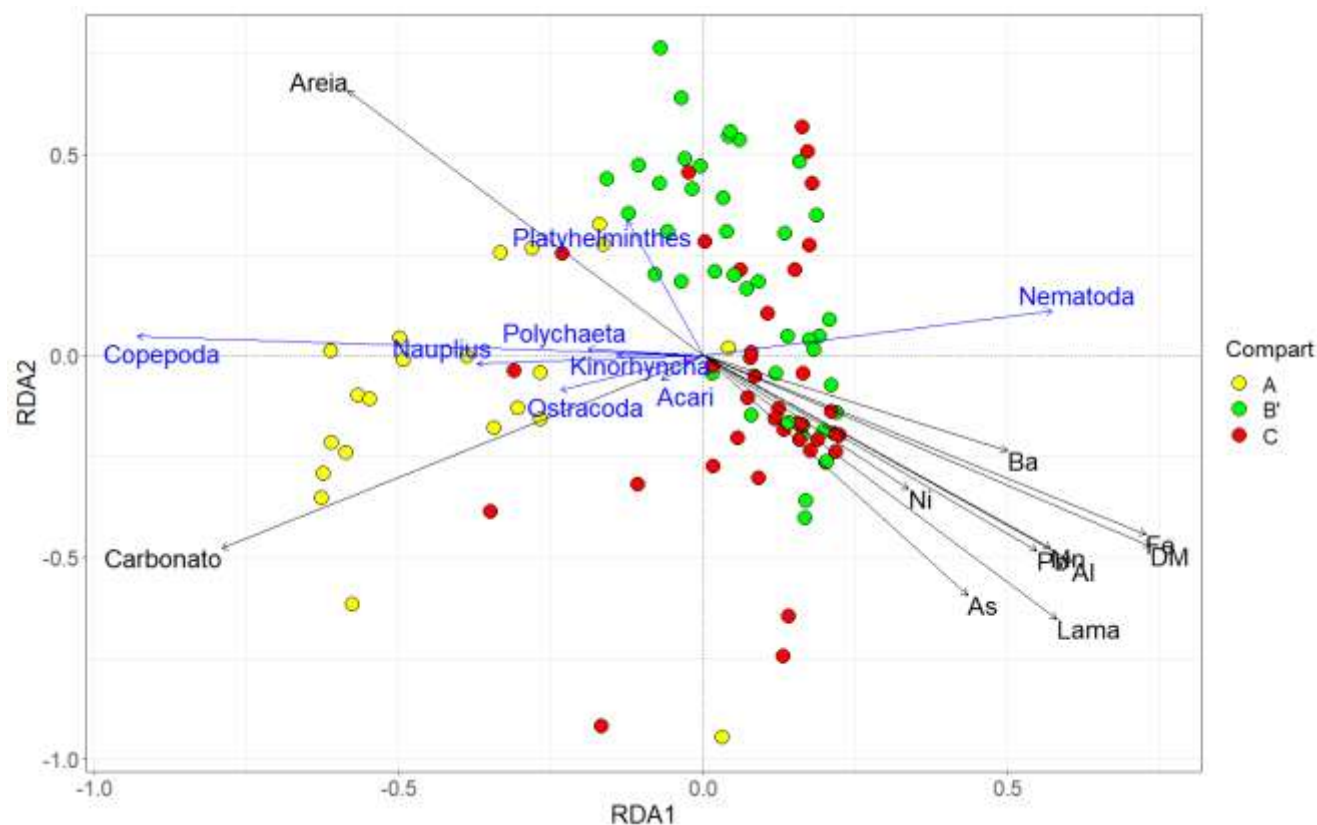
Figura 20: Análise de Redundância (RDA da estrutura da meiofauna bentônica na praia emersa entre os compartimentos, ao longo do monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025), em relação à porcentagem de lama, areia e carbonato, ao diâmetro médio (DM) dos grãos e às concentrações elementares de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb.



O RDA evidenciou uma clara separação da estrutura (abundância e composição) da meiofauna do Compartimento B em relação aos demais. A análise apresentou significância estatística ($p = 0,001$), indicando que a variação na composição da meiofauna está associada à influência das variáveis físico-químicas. As variáveis que contribuíram de forma significativa para essa variação foram as concentrações elementares de Al, As, Mn e Ni, teor de areia e carbonato e diâmetro médio do grão. As maiores concentrações elementares foram observadas nos Compartimentos A e C, os quais são caracterizados por sedimentos mais finos, que favorecem a retenção de elementos químicos (RAMIREZ *et al.*, 2005). Como já citado anteriormente, a concentração elementar do Compartimento A é natural (SOUZA *et al.*, 2022) e que no Compartimento C ocorre a retenção dos elementos químicos provenientes do rio Doce (BRAHIM *et*

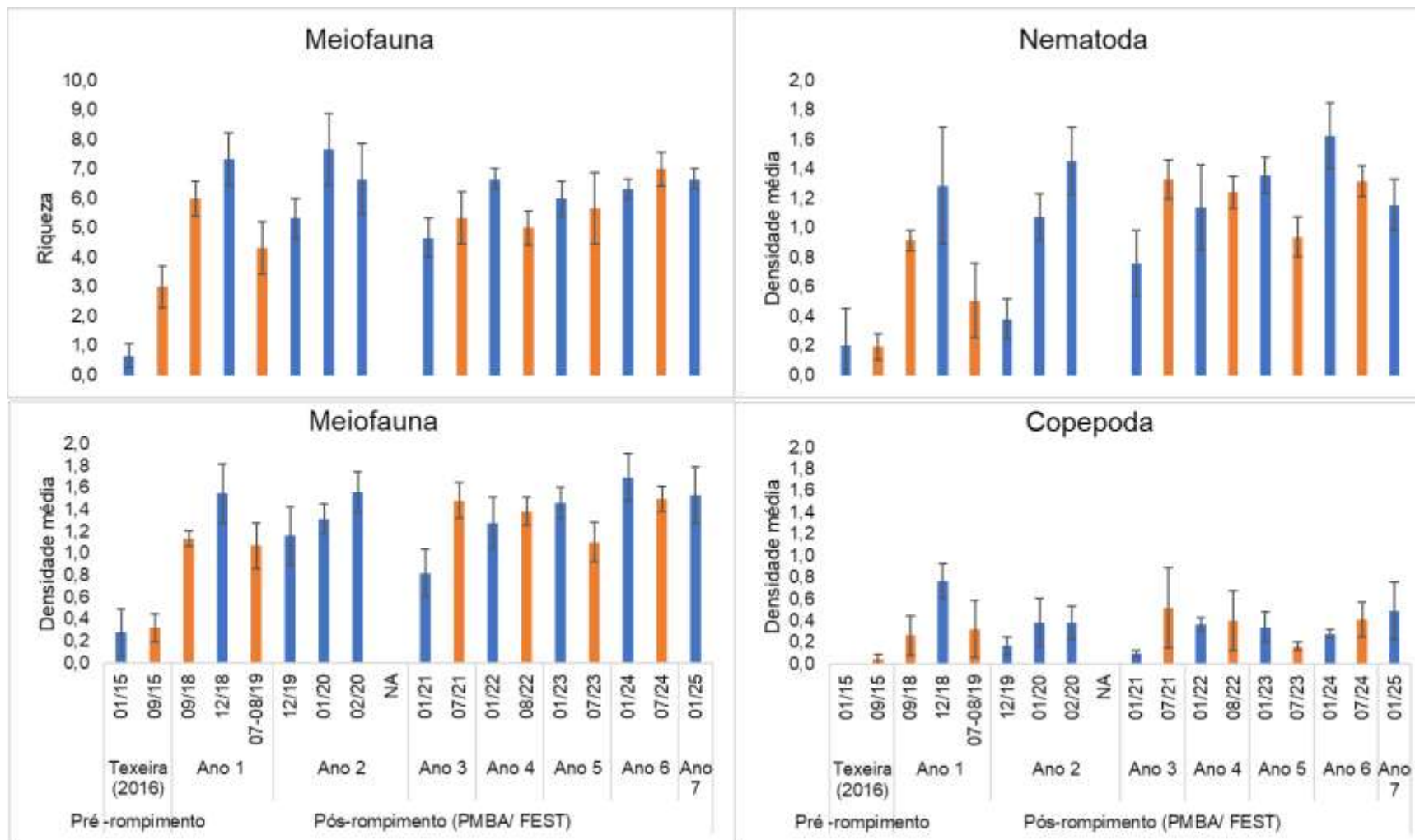
al., 2024). Nesses Compartimentos, destaca-se o táxon Gastrotricha, cuja abundância está positivamente associada às concentrações elementares, indicando uma possível tolerância por ambientes quimicamente enriquecidos. Observa-se também um maior teor de lama que influencia positivamente a abundância de Nematoda, táxon frequentemente associado a sedimentos finos (BROWN & MCLACHLAN, 1990). Por outro lado, no Compartimento B' ocorre as maiores abundâncias de uma diversidade de táxons, como Copepoda, Nauplius, Ostracoda, Platyhelminthes, Acari, Insecta e Oligochaeta.

Figura 21: Análise de redundância (RDA) da estrutura da meiofauna bentônica na antepraia entre os compartimentos, ao longo do monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025), em relação à porcentagem de lama, areia e carbonato, ao diâmetro médio (DM) dos grãos e às concentrações elementares de As, Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb.



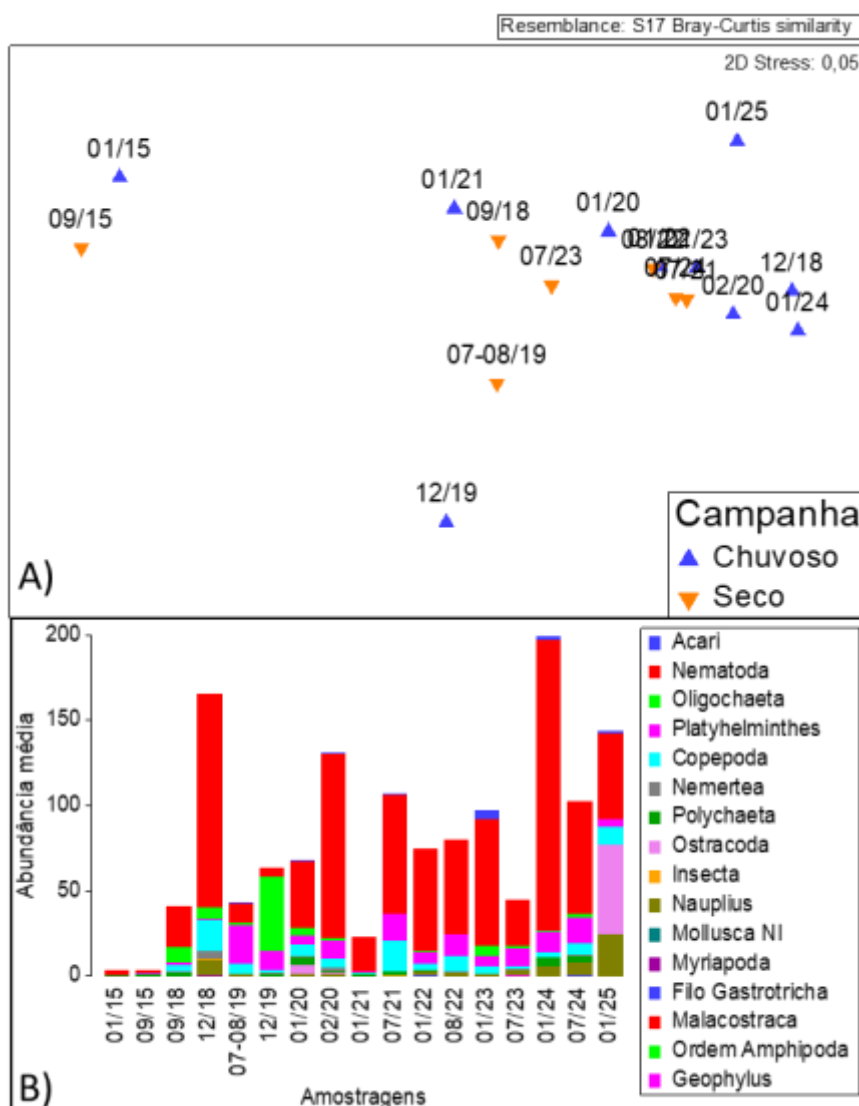
O RDA também evidenciou a separação da estrutura (abundância e composição) da meiofauna entre os Compartimentos B' e C em relação ao A. A análise apresentou significância estatística ($p = 0,001$), indicando que a variação na composição da meiofauna está associada à influência das variáveis físico-químicas. As variáveis que contribuíram de forma significativa para essa variação foram concentração elementar de Al, Fe e Pb, teor de carbonato e diâmetro médio do grão. O Compartimento A apresentou maior contribuição de carbonato e areia, além de registrar aumento das abundâncias dos táxons Polychaeta, Copepoda, Nauplius, Kinorhyncha, Ostracoda e Cumacea. Os crustáceos listados são frequentemente associados a ambientes menos impactados (STĘPIEŃ *et al.*, 2021; SANTOS LIMA *et al.*, 2021). Os compartimentos B' e C, por sua vez, apresentaram maiores teores de lama e maiores concentrações elementares. Nesses Compartimentos, observa-se um aumento na abundância de Nematoda, possivelmente relacionado ao caráter oportunista de muitas espécies do grupo, conhecidas por sua alta tolerância a poluentes orgânicos e inorgânicos (THIERMANN *et al.*, 2000, WILSON & KAKOULI-DUARTE, 2009, LOSI *et al.*, 2013, LOSI *et al.*, 2021).

Figura 22: Parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica de Degredo (N2) durante todo o período do monitoramento. A) Riqueza taxonômica. B) Densidade média (ind/10cm² – LogX+1). C) Densidade média de Nematoda (ind/10cm² – LogX+1) D) Densidade média de Copepoda (ind/10cm² – LogX+1). Dados do pré-Rompimento referem-se aos dados pretéritos (jan/2015 e set/2015) retirados da dissertação de Teixeira (2016). Os demais referem-se aos dados do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). Campanha jan/2020 realizada durante a cheia do rio Doce; Campanha emergencial fev/2020 realizada pós cheia do rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA – não amostrado devido à pandemia de Covid-19.



As alterações na 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 permanecem maiores que o período pré-Rompimento. Com a inclusão da campanha 01/25, o grupo chave Nematoda permanece apresentando tendência de aumento na sua densidade com o passar do tempo. O aumento da densidade de Nematoda pós-Rompimento pode ser uma resposta a entrada e permanência do MLD no sedimento, visto que diversas espécies desse filo são conhecidas por sua característica tolerante e oportunista.

Figura 23: A) Análise de ordenação da estrutura da meiofauna bentônica de Degredo (N2) entre as campanhas durante todo o monitoramento do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025). B) Repartição da abundância entre os anos coletados. Dados do pré-Rompimento referem-se aos dados pretéritos (jan/2015 e set/2015) retirados da dissertação de Teixeira (2016).



A) A análise de ordenação nMDS divide as amostras da praia de Degredo em dois grupos: um grupo contendo as amostras do pré-Rompimento (01/15 e 09/15) (TEIXEIRA, 2016) e o outro com as amostras obtidas durante o PMBA/FEST-UFES, evidenciando a clara alteração na estrutura da meiofauna na praia de Degredo. A análise ANOSIM, da mesma forma, confirma essa distinção ($R(\text{global}) = 0,262$; $p = 0,001$), onde as amostras do pré-Rompimento não diferem entre si, porém diferem de todas as outras campanhas, incluindo a de Jan/25. **B)** Na repartição de abundância, é possível notar o resultado apresentado pela análise de classificação (SIMPER), que mostra o aumento das densidades de Nematoda, Copepoda, Platyhelminthes, Oligochaeta e, na última campanha, um aumento na participação de Ostracoda, além da presença de diferentes grupos taxonômicos não presentes antes do Rompimento. De acordo com a hipótese ecológica do distúrbio intermediário (HUSTON, 1979), as perturbações podem enriquecer, empobrecer ou devastar as assembleias da meiofauna e sua diversidade. A entrada de frentes frias, o aumento de volume da descarga do rio Doce no período chuvoso e a frequência de ondas maiores que ocorre no período seco, causam um distúrbio no sedimento, que levam a remobilização do MLD, que possivelmente está afetando a densidade da fauna observada ao longo do monitoramento.

Tabela 17: Resultado da análise de similaridade ANOSIM da Meiofauna da estação amostral N2-Degredo entre as campanhas de todo o período do monitoramento em comparação com dados pretéritos. Dados do pré-Rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/2015 e 09/2015) retirados da dissertação de Teixeira (2016). Os demais referem-se aos dados do PMBA/FEST-UFES (set/2018 a jan/2025).

N2 - Degredo				
Campanhas	Fator	R	ANOSIM	Dissi. Média
Teixeira (2016)	01/15 x 09/15	0.105	0.08	-
Teixeira (2016) x PMBA/FEST (RSE2025)	01/15 X 01/25	0.51	0.004	94,94
	09/15 X 01/25	0,415	0.001	93,44

Os dados apresentados nessa tabela foram interpretados em conjunto com as demais análises multivariadas, incluindo todas as campanhas amostrais, e comentados na legenda estendida da Figura 23.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO

1) Evolução temporal e espacial dos indicadores nos anos do PMBA

Conforme apontado em relatórios anteriores, as faixas submersas das praias situadas próximas à desembocadura e no flanco norte da planície do rio Doce (Compartimentos B' e C) continuam a registrar uma tendência significativa de aumento nos teores de lama, tanto na isóbata de 5 m quanto na de 10 m, ao longo do período de monitoramento. Esse material lamoso é majoritariamente de origem terrígena

e apresenta concentrações elevadas de metais, o que reforça a hipótese de sua associação com o MLD. A distribuição espacial dessa lama se estende por toda a antepraia nesses compartimentos, com deposição restrita a maiores profundidades ao sul da foz, mas atingindo áreas mais rasas no setor norte da planície. Não há uma correlação direta com a sazonalidade, uma vez que diferentes forçantes físicas, como a vazão fluvial e a energia das ondas, atuam com intensidade variável ao longo do ano, influenciando a deposição de lama na antepraia. Já no Compartimento B, a ausência de lama está relacionada ao seu estado morfodinâmico refletivo, alta mobilidade do perfil e presença de sedimentos grossos, características que favorecem a constante renovação das águas e dos sedimentos intersticiais e dificultam a deposição de materiais finos. No Compartimento A, por sua vez, a lama acumulada nas irregularidades dos terraços de abrasão apresenta natureza predominantemente carbonática, mas não se descarta a presença de frações terrígenas associadas ao MLD nas estações S2 Formosa e S3 Putiri. Este relatório semestral destaca a manutenção ou o incremento dos teores de lama em 10 m de profundidade nas estações S7 Farol de Regência, N1 Povoação e N6 Itaúnas, as quais apresentaram os maiores valores nas campanhas mais recentes.

No que diz respeito ao indicador de alteração morfológica, a mobilidade da linha de costa (interface praia-restinga) apresentou comportamentos distintos conforme a região e o período analisado, influenciada pelas características morfodinâmicas de cada praia, pelas variações nos teores de lama na antepraia e pela expressiva redução da vazão do rio Doce após o rompimento da barragem. Ainda que não se possa estabelecer uma correlação direta com os ciclos sazonais de chuva e seca, é possível observar que as praias mais próximas à foz demonstram maior instabilidade morfológica, sendo diretamente afetadas pelas variações sazonais da carga sedimentar fluvial. Em contrapartida, as praias sobre terraços de abrasão no Compartimento A e as praias mais dissipativas ao norte tendem a apresentar maior estabilidade. Nos Compartimentos B' e C, observou-se uma inversão do comportamento histórico (1970–2015), que anteriormente era de progradação com baixa magnitude, para um padrão regressivo acentuado no período pós-rompimento da barragem, especialmente nas estações S7 Regência, N1 Povoação e N2 Degredo. As análises recentes em microescala indicam taxas de erosão significativas para essas estações, com recuos de -8,56 m/ano em S7 e -1,7 m/ano em N2, sugerindo tendências futuras preocupantes, com projeções de recuo entre 30 e 70 metros em um intervalo futuro cinco anos. Dada a presença de comunidades instaladas nas áreas de retropraia dessas localidades, recomenda-se fortemente o monitoramento contínuo desses trechos. Essa mudança no padrão de mobilidade da linha de costa, com aumento da regressão após o rompimento da barragem, pode estar relacionada à redução do aporte de sedimentos arenosos pelo rio Doce, aliada ao incremento de material lamoso proveniente do MLD, o que altera significativamente a dinâmica sedimentar costeira. Em contrapartida, a estação S6 REBio Comboios apresentou progradação média de +11,81 m/ano no mesmo intervalo, comportamento oposto ao observado historicamente. De maneira geral, o litoral sob influência da foz do rio Doce apresenta uma tendência erosiva, com variações espaciais na intensidade do recuo. As estações S7 Regência, N1 Povoação e N2 Degredo se destacam por apresentarem os maiores índices de erosão costeira, demandando atenção prioritária nos esforços de monitoramento e mitigação.

Quanto ao indicador de **concentração de elementos químicos nos sedimentos**, destacam-se a seguir os principais resultados observados nos diferentes compartimentos analisados. O Compartimento A se destaca com os maiores teores de As, Hg, Mn, Ni, Pb e V, especialmente na praia emersa, onde os valores de SQG-q são consistentemente superiores a 0,1, classificando esse compartimento como moderadamente impactado. Esses resultados são atribuídos à presença de sedimentos bioclásticos e afloramentos rochosos que restringem a dinâmica sedimentar, favorecendo o acúmulo de elementos potencialmente tóxicos como o arsênio. A comparação com dados pretéritos confirma essa tendência, 100% das amostras do Compartimento A apresentaram concentrações de As superiores aos valores pretéritos. As isóbatas também se apresentam consistentemente como modernamente impactada. No entanto, contrariando essa tendência, foi observado em janeiro de 2025 que os sedimentos na face e em 10 metros passaram a ser classificados como não impactados. Nos Compartimentos B, B' e C, as praias emersas são classificadas como não impactadas. Entretanto, as isóbatas de 10 metros nos Compartimentos B' e C apresentam, de forma consistente, classificação de impacto moderado, com concentrações elevadas de Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn. A comparação com os dados pretéritos revela que, em todas as campanhas realizadas, amostras da antepraia nesses dois compartimentos apresentaram concentrações alteradas de Fe. Essa alteração foi observada em 100% das amostras coletadas em janeiro de 2025, reforçando a persistência da contaminação ao longo do tempo, com níveis superiores aos valores históricos.

Os resultados do somatório das **Concentrações dos Elementos Terras Raras (ETR)**, bem como de suas anomalias, indicam alterações significativas nos sedimentos das praias adjacentes à foz do rio Doce. Observa-se uma predominância dos elementos leves em relação aos pesados, especialmente nas amostras da antepraia. Além disso, os valores obtidos superam os dados históricos, tanto nas isóbatas de 10 metros quanto na face, em diversos compartimentos e campanhas. Esses resultados apontam para mudanças no perfil sedimentar e corroboram os impactos provocados pelo rompimento da barragem, reforçando o caráter crônico da contaminação.

A análise dos dados de qualidade da água a partir das **Concentrações dos Elementos Químicos na Água** tem como destaque as concentrações de ferro dissolvido. O Compartimento C apresenta a situação mais crítica em termos de qualidade da água, com 92% das amostras superando o limite crônico e 17% ultrapassando o limite agudo, caracterizando um cenário de contaminação persistente. Nesse compartimento, as concentrações de MPS também são consistentemente elevadas, independentes da sazonalidade. Essa estabilidade sugere a influência contínua da pluma do rio Doce, que, associada às condições hidrodinâmicas locais, favorece a retenção e redistribuição dos sedimentos para esse setor.

Quanto aos **parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica**, pouco mudou desde o início dos estudos. Os maiores valores de densidade de organismos e riqueza taxonômica na praia emersa permanecem maiores nos Compartimentos B', onde as praias apresentam características mais refletivas, enquanto as praias do Compartimento C, com características mais dissipativas, continuam apresentaram baixos valores, o que contraria a literatura mundial para padrões de distribuição de macrofauna bentônica. Devido a deposição do MLD no Compartimento C, diversos táxons da

macrofauna continuam sendo afetados. Mesmo que a lama tenha deixado de apresentar relações significativas com os parâmetros ecológicos gerais da macrofauna, ela passa a afetar negativamente a densidade de Amphipoda, assim como a concentração de Ferro (Fe), já o Arsênio (As) afeta negativamente o Oligochaeta, e o Manganês (Mn) o *Hesionura cf. variodentata*, indicando a permanência do impacto. E mais, o fato dos elementos do MLD causarem redução significativa na densidade dos oportunistas e tolerantes Oligochaeta reforça a gravidade da retenção do MLD nos sedimentos das praias desse compartimento. Além disso, no ponto amostral N2-Degredo, que possui dados pré-Rompimento, os valores de densidade e riqueza apresentaram sutil recuperação em comparação ao 07/24, mas em 01/25 ainda não retornaram a valores de pré-rompimento. Na antepraia, o Compartimento B' continua sendo o mais afetado, com a lama e Ba causando a redução dos valores de densidade, e diversidade de Shannon-Wiener. Já no Compartimento C, o Al deixa de afetar negativamente os parâmetros de riqueza, densidade e diversidade. Essa resposta da macrofauna na antepraia pode ter relação com a sensibilidade dos organismos aos elevados teores de lama e elementos químicos associados no local. E ainda, o desaparecimento de relações pode estar relacionado ainda, com a exclusão da isóbata de 5m da malha amostral.

Quanto aos **parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica**, o Compartimento C permanece apresentando os menores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou da meiofauna na praia emersa, justamente no compartimento onde ocorre a maior deposição do MLD. Esses resultados, junto a maior densidade encontrada, indicam uma possível dominância dos táxons tolerantes e/ou oportunistas de Nematoda. Para a praia emersa, com a inserção dos dados da campanha 01/25, resultados significativos permanecem. O Fe afeta negativamente a meiofauna, junto com a lama, As, Al, Mn e Ni. Além disso, o As afeta de forma negativa no Compartimento B', onde as concentrações elementares estão em menores quantidades, o que devemos olhar com atenção na continuidade do estudo. Novamente, a meiofauna permanece se beneficiando com o aumento de alguns dos elementos químicos nos Compartimentos A e C, o que provavelmente é uma resposta dos Nematoda tolerantes. A densidade de organismos continua mostrando oscilação temporal, provavelmente em resposta à variação da densidade de Nematoda. Copepoda, por outro lado, deixou de apresentar tendência de aumento de sua densidade. No ponto amostral N2-Degredo, as alterações na diversidade ecológica da meiofauna bentônica continuam indicando o impacto do MLD na praia. Com a inclusão das campanhas 01/25 o grupo chave Nematoda permanece apresentando tendência de aumento na sua densidade, possivelmente dos táxons mais tolerantes. Na antepraia, os Compartimentos B' e C continuam com os menores valores significativos de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou, indicando dominância de poucos organismos. A lama afeta negativamente a equitabilidade no Compartimento B', resultado que se manteve com a inclusão da campanha chuvosa 01/25. O As, por outro lado, onde antes afetava todos os Compartimentos, agora passa a afetar apenas o B' e o C. As concentrações elementares de Ba, Mn, Ni e Pb continuam evidenciando relações significativas com a meiofauna, principalmente no Compartimento A. Quanto à variação temporal, a tendência de aumento da riqueza e densidade da meiofauna continua se mantendo com a inclusão da campanha 01/25, resultado que vem se mantendo, possivelmente, o aumento da densidade de animais oportunistas e tolerantes se

espalhando na área de estudo de forma mais uniforme esteja refletindo, também, na redução da diversidade beta total.

2) Indicadores de destaque

Como destacado nos últimos relatórios, **presença de lama** na antepraia é um dos indicadores que mais se destacam, uma vez que sua concentração afeta diretamente e indiretamente outros indicadores como: 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 alteração morfológica da praia é também um indicador de destaque, visto que o padrão de mobilidade da posição da linha de costa nos 5 anos do PMBA nos compartimentos mais impactados mostrou-se inverso ao padrão geral histórico. Ou seja, após o Rompimento da Barragem de Fundão, quando houve incremento significativo de lama, associada ao MLD, no sistema costeiro, tendências erosivas e de alta magnitude passaram a caracterizar os Compartimentos B' e C.

Como mencionado em relatórios anteriores, o principal indicador geoquímico é a **Concentração de Elementos Químicos nos Sedimentos**, pois reflete as alterações nos sedimentos em função da contaminação, permitindo identificar a magnitude dos impactos ao longo do tempo. Além disso, a análise das concentrações dos elementos nos sedimentos revela que os níveis atuais ultrapassam os valores históricos e as diretrizes internacionais, fornecendo uma visão clara da persistência da contaminação, especialmente no compartimento C.

Os indicadores **parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica** e **parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica** mantêm de modo geral os resultados dos últimos relatórios. A lama e as concentrações elementares depositadas nos sedimentos das praias promovem efeitos negativos na estruturação da fauna bentônica, mesmo quando as respostas da macro e meiofauna ocorrem de forma contrária (ex: macro com redução da densidade e meio com o aumento). Devido aos diferentes aspectos ecológicos, reprodutivos e/ou morfológicos desses grupos, estudos que envolvem essas duas comunidades podem gerar respostas distintas, mesmo em um mesmo ambiente.

3) Considerações sobre o impacto do MLD sobre as praias

Como já apontado reiteradamente neste e em relatórios anteriores, a distribuição longitudinal dos teores de lama revela um quadro persistente de deposição intensa no Compartimento C, caracterizado por acúmulos expressivos de lama terrígena na antepraia, tanto na profundidade de 5 m quanto, sobretudo, em 10 m. Essa condição é incomum em ambientes praias, especialmente nas zonas mais rasas, onde naturalmente se espera a predominância de sedimentos mais grossos. Os dados indicam que essa área representa a porção mais impactada da malha de monitoramento pelo aporte do MLD via rio Doce,

sendo também onde se encontram as maiores concentrações dos elementos químicos analisados (Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V), especialmente na isóbata de 10 metros.

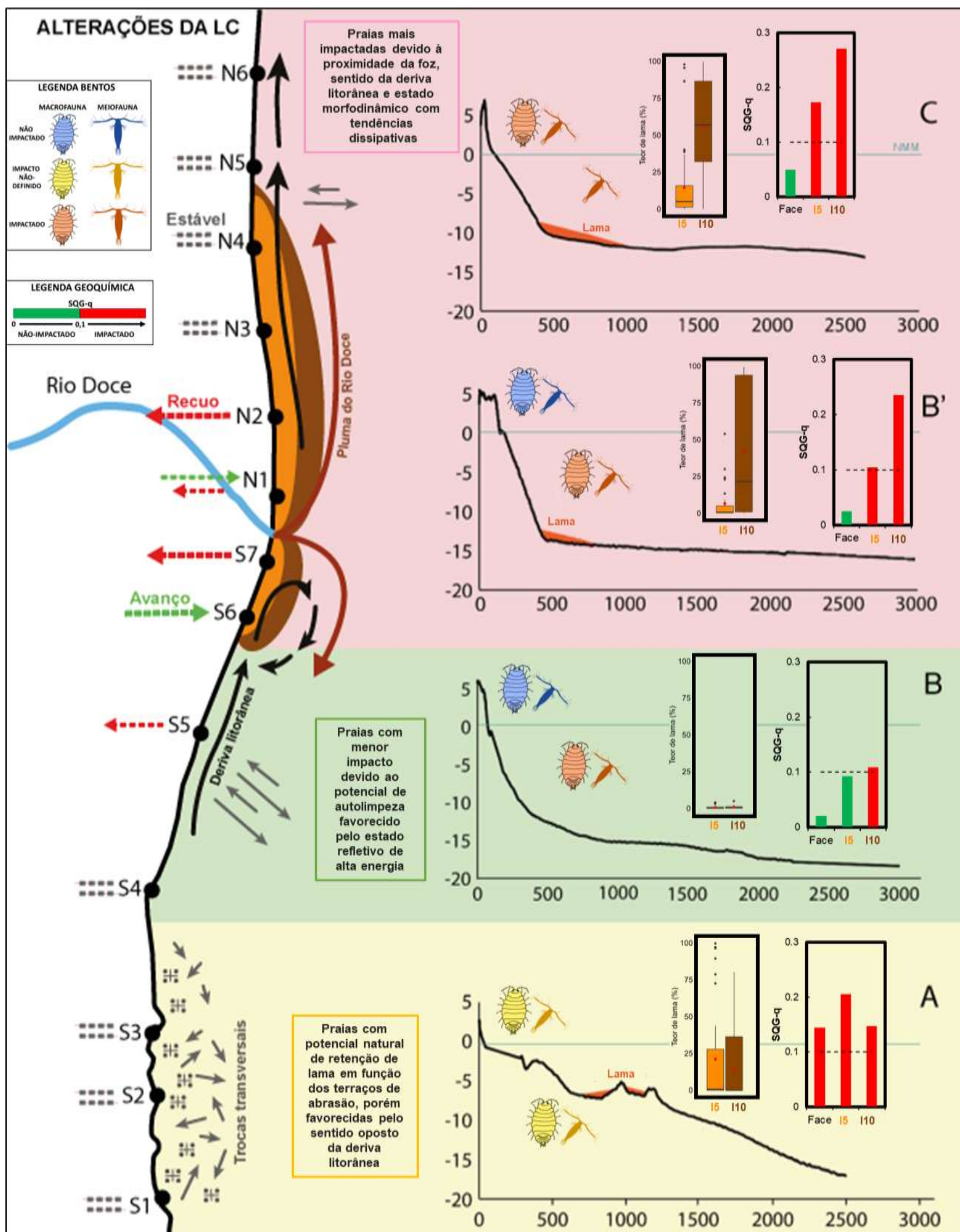
Devido à dinâmica combinada entre a descarga fluvial do rio Doce e a remobilização de lama do MLD já depositada na antepraia e plataforma continental adjacente, as praias localizadas nos Compartimentos B' e C continuam a ser afetadas por teores elevados de elementos químicos, sem indicação de redução desse impacto ao longo do tempo. Os efeitos sobre a fauna bentônica nessas áreas são particularmente relevantes, dado o contínuo suprimento de lama transportada diretamente pelo rio ou redistribuída por correntes costeiras. Além disso, observa-se nesses compartimentos uma alteração marcante na evolução da linha de costa, que passou de um comportamento progradante, anterior ao rompimento da barragem, para uma tendência erosiva acentuada no período recente. As estações S7 Regência e N2 Degredo exibem os cenários mais críticos, com processos regressivos severos e persistentes, levantando preocupações significativas quanto à segurança das comunidades estabelecidas nas regiões de retropraia e margem fluvial.

Como destacado em relatórios anteriores, o MLD continua sendo constantemente transportado até a zona costeira e redistribuído, principalmente entre os Compartimentos B' e C. As concentrações elevadas de elementos químicos associados ao MLD permanecem nos sedimentos da antepraia, que seguem classificadas como moderadamente impactadas. As praias do Compartimento C se destacam como as mais afetadas, apresentando valores de SQG-q ainda mais elevados em relação a outras áreas, com concentrações de ferro consistentemente superiores aos dados pretéritos. Além disso, observam-se níveis de ferro dissolvido na água sistematicamente acima dos limites regulatórios, bem como concentrações de material particulado em suspensão (MPS) superiores à média histórica do PMBA. Esses dados confirmam a persistência e a intensidade do impacto ambiental nessa região, evidenciando a necessidade de monitoramento contínuo.

A fauna bentônica dos compartimentos B' e C continua sendo a mais afetada pelo MLD. Tanto a meiofauna quanto a macrofauna continuam respondendo à presença da lama e concentração elementar no sedimento da antepraia e praia emersa. Para a praia emersa, as praias mais dissipativas do Compartimento C continuam com as menores densidades da macrofauna, onde deveriam ser altos, como previsto na literatura para praias com características mais dissipativas. A praia de Degredo (N2) não mostra tendência de melhora ou estabilização na variação dos parâmetros ecológicos da fauna bentônica estudados, além das claras alterações de dominância e de composição da fauna registradas após o Rompimento. Na antepraia, os baixos valores de diversos parâmetros ecológicos registrados nos compartimentos B' e C parecem ter relação com a sensibilidade dos organismos macrofaunais e a resistência dos Nematoda aos elevados teores de lama e elementos químicos associados no local.

4) Resumo gráfico

Figura 24: Figura síntese da distribuição espacial dos indicadores do tema Praias. A Morfodinâmica é representada pelos indicadores Teor de lama, nas isóbatas de 5 e 10 m, e Alterações morfológicas da praia (aqui representado como LC: Linha de Costa). A Geoquímica está representada pelo indicador SQG-q (Sediment Quality Guideline quotient), calculado para a face praial e isóbatas de 5 e 10 m. A Fauna Bentônica está representada qualitativamente através dos ícones de macro- e meio-fauna, que integram os indicadores Riqueza e Densidade, para representar níveis de impacto na comunidade de maneira mais acessível. Através da avaliação conjunta dos indicadores do Tema, foi gerada a ordem de impacto dos Compartimentos, representada na figura por meio de um gradiente crescente das cores no fundo da imagem: verde (menor impacto), amarelo e vermelho (maior impacto). NMM: Nível Médio do Mar; I5: isóbata de 5 m; I10: isóbata de 10 m.



5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todas as metas do Tema Praias foram cumpridas.

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**. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps14480>. 2024.

BRAZEIRO, A., Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. **Revista Chilena de História Natural**, v. 72, p. 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. , p. 34, 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**, v. 20, n. 1, p. 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, p. 58-63, 2005.

DEFEO, O., MCLACHLAN, A. Coupling between macrofauna community structure and beach type: a deconstructive meta-analysis. **Mar Ecol Prog Ser** 433:29-41. <https://doi.org/10.3354/meps09206>. 2011.

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

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

DEFEO, O., MCLACHLAN, A., SCHOEMAN, D. S., SCHLACHER, T.A., J. DUGAN, JONES, A., LASTRA, M., SCAPINI, F. Threats to sandy beach ecosystems: a review. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** v. 81, p. 1-12. 2009.

DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A., DEL-PILAR-RUSO, Y., GIMÉNEZ-CASALDUERO, F., SÁNCHEZ-LIZASO, J. L., & DAUVIN, J. C. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 96, 129-138.2012.

DE-LA-OSSA-CARRETERO, J.A., DEL-PILAR-RUSO, Y., GIMÉNEZ-CASALDUERO, F., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., DAUVIN, J.C. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 96, p. 129-138. 2012.

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

DI DOMENICO, M.; LANA, P.; GARRAFFONI, A. Distribution patterns of interstitial polychaetes in sandy beaches of southern Brazil. **Marine Ecology**, v. 30, p. 47-62, 2008.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. **Relatório Semestral de Evolução do PMBA/FEST-UFES – RT-44**, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. p. 79. 2023b.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. **Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES-UFES–RT-46**, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 306 pag. 2024.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. **Relatório Anual do PMBA/FEST-UFES – RT-49**, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. p. 98. 2025.

GESTEIRA, J. L. & DAUVIN, JEAN-CLAUDE. Amphipods are Good Bioindicators of the Impact of Oil Spills on Soft-Bottom Macrobenthic Community. **Marine Pollution Bulletin**. 10.1016/S0025-326X(00)00046-1. v. 40, p. 1017-1027. 2000.

GIANGRANDE, A., LICCIANO, M., & MUSCO, L. Polychaetes as environmental indicators revisited. **Marine Pollution Bulletin**, 50(11), 1153-1162. 2005.

GIERE, O. **Meiobenthology: The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments**. 2ª ed. Berlin: Springer-Verlag. v.527. 2009.

HACKING, N. Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. **Marine and Freshwater Research**. p.47-53.1998.

HERRINGSHAW, L. G., SHERWOOD, O. A., & MCILROY, D. U. N. C. A. N. Ecosystem engineering by bioturbating polychaetes in event bed microcosms. **Palaos**, 25(1), 46-58. 2010.

HUSTON, M. A. General Hypothesis of Diversity. **American Naturalist**. <http://dx.doi.org/10.1086/283366>. v.113, p. 81-101. 1979.

KIHARA, T., ROCHA, C., JR., R., AMARAL, A., ESTEVES, A. Meiofauna de praia arenosa. In book: Biodiversidade e Ecossistemas Bentônicos Marinhos do Litoral Norte de São Paulo - Sudeste do Brasil Chapter: Meiofauna de praia arenosa **UNICAMP**. Editors: Antonia Cecília Zacagnini Amaral, Silvana Aparecida Henriques Nallin. 2011.

KUZMANOVIC, M., DOLÉDEC, S., DE CASTRO-CATALA, N., GINEBRED, A., SABATER, S., MUÑOZ, I., & BARCELÓ, D. Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. **Environmental research**, 156, 485-493. 2017.

LONGHINI, C. M., RODRIGUES, S. K., COSTA, E. S., DA SILVA, C. A., CAGNIN, R. C., GRIPP, M., ... & SÁ, F. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 149883, 2022.

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**. v.130, p. 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**. v. 260. 2021.

LOTUFO, G. R.; ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos. **Nascimento, IA**. p. 151-162. 2002.

MAURI, G. **Macrofauna bentônica da praia de Degredo (Linhares, Es) após a chegada da lama com rejeitos de mineração**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Programa de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus. 2017.

MCLACHLAN A., BROWN, A.C. **The ecology of sandy shores**. 2ª 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**. v. 71, p. 256-268. 2013.

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

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. **The Ecology of Sandy Shores** (third ed.), Academic Press, London, p. 560, 2018.

MIRLEAN, N., GARCIA, F., BAISCH, P., QUINTANA, G. C., & AGNES, F. Sandy beaches contamination by arsenic, a result of nearshore sediment diagenesis and transport (Brazilian coastline). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 135, p. 241-247, 2013.

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

- MOSBAHI, N., SERBAJI, M. M., PEZY, J. P., NEIFAR, L., & DAUVIN, J. C. Response of benthic macrofauna to multiple anthropogenic pressures in the shallow coastal zone south of Sfax (Tunisia, central Mediterranean Sea). **Environmental Pollution**, 253, 474-487. 2019.
- OLIVEIRA, T.C.A, ALBINO, J., VENANCIO, I.D. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of rio Doce. **Quaternary Environmental Geosciences**. v. 6, n. 1, p. 20–25. 2015.
- 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**. <https://doi.org/10.1590/2317-488920150030274>. v.45(4), p. 635–644. 2015.
- R. CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**. Austria: Vienna, 2023.
- RAMIREZ, M. *et al.* Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 1, p. 62-72, 2005.
- RÉ, A., FREITAS, R., SAMPAIO, L., RODRIGUES, A.M., QUINTINO, V., Estuarine sediment acute toxicity testing with the European amphipod *Corophium multisetosum* Stock, 1952. **Chemosphere**. v. 76, p. 1323–1333. 2009.
- SANTOS LIMA, J. C., MOREIRA, R. A., NETO, A. J. G., DE PÁDUA ANDRADE, D., FREITAS, E. C., DAAM, M. A., & ROCHA, O. Metal Toxicity Can Affect Dragonfly Nymphs and Ostracods Predation Rates and Food Selectivity: Ecological Implications on Food Webs. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1-12. 2021
- SANTOS, P. J. P, CASTEL, J., SOUSA-SANTOS, L. P. Mycophyrobenthic patches and their influence on meiofaunal distribution. **Cahiers de Biologie Marine**. v. 36, p. 133-139. 1995
- SANTOS, P. J. P, CASTEL, J., SOUSA-SANTOS, L. P. Spatial distribution and dynamics of microphytobenthos biomass in the Gironde estuary (France). **Oceanologia Acta**. v. 20(3), p. 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** v.1, p.15–29.1994.
- SILVA, E.E. **Macrofauna Bentônica de Praias Arenosas Intermediárias nas Proximidades da Foz do rio Doce**. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2024.
- SILVA, E.F.F., Mendonça, B.B., Noernberg, M.A. The Mariana dam's disaster: quantifying turbidity changes and behavior of the River Doce plume in Brazil. In: **An. do XVIII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto -SBSR**, p. 462–469. 2017.
- SILVA, I.J. **Influência do sedimento lamoso e contaminantes químicos na montagem de comunidades da macrofauna bentônica da antepraia ao norte da foz do rio Doce, ES**. (Dissertação de mestrado). 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**. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113230>. v. 174, 113230. 2022.

STĘPIEŃ, A., PABIS, K., SOBCZYK, R., & SERIGSTAD, B. High species richness and extremely low abundance of cumacean communities along the shelf and slope of the Gulf of Guinea (West Africa). **Frontiers in Marine Science**, 8, 703547. 2021.

TEIXEIRA, B. A. C. **Estrutura da fauna bentônica de duas praias do norte do Espírito Santo**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus. 2016.

THIERMANN, F. & VISMANN, BENT & GIERE, O. Sulphide tolerance of the marine nematode *Oncholaimus campylocercoides* - A result of internal sulphur formation? **Marine Ecology Progress Series**. 10.3354/meps193251. v. 193, p. 251-259. 2000.

VELOSO, V. G.; SALLORENZO, I. A.; FERREIRA, B. C. A & NEVES, G. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58(1), p. 13-21. 2009.

VILLORA-MORENO S. Environmental heterogeneity and the biodiversity of interstitial polychaeta. **Bulletin of Marine Science**. v. 60, p. 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. p. 155. 2009.

WILSON, M. & KAKOULI-DUARTE, T. **Nematodes as Environmental Indicators**. Hardcover, 352 Pages, Cabi. ISBN-13: 978-1-84593-385-2, ISBN: 1-84593-385. 2009.