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

Material Suplementar – Síntese Integrativa

RT-55/OUT26

RA2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro, 2026

Equipe técnica

Beatrice Padovani Ferreira (UFPE) (Coordenadora)

Kyssyanne Samihra Santos Oliveira (UFES) (Coordenadora)

Nadson Ressyè Simões (UFSB) (Coordenador)

Maikon Di Domenico (UFPR) (Coordenador)

Fabio Cavalca Bom (UFES)

Fabiana de Matos Costa (UFSB)

Gisele Daiane Pinha (UFSB)

Manuela Santos Santana (UFPR)

Nelson de Almeida Gouveia (UFPE)

Antônio Sergio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Diogo Costa Buarque (UFES)

Marco Aurelio Costa Caiado (UFES)

Livia Luchi Rabello (UFES)

Mônica de Souza Mendes (UFES)

Murilo Brazzali Rodrigues (UFES)

Selena Lopes Carvalho (UFES)

Lorena Frasson Loureiro (UFES)

David de Almeida Fiorillo (UFES)

Eduarda Barcelos Coelho Carvalho (UFES)

Gabriele Pedro Tottola (UFES)

Heloísa Bandeira Freitas (UFES)

João Pedro Simões Maia (UFES)

Melina Silva de Lima Rodrigues (UFES)

SUMÁRIO

1 CIENCIOMETRIA 8

1.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE PUBLICAÇÕES 8

2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, HIDROLOGIA E SEDIMENTOS NA BACIA DO RIO DOCE... 14

2.1 MATERIAL E MÉTODOS 15

2.1.1 Uso e ocupação do solo e Unidades de Conservação 15

2.1.2 Aspectos Hidrológicos 18

2.1.3 Precipitação, Geração e Transporte de Sedimentos 20

2.1.4 Influência de Reservatórios na vazão e Sedimentos 25

2.1.5 Fluxos de massa na estação RDO15 25

3 RESULTADOS 25

3.1 SÍNTESE DAS ANÁLISES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO 25

3.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UCS) 68

3.3 ASPECTOS HIDROLÓGICOS 78

3.4 PRECIPITAÇÃO, GERAÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS 90

3.5 FLUXOS INSTANTÂNEOS DE NUTRIENTES E METAIS 101

3.6 INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS NA VAZÃO E SEDIMENTOS 101

3.7 CONSIDERAÇÕES 104

4 ESTADO AMBIENTAL 108

4.1 ANÁLISE CWQI E SQG-Q 108

4.2 CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL 111

5 DISTRIBUIÇÃO DA BIODIVERSIDADE 115

6 ÍNDICES DE TOXICIDADE 115

7 CÁLCULO DA RAZÃO EXPOSIÇÃO-ATIVIDADE (REA): POTENCIAL DE BIOATIVIDADE DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS A NÍVEL MOLECULAR E CELULAR 115

7.1. DISTRIBUIÇÃO DAS REAS NOS DIFERENTES SETORES AO LONGO DOS ANOS: 117

7.1.1 REAs da água superficial do ambiente dulcícola e marinho 117

8 ÍNDICE DE PRESSÃO TÓXICA - RESULTADOS ANTERIORES – RA 2023 126

9 ÍNDICE DE PRESSÃO TÓXICA – INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR 2026 135

9.1 COMPARAÇÃO AO LONGO DOS ANOS DE MONITORAMENTO..... 135

9.1.1 Contribuição relativa dos metais para a composição do índice: 139

10 MODELOS DE ESTRESSE (VIAS DE DESFECHO ADVERSO) 144

11 MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS: QUANTIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DAS RELAÇÕES ESTABELECIDAS CONCEITUALMENTE 152

12 MODELOS PREDITIVOS DA DISPERSÃO LARVAL - CONEXÃO ENTRE OS MANGUEZAIS E O AMBIENTE MARINHO 153

13 TÁXONS INDICADORES DE LIMITES ECOLÓGICOS 154

13.1 MATERIAL E MÉTODOS 154

13.2 RESULTADOS SUPLEMENTARES..... 156

14 VARIABILIDADE E ESTABILIDADE DAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS 196

14.1 MATERIAL E MÉTODOS 196

15 SIMULAÇÃO E PROJEÇÃO DE CENÁRIOS 197

15.1 MATERIAL E MÉTODOS 197

15.1.1 Definição e seleção das variáveis preditoras utilizadas nos modelos 197

15.1.2 Definição das matrizes de variáveis preditoras simuladas para os diferentes cenários projetados 198

15.1.3 Análises estatísticas do Dynamic Generalized Additive models (DGAM) 200

15.2 RESULTADOS SUPLEMENTARES..... 201

15.2.1 Ajustes dos modelos Generalized Additive Models GAM 206

15.2.2 Ajustes dos modelos Dynamic Generalized Additive models - DGAM 208

15.2.3 Modelos de distribuição posterior (mvgam_forecast) dos cenários 217

15.2.4 Avaliação dos declínios e aumentos dos coeficientes das séries temporais projetadas 233

15.2.5 Validação da projeção de cenários 244

15.2.6 Simulação e Projeção de cenários para o ano de 2027 259

16 REFERÊNCIAS 281

Quadro 1. Histórico da nomenclatura da malha do dulcícola integrado. As estações em negrito são aquelas vigentes no âmbito da Deliberação 803/2024.

Setores	Nome da estação	Código Original	Código Atual (Deliberação 803/24*)	Abrangência Temporal
Lagoas	**Lagoa do Areal**	**E24**	**LAL 01**	**setembro/18 a março/26*** **
	Lagoa do Areal	E24L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Laguna Monsarás	E25a	N/A	outubro/18 a julho/22
	Laguna Monsarás	**E25**	**LMN 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Laguna Monsarás	E25L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Cacimbas	**E27**	**E27**	**agosto/22 a março/26*** **
	Lagoa Cacimbas	E27L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Areão	E23	N/A	outubro/18 a setembro/19
Lagos	**Lago do Limão/Colatina- ES**	**E18**	**LLM 03R**	**outubro/18 a julho/22 outubro/24 a março/26*** **
	Lago Nova	**E19**	**LNV 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Lago Nova	E19L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
Reservatórios	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	ERA	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	**N/A**	**UHE AIM**	**outubro/24 a março/26*** **
	Reservatório de Mascarenhas	**ERM**	**UHE MAS**	**agosto/22 a março/26*** **
Calha	**Calha Rio Doce – Montante do reservatório UHE Mascarenhas/Baixo Guandu-ES**	**N/A**	**RDO 11**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Colatina-ES	**N/A**	**RDO 12**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Marilândia-ES	**N/A**	**RDO 14**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Linhares-ES	**E21**	**RDO 15**	**outubro/18 a março/26*** **
	Itapina	E0	N/A	outubro/18 a setembro/24

Setores	Nome da estação	Código Original	Código Atual (Deliberação 803/24*)	Abrangência Temporal
	Resplendor	E0a	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Povoação	E22	N/A	outubro/18 a julho/22
Foz	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	E26f	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	**E26**	**RDO 16**	**outubro/18 a março/26*** **
Tributários	**Rio Guandu/Trecho baixo**	**N/A**	**RGU 02**	**outubro/24 a março/26*** **
	Guandú	E17	N/A	outubro/18 a julho/22
	Rio Manhuaçu/Aimorés-MG	**N/A**	**RMH 01**	**outubro/24 a março/26*** **
	Rio Manhuaçu/Aimorés-MG	E2	N/A	agosto/22 a setembro/24
*** Vigência da Deliberação nº 803: a partir de outubro de 2024 (em curso)**				
**** Estações litorâneas que foram monitoradas pelos seguintes Temas: Mineralogia, Limnologia e Qualidade de água e do sedimento**				
***Março/2026 refere-se ao último período de dados coletados com resultados reportados no presente relatório.**				

1 CIENCIOMETRIA

Nessa seção é apresentada uma visão da evolução científica dos estudos, desde a década de 1970, relacionados ao rompimento de barragens de rejeitos que alcançaram o mar. São apresentados a evolução temporal das publicações, instituições que mais produzem, grau de cooperação entre as instituições e temas de pesquisa global, marinho costeiro e Brasil. Além disso é feita uma exploração das metodologias utilizadas.

A análise cienciométrica foi realizada com os seguintes propósitos: 1) Mapear e avaliar o avanço do conhecimento global e regional no campo do rompimento de barragem de rejeitos que alcançaram a zona costeira/oceânica ao longo da história; 2) Dar suporte ao modelo conceitual integrado (sistemas dulcícola, costeiro e marinho), permitindo a integração e análise dos dados de uma forma que incorpore todos os processos envolvidos entre os sistemas de forma sinérgica; 3) analisar as lacunas do conhecimento sobre as consequências de rompimentos de barragem de rejeitos que alcançaram o mar; 4) levantar os métodos de análises ao longo do tempo e analisar a integração entre áreas do conhecimento; e 5) embasar recomendações relevantes que visem a prevenção, mitigação e recuperação em caso de rompimento da barragem de rejeitos.

Nessa análise, pesquisou-se nos bancos de dados da Web of Science e Scopus publicações relacionadas aos impactos causados pelo rompimento de barragem de rejeitos de minérios que chegaram ao oceano entre os anos de 1970 e 2023, usando as seguintes combinações de palavras-chave: ((TS=("mining tailing*" *OR* "tailing*" *OR* "mine tailing* dam" *OR* "mine tailing" *OR* "iron ore tailing")) **AND** TS=("accident" *OR* "rupture" *OR* "spill" *OR* "failure" *OR* "disaster")) **AND** TS=("marine" *OR* "coast*" *OR* "sea" *OR* "ocean*" *OR* "estuary" *OR* "freshwater" *OR* "river" *OR* "environment*"). Essa pesquisa identificou 710 artigos. Após a triagem inicial de títulos e resumos, apenas 66% desse total foi utilizado para essa análise inicial, pelo fato de muitos artigos fugirem ao tema. Após isso, aplicou-se uma combinação de métodos qualitativos e quantitativos que serão apresentados no decorrer desta seção do relatório com o objetivo de sumarizar os principais pontos listados acima. Vale observar que, numa primeira abordagem, os termos costeiro e marinho não foram especificados o que resultou num número muito maior de referências (cerca de 3000) já que o número da ocorrência envolvendo barragens de rejeitos localizadas em áreas isoladas da costa e do mar é bem maior, principalmente na China, país líder de publicações referentes ao tema de forma geral.

1.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE PUBLICAÇÕES

Por meio da análise das séries temporais do número de publicações totais e por instituições, nota-se que o processo geral de desenvolvimento e o progresso da pesquisa no campo de pesquisa dos impactos causados pelo rompimento de barragens de rejeito de minério que chega ao oceano podem ser compreendidos em três grandes fases (Figura 1).

Na fase 1, entre 1970 e 1997, a pesquisa sobre a temática ainda está em estágio lento e inicial, com um número médio de publicações relativamente menor em relação aos outros anos, representando

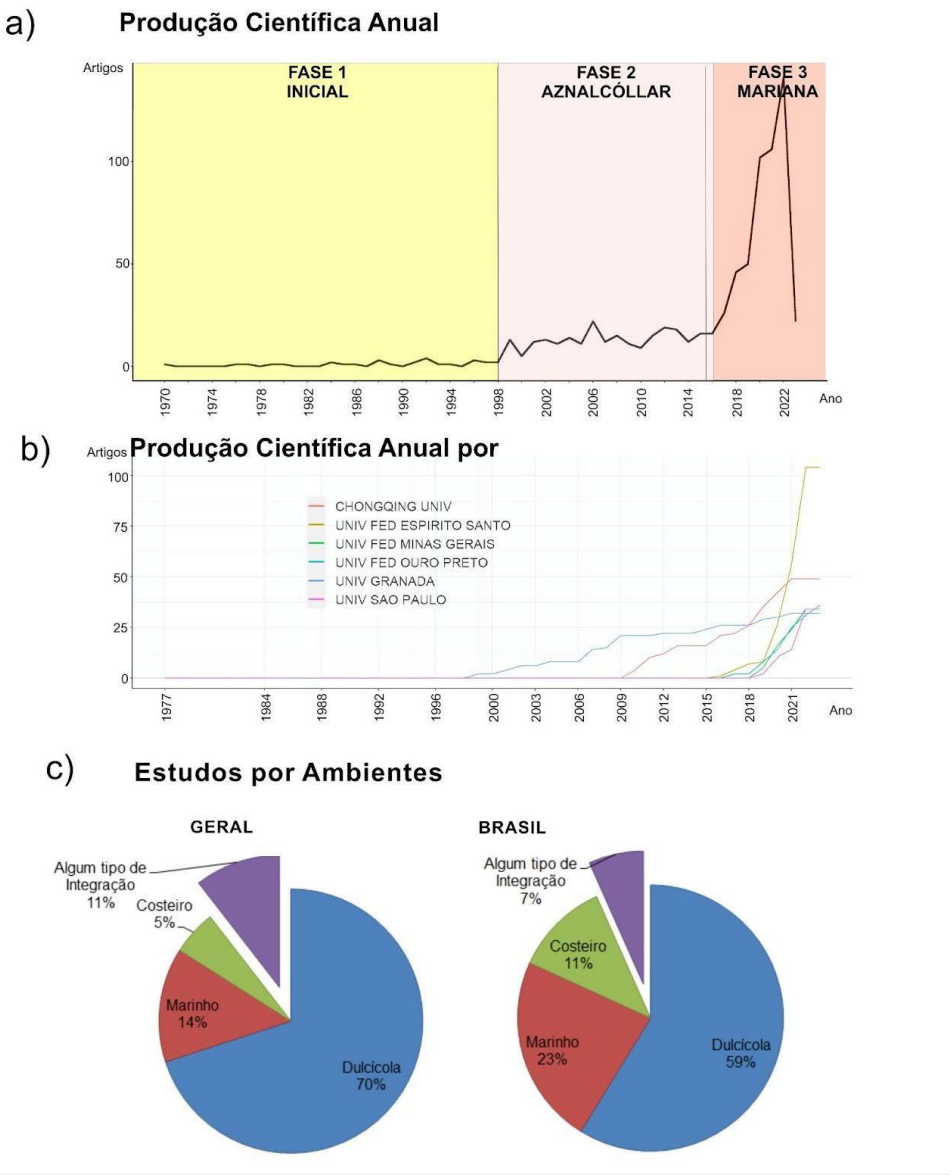
3,4% das publicações. A pesquisa nesta fase foi baseada principalmente na teoria básica acerca do rompimento de barragem de rejeitos, coleta e análise de dados de sedimento, água, peixes e alguns experimentos de restauração do sistema.

Por outro lado, a fase 2, entre 1998 e 2015, foi uma fase intermediária, ocorrendo um aumento das publicações impulsionadas principalmente pelo acidente ocorrido em Aznalcóllar na Espanha em 1998 (Figura 1a). Essa fase concentrou 39% das publicações totais, sendo a Universidade de Granada a principal instituição que liderou essas pesquisas (Figura 1b). As pesquisas nestas fases foram baseadas principalmente na investigação dos impactos nos ambientes continentais e oceânicos. Os métodos utilizados foram, predominantemente, análises estatísticas de amostras coletadas em campo. Entretanto, durante essa fase, iniciativas metodológicas robustas para integrar os impactos ao longo dos diferentes ambientes de forma sinérgica não foram desenvolvidas ou exploradas.

Por fim, a fase 3, entre 2016 e 2023, configurou-se como uma fase de desenvolvimento rápido das pesquisas sobre a temática, motivada principalmente pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana em novembro de 2015. A maior parte das publicações concentra-se nesse período (69,8% das publicações totais). As instituições brasileiras começaram a figurar entre as principais instituições do mundo a pesquisar sobre essa temática, em especial a Universidade Federal do Espírito Santo (Figura 1b), produção motivada principalmente pelo desenvolvimento do PMBA/Fest-UFES. As pesquisas nessa fase incorporam, além de análises estatísticas de dados de campo, experimentos em laboratórios, técnicas de modelagem numérica oceânica, modelagem hidrológica, uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento. Muitos dos trabalhos, além da compreensão dos impactos, buscaram investigar possíveis estratégias de reparação e mitigação em todos os ambientes. Nesse período já se percebe iniciativas, ainda que de forma inicial, de integrar os diferentes ambientes para uma compreensão sinérgica dos principais efeitos e impactos.

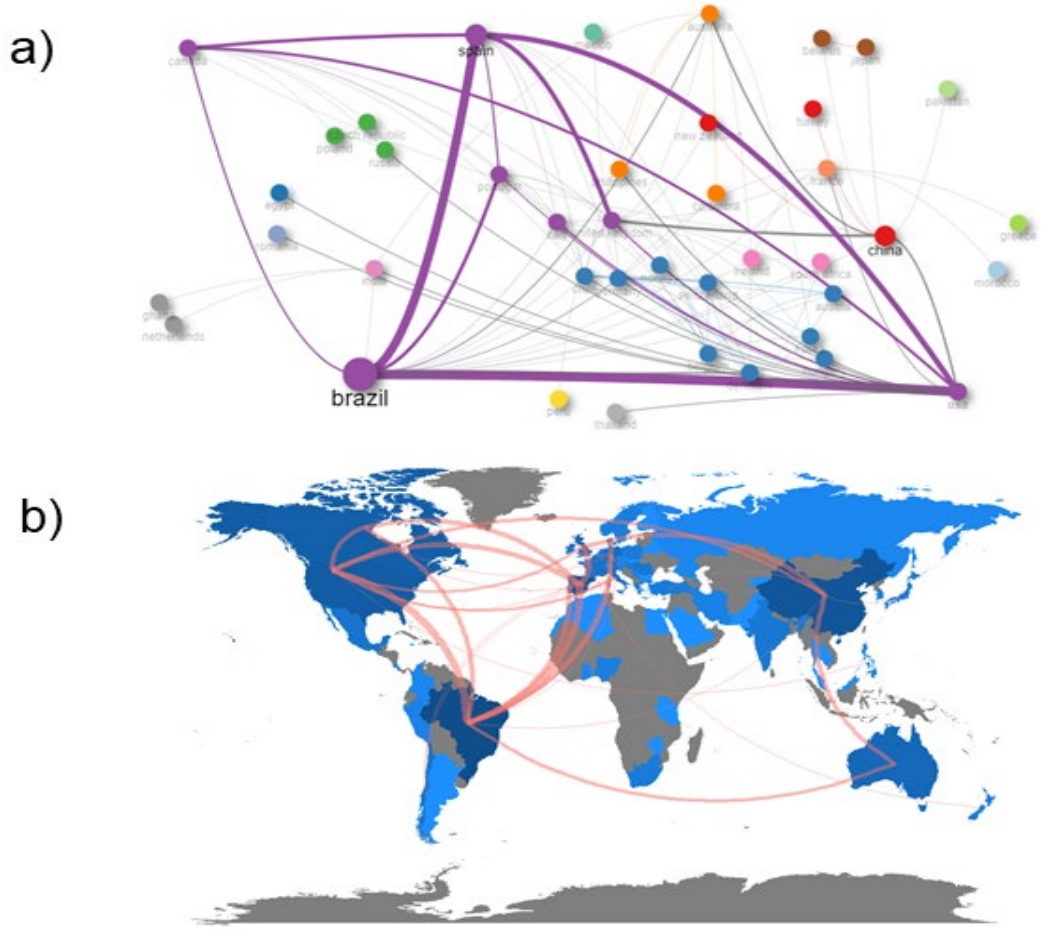
Em relação ao foco dos estudos por ambiente ao longo do tempo, constatou-se que a maior parte dos trabalhos se concentraram nos ambientes dulcícola (70%), marinho (14%) e costeiro (5%), respectivamente, com alguns trabalhos (11%) integrando pelo menos 2 ambientes. Poucos tentaram estabelecer uma conexão Dulcícola-Costeiro-Marinho. Considerando apenas o Brasil, esta divisão se altera para: ambiente dulcícola (59%), marinho (23%) e costeiro (11%), respectivamente, com alguns trabalhos (7%) integrando pelo menos 2 ambientes. Este resultado destaca a expressividade da contribuição brasileira sobre os impactos no meio marinho.

Figura 1: a) Evolução temporal das publicações globais relacionadas ao rompimento de barragens que chegaram aos ambientes costeiro e marinho; b) Evolução temporal das 6 principais instituições ao longo do tempo; c) Porcentagens de estudos por ambiente a nível global e apenas no Brasil.



A Figura 2a mostra a rede de cooperação de países na pesquisa de rompimentos de barragens de rejeitos que alcançaram o mar. Esta análise indica que foram estabelecidas diversas redes de cooperação, tendo como polos principais o Brasil, Canadá, Espanha e EUA. A espessura das linhas entre os pontos indica a força e frequência da cooperação. Neste sentido, as instituições brasileiras possuem as instituições dos EUA e Espanha como as principais colaboradoras. Além disso, percebem-se colaborações do Brasil com diversos países do mundo (Figura 2b). Isso demonstra que o Brasil não se isolou em relação ao desenvolvimento da pesquisa e buscou países com alto grau de desenvolvimento tecnológico e experiência nesse tipo de estudo para fundamentar e aperfeiçoar as suas pesquisas e avanços.

Figura 2: a) indica as redes de colaboração entre os principais países. O tamanho de cada ponto indica o número de publicações em cada país ou região. Quanto maior o ponto, mais publicações são feitas no país ou região..b) Indica o mapa de cooperação entre os países. A conexão entre eles representa a relação de cooperação entre os países, quanto mais espessa for a linha que liga os pontos, mais frequente é a cooperação e vice-versa.



As análises mostram que no cenário atual o Brasil e a Espanha são os países que possuem as pesquisas mais extensas para esse tema, totalizando mais de 40% da produção científica. As principais revistas escolhidas para a publicação desses trabalhos, foram de acordo com o número de publicações a *Science Of The Total Environment* (14%) e *Environmental Science And Pollution Research* (0,5%). Em relação à produção científica que reporta o evento no Brasil, esta correspondeu a 278 artigos publicados em 109 periódicos diferentes, sendo que 70% destes se concentraram em 10 revistas, todas de alto impacto.

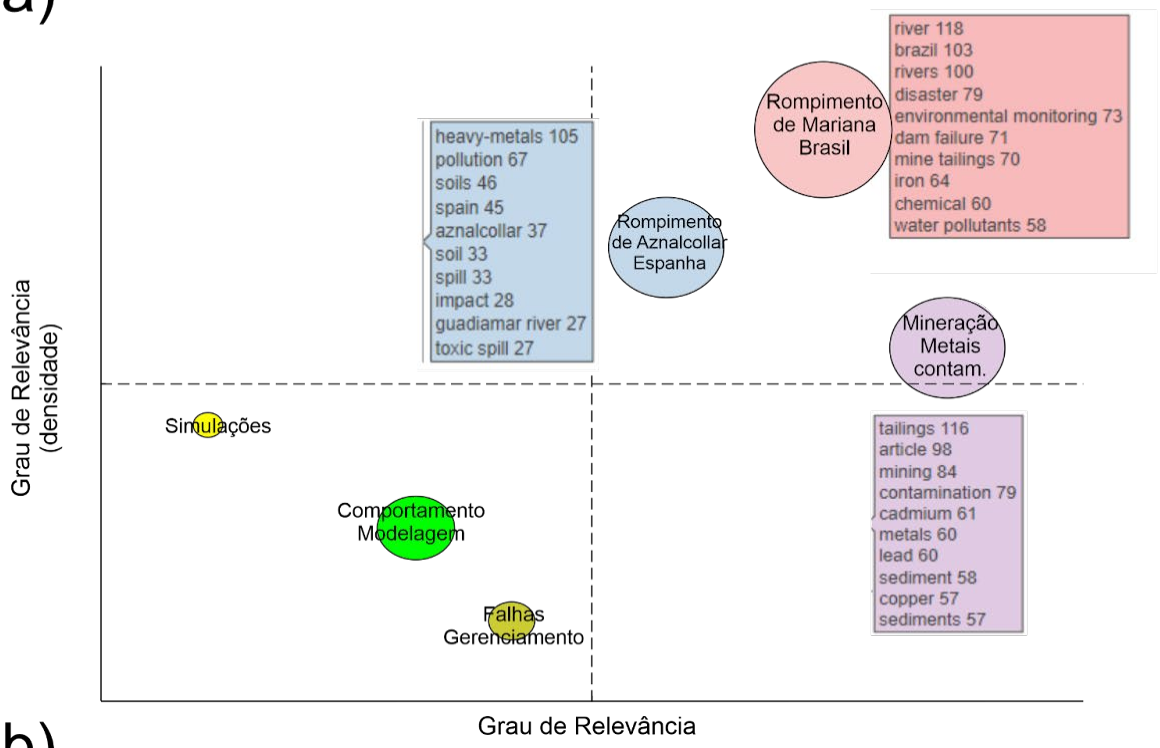
Para avaliar os principais tópicos de pesquisa e as suas relações internas dentro do campo acadêmico e compreender as fronteiras de pesquisas entre diversas frentes de estudos, realizou-se a análise de co-ocorrência de palavras-chave. Consideram-se aqui as fronteiras como combinações conceituais de tópicos de pesquisa, bem como tendências teóricas e novos tópicos que estão se tornando mais significativos. A análise da co-ocorrência de palavras-chave mais frequentes identificou 6 temas de

estudos (Figura 3a), sendo três temas os principais motores de pesquisa (quadrante superior direito). Assim, um primeiro tema está associado ao rompimento da barragem de Fundão, com as associações de estudos que envolvem monitoramento ambiental, análises químicas, rios e poluentes na água; o segundo relacionado ao rompimento de Aznalcóllar, associado a palavras solos, derramamento tóxico, nível do rio e metais pesados; e o terceiro associado a estudos englobando mineração, metais e contaminação, classificado pelas palavras: sedimentos, cobre, metais, cádmio e contaminação. Identificou-se também dois temas emergentes, um relacionado a análise de simulações e outro que engloba as palavras comportamental, gerenciamento e modelos (quadrante inferior esquerdo da Figura 3a).

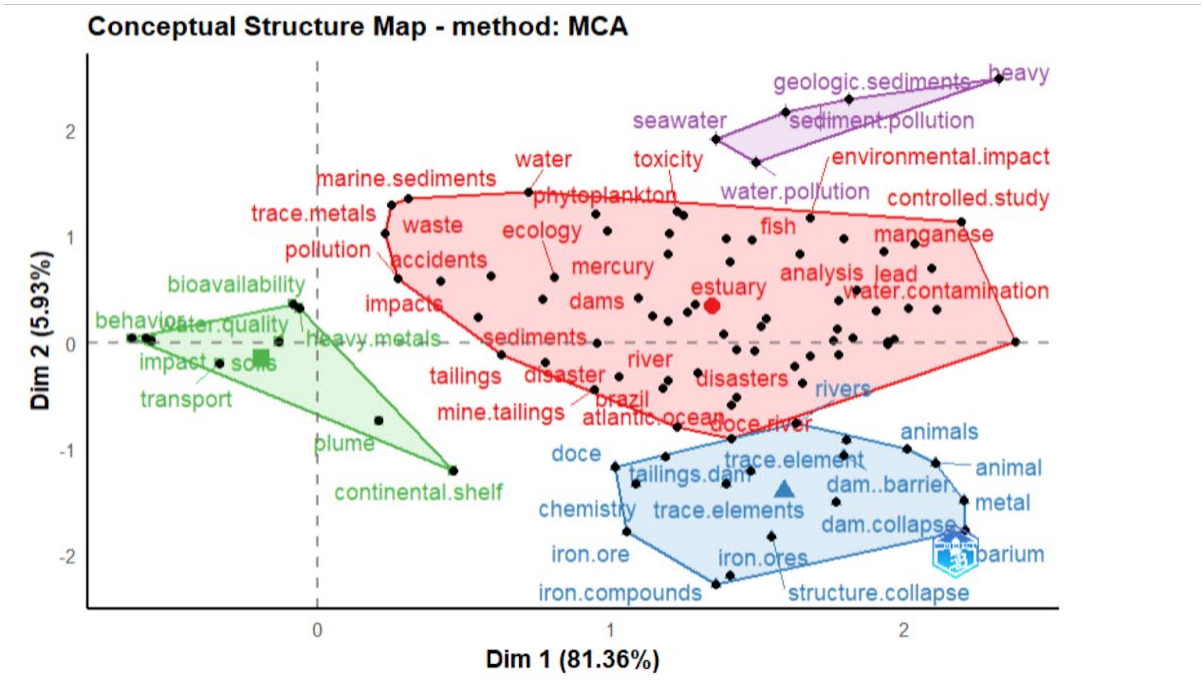
Foi também realizada a Análise de Correspondência Múltipla (MCA, em inglês) sobre as principais palavras-chave no ambiente costeiro e marinho (Figura 3b). Através desta análise é possível verificar 4 grupos bem determinados que expressam conceitos comuns: um relacionado a estudos geológicos associados à poluição de sedimentos e metais pesados (grupo roxo); outro relacionado a áreas costeiras, plataforma continental, transporte pluma (grupo verde); um relacionado principalmente a aspectos químicos (grupo azul) e finalmente um último, relacionado a estudos mais abrangentes ligados às questões ecológicas (grupo vermelho).

Figura 3: a) Análise de co-ocorrência de palavras-chave; b) Análise de MCA com as palavras-chave mais encontradas para o ambiente costeiro marinho.

a)



b)



2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, HIDROLOGIA E SEDIMENTOS NA BACIA DO RIO DOCE

O uso e a ocupação do solo em bacias hidrográficas estão diretamente relacionados com a biodiversidade aquática. As atividades antrópicas modificam significativamente os ciclos hidrológicos, a qualidade da água e os ecossistemas, alterando a flora e a fauna (DONADIO; GALBIATTI; DE PAULA, 2005; PEREIRA-SILVA et al., 2011; VIAROLI et al., 2018; PIRH, 2021).

O uso do solo influencia diversas fases do ciclo hidrológico, como evaporação, transpiração, infiltração e escoamento superficial. Desta forma, afeta a disponibilidade e a qualidade da água. Áreas urbanizadas e atividades como pecuária intensiva causam compactação do solo, reduzindo a infiltração da água, aumentando o escoamento superficial e a erosão. Atividades agrícolas, pecuárias e urbanas podem lançar poluentes, como fertilizantes, agrotóxicos e esgoto sanitário nos corpos d'água, prejudicando a vida aquática. O desmatamento que ocorre em áreas de agricultura e pastagem bem como a expansão urbana diminuem a capacidade do solo de reter água, aumenta a erosão e reduz a biodiversidade, pois fragmenta habitats e diminui a qualidade dos serviços ecossistêmicos. Portanto, o panejamento adequado do uso e ocupação do solo é fundamental para conservação da água e da biodiversidade, podendo evitar perdas de solo, nutrientes e manter o equilíbrio ambiental da bacia (TUCCI, 1998; COLLISCHONN et al., 2007; PAIVA; COLLISCHONN; TUCCI, 2011; HABESSE et al., 2018).

Entre os fatores que influenciam o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas como a do rio Doce estão as precipitações pluviométricas, os tipos e as estruturas geológicas, a topografia, as características da rede de drenagem, o escoamento superficial, as características do sedimento e dos canais hidráulicos e o uso e a ocupação do solo (PIRH, 2021), este último o único de controle direto pela gestão e o que modula vários dos demais, por condicionar a infiltração, o escoamento superficial e a erosão tratados acima. Por sua vez, o transporte de sedimentos pode afetar a biodiversidade, a morfologia dos rios e a qualidade dos ecossistemas aquáticos, a partir de processos de erosão, transporte e deposição de partículas sólidas, que podem ser matéria orgânica ou material inorgânico, influenciando a disponibilidade de habitat, a formação de novos ambientes e a qualidade da água. Relativamente a impactos relacionados com a biodiversidade pode ser citado que o transporte e a deposição de sedimentos criam e modificam habitats aquáticos e ripários, influenciando a distribuição e a abundância de espécies e que a quantidade e o tipo de sedimento em suspensão podem afetar a penetração da luz e a química da água, impactando organismos aquáticos. Processos erosivos intensos podem levar ao assoreamento de rios e reservatórios, reduzindo a profundidade, alterando o fluxo da água e impactando a vida aquática e as comunidades ribeirinhas e a dinâmica dos sedimentos influencia a conectividade de ecossistemas, afetando a dispersão de espécies e as condições gerais da bacia hidrográfica.

Além do exposto acima, é importante considerar que ao longo do rio Doce se encontram empreendimentos hidrelétricos, como os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. A passagem de águas de rios por estes tipos de corpos d’água também pode causar

alterações significativas no regime hídrico, na qualidade da água e na biodiversidade aquática em trechos localizados a jusante.

Sendo assim, informações relacionadas com uso e ocupação do solo, hidrologia e fluxo de poluentes e sedimentos são de grande importância para entendimento e interpretação de monitoramentos relativos à biodiversidade aquática. Desta forma, essa integração de informações a respeito de uso e ocupação e fluxos com dados obtidos em monitoramentos relativos à biodiversidade aquática é de grande valia para a interpretação e compreensão destes dados. Além disto, esta integração pode permitir melhor definição e priorização de ações visando a preservação e a recuperação da fauna e da flora aquática.

2.1 MATERIAL E MÉTODOS

Esta seção reúne os produtos de detalhamento referidos ao uso e ocupação do solo e hidrologia continental, sendo organizada em duas partes. A primeira apresenta o detalhamento metodológico das análises de uso e ocupação do solo e de Unidades de Conservação, dos aspectos hidrológicos, da modelagem de geração e transporte de sedimentos, da influência dos reservatórios e do cálculo dos fluxos de massa. A segunda reúne os resultados suplementares: a síntese das análises de uso e ocupação do solo em escala de bacia e para as 18 unidades hidrológicas compatíveis com a malha do modelo MGB-SED, apresentada em figuras individuais (Figura 7 a 25) e consolidada na Tabela 1; a caracterização das Unidades de Conservação e das Áreas de Preservação Permanente; as séries de vazão, descarga sólida e precipitação; os fluxos instantâneos de nutrientes e metais na estação RDO15; e a avaliação da retenção de sedimentos pelos reservatórios. As análises de uso e ocupação do solo cobrem o período de 1985 a 2024 e as demais, o monitoramento do PMBA/Fest-UFES, de outubro de 2018 a março de 2026.

2.1.1 **Uso e ocupação do solo e Unidades de Conservação**

A presente análise visa caracterizar a evolução da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Doce de 1985 até 2024, fornecendo subsídios para a compreensão dos impactos da dinâmica de uso e ocupação do solo nos corpos hídricos presentes na bacia, assim como na biodiversidade aquática. Para tal, foram utilizadas as imagens da Coleção 10 de uso e ocupação do solo do MapBiomas, cuja resolução espacial é de 30 metros (MapBiomas Project, 2024). A metodologia foi estruturada em duas etapas principais: pré-tratamento das imagens e análise temporal e espacial dos dados, conforme detalhado a seguir.

O pré-tratamento dos dados iniciou com a projeção de todas as imagens para sistema UTM. Em seguida, as imagens foram reclassificadas, de modo a agrupar as condições de uso e ocupação nas seguintes classes: “Agropecuária”, “Áreas Urbanizadas”, “Corpos D’água”, “Floresta”, “Mineração”, “Outras Áreas Não Vegetadas” e “Silvicultura”. Foram estimados os valores de área em percentual e por unidade de área (km^2) para cada classe de uso e ocupação do solo em cada ano. O arquivo resultante foi organizado e reestruturado de modo a permitir as análises subsequentes.

A estrutura metodológica proposta é baseada em cinco diferentes análises, buscando oferecer uma visão robusta e integrada, onde cada técnica busca responder a uma questão fundamental, além de permitir sinergia entre as mesmas, fornecendo uma visão completa do cenário de uso e ocupação na bacia do Rio Doce. As técnicas utilizadas foram estatísticas descritiva (distribuição), análise de tendência, relação temporal, transição, e índices de diversidade. Os resultados foram analisados individualmente e integralmente, levando a uma diagnose robusta.

A aplicação de técnicas de estatística descritiva avalia a distribuição das classes de uso e ocupação do solo (“Agropecuária”, “Áreas Urbanizadas”, “Corpos D’água”, “Floresta”, “Mineração”, “Outras Áreas Não Vegetadas” e “Silvicultura), já apontando indícios sobre a paisagem dominante em cada sub-bacia, se há homogeneidade ou heterogeneidade nas mesmas. A distribuição dos dados foi o primeiro ponto da investigação, sendo estimadas para cada classe de uso e ocupação presente em cada uma das sub-bacias, apresentando medidas centrais e de dispersão, especificamente, média, máximo, mínimo, amplitude e desvio padrão.

A análise de tendência busca investigar a dinâmica temporal, identificando quais classes estão estagnadas, regredindo ou expandindo. Para detecção de tendências foi adotado o método de Mann-Kendall, por se tratar método não paramétrico, comumente utilizado para detectar tendências monotônicas em séries temporais, apontando se existe uma tendência monotônica e se esta é ou não significativa. Por sua vez, Sen’s Slope estima a magnitude de tal tendência, fornecendo um valor quantitativo da oscilação da variável analisada, consoante a unidade desta, sendo também método não paramétrico.

Em seguida foram geradas matrizes de correlações entre as classes, após analisar o comportamento dos dados e observar a presença de autocorrelação, típica de séries temporais de uso e ocupação do solo, optou-se por elaborar as matrizes a partir das diferenças anuais de cada classe para cada ano, ou seja, a variação de área real ocupada por uma determinada classe para um ano específico. Assim a matriz de correlação é referente ao período de 1986 até 2024, visto que o ano de 1985 é o ano de referência para a primeira estimativa de variação. Esta análise objetivou identificar se as variações anuais de uma classe estão associadas a variações anuais de outra. Em seguida os dados foram analisados quanto aos pressupostos para a aplicação do método de Pearson, entretanto verificou-se que para a maioria dos casos os dados violavam tais pressupostos, optou-se então pelo método de correlação de Kendall, método não paramétrico e robusto.

A análise de transição busca complementar a narrativa da mudança, identificando espacialmente a conversão do uso do solo. Após a construção das matrizes de correlação, foram elaborados os mapas de transição entre os períodos analisados utilizando o programa QGIS, especificamente os métodos r.cross e r.report. A função r.cross identifica a transição entre as classes entre duas imagens, tendo sido utilizadas as imagens referentes aos anos inicial (1985) e final (2024) da série histórica, já a função r.report apresenta os valores numéricos das transições. Considerando que existem 7 classes, mas que nem todas estão presente em todas as sub-bacias, foram geradas cerca de 40 transições, gerando uma extensa legenda, o que dificulta a visualização e interpretação, portanto, a legenda foi agrupada

em oito grupos, sendo um referente a ausência de mudanças e os demais apontando a redução de cada classe.

A análise de diversidade busca caracterizar a heterogeneidade da paisagem, identificando o grau de dominância, riqueza e equabilidade das classes de uso e ocupação do solo em cada sub-bacia. Para caracterizar a diversidade estrutural da paisagem, foram estimados três índices de diversidade para cada uma das sub-bacias, sendo Índices de Shannon-Wiener (riqueza e equitabilidade combinadas), Simpson (1-D, ou seja, mede a probabilidade de dois indivíduos pertencerem a espécies diferentes) e Pielou (que mede equitabilidade, a uniformidade da distribuição das áreas entre as classes).

Essa abordagem permite avaliar mudanças na estrutura da paisagem ao longo do tempo, sem inferir diretamente sobre atributos ecológicos como resiliência ou qualidade ambiental. Em um primeiro momento, a metodologia foi aplicada à bacia do Rio Doce, e em seguida a mesma foi subdividida em 18 unidades hidrológicas, sendo 17 sub-bacias de afluentes do Rio Doce e 1 unidade referente à área marginal ao rio doce, divisão essa condizente com a adotada no modelo MGB-SED, modelo este responsável pelas simulações referentes aos dados de sedimentos dispostos no presente relatório.

Para caracterização geral das Unidades de Conservação na bacia do rio Doce, foi utilizado o arquivo vetorial obtido no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) na versão disponibilizada em março de 2026. Em seguida procedeu-se com a padronização para a base de trabalho, sendo recortado para o limite da bacia hidrográfica do Rio Doce (o qual foi obtido junto à Agência de Água do CBH Doce, a AGEDOCE) e reprojetado. A operação de recorte foi executada por meio de interseção espacial entre a camada do CNUC e o polígono da bacia.

Para cada UC, foram calculados quatro campos de área: a área total segundo o CNUC (em km²), a área efetiva dentro da área de interesse (em km²), a diferença percentual entre as duas e o percentual da UC inscrito na bacia. As UCs foram então classificadas em Totalmente e Parcialmente, referindo-se as Unidades cujo território se encontram totalmente ou parcialmente dentro da bacia.

Posteriormente, os dados de UCs foram extraídos por UPGRHs, que são empregadas aqui como unidade de estratificação espacial, para permitir analisar em maior profundidade a distribuição das UCs em diferentes áreas da bacia e assim possibilitar, futuramente, articular os achados dessa análise com estudos de planejamento e gestão de recursos hídricos, como por exemplo, os Planos de Recursos Hídricos (PRH).

No decorrer da análise foi notada a sobreposição de algumas UCs, situação observada, por exemplo, quando Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) estão inseridas no interior de Áreas de Proteção Ambiental (APAs). Para fins de quantificação da cobertura efetiva de UCs foi empregada a operação de dissolução geométrica do conjunto de UCs, procedimento que elimina a dupla contagem decorrente das sobreposições entre diferentes UCs.

Cabe registrar que a área dissolvida é utilizada exclusivamente para fins de avaliação da área efetivamente protegida, pois a área individual de cada UC é mantida integralmente nos demais cálculos,

preservando a identidade legal e geométrica de cada unidade. As sobreposições espaciais entre pares de UCs foram identificadas por meio de interseção, com filtro de exclusão de auto interseções. Para cada par sobreposto, foram registrados a área de sobreposição, o código da UC sobreposta e o tipo de sobreposição.

A caracterização do uso e ocupação do solo no interior das UCs foi realizada a partir de imagem disponibilizada pelo MapBiomas, Coleção 10, referente ao ano de 2024, com resolução espacial de 30 metros. As UCs foram primeiramente estratificadas em duas categorias de confiabilidade analítica com base na área efetiva dentro da bacia:

- Estrato A- UCS cuja área dentro da bacia é maior e/ou igual a1 km², para as quais se apresenta análise quantitativa completa;
- Estrato B - UCS cuja área dentro da bacia é menor que 1 km².

A estratificação se deu em razão do efeito dominante da resolução espacial das imagens de uso e ocupação, e a proporção de pixels de borda em relação ao total. Áreas muito pequenas e com uma proporção desfavorável de pixels inviabiliza estimativas quantitativas confiáveis.

A análise é apresentada em três recortes distintos: conjunto da bacia, regime de manejo (Proteção Integral e Uso Sustentável) e comitê de bacia (UPGRH).

Assim como na análise de uso e cobertura do solo, as classes foram reclassificadas em sete. A composição foi obtida por contagem de pixels por classe dentro de cada UC (regra do centro do pixel, sem reamostragem). Cada uso é convertido para km² e agregado aos quatro recortes.

Ressalvas de leitura. (i) As áreas usam soma simples, quando uma UC de Proteção Integral está aninhada em uma APA, o mesmo terreno é contado nos dois regimes; por tanto Proteção Integral e Uso Sustentável não devem ser somados como se fossem áreas disjuntas. (ii) A análise é por área absoluta, não por densidade: ao comparar comitês, não se deve deixar o tamanho relativo das UPGRH pesar na interpretação. (iii) A UPGRH é usada como unidade de estratificação espacial, não como instância de gestão das UCs (competência do SNUC).

2.1.2 **Aspectos Hidrológicos**

Para os aspectos hidrológicos, foram incluídas análises de produção de água, velocidades médias relativas aos rios principais, fluxos de metais e nutrientes e influência do reservatório da usina hidrelétrica Eliezer Batista, conhecida como UHE Aimorés.

Para simular o comportamento hidrológico na bacia do rio Doce, as estações pluviométricas e fluviométricas foram divididas em dois períodos, um com pelo menos 30 anos de dados contínuos (1985-2014) e um com dados a partir de outubro de 2018 (durante o PMBA/Fest-UFES), sendo que para este segundo período foram utilizados dados de estações telemétricas com menor número de falhas. Também foi feita análise específica da influência do reservatório da UHE Aimorés, considerando

os dados de estações próximas a montante e a jusante do mesmo, tanto nos dias anteriores quanto durante as campanhas de monitoramento. Sendo assim, como o reservatório mostrou ter influência significativa sobre as vazões do Rio Doce nas proximidades de sua foz, as descargas líquidas foram calculadas de forma global para a parte da bacia situada a montante do reservatório, sendo que somente na parte a jusante do mesmo foram calculadas as contribuições por sub-bacias, ou seja, dos rios Manhuaçu, Guandu, Santa Joana, Santa Maria do Rio Doce, São José e Pancas.

As modificações hidrodinâmicas têm implicações relevantes na qualidade da água, podendo favorecer, por exemplo, a sedimentação de partículas e o acúmulo de matéria orgânica, com possíveis efeitos sobre a disponibilidade de oxigênio e a biodiversidade aquática. Além disso, a presença de múltiplos usos do solo ao longo da bacia, como áreas urbanas, agrícolas e de mineração, pode agravar os efeitos das mudanças no regime de fluxo, intensificando a carga de sedimentos e contaminantes transportados até os corpos d'água. Estudos que avaliem previamente a influência dos reservatórios são fundamentais para o planejamento integrado dos recursos hídricos e para a adoção de medidas de mitigação e gestão ambiental em escala de bacia. Sendo assim, foi realizada uma análise da influência do reservatório da UHE Aimorés (Eliezer Batista), uma vez que este é último reservatório a montante da foz da bacia do Rio Doce. Os cálculos e a metodologia detalhada se encontram descritas no Material Suplementar do tema "Integração Fluvio-Estuarina" (RT-46 PMBA-FEST/UFES).

Para o cálculo da produção de água da bacia e das velocidades médias dos rios principais da bacia para os períodos de 7 dias antecedentes às campanhas e durante as campanhas de monitoramento, foi utilizado o modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool), desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos em parceria com a Universidade Texas A&M, amplamente utilizado no mundo todo. Foram utilizados o Modelo Digital de Elevação da bacia, bem como mapas pedológico e de uso e ocupação do solo, com refinamento realizado em 2018. Os dados de solo da bacia, para adequação do modelo, foram retirados de levantamentos exploratórios de reconhecimento de solos, tanto para a porção mineira quanto para a porção capixaba (PANOSO, 1978; JACOMINE et al., 1979; PANOSO, 1980; MOTTA et al., 2004; IBGE, 2007). Os dados de parâmetros relacionados às classes de uso do solo foram retirados do banco de dados existente no modelo. Também foram adicionados dados climáticos (precipitação, temperatura, umidade, radiação solar e vento). Os parâmetros do modelo foram calibrados com base em valores da literatura e análise técnica, bem como avaliado seu desempenho, conforme detalhamento descrito no Material Suplementar do tema "Integração Fluvio-Estuarina" (RT-46 PMBA-FEST/UFES), contendo as fontes de todas as informações e mapas, bem como resultados da calibração e validação do modelo SWAT.

Os dados de nutrientes (i.e., nitrogênio e fósforo) e metais foram fornecidos pelo Tema Dulcícola, Área Físico-Químico, no âmbito do PMBA/Fest-UFES. A partir destes dados e dos obtidos na presente linha de ação, foram estimados os fluxos instantâneos de nutrientes e metais, determinados pelos produtos Descarga Líquida x Concentração.

2.1.3 **Precipitação, Geração e Transporte de Sedimentos**

Os mapas de precipitações acumuladas médias foram obtidos a partir de interpolação dos dados de chuva das estações pluviométricas espalhadas na bacia do Rio Doce, as mesmas utilizadas para a simulação hidrológica que deu origem aos resultados de produção de água, descritos na seção anterior. Os dados foram consistidos em laboratório e os detalhes metodológicos a respeito das mesmas se encontram descritos no Material Suplementar do tema “Integração Fluvio-Estuarina” (RT-46 PMBA-FEST/UFES). Os dados das estações foram compilados em tabelas e adicionados ao software ArcGis, onde foram produzidos arquivos do tipo raster, apresentando a interpolação para períodos chuvosos e secos da série histórica anterior ao rompimento da barragem de Fundão (1985-2014) e durante os anos de monitoramento (outubro de 2018 a março de 2025).

A geração de sedimentos na bacia do Rio Doce e o transporte de sedimentos nos seus rios foram avaliados com o uso do modelo hidrossedimentológico MGB-SED (Buarque 2015; Fagundes et al., 2020, 2021; Föeger et al., 2022), o qual integra um módulo de erosão e transporte de sedimentos no Modelo de Grandes Bacias (MGB) (COLLISCHONN et al., 2007; Paiva et al., 2011; Pontes et al., 2017). O MGB, desenvolvido para simulações diárias em grandes bacias hidrográficas (maiores que 1.000 km^2), utiliza equações físicas e conceituais para representarem o ciclo hidrológico (BATES et al., 2010; PONTES et al., 2017). Assim, o MGB-SED é composto por dois módulos principais: o módulo hidrológico/hidráulico, que simula o escoamento superficial e a evapotranspiração, e o módulo de sedimentos, que estima a geração e o transporte de sedimentos com base nas informações hidrológicas obtidas do MGB (BUARQUE, 2015).

A estrutura do modelo divide a bacia em sub-bacias e mini bacias (área de drenagem de cada trecho de drenagem), onde os processos de geração de sedimentos são estimados por unidade de resposta hidrológica (regiões hidrologicamente homogêneas, definidas a partir da combinação de mapas de tipo e de uso do solo), por meio da equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (WILLIAMS, 1975). Os sedimentos são classificados em silte, argila e areia e a sua propagação é controlada por reservatórios lineares. O transporte de sedimentos em suspensão ao longo dos canais é realizado utilizando equação de transporte unidimensional, sem o termo de difusão, para partículas de silte e argila. No caso da areia, é utilizada a equação da continuidade de Exner, visto estas partículas serem transportadas como carga de fundo (BUARQUE, 2015). O modelo também avalia o impacto dos reservatórios na dinâmica hidrossedimentológica da bacia (FAGUNDES et al., 2023) e considera a troca lateral de sedimentos em suspensão entre os rios e as suas planícies de inundação (FÖEGER et al., 2022).

Para simular o transporte de sedimentos na bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, foram incorporadas no MGB-SED equações de ressuspensão de sedimentos finos propostas por Krishnappan (2000). No Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025) a estação E0MG obteve quantitativo suficiente de dados para traçar curvas-chave de descarga sólida em suspensão (apresentada na Figura 6). Com base nesses resultados, foram feitos ajustes adicionais que incorporaram as informações dos pontos amostrais RDO15 (E21 – Linhares) e E0MG (Tumiritinga),

refinando o modelo MGB-SED para a bacia do Rio Doce. À medida que novos dados de monitoramento forem obtidos, espera-se realizar reajustes no modelo sempre que necessário. Dessa forma, os resultados apresentados neste relatório não devem ser comparados diretamente aos resultados dos relatórios anteriores como uma simples atualização da série, uma vez que foram obtidos a partir de uma estrutura hidrológica atualizada e de um conjunto de dados de monitoramento ampliado.

A aplicação do modelo MGB-SED compreende uma série de procedimentos metodológicos voltados à caracterização topológica da bacia do Rio Doce, bem como à integração de diferentes fontes de informação, incluindo dados hidrológicos (chuva e vazão), concentrações de sedimentos em suspensão, características de reservatórios, variáveis climáticas e volumes de depósitos de MLD considerados na modelagem hidrossedimentológica. Esses procedimentos, assim como os resultados da calibração e validação do modelo MGB-SED, estão detalhadamente apresentados no Material Suplementar referente ao tema “Integração Flúvio-Estuarina” (RT-46 PMBA-FEST/UFES).

Medições de vazão e fluxos d’água foram feitas com ADCP River Ray, em seções transversais do Rio Doce nas estações amostrais apresentadas na Figura 4. A estação E0MG está localizada a montante da UHE Aimorés, localizadas no setor calha. Os fluxos de sedimentos medidos na estação RDO15 (E21 – Linhares), representa o montante produzido na bacia do Rio Doce. Os processamentos dos dados de fluxos foram feitos no software Winriver II da RD Instruments, a partir dos dados monitorados com o ADCP. Foram feitos ajustes de curvas-chave com os dados de cota e vazão obtidos nas datas das campanhas (Figura 5). A partir da equação estabelecida, usando dados de níveis d’água, foram estimadas as vazões médias diárias, para as estações E0MG e RDO15. Os dados de vazão foram avaliados segundo suas sazonalidades.

Figura 4: Posicionamento das Estações RDO15 e E0MG em relação às UHEs localizadas no Rio Doce (setor calha).

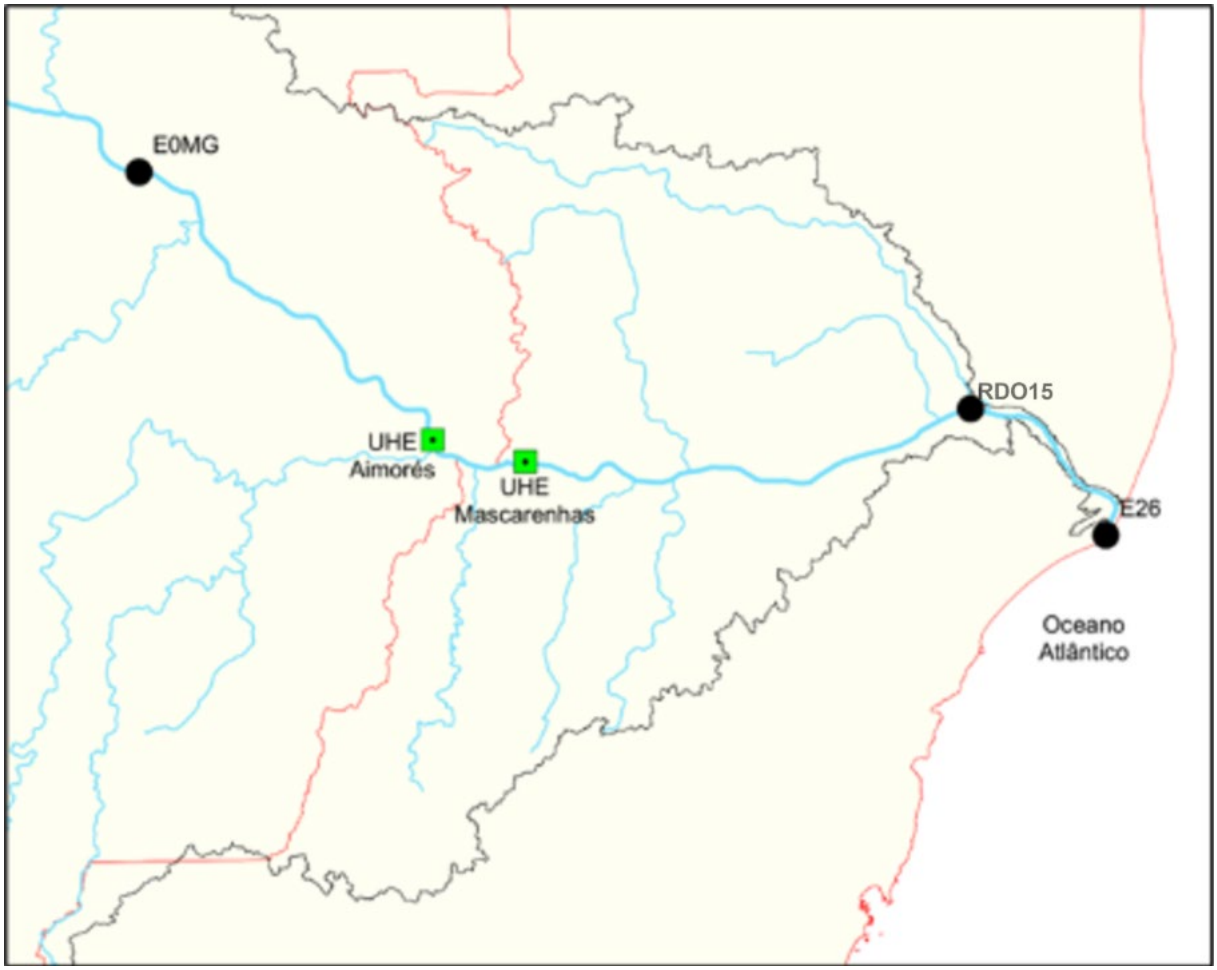
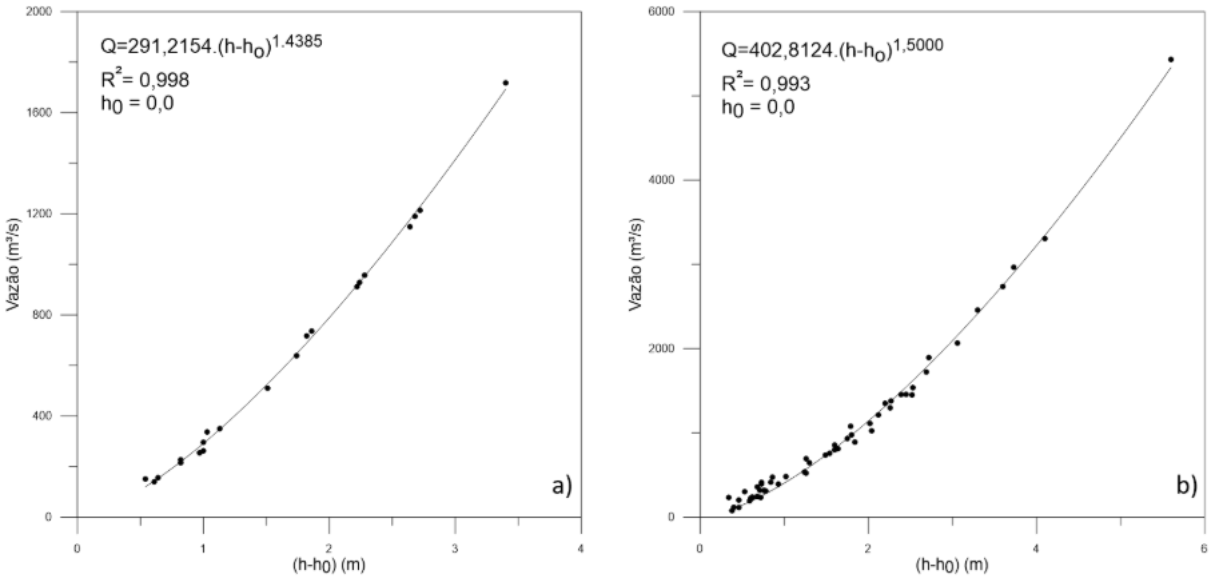


Figura 5: Curvas-chave das estações a) E0MG (Tumiritinga) e b) RDO15 (E21 - Linhares) – Rio Doce, setor calha.



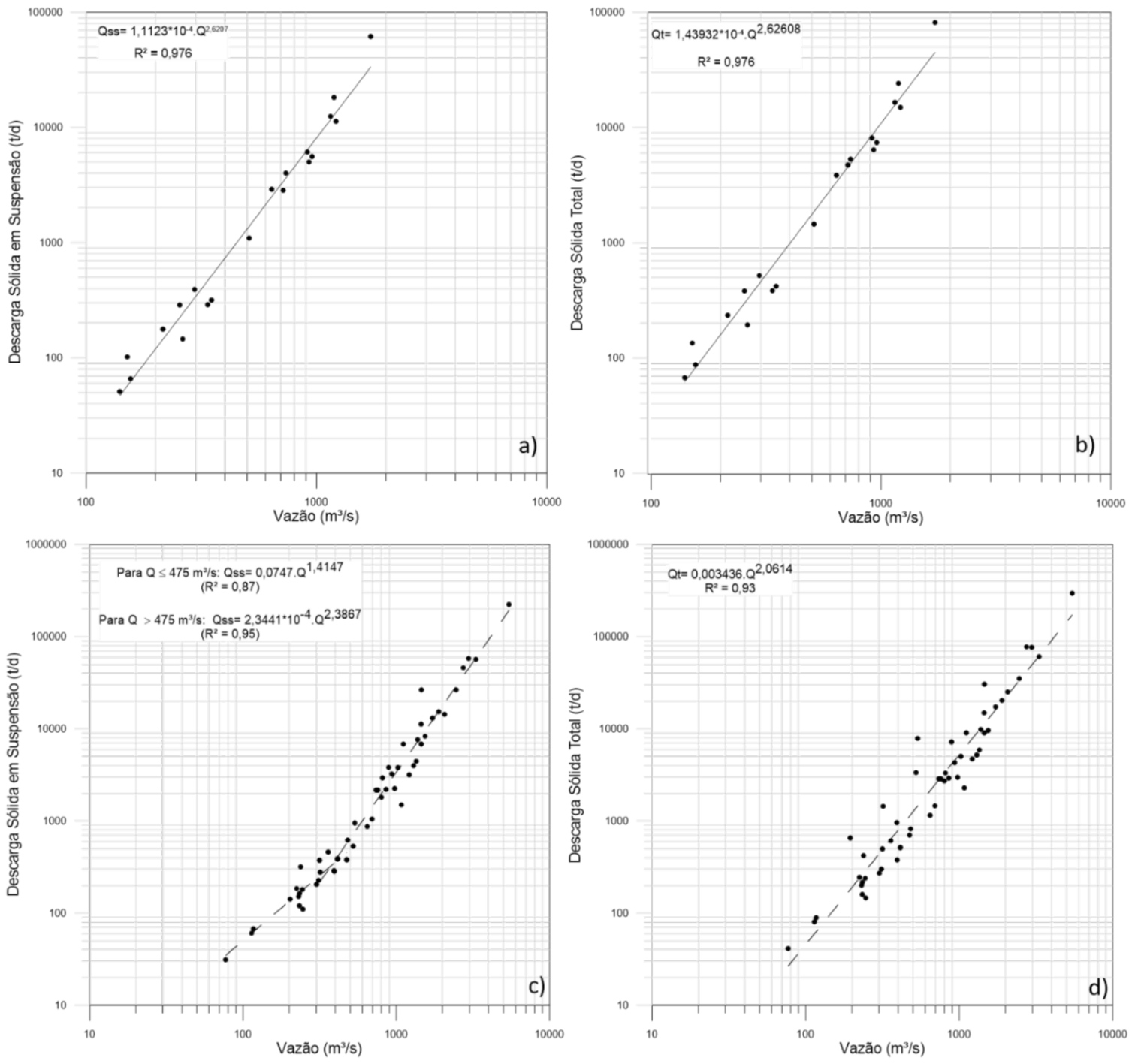
Para estimativas de descargas sólidas foram coletadas amostras da mistura água/sedimentos para análise de sedimentos suspensos, e amostras de sedimentos de fundo. As medições de descargas sólidas de sedimentos em suspensão foram realizadas pelo método Igual Incremento de Largura (IIL), com uso de amostrador de integração na vertical. Foram coletadas amostras de sedimento de fundo, com uso de draga, para determinação das distribuições granulométricas dos materiais dos leitos. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e identificadas. Todas as amostras coletadas foram enviadas ao LABHIDRO/UFES para análises de concentração e granulometria de sólidos suspensos e de fundo.

As análises relativas a sedimentos foram feitas conforme apresentado por Carvalho (2008). Os dados para elaboração das curvas granulométricas dos sedimentos em suspensão foram obtidos através do Método do Tubo de Retirada pela Base. A classificação granulométrica dos sedimentos suspensos foi feita segundo a American Geophysical Union. As concentrações de sólidos suspensos e dissolvidos foram determinadas pelo mesmo método de análise, sendo obtidas concentrações de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos em planilhas de cálculo. As curvas granulométricas foram obtidas a partir dos resultados das análises dos sedimentos realizadas pelo Método de Peneiramento. A classificação granulométrica dos sedimentos de fundo foi feita segundo metodologia indicada pela American Geophysical Union.

A equação Qss = 0,0864.Q.Css foi utilizada nas estimativas de descargas sólidas em suspensão, na qual Qss é a descarga sólida em suspensão (t/d); Q é a vazão (m^3/s) e Css é a concentração de sedimentos suspensos (mg/L): As descargas sólidas totais foram estimadas pelo Método de Einstein modificado por Colby e Hembree (1955). Por este método as descargas totais de sedimentos são obtidas a partir de medições de descargas de sedimentos em suspensão na parte superior da seção de escoamento, entre a superfície e pontos localizados a uma pequena distância do fundo, e de extrapolação das cargas em suspensão medidas para a faixa situada próxima ao fundo (CARVALHO, 2008). Os cálculos foram feitos a partir de parâmetros hidráulicos correspondentes às seções monitoradas, considerando as características do material amostrado em suspensão e no leito. Foram utilizados dados de: vazão, velocidade média de escoamento, área da seção transversal, largura da seção transversal, profundidade média das verticais de coletas de sedimentos, concentração de sedimentos em suspensão, distribuição granulométrica de materiais do leito e em suspensão e temperatura da água coletados na seção. Com uso da metodologia descrita, obteve-se descargas sólidas em suspensão, descargas sólidas por arraste e, também, descargas sólidas totais.

Estabelecidos os valores de descargas de sedimentos, foram feitos ajustes de curvas “vazão x descargas de sedimentos em suspensão” e “vazão x descargas de sedimentos totais” (Figura 6). As equações estabelecidas foram utilizadas para as estimativas de descargas sólidas médias diárias para a estação RDO15 (E21). Foram elaborados gráficos com as séries históricas de vazões e de descargas de sedimentos suspensos e totais.

Figura 6: Curvas-chave de descarga de sedimentos suspensos e de descarga de sedimentos totais das estações E0MG (Tumiritinga (a) e (b)) e RDO15 (E21 - Linhares (c) e (d)) – Rio Doce, setor calha.



2.1.4 Influência de Reservatórios na vazão e Sedimentos

A partir dos dados de sedimentometria monitorados nas estações E0MG e RDO15, foram feitas estimativas de pesos de sedimentos retidos por mês nos reservatórios das UHEs Aimorés e Mascarenhas.

No modelo MGB-SED, o percentual de retenção de sedimentos em suspensão pelos reservatórios foi estimado com base no balanço entre a soma da descarga sólida afluente (que chega ao reservatório) e a soma da descarga sólida defluente (escoamento a jusante). Essa abordagem permite quantificar a eficiência dos reservatórios na retenção de sedimentos ao longo do tempo, considerando as variações nas entradas e saídas de carga sólida em suspensão.

2.1.5 Fluxos de massa na estação RDO15

Os fluxos instantâneos de nutrientes e metais foram obtidos pelo produto entre a descarga líquida medida em cada campanha e a concentração correspondente do parâmetro, e são expressos em toneladas por dia. As descargas líquidas provêm das medições de vazão realizadas na estação RDO15 (E21, Linhares) ao longo das 58 campanhas do monitoramento, das quais 35 em período chuvoso, de outubro a março, e 23 em período seco, de abril a setembro. As concentrações foram fornecidas pelo Tema Dulcícola, Área Físico-Química, no âmbito do PMBA/Fest-UFES. Os valores apresentados na Tabela 5 correspondem às médias e aos máximos por período hidrológico, e não a médias ponderadas no tempo, uma vez que as campanhas não se distribuem uniformemente ao longo do ano.

3 RESULTADOS

3.1 SÍNTESE DAS ANÁLISES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A seguir são sintetizados os resultados das análises de uso e ocupação do solo empregadas, sendo primeiramente apresentados aqueles relativos à bacia hidrográfica do rio Doce, e em seguida para as demais sub-bacias. Os resultados são compostos de seis itens, sendo estes:

a) Tendência e taxa de crescimento: as classes de uso e ocupação foram agrupadas de acordo com suas tendências globais ao longo de suas respectivas séries temporais em “Crescente”, “Decrescente” e “Sem tendência”, neste caso para aquelas que não apresentaram tendência de crescimento ou redução. São apresentados, também, o resultado do “Estimador de Sen”, em km^2/ano, e o valor de Coeficiente de Correlação Tau de Kendall, expressando a correlação entre a classe e o tempo.

b) Correlação Temporal entre classes: Matriz simétrica dos coeficientes Tau de Kendall calculados entre as séries anuais de área de cada par de classes. A medida indica se duas classes variaram de forma concordante (positivo) ou discordante (negativo) ao longo do tempo, e não sua contiguidade ou sobreposição espacial. O coeficiente é adimensional e varia de −1 a 1; a escala cromática emprega tons frios para valores negativos e tons quentes para positivos, e as células com borda preta assinalam as correlações estatisticamente significativas.

c) Índices de Diversidade da paisagem: Séries anuais de três índices calculados sobre as proporções de área ocupadas pelas sete classes, que descrevem a paisagem como uma distribuição e não classe a classe. O índice de Shannon-Wiener (H') é sensível simultaneamente ao número de classes presentes e ao equilíbrio entre elas. O índice de Gini-Simpson (1 − D) expressa a probabilidade de dois pontos sorteados ao acaso na bacia pertencerem a classes distintas e é mais influenciado pelas classes dominantes. A equabilidade de Pielou (J) normaliza H' pelo seu valor máximo e isola o componente de equilíbrio, independentemente do número de classes.

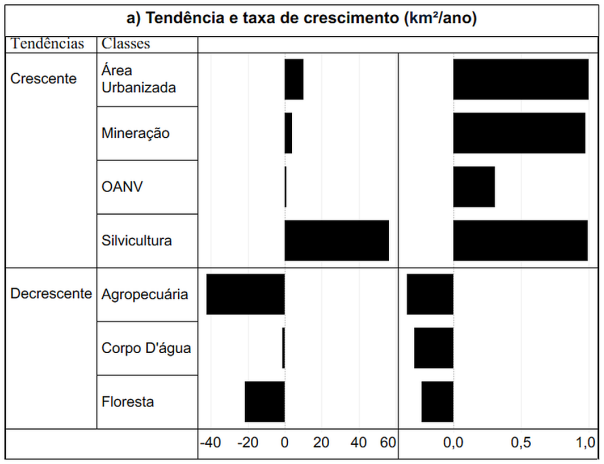
d) Estatísticas Descritivas por classe Média, máximo, mínimo e desvio-padrão da área ocupada por cada classe ao longo dos quarenta anos, em km². Os valores permitem dimensionar a amplitude de variação de cada classe frente à sua própria extensão média.

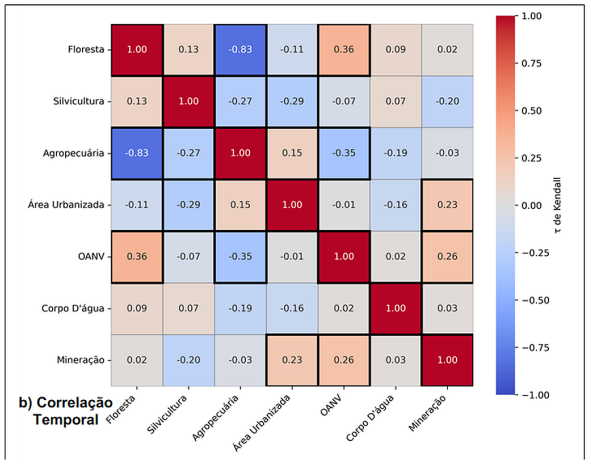
e) Diagrama de Sankey das transições: Fluxos de área entre as classes de uso e ocupação, do estado de 1985, na coluna à esquerda, para o de 2024, na coluna à direita, expressos como percentual da área total da bacia. A largura de cada faixa é proporcional à área transferida, e as faixas que atravessam o diagrama representam as conversões entre classes distintas, enquanto as horizontais representam a permanência.

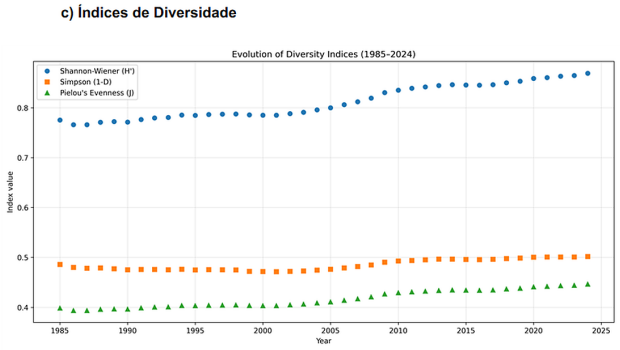
f) Mapa de Transição: Espacialização das mudanças ocorridas entre 1985 e 2024, na qual cada porção da bacia é classificada segundo a classe que perdeu área naquele local, além da categoria de áreas sem mudança, que corresponde à maior parte do território.

A Figura 7 apresenta síntese dos resultados para a bacia do rio Doce, sendo:

Figura 7: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Doce. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

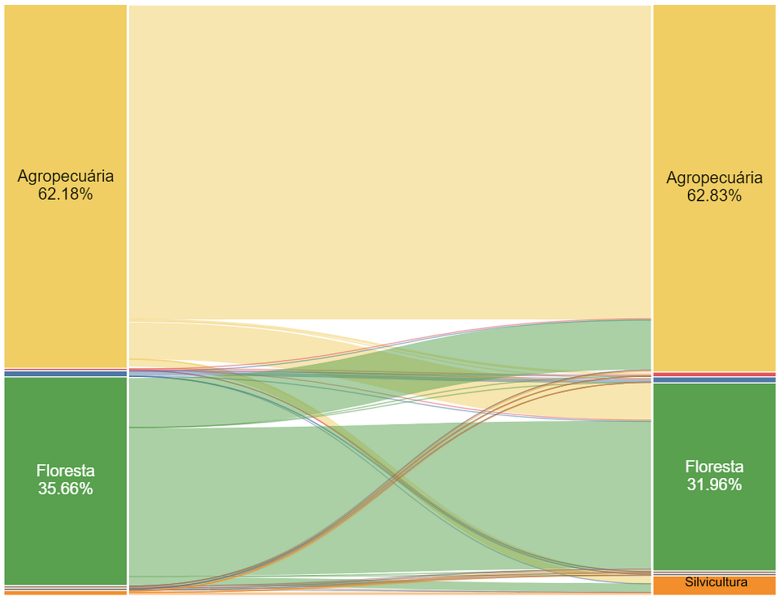


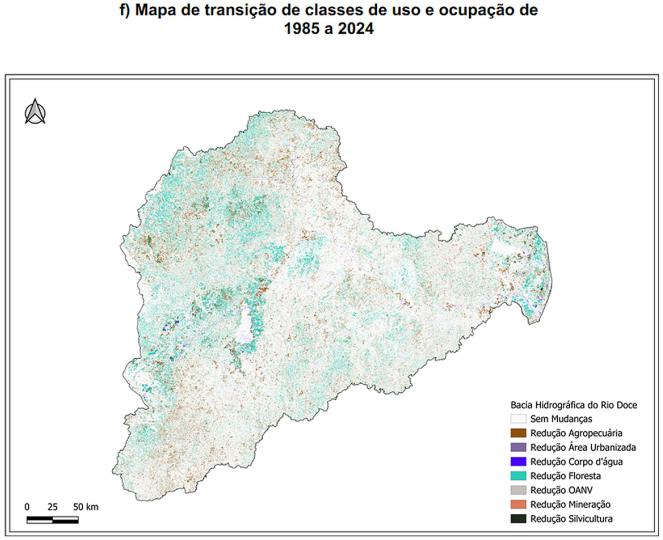




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	55.693	57.078	54.091	896
Área Urbanizada	455	653	259	119
Corpo D'água	719	773	660	31
Floresta	28.120	31.021	27.130	833
Mineração	120	235	56	50
OANV	71	221	49	29
Silvicultura	1.813	2.778	581	674





Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 64,02 % da área total da bacia, seguida da classe Floresta, com 32,32%.

Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de +10,20 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,99; taxa de +56,31 km²/ano) e Mineração (Tau = 0,98; taxa de +3,77 km²/ano). A classe Outras Áreas não Vegetadas apresentou tendência estatisticamente significativa de menor magnitude (Tau = 0,31; taxa de +0,75 km²/ano). Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Agropecuária e Corpo D'água.

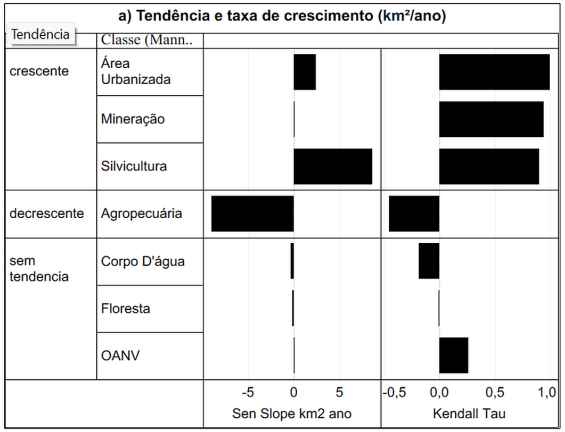
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,83), Floresta e Outras Áreas não Vegetadas (0,36) e Agropecuária e Outras Áreas não Vegetadas (-0,36).

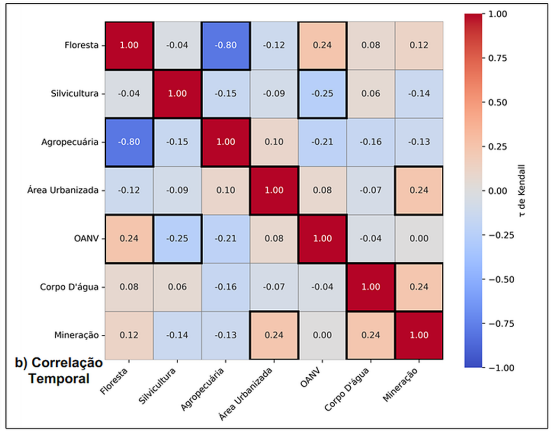
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Floresta para Agropecuária (7.455,08 km²), a classe Agropecuária para Floresta (5.476,27 km²) e Floresta para Silvicultura (1.234,12 km²).

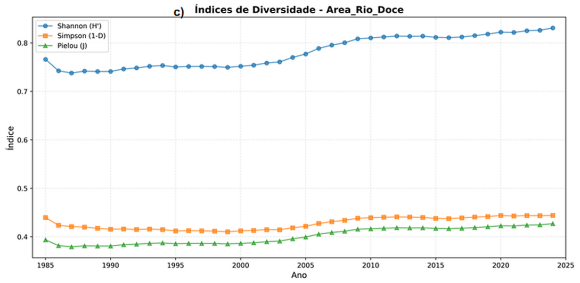
Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4861 para 0,5019) e um aumento do Índice de Shannon (0,7754 para 0,8691), além de aumento do Índice de Pielou (0,3985 para 0,4466), sugerindo uma paisagem que apresentou incremento na diversidade e na equabilidade, tornando-se mais heterogênea ao longo dos 40 anos analisados.

A seguir são discretizados e sistematizados os resultados para cada sub-bacia.

Figura 8: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na unidade Área do rio Doce (ARD). a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição. e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

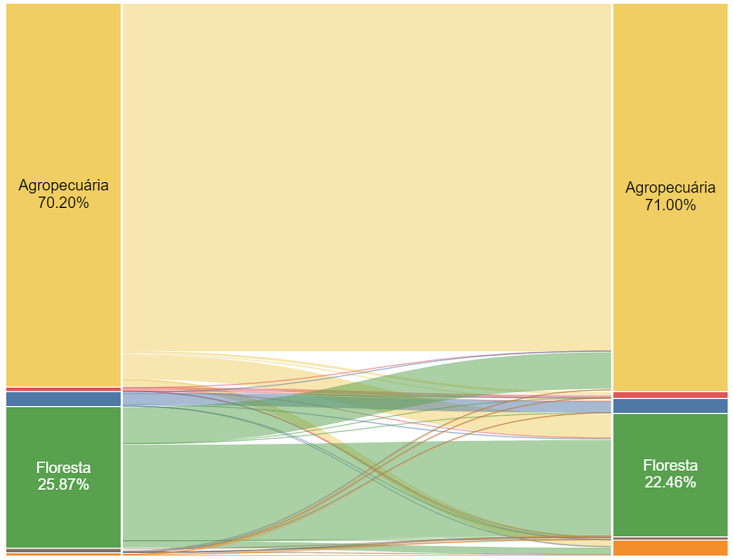


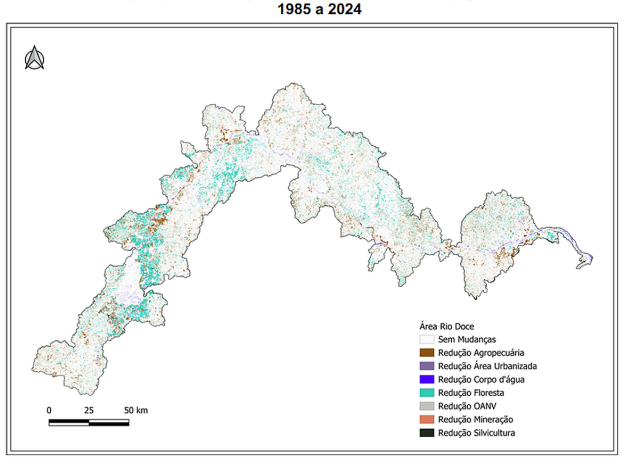




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	11.056	11.286	10.764	155
Área Urbanizada	143	186	94	29
Corpo D'água	371	388	348	10
Floresta	3.482	3.967	3.333	121
Mineração	0	1	0	0
OANV	13	71	7	11
Silvicultura	268	422	49	106





Área Total de Referência: Apresenta área de 15.333,67 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 72,10% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 22,71%.

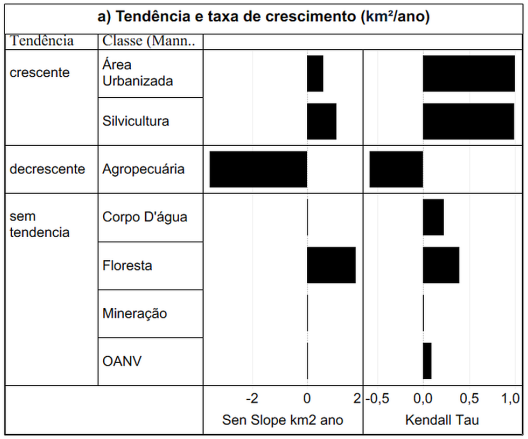
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 2,41 km²/ano), Mineração (Tau = 0,94; taxa de 0,02 km²/ano) e Silvicultura (Tau = 0,90; taxa de 8,66 km²/ano). A classe Agropecuária apresentou tendência estatisticamente significativa de menor magnitude (Tau = -0,46; taxa de -9,02 km²/ano). Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Outras Áreas não Vegetadas e Corpo D'água.

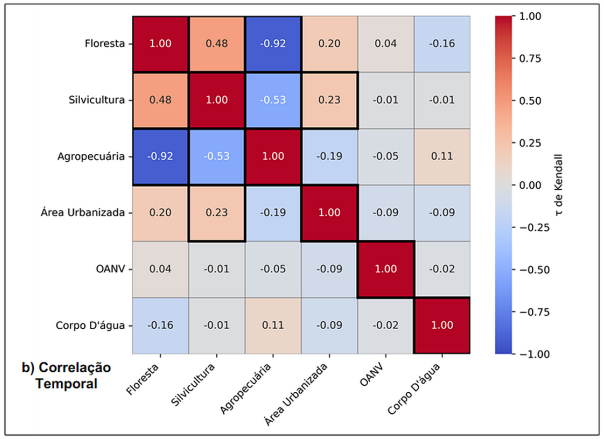
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,80), Silvicultura e Outras Áreas não Vegetadas (-0,25) e Floresta e Outras Áreas não Vegetadas (0,24).

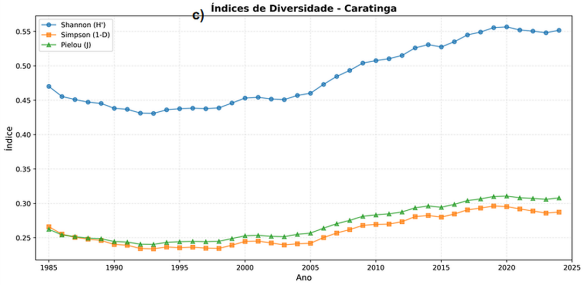
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Floresta para Agropecuária (1.034,93 km²), classe Agropecuária para Floresta (687,79 km²) e Floresta para Silvicultura (206,33 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4396 para 0,4440) e um aumento do Índice de Shannon (0,7660 para 0,8308), além de aumento do Índice de Pielou (0,3936 para 0,4270), sugerindo uma paisagem que se tornou mais heterogênea e equitativa na distribuição dos usos do solo.

Figura 9: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Caratinga. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

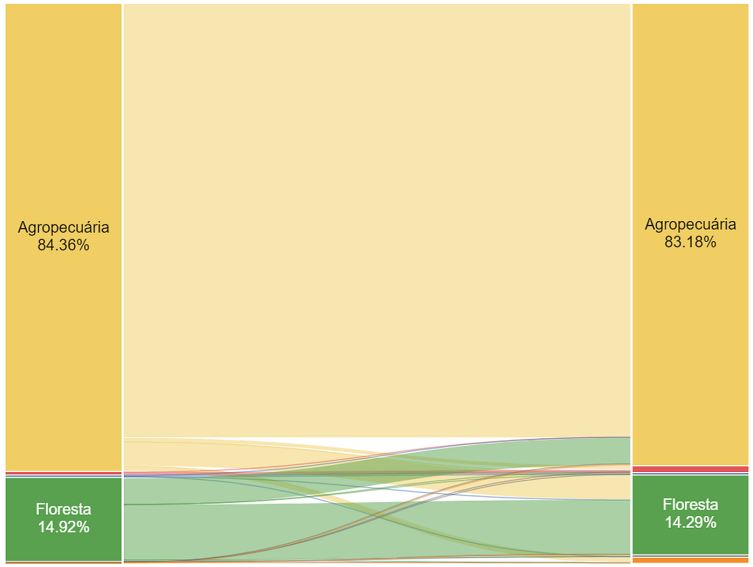


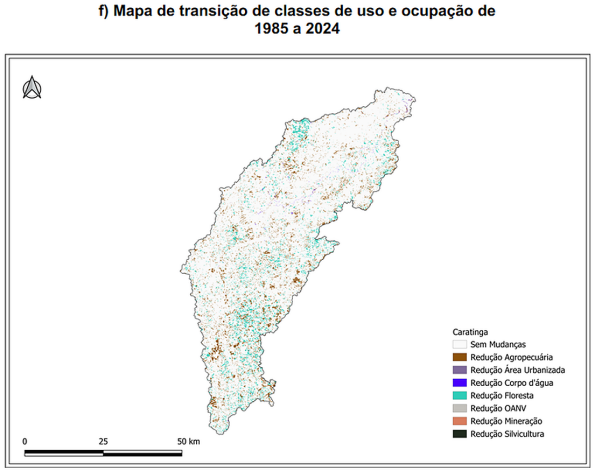




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	2.745	2.799	2.666	46
Área Urbanizada	21	34	11	7
Corpo D'água	10	11	8	1
Floresta	442	492	402	29
OANV	1	3	1	0
Silvicultura	14	35	1	13





Área Total de Referência: Apresenta área de 3.232,28 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 84,92% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 13,67%.

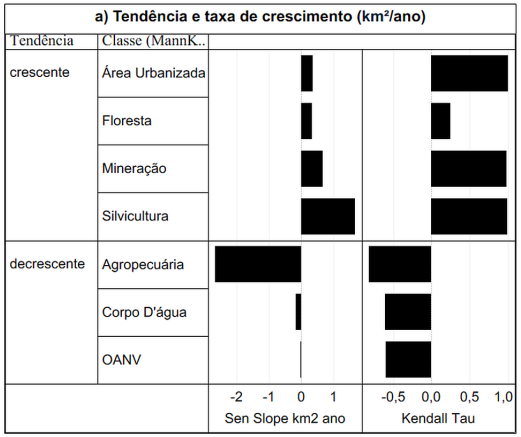
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,60 km²/ano), Silvicultura (Tau = 1,00; taxa de 1,06 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,58; taxa de -3,52 km²/ano). As classes Floresta e Mineração não apresentaram tendência significativa (Floresta: Tau = 0,40, p=0,0601; Mineração: Tau = 0,00, p=1,00). Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Outras Áreas não Vegetadas, Corpo D'água e Mineração.

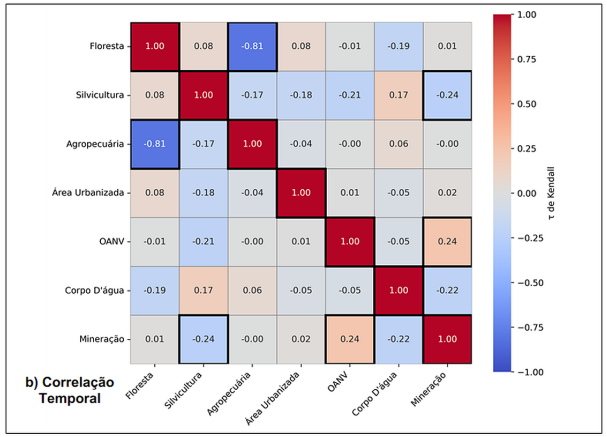
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,92), Silvicultura e Agropecuária (-0,53) e Floresta e Silvicultura (0,48).

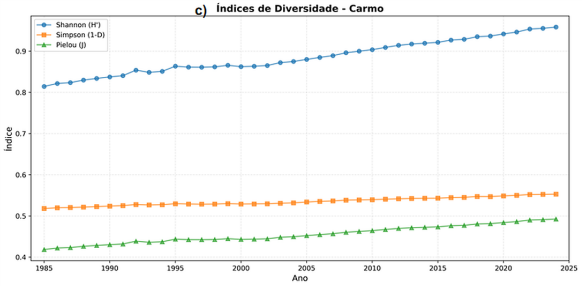
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (permanência), Floresta para Agropecuária (155,16 km²) e Agropecuária para Floresta (138,66 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,2661 para 0,2874) e um aumento do Índice de Shannon (0,4701 para 0,5517), além de aumento do Índice de Pielou (0,2624 para 0,3079), sugerindo uma paisagem que apresentou incremento da diversidade e da equabilidade, embora ainda fortemente dominada pela agropecuária.

Figura 10: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Carmo. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

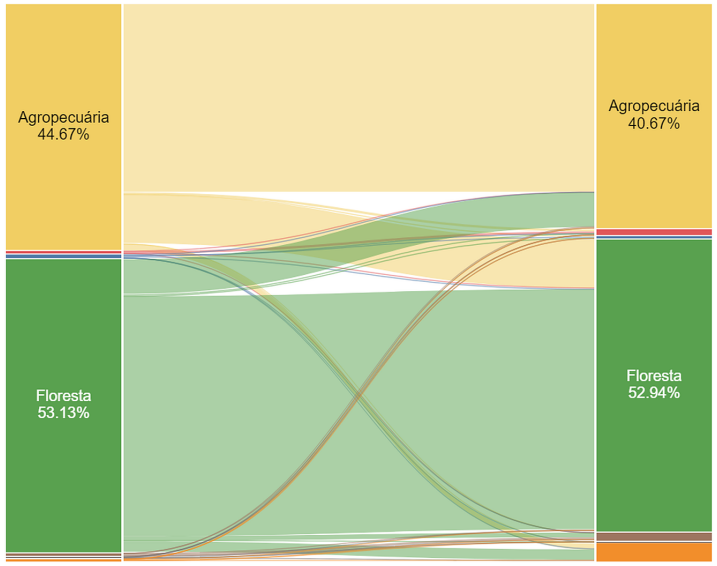


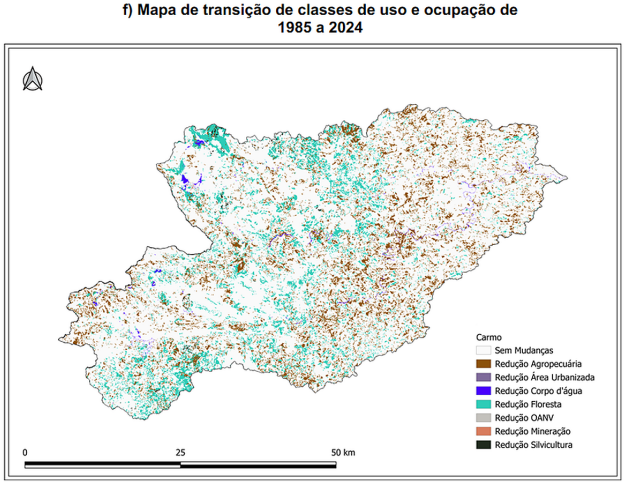




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	984	1.032	932	34
Área Urbanizada	16	24	9	4
Corpo D'água	13	21	10	3
Floresta	1.211	1.227	1.190	9
Mineração	20	33	9	8
OANV	3	6	2	1
Silvicultura	44	75	10	20





Área Total de Referência: Apresenta área de 2.290,56 km². Distribuição: A classe Floresta apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 52,85% da área total da sub-bacia, seguida da classe Agropecuária, com 42,98%.

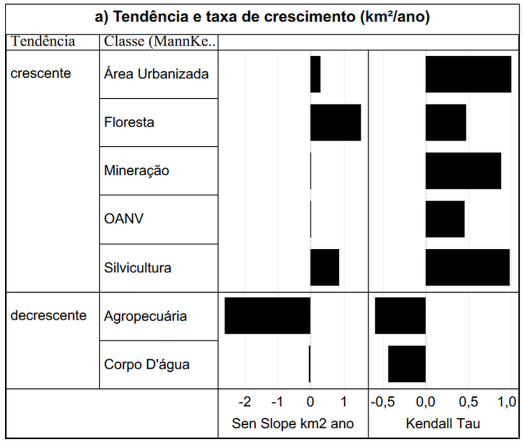
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,36 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,99; taxa de 1,65 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,82; taxa de -2,68 km²/ano). As classes Mineração (Tau = 0,98; taxa de 0,65 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = -0,61; taxa de -0,18 km²/ano) apresentaram tendência significativa de menor magnitude, enquanto Outras Áreas não Vegetadas também foi significativa (Tau = -0,59; taxa de -0,05 km²/ano). Não apresentaram tendências significativas as classes: nenhuma (todas as classes foram significativas).

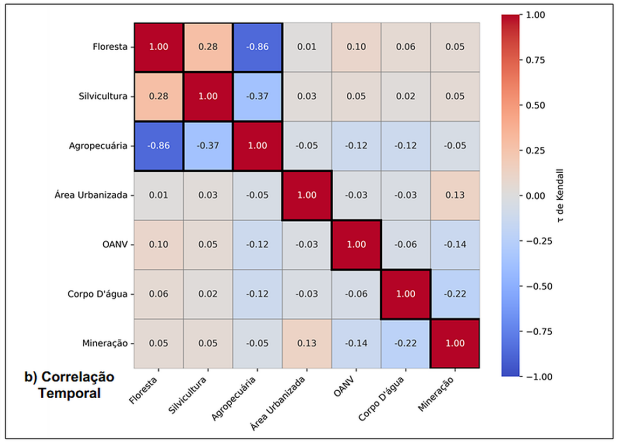
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,81), Silvicultura e Mineração (-0,24) e Floresta e Corpo D'água (-0,19).

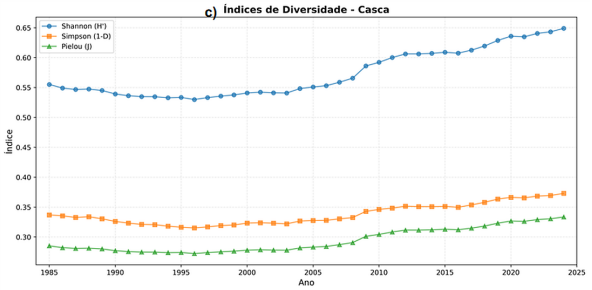
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Floresta (203,82 km²), Floresta para Agropecuária (144,39 km²) e Floresta para Silvicultura (45,22 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,5181 para 0,5529) e um aumento do Índice de Shannon (0,8144 para 0,9585), além de aumento do Índice de Pielou (0,4185 para 0,4926), sugerindo uma paisagem que se tornou mais diversa e equitativa, com ganho de heterogeneidade.

Figura 11: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Casca. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

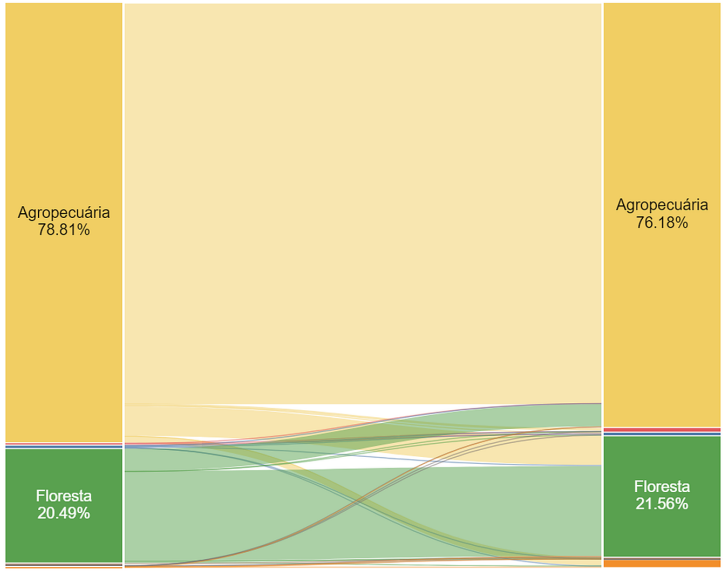


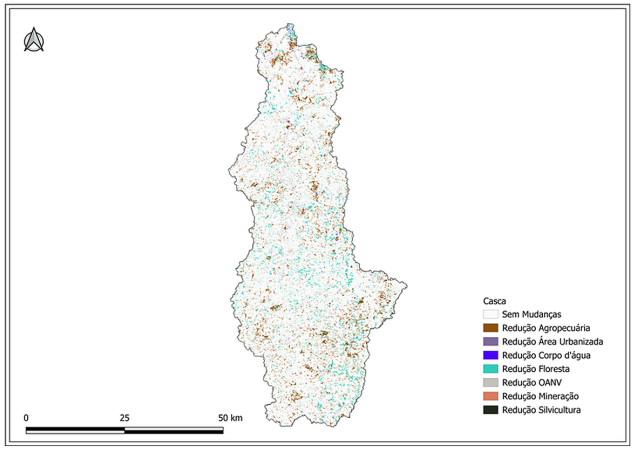




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	1.985	2.029	1.917	33
Área Urbanizada	9	15	4	3
Corpo D'água	8	10	7	1
Floresta	502	542	470	20
Mineração	0	0	0	0
OANV	1	3	0	0
Silvicultura	12	31	1	12





Área Total de Referência: Apresenta área de 2.516,40 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 78,87% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 19,93%.

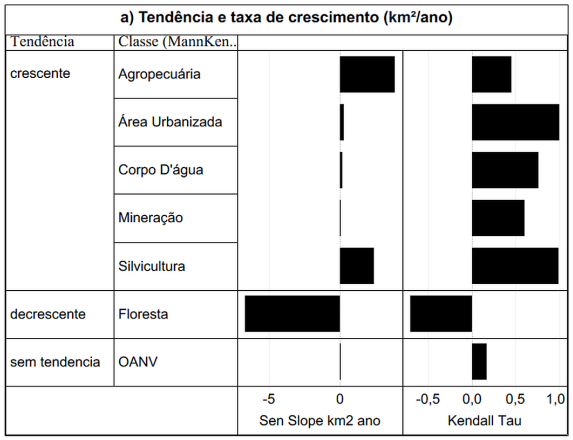
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,29 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,98; taxa de 0,87 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,59; taxa de -2,62 km²/ano). As classes Mineração (Tau = 0,88; taxa de 0,002 km²/ano) e Floresta (Tau = 0,47; taxa de 1,53 km²/ano) e Outras Áreas não Vegetadas (Tau = 0,45; taxa de 0,01 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = -0,44; taxa de -0,06 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: nenhuma.

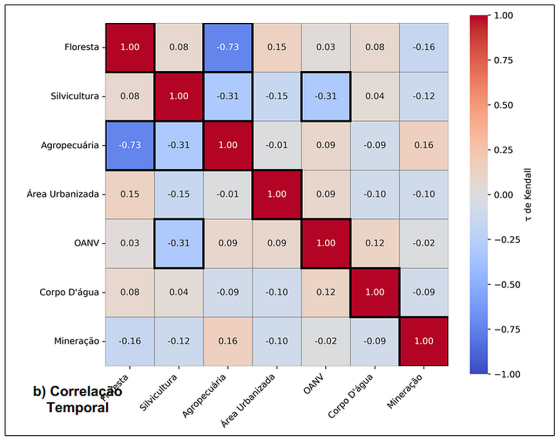
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,86), Silvicultura e Agropecuária (-0,37) e Floresta e Silvicultura (0,28).

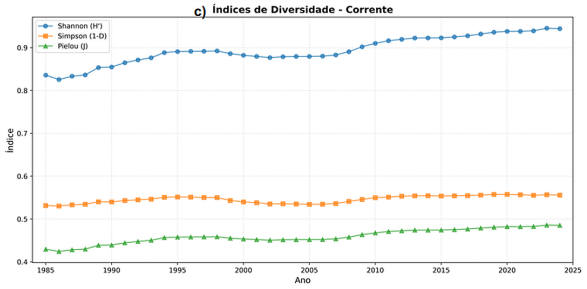
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (1.810,71 km²), Floresta para Agropecuária (101,33 km²) e Agropecuária para Floresta (133,23 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3369 para 0,3730) e um aumento do Índice de Shannon (0,5551 para 0,6490), além de aumento do Índice de Pielou (0,2853 para 0,3335), sugerindo uma paisagem que, embora ainda dominada pela agropecuária, tornou-se gradualmente mais diversificada.

Figura 12: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Corrente. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

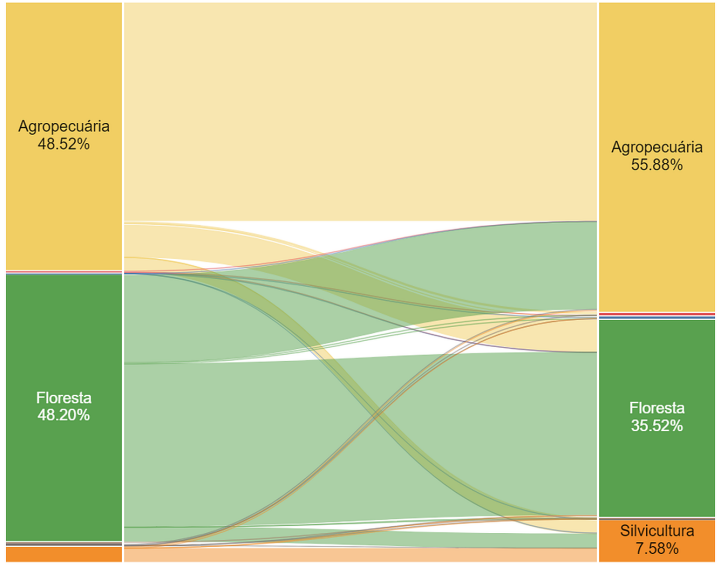


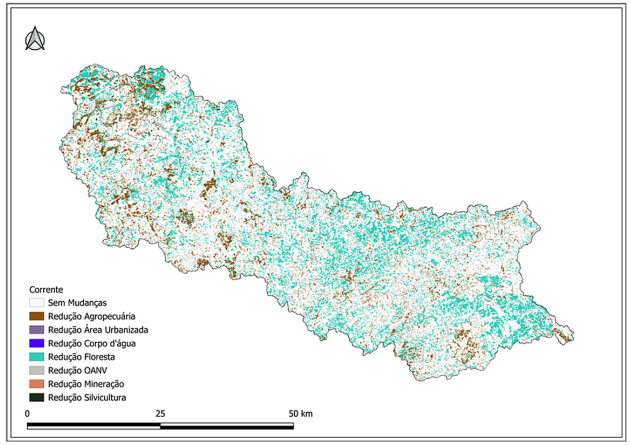




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	1.345	1.434	1.206	65
Área Urbanizada	7	14	3	3
Corpo D'água	5	12	2	2
Floresta	982	1.199	883	95
Mineração	0	0	0	0
OANV	1	10	0	2
Silvicultura	147	188	67	33





Área Total de Referência: Apresenta área de 2.486,76 km².

Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 55,87% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 39,47%.

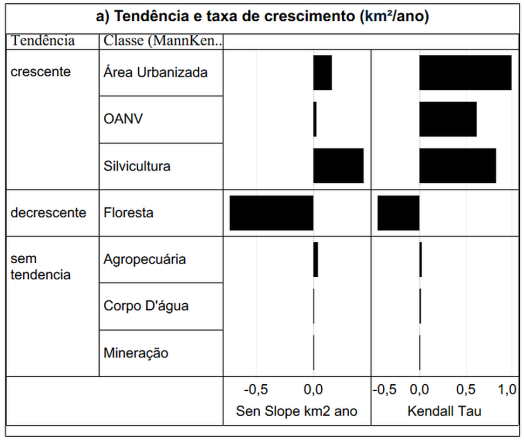
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,28 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,98; taxa de 2,36 km²/ano) e Floresta (Tau = -0,70; taxa de -6,66 km²/ano). As classes Corpo D'água (Tau = 0,76; taxa de 0,16 km²/ano), Mineração (Tau = 0,60; taxa de 0,001 km²/ano) e Agropecuária (Tau = 0,46; taxa de 3,84 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Outras Áreas não Vegetadas.

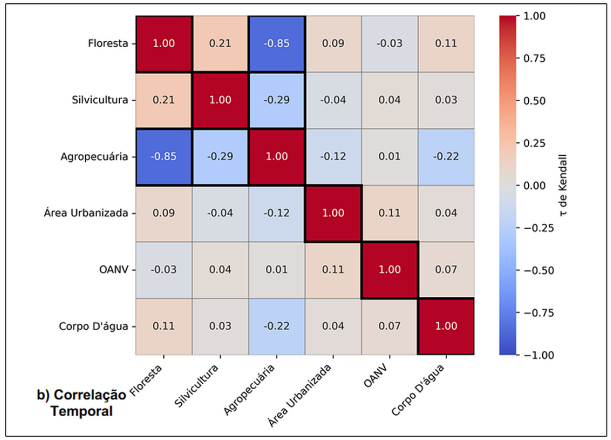
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,73), Silvicultura e Outras Áreas não Vegetadas (-0,31) e Silvicultura e Agropecuária (-0,31).

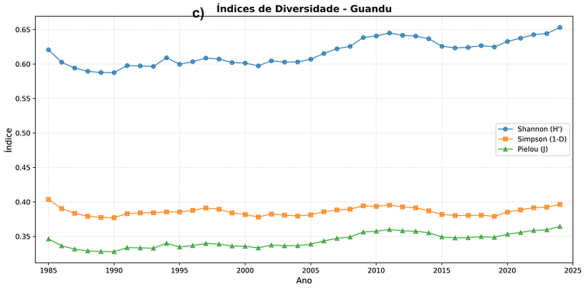
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (985,31 km²), Floresta para Agropecuária (144,79 km²) e Agropecuária para Floresta (118,08 km²). Entre classes distintas: Floresta para Agropecuária (144,79 km²), Agropecuária para Floresta (118,08 km²), Floresta para Silvicultura (65,18 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,5316 para 0,5558) e um aumento do Índice de Shannon (0,8359 para 0,9442), além de aumento do Índice de Pielou (0,4296 para 0,4852), sugerindo uma paisagem com aumento da diversidade e da equabilidade, possivelmente associado à expansão de usos antrópicos sobre a floresta.

Figura 13: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Guandu. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

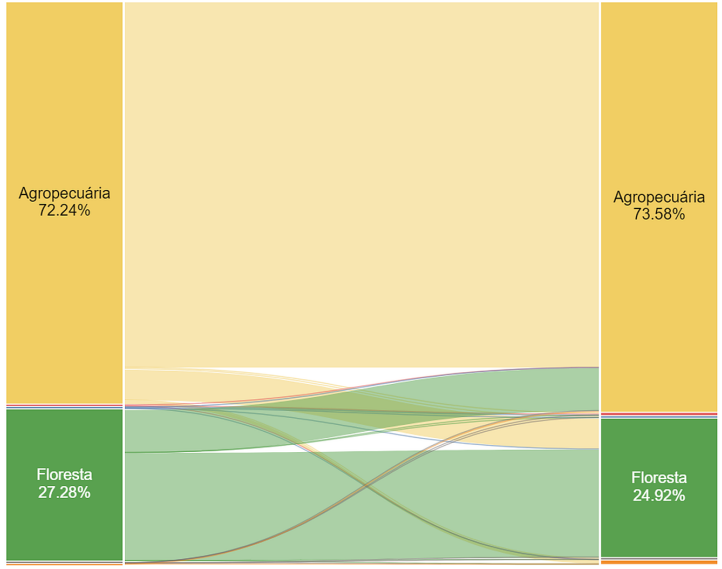




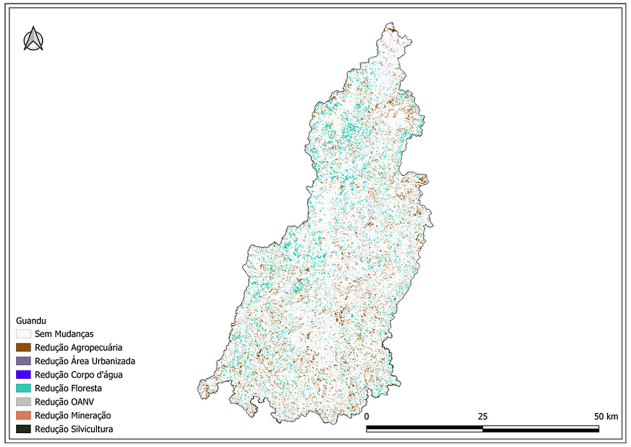


d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	1.592	1.611	1.547	13
Área Urbanizada	6	9	3	2
Corpo D'água	5	11	4	1
Floresta	532	584	504	15
OANV	0	2	0	0
Silvicultura	7	17	0	7



f) Mapa de transição de classes de uso e ocupação de 1985 a 2024



Área Total de Referência: Apresenta área de 2.142,04 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 74,31% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 24,82%.

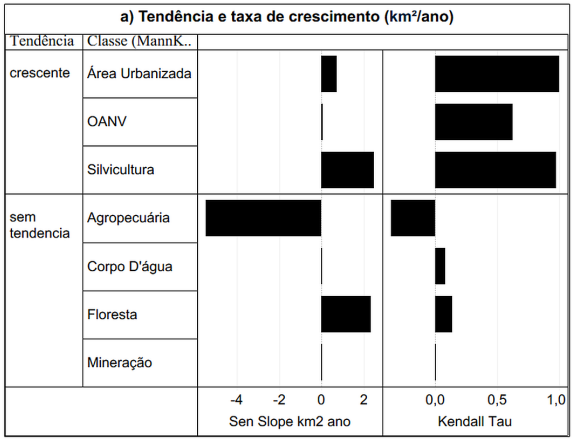
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,16 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,83; taxa de 0,44 km²/ano) e Floresta (Tau = -0,45; taxa de -0,74 km²/ano). As classes Outras Áreas não Vegetadas (Tau = 0,62; taxa de 0,02 km²/ano) também apresentou tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Agropecuária, Corpo D'água e Mineração.

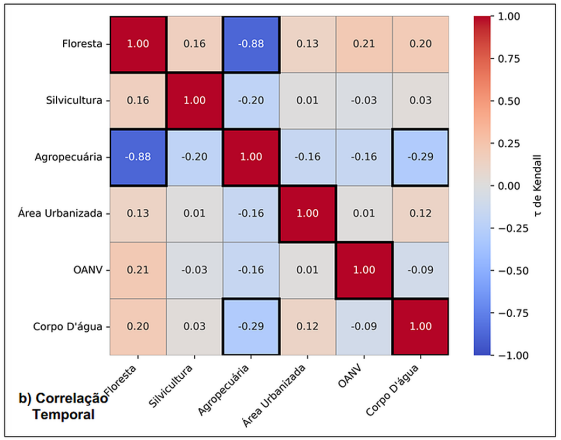
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,85), Silvicultura e Agropecuária (-0,29) e Floresta e Silvicultura (0,21).

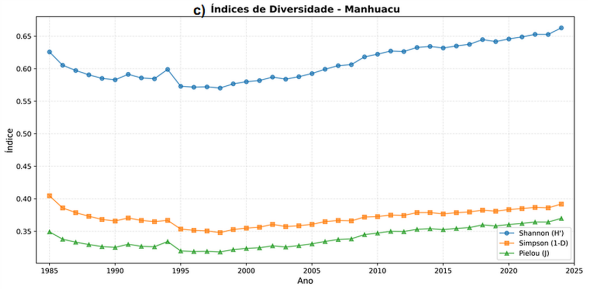
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (1.406,23 km²), Floresta para Agropecuária (166,50 km²) e Agropecuária para Floresta (118,08 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se uma redução do Índice de Simpson (0,4037 para 0,3964) e um aumento do Índice de Shannon (0,6207 para 0,6531), além de aumento do Índice de Pielou (0,3464 para 0,3645), sugerindo uma paisagem que manteve dominância da agropecuária, mas com ligeiro incremento na equabilidade.

Figura 14: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Manhuaçu. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.



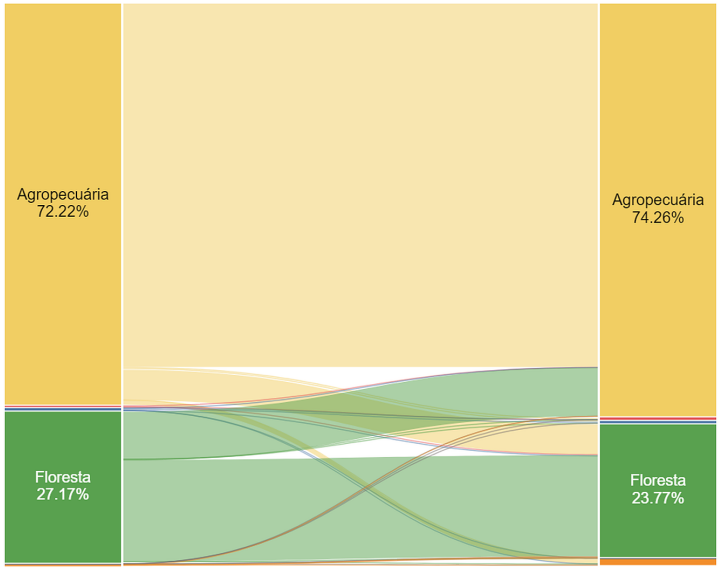




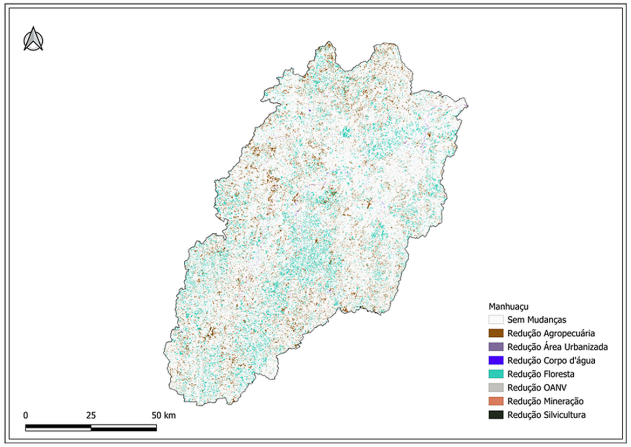
d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	6.712	6.885	6.386	100
Área Urbanizada	25	39	11	8
Corpo D'água	35	70	30	6
Floresta	2.031	2.402	1.890	91
OANV	3	9	1	1
Silvicultura	38	89	4	33

e) Diagrama de Sankey: Transição de classes de uso e ocupação de 1985 a 2024



f) Mapa de transição de classes de uso e ocupação de 1985 a 2024



Área Total de Referência: Apresenta área de 8.842,74 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 75,91% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 22,97%.

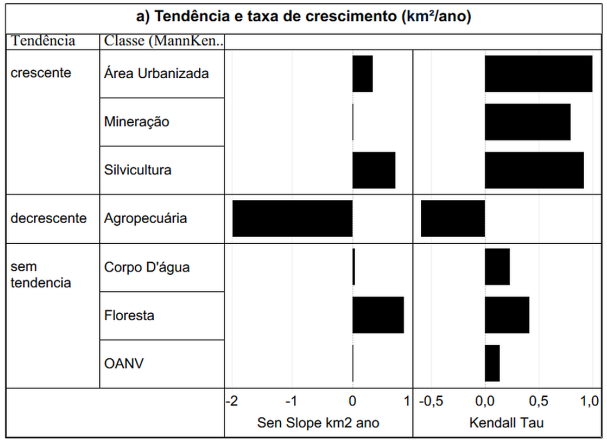
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,70 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,97; taxa de 2,48 km²/ano) e Outras Áreas não Vegetadas (Tau = 0,63; taxa de 0,07 km²/ano). Não houve outras classes com tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Agropecuária, Corpo D'água e Mineração.

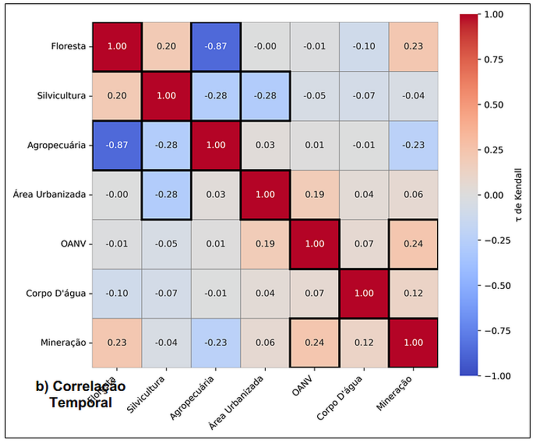
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,88), Agropecuária e Corpo D'água (-0,29) e Floresta e Silvicultura (0,16).

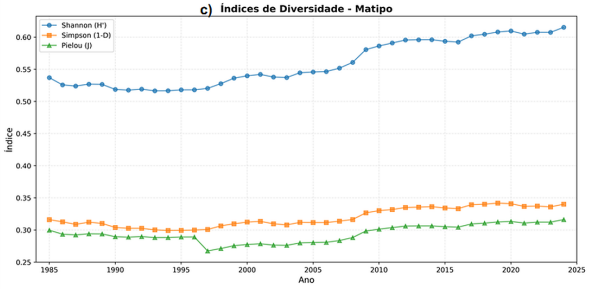
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (5.786,19 km²), Floresta para Agropecuária (769,28 km²) e Agropecuária para Floresta (488,14 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se uma redução do Índice de Simpson (0,4046 para 0,3919) e um aumento do Índice de Shannon (0,6258 para 0,6628), além de aumento do Índice de Pielou (0,3493 para 0,3699), sugerindo uma paisagem que, apesar da forte presença agropecuária, apresentou aumento da diversidade.

Figura 15: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Matipó. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

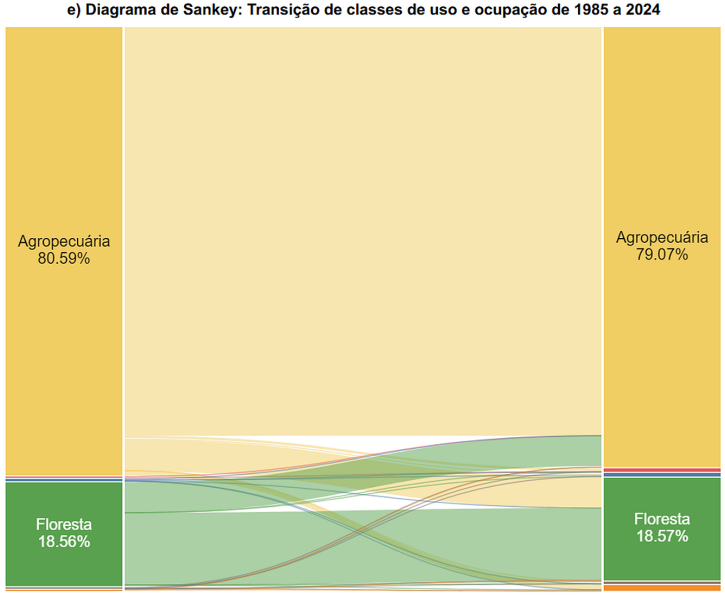


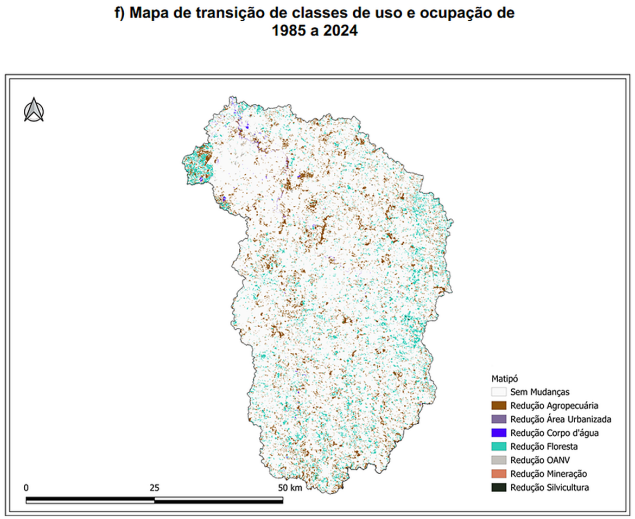




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	2.057	2.094	2.016	26
Área Urbanizada	11	18	5	4
Corpo D'água	11	12	8	1
Floresta	464	488	440	14
Mineração	0	1	0	0
OANV	1	5	1	1
Silvicultura	13	28	1	10





Área Total de Referência: Apresenta área de 2.556,51 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 80,48% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 18,14%.

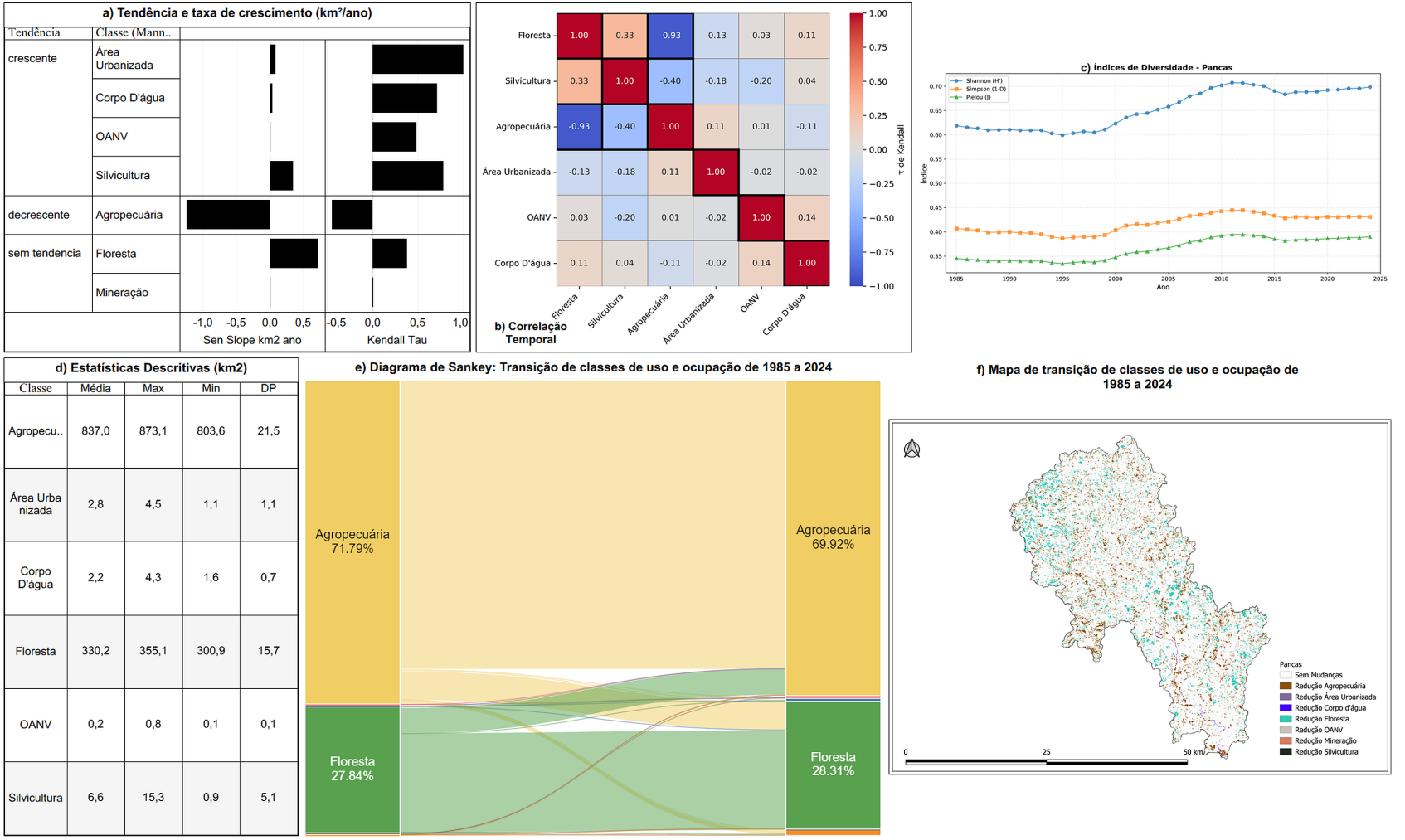
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,35 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,92; taxa de 0,72 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,60; taxa de -1,99 km²/ano). A classe Mineração (Tau = 0,79; taxa de 0,02 km²/ano) também apresentou tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Outras Áreas não Vegetadas e Corpo D'água.

Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,87), Silvicultura e Agropecuária (-0,28) e Floresta e Silvicultura (0,20).

Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (1.877,19 km²), Floresta para Agropecuária (137,18 km²) e Agropecuária para Floresta (142,10 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3161 para 0,3401) e um aumento do Índice de Shannon (0,5369 para 0,6152), além de aumento do Índice de Pielou (0,2997 para 0,3162), sugerindo uma paisagem com incremento da diversidade, embora ainda muito concentrada na agropecuária.

Figura 16: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Pancas. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.



Área Total de Referência: Apresenta área de 1.179,12 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 70,99% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 28,01%.

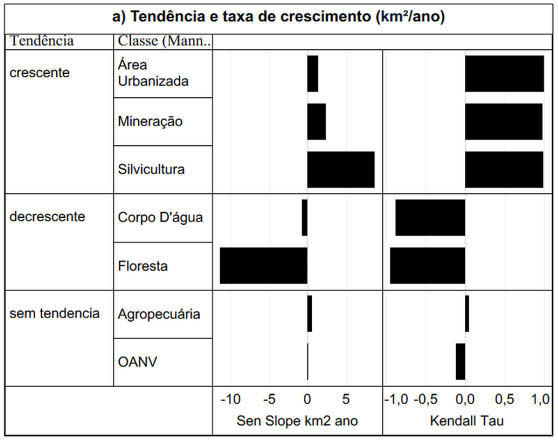
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,09 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,78; taxa de 0,35 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,45; taxa de -1,24 km²/ano). As classes Corpo D'água (Tau = 0,71; taxa de 0,04 km²/ano) e Outras Áreas não Vegetadas (Tau = 0,49; taxa de 0,01 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta e Mineração.

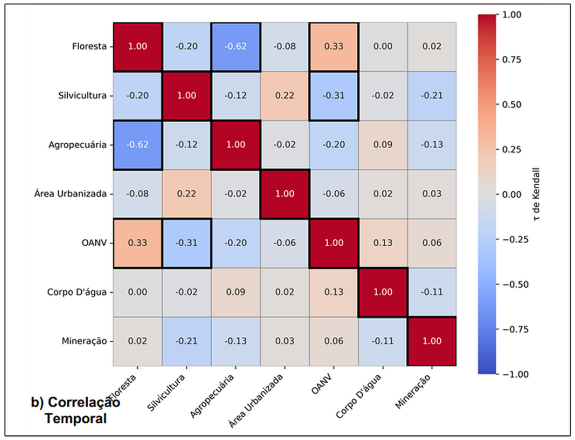
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,93), Silvicultura e Agropecuária (-0,40) e Floresta e Silvicultura (0,33).

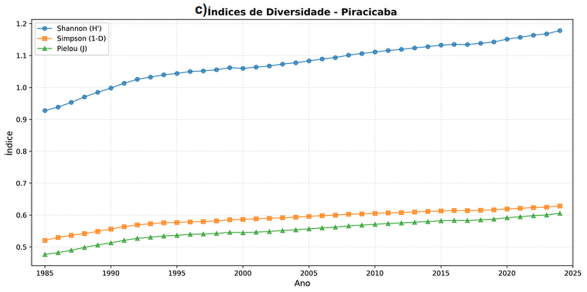
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (755,64 km²), Floresta para Agropecuária (67,55 km²) e Agropecuária para Floresta (74,31 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4070 para 0,4309) e um aumento do Índice de Shannon (0,6188 para 0,6986), além de aumento do Índice de Pielou (0,3454 para 0,3899), sugerindo uma paisagem com diversidade crescente, com destaque para a redução da dominância da agropecuária.

Figura 17: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Piracicaba. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

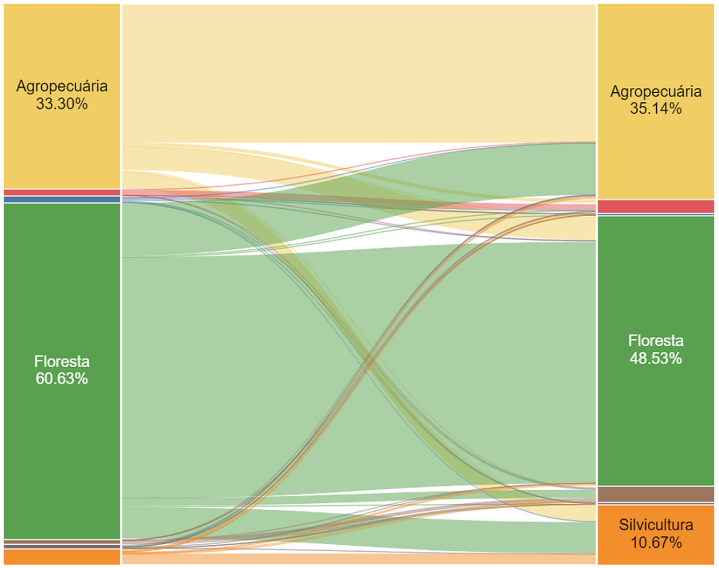


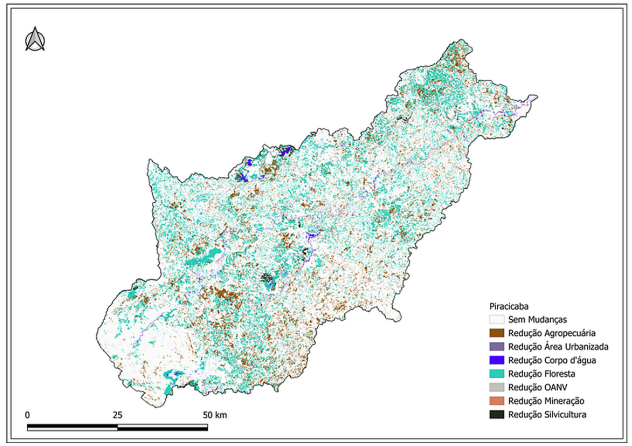




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	1.938	2.018	1.823	50
Área Urbanizada	97	125	64	18
Corpo D'água	32	50	22	9
Floresta	2.877	3.319	2.657	168
Mineração	80	150	35	32
OANV	9	39	5	6
Silvicultura	441	584	147	116





Área Total de Referência: Apresenta área de 5.474,38 km². Distribuição: A classe Floresta apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 52,56% da área total da sub-bacia, seguida da classe Agropecuária, com 35,40%.

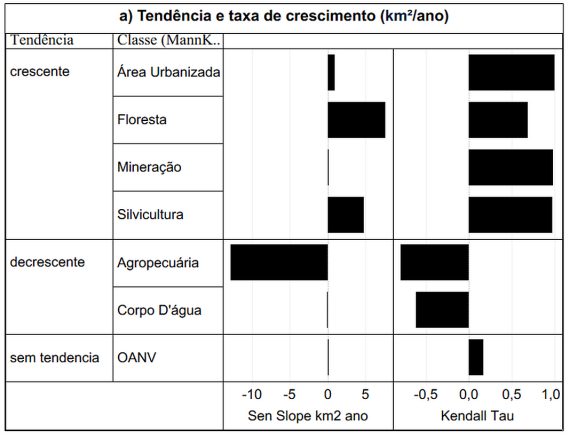
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 1,41 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,99; taxa de 8,76 km²/ano) e Mineração (Tau = 0,98; taxa de 2,41 km²/ano). As classes Floresta (Tau = -0,95; taxa de -11,41 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = -0,88; taxa de -0,68 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Agropecuária e Outras Áreas não Vegetadas.

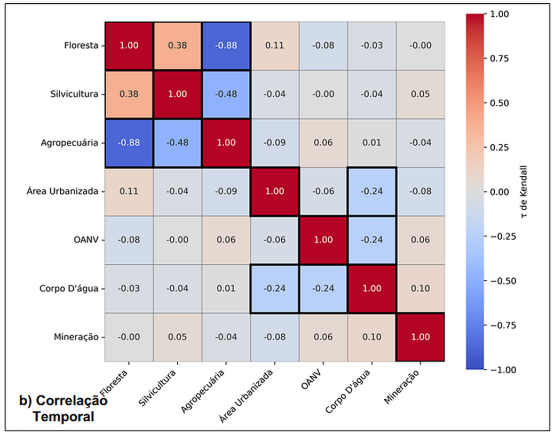
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,62), Silvicultura e Floresta (-0,20) e Floresta e Outras Áreas não Vegetadas (0,33).

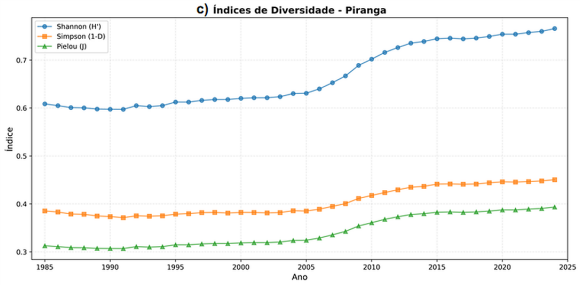
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Floresta para Floresta (2.385,39 km²), agropecuária para Agropecuária (1.369,88 km²) e Floresta para Silvicultura (313,93 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,5205 para 0,6283) e um aumento do Índice de Shannon (0,9274 para 1,1781), além de aumento do Índice de Pielou (0,4766 para 0,6054), sugerindo uma paisagem que se tornou significativamente mais diversa e equitativa, com redução da dominância florestal e expansão de múltiplos usos.

Figura 18: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Piranga. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

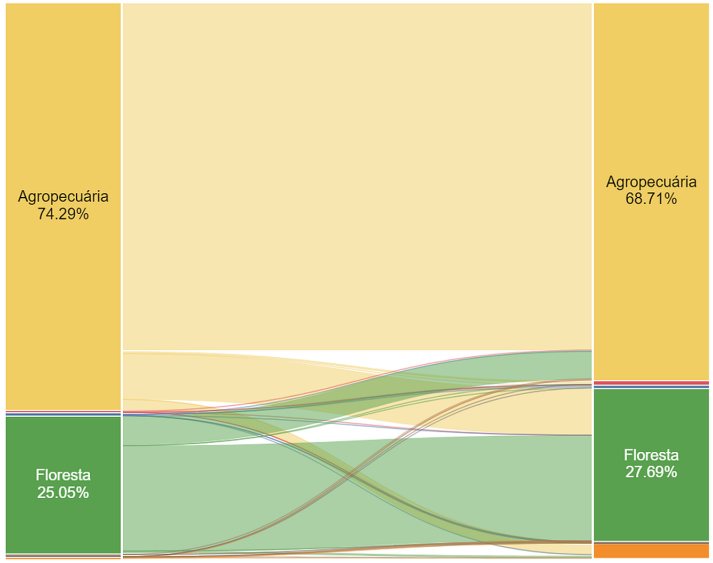


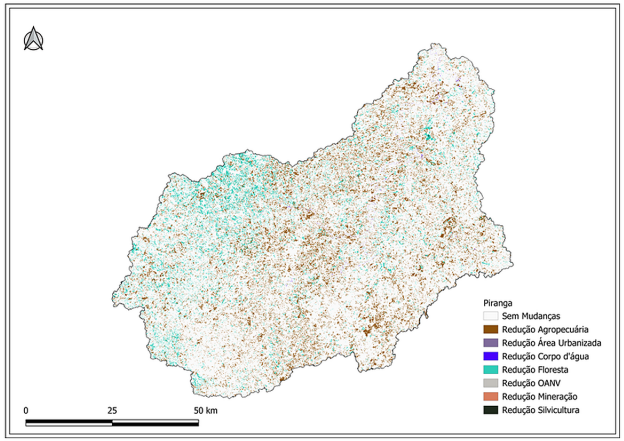




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	4.830	5.019	4.554	168
Área Urbanizada	30	48	14	11
Corpo D'água	21	27	18	2
Floresta	1.676	1.835	1.558	95
Mineração	2	2	1	0
OANV	2	4	1	1
Silvicultura	67	164	3	65





Área Total de Referência: Apresenta área de 6.628,14 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 72,88% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 25,28%.

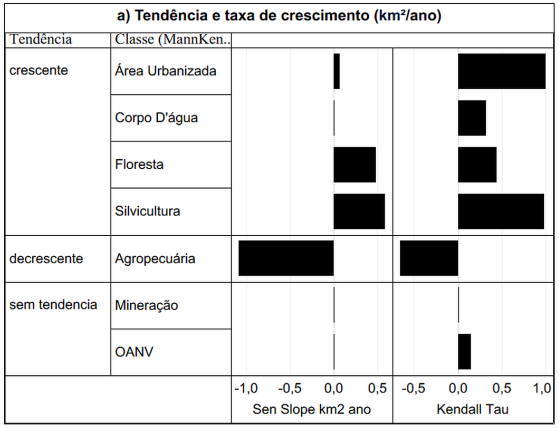
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,89 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,97; taxa de 4,72 km²/ano) e Mineração (Tau = 0,98; taxa de 0,04 km²/ano). As classes Floresta (Tau = 0,69; taxa de 7,56 km²/ano), Agropecuária (Tau = -0,79; taxa de -12,78 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = -0,62; taxa de -0,12 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Outras Áreas não Vegetadas.

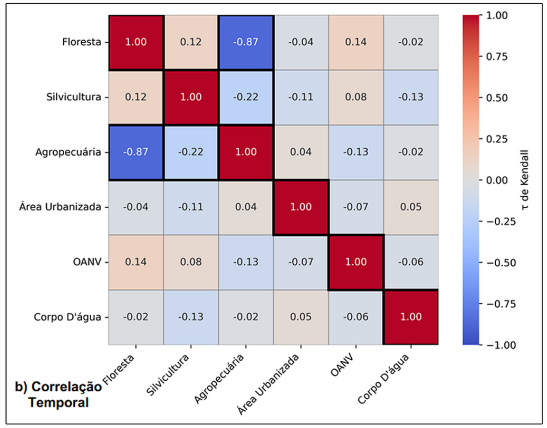
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,88), Silvicultura e Agropecuária (-0,48) e Floresta e Silvicultura (0,38).

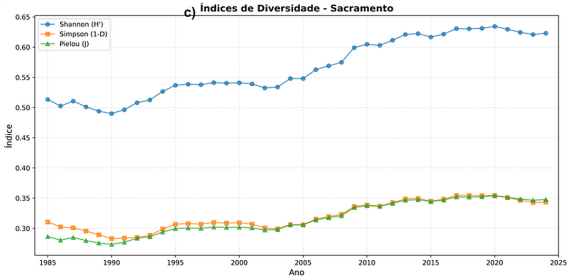
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (4.201,61 km²), Floresta para Agropecuária (344,02 km²) e Agropecuária para Floresta (553,71 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3854 para 0,4505) e um aumento do Índice de Shannon (0,6086 para 0,7657), além de aumento do Índice de Pielou (0,3127 para 0,3935), sugerindo uma paisagem com aumento consistente da diversidade e da equabilidade.

Figura 19: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sacramento. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

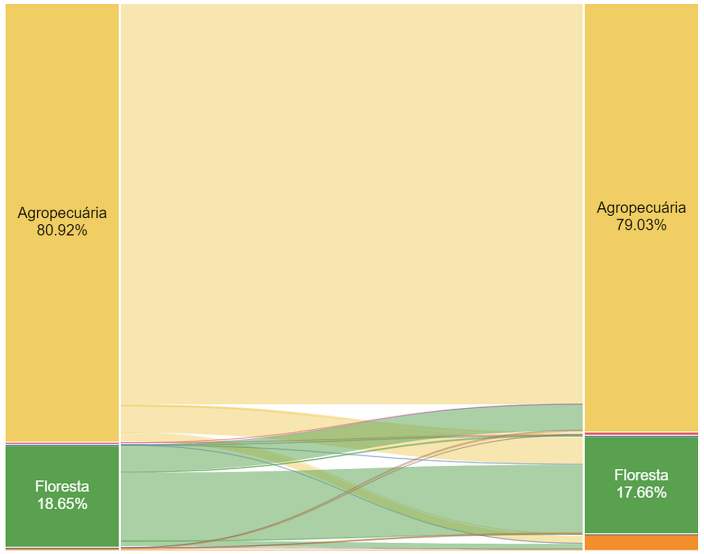


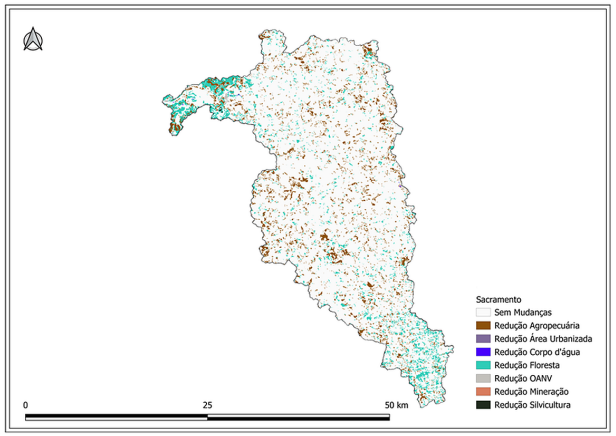




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	675,3	697,0	654,6	13,9
Área Urbanizada	2,7	4,3	1,3	0,8
Corpo D'água	0,3	1,8	0,1	0,3
Floresta	146,6	158,2	132,1	7,4
OANV	0,2	0,9	0,0	0,1
Silvicultura	13,4	22,8	1,2	7,2





Área Total de Referência: Apresenta área de 838,59 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 80,53% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 17,48%.

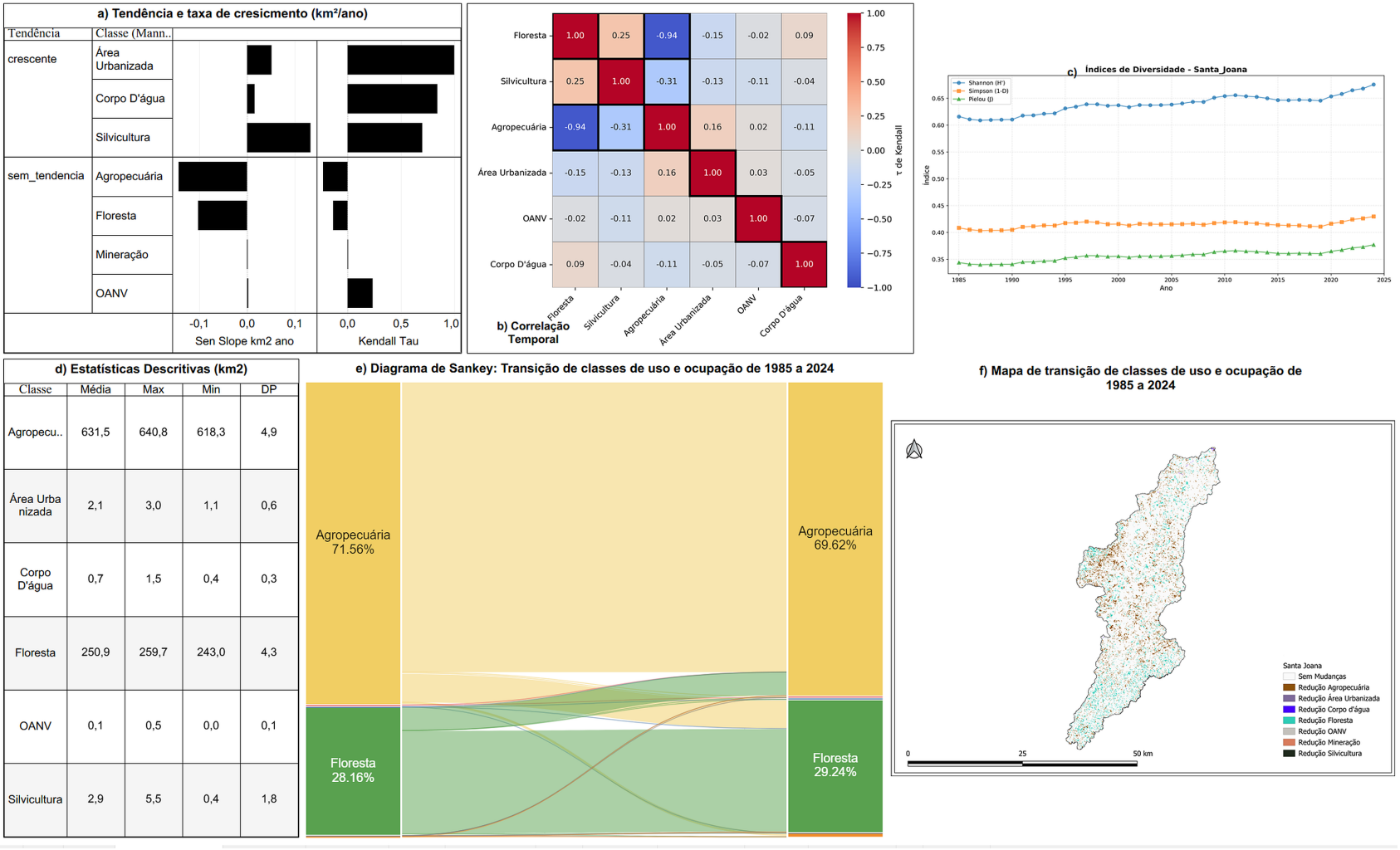
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,07 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,98; taxa de 0,58 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,66; taxa de -1,08 km²/ano). A classe Floresta (Tau = 0,44; taxa de 0,48 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = 0,32; taxa de 0,004 km²/ano) também apresentaram tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Outras Áreas não Vegetadas e Mineração.

Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,87), Silvicultura e Agropecuária (-0,22) e Floresta e Silvicultura (0,12).

Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (620,63 km²), Floresta para Agropecuária (41,15 km²) e Agropecuária para Floresta (41,71 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3105 para 0,3434) e um aumento do Índice de Shannon (0,5134 para 0,6231), além de aumento do Índice de Pielou (0,2865 para 0,3477), sugerindo uma paisagem que, muito embora dominada pela agropecuária, apresentou incremento na diversidade ao longo do tempo.

Figura 20: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Santa Joana. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.



Área Total de Referência: Apresenta área de 888,16 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 71,10% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 28,24%.

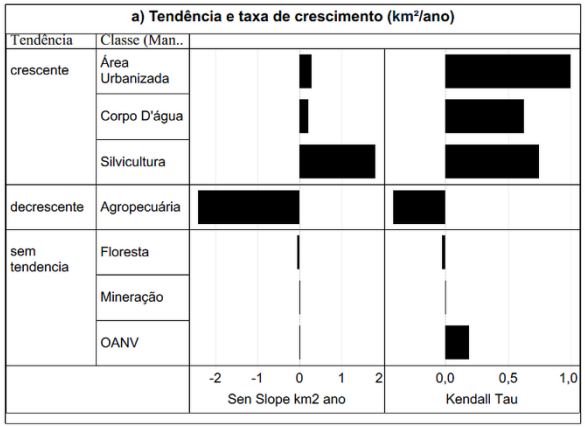
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,05 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,71; taxa de 0,13 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = 0,85; taxa de 0,02 km²/ano). As demais classes (Floresta, Agropecuária, Outras Áreas não Vegetadas e Mineração) não apresentaram tendências significativas.

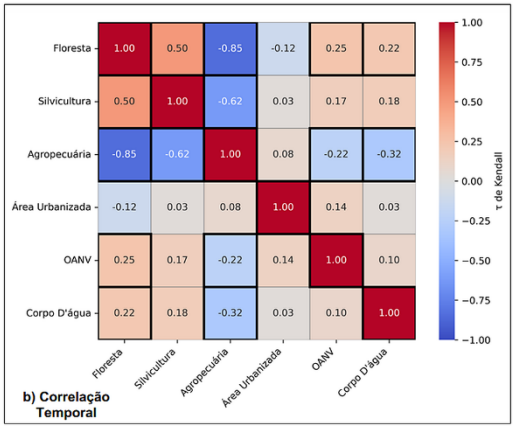
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,94), Floresta e Silvicultura (0,25) e Silvicultura e Agropecuária (-0,31).

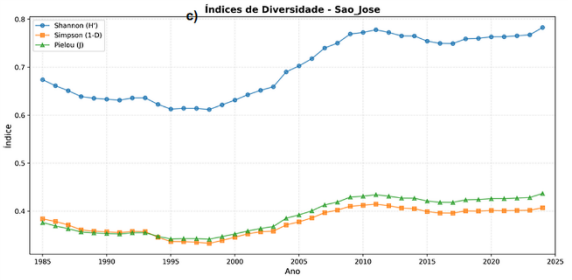
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (571,92 km²), Floresta para Agropecuária (45,62 km²) e Agropecuária para Floresta (56,16 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4085 para 0,4298) e um aumento do Índice de Shannon (0,6160 para 0,6757), além de aumento do Índice de Pielou (0,3438 para 0,3771), sugerindo uma paisagem com diversidade crescente, apesar da forte dominância da agropecuária.

Figura 21:Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio São José. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

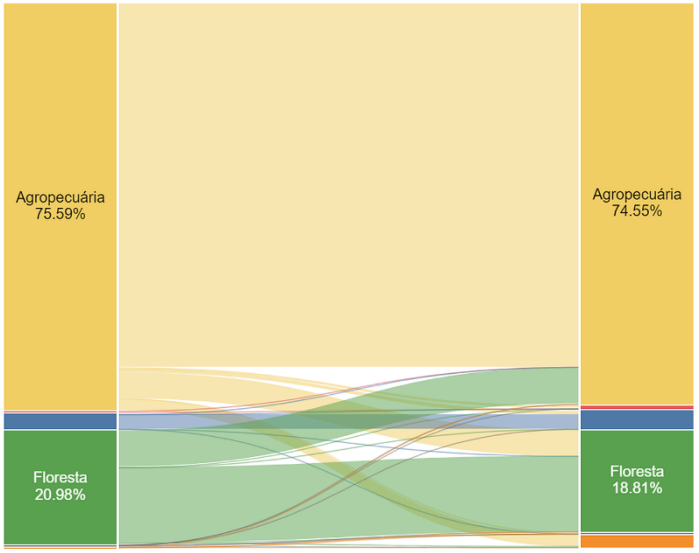


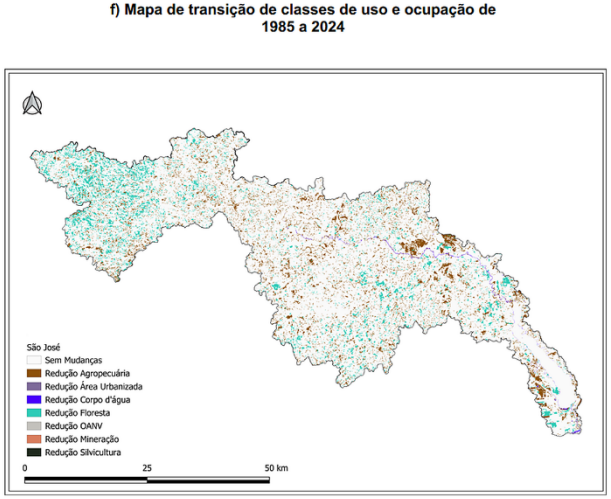




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	1.847	1.929	1.780	46
Área Urbanizada	10	16	5	3
Corpo D'água	73	82	69	4
Floresta	454	507	401	25
OANV	1	5	0	1
Silvicultura	30	66	2	26





Área Total de Referência: Apresenta área de 2.414,15 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 74,57% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 18,81%.

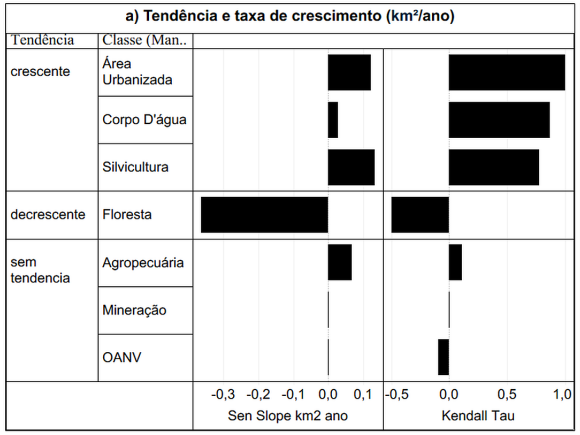
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,29 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,75; taxa de 1,81 km²/ano) e Agropecuária (Tau = -0,41; taxa de -2,42 km²/ano). A classe Corpo D'água (Tau = 0,63; taxa de 0,22 km²/ano) também apresentou tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Outras Áreas não Vegetadas e Mineração.

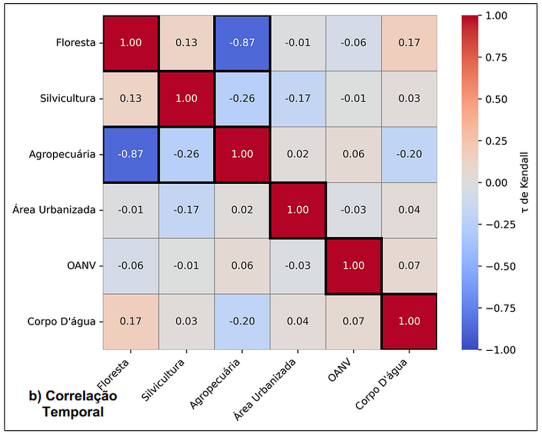
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,85), Silvicultura e Agropecuária (-0,62) e Floresta e Silvicultura (0,50).

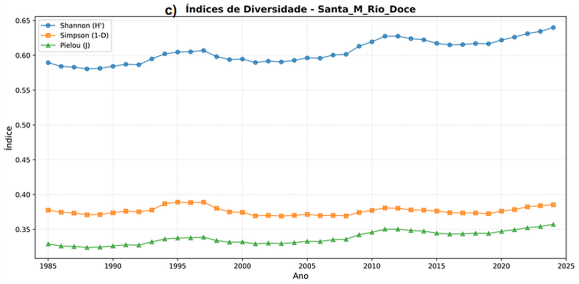
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (1.629,89 km²), Floresta para Agropecuária (114,91 km²) e Agropecuária para Floresta (118,08 km²). Entre classes distintas: Floresta para Agropecuária (114,91 km²), Agropecuária para Floresta (118,08 km²) e Agropecuária para Silvicultura (49,81 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3838 para 0,4070) e um aumento do Índice de Shannon (0,6739 para 0,7826), além de aumento do Índice de Pielou (0,3761 para 0,4368), sugerindo uma paisagem com aumento da diversidade e da equabilidade.

Figura 22: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Santa Maria da Vitória (SMRD). a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

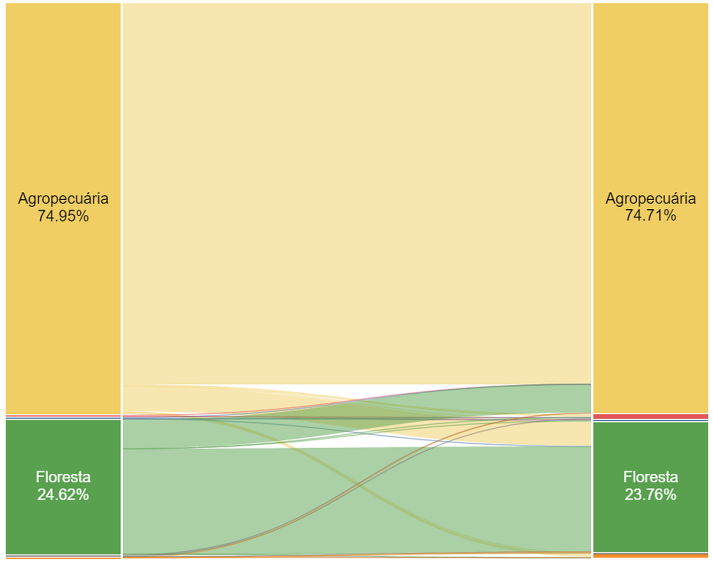


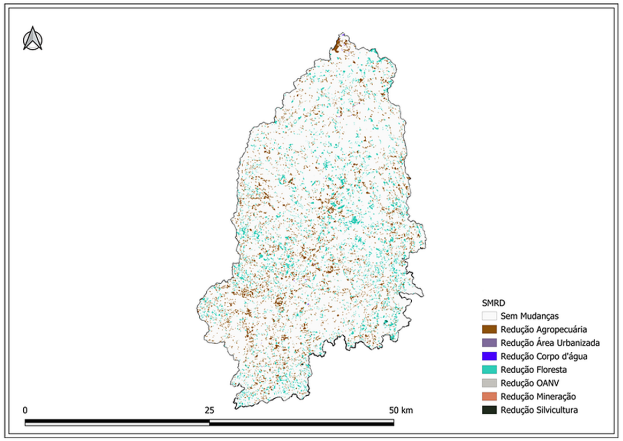




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	702,5	709,3	689,2	5,3
Área Urbanizada	4,5	6,7	2,3	1,4
Corpo D'água	0,9	2,0	0,4	0,4
Floresta	222,5	239,3	213,2	7,0
OANV	0,2	0,6	0,0	0,1
Silvicultura	2,8	6,5	0,6	2,0





Área Total de Referência: Apresenta área de 933,28 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 75,28% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 23,84%.

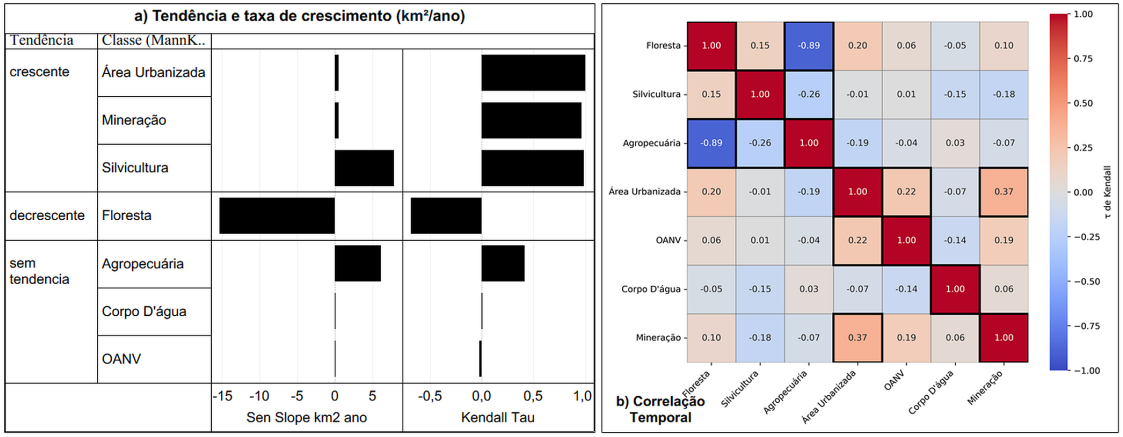
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,12 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,77; taxa de 0,13 km²/ano) e Corpo D'água (Tau = 0,87; taxa de 0,03 km²/ano). A classe Floresta (Tau = -0,49; taxa de -0,36 km²/ano) também apresentou tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Agropecuária, Outras Áreas não Vegetadas e Mineração.

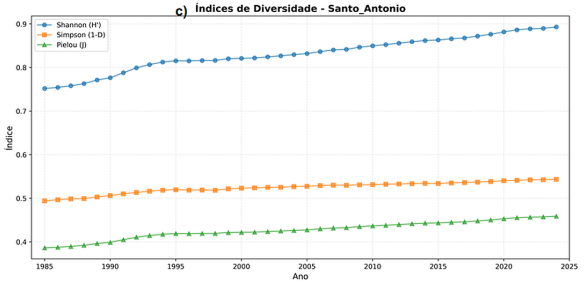
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,87), Silvicultura e Agropecuária (-0,26) e Floresta e Silvicultura (0,13).

Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (647,67 km²), Floresta para Agropecuária (48,80 km²) e Agropecuária para Floresta (41,54 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,3776 para 0,3852) e um aumento do Índice de Shannon (0,5895 para 0,6399), além de aumento do Índice de Pielou (0,3290 para 0,3571), sugerindo uma paisagem com leve incremento da diversidade.

Figura 23: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Santo Antônio. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

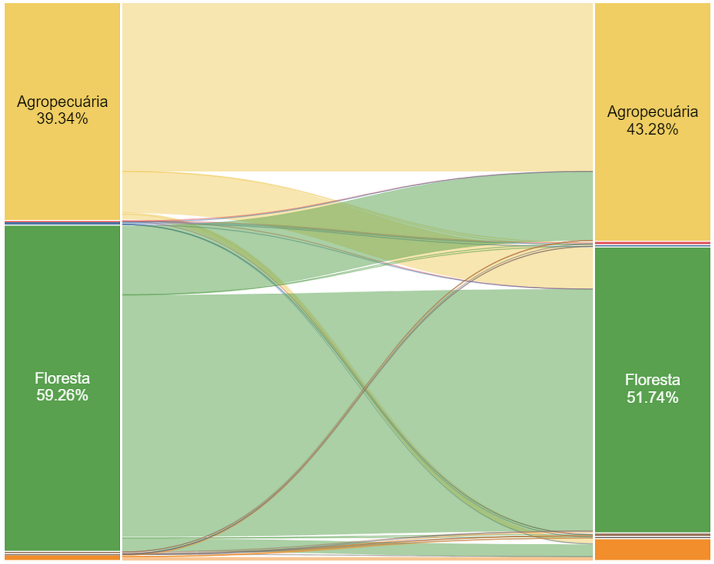




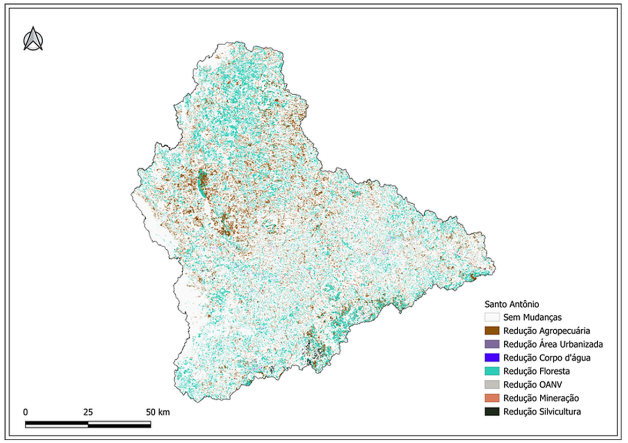
d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	4.441	4.650	4.117	130
Área Urbanizada	16	26	6	6
Corpo D'água	38	44	32	3
Floresta	5.674	6.201	5.414	213
Mineração	17	45	7	10
OANV	2	6	1	1
Silvicultura	277	405	88	97

e) Diagrama de Sankey: Transição de classes de uso e ocupação de 1985 a 2024



f) Mapa de transição de classes de uso e ocupação de 1985 a 2024



Área Total de Referência: Apresenta área de 10.463,94 km². Distribuição: A classe Floresta apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 54,22% da área total da sub-bacia, seguida da classe Agropecuária, com 42,44%.

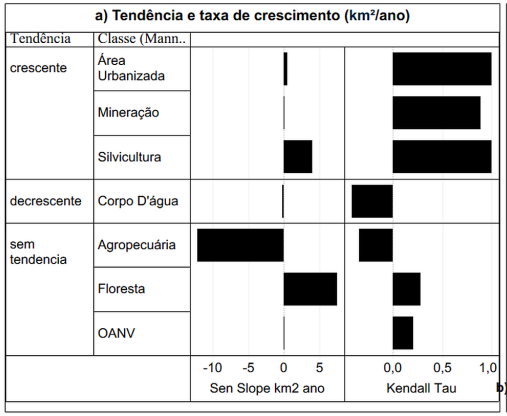
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,50 km²/ano), Silvicultura (Tau = 0,99; taxa de 7,86 km²/ano) e Mineração (Tau = 0,96; taxa de 0,55 km²/ano). A classe Floresta (Tau = -0,68; taxa de -15,26 km²/ano) também apresentou tendência significativa. Não apresentaram tendências significativas as classes: Agropecuária, Outras Áreas não Vegetadas e Corpo D'água.

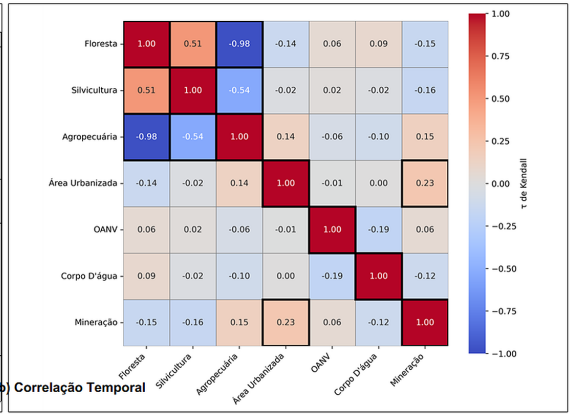
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,89), Área Urbanizada e Mineração (0,37) e Floresta e Área Urbanizada (0,20).

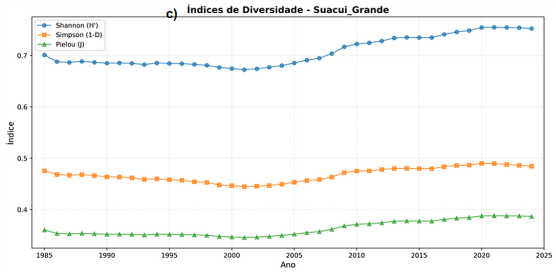
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Floresta para Floresta (4.611,09 km²), Agropecuária para Agropecuária (3.192,00 km²) e Floresta para Agropecuária (1.322,01 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4940 para 0,5435) e um aumento do Índice de Shannon (0,7518 para 0,8929), além de aumento do Índice de Pielou (0,3864 para 0,4588), sugerindo uma paisagem que se tornou mais diversa e equitativa, com destaque para o aumento da Silvicultura e Mineração.

Figura 24: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Suaçuí Grande. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

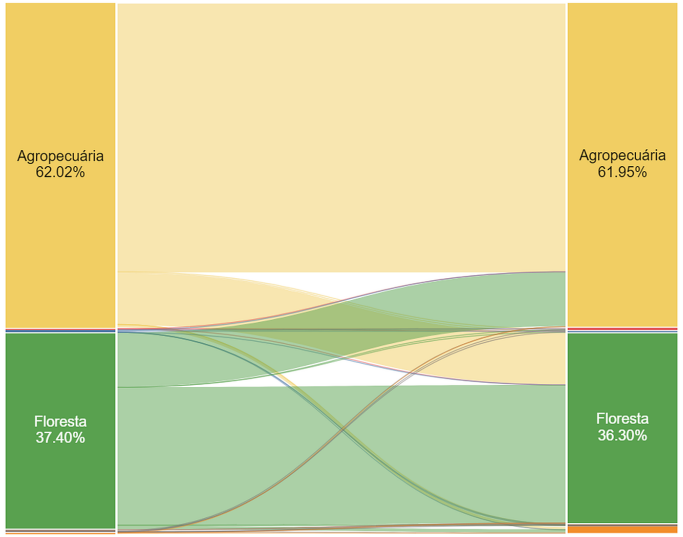


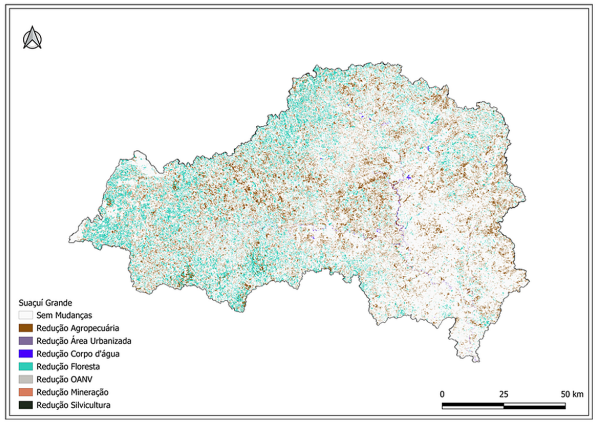




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	7.937	8.356	7.534	250
Área Urbanizada	18	28	8	6
Corpo D'água	35	43	27	4
Floresta	4.365	4.682	3.985	213
Mineração	1	1	0	0
OANV	4	18	1	3
Silvicultura	62	144	6	50





Área Total de Referência: Apresenta área de 12.421,70 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 63,90% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 35,14%.

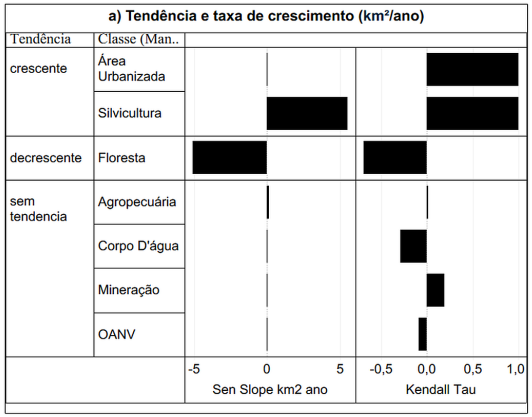
Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,52 km²/ano), Silvicultura (Tau = 1,00; taxa de 3,99 km²/ano) e Mineração (Tau = 0,89; taxa de 0,01 km²/ano). As classes Floresta e Agropecuária não apresentaram tendência significativa, enquanto Corpo D'água apresentou tendência decrescente significativa (Tau = -0,42; taxa de -0,26 km²/ano). Não apresentaram tendências significativas as classes: Floresta, Agropecuária e Outras Áreas não Vegetadas.

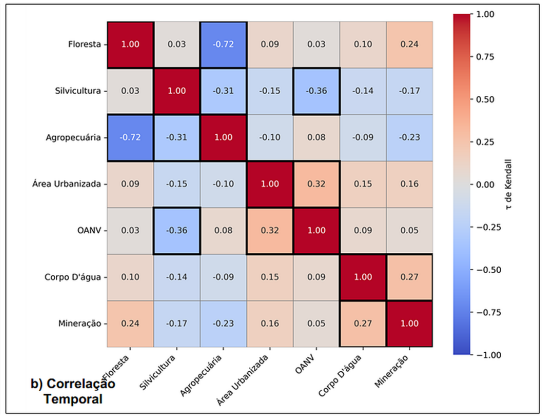
Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,98), Silvicultura e Agropecuária (-0,54) e Floresta e Silvicultura (0,51).

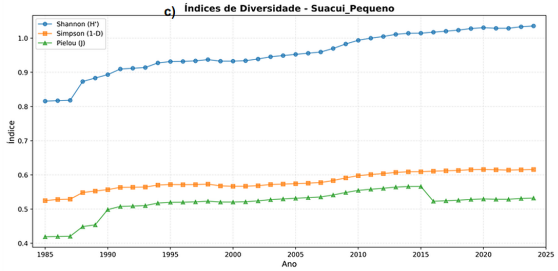
Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Agropecuária para Agropecuária (6.384,09 km²), Floresta para Agropecuária (1.285,09 km²) e Floresta para Floresta (3.280,60 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,4755 para 0,4843) e um aumento do Índice de Shannon (0,7010 para 0,7524), além de aumento do Índice de Pielou (0,3602 para 0,3866), sugerindo uma paisagem com incremento da diversidade, embora ainda dominada pela agropecuária e floresta.

Figura 25: Síntese das análises de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Suaçuí Pequeno. a) tendência e taxa de variação por classe; b) correlação temporal entre pares de classes; c) índices de diversidade da paisagem; d) estatísticas descritivas por classe; e) diagrama de Sankey das transições; f) mapa de transição.

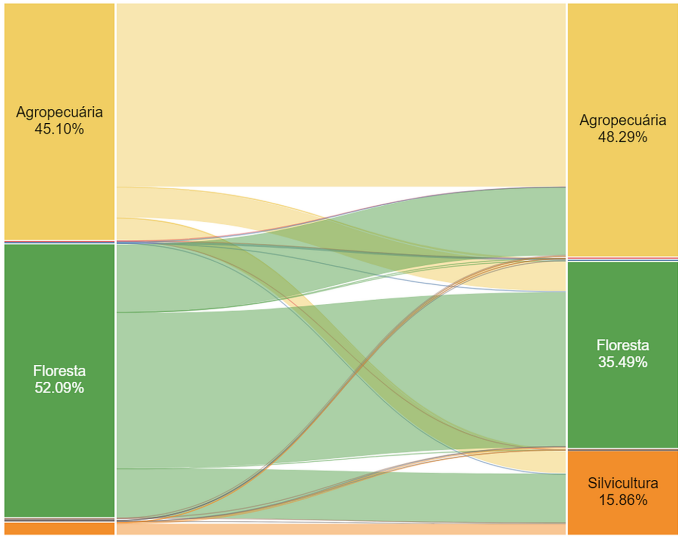


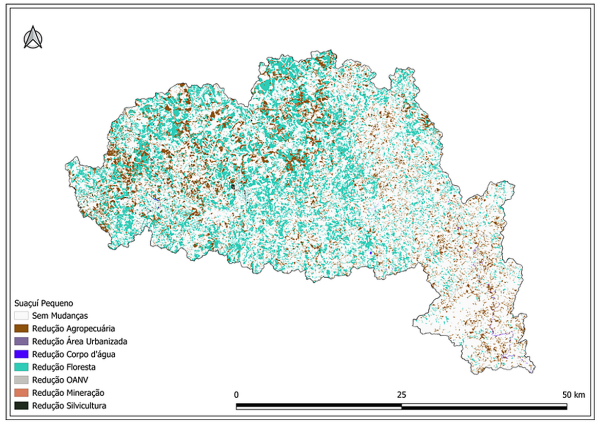




d) Estatísticas Descritivas (km2)

Classe	Média	Max	Min	DP
Agropecu..	854,0	928,8	778,3	42,0
Área Urbanizada	1,4	2,6	0,5	0,6
Corpo D'água	2,0	2,9	1,4	0,3
Floresta	686,3	898,9	612,1	83,3
Mineração	0,0	0,0	0,0	0,0
OANV	0,4	4,7	0,1	0,7
Silvicultura	181,7	273,7	40,7	68,8





Área Total de Referência: Apresenta área de 1.725,84 km². Distribuição: A classe Agropecuária apresenta o maior percentual médio de ocupação, correspondendo a cerca de 49,48% da área total da sub-bacia, seguida da classe Floresta, com 39,76%.

Principal Tendência: Dentre as classes de uso e ocupação do solo estudadas, destacam-se as três classes que apresentaram os maiores valores absolutos de Tau e significância estatística, sendo essas: Área Urbanizada (Tau = 1,00; taxa de 0,05 km²/ano), Silvicultura (Tau = 1,00; taxa de 5,52 km²/ano) e Floresta (Tau = -0,69; taxa de -5,10 km²/ano). As demais classes (Agropecuária, Outras Áreas não Vegetadas, Corpo D'água e Mineração) não apresentaram tendências significativas.

Relações: Os maiores valores de correlações de Tau de Kendall com significância estatística foram, respectivamente: Floresta e Agropecuária (-0,72), Silvicultura e Outras Áreas não Vegetadas (-0,36) e Silvicultura e Agropecuária (-0,31).

Transição: As três transições de maior magnitude identificadas entre 1985 e 2024 foram, em ordem: Floresta para Floresta (510,66 km²), Silvicultura para Silvicultura (37,69 km²) e Agropecuária para Agropecuária (603,00 km²). Entre classes distintas: Floresta para Silvicultura (162,22 km²), Agropecuária para Floresta (98,47 km²) e Floresta para Agropecuária (225,26 km²? Na verdade Floresta para Agropecuária = 98,465 km²).

Índices de Diversidade: Ao longo do período estudado, observou-se um aumento do Índice de Simpson (0,5247 para 0,6157) e um aumento do Índice de Shannon (0,8157 para 1,0354), além de aumento do Índice de Pielou (0,4192 para 0,5321), sugerindo uma paisagem que se tornou significativamente mais diversa e equitativa, com forte expansão da silvicultura sobre a floresta. Painel com síntese dos dados segue apresentado na Figura 24.

A Tabela 1 resume os principais resultados da análise de uso e ocupação do solo apresentada para as sub-bacias, permitindo comparação entre as mesmas e trazendo em sua primeira coluna a identificação da sub-bacia e sua respectiva área em valores absolutos e percentual em relação ao total da bacia do rio Doce. As colunas, em ordem: Identificação da sub-bacia, classe de maior média histórica (%), segunda classe de maior média (%), Tendências (Mann-Kendall Modificado), com sinal, Tau e taxa do estimador de Sen (km² ano⁻¹), principal correlação (Temporal) entre classes, Transição de classes de maior relevância e síntese dos Índices de Diversidade.

Tabela 1: Síntese das análises de uso e ocupação do solo por unidade sub-bacia.

Sub-bacias dos rios (Área km², Área %)	Classe dominante (média %)	Classe codominante (média %)	Principais tendências (Sinal, Classe, Tau, Taxa km².ano^{-1})	Correlação mais expressiva (Classe1/Classe2, Tau)	Transição de maior destaque (De > Para, km²)	Diversidade
ARD (15.333,67 km², 17,63%)	Agropecuária (72,10%)	Floresta (22,71%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +2,41) ↑ Mineração (0,94; +0,02) ↑ Silvicultura (0,90; +8,66)	Floresta vs. Agropecuária (-0,80)	Floresta → Agropecuária (1.034,93)	Redução do Simpson, aumento do Shannon e do Pielou; paisagem mais heterogênea
Caratinga (3.232,28 km², 3,72%)	Agropecuária (84,37%)	Floresta (14,30%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,60) ↑ Silvicultura (1,00; +1,06) ↓ Agropecuária (-0,58; -3,52)	Floresta vs. Agropecuária (-0,92)	Floresta → Agropecuária (138,66)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade crescente
Carmo (2.290,56 km², 2,63%)	Agropecuária (44,65%)	Floresta (43,00%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,36) ↑ Silvicultura (0,99; +1,65) ↓ Agropecuária (-0,82; -2,68)	Floresta vs. Agropecuária (-0,81)	Agropecuária → Floresta (203,82)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; maior diversidade e equabilidade
Casca (2.516,40 km², 2,89%)	Agropecuária (78,86%)	Floresta (19,94%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,29) ↑ Silvicultura (0,98; +0,87) ↓ Agropecuária (-0,59; -2,62)	Floresta vs. Agropecuária (-0,86)	Floresta → Agropecuária (133,23)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversificação gradual
Corrente (2.486,76 km², 2,86%)	Agropecuária (55,87%)	Floresta (39,47%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,28) ↑ Silvicultura (0,98; +2,36) ↓ Floresta (-0,70; -6,66)	Floresta vs. Agropecuária (-0,73)	Floresta → Agropecuária (144,79)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; expansão antrópica sobre floresta
Guandu (2.142,04 km², 2,46%)	Agropecuária (73,58%)	Floresta (24,92%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,16) ↑ Silvicultura (0,83; +0,44) ↓ Floresta (-0,45; -0,74)	Floresta vs. Agropecuária (-0,85)	Floresta → Agropecuária (118,08)	Redução do Simpson, aumento do Shannon e Pielou; ligeiro ganho de equabilidade
Manhuaçu (8.842,74 km², 10,17%)	Agropecuária (74,27%)	Floresta (23,77%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,70) ↑ Silvicultura (0,97; +2,48) ↑ Outras Áreas não Vegetadas (0,63; +0,07)	Floresta vs. Agropecuária (-0,88)	Floresta → Agropecuária (488,14)	Redução do Simpson, aumento do Shannon e Pielou; maior heterogeneidade
Matipó (2.556,51 km², 2,94%)	Agropecuária (80,53%)	Floresta (18,14%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,35) ↑ Silvicultura (0,92; +0,72)	Floresta vs. Agropecuária (-0,87)	Floresta → Agropecuária (142,10)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade crescente

Sub-bacias dos rios (Área km², Área %)	Classe dominante (média %)	Classe codominante (média %)	Principais tendências (Sinal, Classe, Tau, Taxa km².ano⁻¹)	Correlação mais expressiva (Classe1/Classe2, Tau)	Transição de maior destaque (De > Para, km²)	Diversidade
			↓ Agropecuária (-0,60; -1,99)			
Pancas (1.179,12 km², 1,36%)	Agropecuária (69,92%)	Floresta (28,31%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,09) ↑ Silvicultura (0,78; +0,35) ↓ Agropecuária (-0,45; -1,24)	Floresta vs. Agropecuária (-0,93)	Agropecuária → Floresta (74,31)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; redução da dominância agropecuária
Piracicaba (5.474,38 km², 6,29%)	Agropecuária (35,41%)	Floresta (34,57%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +1,41) ↑ Silvicultura (0,99; +8,76) ↑ Mineração (0,98; +2,41)	Floresta vs. Agropecuária (-0,62)	Floresta → Silvicultura (313,93)	Aumento expressivo do Simpson, Shannon e Pielou; paisagem muito mais diversa
Piranga (6.628,14 km², 7,62%)	Agropecuária (72,86%)	Floresta (24,77%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,89) ↑ Mineração (0,98; +0,04) ↑ Silvicultura (0,97; +4,72)	Floresta vs. Agropecuária (-0,88)	Floresta → Agropecuária (553,71)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade crescente
Sacramento (838,59 km², 0,96%)	Agropecuária (80,53%)	Floresta (17,66%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,07) ↑ Silvicultura (0,98; +0,58) ↓ Agropecuária (-0,66; -1,08)	Floresta vs. Agropecuária (-0,87)	Floresta → Agropecuária (41,71)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversificação apesar da dominância
Santa Joana (888,16 km², 1,02%)	Agropecuária (71,11%)	Floresta (28,24%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,05) ↑ Corpo D'água (0,85; +0,02) ↑ Silvicultura (0,71; +0,13)	Floresta vs. Agropecuária (-0,94)	Floresta → Agropecuária (56,16)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade crescente
SMRD (933,28 km², 1,07%)	Agropecuária (74,95%)	Floresta (23,75%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,12) ↑ Corpo D'água (0,87; +0,03) ↑ Silvicultura (0,77; +0,13)	Floresta vs. Agropecuária (-0,87)	Floresta → Agropecuária (48,80)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; leve incremento da diversidade
Santo Antônio (10.463,94 km², 12,03%)	Agropecuária (43,27%)	Floresta (42,44%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,50) ↑ Silvicultura (0,99; +7,86) ↑ Mineração (0,96; +0,55)	Floresta vs. Agropecuária (-0,89)	Floresta → Agropecuária (780,23)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; paisagem mais diversa e equitativa
São Jose (2.414,15 km², 2,78%)	Agropecuária (74,57%)	Floresta (18,81%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,29) ↑ Silvicultura (0,75; +1,81)	Floresta vs. Agropecuária (-0,85)	Agropecuária → Floresta (118,08)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade e equabilidade em alta

Sub-bacias dos rios (Área km², Área %)	Classe dominante (média %)	Classe codominante (média %)	Principais tendências (Sinal, Classe, Tau, Taxa km².ano⁻¹)	Correlação mais expressiva (Classe1/Classe2, Tau)	Transição de maior destaque (De > Para, km²)	Diversidade
			↓ Agropecuária (-0,41; -2,42)			
Suaçuí Grande (12.421,70 km², 14,28%)	Agropecuária (61,97%)	Floresta (36,30%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,52) ↑ Silvicultura (1,00; +3,99) ↑ Mineração (0,89; +0,01)	Floresta vs. Agropecuária (-0,98)	Floresta → Agropecuária (1.219,44)	Aumento do Simpson, Shannon e Pielou; diversidade crescente
Suaçuí Pequeno (1.725,84 km², 1,98%)	Agropecuária (48,28%)	Floresta (39,72%)	↑ Área Urbanizada (1,00; +0,05) ↑ Silvicultura (1,00; +5,52) ↓ Floresta (-0,69; -5,10)	Floresta vs. Agropecuária (-0,72)	Floresta → Silvicultura (162,22)	Aumento expressivo do Simpson, Shannon e Pielou; forte expansão da silvicultura

A análise integrada das 18 sub-bacias revela um padrão consistente de transformação da paisagem, embora com intensidades e direções distintas entre as regiões. A classe Agropecuária permanece como classe dominante em quase todas as sub-bacias, exceto em Carmo, Piracicaba e Santo Antônio, onde a classe Floresta é a dominante. Para as demais sub-bacias, a classe Floresta é a segunda mais representativa, mas sendo menos relevante em sub-bacias altamente ocupadas pela classe Agropecuária como Caratinga e Sacramento.

Cabe ressaltar que no início da série (1985) a classe Agropecuária era a mais significativa, com exceção das sub-bacias: Santo Antônio, Suaçuí Pequeno, Carmo e Piracicaba, nestas a classe Floresta ocupava o maior quantitativo de área. E em 2024, esse padrão se manteve, com exceção da sub-bacia Suaçuí Pequeno, que passou a ter como dominante a classe Agropecuária.

Quanto as tendências, as classes Área Urbanizada e Silvicultura passam por expansão. A Área Urbanizada apresentou tendência crescente (Tau = 1,00) em todas as 18 sub bacias, com taxas anuais que variam de +0,05 km²/ano (Santa Joana e Suaçuí Pequeno) a +2,41 km²/ano (Área rio Doce – ARD). Silvicultura também cresceu significativamente em todas as sub bacias (Tau ≥ 0,71), com destaque para Piracicaba (+8,76 km²/ano), ARD (+8,66 km²/ano) e Santo Antônio (+7,86 km²/ano). A maior taxa relativa ocorre em Suaçuí Pequeno (+5,52 km²/ano).

A classe Agropecuária apresenta tendência de redução em oito sub bacias (Caratinga, Carmo, Casca, Matipó, Pancas, Sacramento, São José e, em menor magnitude, Piracicaba). Corrente constitui exceção, com tendência de crescimento significativo (+3,84 km²/ano). Nas demais, a tendência não foi estatisticamente significativa, indicando estabilização ou dinâmicas mais complexas não captadas pelos métodos utilizados, recomendando-se tentativa de outros métodos e ou se possível, imagens de melhor resolução espacial.

A classe Floresta perde área, de forma significativa em seis sub-bacias: Santo Antônio (−15,26 km²/ano), Piracicaba (−11,41 km²/ano), Corrente (−6,66 km²/ano), Suaçuí Pequeno (−5,10 km²/ano), Guandu (−0,74 km²/ano) e SMRD (−0,36 km²/ano). Em contrapartida, apresenta indícios de recuperação (tendência de crescimento significativo) em Piranga (+7,56 km²/ano), Casca (+1,53 km²/ano), Sacramento (+0,48 km²/ano) e Carmo (+0,31 km²/ano).

A Mineração apresentou crescimento estatisticamente significativo em nove sub-bacias, embora com magnitude expressiva apenas em Piracicaba (+2,41 km²/ano), Carmo (+0,65 km²/ano) e Santo Antônio (+0,55 km²/ano); nas demais (Piranga, ARD, Matipó, Suaçuí Grande, Casca e Corrente), as taxas foram marginais (≤ +0,04 km²/ano). Nas nove sub-bacias restantes, a tendência não foi significativa.

Em todas as sub bacias, a correlação de Tau de Kendall mais expressiva e estatisticamente significativa entre as classes de uso e ocupação do solo ocorre entre Floresta e Agropecuária, sendo sempre negativa, com valores entre -0,62 (Piracicaba) a -0,98 (Suaçuí Grande). Isso sugere uma substituição direta: onde a agropecuária avança, a floresta recua, e vice-versa. A magnitude extrema em Suaçuí Grande (-0,98) indica uma relação quase linear de troca entre essas duas classes ao longo dos 40 anos analisados.

Considerando a maior transição entre classes distintas de cada sub-bacia, o fluxo Floresta → Agropecuária predomina em nove sub-bacias (ARD, Caratinga, Corrente, Guandu, Manhuaçu, SMRD, Santo Antônio, São José e Suaçuí Grande), com maiores quantidades em Santo Antônio, Suaçuí Grande e ARD. O fluxo inverso, Agropecuária → Floresta, predomina em sete sub-bacias (Carmo, Casca, Matipó, Pancas, Piranga, Sacramento e Santa Joana), indicando recomposição florestal. Em Piracicaba e Suaçuí Pequeno, a transição mais expressiva foi Floresta → Silvicultura.

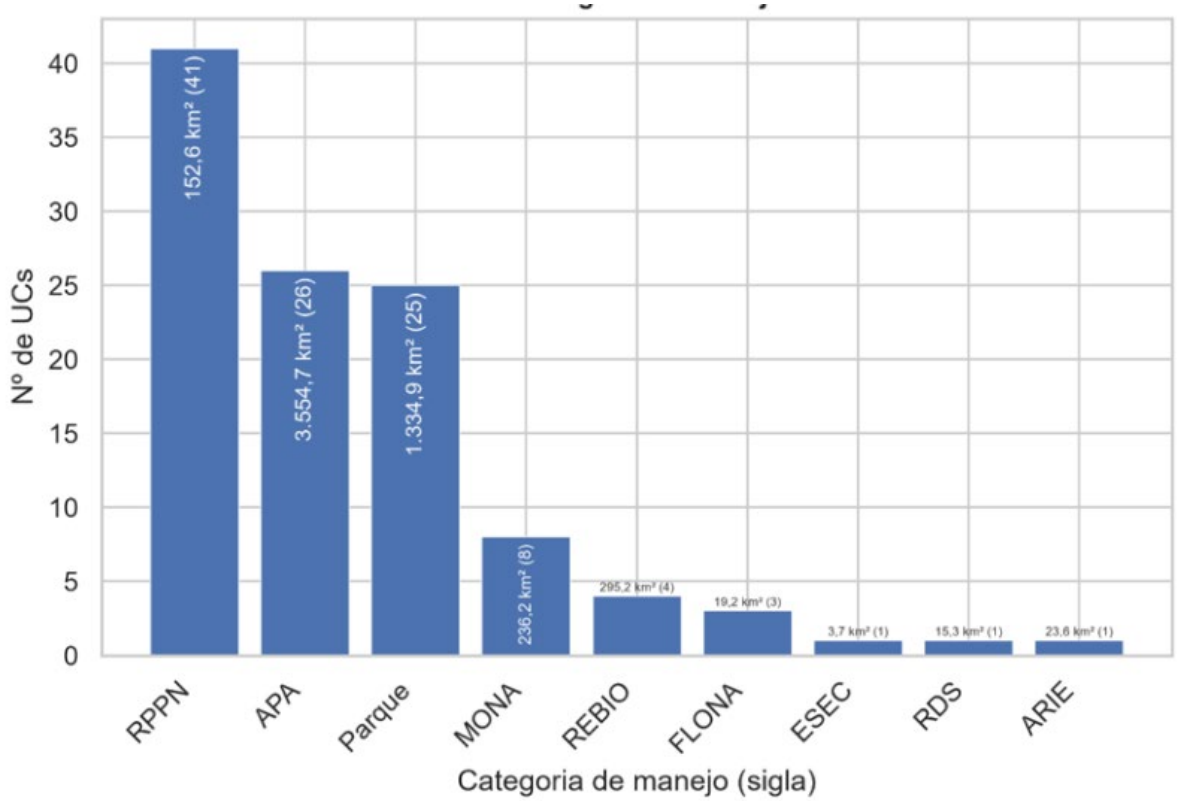
De modo geral, a diversidade da paisagem aumentou, visto que o Índice de Shannon aumentou em todas as 18 sub bacias, indicando maior heterogeneidade e riqueza de usos do solo. O Índice de Pielou (equabilidade) também aumentou em todas, mostrando distribuição mais equilibrada entre as classes.

3.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UCS)

Do montante total de UCs presentes no CNUC, 110 interceptam a bacia do rio Doce. A área dessas unidades dentro da bacia soma 5.635,26 km²; sua área total (inclusive fora da bacia) soma 12.973,25 km², ou seja, cerca de 43 % da área das UCs incidentes situa-se dentro da bacia do rio Doce, indicativo de que uma parcela relevante dessas unidades é gerida em territórios compartilhados com áreas externas a área de estudo.

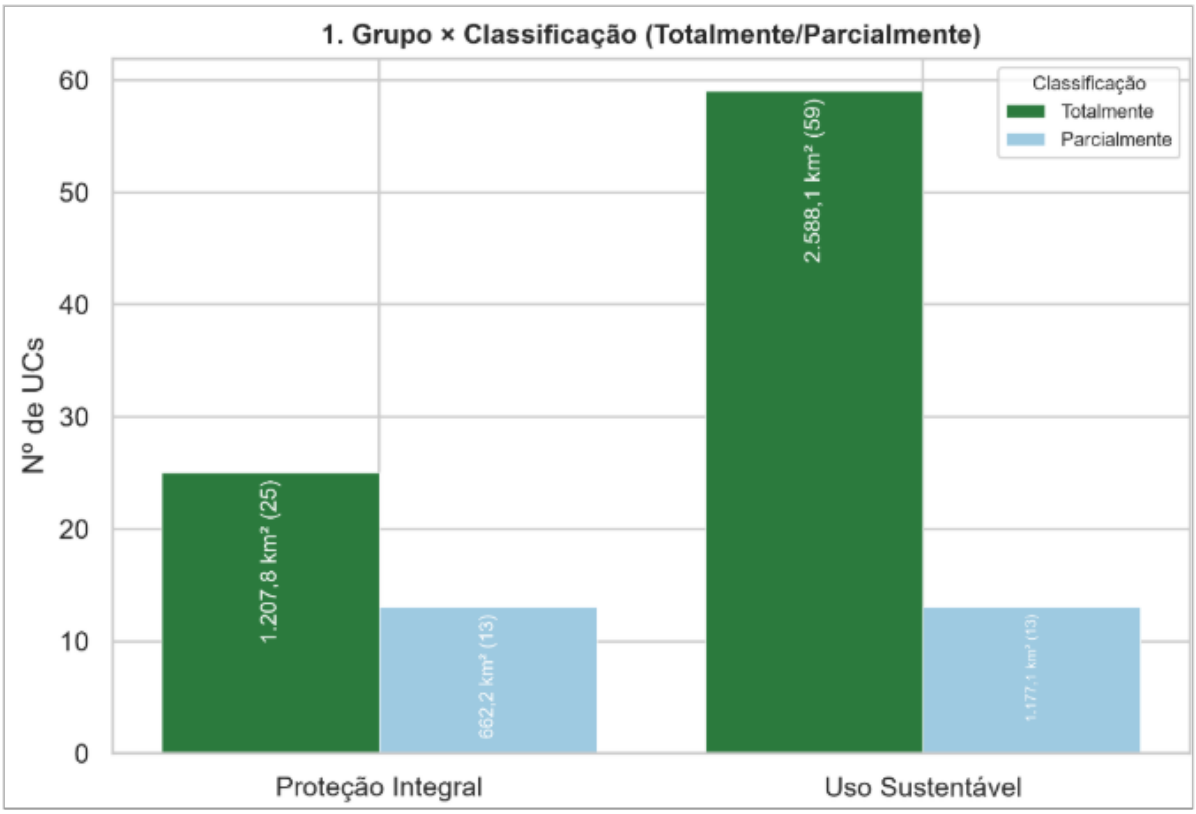
A distribuição entre as categorias de manejo, ao longo da bacia, é apresentada na Figura 26, sendo: Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Área de Proteção Ambiental (APA), Parque, Monumento Natural (MONA), Reserva Biológica (REBIO), Floresta, Estação Ecológica (ESEC), Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE).

Figura 26: Distribuição das UCs entre as categorias de Manejo.



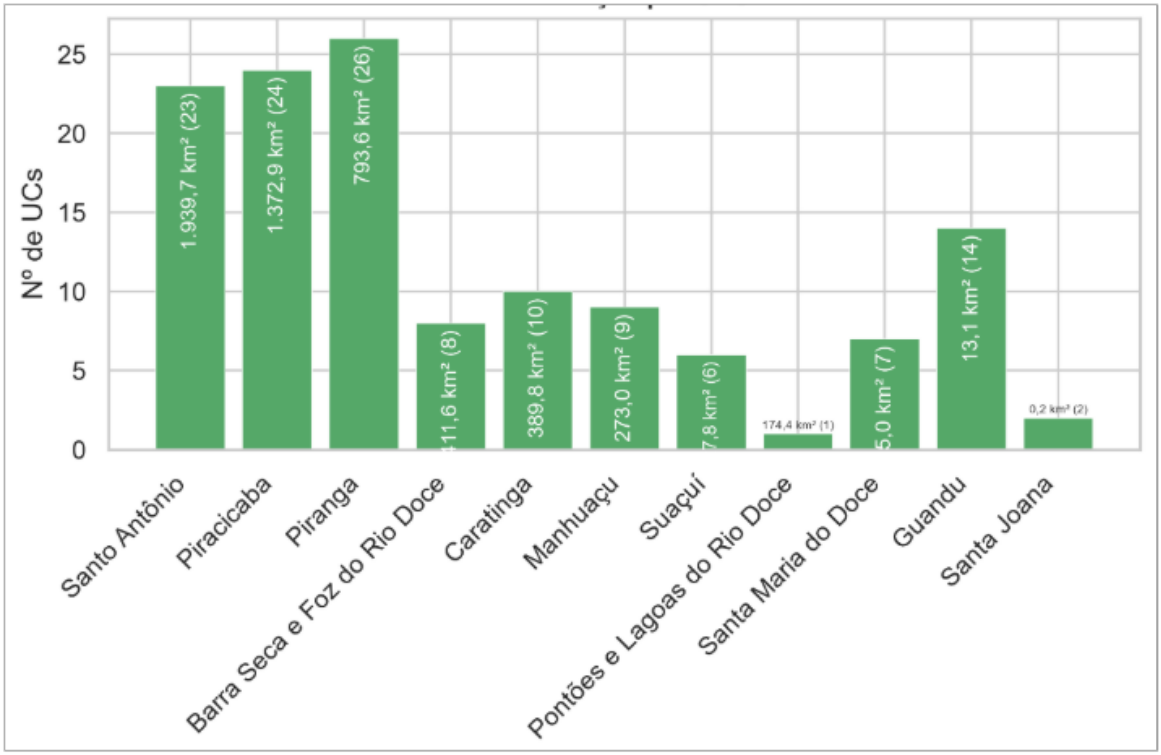
Das 110 UCs, 84 estão totalmente inseridas na bacia e 26 apenas parcialmente (Figura 26). Quanto ao porte (área interna): 65 unidades são do estrato A (≥ 1 km²), 45 do estrato B (< 1 km²).

Figura 27: UCs Totalmente e Parcialmente presentes na bacia do rio Doce.



A interseção com a malha de UPGRHs gerou 130 pares UC×UPGRH, dos quais 17 UCs ocorrem em mais de uma UPGRH, explicando o porquê de a soma das contagens por UPGRH (130) exceder o total de 110 unidades verificado na bacia (Figura 28).

Figura 28: Distribuição das UCs entre as UPGRHs.



A soma simples das áreas das UCs (5.635,26 km²) excede a área efetivamente protegida (área dissolvida, 5.187,92 km²) em 447,34 km², equivalentes a 7,94 % da soma simples.

A Tabela 2 apresenta a sobreposição entre os grupos de Unidades de Conservação. Enquanto as sobreposições PI∩US e US∩US refletem o desenho aninhado previsto pelo SNUC, a sobreposição PI∩PI é incomum e origina-se de um único par de unidades, o Parque Natural Municipal do Tabuleiro e o Parque Estadual Serra do Intendente, ambas UCs situadas em área de borda da bacia (com 98,81 % e 99,76 % de inserção, respectivamente).

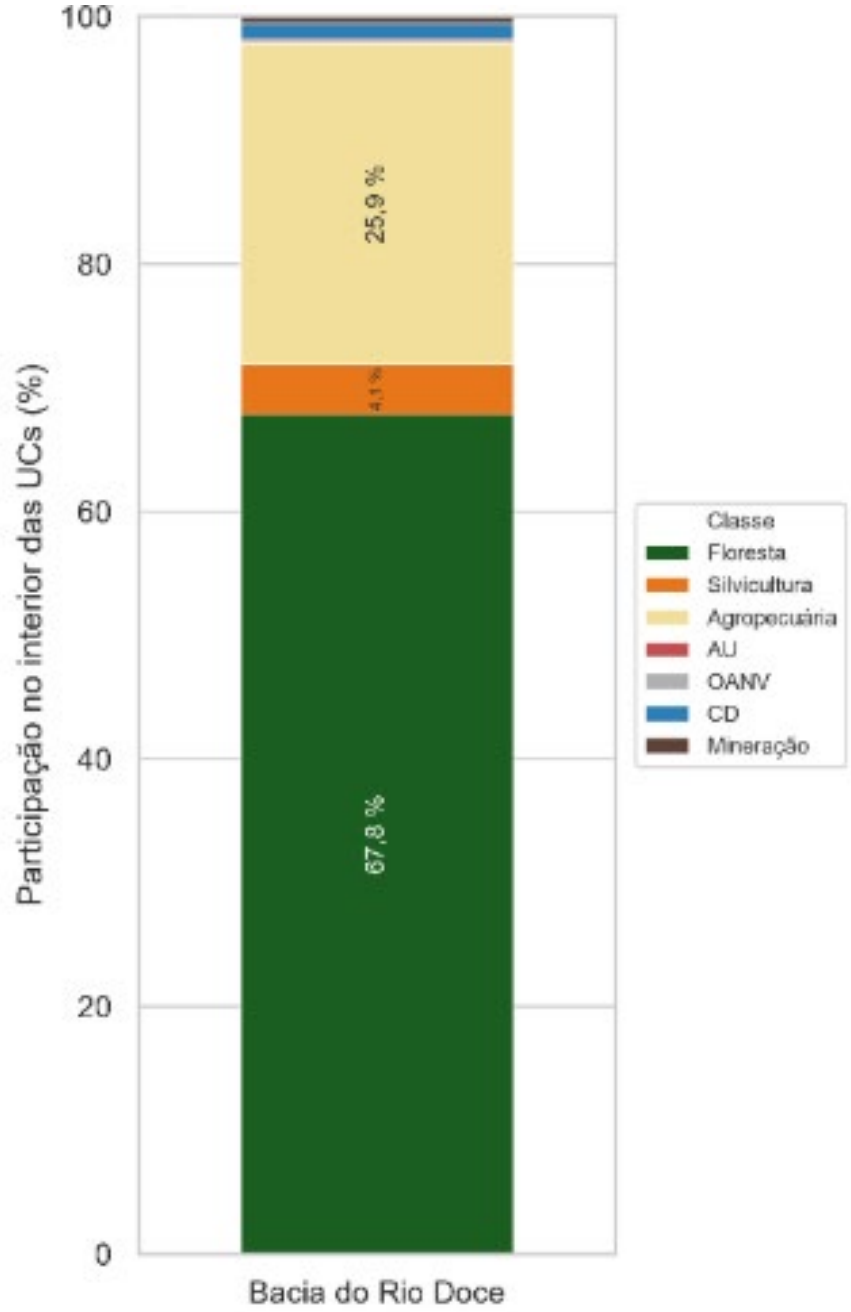
Tabela 2: Sobreposições entre UCs.

Componente	Área	Interpretação
PI ∩ US	307,34 km² (69 %)	Aninhamento intencional do SNUC (APA contendo Parque)
US ∩ US	110,52 km² (25 %)	Sobreposição dentro do Uso Sustentável (p. ex., RPPN em APA)
PI ∩ PI	29,47 km² (7 %)	Sobreposição entre unidades de Proteção Integral, atípica

Das 110 UCs da bacia do rio Doce, 65 possuem área (dentro da bacia) igual ou superior a 1 km², correspondendo a 59,1% do total, dentre as 45 UCs menores que 1 km², a maioria é da categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), sendo exatamente um total de 32 unidades, cerca de 29,1% do total de UCs da bacia, o que corresponde com o padrão da categoria, que tipicamente apresenta unidades de pequena extensão.

A distribuição das estimativas de área ocupada por cada classe é apresentada na Figura 29, sendo: Floresta ocupando 3.798,5 km² (67,8%), seguida da classe Agropecuária com 1.452,1 km² (25,9%), Silvicultura (229,1 km²; 4,1%), Corpo D'água (65,2 km²; 1,2%), Mineração (34,3 km²; 0,6%) Área Urbanizada (9,8 km²; 0,2%) e OANV (11,2 km²; 0,2%).

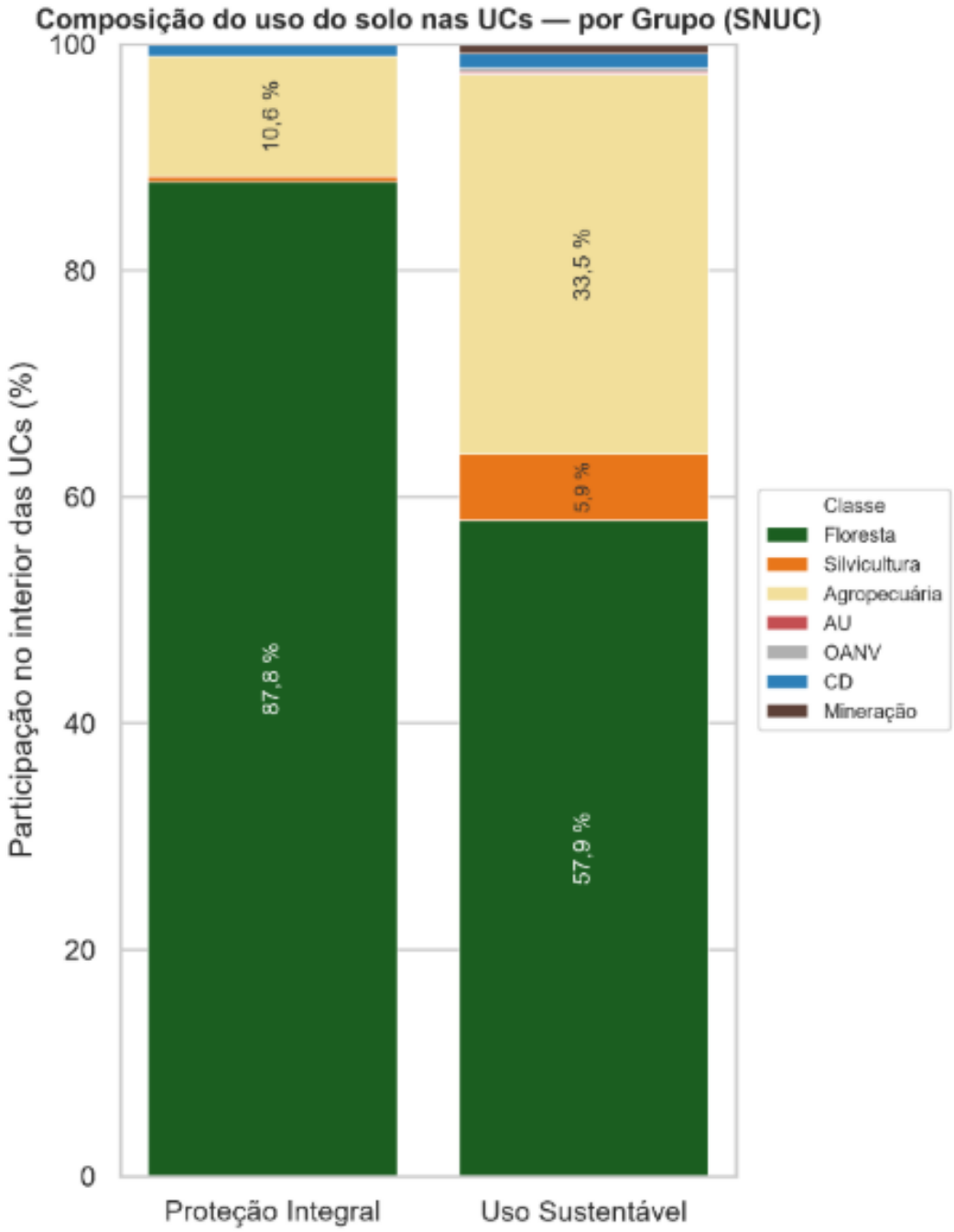
Figura 29: Composição do uso do solo no interior das 65 UCs com área total superior a 1km².



É importante salientar que os dois grupos, Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US) têm objetivos distintos, de acordo com o SNUC, no primeiro, permite-se apenas o uso indireto dos recursos naturais, ou seja, não há consumo, coleta ou qualquer tipo de dano ao ecossistema, pois o objetivo é a preservação do ecossistema, sendo proibida qualquer forma de exploração direta. Entretanto, há uma exceção, a categoria Monumento Natural (MONA) pode ser constituída por áreas particulares, desde que se compatibilizem os objetivos da unidade com o uso da terra pelo proprietário (Art. 12, §1º da Lei do SNUC). Quanto ao Uso sustentável, o objetivo é conciliar proteção com atividades produtivas, especialmente na categoria Área de Proteção Ambiental (APA). Diante do exposto, foi investigada a distribuição entre os grupos, cujos resultados seguem esboçados na Figura 30.

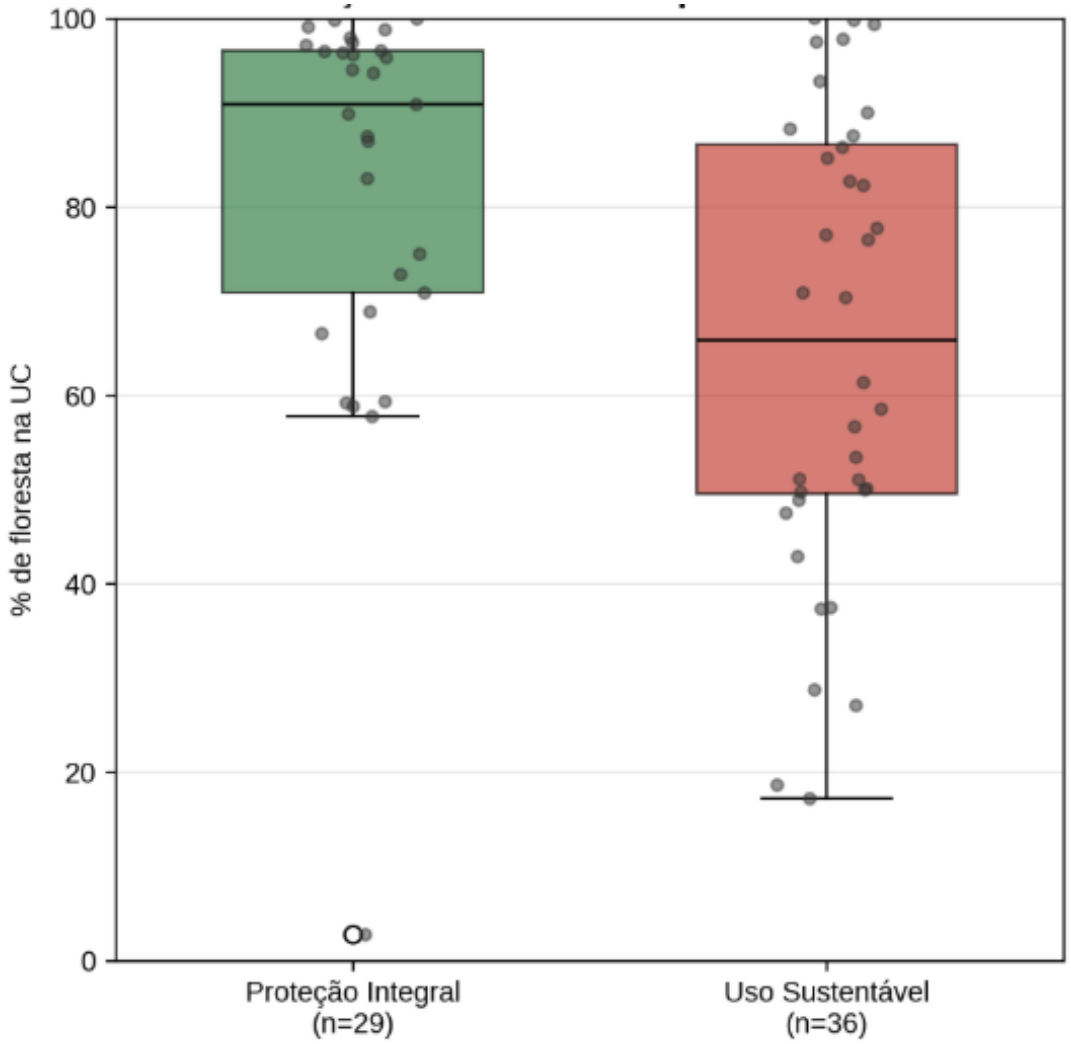
Conforme resultados, no grupo Proteção Integral a classe Floresta é a mais expressiva, apresentando-se em 87,8%, cerca de 1.633,3 km², já a classe Agropecuária foi identificada em 10,6% da amostra, correspondendo a cerca de 197,6 km². No Uso Sustentável a cobertura da classe Floresta reduz para 57,9% (2.165,1 km²) e a cobertura da Agropecuária aumenta para 33,5% (1.254,4 km²). Tal contraste é esperado, visto que os dois grupos têm regras de uso diferentes, entretanto o resultado que chama a atenção é que Agropecuária não se limita ao Uso Sustentável, aparecendo também nas UCs de Proteção Integral, demandando aprofundamento na investigação.

Figura 30:Composição por grupo do SNUC — Proteção Integral e Uso Sustentável.



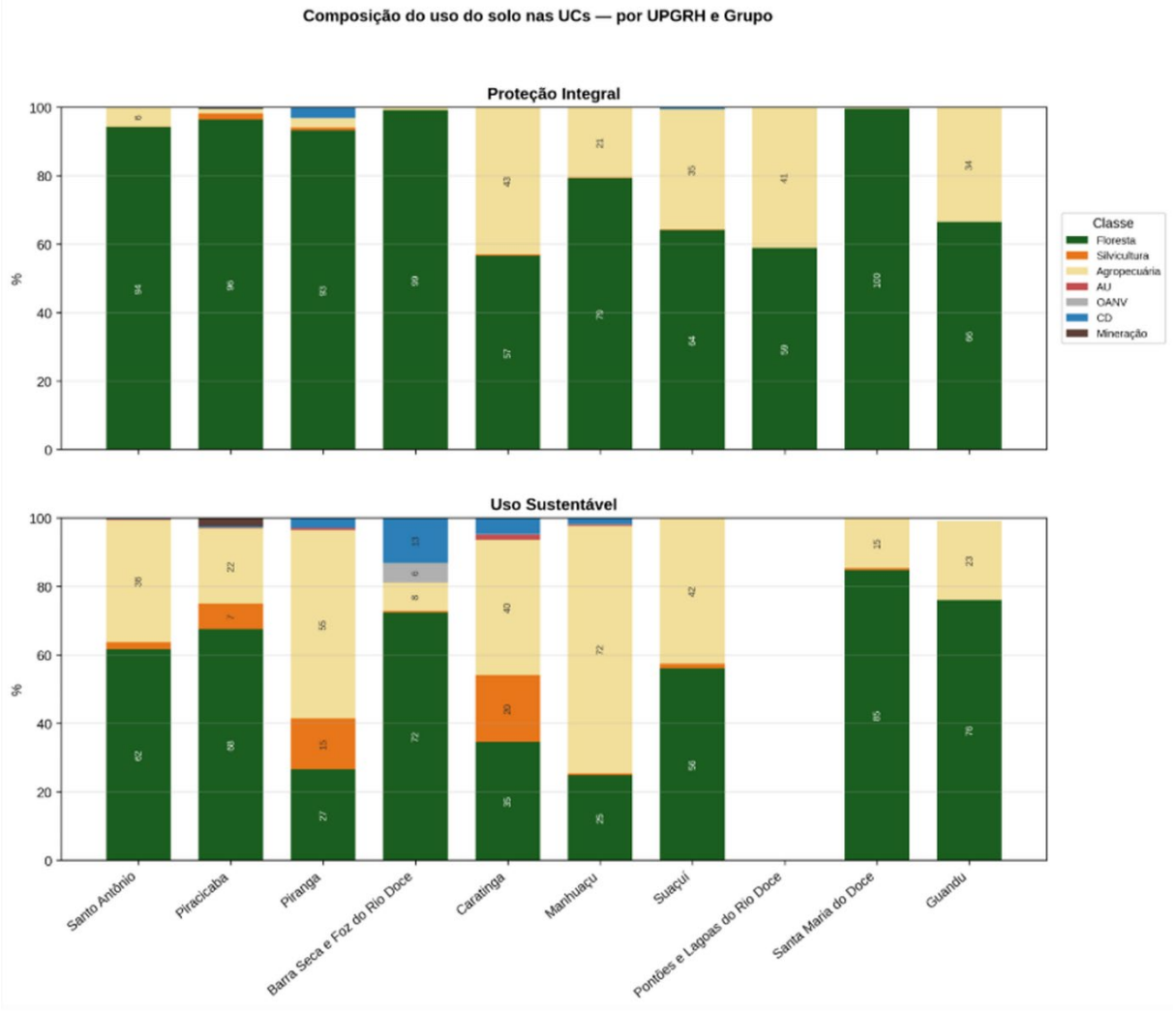
A Figura 31 apresenta distribuição do percentual da classe Floresta por UC, detalhando o contraste entre os Grupos. Nas UCs de Proteção Integral, a mediana é de 90,9% de floresta, com metade das unidades entre o primeiro quartil (Q1, valor que separa os 25% de menor cobertura; 69,9%) e o terceiro quartil (Q3, que separa os 25% de maior cobertura; 96,9%). uma amplitude de distância entre Q1 e Q3 de 27,0% e desvio padrão (dp) de 20,8%. Nas UCs de Uso Sustentável a mediana cai para 65,9% e a dispersão é bem maior (Q1 = 49,1%; Q3 = 87,2%; Amplitude entre quartis = 38,1; dp = 24,3), ou seja, as UCs do grupo de Uso Sustentável são muito mais heterogêneas quanto ao uso e ocupação do solo.

Figura 31: Distribuição do percentual da classe Floresta por UC, por grupo.



A composição por UPGRH estratifica os resultados, localizando com maior detalhe as ocorrências das classes de uso de teor mais produtivo. Nas UCs de Uso Sustentável, a classe Agropecuária é máxima nos comitês do Manhuaçu (97,6 km²; 72,3%) e do Piranga (127,7 km²; 55,0%). Nas UCs de Proteção Integral, as maiores frações da classe Floresta estão nos comitês do Caratinga (31,8 km²; 42,8%) e de Pontões e Lagoas do rio Doce (71,6 km²; 41,0%). Vale a ressalva metodológica: a leitura é por área absoluta, e o tamanho desigual das UPGRH não deve pesar na comparação. A Figura 32 apresenta a ocorrência e distribuição das classes de uso e ocupação do solo. A figura, segue a mesma ordem de UPGRH nos dois painéis (PI e US).

Figura 32: Composição por UPGRH e grupo. Os valores em percentual referem-se ao total de uso mapeado das UCs daquele grupo (PI ou US) situadas naquele comitê.



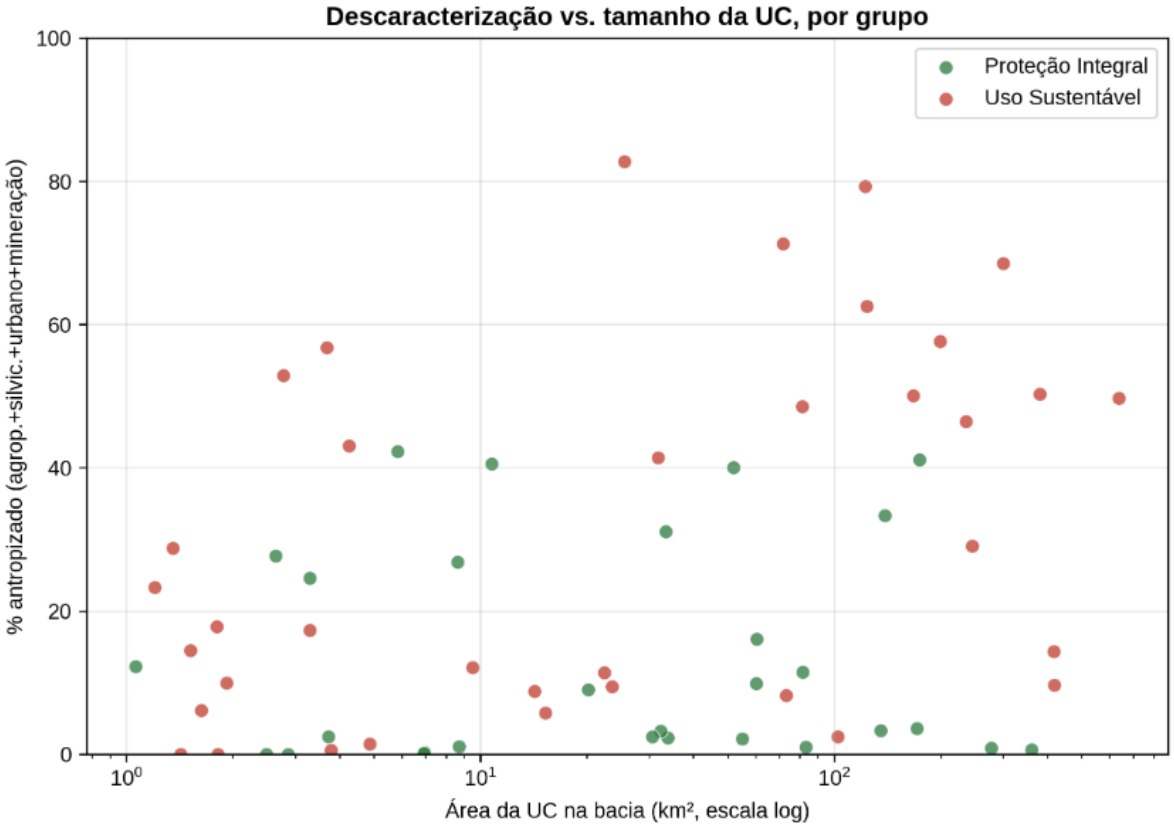
A estratificação por UPGRH revela que a mineração é o uso mais espacialmente concentrado do conjunto. Nas UCs de Uso Sustentável, a classe Mineração é máxima no comitê do Piracicaba (29,3 km²; 2,5%), seguido a grande distância pelo do Santo Antônio (4,3 km²; 0,3%). Nas UCs de Proteção Integral há uma única ocorrência, também no comitê do Piracicaba (0,72 km²; 0,4%), correspondente ao Parque Nacional da Serra do Gandarela.

Quanto a classe Silvicultura, sua presença também se concentra em poucos comitês. Nas UCs de Uso Sustentável, as maiores frações estão nos comitês do Caratinga (61,5 km²; 19,5%) e do Piranga (34,5 km²; 14,8%), enquanto a maior área absoluta ocorre no comitê do Piracicaba (87,1 km²; 7,4%). Nas UCs de Proteção Integral, as frações são pequenas em todos os comitês, com os maiores registros no Piracicaba (3,4 km²; 1,8%) e no Piranga (4,0 km²; 0,7%).

A Figura 33 relaciona o percentual de ocupação das classes antropizadas (Agropecuária, Silvicultura, Área Urbanizada e Mineração) com o tamanho da UC, dois padrões emergem: as UCs de Proteção Integral concentram-se na faixa inferior (pouco antropizadas) em quase toda a gama de tamanhos,

enquanto as de Uso Sustentável espalham-se por toda a faixa vertical, não havendo relação forte entre tamanho e descaracterização, UCs grandes e pequenas aparecem tanto bem conservadas quanto muito alteradas, o que sugere que o regime e o contexto local pesam mais que a área.

Figura 33: Percentual antropizado × área da UC (escala logarítmica), por grupo.



3.3 ASPECTOS HIDROLÓGICOS

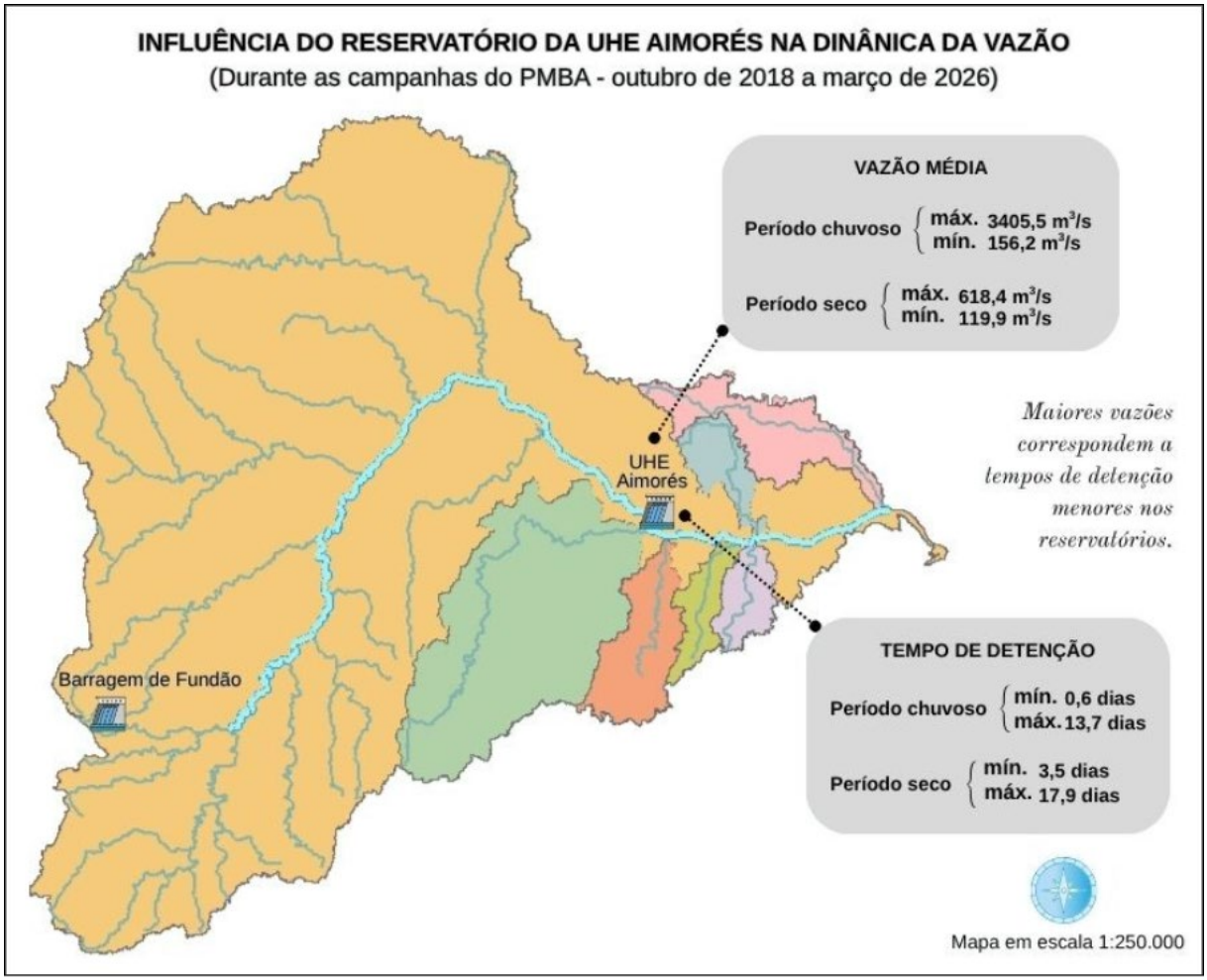
A disponibilidade de água influencia diretamente a qualidade da água e afeta indicadores como transporte de sedimentos, turbidez, estado trófico e parâmetros bióticos nas bacias hidrográficas. Altas precipitações sobre áreas apresentando solo degradado, como pastagens mal manejadas ou regiões com uso agrícola intensivo, podem aumentar as cargas de sedimentos em suspensão, reduzir a transparência da água e dificultar processos ecológicos, como a fotossíntese, comprometendo a produtividade primária aquática (TUCCI, 1998; DONADIO et al., 2005), sendo assim, esse cenário reforça a importância da melhoria das condições de uso e ocupação do solo na bacia do rio Doce.

Áreas com vegetação nativa, especialmente dentro de Unidades de Conservação, desempenham papel fundamental na regulação hídrica, retenção de sedimentos e conservação da qualidade da água. Portanto, a compreensão das contribuições hídricas relativas a diferentes sub-bacias auxilia na definição de estratégias de gestão territorial e ambiental, promovendo a conservação de ecossistemas aquáticos e o uso sustentável dos recursos hídricos.

A realização de estudos prévios sobre a interferência de reservatórios de hidrelétricas em uma bacia hidrográfica é essencial para compreender os impactos hidrológicos e ambientais associados à sua operação. Reservatórios alteram significativamente o regime natural dos rios, modificando o tempo de detenção das águas e, consequentemente, influenciando a quantidade e o tempo de chegada dos fluxos que aportam em regiões sensíveis, como áreas estuarinas e de foz. Essas alterações impactam diretamente a velocidade de escoamento nos trechos a jusante, afetando a capacidade de transporte de sedimentos e a dispersão de poluentes, além de alterar processos de erosão e deposição ao longo do sistema fluvial (ANA, 2013; HABETS et al., 2018).

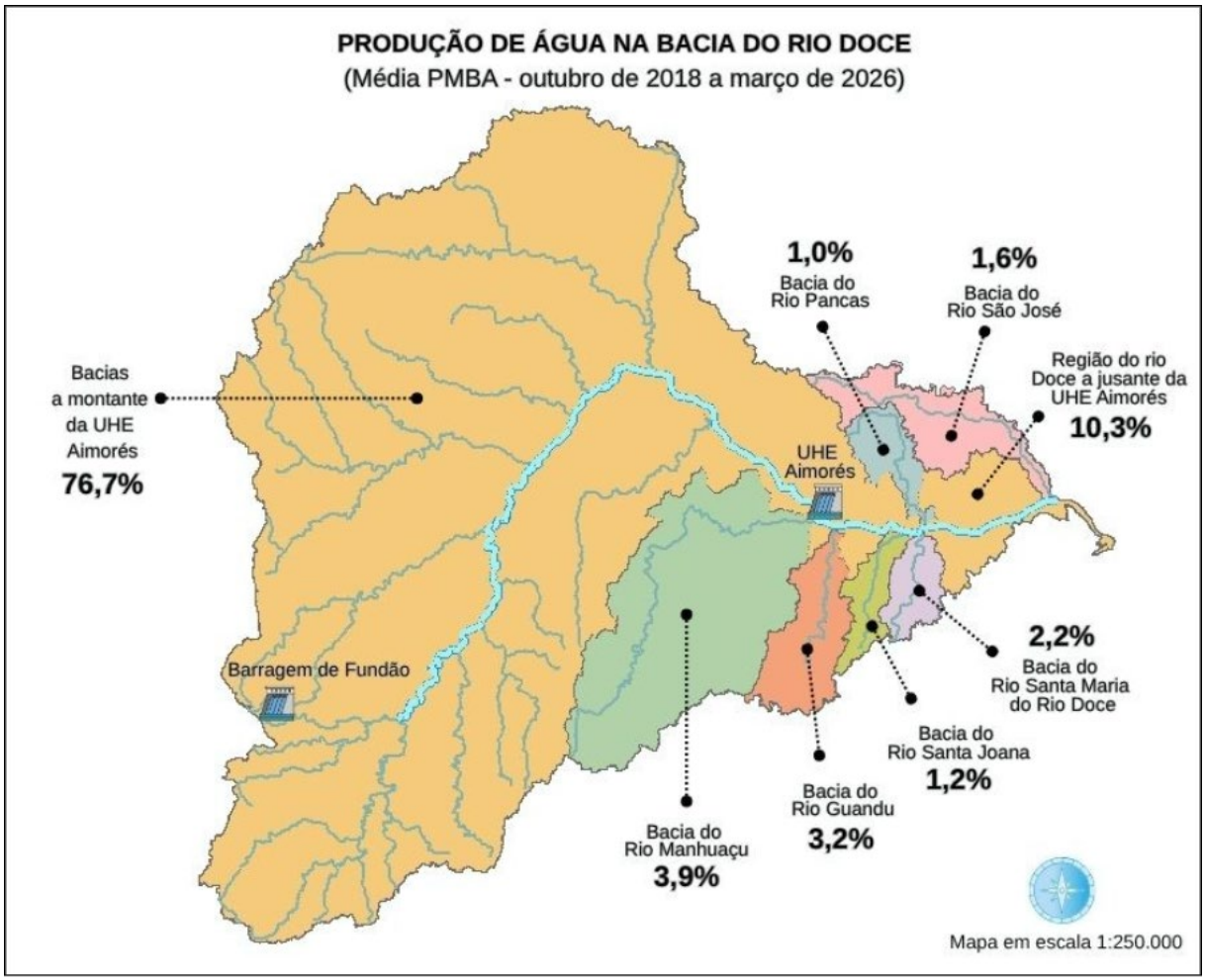
Para análises hidrológicas focadas na produção de água, o reservatório da UHE Aimorés é o mais relevante, uma vez que representa o limite inferior das áreas que efetivamente contribuem com volumes significativos de água à bacia, e sua operação tem um papel central na modulação das vazões para jusante. A influência do reservatório da UHE Aimorés é mostrada na Figura 34. Os tempos de detenção durante as campanhas do PMBA/Fest-UFES (outubro de 2018 a março de 2026) variaram de menos de 1 dia (ocorrido no período chuvoso) a quase 18 dias (ocorrido no período seco), evidenciando a função do reservatório da UHE Aimorés na dinâmica hidrológica da bacia do rio Doce. Para o cálculo dos tempos de detenção foi necessário buscar dados de vazões observadas na estação mais próxima de montante do reservatório (UHE Aimorés Montante, e em caso desta estar sem dado, foi utilizado o da estação UHE Aimorés Barramento, utilizada em apenas uma amostragem, ou, ainda, quando nenhuma das duas citadas possuía dado, foi utilizada a estação Tumiritinga, o que ocorreu em 5 amostragens). Essas vazões variaram de 156,2 m^3/s a 3405 m^3/s nas campanhas do período chuvoso do PMBA/Fest-UFES e de 119,9 m^3/s a 618,4 m^3/s nas campanhas do período seco do PMBA/Fest-UFES.

Figura 34: Influência do reservatório da Usina hidrelétrica Eliezer Batista (UHE Aimorés) na dinâmica hidrológica da bacia, mostrando dados de vazões mínimas e máximas e os tempos de detenção associados às mesmas durante as campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (outubro de 2018 a março de 2026).



A modelagem hidrológica realizada no SWAT, no âmbito do PMBA/Fest-UFES, demonstrou que a porção a montante do reservatório da UHE Aimorés, correspondente à parte mineira e superior da bacia do rio Doce, é responsável por mais de 70% da água que chega à região flúvio-estuarina do rio, tanto em períodos chuvosos quanto secos (Figura 35). No Ano 1 (out. 2018 – set. 2019), essa contribuição chegou a 87,26%, sendo o valor mais alto do período estudado. O menor valor foi registrado no Ano 3 (out. 2020 – set. 2021), com 71,65%. Esse padrão mostra a importância dessa região na dinâmica hidrológica da bacia. Cabe ressaltar que as vazões no trecho do rio Doce localizado no Espírito Santo são influenciadas tanto pela operação do reservatório da UHE Aimorés como do correspondente à UHE Mascarenhas, a jusante. O rio Guandu, afluente da margem direita do Doce, com bacia situada no Espírito Santo, desagua no interior do reservatório da UHE Mascarenhas.

Figura 35: Produção de água média na bacia do rio Doce na porção à montante da UHE Aimorés e nas bacias à jusante da hidrelétrica durante o PMBA/Fest-UFES.



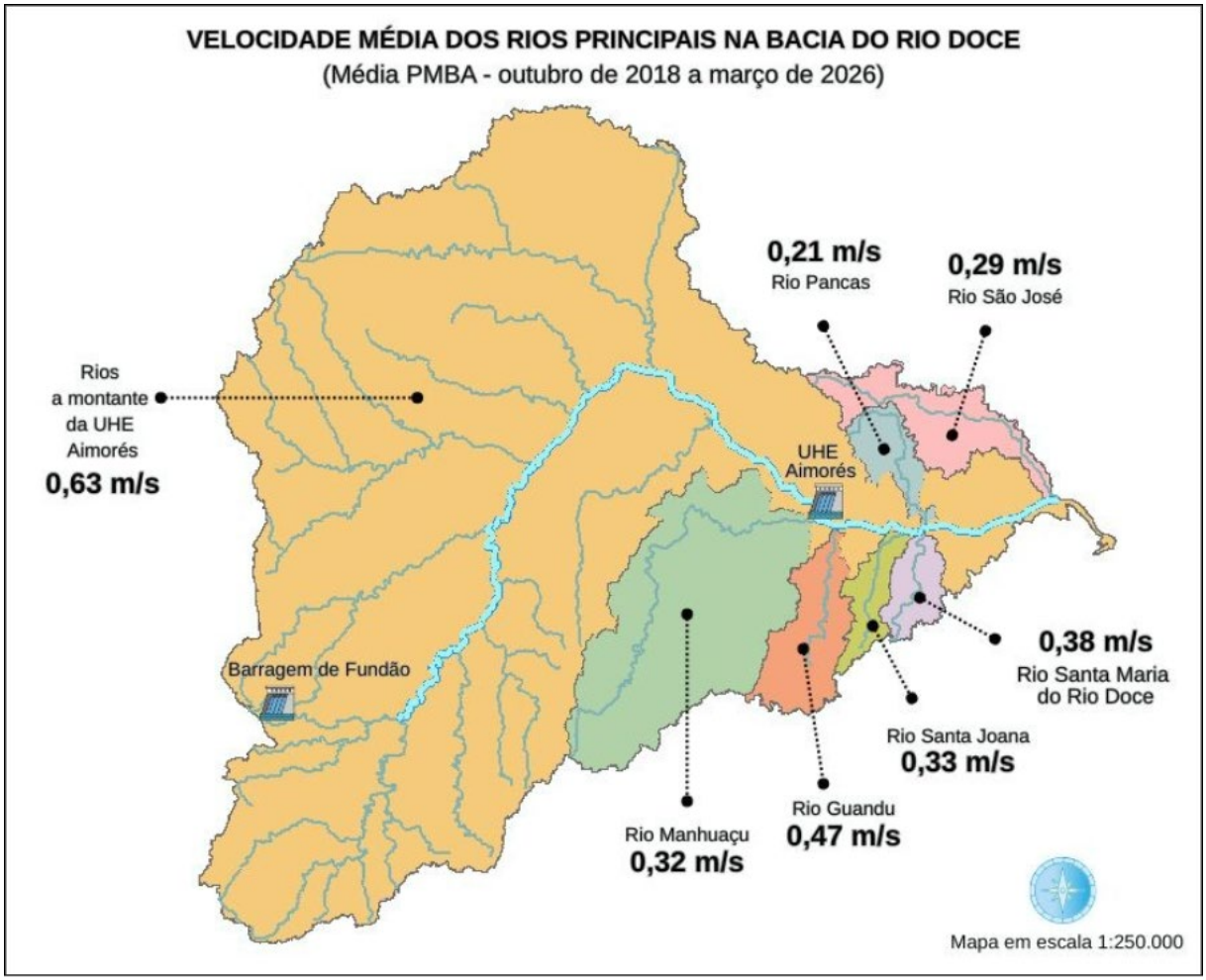
Outra variável fundamental é a velocidade ao longo dos rios e córregos. O conhecimento destas velocidades auxilia na compreensão da dinâmica hidrológica em uma bacia hidrográfica e dos processos relacionados à qualidade da água. As velocidades da água influenciam diretamente o tempo de concentração das vazões, o transporte de sedimentos e de nutrientes, a erosão das margens e do leito, bem como a dispersão e a diluição de poluentes. Em trechos com maior velocidade, o escoamento tende a ser mais eficiente, favorecendo o transporte rápido de materiais, o que pode resultar tanto na remoção de sedimentos quanto na maior propagação de contaminantes. Em trechos apresentando menores velocidades, como zonas de represamento ou planícies aluviais, há tendência à sedimentação e ao acúmulo de matéria orgânica, que pode afetar a oxigenação da água e a biodiversidade local.

A influência da velocidade também está intimamente relacionada com o uso e a cobertura do solo. Em regiões urbanizadas ou com solos compactados, o aumento do escoamento superficial pode elevar a velocidade dos fluxos nos canais, intensificando processos erosivos e carreamento de poluentes. Por outro lado, em áreas com vegetação natural, ou em áreas bem conservadas, a infiltração tende a ser maior, reduzindo a velocidade dos fluxos e promovendo maior regulação hidrológica.

Portanto, conhecer as velocidades dos rios e dos córregos contribui não apenas para o entendimento dos padrões naturais da bacia, mas também dos impactos advindos das alterações antrópicas sobre os recursos hídricos, subsidiando definições de ações de manejo, conservação e recuperação ambiental.

A modelagem hidrológica realizada no SWAT para a bacia do rio Doce, no âmbito do PMBA/Fest-UFES (Figura 36), mostrou que as velocidades médias dos principais rios a montante da UHE Aimorés são os maiores registros (acima de 0,5 m/s), enquanto as velocidades médias relativas aos rios Pancas e São José são os menores registros (abaixo de 0,3 m/s).

Figura 36: Velocidade média dos rios principais na bacia do Rio Doce na porção à montante da UHE Aimorés e nas bacias a jusante da hidrelétrica durante o PMBA/Fest-UFES.



Os resultados dos monitoramentos de vazões no rio Doce realizados nas estações E0MG (Tumiritinga) e RDO15 (E21 - Linhares), representam, respectivamente, o aporte de água para o reservatório da UHE Aimorés e a contribuição de água doce oriunda da bacia do rio Doce para os ambientes marinho e costeiro adjacentes à foz do rio, em Regência/Linhares.

Na estação E0MG, o monitoramento foi iniciado em 01/08/2022, ou seja, final do Ano 4 de monitoramento (Figura 37). O Ano 5 (outubro de 2022 a setembro de 2023) apresentou os maiores valores de vazões máximas e médias diárias, 3.125 m³/s (10/01/2023) e 654 m³/s, respectivamente. O

valor médio corresponde à vazão média de longo termo na estação 56920000 (Tumiritinga/MG) (1972-2023) (ANA, 2025). Este ano também apresentou a maior média de vazões, considerando os períodos chuvosos, 919,5 m³/s, em comparação as estimadas para os períodos chuvosos do Ano 6 (outubro de 2023 a setembro de 2024), do Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025) e do Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026). O Ano 6 apresentou as vazões médias diárias mais baixas de todo o período monitorado nessa estação, com vazão média diária mínima 68,8 m³/s (30/09/2024). A área de drenagem dessa seção de monitoramento corresponde a, aproximadamente, 67% de toda a área de drenagem da bacia do rio Doce.

Para a estação RDO15, em Linhares, para o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (outubro de 2018 a março de 2026), mantém-se a análise já apresentada no Material Suplementar referente ao tema “Integração Flúvio-Estuarina” (RT-46 PMBA-FEST/UFES), para vazões mínimas, ou seja, no Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020), ocorreram os menores valores de vazões diárias, mínima de 49 m³/s (24/10/2019). O ano hidrológico 2014/2015 apresentou a situação mais crítica de seca, considerando um período de dados de 30 anos (1985-2015) (LIMA, et al., 2019), permanecendo nessa condição até 2019.

O Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022) apresentou os maiores valores de vazão máxima anual e média, 5.503 m³/s (13/01/2022) e 995 m³/s, respectivamente. Em comparação à série histórica da estação fluviométrica Colatina (569945000 – 1938-2023) (ANA, 2025), cuja vazão média de longo termo é 870 m³/s, a vazão média calculada para o período de outubro/2018 a março/2026 (PMBA/Fest-UFES) apresentou valor significativamente inferior, 665,2 m³/s. Cabe observar que a estação operada pela ANA em Colatina apresenta bacia de contribuição pouco inferior àquela correspondente à operada no âmbito do PMBA/Fest-UFES, em Linhares.

A variabilidade temporal das vazões dos rios e córregos da bacia do rio Doce influencia diretamente na qualidade da água e na biodiversidade dos ambientes monitorados no PMBA/Fest-UFES, uma vez que em períodos chuvosos ocorrem maiores valores de vazão, podendo causar ressuspensão de sedimentos depositados nas suas calhas e aumento dos fluxos relativos a parâmetros de qualidade de água, tais como metais e nutrientes. Cabe ressaltar que nas calhas e nas margens dos trechos de rios e nos reservatórios por onde passaram rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Mariana nos quais haja depósitos de MLD, esse material pode, principalmente em períodos de maiores vazões, ser diluído e transportado pelas águas do escoamento superficial. Por outro lado, em períodos secos ocorrem menores vazões e, consequentemente, menores capacidades de diluição de poluentes lançados na água.

As Figura 37 e Figura 38 mostram as variações de vazões estimadas nas estações fluviométricas localizadas em Tumiritinga (E0MG), a montante do reservatório da UHE Aimorés, e em Linhares (RDO 15), logo a montante da foz do rio Doce, respectivamente.

Figura 37: Vazões médias diárias estimadas para estação E0MG - Tumiritinga, no rio Doce, setor calha, operada pelo PMBA/Fest-UFES (agosto/2022 a março/2026).

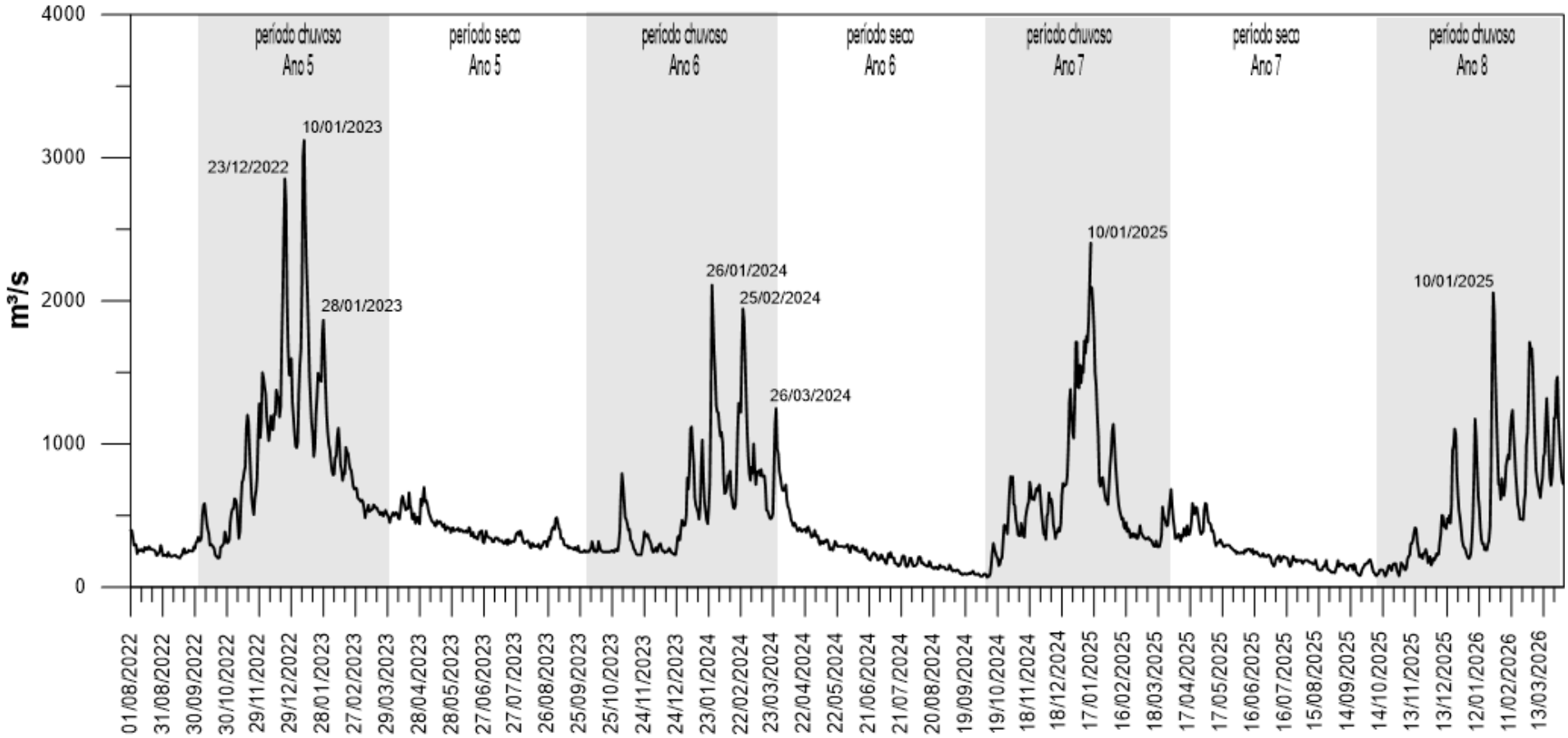
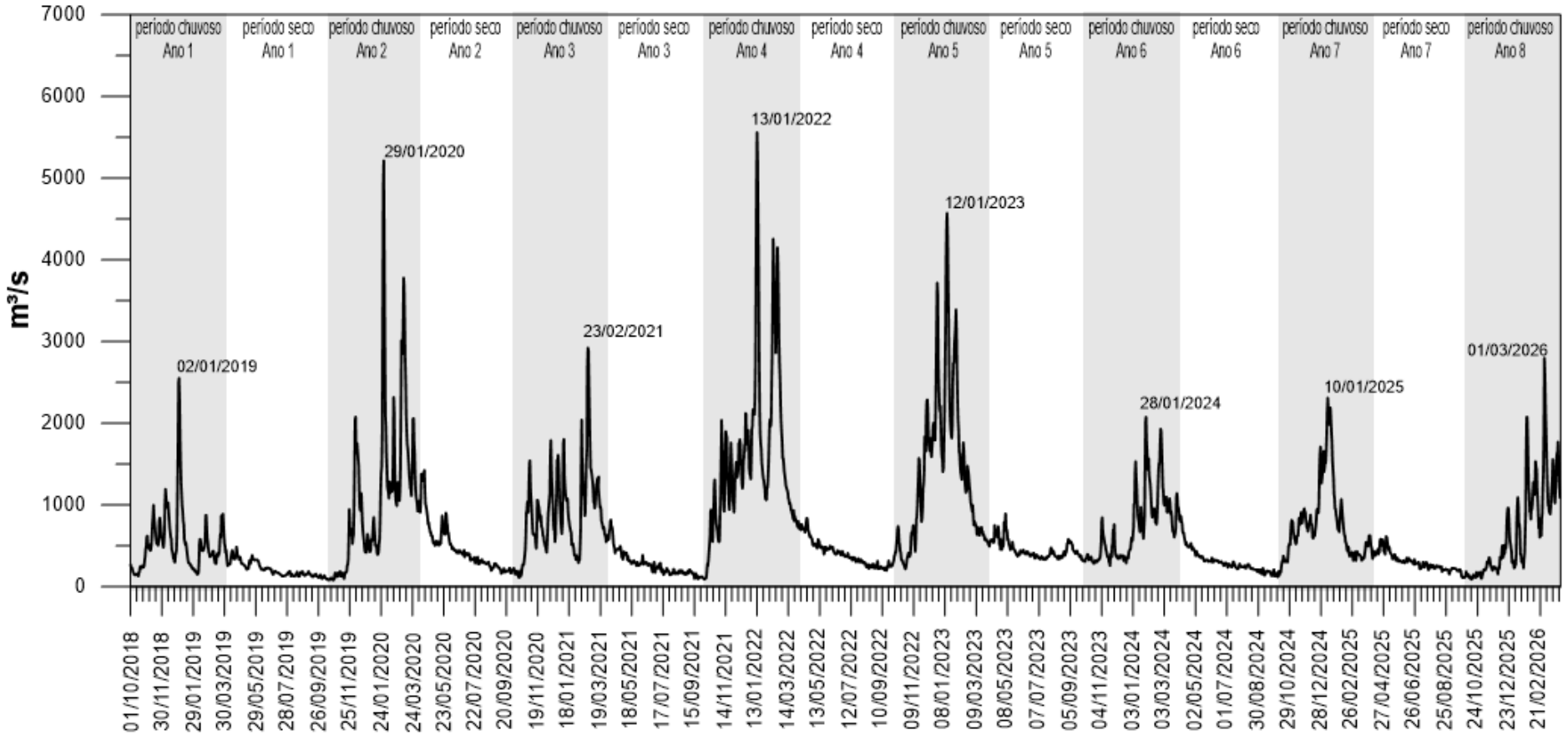


Figura 38. Vazões médias diárias estimadas para estação RDO15 - Linhares, no rio Doce, setor calha, operada pelo PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026).



Relativamente ao posto fluviométrico operado pelo PMBA-Fest/UFES em Linhares, considerando exclusivamente os períodos chuvosos de cada ano de monitoramento, observou-se que o último semestre, referente ao Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026), apresentou valores médio e máximo de vazão 674,8 m³/s e 2.797,1 m³/s, respectivamente. Estes valores são significativamente inferiores aos observados no período chuvoso, outubro a março, do Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022), no qual os valores médio e máximo de vazão, 1.598,4 e 5.502,6 m³/s (13/01/2022). Conforme descrito no Material Suplementar do tema “Integração Flúvio-Estuarina” (RT-46 PMBA-Fest/UFES), somente para os Anos 4 e 5 as vazões médias de período chuvoso foram superiores à vazão média de períodos chuvosos da série histórica, 1.168 m³/s. Cabe observar que as vazões máximas obtidas no monitoramento PMBA/Fest-UFES foram inferiores a registros históricos de cheia do rio Doce, com valores da ordem de 13.000 m³/s (1979), 8.000 m³/s (1997) e 10.700 m³/s (2013) (ANA, 2025).

Em relação às vazões médias diárias estimadas para os períodos secos, o Ano 1 apresentou o menor valor, 221 m³/s, seguido do Ano 3, 278 m³/s, Ano 7, 306 m³/s, Ano 6, 315 m³/s, Ano 4, 388 m³/s, Ano 5, 451 m³/s e Ano 2, 485 m³/s. Todos os valores foram inferiores ao valor médio para períodos secos, 575 m³/s na estação fluviométrica Colatina (569945000 – 1938-2023) (ANA, 2025).

A sazonalidade observada nos parâmetros hidrológicos é refletida nos fluxos, de modo geral. Nesse contexto, os fluxos de nutrientes e metais apresentam valores mais elevados nos períodos chuvosos. Alterações de processos biogeoquímicos podem comprometer a disponibilidade de nutrientes que aportam no ambiente costeiro adjacente à foz do rio (VIAROLI et al, 2018).

A análise das correlações de *Spearman* de concentrações de parâmetros físico-químicos, metais vazões e descargas de sedimentos suspensos, mostra como a dinâmica de transporte de substâncias químicas se altera entre os períodos chuvosos e secos.

Nos períodos chuvosos, observou-se um comportamento hidrodinâmico com o aumento da vazão intensificando a ressuspensão de sedimentos e o transporte de partículas. As variáveis MPS (Material Particulado em Suspensão) e Turbidez, apresentaram correlações $0,80 \leq r \leq 0,89$ (p-valor < 0,05) com vazão (Q) e descarga de sedimentos suspensos (Qss), valores que se enquadram na classificação de correlações fortes segundo Helsel & Hirsch (2002). Na fração total dos metais Bário (Ba), Cobre (Cu) e Zinco (Zn) apresentaram correlação moderada com MPS, $0,40 \leq r \leq 0,61$ (p-valor < 0,05), enquanto Chumbo (Pb) apresentou correlação forte com MPS, r = 0,73 (p-valor < 0,05); Manganês (Mn) e Ferro (Fe) os coeficientes da correlação foram moderados, 0,55 e 0,50, respectivamente; e para Alumínio (Al) associação fraca, r = 0,34 (p-valor < 0,05). Esse padrão é coerente com estudos que demonstram que eventos de maior energia hidráulica promovem o transporte de sedimentos e metais associados à fração particulada, como documentado por Zhang et al. (2022) em redes de drenagem de áreas de planície e por Liu et al. (2024) no Rio Amarelo, onde a mobilidade de elementos traço depende fortemente da concentração de material particulado. Em relação aos nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), as correlações com MPS foram r = 0,62 para Amônio, r = 0,46 para Fosfato, r = 0,38 para Nitrito e Fósforo Total e r = 0,31 para Nitrogênio Total, enquanto para Nitrato a correlação não foi estatisticamente significativa. Esse conjunto indica que parte do aporte de nutrientes nos períodos

chuvosos acompanha a fração particulada, padrão compatível com o carreamento de matéria orgânica e com o arraste de fertilizantes a partir das áreas agrícolas e de pastagem que dominam a bacia. A exceção do Nitrato reforça essa leitura: por ser a forma nitrogenada mais solúvel, ele é transportado preferencialmente na fração dissolvida e, por isso, não acompanha a variação do material em suspensão.

No período seco, as correlações entre Turbidez, MPS, Q e Qss se mantém elevadas ($r > 0,87$). Entretanto, a perda de associação entre vazão e os metais totais sugere que o aumento de descarga não mobiliza, nesse período, a mesma fração particulada observada nas cheias. Esse padrão foi observado por Ortiz Gutierrez et al. (2026) no Rio Elba, onde a menor energia hidrodinâmica em períodos secos reduz a ressuspensão de sedimentos, aumentando a influência de fontes pontuais. As correlações de Al e Fe com Turbidez ($\rho = 0,57$ e $0,50$) são moderadas; já a de Nitrato ($\rho = -0,46$) é moderada e inversa, (p-valor < 0,05), indicando maior influência de lançamentos contínuos de efluentes urbanos e industriais, cuja contribuição se torna mais evidente quando a capacidade de diluição do rio diminui.

O teste de Mann-Whitney (HELSEL; HIRSCH, 2002; GIBSON et al., 2020), foram usados para complementar a interpretação das correlações, confirmando padrão sazonal consistente. As variáveis indicadoras de sedimentos responderam diretamente a esse aumento de energia. A Turbidez passou de valores próximos de 10 NTU para cerca de 90 NTU ($p < 0,05$), enquanto o MPS aumentou de aproximadamente 8 mg/L para 68 mg/L. De modo gerais, os metais apresentaram medianas mais elevadas no período chuvoso, resultado da maior energia hidráulica e da mobilização de partículas durante eventos de cheia. Entre os nutrientes, o Fósforo apresentou a resposta sazonal mais evidente, com aumentos significativos tanto para Fósforo Total quanto para Fosfato ($p < 0,05$). Nitrito também aumentou, enquanto Nitrato e Nitrogênio Total permaneceram relativamente estáveis.

Embora o diagnóstico qualitativo obtido por meio das matrizes de correlação forneça informações sobre os mecanismos de transporte dos constituintes químicos, é necessária a quantificação dos fluxos, visto que, elementos com concentrações pouco variáveis ou já existentes no ambiente resultam em cargas elevadas com o aumento da vazão.

Durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026), os valores médios e máximos de fluxos instantâneos de Alumínio Total (Al) e Ferro Total (Fe) foram 496 e 8.359 t/d (Al) e 534 e 5.126 t/d (Fe) para os períodos chuvosos e 31,3 e 126,2 t/d (Al) e 43,8 e 233,5 t/d (Fe), para os períodos secos. Os valores médios e máximos de fluxos de Manganês Total foram 7,4 e 39,4 t/d para os períodos chuvosos e 0,8 e 2,6 t/d para os períodos secos (Figura 39). Os valores de fluxos instantâneos máximos dos metais (Al, Fe e Mn) obtidos para período chuvoso do Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025) 8.359,4 (Al), 5.126,0 t/d (Fe) e 39,4 t/d (Mn), foram os mais elevados durante o período monitorado no PMBA/Fest-UFES.

Os fluxos de metais traços associados a fontes antropogênicas também foram maiores para os períodos chuvosos, com valores médios e máximos 4,8 e 18,1 t/d (Ba), 1,0 e 8,2 t/d (Cu), 0,7 e 9, t/d

(Pb) e 1,9 e 21,7 t/d (Zn) e 0,8 e 1,9 t/d (Ba), 0,2 e 1,1 t/d (Cu), inferior a 0,01 e 0,2 t/d (Pb) e 0,4 e 2,0 t/d (Zn) para os períodos secos (Figura 39). Assim como os elementos Al, Fe e Mn, Ba apresentou o maior valor de fluxo instantâneo, 18,1 no Ano 7. Os demais metais traços, Cu, Pb e Zn, apresentaram maiores valores no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023), 8,2 t/d (Cu), 9,0 t/d (Pb) e 21,7 t/d (Zn), respectivamente.

Em relação aos fluxos de nutrientes, o parâmetro Fósforo Total apresentou comportamento semelhante ao das descargas de sedimentos suspensos, apresentando valores médios e máximos para os períodos chuvoso, 18,0 e 182,5 t/d, muito maiores do que aqueles para os períodos secos, 1,5 e 7,6 t/d. Relativamente ao parâmetro Nitrogênio Total os valores de fluxos médios e máximos corresponderam a 78,4 e 275,4 t/d para os períodos secos e 327,0 e 1.350,1 t/d para os períodos chuvosos (Figura 40). Considerando todo o período amostral, o fluxo instantâneo máximo de Nitrogênio Total, 1.350,0 t/d, foi obtido no Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022), enquanto para Fósforo Total, 182,5 t/d, foi obtido no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023).

Cabe observar que a estação RDO15 é o ponto de controle final para quantificação do aporte hídrico e químico para os ecossistemas marinho e costeiro, em Regência. Os impactos ecológicos estuarinos, como a eutrofização e a bioacumulação de metais na teia trófica marinha, respondem à massa total acumulada de elementos químicos aportados (toneladas por dia).

Figura 39: Fluxos de metais Al, Fe, Mn, Ba, Cu, Pb e Zn, estimados para a estação RDO 15, Rio Doce, setor calha. PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026).

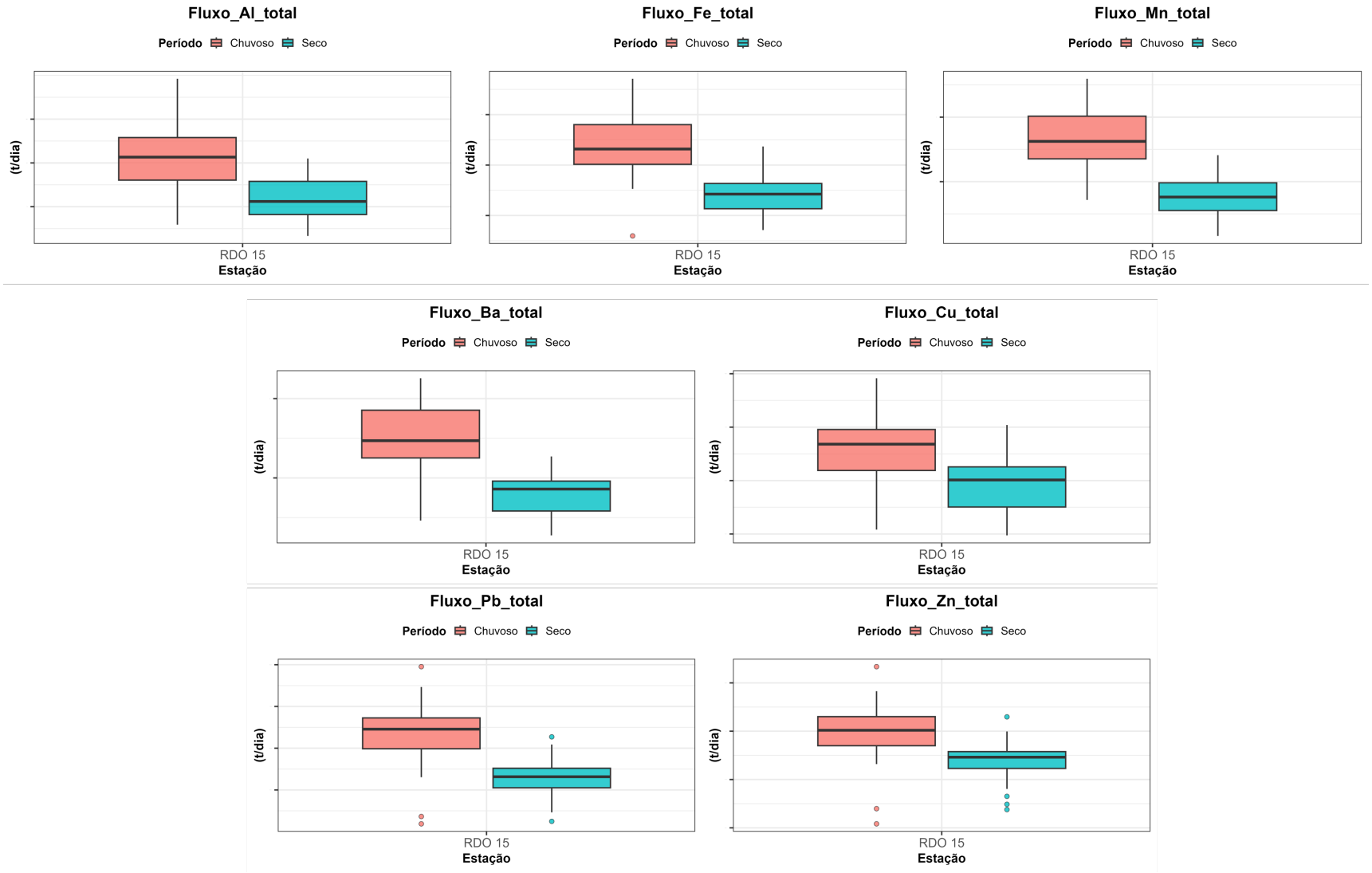
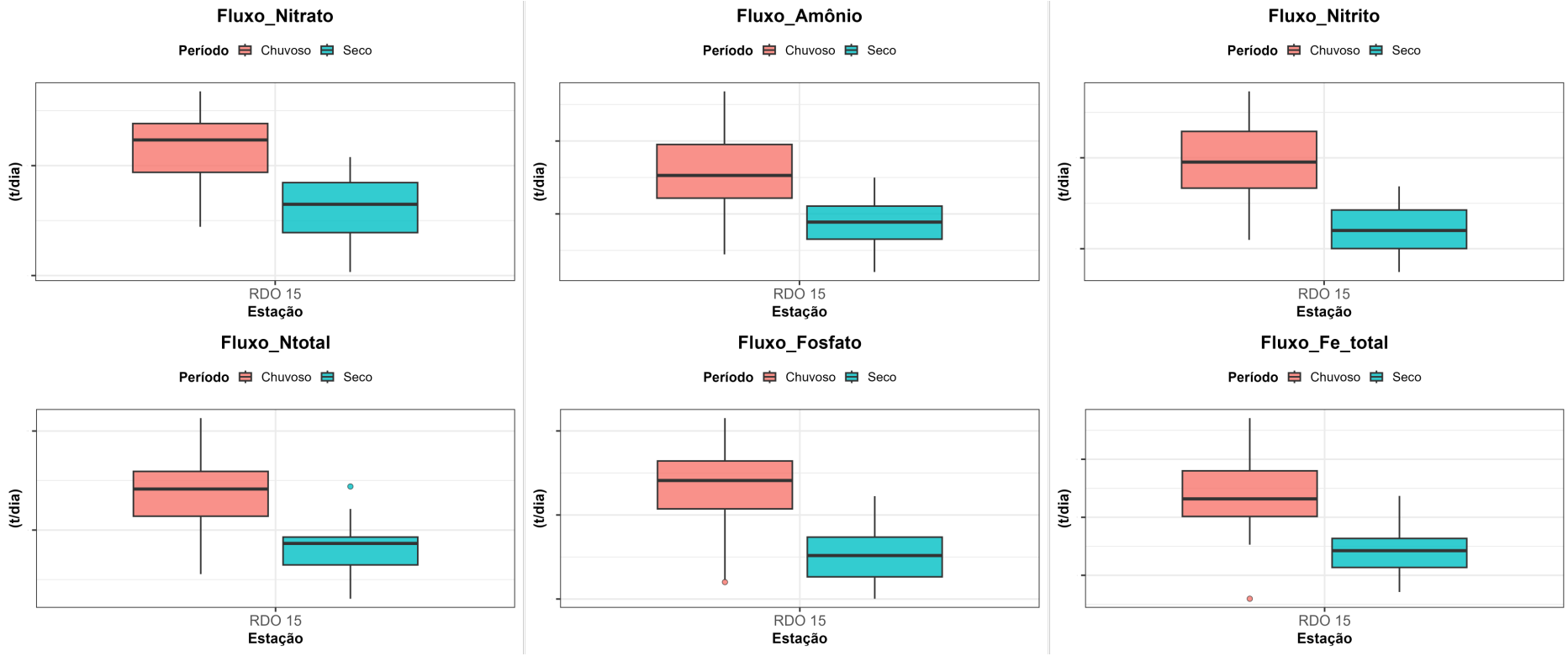


Figura 40: Fluxos de nutrientes, Nitrogênio e Fósforo, estimados para a estação RDO15, Rio Doce, setor calha. PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026).



3.4 PRECIPITAÇÃO, GERAÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

A partir dos monitoramentos hidrossedimentométricos realizados nas estações E0MG, localizada em Tumiritinga/MG, e RDO15, localizada em Linhares/ES, foram obtidas as descargas diárias de sedimentos suspensos e totais. Conforme relatado, os fluxos de sedimentos estimados para a estação localizada em Minas Gerais representam a totalidade dos fluxos oriundos da bacia do Rio Doce a montante da UHE Aimorés, enquanto as descargas de sedimentos estimadas para a estação localizada em Linhares, representam a totalidade dos fluxos de sedimentos oriundos da bacia que afluem para a região costeira e marinha adjacentes à foz do rio. Nos períodos chuvosos ocorrem os maiores aportes de sedimentos para a calha do rio, resultando em maiores valores de descargas de sedimentos (Figura 41 e Figura 42). Com o aumento das concentrações de partículas de sedimentos em suspensão há elevação da turbidez na água e redução da penetração de luz na coluna d'água, influenciando negativamente o processo de fotossíntese, fundamental para a sobrevivência da flora e da biota aquática.

Na estação E0MG, o Ano 5 (outubro de 2022 a setembro de 2023) apresentou os maiores valores de descargas de sedimentos totais média e máxima diárias, relativas ao período chuvoso, os quais foram 18.764 e 255.170 t/d, respectivamente. Nos demais períodos chuvosos monitorados posteriormente, Anos 6, 7 e 8, as descargas de sedimentos totais foram: 6.381 (média) e 88.282 t/d (máxima), 8.350 (média) e 116.043 t/d (máxima), e 6.354 (média) e 81.754 t/d (máxima), respectivamente. Cabe observar que poucos pontos estavam disponíveis para o ajuste da curva-chave (N = 20). Com a continuidade do monitoramento será possível aprimorar o traçado das curvas-chave e, consequentemente, as estimativas de descargas de sedimentos.

O Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022) da série histórica do PMBA/Fest-UFES apresentou os maiores valores de descargas de sedimentos totais média e máxima diária, para o período chuvoso, cujos valores foram respectivamente, 20.290 e 184.601 t/d, na estação RDO15. Os valores de descargas totais média e máxima diária estimados para o semestre atual de monitoramento, Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026), foram 4.116 e 43.763 t/d. Os respectivos valores estimados para os anos 5, 6 e 7 foram 15.685 e 123.956 t/d, 3.728 e 24.416 t/d e 4.056 e 30.499 t/d, respectivamente. No período completo de monitoramento, a descarga específica de sedimentos suspensos foi 16,9 t/km².ano, sendo 95% destes sedimentos transportados durante os períodos chuvosos. Esse valor estimado é bastante significativo, considerando descargas específicas médias de longo termo de outros rios brasileiros de grande porte como: Tapajós (12,2 t/km².ano), Uruguai (24,9 t/km².ano), Paraguai (38,5 t/km².ano), Tocantins (76,6. t/km².ano), e Paraíba do Sul (78,5 t/km².ano) (FAGUNDES et al., 2020). Cabe observar que parte do período monitorado abrangeu anos de seca na bacia do Rio Doce.

Figura 41: Descargas médias diárias de sedimentos totais (Qt) e suspensos (Qss) estimadas para o Rio Doce (E0MG), setor calha, obtidas com dados do PMBA/Fest-UFES (agosto/2022 a março/2026).

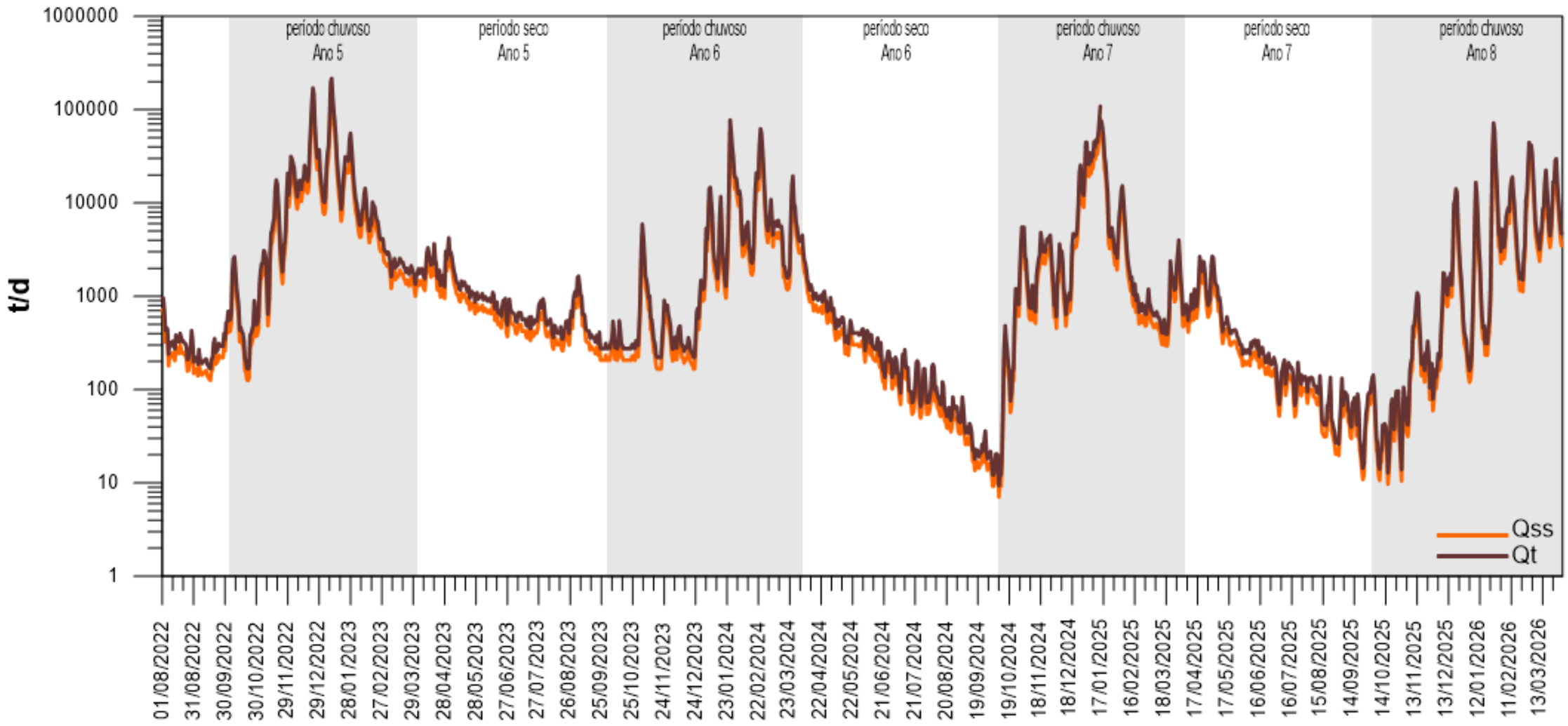
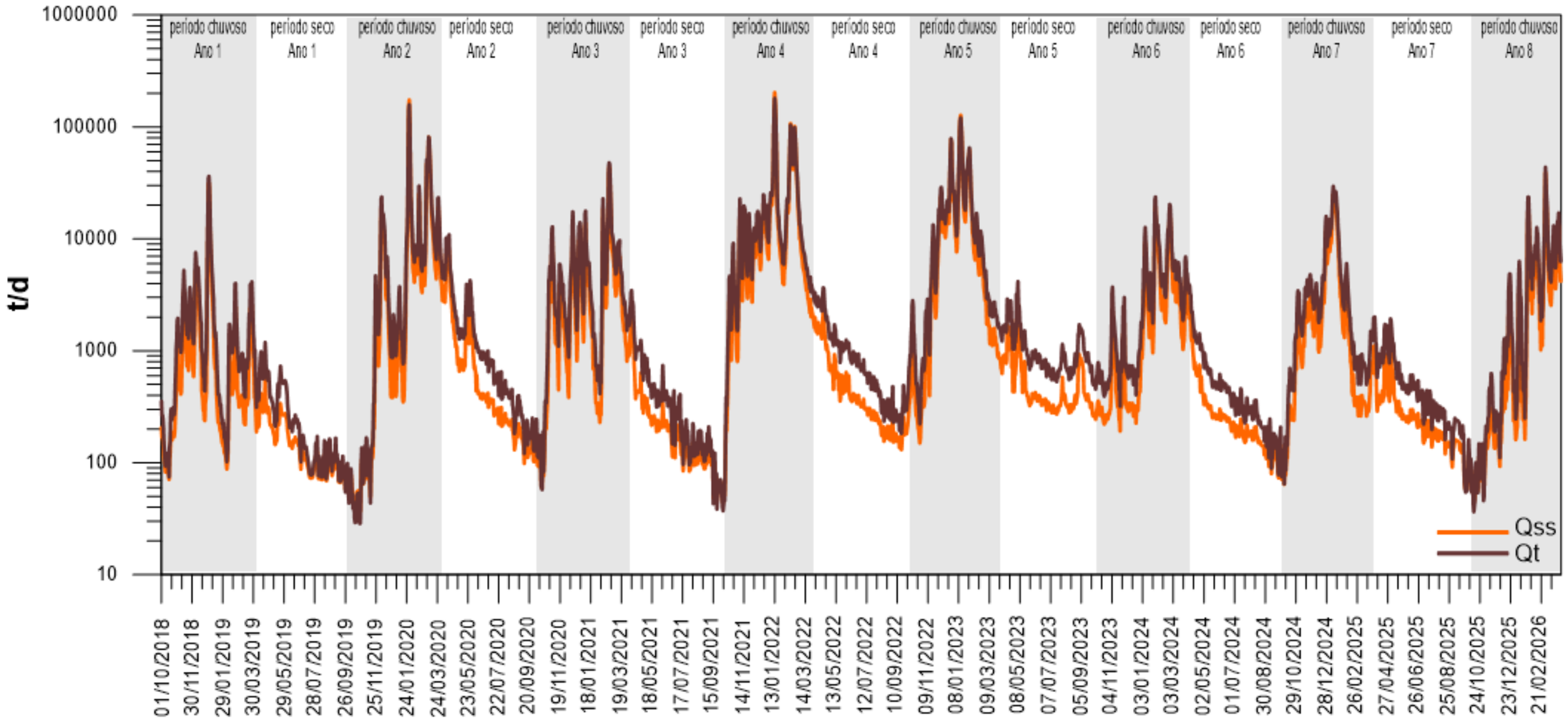
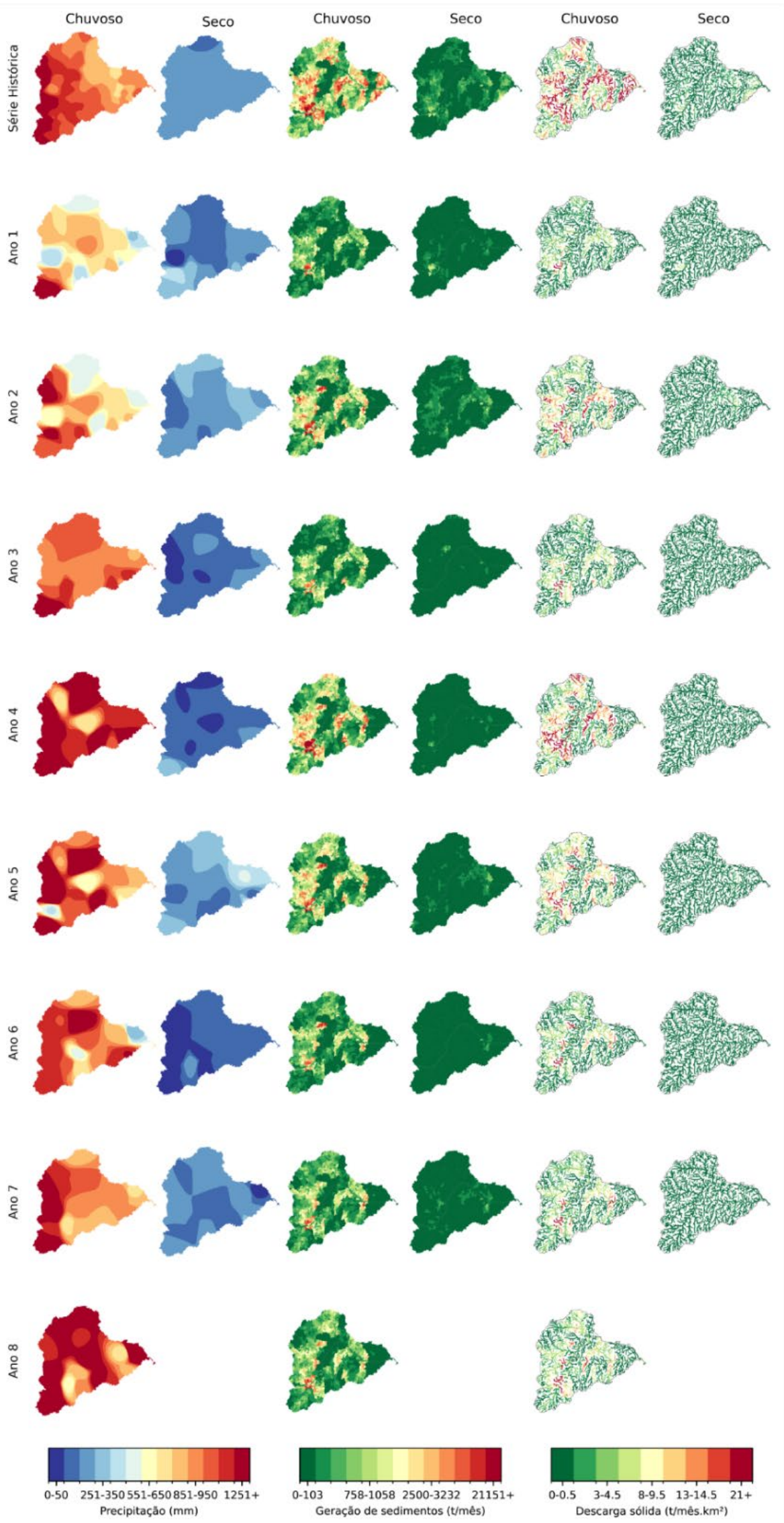


Figura 42: Descargas médias diárias de sedimentos totais (Qt) e suspensos (Qss) estimadas para o Rio Doce (RDO15), setor calha, obtidas com dados do PMBA/Fest-UFES (outubro/2018 a março/2026).



A utilização de dados de precipitação, espacialmente distribuídos, permitiu representar, de forma mais realista, a variabilidade espacial e temporal das chuvas incidentes na bacia do Rio Doce. Com base nesses dados, foram realizadas simulações hidrossedimentológicas com o objetivo de compreender os padrões de geração de sedimentos, distribuídos no tempo e no espaço, nas diferentes sub-bacias e os processos de transporte ao longo do curso do rio. A Figura 43 apresenta, para a bacia do Rio Doce, uma análise da distribuição espaço-temporal da precipitação, da geração e do transporte de sedimentos na forma de descarga sólida em suspensão específica relativa ao período pré-rompimento da barragem de Fundão (1985-2014) bem como durante os períodos chuvosos (de outubro a março) e secos (de abril a setembro) do monitoramento PMBA/Fest-UFES (outubro de 2018 a março de 2026).

Figura 43: Interpolação IDW da distribuição de chuva na bacia do Rio Doce nos períodos chuvosos e secos dos anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES e do período pré-rompimento (1985-2014). Estimativas das gerações de sedimentos na bacia do Rio Doce nos períodos chuvosos e secos dos anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES e do período pré-rompimento (1998-2014). Descargas sólidas em suspensão específicas estimadas por simulação para os rios da bacia do Rio Doce nos períodos chuvosos e secos dos anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES e do período pré-rompimento (1998-2014). Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019); Ano 2 (outubro de 2019 setembro de 2020); Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021); Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022); Ano 5 (outubro de 2022 a setembro de 2023); Ano 6 (outubro de 2023 a setembro de 2024); Ano 7 (outubro de 2024 a setembro de 2025); Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026).



As regiões de cabeceiras, como as partes superiores das bacias dos rios Santo Antônio, Piracicaba, e as bacias dos rios Carmo e Piranga, formadores do rio Doce, concentram os maiores volumes anuais de chuva. O Ano 1 (outubro de 2018 a março de 2019) foi o menos chuvoso e apresentou a menor geração de sedimentos na bacia dentre os períodos analisados, com média 6,13 t/mês.km^2. Nos Anos 2 (outubro de 2019 a março de 2020) e 5 (outubro de 2022 a março de 2023), as precipitações permaneceram abaixo ou próximas da média histórica (1985-2014), com gerações de sedimentos específicas estimadas em pouco mais de 15 t/mês.km^2, com 1.38 x 10^6 t/mês para o Ano 2 e 1,26 x 10^6 t/mês para o Ano 5. O Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022) destacou-se como o mais chuvoso durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, com precipitações anuais superiores às das médias da série histórica correspondente a estações pluviométricas localizadas em quase toda a bacia do rio Doce. Estas maiores precipitações se refletiram em maiores gerações de sedimentos específicos e totais: 23,2 t/mês.km^2 e 1,92 x 10^6 t/mês, respectivamente.

Nos Anos 5 (outubro de 2022 a março de 2023) e 6 (outubro de 2023 a março de 2024), as maiores precipitações se concentraram principalmente nas bacias dos rios Piracicaba, Suaçuí Pequeno e Santa Maria do rio Doce. No Ano 3 (outubro de 2020 a março de 2021) as gerações de sedimentos especificas e totais foram aproximadamente 8 t/mês.km^2 e 6,6 x 10^5 t/mês, respectivamente. Valor superior apenas ao estimado para o Ano 1. Cabe observar que os totais médios precipitados na bacia nestes anos foram muito próximos. No Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025) e Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026) os maiores acumulados pluviométricos foram registrados nas sub-bacias dos rios do Carmo, Piranga, Piracicaba e São Antônio e ao longo da porção mineira da bacia até a sub-bacia do rio Suaçuí Grande. Nesse período as gerações de sedimentos especificas e totais foram próximas de 10 t/mês.km^2 valor pouco superior aos estimados para o Ano 6 (outubro de 2023 a março de 2024) com 8,9 t/mês.km^2.

Os resultados da modelagem do transporte de sedimentos em rios da bacia do rio Doce, com o uso do modelo MGB-SED, indicam que as maiores descargas sólidas específicas ocorreram nas mesmas regiões onde foram registrados as maiores precipitações pluviométricas e os maiores valores de gerações de sedimentos, evidenciando a forte relação entre precipitação, uso do solo e transporte de sedimentos em suspensão, conforme mostrado na Figura 43 e na Tabela 3 e na Tabela 4. Entre os trechos de cursos d'água da bacia do rio Doce transportando mais sedimentos estão os correspondentes aos tributários Piracicaba, Caratinga, Suaçuí Grande e Guandu, como nas imagens apresentadas na Figura 43.

No Ano 1 (outubro de 2018 a março de 2019), as águas do rio Doce transportaram até a foz 1,27 x 10^5 t/mês de sedimentos suspensos, valor que aumentou 210% no Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020), alcançando 3,95 x 10^5 t/mês. No Ano 3 (outubro de 2020 a março de 2021), o transporte foi de 1,85 x 10^5 t/mês. O maior volume de sedimentos em suspensão foi registrado no Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022) 5,74 x 10^5 t/mês, coincidindo com o período de maior precipitação e maior geração de sedimentos do período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES. O terceiro maior valor

ocorreu no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023), com 3,86 x 10^5 t/mês. Para o Ano 6 (outubro de 2023 a março de 2024), o transporte foi estimado em 2,03 x 10^5 t/mês, enquanto para o Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025), foi estimado em 2,39 x 10^5 t/mês, pouco superior aos estimados para os Anos 1, 3 e 6. Para o Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026) o transporte foi pouco superior ao estimado para o Ano 7 com 2,45 x 10^5 t/mês. Estes resultados corroboram, como esperado, a influência das precipitações pluviométricas sobre o transporte de sedimentos na bacia do rio Doce.

Durante os períodos secos (abril a setembro) dos anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, as regiões da bacia do rio Doce apresentando menores precipitações variaram. No Ano 1 (abril a setembro de 2019), o menor volume pluviométrico ocorreu na bacia do rio Piracicaba. No Ano 2 (abril a setembro de 2020), o menor volume ocorreu na bacia do rio Santo Antônio. No Ano 3 (abril a setembro de 2021), os menores volumes foram registrados nas bacias dos rios Santo Antônio e Sacramento, enquanto no Ano 4 (abril a setembro de 2022), as bacias apresentando menores volumes pluviométricos foram as dos rios Caratinga e Corrente. Já nos Anos 5 (abril a setembro de 2023) e 6 (abril a setembro de 2024), os menores volumes foram registrados nas bacias dos rios Manhuaçu e Matipó (Ano 5) e Sacramento e Matipó (Ano 6). O Ano 6 apresentou a menor precipitação pluviométrica, com média mensal de 74,09 mm, seguido pelos Anos 3 (105,71 mm), 4 (115,00 mm), 1 (185,12 mm), 2 (208,67 mm) e 5 (222,48 mm).

Entre os períodos secos dos anos de monitoramento dentro do PMBA/Fest-UFES, o do Ano 2 (abril a setembro de 2020) apresentou a maior geração de sedimentos, com estimativa de 1,15 x 10^5 t/mês, seguido pelo do Ano 5 (abril a setembro de 2023), com 5,73 x 10^4 t/mês e pelo Ano 1 (abril a setembro de 2019), com 5,49 x 10^4 t/mês. Estes valores coerentes com os maiores índices pluviométricos registrados nesses períodos. Nos Anos 3 (abril a setembro de 2021) e 4 (abril a setembro de 2022) as estimativas foram de 2,79 x 10^4 t/mês e 3,11 x 10^4 t/mês, respectivamente. O menor valor foi estimado para o Ano 6 (abril a setembro de 2024), com 1,48 x 10^4 t/mês, refletindo o menor volume de chuvas entre os anos monitorados. Com 4,70 x 10^4 t/mês a geração estimada para o Ano 7 (abril a setembro de 2025) ficou mais próxima a estimada para os anos 5 e 1.

Conforme esperado, independentemente do ano de monitoramento, os períodos secos apresentaram as menores descargas sólidas de sedimentos em suspensão, em consenso com a tendência histórica (1998–2014). No período seco do Ano 1, o transporte de sedimentos em suspensão na foz do rio Doce foi estimado em 1,93 x 10^4 t/mês. No Ano 2, houve aumento de 136%, alcançando 4,57 x 10^4 t/mês. Nos Anos 3 e 4, os valores diminuíram para 1,04 x 10^4 t/mês e 8,53 x 10^3 t/mês, respectivamente. O transporte voltou a aumentar no Ano 5 e 6 com 1,39 x 10^4 t/mês. Com 1,65 x 10^4 t/mês o transporte de sedimentos estimado para o Ano 7 (abril a setembro de 2025) permaneceu próximo dos dois períodos secos anteriores. Assim, os maiores volumes de sedimentos em suspensão nos períodos secos foram registrados nos Anos 2 e 1, e os menores nos Anos 3 e 4.

A Tabela 3 e a Tabela 4 apresentam, para as principais sub-bacias e para a bacia do rio Doce, os totais precipitados médios, as gerações de sedimentos especificas e as descargas sólidas em suspensão específicas para os períodos chuvosos e secos do PMBA/Fest-UFES, respectivamente. Os valores

apresentados nestas tabelas permitem comparações entre as condições nas diferentes sub-bacias e nos trechos de rios, visto que, no contexto da dinâmica hidrossedimentológica da bacia rio Doce, a geração de sedimentos e a descarga sólida de sedimentos aumentam com o aumento da área de drenagem; ou seja, quanto maior a área de drenagem, maior a média mensal da geração e do transporte de sedimentos. Assim, as comparações entre sub-bacias só podem ser realizadas em escala específica, a fim de normalizar os resultados em função da área de drenagem. A análise, em termos específicos, pode indicar, em conjunto com a análise das precipitações pluviométricas, as sub-bacias onde podem ocorrer as maiores gerações e transportes de sedimentos, frequentemente associadas a processos erosivos intensos, devido ao uso inadequado do solo, ao tipo de solo e ao relevo.

Considerando os volumes totais de sedimentos gerados nas sub-bacias e transportados para a rede de drenagem, foi verificado que as maiores gerações e descargas sólidas de sedimentos, considerando todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, ocorreram nas bacias dos rios Santo Antônio (13% da área total da bacia), Piracicaba (7% da área total da bacia), Suaçuí Grande (15% da área total da bacia), Caratinga (4% da área total da bacia), Carmo (3% da área total da bacia) e Piranga (8% da área total da bacia). O aspecto que estas sub-bacias tem em comum, à exceção das sub-bacias dos rios do Carmo e Caratinga, é a extensão das suas áreas de drenagem, o que, num primeiro momento, sugere que a carga de sedimentos pode estar relacionada com o tamanho da bacia e não com a intensidade dos processos erosivos e com a capacidade de transporte de sedimentos.

Nesse contexto, ao analisar os dados da Tabela 3 e da Tabela 4, pode ser verificado, quanto às gerações e os transportes de sedimentos específicos, que as sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Carmo, Casca, Corrente e Guandu se destacam nos períodos chuvosos, e as sub-bacias dos rios Caratinga e Guandu nos períodos secos, como as que geraram e transportaram mais sedimentos até o rio Doce. Cabe ressaltar que elevadas precipitações, atividades de mineração e ausência de práticas de conservação do solo nestas sub-bacias podem ter contribuído neste sentido. Por outro lado, as bacias dos rios Suaçuí Pequeno, Santa Maria do rio Doce, São José, Santa Joana e Pancas apresentaram as estimativas mais baixas, assim como observados nos anos anteriores ao rompimento da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana considerados (1985 a 2014).

Ao longo dos anos do PMBA/Fest-UFES, os trechos com maior transporte de sedimentos mantiveram-se espacialmente consistentes, assim como observados nos anos anteriores ao rompimento da barragem de rejeitos de Mariana considerados (1985 a 2014). No entanto, destaca-se a região a jusante da barragem de Fundão, na bacia do rio do Carmo, que apresentou aumento expressivo no transporte de sedimentos no Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022), estimado pelo modelo MGB-SED em cerca de 46,68 t/mês.km^2 — a maior descarga específica registrada entre todos os tributários ao longo do PMBA/Fest-UFES. Esta descarga está relacionada com a ressuspensão do MLD e a elevada geração de sedimentos da sub-bacia, pois caso se desconsidere o rompimento o valor da descarga estimada pelo modelo MGB-SED seria 2% inferior (45.83 t/mês.km^2).

De acordo com o PIRH (2021) as sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Casca, Caratinga e Suaçuí Grande apresentam classificação de suscetibilidade forte ou muito forte à erosão,

o que indica que os solos dessas sub-bacias estão expostos a processos morfodinâmicos intensos, como ravinamentos que podem evoluir para voçorocas, especialmente em encostas com elevada declividade e ausência de cobertura vegetal, favorecendo também a ocorrência de movimentos de massa, como queda de blocos e escorregamentos. Todavia, a região onde se encontra a sub-bacia do rio Suaçuí Grande registra os menores totais precipitados na bacia, o oposto das altas precipitações pluviométricas nas bacias dos rios Carmo, Piracicaba, Santo Antônio.

Adicionalmente, com base nos dados de Godoi et al. (2021), que elaboraram um mapa de erodibilidade do solo em alta resolução para o Brasil, verificou-se que algumas áreas das sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Piranga e Manhuaçu apresentam elevada suscetibilidade à erosão. Essas áreas coincidem com trechos de relevo acentuado, caracterizados por altas declividades, o que intensifica os processos erosivos. Nesse contexto, a manutenção de cobertura vegetal protetora, aliada à adoção de práticas conservacionistas, é essencial para a preservação da qualidade do solo e redução da geração de sedimentos. Todavia, as pastagens, que ocupam extensas porções da bacia, encontram-se amplamente degradadas, o que torna o solo mais exposto e suscetível à erosão, resultando no aumento da geração de sedimentos que são transportados para os cursos d'água (ANA, 2016).

Como já apresentado na seção 3.1, a área correspondente à classe de uso e ocupação do solo "Agropecuária" se manteve praticamente constante ao longo dos anos, correspondendo a aproximadamente 64,0% da área total da bacia do rio Doce. Esta predominância também ocorre nas sub-bacias, onde os percentuais podem atingir até 80%, como no caso da bacia do rio Caratinga. A classe "Floresta" corresponde a segunda maior área dentro da bacia, correspondendo a aproximadamente 32,3 % da área total da bacia. A sub-bacia do rio Piracicaba apresenta o maior percentual de florestas entre as demais sub-bacias e o menor percentual de pastagens, porém encontra-se na região da bacia do rio Doce onde ocorrem as maiores precipitações e, consequentemente, a ação erosiva da chuva é maior.

Em relação ao relevo, aproximadamente 68% da bacia do rio Doce apresenta declividades entre 20% e 75%, correspondendo, respectivamente, a relevo forte ondulado e montanhoso (Embrapa, 1979). Destaca-se a sub-bacia do rio Guandu, na qual 41% da área possui relevo classificado como montanhoso. Nas demais sub-bacias, os percentuais variam entre 35% e 47% das áreas com relevo forte ondulado e entre 19% e 35% com relevo montanhoso, evidenciando a predominância de terrenos acidentados na bacia, condição que contribui para a intensificação dos processos erosivos, especialmente nas áreas com cobertura vegetal reduzida. Situação semelhante é encontrada na sub-bacia do rio Corrente que apresenta 30% de sua área com relevo montanhoso e 58% de cobertura por pastagens, além da ocorrência de elevadas precipitações.

Em relação à localização das Unidades de Conservação apresentadas na seção 3.2, verifica-se que as UCs de Proteção Integral estão situadas em áreas apresentando baixas propensões à geração de sedimentos, considerando que estas áreas são majoritariamente cobertas por floresta, o que constitui um fator de proteção do solo contra a ação erosiva da chuva. Em contraste, os solos das UCs de Uso Sustentável se mostraram mais suscetíveis à erosão, especialmente as localizadas nas sub-bacias dos

rios Piracicaba e Santo Antônio, onde predominam pastagens e relevo considerado forte ondulado a montanhoso.

O efeito da ressuspensão de MLD ao longo do rio do Carmo e do rio Doce foi estimado pelo modelo MGB-SED por meio do percentual de aumento na descarga sólida em suspensão decorrente da ressuspensão do MLD, com base na comparação entre os resultados de simulações computacionais considerando ou não o rompimento da barragem de Fundão. Assim, observou-se que a presença de MLD no rio Doce e em cursos d'água da sub-bacia do rio do Carmo contribuiu para aumento pouco expressivo no transporte de sedimentos em suspensão, mesmo durante os períodos chuvosos. Em todos os períodos chuvosos e secos, os aumentos na descarga de sedimentos do rio Doce em função da ressuspensão do MLD permaneceram abaixo de 1%, com os maiores valores registrados nos anos 4 (0,9%), 5 (0,8%) e 2 (0,7%). É importante destacar que, naturalmente, a bacia do rio Doce apresenta alta geração e transporte de sedimentos, o que corrobora com a percepção de baixas variações nas descargas sólidas em suspensão (transporte de sedimentos) em função da ressuspensão do MLD em nível de bacia.

Tabela 3 Comparação das médias dos totais pluviométricos (chuva (mm)), da geração de sedimentos específica (Geração (t/mês.km²)) e da descarga sólida em suspensão específica (Transporte (t/mês.km²)) nos principais tributários e em toda a bacia do rio Doce ao longo dos períodos chuvosos do PMBA/Fest-UFES: Ano 1 (outubro de 2018 a março de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020), Ano 3 (outubro de 2020 a março de 2021), Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022), Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023), Ano 6 (outubro de 2023 a março de 2024), Ano 7 (outubro de 2024 a março de 2025) e Ano 8 (outubro de 2025 a março de 2026).

Região	Area de Drenagem (km²)	Ano 1 (Out/18 a Mar/19)			Ano 2 (Out/19 a Mar//20)			Ano 3 (Out/20 a Mar//21)			Ano 4 (Out/21 a Mar//22)			Ano 5 (Out/22 a Mar//23)			Ano 6 (Out/23 a Mar/24)			Ano 7 (Out/24 a Mar/25)			Ano 8 (Out/25 a Mar/26)		
		Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)
Área demais tributários	15.418,79	-	7,80	-	-	18,54	-	-	10,65	-	-	31,59	-	-	13,55	-	-	9,73	-	-	11,62	-	-	10,16	-
Caratinga	3.246,66	878	12,46	6,48	928,4	30,53	15,94	895	15,50	8,06	666,1	41,09	21,46	565,5	24,37	12,68	991,8	18,31	9,51	936,4	17,40	8,97	1253,2	20,71	10,50
Casca	2.526,24	784	4,38	2,42	967,4	25,42	13,71	1140	14,89	8,20	1059,6	28,39	15,45	1026,6	16,64	9,16	991	6,27	3,39	716,2	9,51	5,20	618,2	16,07	8,87
Corrente	2.494,72	740,2	9,60	5,00	1028,4	30,60	15,49	604,3	6,35	3,43	697,8	22,91	11,02	848,6	32,49	15,86	1050,4	29,37	14,43	1120,6	10,40	5,32	1546,3	16,20	8,32
Carmo	2.296,17	947,9	17,28	9,15	1175,9	44,53	23,26	1029,2	16,28	8,60	1727,8	89,39	46,68	447,9	37,09	19,49	1140,8	19,46	10,04	1102	22,86	12,05	1325,9	35,09	18,09
Guandu	2.156,44	801,3	9,94	5,22	795,4	27,64	14,55	1102,93	15,57	8,09	973,9	28,33	15,09	1005,76	21,21	11,20	1085,7	13,68	7,39	841	20,30	10,76	1105,7	20,12	10,59
Manhuaçu	8.888,12	740,2	1,65	0,83	510,3	5,81	2,80	1261,2	4,03	2,02	1452	8,02	3,80	1223,6	5,30	2,60	870	3,30	1,61	834,4	4,00	1,99	1197,6	4,22	2,11
Matipó	2.567,04	423,2	3,55	1,95	1057,4	13,92	7,40	877,2	8,99	4,91	1092,2	11,61	6,33	970,8	11,33	6,14	685,2	4,83	2,63	774,4	8,70	4,72	894,2	4,59	2,50
Pancas	1.186,25	727,6	0,27	0,13	735,1	0,87	0,41	938,9	0,48	0,22	1115,6	1,50	0,74	900,13	0,82	0,41	846,1	0,49	0,24	895,8	0,67	0,31	653,9	0,63	0,28
Piracicaba	5.486,71	404,8	14,37	4,99	573,7	28,83	10,36	867,8	14,20	5,01	1606,8	38,92	14,13	1620,2	32,89	12,00	1125,4	15,94	5,82	1300	17,61	6,45	1230,8	19,12	6,95
Piranga	6.644,82	1253	4,27	2,28	972,4	14,28	7,64	1414,4	6,82	3,66	1653,4	23,10	12,29	1303,4	11,35	6,04	1122,4	4,49	2,35	1374,4	7,46	3,99	1604,6	10,42	5,62
Sacramento	841,83	637,6	3,20	1,73	794,7	15,05	8,08	880,8	7,22	3,94	1081,6	10,93	5,90	1078	11,10	6,04	531,4	6,10	3,35	866,2	7,59	4,12	768,8	10,35	5,62
Santa Joana	894,49	403,5	0,26	0,14	620,8	1,42	0,78	863,51	0,78	0,43	1266,5	1,40	0,76	555,47	0,73	0,40	1099,6	0,21	0,11	896,3	0,23	0,12	890,2	0,64	0,35
Santa Maria do rio Doce	942,67	642,7	0,05	0,03	763,3	0,32	0,17	1131,51	0,18	0,10	1191,1	0,33	0,18	720,19	0,26	0,14	1156,5	0,17	0,09	870,9	0,08	0,04	803,4	0,14	0,08
Santo Antônio	10.490,82	804	6,70	1,60	1212,8	19,26	5,81	522	7,28	1,73	1349,2	20,99	6,13	1407,2	17,66	5,62	1127,2	11,03	3,11	1174,8	10,46	3,03	1060,8	10,35	2,69
São Jose	2.435,30	344,1	0,29	0,15	479	0,51	0,25	846,26	0,23	0,12	1121,9	0,70	0,33	783,76	0,60	0,27	283,5	0,08	0,04	739,6	0,40	0,19	2062,2	0,32	0,16
Suaçuí Grande	12.479,86	486,8	3,58	1,83	490,1	10,29	5,32	956,2	4,27	2,17	1372,2	16,24	8,59	933,4	14,81	7,87	814,8	6,52	3,35	832,2	7,93	4,12	1154,8	9,78	5,09
Suaçuí Pequeno	1.732,38	815	0,01	0,01	535,2	0,10	0,05	1011,2	0,02	0,01	1278	0,08	0,04	1587,8	0,34	0,19	1291,3	0,16	0,09	1044,4	0,05	0,03	1147,0	0,05	0,03
Bacia do rio Doce	82.729,31	696,1	6,13	1,54	802,3	16,62	4,77	961,3	7,96	2,23	1217,9	23,22	6,94	998,7	15,20	4,67	953,7	8,89	2,46	960,0	9,71	2,89	1136,3	10,80	2,97
Estação RDO15 (Linhares)	82.028,12	-	-	0,57	-	-	3,68	-	-	1,49	-	-	6,84	-	-	5,22	-	-	0,92	-	-	1,07	-	-	1,09

Tabela 4: Comparação das médias dos totais pluviométricos (chuva (mm)), da geração de sedimentos específica (Geração (t/mês.km²)) e da descarga sólida em suspensão específica (Transporte (t/mês.km²)) nos principais tributários e em toda a bacia do rio Doce ao longo dos períodos secos do PMBA/Fest-UFES: Ano 1 (abril a setembro de 2019), Ano 2 (abril a setembro de 2020), Ano 3 (abril a setembro de 2021), Ano 4 (abril a setembro de 2022), Ano 5 (abril a setembro de 2023), Ano 6 (abril a setembro de 2024) e Ano 7 (abril a setembro de 2025).

Região	Area de Drenagem (km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)	Chuva (mm)	Geração (t/mês.km²)	Transporte (t/mês.km²)
		Ano 1 (Abr/19 a Set/19)			Ano 2 (Abr/20 a Set/20)			Ano 3 (Abr/21 a Set/21)			Ano 4 (Abr/22 a Set/22)			Ano 5 (Abr/23 a Set/23)			Ano 6 (Abr/24 a Set/24)			Ano 7 (Abr/25 a Set/25)		
Área demais tributários	15.418,79	-	1,03	-	-	1,87	-	-	0,26	-	-	0,50	-	-	1,08	-	-	0,27	-	-	0,70	-
Caratinga	3.246,66	119,1	1,04	0,52	155,2	3,39	1,81	105,3	0,66	0,35	22	0,78	0,39	181	1,76	0,92	84	0,30	0,20	105,6	1,68	0,90
Casca	2.526,24	290	1,01	0,55	168,4	1,37	0,76	101,23	0,46	0,27	94,4	0,33	0,18	182,8	0,56	0,31	221	0,09	0,11	141,0	0,71	0,39
Corrente	2.494,72	160,8	0,24	0,11	335,9	1,59	0,76	88,8	1,69	0,93	43	0,24	0,12	231,8	0,57	0,28	39,8	0,17	0,08	88,8	0,52	0,26
Carmo	2.296,17	427,2	2,80	1,49	157,7	0,86	0,48	89,5	0,16	0,09	62,5	0,27	0,15	171,41	0,87	0,47	48,73	0,05	0,04	122,1	0,59	0,31
Guandu	2.156,44	255,7	1,69	0,87	198,8	3,47	1,86	205,32	1,39	0,80	95,8	1,08	0,56	181,59	2,28	1,22	87,74	1,19	0,69	108,9	2,16	1,18
Manhuaçu	8.888,12	147,2	0,16	0,08	210,1	0,49	0,25	53,94	0,11	0,06	91	0,17	0,08	123,4	0,21	0,11	94,6	0,10	0,08	146,8	0,13	0,07
Matipó	2.567,04	178	0,53	0,29	145,4	1,93	1,05	55,4	0,24	0,13	133	0,31	0,17	'131,2	0,54	0,30	12,8	0,10	0,08	161,4	0,48	0,26
Pancas	1.186,25	208,1	0,02	0,01	337,2	0,13	0,07	89,21	0,01	0,01	128,2	0,01	0,01	455,91	0,10	0,05	86,78	0,01	0,01	183,8	0,02	0,01
Piracicaba	5.486,71	33,8	1,63	0,57	105,4	2,27	0,85	49,4	0,54	0,24	172,8	0,65	0,22	136,6	0,94	0,33	20,6	0,17	0,09	224,2	1,06	0,42
Piranga	6.644,82	294,8	0,47	0,24	238,6	0,68	0,39	95,4	0,23	0,14	265,8	0,56	0,31	337,6	1,07	0,51	46,8	0,06	0,06	174,4	0,36	0,21
Sacramento	841,83	134	0,22	0,12	190,3	1,17	0,64	44,2	0,09	0,05	109,8	0,21	0,11	159,8	0,41	0,22	8,6	0,19	0,10	147,6	0,31	0,17
Santa Joana	894,49	155,8	0,05	0,03	270,1	0,18	0,10	207,91	0,05	0,03	186,5	0,03	0,01	287,66	0,06	0,03	89,4	0,01	0,01	283,8	0,01	0,01
Santa Maria do rio Doce	942,67	147,4	0,00	0,00	283,7	0,05	0,02	192,77	0,02	0,01	211,9	0,01	0,00	113,41	0,02	0,01	123,35	0,01	0,01	178,6	0,00	0,00
Santo Antônio	10.490,82	177,7	0,46	0,12	57,4	1,40	0,38	17	0,32	0,07	70,4	0,44	0,08	189,4	0,37	0,04	35,2	0,11	0,07	242,6	0,57	0,14
São Jose	2.435,30	182,2	0,03	0,02	210,4	0,05	0,03	161,13	0,02	0,01	92,49	0,02	0,01	371,13	0,04	0,02	78,5	0,01	0,01	27,9	0,01	0,00
Suaçuí Grande	12.479,86	132,2	0,19	0,09	257,4	1,28	0,70	75,4	0,26	0,16	33,4	0,17	0,09	267,2	0,42	0,21	110,4	0,20	0,15	222,6	0,38	0,21
Suaçuí Pequeno	1.732,38	103,1	0,00	0,00	225,4	0,00	0,00	165,2	0,00	0,00	142	0,00	0,00	260,2	0,00	0,00	71,2	0,00	0,00	218,6	0,00	0,00
Bacia do rio Doce	82.729,31	185,12	0,66	0,23	208,67	1,39	0,55	105,71	0,34	0,13	115	0,38	0,10	222,48	0,69	0,17	74,09	0,18	0,17	163,45	0,57	0,20
Estação RDO15 (Linhares)	82.028,12	-	-	0,05	-	-	0,35	-	-	0,09	-	-	0,17	-	-	0,18	-	-	0,11	-	-	0,10

3.5 FLUXOS INSTANTÂNEOS DE NUTRIENTES E METAIS

Tabela 5: Fluxos instantâneos de nutrientes e metais na estação RDO15 (E21, Linhares), em t d^{-1}. Valores médios e máximos por período hidrológico, de outubro de 2018 a março de 2026.

Parâmetro	Chuvoso, médio	Chuvoso, máximo	Seco, médio	Seco, máximo
Fósforo total	18,0	182,5	1,5	7,6
Nitrogênio total	327,0	1.350,1	78,4	275,4
Alumínio total	496,0	8.359,0	31,3	126,2
Ferro total	534,0	5.126,0	43,8	233,5
Manganês total	7,4	39,4	0,8	2,6
Bário	4,8	18,1	0,8	1,9
Cobre	1,0	8,2	0,2	1,1
Chumbo	0,7	9,0	< 0,01	0,2
Zinco	1,9	21,7	0,4	2,0

Nota: valores calculados pelo produto entre descarga líquida e concentração, com dados de concentração fornecidos pelo Tema Qualidade de Água e Sedimento, no âmbito do PMBA/Fest-UFES. Período chuvoso de outubro a março (n = 35 campanhas) e seco de abril a setembro (n = 23 campanhas).

3.6 INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS NA VAZÃO E SEDIMENTOS

Na Figura 44 é apresentada comparação entre as séries temporais de descargas sólidas em suspensão diárias observadas nas estações E0MG (Tumiritinga) e RDO15 (Linhares), para o período amostral coincidente entre as duas estações (agosto de 2022 a março/2026). O ponto amostral E0MG está situado a montante dos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, enquanto o ponto amostral da estação RDO15 está localizado a jusante. Dessa forma foi possível estimar o percentual de retenção de sedimentos pelos reservatórios. Os dados de monitoramento, corroborados pelas simulações do modelo MGB-SED, apontam para uma retenção média de aproximadamente 30.000 toneladas por mês no período supracitado, intervalo que marca o início das medições na estação E0MG.

Figura 44 Comparação entre estimativas de descargas de sedimentos suspensos nas estações E0MG, a montante do reservatório da UHE Aimorés, e RDO15, localizada em Linhares – setor calha.

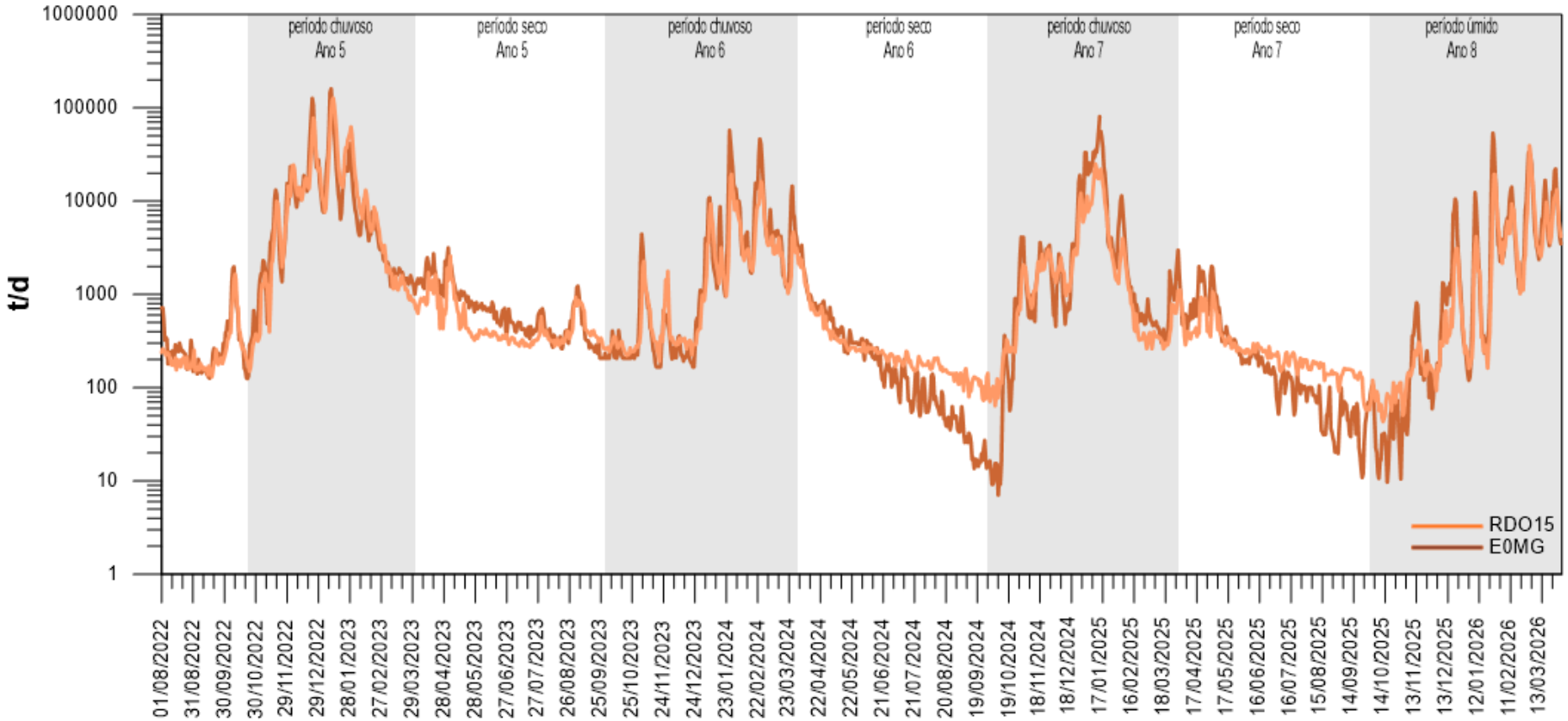
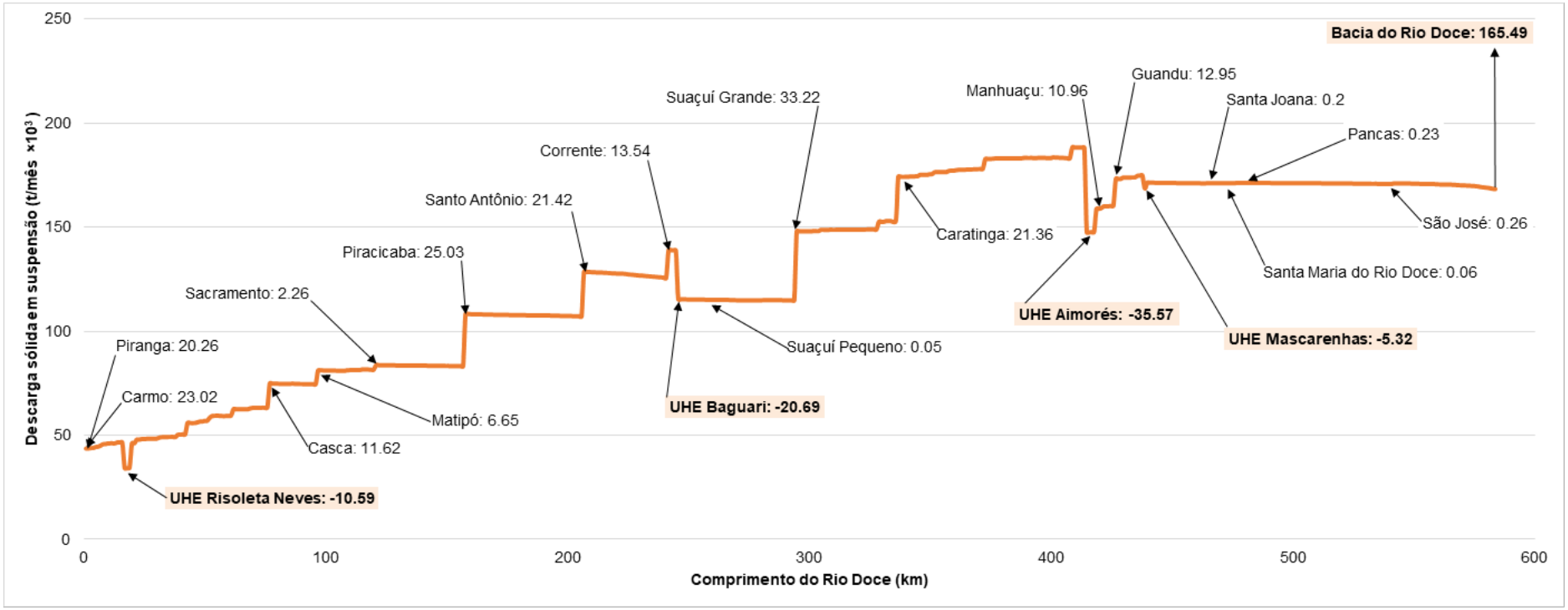


Figura 45: Representação da influência dos tributários e reservatórios sobre a descarga sólida média em suspensão ao longo do rio Doce durante os anos do PMBA/Fest-UFES



A Figura 45 mostra a influência dos reservatórios situados ao longo do rio Doce na dinâmica sedimentológica da bacia, destacando seus papeis na retenção de sedimentos e na atenuação das cargas de sedimentos ao longo do rio Doce. A Figura 45 também apresenta as contribuições de sedimentos relativas aos principais tributários e suas influências sobre as descargas sólidas ao longo do rio Doce, evidenciando as sub-bacias com maior aporte sedimentar e suas relevâncias na dinâmica hidrossedimentológica da bacia. Entre outubro de 2018 e março de 2026, os percentuais de retenção de sedimentos em suspensão nos reservatórios ao longo do rio Doce foram: Risoleta Neves 26% (10,6 x 10^3 t/mês), Baguari 17% (20,7 x 10^3 t/mês), Aimorés 21% (35,6 x 10^3 t/mês) e Mascarenhas 3% (5,32 x 10^3 t/mês). Desta forma, os reservatórios desempenham papéis importantes na retenção de sedimentos produzidos a montante de suas localizações.

Considerando todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES os principais tributários contribuintes em termos de volume de sedimentos para o rio Doce foram os rios Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande, Carmo e Caratinga, que se destacam também pelos tamanhos de suas bacias de contribuição, com exceção dos rios Carmo e Caratinga.

3.7 CONSIDERAÇÕES

A análise de uso e ocupação do solo buscou caracterizar a evolução da paisagem da bacia hidrográfica do rio Doce (1985-2024), subdividindo-a em 18 unidades hidrológicas, compatíveis com a malha utilizada no modelo MGB-SED, no intuito de fornecer subsídios essenciais à compreensão dos impactos da dinâmica de uso e ocupação do solo nos corpos hídricos e na biodiversidade aquática.

Dada a complexidade de tal objetivo, se fez necessário uma análise muito mais complexa que simplesmente descrever as classes de uso do solo ao longo do período estudado, se fazia necessário conhecer a estrutura da paisagem, seus processos, taxas, as relações e transições. Para alcançar tal nível de conhecimento, adotou-se uma estrutura complexa e sinérgica, formada por cinco diferentes técnicas que se complementam, sendo: Estatística Descritiva (distribuição dos dados), Tendência (Mann-Kendall Modificado), Relação (Kendall), Transição (Matriz de 1985-2024) e Diversidade (Índices de Shannon, Simpson e Pielou). Enquanto cada método isoladamente ofereceu insights pertinentes e necessários, foi através da interpretação integrada, cruzada e crítica de seus resultados que se obteve a análise completa das complexas transformações presentes na bacia.

A análise de distribuição forneceu o retrato estático e o contexto inicial de cada unidade hidrológica, revelando, por exemplo, a dominância da Agropecuária na maioria das sub-bacias. Este foi o primeiro apontamento de que em algumas sub-bacias as pressões históricas já se consolidaram.

A análise de tendência (Mann-Kendall) traçou a linha de base temporal, separando o sinal da mudança monotônica do ruído das flutuações anuais, além de identificar claramente os vetores de transformação mais ativos: a expansão quase universal das classes Silvicultura e Área Urbanizada, e o declínio significativo da Floresta em algumas sub-bacias. No entanto, a tendência, resume a mudança líquida em uma única taxa (Declividade de Sen), não explicando os mecanismos por trás destas.

A análise de correlação atuou como um diagnóstico das relações temporais entre as classes de uso e ocupação do solo, relevando correlações negativas consideráveis entre as duas maiores (em termos de área ocupada) classes, agropecuária e Floresta, resultado este que corrobora estatisticamente com a conhecida pressão histórica e contínua da pecuária sobre a bacia do rio Doce. Do mesmo modo, correlações positivas entre Silvicultura e Floresta em algumas bacias sugeriram que, em certos contextos, a expansão florestal e a silvicultura podem ocorrer de forma associada, entretanto, em termos de variação anual, as duas classes podem até crescerem juntas em alguns anos específicos, mas a análise de transição mostra que a longo prazo, a transição líquida favorece a classe Silvicultura,

sugerindo substituição de áreas de vegetação natural por florestas plantadas. Esse resultado apontou para a possibilidade de um sistema de substituição complexo: a silvicultura expande-se, mas não é o único destino das áreas reservadas anteriormente a classe Floresta, havendo também conversão para outras classes, como Agropecuária e Mineração, sugerindo um processo múltiplo, o qual não é devidamente captado apenas pela correlação binária empregada. Portanto esta análise destacou as tensões e sinergias presentes no sistema ambiental da bacia.

Complementando a análise, a matriz de transição permitiu visualizar em maior detalhe as conversões, expondo a não-linearidade e a multifinalidade dos processos, demonstrando como as perdas e ganhos foram materializados, principalmente a relação de troca existente entre os dois maiores usos (Agropecuária e Floresta).

Onde ocorre o ganho líquido de floresta é, portanto, o saldo de um complexo ciclo de rotatividade da paisagem, onde a regeneração ocorre concomitantemente à abertura de novas áreas e à implantação de cultivos florestais. Portanto, em muitos casos, o ganho líquido da classe Floresta é modesto porque a paisagem está sendo ativamente remodelada por múltiplos fluxos.

A aparente "discrepância" entre os resultados que apresentam tendência não significativa e as mudanças na matriz de transição observada em algumas sub-bacias, é outro resultado pertinente da abordagem integrada. A matriz, sendo binária (1985 vs. 2024), captura a mudança líquida entre dois pontos no tempo, enquanto o teste de Mann-Kendall avalia a monotonicidade ao longo de toda a série (40 pontos). A estabilidade na tendência indica que flutuações intermediárias (aumentos e diminuições) se anularam, resultando em uma trajetória líquida não significativa. Isso revela que a paisagem nessas bacias é um sistema consolidado e dinâmico, porém sem uma direção de mudança clara no período analisado, frequentemente caracterizado por trocas internas (exemplo: Agropecuária <-> Floresta).

A interpretação conjunta de Shannon, Simpson e Pielou permitiu diferenciar padrões de evolução da paisagem. Na maioria das sub￼bacias, os três índices aumentaram (ex.: Caratinga, Carmo, Corrente), indicando ganho simultâneo de diversidade, riqueza e equabilidade. Em contraste, nas sub-bacias Guandu e Manhuaçu observou-se redução do Índice de Simpson (1￼D) combinada com aumento do Shannon e do Pielou, situação que revela manutenção ou até intensificação da dominância da agropecuária, apesar de uma distribuição ligeiramente mais equitativa entre as classes. Essa leitura integrada evita a simplificação excessiva e permite qualificar o tipo de transformação ocorrida em cada sub-bacia.

De forma geral, os resultados apontam para uma paisagem em processo contínuo de reorganização espacial, caracterizada pela manutenção da predominância agropecuária, pela expansão de usos antrópicos específicos, especialmente silvicultura e áreas urbanizadas, e pelo aumento da heterogeneidade da composição da paisagem. Esses padrões fornecem subsídios importantes para a interpretação dos processos ambientais em curso na bacia do rio Doce e para a contextualização dos resultados dos demais componentes de monitoramento desenvolvidos no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA).

A bacia do rio Doce abriga 110 Unidades de Conservação que interceptam seu território, somando 5.635,26 km² dentro da bacia, o que corresponde a apenas 43,4% da área total dessas unidades (12.973,25 km²), evidenciando que parcela expressiva do conjunto é gerida em territórios compartilhados com áreas externas ao recorte de estudo. O sistema é numericamente dominado pelo grupo de Uso Sustentável (72 unidades; 3.765,3 km²) frente à Proteção Integral (38 unidades; 1.870,0 km²), e por categorias de menor porte e maior dispersão, sobretudo as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (41), Áreas de Proteção Ambiental (25) e Parques (23).

O interior das UCs da bacia do rio Doce é predominantemente florestado (3.798,5 km²; 67,8%), mas a proteção não é homogênea, as UCs de Uso Sustentável são muito mais heterogêneas (mediana de 65,9% de floresta, contra 90,9% na Proteção Integral), reforçando o contraste entre grupos. A estratificação por regime revela que a classe Agropecuária, alcança também a Proteção Integral, em 27 das 29 UCs.

Vazão e Descargas Sólidas de Sedimentos foram apresentados como séries diárias para as estações de monitoramento E0MG, localizada em Tumiritinga, e RDO15 (setor calha), localizada em Linhares, que representa o aporte de fluxos oriundos da bacia do rio Doce, com influência direta sobre os ambientes marinho e costeiro adjacentes à foz do rio.

Em termos de vazões média e máxima diárias, na estação RDO15, o período chuvoso do Ano 4 apresentou os maiores valores de todo o período de monitoramento. As relações entre a vazão média do período chuvoso do Ano 4 e as vazões médias relativas aos demais períodos chuvosos monitorados foram respectivamente 3,0 para o Ano 1, 2,2 para o Ano 6 e para o Ano 7; 1,6 para o Ano 2; 1,8 para o Ano 3 e 1,2 para o Ano 5. Para os períodos secos, os menores valores de vazões média e mínima diárias foram observados no Ano 1. A vazão média relativa a todos os períodos secos monitorados foi 339 m³/s, enquanto para os períodos chuvosos foi 974 m³/s.

Quanto ao transporte de sedimentos na seção transversal da estação fluviossedimentométrica RDO15, localizada em Linhares, nos períodos chuvosos de monitoramento, os maiores valores médio e máximo corresponderam ao Ano 4. Cabe ressaltar que os valores médio e máximo de descargas líquidas registradas no mesmo posto também ocorreram no período chuvoso do Ano 4.

Os resultados de monitoramentos de vazões e fluxos de sedimentos na estação RDO15 corroboram os resultados obtidos para pluviosidade e para transporte de sedimentos, que também apresentaram valores mais elevados no período chuvoso do Ano 4. As vazões e os fluxos de sedimentos apresentam variações sazonais, com valores mais elevados em períodos chuvosos, nos quais ocorre maior aporte de sedimentos para a calha do rio.

A análise dos dados de geração e transporte de sedimentos com o uso do modelo MGB-SED ao longo do PMBA/Fest-UFES evidencia a forte influência da precipitação, do uso e ocupação do solo e do relevo sobre a dinâmica hidrossedimentológica da bacia do rio Doce. As regiões de cabeceira — notadamente

as bacias dos rios Santo Antônio, Piracicaba, Carmo e Piranga — concentram os maiores volumes de chuva.

Os resultados da modelagem ao longo dos períodos chuvosos do monitoramento do PMBA/Fest-UFES mostram que os períodos com maior precipitação pluviométrica, como o período chuvoso do Ano 4, estão associados às maiores taxas de geração específica e transporte de sedimentos em suspensão, reforçando o fato da influência do volume precipitado sobre a dinâmica sedimentar. Durante os períodos secos, a geração e o transporte de sedimentos foram significativamente inferiores. Neste período a maior descarga sólida em suspensão foi estimada para o Ano 2 e as menores foram estimadas nos Anos 3 e 4, seguindo o padrão histórico da bacia (1998–2014), em que a baixa precipitação limita a mobilização e o carreamento de sedimentos.

As maiores cargas totais de sedimentos foram registradas nas sub-bacias dos rios Santo Antônio, Piracicaba, Suaçuí Grande, Caratinga, Carmo e Piranga. No entanto, quando normalizados por área, destacam-se as sub-bacias dos rios Caratinga, Piracicaba, Carmo, Guandu, Corrente e Casca no período chuvoso, e Caratinga e Guandu no período seco, refletindo intensa erosão associada ao uso inadequado do solo, relevo acidentado e eventos de chuva. As menores gerações foram estimadas nas bacias dos rios Suaçuí Pequeno, Santa Maria do rio Doce, Santa Joana e Pancas.

Nesse contexto, fatores como relevo montanhoso (como na sub-bacia do rio Guandu que apresenta 68% de sua área com relevo forte ondulado a montanhoso), presença de solos com alta erodibilidade (em áreas das sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba), uso intensivo de pastagens (que representam até 80% em algumas sub-bacias, como do rio Caratinga) e altas precipitações (principalmente nas sub-bacias dos rios do Carmo, Piracicaba, Corrente) são determinantes na intensificação dos processos erosivos.

As Unidades de Conservação de Proteção Integral, localizadas em áreas florestadas, mostraram menor geração de sedimentos. Já as UCs de Uso Sustentável, localizadas em regiões com predominância de pastagens e relevo acentuado, apresentaram maior suscetibilidade à erosão.

Ao longo do rio Doce são operados os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. Conforme resultados do presente estudo, grandes quantidades de sedimentos são retidas no interior destes reservatórios. Consequentemente, a passagem das águas do rio Doce por estes corpos d’água causa alterações significativas na qualidade da água e na biodiversidade aquática em trechos do rio localizados a jusante.

Por fim, o efeito da ressuspensão de MLD estimado com o uso do modelo MGB-SED foi mais evidente nos períodos chuvosos dos Anos 2, 4 e 5, com aumentos próximos a 1% nas descargas sólidas em relação ao cenário sem rompimento da barragem de Fundão. Nos demais anos e durante os períodos secos, os aumentos foram discretos (<1%), refletindo a alta carga sedimentar natural da bacia do rio Doce.

Os resultados da modelagem de sedimentos reforçam a necessidade de estratégias de conservação do solo e da vegetação, especialmente em áreas de cabeceira e com maior suscetibilidade à erosão, a fim de mitigar os impactos sobre a qualidade dos recursos hídricos e a sustentabilidade ambiental da bacia.

Conforme citado na Introdução deste Relatório, as informações nele contidas podem ser muito importantes para compreensão e interpretação de resultados dos demais monitoramentos realizados dentro do PMBA/Fest-UFES, para o entendimento da evolução da biodiversidade aquática na bacia do rio Doce e definição de ações visando compensação relacionada com impactos causados pelo rompimento da barragem de rejeitos de Mariana.

4 ESTADO AMBIENTAL

4.1 ANÁLISE CWQI E SQG-Q

Para a caracterização dos índices de qualidade da água (CWQI) e do sedimento (SQG-q foram utilizadas metodologias desenvolvidas por SAFFRAN et al. (2001) e MACDONALD et al. (2004), respectivamente. O índice de qualidade de água foi realizado para os ambientes dulcícola e marinho, enquanto o índice de qualidade do sedimento foi performado para os três ambientes monitorados, isto é, dulcícola, costeiro e marinho.

As diretrizes utilizadas para o cálculo do CWQI incluíram padrões brasileiros (CONAMA 357/2005; Brasil, 2005) ou internacionais para qualidade da água (US EPA, 2009) para cada parâmetro selecionado. Como demonstrado por LONGHINI et al. (2022), as diretrizes crônicas mais conservadoras devem ser escolhidas por serem mais precisas para caracterizar a duração e a intensidade da exposição em estudos espaço-temporais. Deste modo, foram usados preferencialmente dados de metais totais (tAs, tCd, tCr, tNi, tPb, tZn), mas também metais em sua fração dissolvida, quando o valor de referência não estava disponível para os metais totais (dAl, dCo, dCu, dFe e dV). Para o cálculo do CWQI também foram utilizados dados de nutrientes (nitrato, nitrito e fósforo) e compostos orgânicos (HPAs - benzo(a)-antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k) fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno). O índice CWQI classifica a qualidade da água de 0 (pior) a 100 (melhor), enquanto cinco categorias diferentes são usadas: Valor CWQI entre 95 e 100 é relatado como Excelente e indica uma ausência virtual de ameaça; O valor CWQI entre 80 e 94 é relatado como Bom e mostra um pequeno grau de ameaça; O valor CWQI entre 65 e 79 é relatado como Razoável e sugere ameaças ocasionais; O CWQI entre 45 e 64 é relatado como Marginal e indica ameaça frequente; e CWQI entre 0 e 44 é relatado como Ruim e mostra ameaça ou prejuízo muito frequente (SAFFRAN et al., 2001). O cálculo do CWQI foi realizado utilizando a Calculadora WQI 2.0.

Tabela 6: Valores de referência para o índice CWQI para os ambientes dulcícola e marinho.

Parâmetro	*Dulcícola*	*Marinho*
As(t)	10,0 µg/L	10,0 µg/L
Cd(t)	1,0 µg/L	5,0 µg/L
Cr(t)	50,0 µg/L	50,0 µg/L
Ni(t)	25,0 µg/L	25,0 µg/L
Pb(t)	10,0 µg/L	10,0 µg/L
Zn(t)	180 µg/L	90,0 µg/L
Al(d)	100 µg/L	1500 µg/L
Co(d)	3,0 µg/L	1,0 µg/L
Cu(d)	9 µg/L	3,1 µg/L
Fe(d)	300 µg/L	50,0 µg/L
Nitrato	10,0 mg/L	28,6 µmol/L
Nitrito	1,0 mg/L	5,0 µmol/L
Fósforo	1,4 mg/L	2,0 µmol/L
Compostos orgânicos	0,5 µg/L	18,0 ng/L

Os Quocientes Diretrizes de Qualidade de Sedimentos (SQG-q) foram aplicados para avaliar as mudanças espaço-temporais da qualidade dos sedimentos, considerando os metais As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn como contaminantes alvo. Para tanto foram utilizados parâmetros específicos e seus respectivos Níveis de Efeitos Prováveis (PEL, em inglês) com base em padrões de referência pré-estabelecidos para cada contaminante, de acordo com NOAA (1999). Os valores encontrados para SQG-q foram classificados em três categorias de qualidade em relação aos prováveis efeitos adversos e toxicológicos sobre a fauna (não impactada: SQG-q < 0,1; moderadamente impactada: 0,1 < SQGq < 1,0 e altamente impactado: SQG-q > 1,0; MACDONALD et al., 2004).

Tabela 7: Valores de referência para o índice SQG-q para os ambientes dulcícola, costeiro e marinho.

Parâmetro	***Valor de Referência***
Ag	1,77 mg/Kg
As	41,6 mg/Kg
Cd	4,21 mg/Kg
Cr	160,0 mg/Kg
Cu	108,0 mg/Kg
Hg	0,7 mg/Kg
Ni	42,8 mg/Kg
Pb	112 mg/Kg
Zn	271 mg/Kg

4.2 CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL

Figura 46: Mapa setorizado integrativo entre os ambientes marinho e costeiro. Os setores foram divididos em: (1) APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes (APA); (2) Foz; e (3) Norte, para os ambientes marinho, praias, restinga e manguezais, facilitando uma maior compreensão e relação entre eles

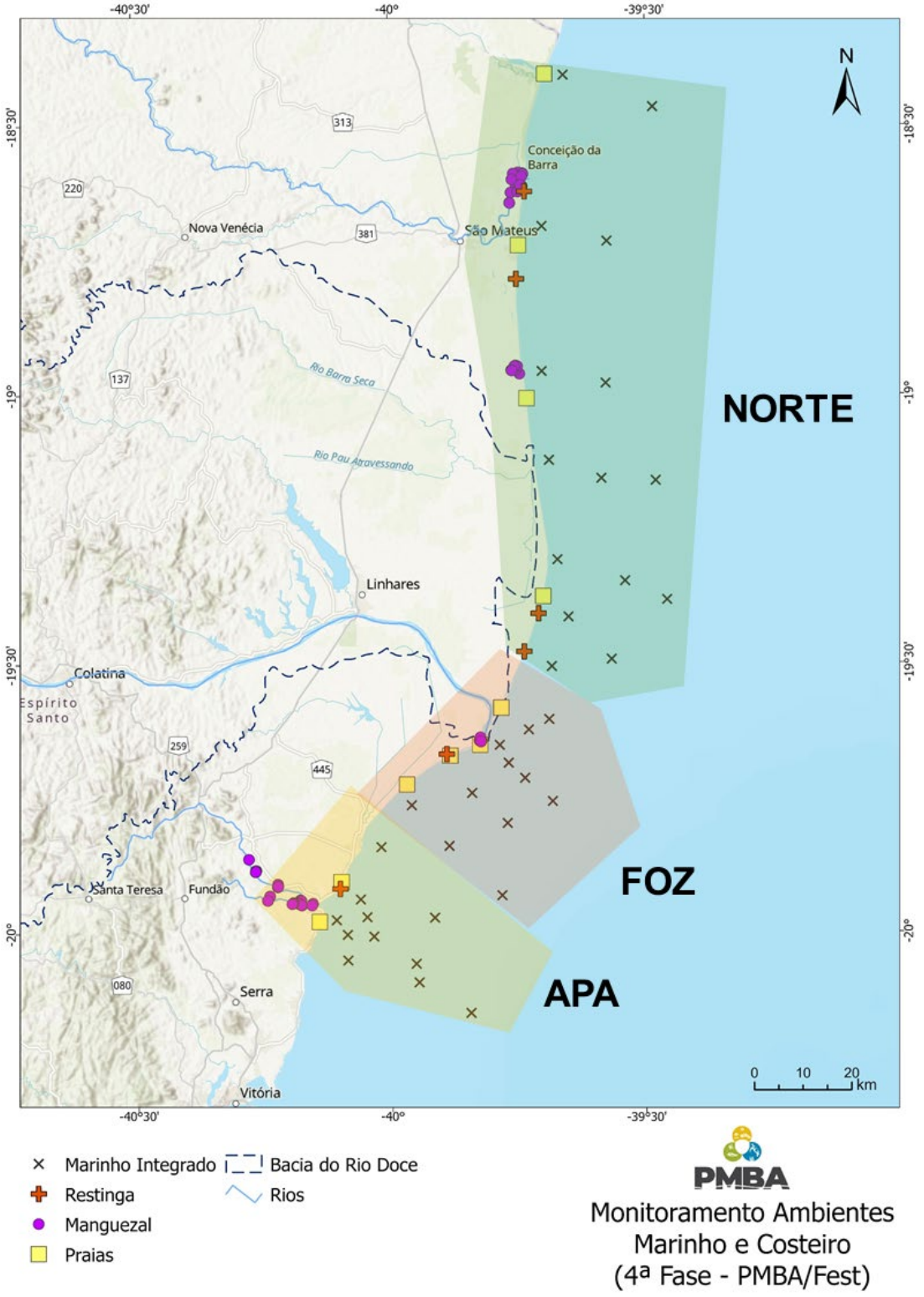


Tabela 8: Setorização espacial entre os ambientes marinho e costeiro (Praias, Restinga e Manguezais), que possibilitaram uma maior integração entres os resultados obtidos por cada Tema.

Setor	Marinho	Praia	Manguezal	Restinga
APA	Costa das Algas	Formosa Putiri	Piraquê-Açu Piraquê-Mirim	Mar Azul
Foz	rio Doce Sul rio Doce Central rio Doce Norte	Terra Indígena Comboios Regência Povoação	rio Doce	Regência - REBIO Comboios Cacimbas
Norte	Degredo Barra Seca Barra Nova Conceição da Barra Itaúnas	Degredo Barra Nova Guriri Itaúnas	Barra Nova São Mateus	Degredo Aldeia do Coco Conceição da Barra

Tabela 9: Pontos amostrais utilizados para a caracterização dos distintos setores fluviais do ambiente dulcícola ao longo das distintas etapas do monitoramento de forma a representar a calha e foz do rio Doce.

Setor	ANO 1	TRN 1	Dulcícola	4ª Fase
Calha e foz do rio Doce	17, 0, 21, 22 e 26	17, 0, 21, 22 e 26	E0a, E0, E21, E26 e E26F	RDO11, RDO12, RDO14, RDO15 e RDO16

Tabela 10: Campanhas utilizadas nos distintos ambientes para que não houvesse diferenças significativas entre o número de coletas de cada ambiente/tema. Sendo assim, foram selecionadas 26 amostragens do tema marinho integrado, 16 de praias, 15 da restinga, 16 de manguezais e 26 do ambiente dulcícola, que ocorreram em períodos similares ao longo do monitoramento.

Marinho		**Praia**		**Manguezal**		**Restinga**		**Dulcícola**	
Out/18	1	Dez/18	3					Out/18	1
Jan/19	4			Jan/19	1	Fev/19	5	Jan/19	4
Abr/19	7	Abr/19	7					Abr/19	7
Jul/19	10	Jul/19	10	Jun/19	2	Jul/19	10	Jul/19	10
Nov/19	14	Nov/19	14	Out/19	3	Nov/19	14	Nov/19	14
Jan/20	16	Fev/20	17	Jan/20	4	Jan/20	16	Jan/20	16
Jan/21	20	Jan/21	28	Jan/21	5	Jan/21	28	Jan/21	20
Abr/21	22							Abr/21	22
Jul/21	25	Jul/21	34	Ago/21	7	Jul/21	34	Jul/21	34
Jan/22	30	Jan/22	40	Jan/22	8	Jan/22	40	Jan/22	40
Abr/22	33			Mai/22	9			Abr/22	43
Ago/22	35	Ago/22	47	Ago/22	10	Ago/22	47	Ago/22	45
Out/22	36							Out/22	46
Jan/23	37	Jan/23	52	Jan/23	11	Jan/23	52	Jan/23	49
Abr/23	38							Abr/23	51
Jul/23	39	Jul/23	58	Jul/23	12	Jul/23	58	Jul/23	53
Out/23	40							Out/23	55
Jan/24	41	Jan/24	64	Jan/24	64	Jan/24	64	Jan/24	58
Abr/24	42							Abr/24	60
Jul/24	43	Jul/24	70	Jul/24	69	Jul/24	70	Jul/24	62
Out/24	44							Out/24	64
Jan/25	45	Jan/25	76	Jan/25	76	Jan/25	76	Jan/25	65

Marinho		Praia		Manguezal		Restinga		Dulcícola	
Abr/25	46							Abr/25	66
Jul/25	47	Jul/25	82	Jul/25	81	Jul/25	82	Jul/25	67
Out/25	48							Out/25	68
Jan/26	49	Jan/26	88	Jan/26	88	Jan/26	88	Jan/26	69

5 DISTRIBUIÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A distribuição da biodiversidade foi calculada para cada estação de amostragem, de acordo com a malha amostral específica de cada Tema do PMBA/Fest-UFES. Como a análise é comparativa no tempo e no espaço, para melhor padronização dos resultados, foram utilizados dados apenas dos temas vinculados às malhas amostrais integradas dos Ambientes Dulcícola (Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas e Zooplâncton) e Marinho (Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundos Inconsolidados). A Riqueza Total dos táxons foi calculada a partir do somatório das ocorrências dos táxons encontrados em cada estação de amostragem ao longo do monitoramento. Já a Riqueza Média foi obtida pela média aritmética do número de táxons registrados em cada período de amostragem. Diferenças na composição dos táxons encontrados em cada local foram estimadas a partir da diversidade beta, usando o índice de dissimilaridade de *Jaccard*. Por fim, para medir a porcentagem de espécies que determinado local possui em relação ao Ambiente (Dulcícola ou Marinho), foi calculado o índice de similaridade de *Jaccard*. Os índices de Diversidade Beta, assim como os cálculos das Riquezas foram realizados no software R (R CORE TEAM, 2023). A sumarização dos resultados foi então plotada na forma de mapas.

6 ÍNDICES DE TOXICIDADE

Para além de caracterizar o espaço químico, o principal objetivo dos índices apresentados a seguir é sintetizar e integrar a contaminação ambiental. A partir deles, o potencial ecotoxicológico dos contaminantes avaliados pelo PMBA/Fest-UFES é sintetizado em uma métrica abrangente e representativa, operando como preditores das principais respostas da ictiofauna, dos caranguejos do manguezal, dos bentos de praia e das tartarugas marinhas. De maneira geral, esses índices são capazes de indicar a toxicidade desde o nível molecular ao nível de comunidade. Os itens 3.1 e 3.2 são resultados baseados em contaminantes orgânicos, apresentados no relatório anterior (Fest, 2024). No escopo do PMBA/Fest-UFES, o monitoramento de contaminantes orgânicos ocorreu até 2022, sendo descontinuado em maio/2022. Como os índices apresentados a seguir dependem das concentrações encontradas nas águas, e o objetivo é analisar integralmente todos os anos do programa de monitoramento, o potencial de toxicidade dos orgânicos foi avaliado até 2022 e são apresentados aqui como informação suplementar ao documento principal.

7 CÁLCULO DA RAZÃO EXPOSIÇÃO-ATIVIDADE (REA): POTENCIAL DE BIOATIVIDADE DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS A NÍVEL MOLECULAR E CELULAR

A razão exposição-atividade (REA) é uma medida utilizada na avaliação de risco químico associado aos contaminantes orgânicos presentes na água. A partir dos dados do programa ToxCast da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA's Toxicity Forecaster, https://www.epa.gov/comptox-tools/toxicity-forecasting-toxcast), as concentrações ambientais e locais

amostrados são caracterizados pelo seu potencial toxicológico. O programa avalia substâncias químicas individualmente através da interação com, ou efeitos em, células, proteínas, DNA, RNA, mitocôndrias, receptores, enzimas, entre outros alvos biológicos. Atualmente, o ToxCast fornece perfil de bioatividade para 4746 substâncias e a descrição dos alvos pretendidos nos ensaios conduzidos no programa estão disponíveis no banco de dados ou dashboard relacionado CompTox (https://comptox.epa.gov/dashboard).

A REA é um índice limitado apenas a contaminantes orgânicos. No escopo do PMBA/Fest-UFES, o monitoramento de contaminantes orgânicos ocorreu até 2022, sendo descontinuado em maio/2022. Porém, como o objetivo é analisar integralmente todos os anos do programa de monitoramento, buscou-se compreender o potencial de toxicidade do conjunto de contaminantes avaliado a cada ano, gerando uma variável representativa da contaminação ambiental.

Para este relatório, as concentrações de contaminantes orgânicos presentes na água e no plasma das tartarugas marinhas foram contrastadas com concentrações limiar de ensaios *in vitro* da seguinte maneira:

$$RAE = \frac{concentração\ da\ amostra\ (\mu g/l)}{ACC\ do\ par\ substância - ensaio\ (\mu g/l)}$$

Onde *ACC* representa a concentração limiar (*cut-off*) para a atividade específica de cada ensaio.

Portanto, REAs incorporam tanto a dose (i.e., concentração ambiental) e a potência relativa (i.e., ACC) para um par substância-ensaio específico, caracterizando os locais e substâncias pela sua capacidade de induzir respostas moleculares ou celulares. A relevância ecológica de muitos desses ensaios pode ser melhor compreendida através de informações sobre desfechos adversos associados ao evento molecular potencialmente induzido. Essa informação integrada é disponibilizada na própria base de dados. Assim, REA é uma ferramenta preditiva rápida a nível de rastreamento, podendo auxiliar a priorização de químicos e respostas biológicas associadas a contaminação orgânica. Além disso, a possibilidade de avaliar as concentrações plasmáticas de organismos, demonstra sua relevância para integração entre compartimentos.

Para garantir a qualidade dos dados utilizados no cálculo, os resultados dos ensaios foram avaliados e selecionados com base em (BLACKWELL et al., 2017). Todas as plataformas de ensaio foram incluídas, exceto Bioseek por possuir respostas biológicas atípicas comparadas a outras plataformas. Resultados com os seguintes alertas de qualidade foram desconsiderados: "*Borderline active", "Only highest concentration above baseline", "Gain AC50<lowest concentration & loss AC50< mean concentration", "Biochemical assay with < 50% efficiency", "Noisy data*". Além disso, ensaios categorizados como "*Background measurements*" ou detecção de artefatos ("*Channel 1*" e "*Channel 2*") também foram removidos.

Para cada amostra, REAs foram calculadas para cada contaminante a partir do somatório das respostas celulares/moleculares potencialmente induzidas pela concentração encontrada em campo.

O máximo desses valores de REA por químico ($REA_{quím}$) foi somado para obter a REA que representa o potencial de bioatividade da mistura de contaminantes presentes na amostra ($REA_{mistura}$). As concentrações de contaminantes reportadas como abaixo do limite de quantificação foram consideradas como zero para essa análise. Para alguns contaminantes, o limite de quantificação apresenta um potencial de bioatividade que pode levar a uma superestimação do índice (CORSI et al., 2019). Portanto, assumir como zero é uma medida conservadora e que garante padronização e qualidade da estimativa.

Cálculos e análises foram inicialmente conduzidos utilizando o pacote *toxEval* (DE CICCO et al., 2018) com cálculos adicionais customizados e visualizações desenvolvidas com os pacotes *dplyr* (WICKHAM et al., 2018) e *ggplot2*, além de funções base do R (R CORE TEAM, 2023). Sendo um índice relativamente novo, o valor limite ainda não é bem estabelecido na literatura. REAs não se traduzem em respostas de níveis superiores diretamente, i.e., ensaios da ToxCast não são equivalentes a efeitos definitivos na sobrevivência, desenvolvimento e crescimento. Determinar a relevância ambiental dos valores do índice não é uma tarefa simples e recomenda-se que outros índices ou unidades de toxicidade sejam utilizadas como base para estipulá-lo (CORSI et al., 2019). Para este relatório, uma REA de 1×10^{-2} foi determinada como valor limite a partir do qual há potencial de bioatividade significativa no compartimento água. Entretanto, seguindo uma abordagem mais conservadora (ELLIOTT et al., 2019; MALEV et al., 2020), para as REAs baseadas nos contaminantes do plasma das tartarugas marinhas, o limite de referência para potencial de bioatividade foi definido em $REA_{mistura} \geq 1$.

Ainda que seja uma ferramenta nova, com limitações e em constante desenvolvimento, as REAs fornecem uma nova perspectiva para o ambiente, integrando os compartimentos água e biota. O potencial de bioatividade de determinados HPAs detectados na água do ambiente marinho, foram também detectados no plasma das tartarugas. Isso aproxima os compartimentos e permite rastrear o alcance de contaminações presumidamente locais.

7.1. DISTRIBUIÇÃO DAS REAS NOS DIFERENTES SETORES AO LONGO DOS ANOS:

7.1.1 **REAs da água superficial do ambiente dulcícola e marinho**

Os valores de REA das amostras de água superficial coletadas entre 2018 e 2022, nos setores dos ambientes dulcícola e marinho, representam um conjunto de 69 substâncias (Figura 47) identificadas na base da *ToxCas*t. Houve uma clara tendência de redução nos valores da razão ao longo dos anos, com picos notáveis em 2018 para ambos os ambientes. Mesmo em 2022, apesar de registrar os valores mais baixos, as REAs ainda excederam o limite estabelecido. Além disso, é importante observar que, além da redução nos valores de REA, a variação também diminuiu consideravelmente, conforme evidenciado pelos menores intervalos interquartis ao longo do período analisado.

De maneira geral, os valores do índice foram mais altos e mais variáveis no ambiente dulcícola, especialmente nos setores fluviais e lacustres, com exceção de 2018 e 2021. Os fenóis, em particular o herbicida Dinoseb e o fungicida pentaclorofenol, foram os principais químicos que contribuíram para

os elevados valores do índice e, consequentemente, para o potencial de bioatividade nesse ambiente em todos os anos (Figura 47). Em 2022, observa-se uma mudança nesse padrão, com o Dinoseb não sendo mais predominante, enquanto o hidrocarboneto indeno (1,2,3-cd) pireno passa a contribuir, juntamente com outros fenóis, para os valores da REA (Figura 48). Os maiores valores do REA ocorreram em 2019 nos setores fluviais e lacustres durante o período chuvoso, associados majoritariamente à presença de fenóis.

No ambiente marinho, os maiores valores foram encontrados em 2018 associados principalmente aos contaminantes emergentes 17β-estradiol e estriol (Figura 48). Em 2019, os valores do índice diminuíram em todos os setores, com apenas algumas estações dos setores APA Costa das Algas e Foz do rio Doce apresentando picos no período chuvoso associados ao contaminante emergente estrona (Figura 47). Em 2020, houve uma redução na presença desses contaminantes emergentes e uma maior contribuição do ácido graxo C18:0 e do hidrocarboneto policíclico aromático (HPA) Indeno(1,2,3-cd) pireno, especialmente nas regiões da Foz do rio Doce. Observou-se que, em 2021, os valores da razão aumentaram consideravelmente no setor Foz Norte, associado a presença de C18:0 e 17β-estradiol (Figura 48). Em 2022, os valores do índice foram maiores durante o período chuvoso, fortemente associados ao ácido graxo C18:0.

Os ácidos graxos foram relevantes para a composição da REA no ambiente marinho e chamaram atenção por possuírem potencial de bioatividade. Apesar de estarem naturalmente presentes no ambiente, uma vez que são encontrados em gorduras animais e vegetais, alguns ácidos graxos foram testados e classificados como irritantes, citotóxicos, e potencialmente prejudiciais à vida aquática em exposições crônicas ou agudas. Especificamente, o ácido esteárico (C18:0) possui ampla aplicação na indústria, sendo adicionado a muitas formulações de produtos de higiene natural e de limpeza (https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical/product-use-categories/DTXSID8021642) e de acordo com a classificação da ECHA (European Chemicals Agency), pode ser muito tóxico para vida aquática (https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/notification-details/210644/1153443). Entretanto, outros ácidos graxos como C18:2 cis, apesar de identificados na base ToxCast por sua aplicação em cosméticos, não oferece risco ecológico. Sua presença pode estar associada a um aumento da produção primária devido ao maior aporte de MO e nutrientes, como apontado em relatórios anteriores (RA2021_RT39D_Ambiente Marinho).

7.1.1.1 REA das tartarugas marinhas:

A mesma razão foi calculada para o conjunto de contaminantes orgânicos detectados no plasma das tartarugas marinhas *Caretta caretta* e *Chelonia mydas*. Um total de 37 substâncias teve identificação na base ToxCast e entrou no cálculo do índice REA. Os dados disponíveis para análise vão de 2018 a 2021 para indivíduos da espécie *Caretta caretta* coletados em Arembepe, Foz do rio Doce e Praia do Forte. Para indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na Foz do rio Piraquê-Açu e em Coroa Vermelha, os dados contemplam os anos de 2018 a 2022.

Para *Caretta caretta*, os maiores valores foram encontrados em 2018, tanto na região da Foz do rio Doce como na Praia do Forte (Figura 49), associado principalmente ao HPA indeno (1,2,3-cd) pireno (Figura 50). Esses valores reduziram muito ao longo dos anos, ficando abaixo do limite de detecção para a maior parte dos indivíduos. Em 2019 e 2021, alguns indivíduos apresentaram REA maior que 1, associado principalmente à presença de HPAs acenafteno, acenaftileno e fluoranteno, especialmente na Foz do rio Doce. Para *Chelonia mydas*, de maneira geral, não houve distinção entre os indivíduos de Coroa Vermelha e da Foz do rio Piraquê-Açu (Figura 51). Os maiores valores do índice ocorreram em 2019 em ambas as regiões e estiveram associados principalmente ao organoclorado g-HCH e ao HPA indeno (1,2,3-cd) pireno. Em 2018 e 2019, g-HCH foi o contaminante com maior contribuição para os valores da razão na Foz do rio Piraquê-Açu. A partir de 2020, a presença de g-HCH diminui no plasma e outros organoclorados como metoxicloro e o,p-DDT compõem o índice juntamente com os HPAs benzo(k) fluoranteno, benzo(b) fluoranteno, acenafteno, entre outros, têm maior presença em termos de potencial de bioatividade (Figura 52).

Figura 47: Variação espaço-temporal da razão exposição-atividade (REA) nos diferentes setores dos ambientes dulcícola (Reservatório, Rio, Lagos e Lagoas) e marinho (Setor Sul, APA Costa das Algas, Foz Sul, Foz Central, Foz Norte, Norte e Abrolhos). Os pontos representam a $REA_{mistura}$ de cada amostra coletada nos períodos seco e chuvoso de cada ano.

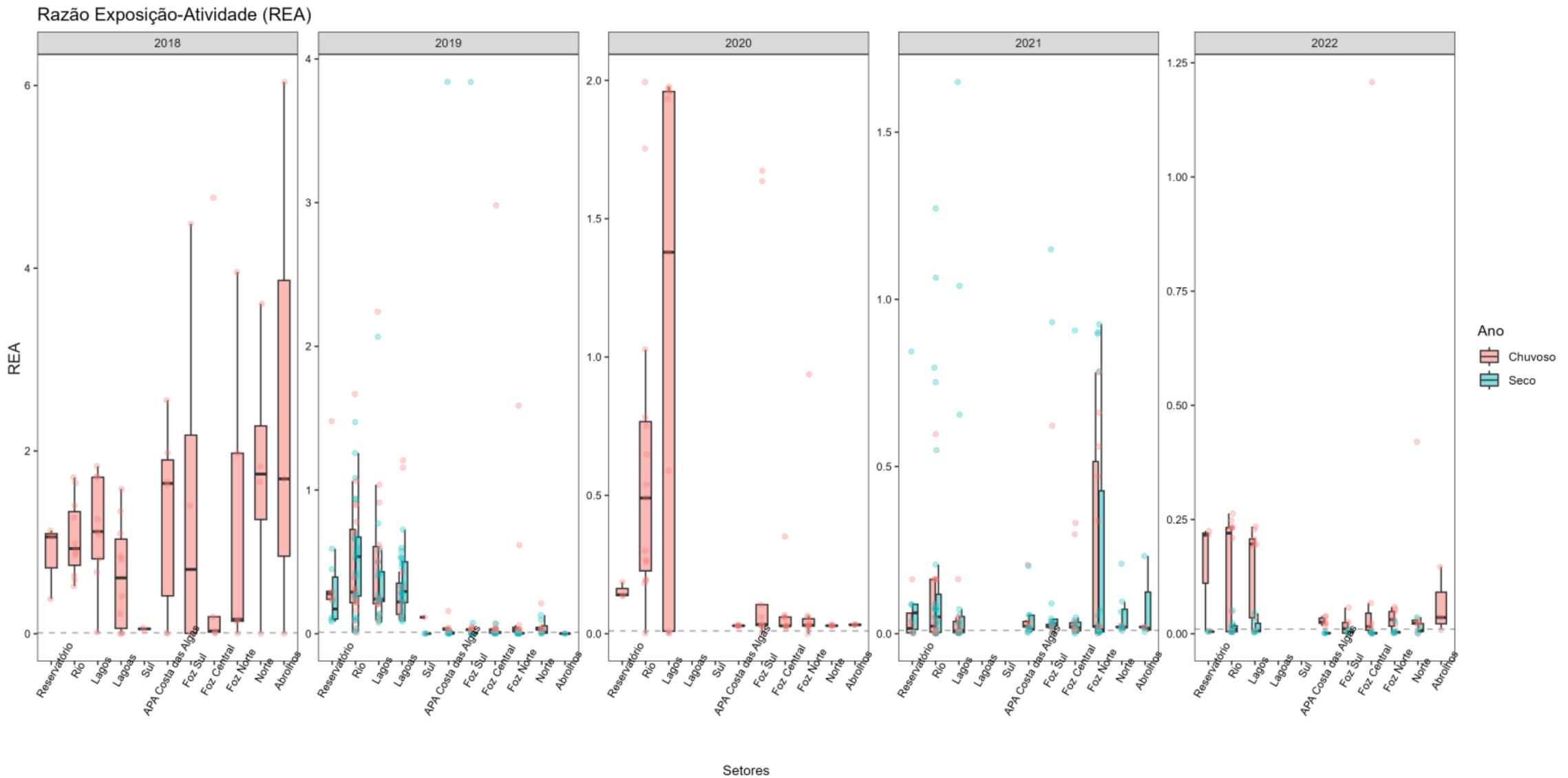


Figura 48: Contribuição de cada contaminante orgânico para a razão exposição-atividade (REA) nos setores do ambiente dulcícola e do ambiente marinho ao longo dos anos.

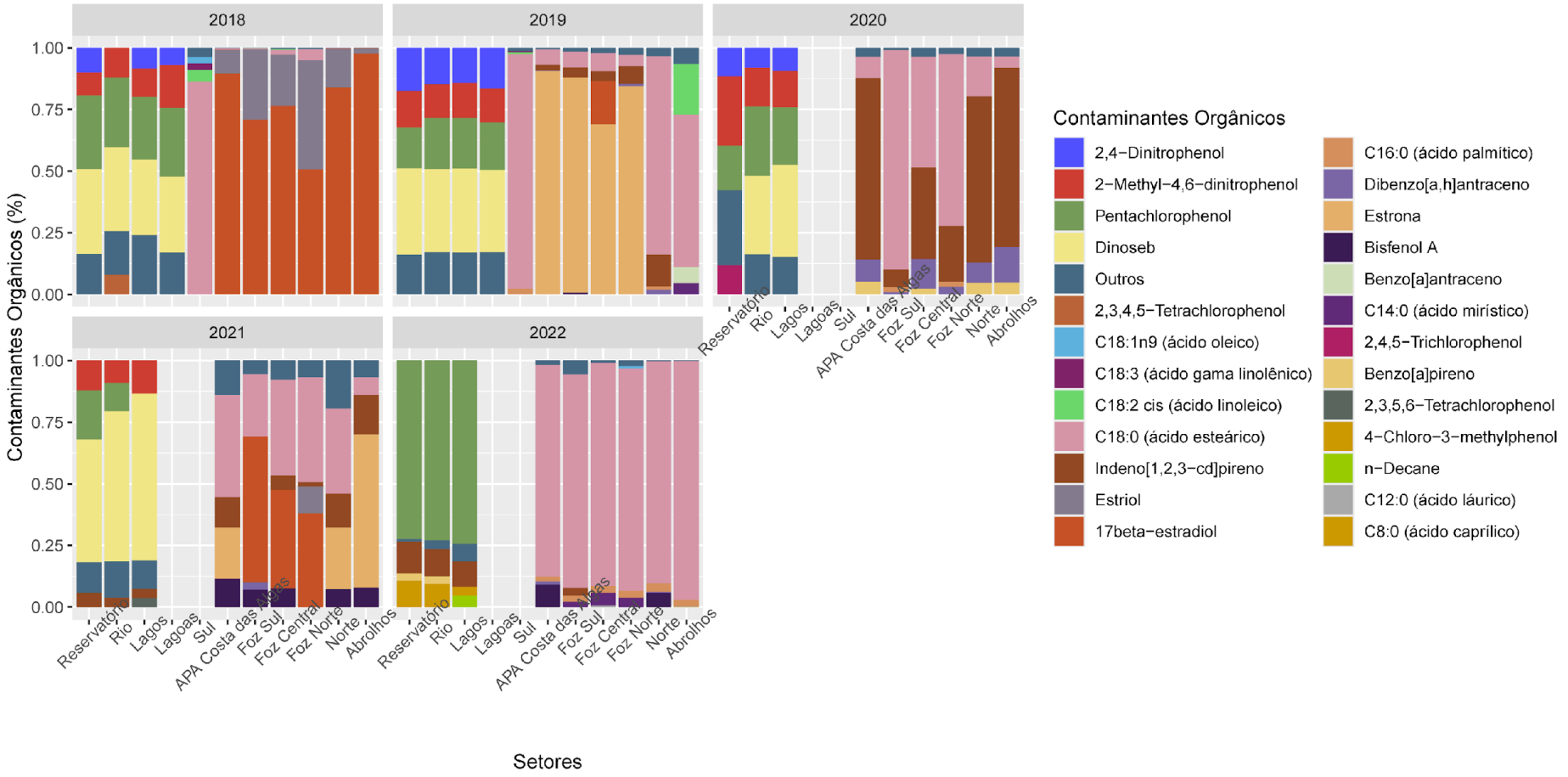


Figura 49: Razão exposição-atividade (REA) baseada nas concentrações de contaminantes orgânicos do plasma dos indivíduos da espécie Caretta caretta amostrados em Arembepe (ARE), Foz do rio Doce (FRD) e Praia do Forte (PF).

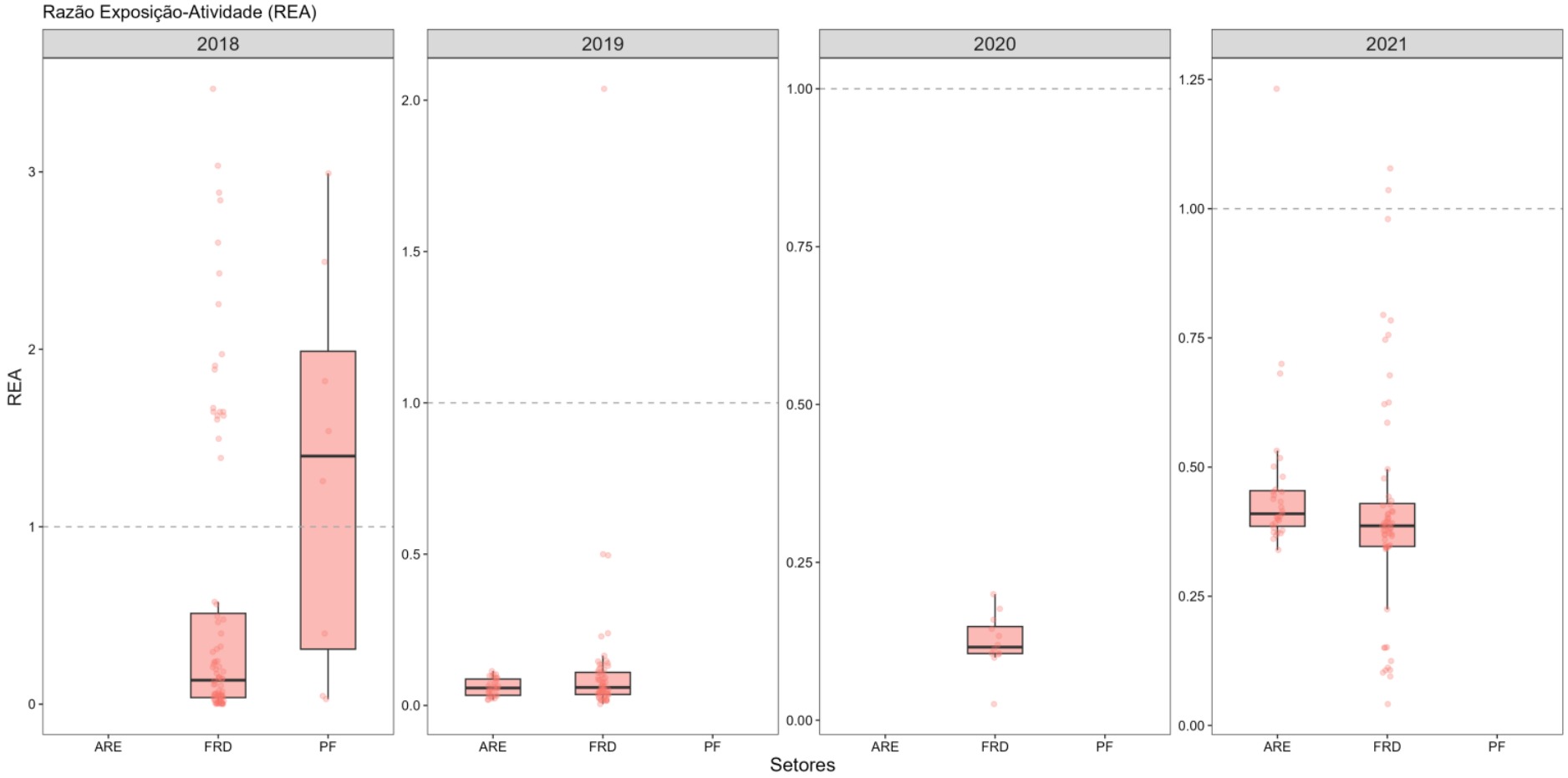


Figura 50: Contribuição dos contaminantes orgânicos detectados no plasma dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* para a composição da Razão Exposição-Atividade (REA). Os indivíduos foram amostrados na região costeira de Arembepe (ARE), adjacente a Foz do rio Doce (FRD) e da Praia do Forte (PF).

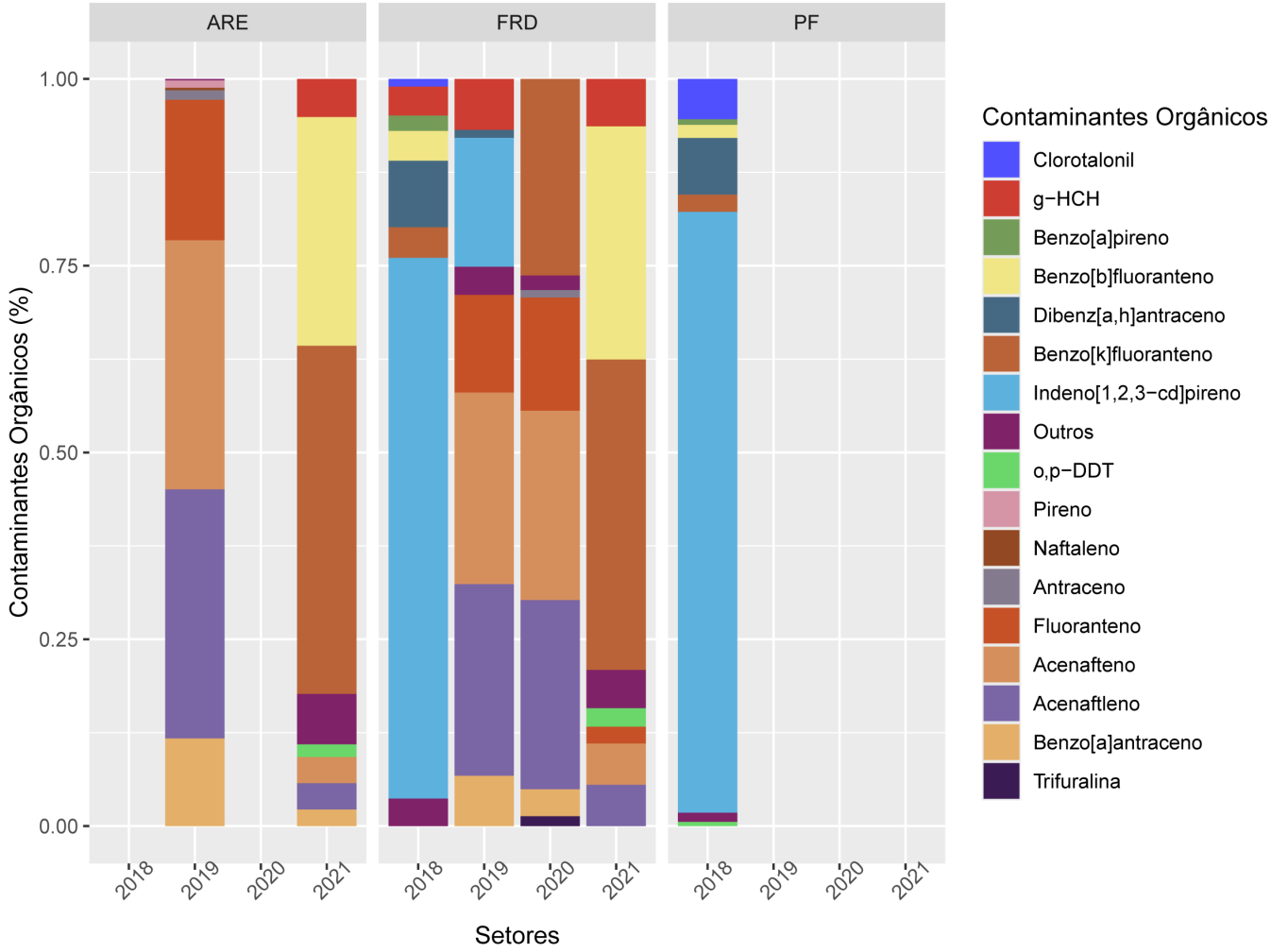


Figura 51: Razão exposição-atividade (REA) baseada nas concentrações de contaminantes orgânicos do plasma dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na região costeira de Coroa Vermelha (CV) e próxima a Foz do rio Piraquê-Açu (RPA).

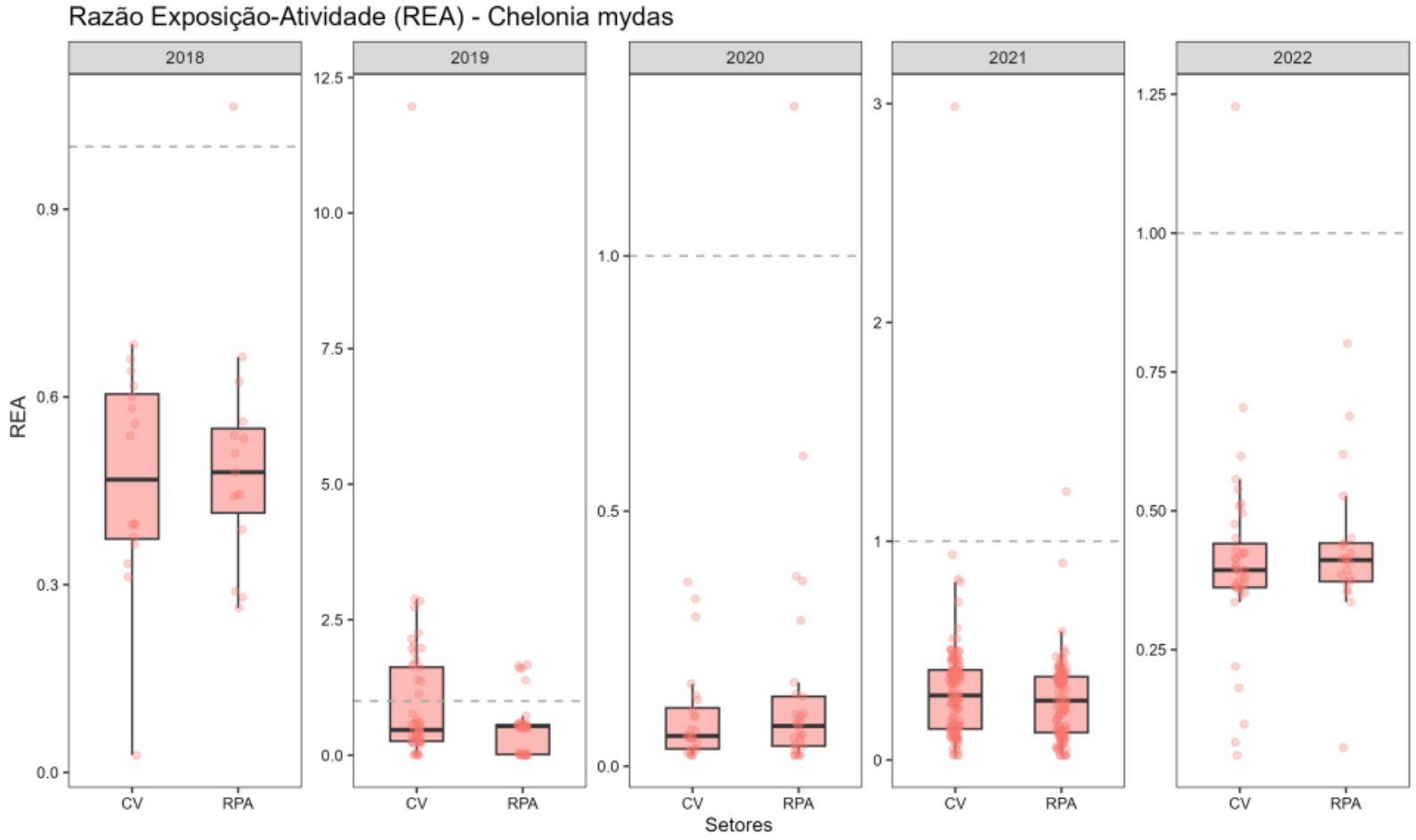
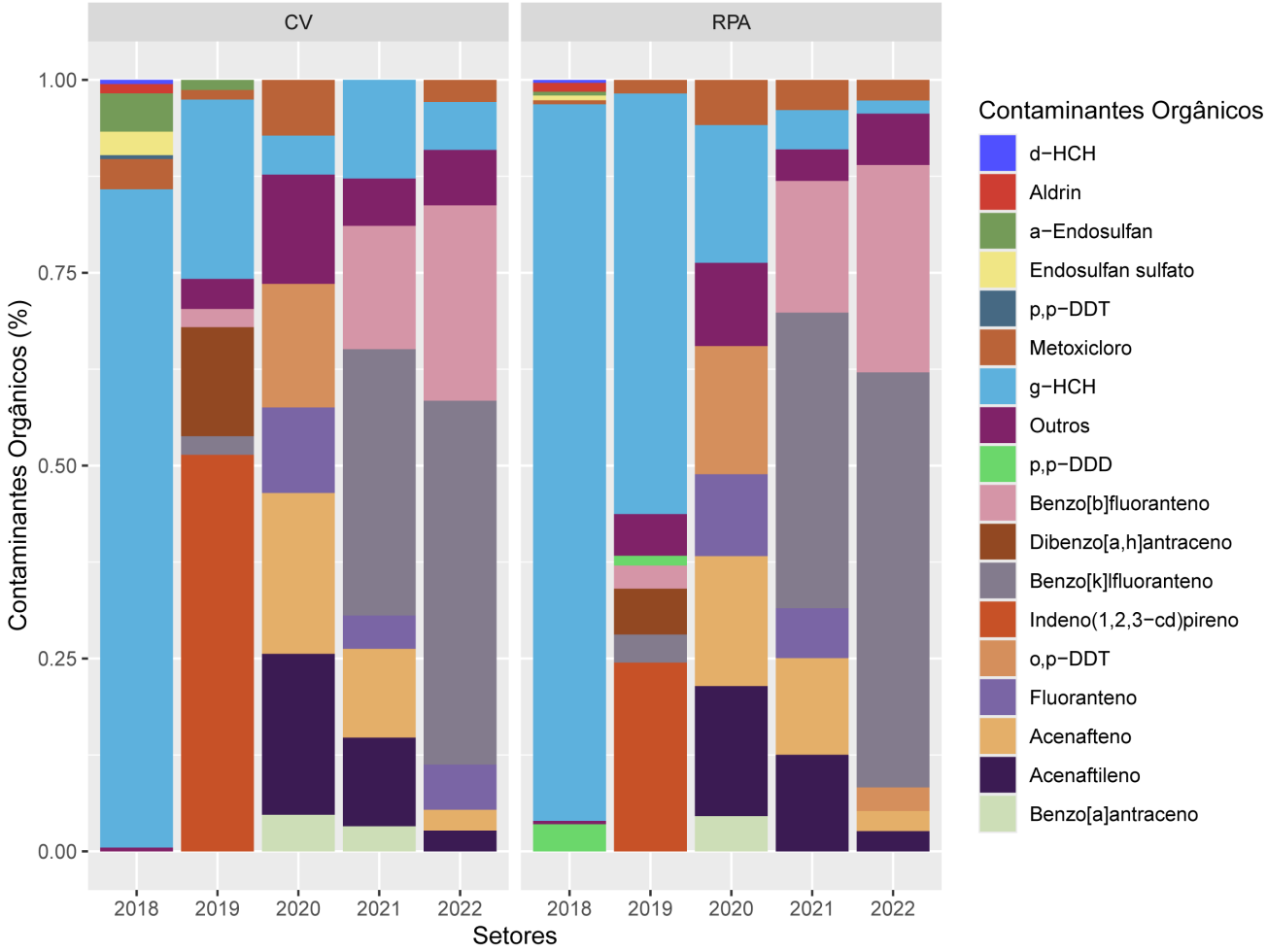


Figura 52: Contribuição dos contaminantes orgânicos detectados no plasma dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* para a composição da Razão Exposição-Atividade (REA). Os indivíduos foram amostrados na região costeira de Coroa Vermelha (CV) e próxima a Foz do rio Piraquê-Açu (RPA).



8 ÍNDICE DE PRESSÃO TÓXICA - RESULTADOS ANTERIORES – RA 2023

O índice msPAF visa estimar a pressão tóxica, exercida pela mistura de contaminantes (orgânicos e metais) da água superficial, a nível de comunidade. O índice é baseado em modelos de distribuições de sensibilidade de espécies (SSDs), derivados de dados de efeitos não-observáveis (NOEC, *no observed effect concentration*) ou de dados de concentração efetiva mediana (EC50, *effective median acute concentration*). POSTHUMA et al. (2019) consolidou e disponibilizou os parâmetros das SSDs NOEC e EC50 (ponto médio e inclinação) para 12.386 substâncias químicas.

Com os parâmetros disponibilizados em POSTHUMA et al. (2019) e assumindo que todos os contaminantes agem de forma aditiva das concentrações (DE ZWART & POSTHUMA, 2005), é possível estimar a pressão tóxica potencial associada a um único contaminante (PAF) ou à mistura de contaminantes (msPAF) a partir de duas abordagens:

i) A partir de SSDs NOEC, que estão alinhadas a práticas globais de avaliação de qualidade ambiental, operando através de limites protetivos como PNEC ou outros padrões de qualidade (POSTHUMA et al., 2019). Exposições observadas abaixo do limite de $PAF_NOEC_{máx}$ = $msPAF_NOEC_{máx}$ = 0.05 implicam em ambientes “suficientemente protegidos”, com baixo ou nenhum impacto. Em termos regulatórios, isso significa que 95% das espécies estariam protegidas contra efeitos adversos de contaminação.

ii) A partir de SSDs EC50, que estão alinhados a práticas globais de avaliação e classificação de impacto ecológico utilizados pela Diretiva-Quadro da Água (EUROPEAN COMMISSION, 2000). O msPAF_EC50 indica a probabilidade de efeitos a nível de população (e.g., reprodução, crescimento, desenvolvimento) em metade das espécies, ou seja, indica risco à biodiversidade (WANG et al., 2021). Portanto, exposições acima do limite de referência $msPAF_EC50_{máx}$= 0.05 implicam em impactos na biodiversidade.

Com as concentrações dos contaminantes da coluna d’água, o msPAF de cada estação foi calculado da seguinte maneira: primeiramente, a unidade de risco foi calculada para cada substância individual, sendo a razão da concentração observada e o ponto médio da SSD específica daquela substância. Em sequência, o somatório de HUs das substâncias de cada amostra é calculado:

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

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

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

Onde HU é a unidade de risco (adimensional), *C*i é concentração de metais dissolvidos da amostra e μ é o ponto médio da SSD para o iésimo metal. A função utilizada para o cálculo do índice foi adaptada

para linguagem R com base na abordagem original que utiliza a função NORMDIST no Microsoft Excel. A fórmula base é representada como DIST.NORM.N (LOG10(soma (HU)); 0; 0,7; VERDADEIRO), onde 0,7 representa a inclinação média da SSD no banco de dados SSD. No R, essa abordagem foi implementada utilizando funções equivalentes para cálculo da distribuição normal.

I. MSPAF_NOEC:

A Figura 53 apresenta a variação do msPAF_NOEC ao longo dos anos (de outubro/2018 a setembro/2023), considerando os períodos seco e chuvoso, nas diferentes estações do ambiente dulcícola e marinho. Os limites estabelecidos pelas cores frias (tons azuis) representam áreas suficientemente protegidas da pressão tóxica, enquanto cores mais quentes representam degradação aumentada, tornando as áreas mais vulneráveis à pressão tóxica exercida pela mistura de contaminantes.

Dentro da abordagem de proteção ambiental do msPAF_NOEC, nota-se que em todos os setores o índice esteve muito acima do limite de proteção, especialmente em 2019. Embora haja uma redução do índice ao longo dos anos, indicativo de melhora da qualidade da água, é importante considerar as mudanças na malha amostral, na periodicidade de amostragem e na abrangência de substâncias quantificadas ao longo dos anos do PMBA/Fest-UFES. Especificamente, os setores Lagoas do ambiente dulcícola e Sul do ambiente marinho foram removidos da malha amostral em 2020 e, em 2022, a quantificação dos contaminantes orgânicos foi descontinuada.

Evidentemente, isso influencia a capacidade de caracterização do espaço químico de um índice que contempla o efeito da mistura. Entretanto, ao integrar a contaminação com e sem orgânicos, foi viável traçar um comparativo e compreender a presença e o potencial de toxicidade dos metais na água superficial. Adicionalmente, foi possível atestar a capacidade do PMBA/Fest-UFES de avaliar e identificar impactos frentes às modificações. O índice foi calculado incluindo os contaminantes orgânicos e metais (Figura 53a), e apenas para os metais (Figura 53b), permitindo assim o isolamento e acompanhamento do efeito dos metais ao longo dos anos. Observa-se que, mesmo com a redução do escopo, foi possível identificar fragilidades nos setores associadas, principalmente, à presença dos metais. Além disso, pode-se inferir que a presença dos contaminantes orgânicos aumentam a variabilidade do índice em um cenário de fragilidade já estabelecido pelos metais.

O ambiente dulcícola apresentou os valores mais altos, mesmo quando a contribuição dos contaminantes orgânicos foi desconsiderada (Figura 53b), com pouca distinção entre os períodos seco e chuvoso. Entre 2018 e 2020, os fenois Dinoseb e pentaclorofenol, juntamente com ferro (Fe) e cobre (Cu), contribuíram significativamente para os altos valores dos índices em todos os setores do ambiente dulcícola (Figura 53). Entre 2021 e 2022, a presença dos fenois diminuiu consideravelmente e os metais Fe, Cu e Al compuseram em grande proporção os valores do msPAF. Destaca-se também a contribuição dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) benzo[g,h,i]perileno nos setores Reservatório, Lagos e Lagoas, e do dibenzo[a,h]antraceno no Rio, Lagos e Lagoas a partir de 2019. A

presença desses HPAs e do Al aproxima os ambientes, visto que foram detectados na plataforma continental consistentemente e contribuíram para a pressão tóxica da mistura nos setores marinhos.

No ambiente marinho, os valores do msPAF_NOEC foram mais variáveis e reduzidos, com algumas estações próximas do limite de proteção, enquanto as estações dos setores Norte e Foz ficaram consistentemente mais fragilizadas (Figura 53). Diferentemente do observado para o ambiente dulcícola, no marinho foi possível identificar uma diferença entre os períodos seco e chuvoso. De maneira geral, no período chuvoso o índice foi mais alto e variável, com exceção do período seco de 2021 quando os setores Norte da Foz e na APA Costa das Algas apresentaram msPAF_NOEC elevados. Fe, Cu, Zn e Al foram os metais que mais contribuíram para os valores do índice ao longo de todos os anos, e em todos os setores (Figura 54). O HPA benzo [g,h,i] perileno teve importante contribuição em 2018 e em 2020 juntamente dibenzo [a,h] antraceno. Em 2019, ano em que os ambientes dulcícola e marinho estavam altamente fragilizados, os metais contribuíram em grande medida em todos os setores. Neste ano, o mercúrio (Hg) contribuiu para os índices elevados especialmente nos setores Sul e Abrolhos. A partir de 2022, observa-se que além dos metais citados, prata (Ag) passa a uma concentração que contribui para pressão tóxica.

Figura 53: Mapa com a distribuição do msPAF_NOEC ao longo dos anos nos ambientes dulcícola e marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). a) Distribuição do msPAF_NOEC considerando contaminantes orgânicos e metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de orgânicos e metais quantificadas na água superficial. b) Distribuição do msPAF_NOEC considerando apenas os metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de metais dissolvidos quantificadas na água superficial.

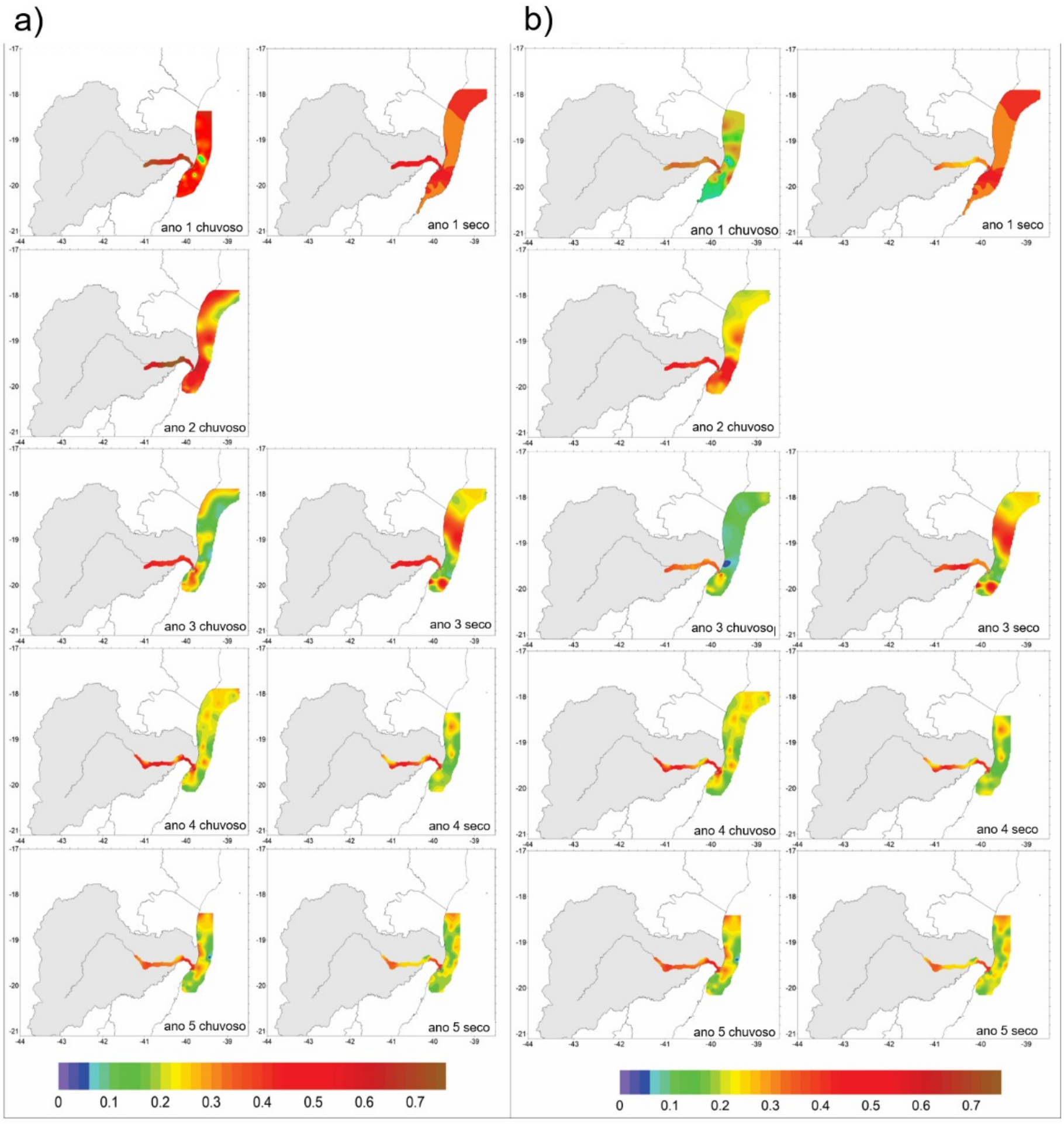
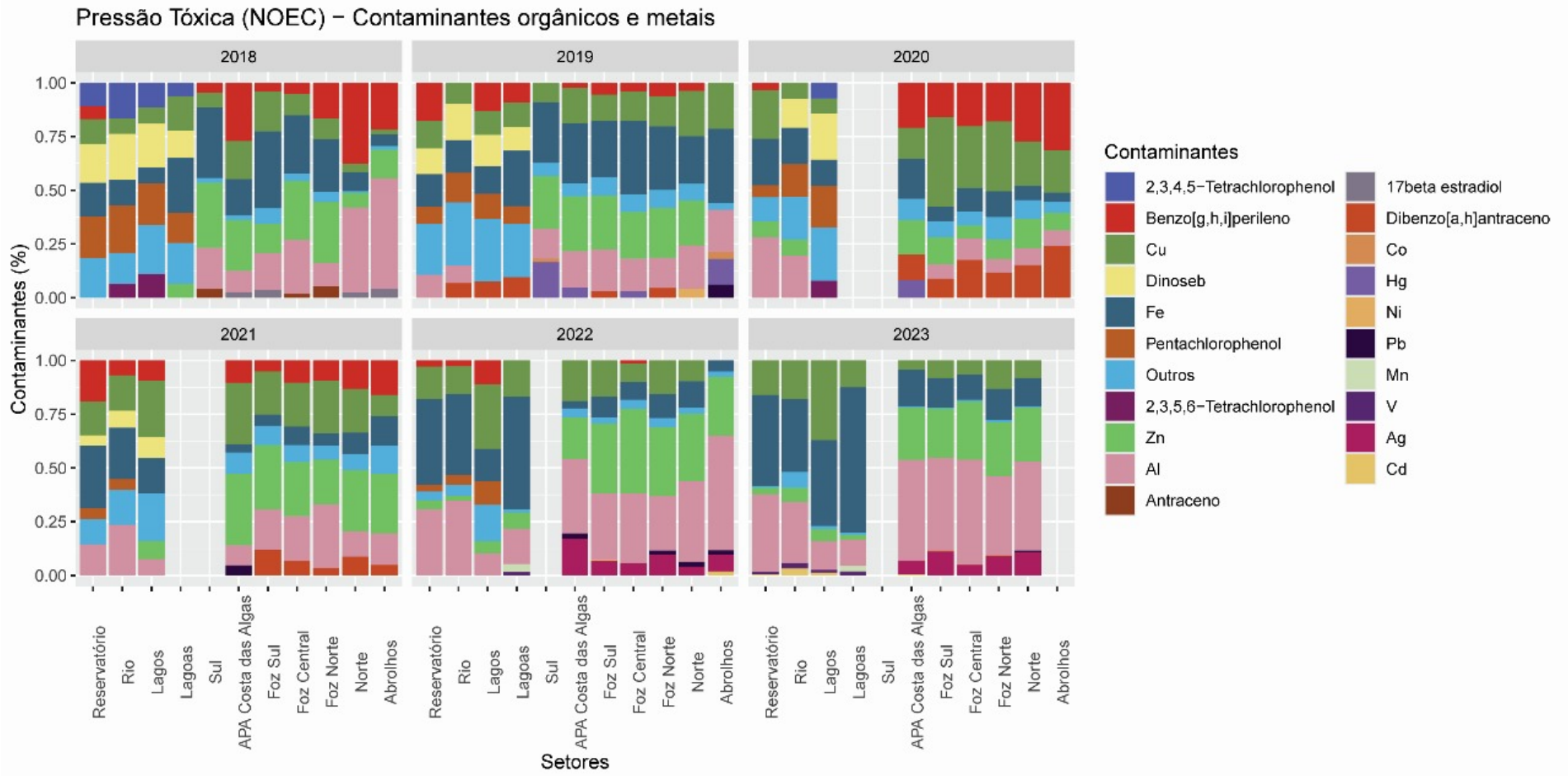


Figura 54: Proporção da contribuição dos contaminantes orgânicos e metais para os valores do msPAF_NOEC encontrados nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos anos.



II. MSPAF_EC50

A Figura 55 apresenta a variação do msPAF_EC50 ao longo do monitoramento (de outubro/2018 a julho/2023), considerando os períodos seco e chuvoso, nas diferentes estações do ambiente dulcícola e marinho. Os limites estabelecidos pelas cores frias (tons azuis) representam áreas onde o nível de impacto é reduzido e não há risco de perda de espécies ou à biodiversidade, enquanto cores mais quentes representam risco aumentado de perda de espécies ou à biodiversidade. Assim como o msPAF_NOEC, o msPAF_EC50 foi calculado para orgânicos e metais (Figura 55a) e apenas para os metais (Figura 54b).

Dentro da abordagem de avaliação de impacto à biodiversidade do msPAF_EC50, observa-se que, de maneira geral, o ambiente marinho apresenta níveis baixos de impacto, com risco baixo a não significativo de perda de espécies. Em 2018, os setores Foz e Norte apresentaram msPAF_EC50 acima do limite de referência. Em 2019 e 2020, maiores valores do índice foram encontrados em todos os setores, com destaque para um nível de impacto mais pronunciado no setor Norte e na Foz, respectivamente. Já no período seco de 2019, o setor Foz Central apresentou uma alta probabilidade de perda de espécies (msPAF_EC50 > 0.15). No período seco de 2021, observa-se a nível de impacto à biodiversidade razoável (0.05 < msPAF_EC50 < 0.15) nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e no setor Norte. Em 2023, no período seco, o setor Norte novamente apresenta um nível razoável de impacto e também é mais elevado quando comparado a períodos anteriores.

Em todos os anos e setores do ambiente marinho, o contaminante que mais contribuiu para a pressão tóxica encontrada foi o Al. Em 2020, o Cu excedeu a proporção de contribuição do Al e outros contaminantes, especialmente nos setores Foz Sul e Foz Central do rio Doce. Assim como para msPAF_NOEC, o HPA benzo[g,h,i]perileno teve um papel relevante para o nível de impacto à biodiversidade, especialmente em 2018 e 2020 no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e, ainda em 2020 juntamente com dibenzo[a,h]antraceno, nos setores Norte e Abrolhos. Diferentemente do msPAF_NOEC, o Fe contribuiu muito para os níveis de impacto encontrados.

O ambiente dulcícola apresentou níveis mais elevados e variados, especialmente nos três primeiros anos do PMBA/Fest-UFES. Em 2018, os valores elevados de msPAF_EC50 em todos os setores podem ser atribuídos em grande medida aos contaminantes orgânicos, visto que o índice que contempla apenas metais ficou abaixo do limite de referência, apontando uma contribuição menos significativa dos metais para o nível de impacto. Os fenóis, especificamente Dinoseb e pentaclorofenol, foram os contaminantes orgânicos que contribuíram para os valores de 2018 (Figura 55). No período chuvoso de 2019, os metais tiveram um papel importante nos níveis de impacto detectados no setor fluvial pelo índice, em particular o Al e o Cu (Figura 55), bem como o Dinoseb e benzo[g,h,i]pireno. Já no período seco do mesmo ano, embora os valores tenham sido reduzidos, ainda houve um nível de impacto razoável (0.05 < msPAF_EC50 < 0.15), especialmente nos setores Reservatório e Lagos.

Apesar da contribuição relevante do Al para os valores encontrados nos Reservatórios, no setor Lacustre os fenóis exerceram uma pressão tóxica mais significativa (Figura 55). Em 2020, o msPAF_EC50 foi elevado em todos os setores, com forte contribuição de Al e Cu no setor Reservatório, Al e Dinoseb no setor Fluvial e Dinoseb e pentaclorofenol no setor Lacustre. A partir de 2021, os valores do índice tendem a aumentar, especialmente no setor fluvial, no período chuvoso, com forte contribuição do Al e Cu (Figura 56). Em 2022 e 2023, destaca-se o papel do Fe no setor Lagoas para os níveis de impacto detectados.

Os índices apresentados tiveram o objetivo de sintetizar os contaminantes, detectados nos ambientes dulcícola e marinho, em uma métrica abrangente e informativa. Para além de caracterizar os ambientes, o índice foi adicionado aos modelos de equações estruturais como variáveis preditoras carregadas de seu significado ecotoxicológico. Além disso, os índices identificaram Al, Fe e Cu como os metais de maior relevância para a pressão tóxica, tanto no contexto de proteção ambiental quanto na avaliação de impacto. Assim, a relação da bioacumulação desses metais em peixes, caranguejos e bentos de praia com respostas em diferentes níveis de organização biológica foi individualmente testada.

Figura 55: Mapa com a distribuição do msPAF_EC50 ao longo dos anos nos ambientes dulcícola e marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). a) Distribuição do msPAF_EC_50 considerando contaminantes orgânicos e metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de orgânicos e metais quantificadas na água superficial. b) Distribuição do msPAF_EC_50 considerando apenas os metais para o cálculo do índice.

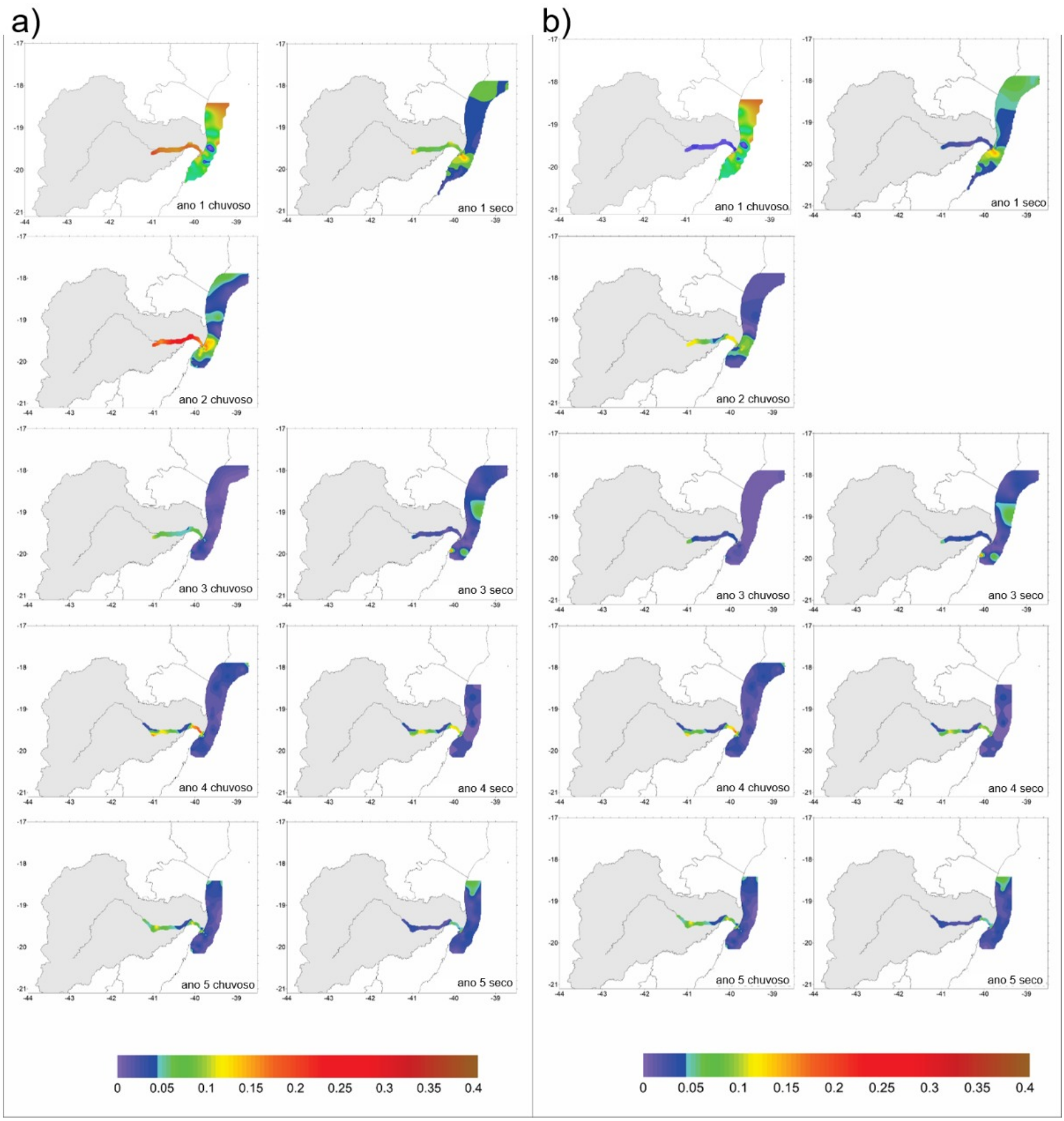
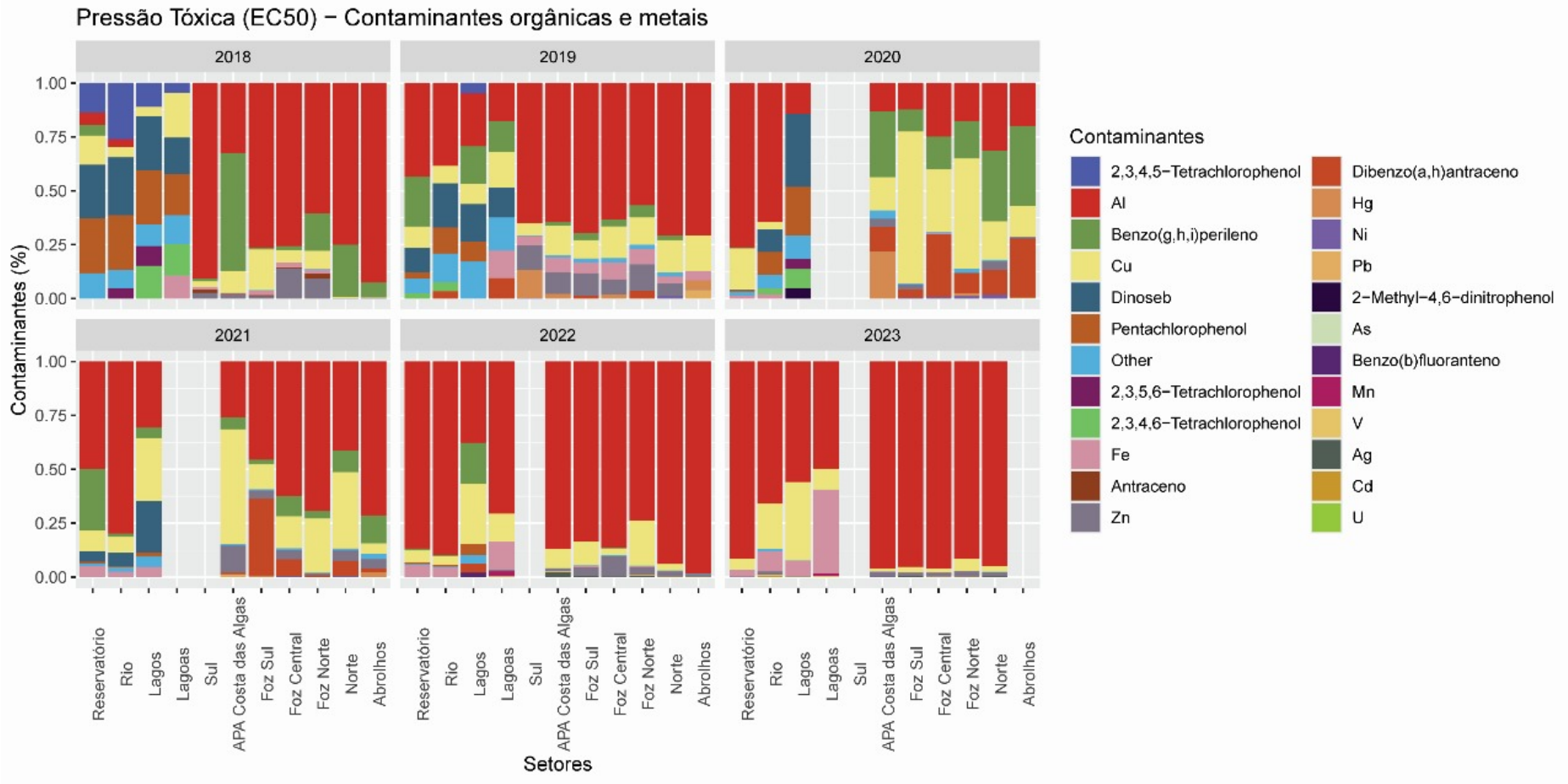


Figura 56: Proporção da contribuição dos contaminantes orgânicos e metais apenas dos metais para os valores do msPAF_EC50 encontrados nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos anos.



Na perspectiva de avaliação do estado, de maneira geral, a qualidade da água e sedimento dos ambientes foi caracterizada como moderada ou boa (Síntese Integrativa - Seção 1.3.3). Porém, na perspectiva de avaliação de impacto, o potencial de toxicidade indicou que há uma grande fragilidade nos ambientes, especialmente no dulcícola, devido à pressão exercida pelos metais dissolvidos detectados nas águas. Esses resultados destacam a importância da abordagem DPSIR (*Drivers, Pressure, State, Impact, Response* = Forçante-Pressão-Estado-Impacto-Resposta), trazendo diferentes escalas de evidências para construção de uma avaliação ambiental robusta.

9 ÍNDICE DE PRESSÃO TÓXICA – INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR 2026

9.1 COMPARAÇÃO AO LONGO DOS ANOS DE MONITORAMENTO

As Figura 57 e Figura 58, comparam os anos de monitoramento (Ano PMBA/Fest-UFES) para cada setor dos ambientes dulcícola, marinho e costeiro,utilizando o pacote *ggstatsplot* (R Core Team, version 4.6.1, 2026). Os valores de msPAF indicam a média das concentrações por estação e mês, calculadas a partir da concentração máxima observada nas diferentes profundidades. Consequentemente, o *n* detalhado nas figuras expressa a quantidade de amostragens feitas nas estações de cada setor ao longo dos meses de monitoramento.

Devido à presença de assimetria e valores extremos nos dados, optou-se por uma abordagem robusta baseada em médias aparadas (*trimmed μ*), que reduz a influência de outliers ao remover uma proporção fixa (20%) das observações mais extremas em cada extremidade da distribuição antes do cálculo da média. A diferença global entre os anos, dentro de cada setor, foi testada por meio de uma ANOVA robusta de um fator baseada em médias aparadas (teste de Yuen/Welch para múltiplos grupos), que não assume homogeneidade de variâncias nem normalidade dos dados. O resultado é reportado como estatística F, graus de liberdade, valor de p e o tamanho de efeito ξ, acompanhado do respectivo intervalo de confiança de 95%.

As diferenças detectadas entre os anos foram posteriormente comparadas par a par utilizando teste de Yuen para duas médias aparadas, com nível de significância α = 0,05. Para facilitar a visualização dessas diferenças, os resultados foram representados por letras compactas: anos que compartilham ao menos uma letra em comum não diferem significativamente entre si, enquanto anos sem letras em comum apresentam diferença estatisticamente significativa.

No rio Doce (calha), os Anos 2 e 4 apresentaram os maiores valores médios de msPAF (0,48 e 0,45, respectivamente), estatisticamente superiores aos Anos 3, 7 e 8, que registraram as menores médias da série (0,31, 0,24 e 0,27); o Ano 1, embora intermediário (0,33), não diferiu estatisticamente da maioria dos demais anos (Figura 57). Em Lagos, houve uma tendência de queda ao longo do tempo, com os Anos 1 e 2 (0,35 e 0,43) estatisticamente superiores aos Anos 3 a 6 (0,19–0,28); os Anos 7 e

8, apesar de médias em torno de 0,20–0,23, compartilharam letras com praticamente todos os demais grupos, resultado que deve ser interpretado com cautela dado o tamanho amostral reduzido (n = 8 e n = 4, respectivamente). Já em Lagoas, o Ano 4 destacou-se com a maior média da série (0,52), estatisticamente distinto dos Anos 3 e 6 (0,36 e 0,29, os mais baixos), enquanto os demais anos, incluindo os Anos 7 e 8, não diferiram significativamente da maior parte do conjunto.

No Ambiente Marinho, o setor Foz do rio Doce foi o que apresentou o padrão mais nítido de declínio ao longo da série: os Anos 1 e 2 (0,33 e 0,32) e o Ano 7 (0,30) formaram o grupo de maiores médias, estatisticamente superiores aos Anos 3, 4 e 8 (0,17, 0,17 e 0,20), que registraram os menores valores (Figura 57). Na APA Costa das Algas, o Ano 7 apresentou a maior média da série (0,32) e foi estatisticamente distinto dos Anos 3, 4 e 5 (0,18, 0,16 e 0,19, os mais baixos), enquanto os Anos 1, 6 e 8 ocuparam posições intermediárias sem diferenças consistentes entre si. No setor Norte, o Ano 1 teve a maior média (0,35), seguido por um declínio nos Anos 2 a 5 (0,14–0,22); os Anos 6 e 7 voltaram a subir (0,22 e 0,29), com o Ano 7 se destacando como estatisticamente distinto da maioria dos demais, reforçando o padrão de novo pico de toxicidade nesse setor já observado nos mapas espaciais.

Figura 57 Variação do índice de pressão tóxica (msPAF) entre os 8 anos de monitoramento (PMBA) nos setores do ambiente dulcícola: rio Doce (calha), Lagos e Lagoas. O tamanho amostral (*n*) corresponde ao número de observações estação-mês em cada ano de monitoramento. Os violinos mostram a distribuição dos dados, com boxplot, pontos individuais e a média aparada (*μ trimmed*) destacada em vermelho. As letras acima de cada ano indicam os resultados do teste post-hoc (Yuen, α = 0,05): anos com letras diferentes são estatisticamente distintos entre si.

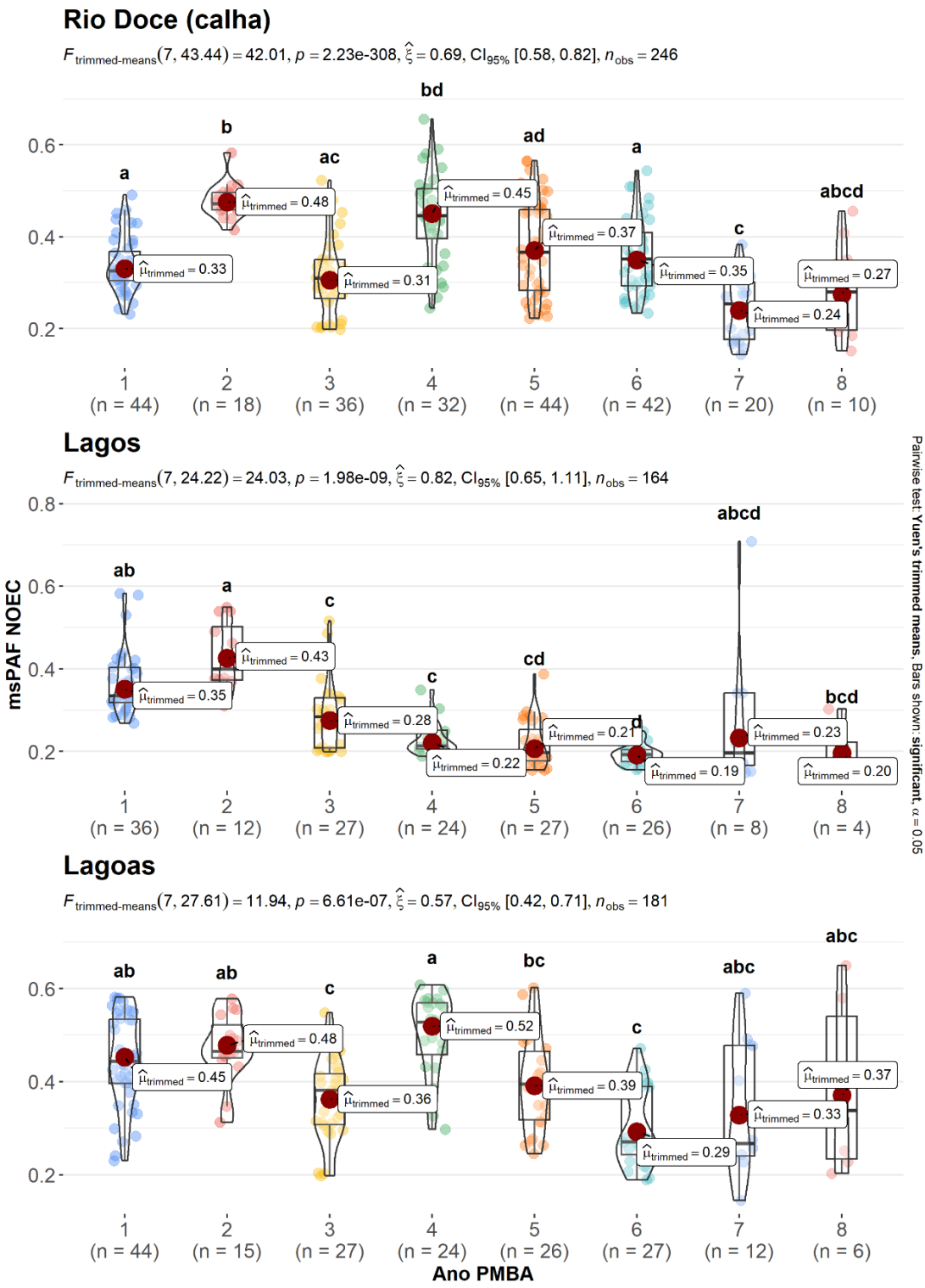
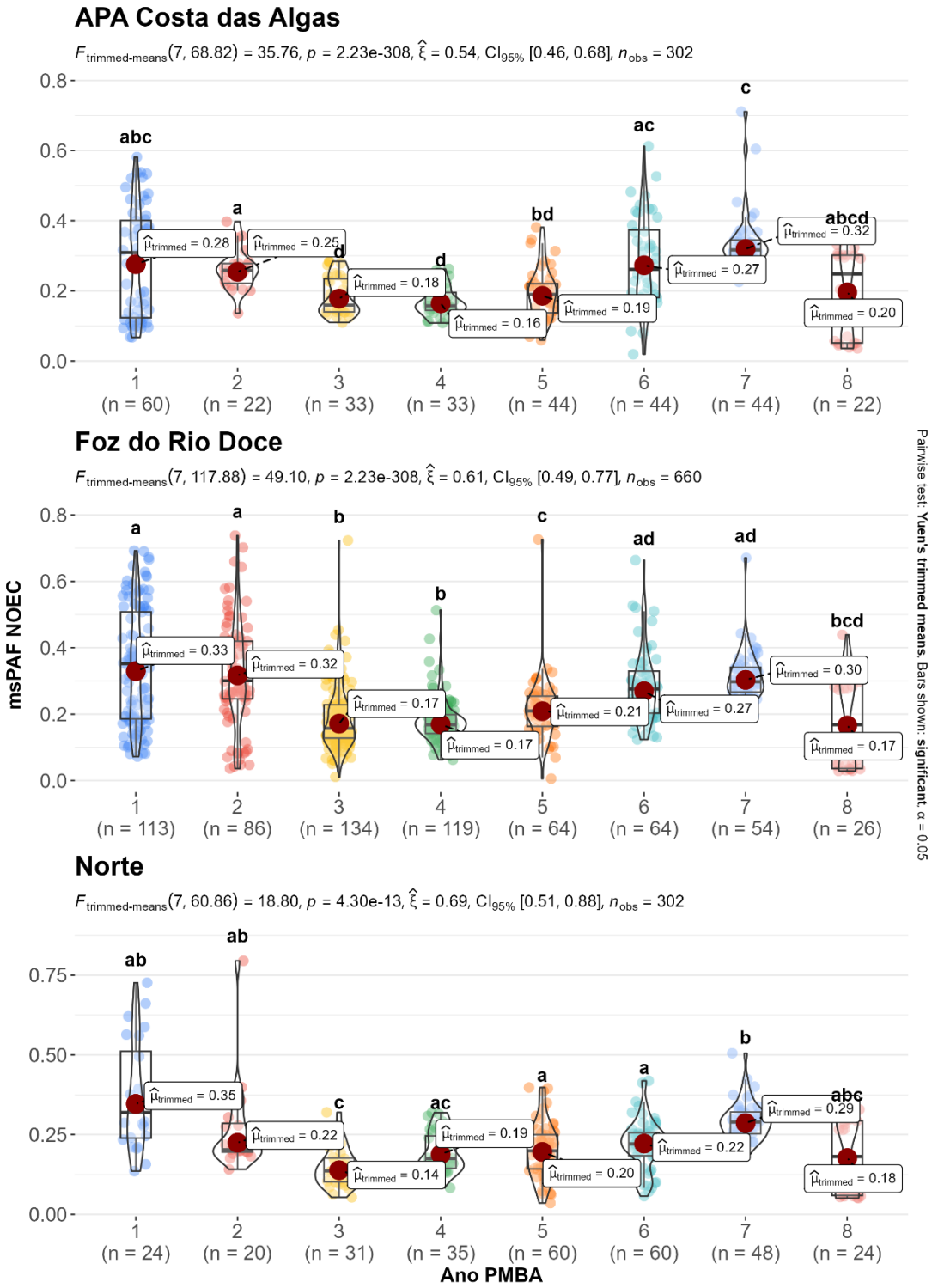


Figura 58 Variação do índice de pressão tóxica (msPAF) entre os 8 anos de monitoramento (PMBA) nos setores do ambiente marinho: APA Costa das Algas, Foz do rio Doce e Norte. Os violinos mostram a distribuição dos dados, com boxplot, pontos individuais e a média aparada (*μ trimmed*) destacada em vermelho. As letras acima de cada ano indicam os resultados do teste post-hoc (Yuen, α = 0,05): anos com letras diferentes são estatisticamente distintos entre si.



9.1.1 Contribuição relativa dos metais para a composição do índice:

Figura 59 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante os períodos chuvosos, nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES.

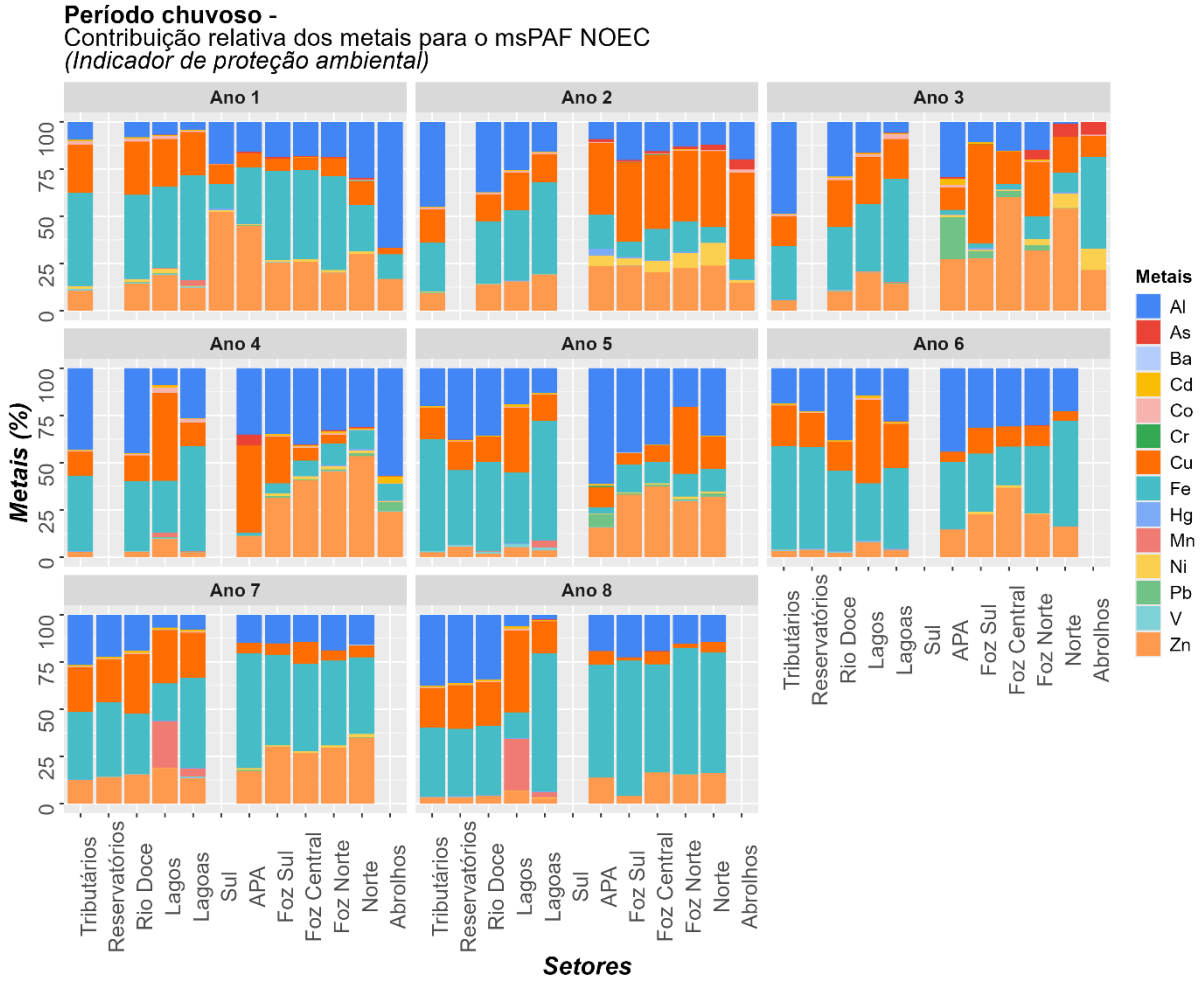


Figura 60 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante os períodos secos, nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES

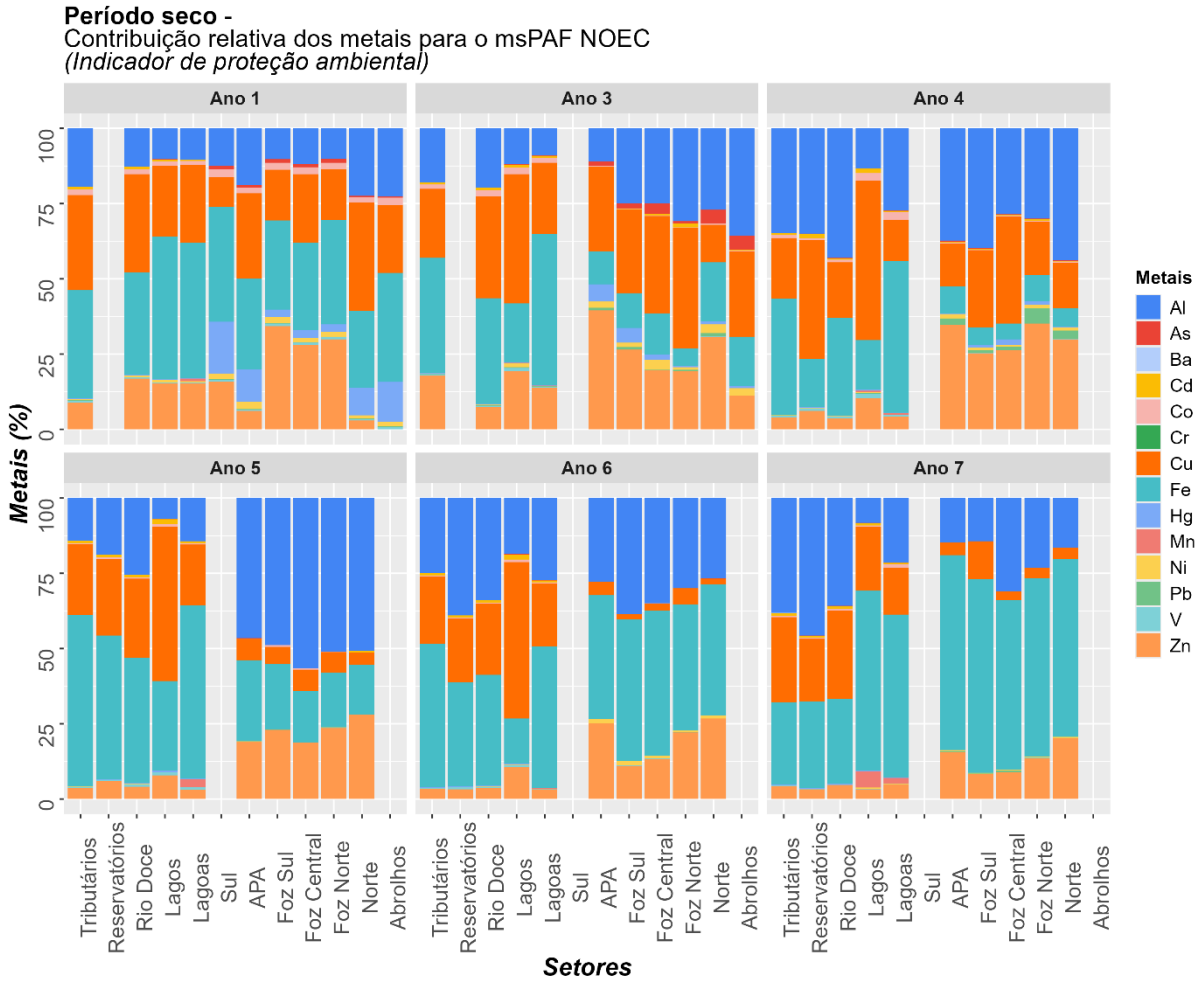


Figura 61 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período chuvoso, nas diferentes estações do manguezal amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES

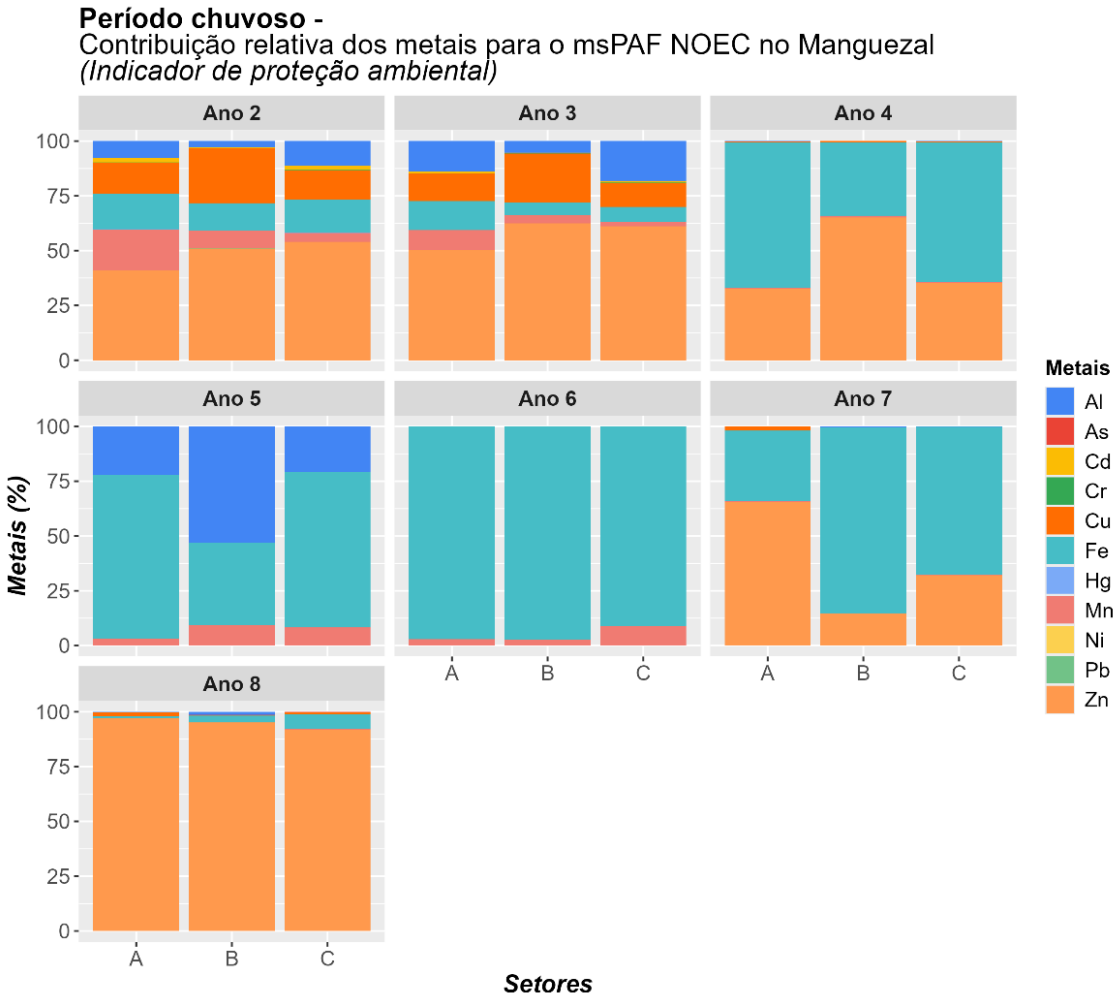


Figura 62 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período seco, nas diferentes estações do manguezal amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES

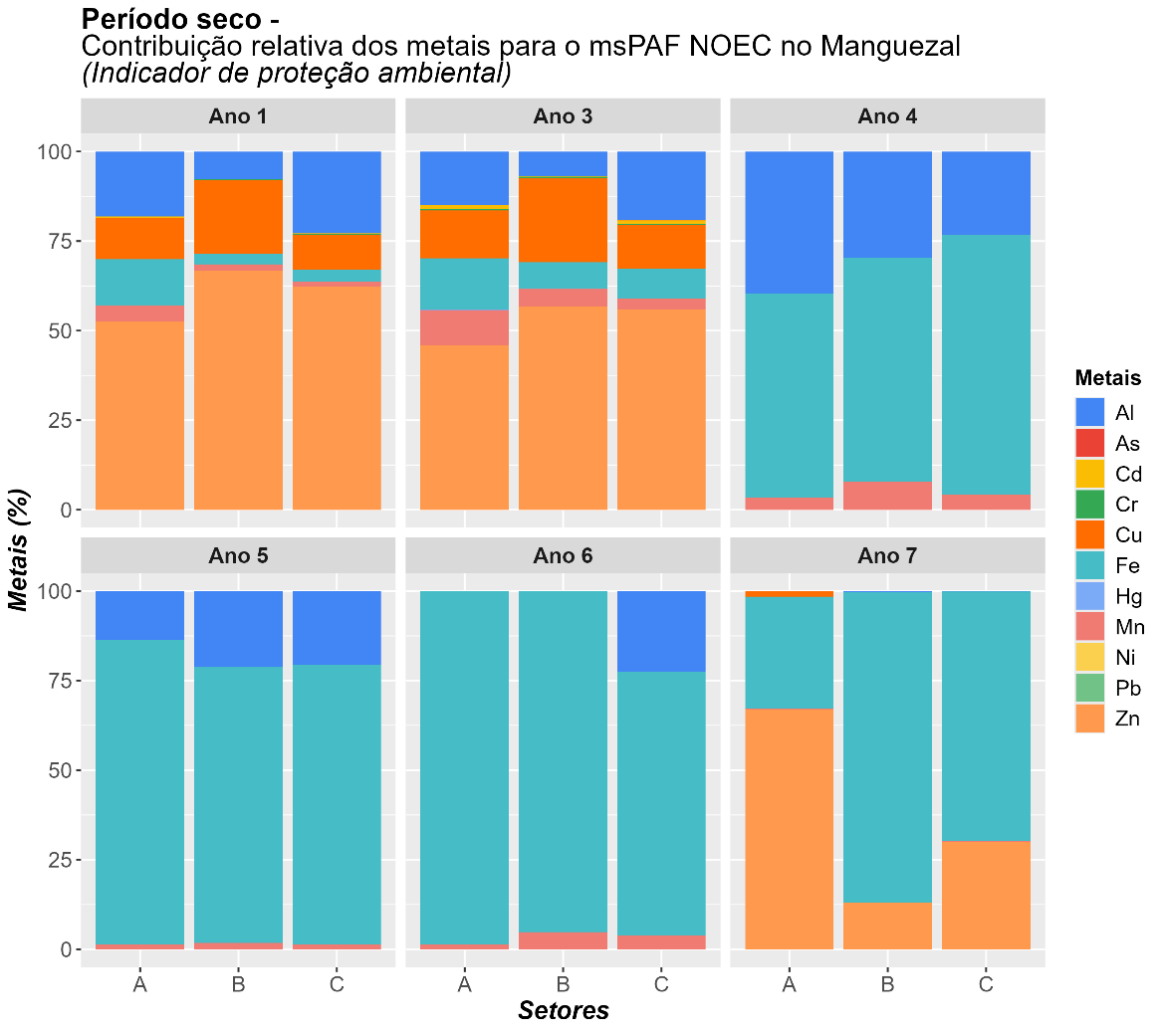


Figura 63 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período chuvoso, nas diferentes estações das praias amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/ Fest-UFES.

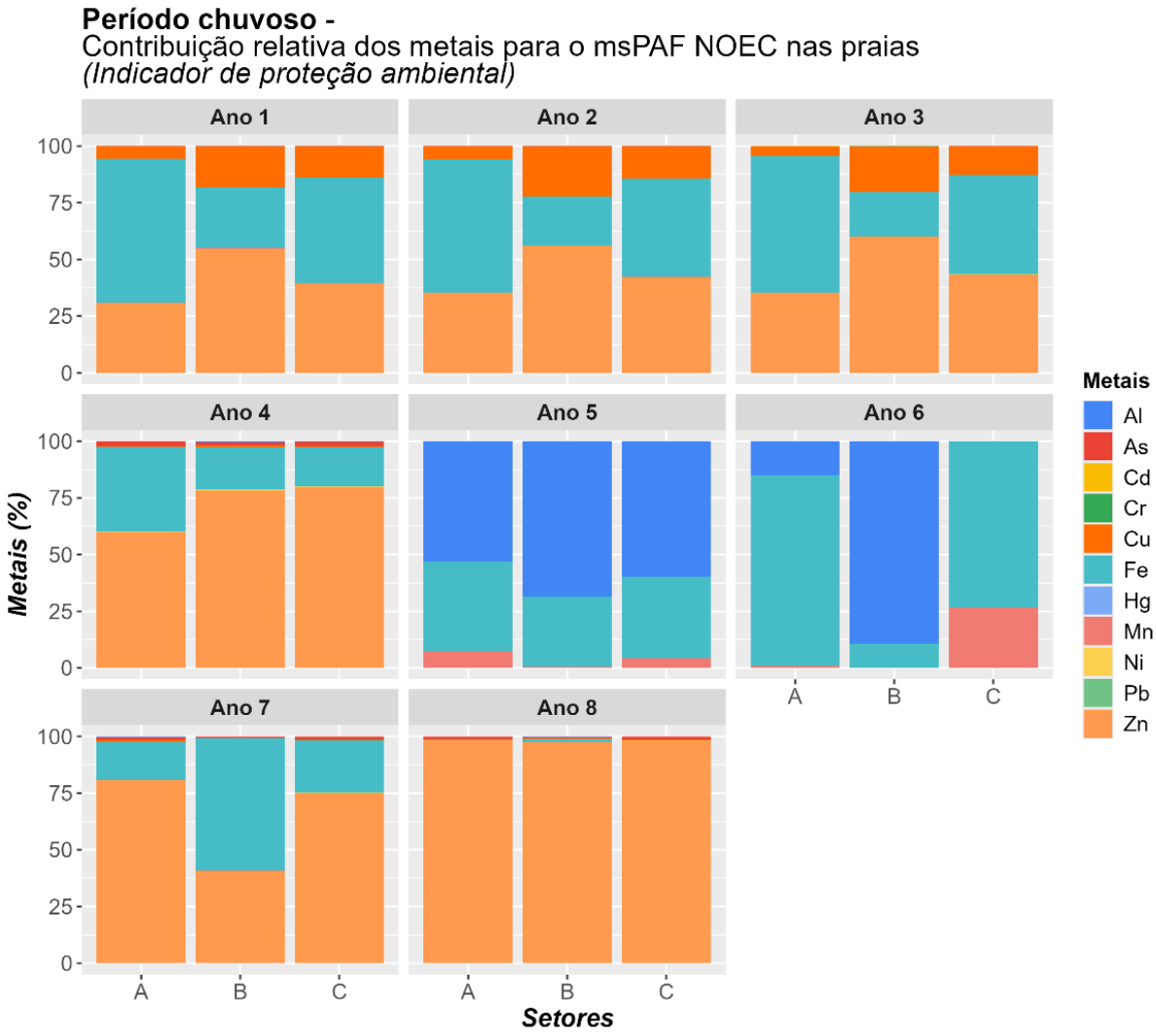
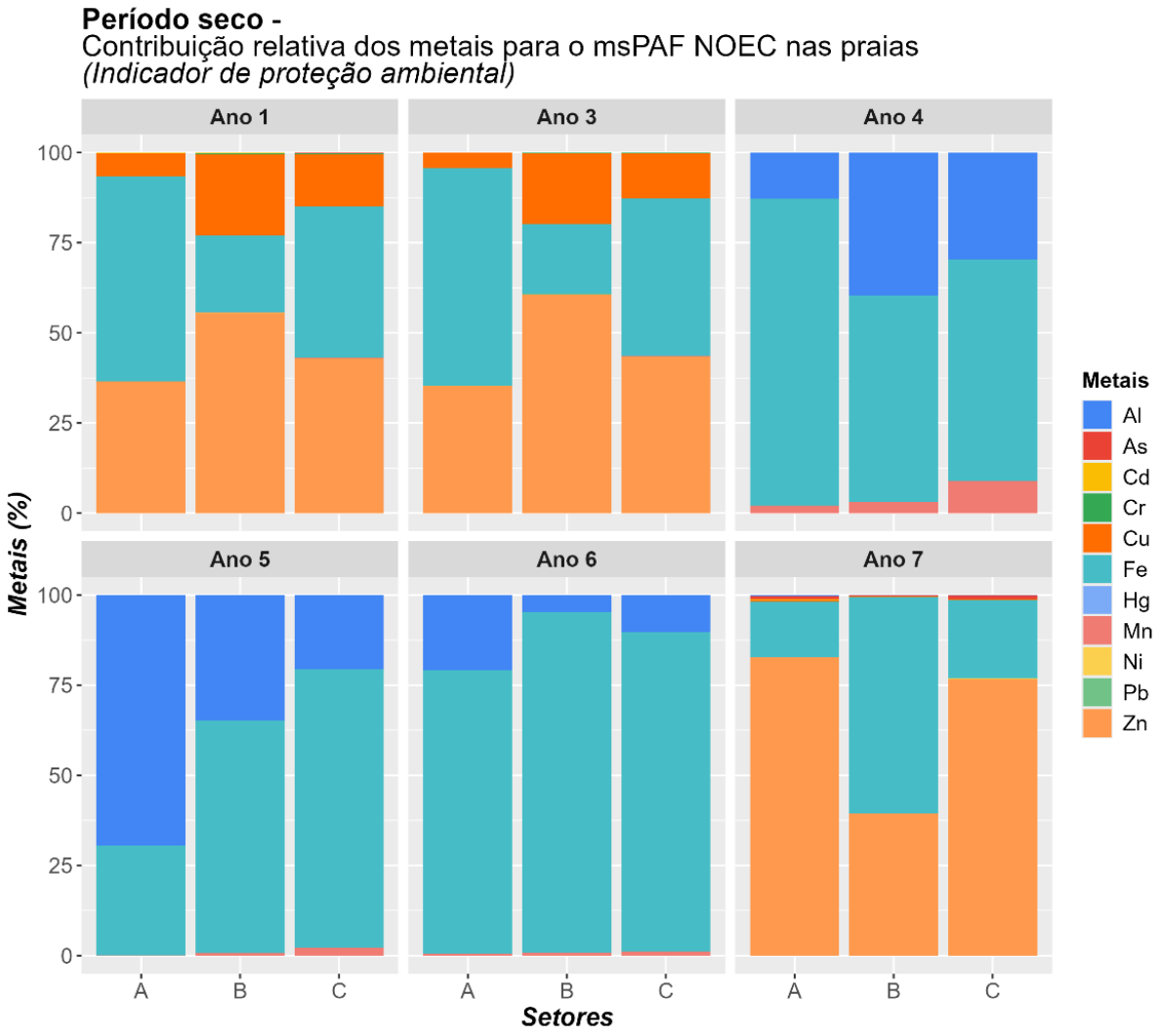


Figura 64 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período chuvoso, nas diferentes estações das praias amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 8 anos de PMBA/Fest-UFES.



10 MODELOS DE ESTRESSE (VIAS DE DESFECHO ADVERSO)

Os modelos conceituais das VDAs apresentadas no presente relatório foram construídos para peixes, caranguejo do manguezal, macrofauna bêntica de praia e tartarugas marinhas. O objetivo é apresentar vias que podem ser biologicamente plausíveis, compatíveis com os dados gerados pelos PMBA/Fest-UFES e, na medida do possível, abrangentes para os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e seus setores. Os modelos apresentados nas Figura 65, Figura 66, Figura 67 e Figura 68 baseiam-se em organismos representativos dos Ambientes monitorados, para os quais há dados ecotoxicológicos e de saúde e com abrangência espacial conectada a outros Temas do PMBA/Fest-UFES. Além disso, as vias biológicas associadas a estresse oxidativo são relativamente conservadas em animais

(PAMPLONA & COSTANTINI, 2011), podendo ser extrapoladas para outros indivíduos desde que variações na sensibilidade intrínsecas a diferentes espécies sejam consideradas (Ankley et al., 2010).

A construção das vias, e sua posterior quantificação, estão alinhadas às metas da proposta da equipe integração ao que concerne determinação da cadeia de impactos nos diferentes ambientes (*Meta 3*) e identificação de relações causa-efeito a partir de um modelo de estresse ambiental (*Meta 4*) (Plano de Trabalho de Nova Estrutura Integrativa para o PMBA/Fest, 2022). Vale ressaltar que as vias são pontos de partida para quantificação subsequente das relações. As sequências apresentadas serão testadas, validadas ou não, e atualizadas conforme o avanço analítico, ou seja, os modelos são dinâmicos e as relações podem ser específicas aos ambientes e aos diferentes setores amostrados.

A sequência de eventos-chave (i.e., respostas biológicas) foi identificada a partir dos dados e resultados disponíveis do monitoramento e embasada na literatura. A plausibilidade de cada uma das vias construídas foi verificada na literatura e bases de conhecimento (https://aopwiki.org/). As vias partem das diferentes fontes de exposição às quais um organismo ou população estão sujeitos. Isso inclui a exposição a contaminantes presentes na água e no sedimento, bem como rotas de exposição relacionadas aos hábitos de vida e fontes de alimento.

Na Figura 65, o principal evento molecular inicial associado a presença de metais é a formação de espécies reativas de oxigênio (EROs) (MARQUES et al., 2022; YANG et al., 2022), o que leva a um aumento do estresse oxidativo representado por uma alteração das defesas antioxidantes (i.e., metalotioneína, catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD)) e consequente dano oxidativo em lipídios, proteínas e DNA (i.e., lipoperoxidação (LPO), carbonilação proteica (PCO), sítios apurínicos ou apirimidínicos (sítios AP), micronúcleo). O evento molecular inicial pode ocorrer após bioacumulação nos indivíduos, porém, após a absorção, as interações moleculares entre metais e componentes celulares podem gerar EROs independentemente da bioacumulação e, assim, provocar dano oxidativo (SUN et al., 2022). Sobretudo, o custo energético associado aos efeitos adversos trazidos por essas interações (i.e., indicados nos peixes por alterações nos biomarcadores lactato desidrogenase (LDH) e malato desidrogenase (MDH)), repercute ecologicamente em níveis superiores de organização (GROH et al., 2015; VAN DER OOST et al., 2020). Sendo assim, a persistência de uma alta demanda metabólica e consequentes danos poderão ter efeitos no crescimento, comportamento e estratégias de vida dos organismos.

Para a Ictiofauna, é possível identificar os efeitos dos metais a partir da sua presença na coluna d'água ou bioacumulado no plâncton e crustáceos. Após a absorção, os metais podem interagir diretamente com componentes celulares provocando estresse oxidativo e bioacumular em brânquias, fígado e músculo. Os efeitos desses processos podem ser observados em diferentes níveis de organização biológica, incluindo danos histopatológicos (BEVITÓRIO et al., 2022), deformidades em estágios iniciais de vida (BONECKER et al., 2019), crescimento comprometido (RRDM, 2022 RT - 39D), redução da diversidade e abundância de espécies, levando a uma desestruturação da comunidade de peixes

(CONDINI et al., 2022). Os estudos citados aqui, utilizados como referência para construção dos modelos, são produtos do PMBA/Fest-UFES.

Alguns metais (e.g. Hg (mercúrio), Pb (chumbo) e Cu (cobre)) e contaminantes emergentes (e.g. bisfenol A, 17β-estradiol) podem agir como desreguladores endócrinos, interferindo no funcionamento normal do sistema endócrino, afetando a produção, transporte, metabolismo, ligação ou ação dos hormônios (CHAKRABORTY, 2021; PASCHOALINI et al., 2019). Através da ligação com receptor estrogênio ou outro mecanismo, metais e contaminantes emergentes podem alterar a produção da vitelogenina e proteína zona radiata, ambas as proteínas envolvidas no desenvolvimento dos ovos e na reprodução. Portanto, os modelos apresentados na Figura 64 apontam potenciais vias pelas quais metais e outros contaminantes podem levar ao desfecho adverso de interesse regulatório, i.e., sobre a estrutura de comunidade ou de assembleias de peixes.

Entende-se que a sequência de eventos-chave após a indução de estresse oxidativo tenha ampla aplicação taxonômica e portanto, nas Figura 65 e Figura 66 espera-se que após a exposição a metais e contaminantes orgânicos, caranguejos de manguezal e a macrofauna bêntica respondam a nível celular e populacional de maneira previsível, uma vez que alterações das defesas antioxidantes, bem como aumento dos danos oxidativos nessas espécies, especialmente no período chuvoso de 2022 como descritos no MS_AC_Ecotoxicologia_RA2024_RT49, incluindo os do relatório atual (Material Suplementar do Tema Ecotoxicologia – Costeiro).

Figura 65: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso da ictiofauna. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. Caixas em cinza representam metais bioacumulados em diferentes tecidos dos peixes. A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest-UFES, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. No canto inferior direito do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

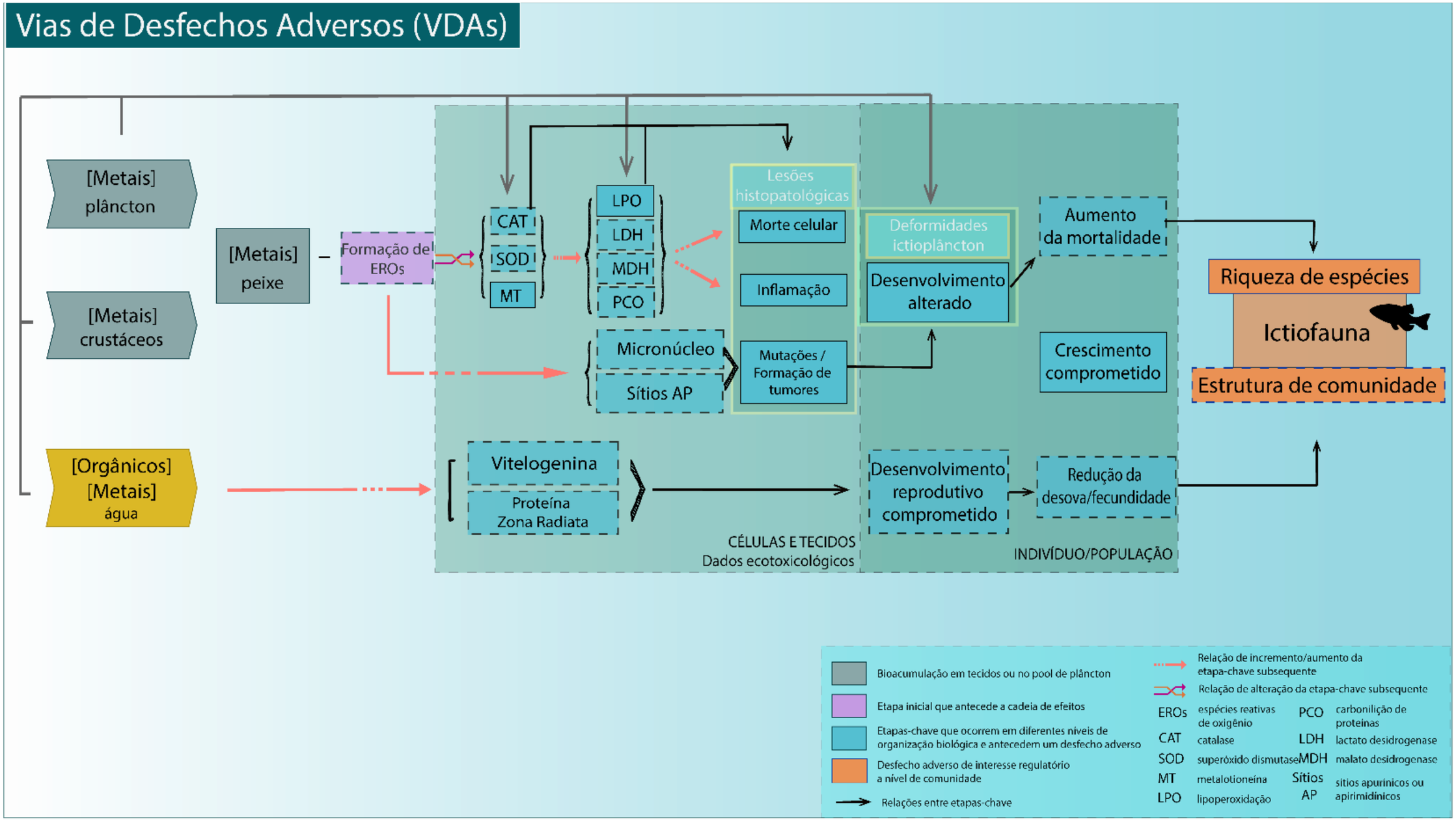


Figura 66: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso dos caranguejos do manguezal. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. A caixa selecionada representa as concentrações de contaminantes orgânicos e de metais do Ambiente Marinho que podem influenciar as respostas dos caranguejos. Caixas em cinza representam metais bioacumulados no em diferentes tecidos dos caranguejos. A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest-UFES, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. No canto inferior esquerdo do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

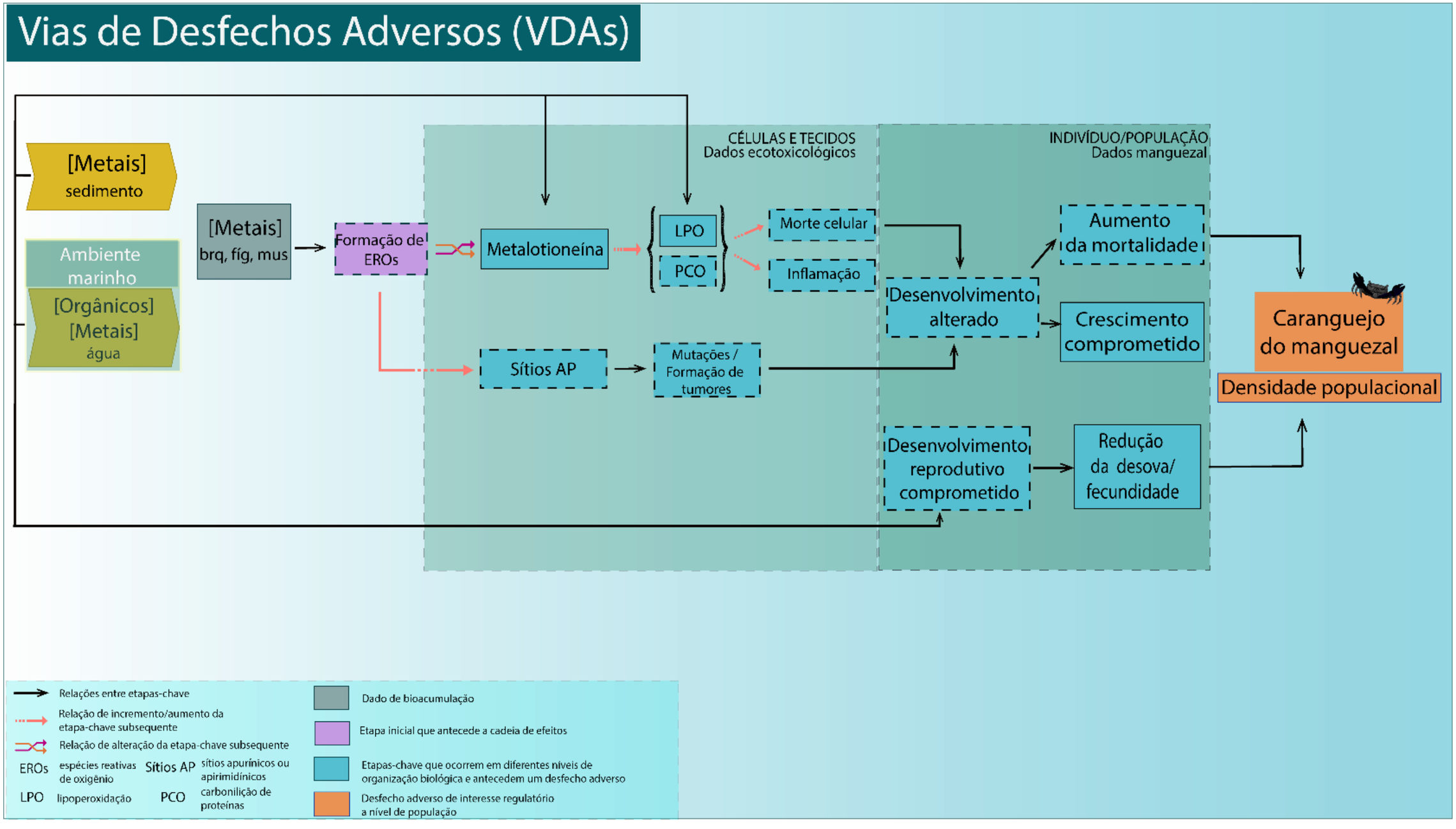
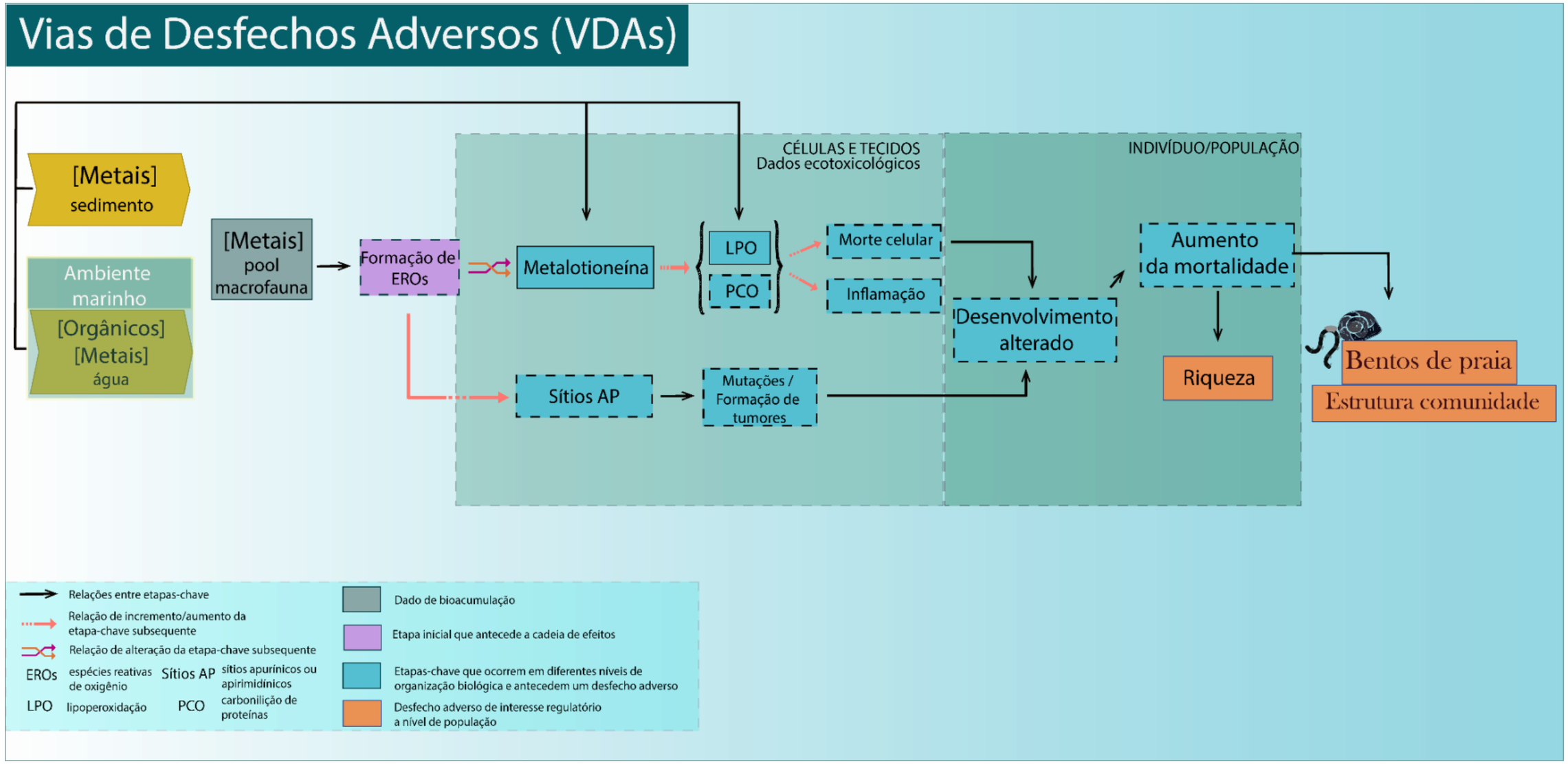


Figura 67: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso dos macroinvertebrados bênticos de praia. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. A caixa selecionada representa as concentrações de contaminantes orgânicos e de metais do Ambiente Marinho que podem influenciar as respostas dos caranguejos. Caixas em cinza representam metais bioacumulados no em diferentes grupos integrantes do bentos (i.e., poliquetas, anfípodas, isópodas). A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest-UFES, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. No canto inferior esquerdo do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

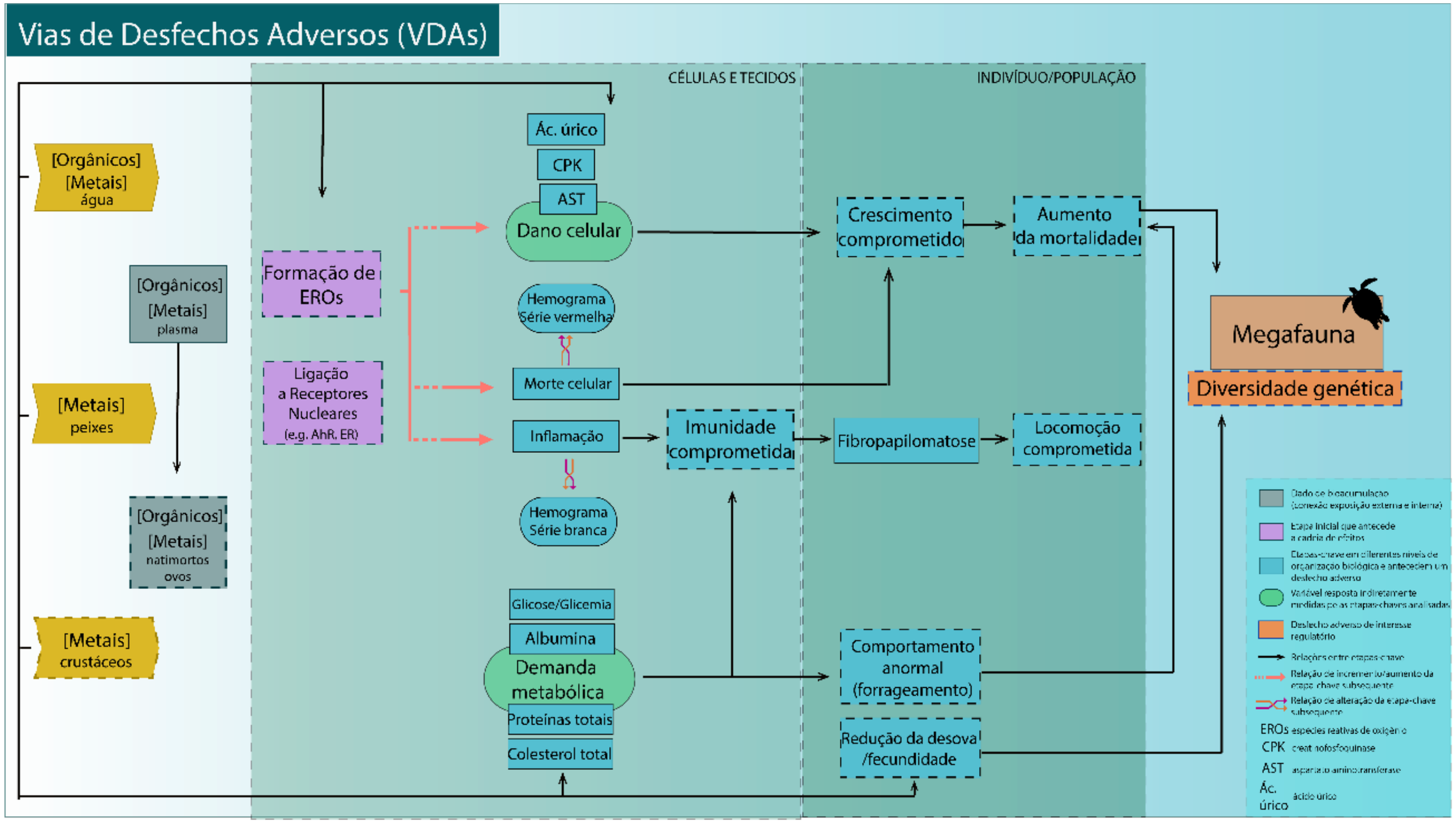


Por fim, na Figura 68, a complexidade das relações entre eventos-chave fica explícita no modelo da VDA da tartaruga marinha, compatível com seu nível trófico. O modelo aponta como os dados de saúde das tartarugas estão relacionados em uma sequência de eventos que pode ter início pela formação de espécies reativas de oxigênio (EROs). Esse evento-chave sucede a exposição e absorção de metais e outros contaminantes a partir da água e outras fontes relacionadas aos hábitos de vida das diferentes espécies de tartaruga (e.g., metais bioacumulados nos peixes e crustáceos).

O estresse oxidativo induzido por metais pode causar danos moleculares e celulares, traduzidos por alterações nas atividades da creatinofosfoquinase (CPK), alanina aminotransferase (ALT), aspartato aminotransferase (AST) (KUMAR et al., 2019; MIGUEL et al., 2022). Esses danos oxidativos podem levar a morte celular e respostas inflamatórias, expressos em alterações significativas da série vermelha e branca do hemograma das tartarugas. Quando persistentes, esses efeitos a nível molecular e celular são traduzidos em alterações do desenvolvimento e comprometimento da imunidade, eventos-chave representados pela alteração no crescimento, morte de indivíduos e presença de fibropapilomatose, que podem ter envolvimento com o desfecho adverso de interesse regulatório, nesse caso, levando a perda da diversidade genética e tamanho da população (RRDM-RT39D, 2022; MIGUEL et al., 2022).

Assim como nas VDAs de peixes, os metais e outros contaminantes aumentam a demanda metabólica dos indivíduos afetados. Esse desgaste energético – traduzido nas tartarugas por alterações em marcadores como glicemia/glicose, colesterol total, albumina e proteínas totais – pode vulnerabilizar os indivíduos, comprometendo a imunidade e o desenvolvimento adequado e consequentemente, levando ao desfecho adverso de interesse regulatório (DA SILVA et al., 2016). Adicionalmente, alguns metais e outros contaminantes podem agir como desreguladores endócrinos, comprometendo o desenvolvimento reprodutivo das tartarugas. Como consequência, pode ocorrer uma redução da fecundidade e postura de ovos associada a presença de metais, afetando significativamente o tamanho da população e diversidade genética.

Figura 68: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso da tartaruga marinha. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. Caixas em cinza representam metais bioacumulados e encontrados em natimortos, ovos (cascas e inteiros) e no plasma. Caixas em lilás representam eventos moleculares iniciais que não são necessariamente contemplados nos dados do PMBA/Fest-UFES, porém são indiretamente mensurados pelas respostas dos biomarcadores. Elipses verdes são eventos-chaves medidos indiretamente pelo tema. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. No canto inferior direito do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.



11 MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS: QUANTIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DAS RELAÇÕES ESTABELECIDAS CONCEITUALMENTE

Para estabelecer conexões entre os contaminantes presentes na água e no sedimento, assim como as respostas biológicas em diferentes níveis de organização, foi necessário considerar a compatibilidade espaço-temporal entre os temas: Ecotoxicologia (dulcícola, marinho e costeiro), Qualidade da água e Sedimento, Hidrogeoquímica marinha, Ictioplâncton, Ictiofauna (dulcícola e marinho), Manguezal, Bentos de praia e Tartarugas marinhas.

Espacialmente, foram analisadas as estações de coleta de cada grupo, registrando-se apenas as estações próximas como compatíveis. Por exemplo, a estação FRD1 do tema Ecotoxicologia Marinha corresponde à estação SD01 do Marinho Integrado (que inclui hidrogeoquímica, fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton marinho), assim como às estações RD03, RD3UC e SD01U da Ictiofauna Marinha. Os anos e meses de coletas de cada tema foram padronizados para ano base do PMBA/Fest-UFES e períodos seco e chuvoso. Dessa maneira, foi possível estabelecer correspondências temporais entre os conjuntos de dados sem subjetividade.

Cada relação entre os eventos-chave hipotetizada nos modelos conceituais das VDAs é traduzida em uma equação linear. A sequência de equações é então avaliada simultaneamente, quantificando a significância dos caminhos construídos e aqueles não considerados. Os resultados dos pSEM informam a significância e força das relações entre as variáveis dos diferentes modelos estruturados, através de coeficientes de regressão padronizados. Os modelos também retornam coeficientes de determinação (R^2), que indicam o quanto uma variável resposta é explicada pelas variáveis preditoras e, quando aplicável, pelos fatores aleatórios do modelo. Por fim, o bom ajuste dos modelos é indicado pelos valores do critério de informação de Akaike (AIC) e *C* de Fisher.

Assim como os modelos conceituais, os modelos de pSEM pretendem ser abrangentes aos ambientes dulcícola, marinho e costeiro. Entende-se que as especificidades das respostas nas diferentes estações e setores ao longo dos anos são amplamente exploradas e detalhadas pelos seus respectivos temas. Por isso, o padrão definido pelos modelos conceituais e, portanto, sua quantificação e validação, pretende ser aplicável de maneira mais ampla, contemplando a variabilidade intrínseca às estações, setores, campanhas e espécies para estabelecer relações robustas.

Para tanto, as VDAs foram quantificadas por ambiente sem distinção temporal. Para cada setor dos ambientes marinho, dulcícola e costeiro, as respostas dos peixes dulcícolas e marinhos, dos caranguejos do manguezal, da macrofauna bêntica de praia e das tartarugas marinhas em relação as exposições ambientais foram modeladas em regressões lineares.

Primeiramente, os modelos foram ajustados c na linguagem e ambiente R de programação (R CORE TEAM, 2023). Multicolinearidade entre os preditores foi checada utilizando o fator de inflação da variância (vif) do pacote *car* (FOX et al., 2019). Caso o vif indicasse multicolinearidade (vif ≥ 2.50)

(JOHNSTON; JONES; MANLEY, 2018), os modelos eram rodados com uma combinação de variáveis diferentes que ainda refletisse a estrutura conceitual estabelecida. Variáveis-resposta de presença e ausência (e.g., deformidades do ictioplâncton ou fibropapilomatose das tartarugas) foram testadas em modelos lineares generalizados (*GLM*)

Por fim, os pressupostos de homogeneidade e normalidade dos resíduos foram visualmente checados por meio de gráficos diagnósticos. Para atender aos pressupostos, quando necessário, as variáveis foram transformadas. Após o ajuste de cada um dos modelos, eles foram analisados conjuntamente utilizando o pacote *piecewiseSEM* (LEFCHECK, 2016) para verificar a validade das relações estabelecidas, bem como identificar relações possivelmente negligenciadas nos modelos conceituais.

12 MODELOS PREDITIVOS DA DISPERSÃO LARVAL - CONEXÃO ENTRE OS MANGUEZAIS E O AMBIENTE MARINHO

As simulações de dispersão larval foram realizadas no software Ichthyop, um modelo lagrangiano estocástico baseado em indivíduos (LETT et al., 2008). Este modelo permite simular processos biofísicos complexos durante a fase pelágica inicial de organismos marinhos, fornecendo estimativas probabilísticas de conectividade entre populações. Para as simulações, foram utilizados parâmetros reprodutivos específicos do caranguejo *Ucides cordatus*, considerando os períodos de desova associados aos ciclos lunares (lua nova e cheia), que influenciam diretamente a liberação das larvas. As principais áreas-fonte de desova incluíram as regiões de Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê Açu/Mirim, conforme dados fornecidos pelo Tema Manguezais. Além dessas áreas, outras regiões de manguezais dentro do domínio do modelo oceânico foram incorporadas à análise, utilizando um produto de manguezais desenvolvidos obtidos por sensoriamento remoto, desenvolvidos e disponibilizados pelo UN Biodiversity Lab (https://data.marine.copernicus.eu/product/EXT_UNEP_WCMC_MANGROVE/description). Essas áreas adicionais compreenderam São João da Barra, Cabo Frio e Rio de Janeiro, ampliando assim a abrangência do estudo sobre a conectividade populacional da espécie.

As análises dos parâmetros populacionais foram realizadas a partir dos resultados do modelo biofísico de dispersão larval. A mortalidade larval foi calculada utilizando a Equação 1, considerando dois componentes: (i) as larvas que foram transportadas para fora do domínio do modelo oceânico (advecção), e (ii) aquelas que sofreram mortalidade devido a variações de temperatura fora da faixa de tolerância da espécie (DIELE et al., 2000; DIELE e SMITH, 2006).

Os parâmetros de recrutamento e autorecrutamento foram quantificados através das Equações 2 e 3, respectivamente. O recrutamento foi definido como a proporção de larvas que atingiram áreas de manguezais localizadas em um buffer de cerca de 10 km, diferente da área de origem. O

autorecrutamento foi caracterizado pelo retorno das larvas para áreas adjacentes ao local de desova original.

$$Mortalidade_t = \frac{\sum_t di}{\sum_t Ci} \quad (1)$$

$$Recrutamento_{t,i} = \frac{\sum_t Cii}{\sum_t Ni} \quad (2)$$

$$Autorecrutamento_{t,i} = \frac{\sum_t Cij + \sum_t Cjj}{\sum_t Nt} \quad (3)$$

onde: t é o instante de tempo para cada simulação, cij representa as partículas geradas nas regiões i e foram recrutadas em regiões j, cii é o número de partículas geradas em regiões i e foram recrutadas também em i, Nt é número total de partículas geradas na simulação e Ni número de partículas geradas em regiões i.

A distribuição espacial das larvas sobreviventes ao final do Período de Duração Larval (PLD; 30 dias) foi analisada utilizando estimativa de densidade de kernel. Este método permitiu identificar áreas com maior concentração de larvas com potencial de recrutamento após a exclusão dos indivíduos que sofreram mortalidade por fatores térmicos.

A conectividade populacional entre as diferentes áreas de mangue foi estimada com base no fluxo larval entre locais de desova e potenciais áreas de recrutamento (LETT et al., 2008). O tempo de exposição das larvas à área de estudo foi calculado considerando apenas os indivíduos que sobreviveram às variações de temperatura, registrando-se o número de dias em que permaneceram dentro da malha amostral do PMBA/Fest-UFES.

13 TÁXONS INDICADORES DE LIMITES ECOLÓGICOS

13.1 MATERIAL E MÉTODOS

A seleção do material ligado ao desastre (MLD) foi realizada a partir de critérios geoquímicos para a identificação da ocorrência do sinal deste material nas estações monitoradas, a qual foi baseada nas concentrações dos seguintes metais: Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V e Zn, tanto em suas formas, particuladas (mg/kg) quanto dissolvidas (µg/L) para os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. Já para os indicadores para a qualidade da água, no presente relatório, de modo a distinguir melhor os efeitos das variáveis físico-químicas mais diretamente associadas ao MLD e aquelas vindas de fontes difusas da bacia. Dessa forma, para fins de comparação dos resultados, agrupou-se na categoria “Físico-Químicos da Água” as seguintes variáveis ambientais da água/sedimento: Turbidez (NTU), MPS (Material Particulado em Suspensão; mg/L), Lama (%), Salinidade, Silício dissolvido (Ambiente Marinho, em µmol/L) e Silicatos (Ambiente Dulcícola, em mg/L). Por fim, os nutrientes dissolvidos analisados foram: Amônia (µmol/L), Nitrito (µmol/L), Nitrato (µmol/L e Ortofosfato (µmol/L),

e as frações totais de Nitrogênio (µmol/L) e Fósforo (µmol/L). As análises dos físico-químicos (com exceção da % de Lama e concentrações de nutrientes) foram realizadas apenas para os ambientes Dulcícola e Marinho, uma vez que tais variáveis não estão disponíveis para os dados do ambiente Costeiro. Os gradientes de variação de cada uma das variáveis acima foram utilizados individualmente para testar seus efeitos sobre as abundâncias dos táxons das comunidades aquáticas, de acordo com a disponibilidade de dados de cada comunidade.

A partir das análises de TITAN realizadas com cada comunidade biológica, ambientes e setores amostrados, sumarizou-se em gráficos os impactos dos metais, das variáveis físico-químicas da água e das variáveis relacionadas aos nutrientes da água (Nitrito, Nitrato, Amônia e Fosfato, Fósforo e Nitrogênio totais) sobre as comunidades aquáticas dos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES. As comunidades avaliadas do Ambiente Dulcícola incluíram: Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas Aquáticas, Zooplâncton, Invertebrados Bentônicos (Bentos) e Ictiofauna. No Ambiente Marinho foram realizadas análises com as comunidades: Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Bentos de Fundos Inconsolidados (Bentos), Carcinofauna e Ictiofauna. Por fim, a partir do RA2024 (Fest, 2025), para o ambiente Costeiro, as análises do TITAN foram realizadas para as comunidades do Bentos de Praia, sendo subdividido em Meiofauna e Macrofauna. Como o número de espécies/táxon varia de acordo com cada comunidade, considerou-se como resultados significativos, apenas aqueles em que o gradiente ambiental foi capaz de alterar (positiva ou negativamente) 10% das espécies. Como as análises de TITAN requerem um conjunto de dados de comunidades biológicas coletados concomitantes aos dados ambientais, tal análise não pôde ser realizada para os Temas Restinga e Manguezal do Ambiente Costeiro.

Para garantir a conformidade dos resultados encontrados pelos demais temas do PMBA/Fest-UFES, e assim evitar o grande aumento da variabilidade em função das diferentes características físicas, químicas, biológicas e meteoceanográficas de cada setor, as análises de TITAN foram realizadas por setor, sem distinção temporal dos dados. Dessa forma, a variabilidade espacial dos dados para cada setor foi contemplada pela adição dos períodos de coletas e estações de amostragem como fatores aleatórios. Considerou-se o período de monitoramento de setembro/outubro de 2018 a julho/setembro 2024 variando de acordo com as amostragens previstas de cada ambiente. A divisão de setores/compartimentos foi a mesma utilizada pelos diversos temas do PMBA/Fest-UFES: i) **Ambiente Dulcícola**: Lagos, Lagoas e Ambientes Fluviais; ii) **Ambientes Marinho e Costeiro**: APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e regiões marinhas adjacentes, Foz do rio Doce Sul, Foz do rio Doce Central, Foz do rio Doce Norte, Norte e Abrolhos, considerando o recorte temporal de amostragens na área (i.e., de dezembro de 2019 a janeiro de 2022 apenas). Utilizou-se a mesma setorização proposta para o Ambiente Marinho para fins de integração de resultados.

Os resultados das análises de TITAN levaram em consideração dois critérios de validação: pureza e confiabilidade, ambos avaliados a partir de testes de hipóteses considerando 500 permutações do modelo para cada análise. A pureza correspondeu à proporção dos pontos de mudança (z- ou z+) ao longo das reamostragens que concordaram com os valores observados. Já a confiabilidade

correspondeu à proporção das reamostragens que registraram um valor indicador significativo (valores de $p < 0,05$). Essa abordagem identifica tendências de aumento (z+) ou redução (z-) nas densidades das espécies e determina pontos de mudança, considerados limites ambientais críticos, onde múltiplos táxons respondem simultaneamente a variações ambientais. Dessa forma, o TITAN permitiu avaliar a sincronia das respostas das comunidades biológicas às variações ambientais, evidenciando limites ecológicos por meio de mudanças simultâneas nas abundâncias dos táxons, indicadas por cores azul (aumento) e vermelha (redução). A análise de TITAN foi realizada no ambiente R de programação (R CORE TEAM, 2022) a partir do pacote estatístico *TITAN2* (BAKER et al., 2022).

A abordagem temporal do TITAN para verificação da frequência de ocorrência dos intervalos de cada gradiente ambiental promotor das alterações nas abundâncias das espécies a fim de se verificar possíveis tendências de melhora, piora ou estabilidade dos valores das variáveis ambientais ao longo do tempo de monitoramento do PMBA/Fest-UFES não foi realizada para este relatório uma vez que seus resultados não apresentaram conclusões significativas em relação ao impacto dos metais e físico-químicos sobre a biodiversidade aquática.

13.2 RESULTADOS SUPLEMENTARES

A seguir, serão apresentados os gráficos das percentagens de ocorrência dos pontos de mudança das variáveis ambientais analisadas, considerando as variações espaciais e temporais dos valores capazes de causar alterações nas abundâncias dos táxons (aqui denominados de limites ambientais críticos).

Os padrões gerais encontrados pelas análises de TITAN estão sumarizados na Síntese Integrativa do RA2024.

Figura 69: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Alumínio dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

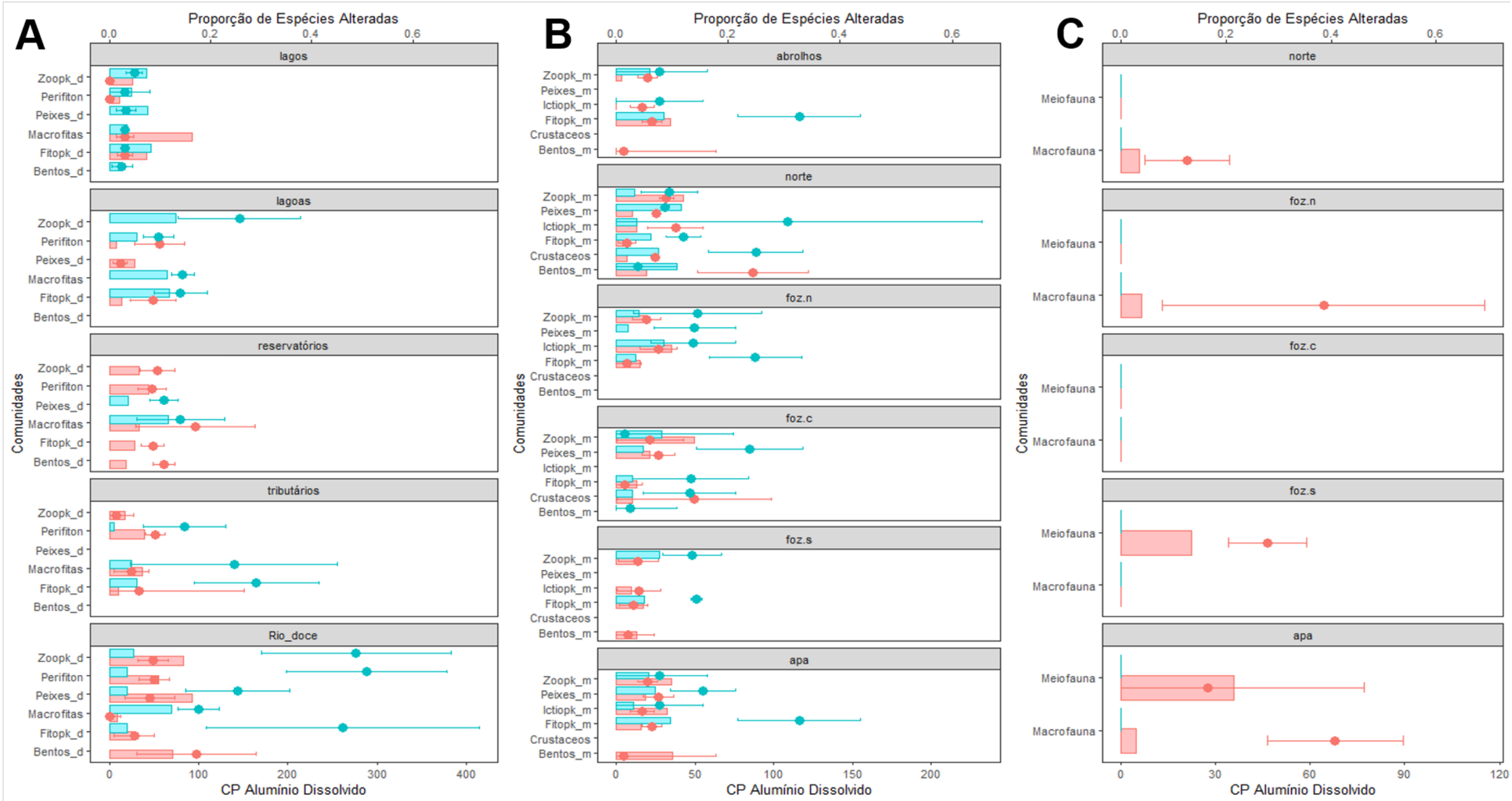


Figura 70: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Alumínio particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

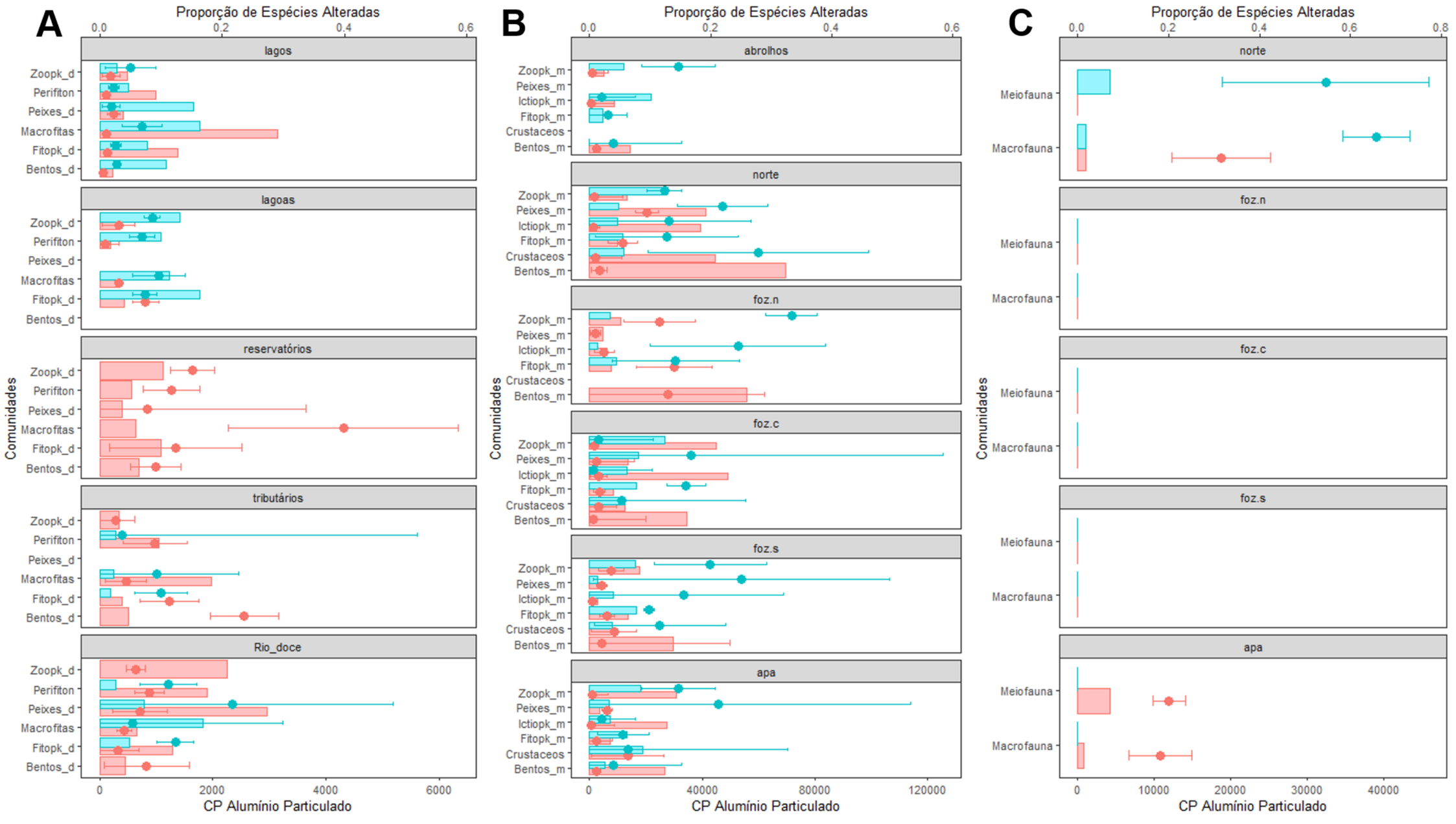


Figura 71: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Arsênio dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

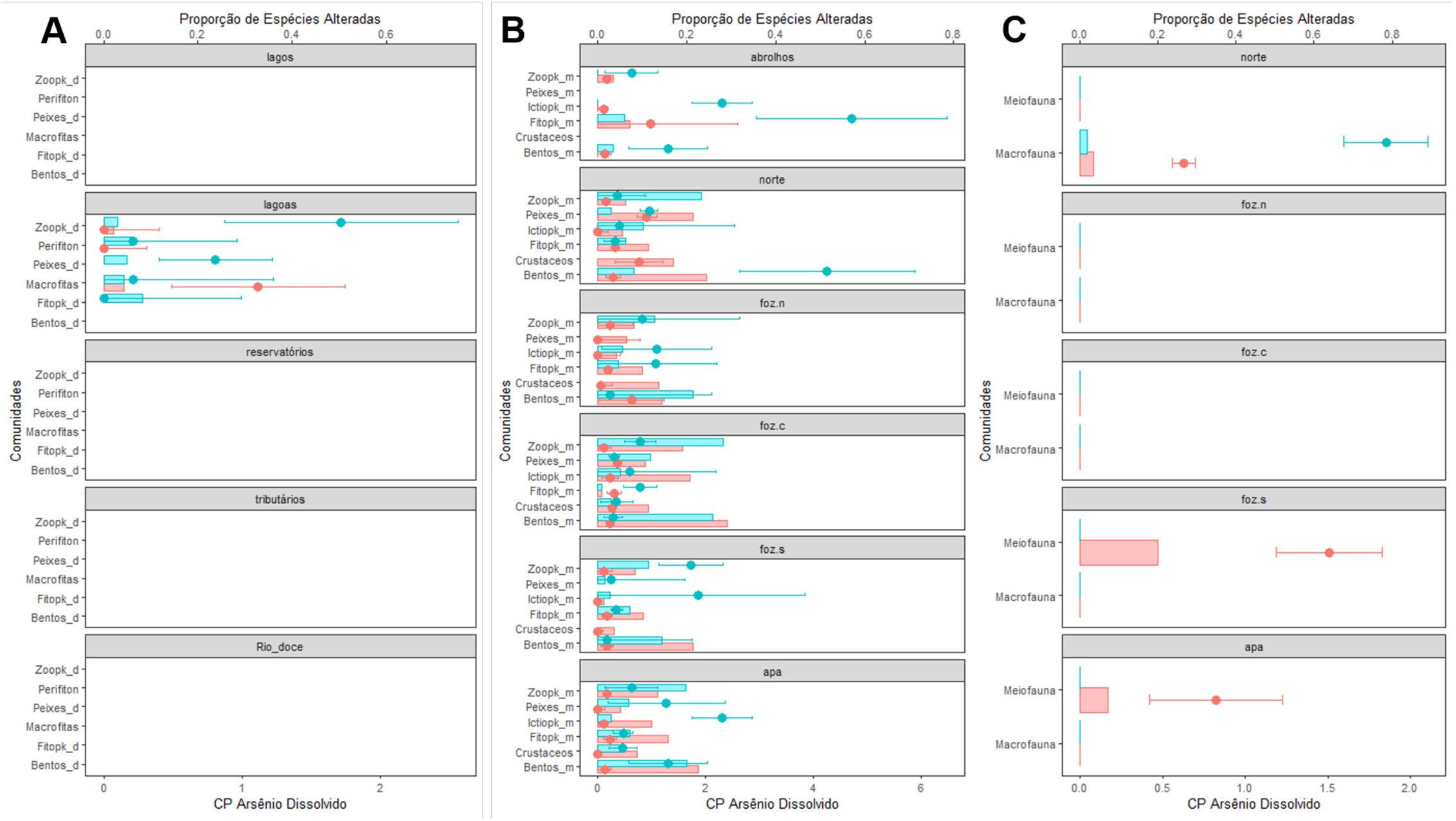


Figura 72: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Arsênio particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

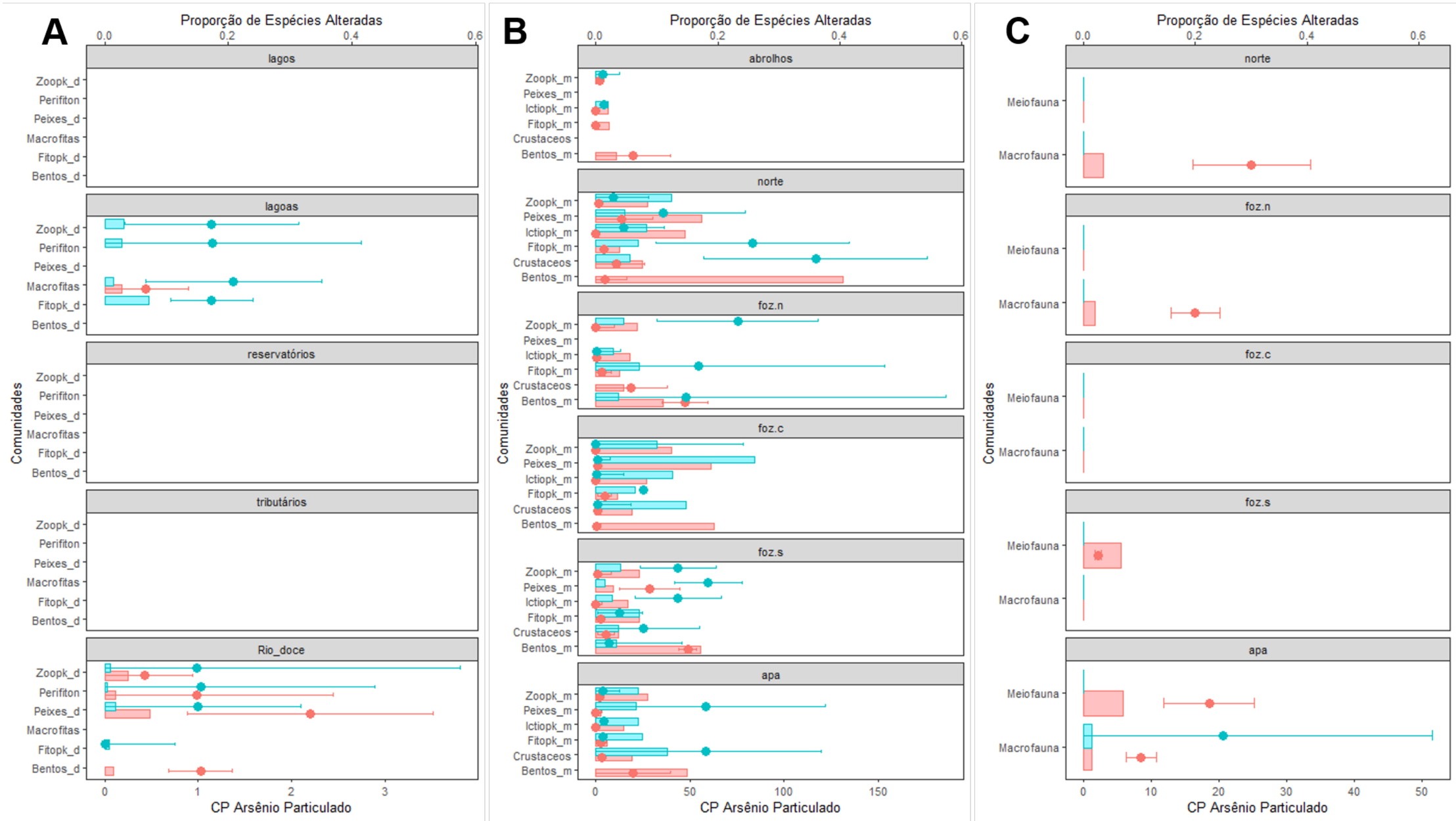


Figura 73: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Bário dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

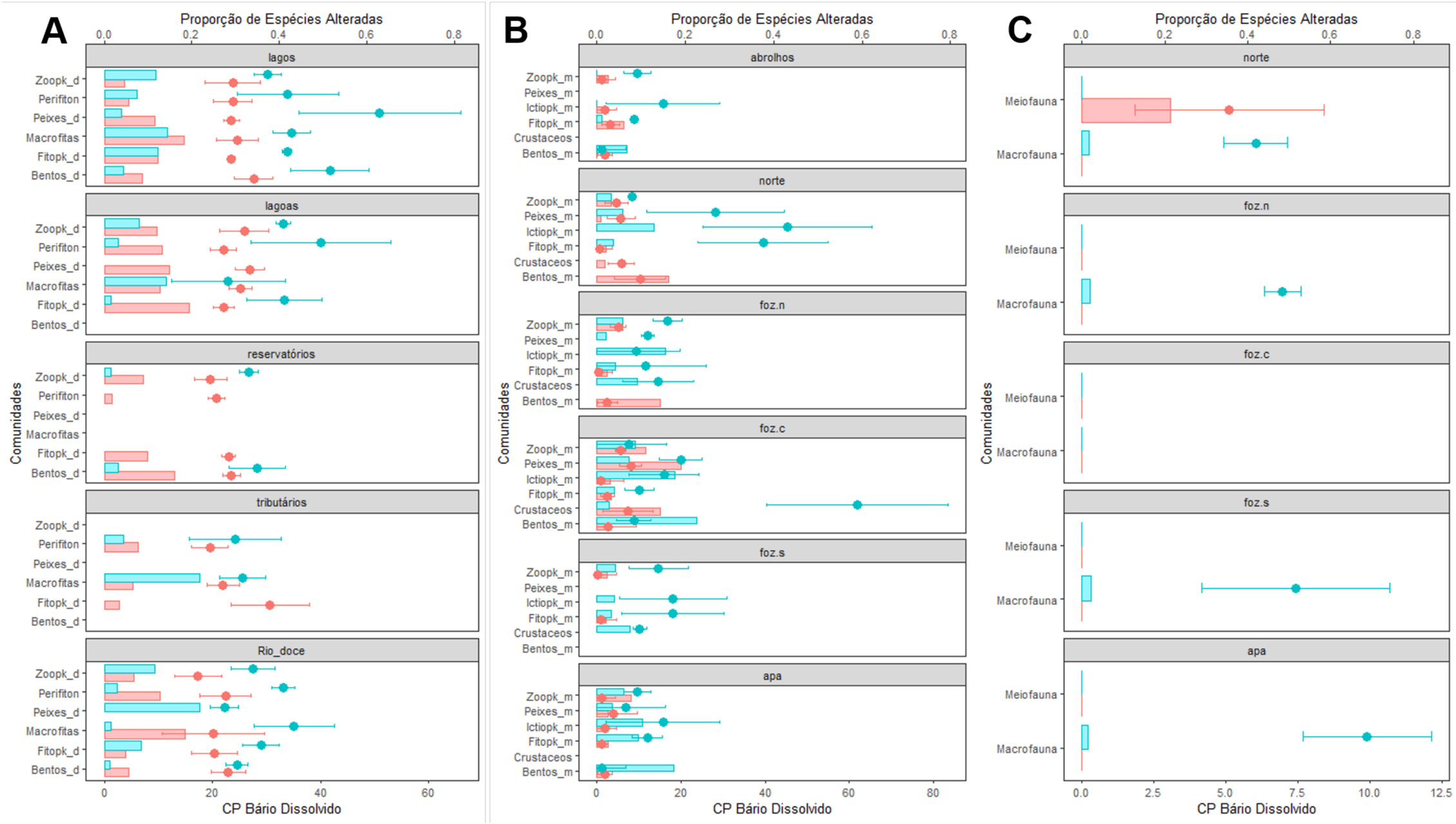


Figura 74: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Bário particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

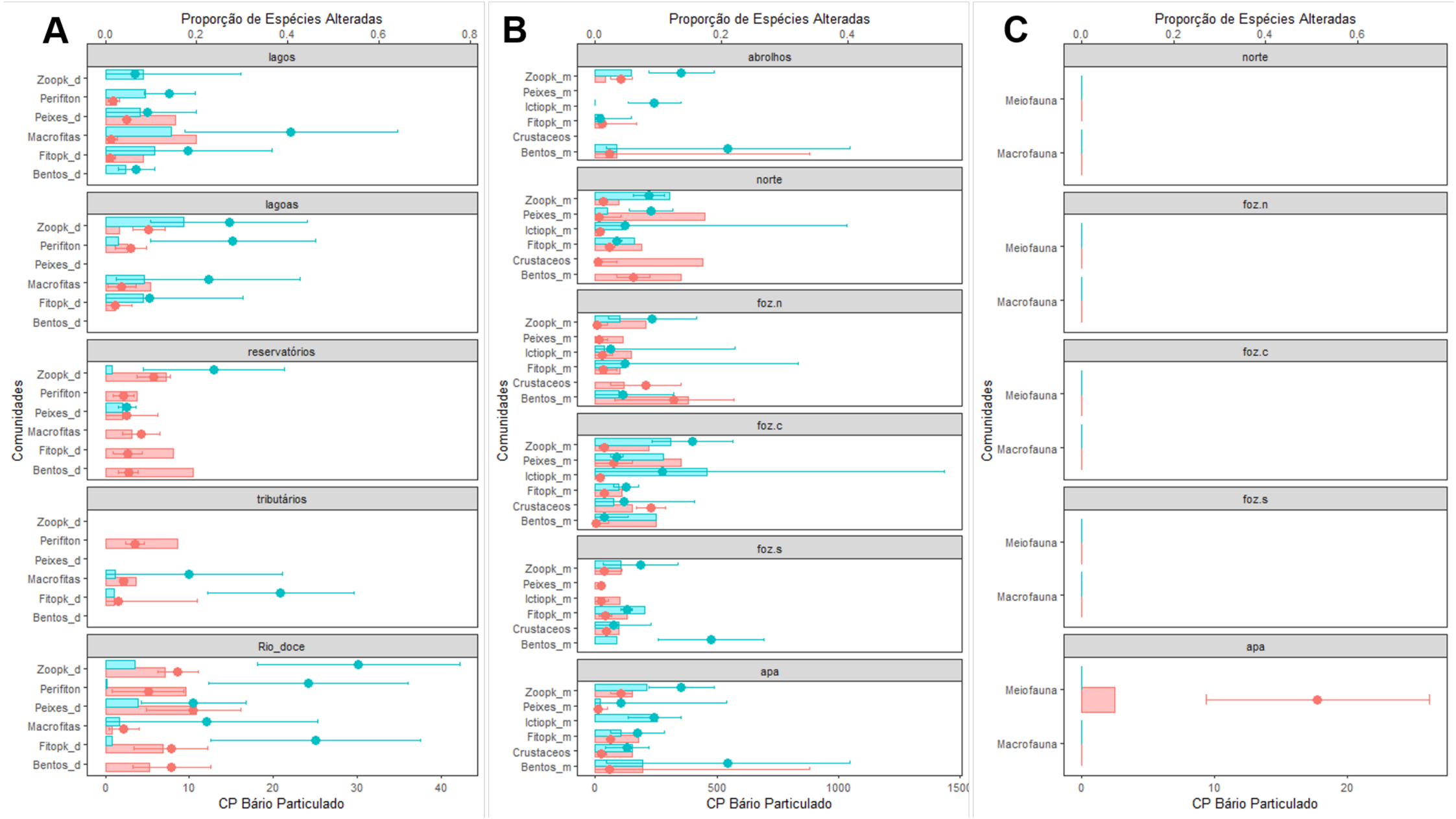


Figura 75: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cádmio dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

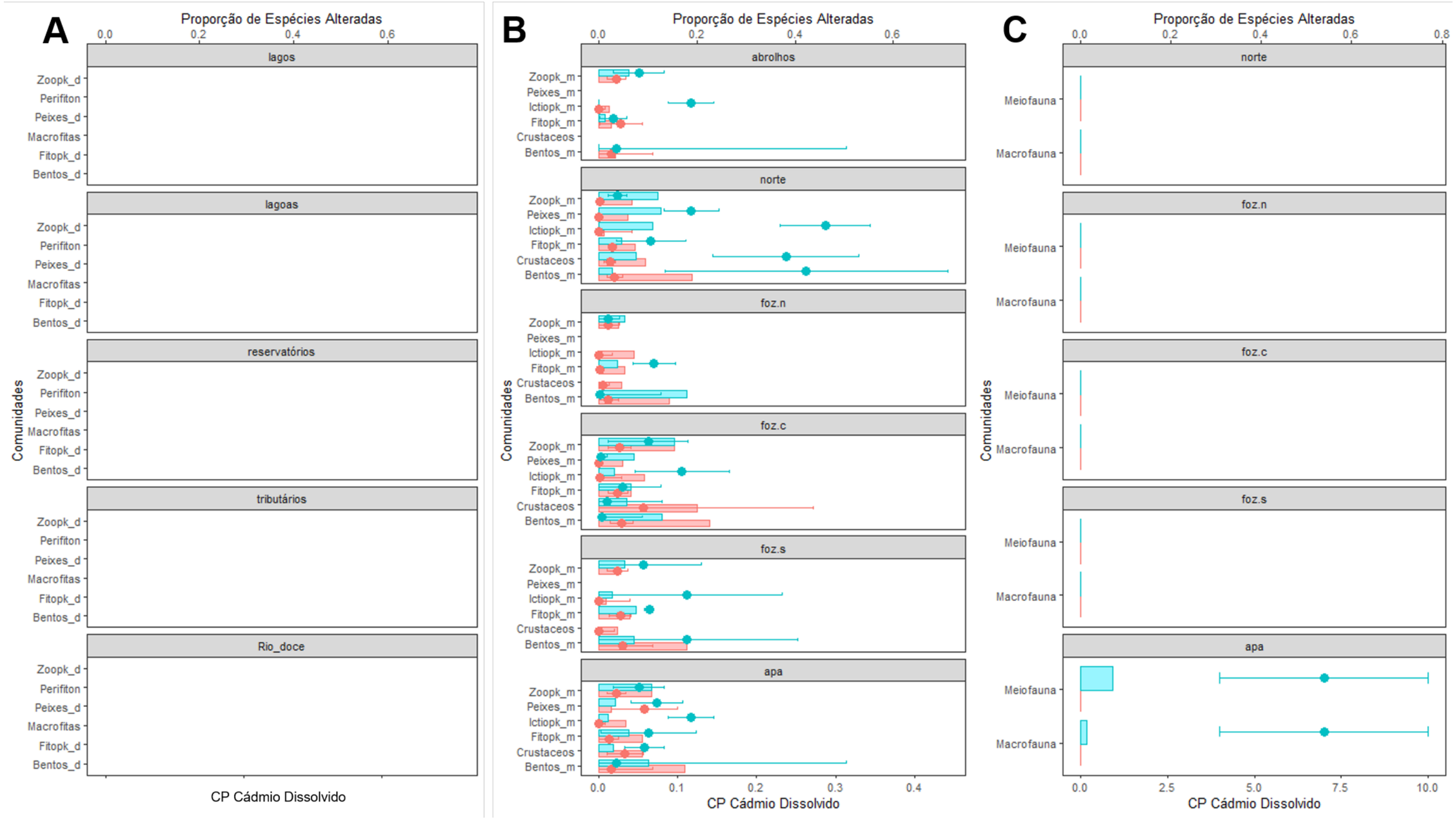


Figura 76: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cádmio particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

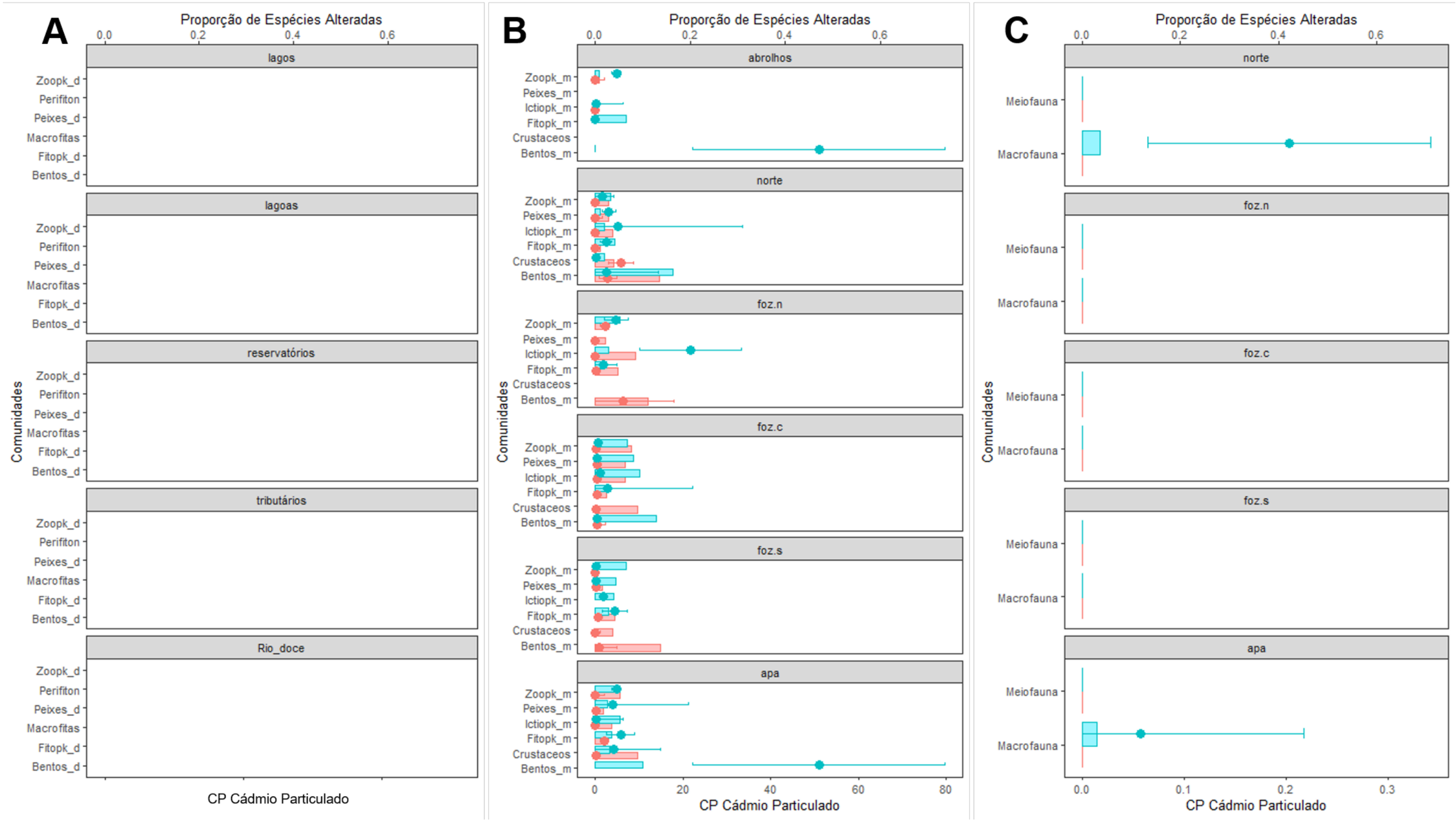


Figura 77: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cobalto dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

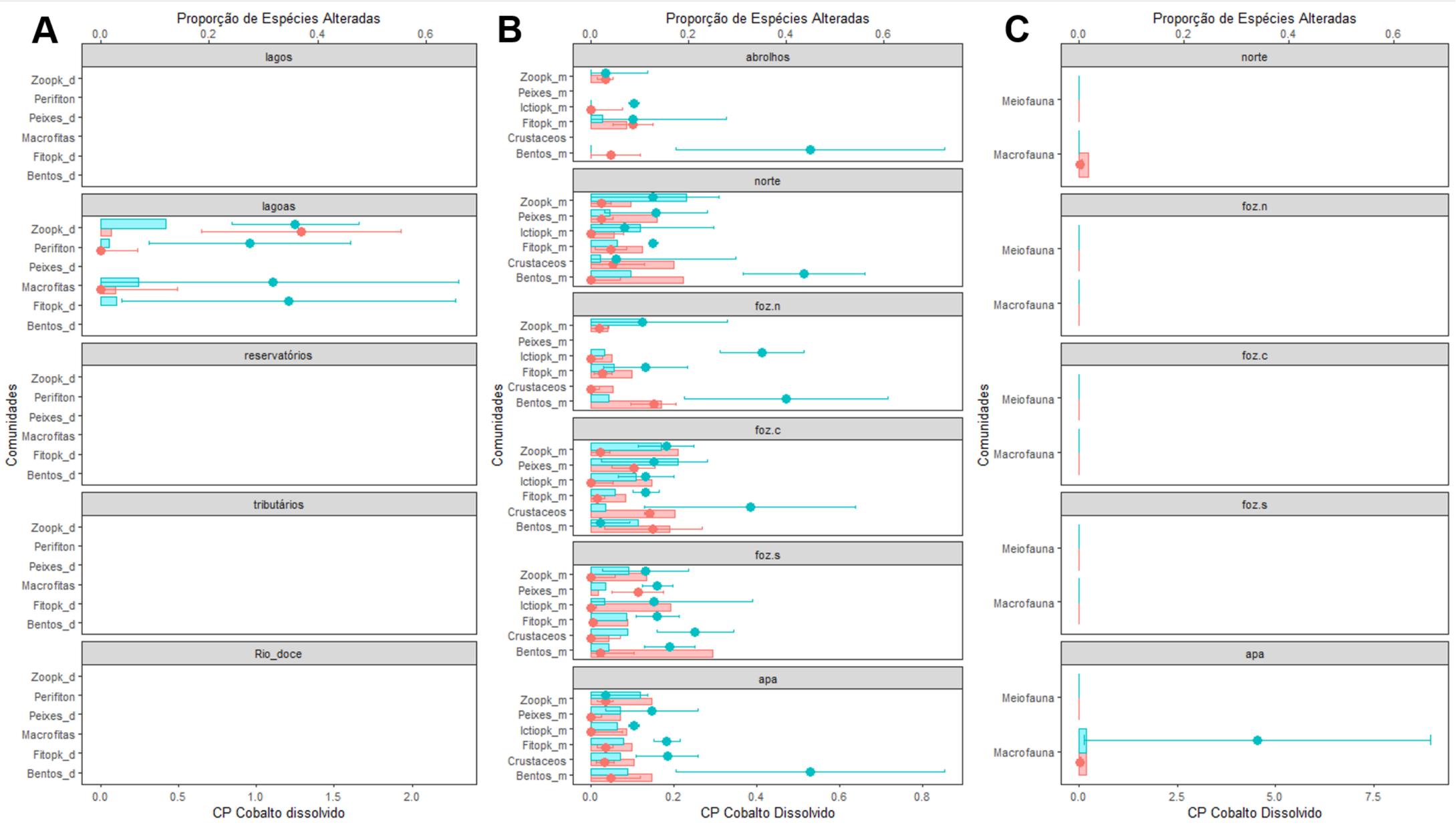


Figura 78: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cobalto particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

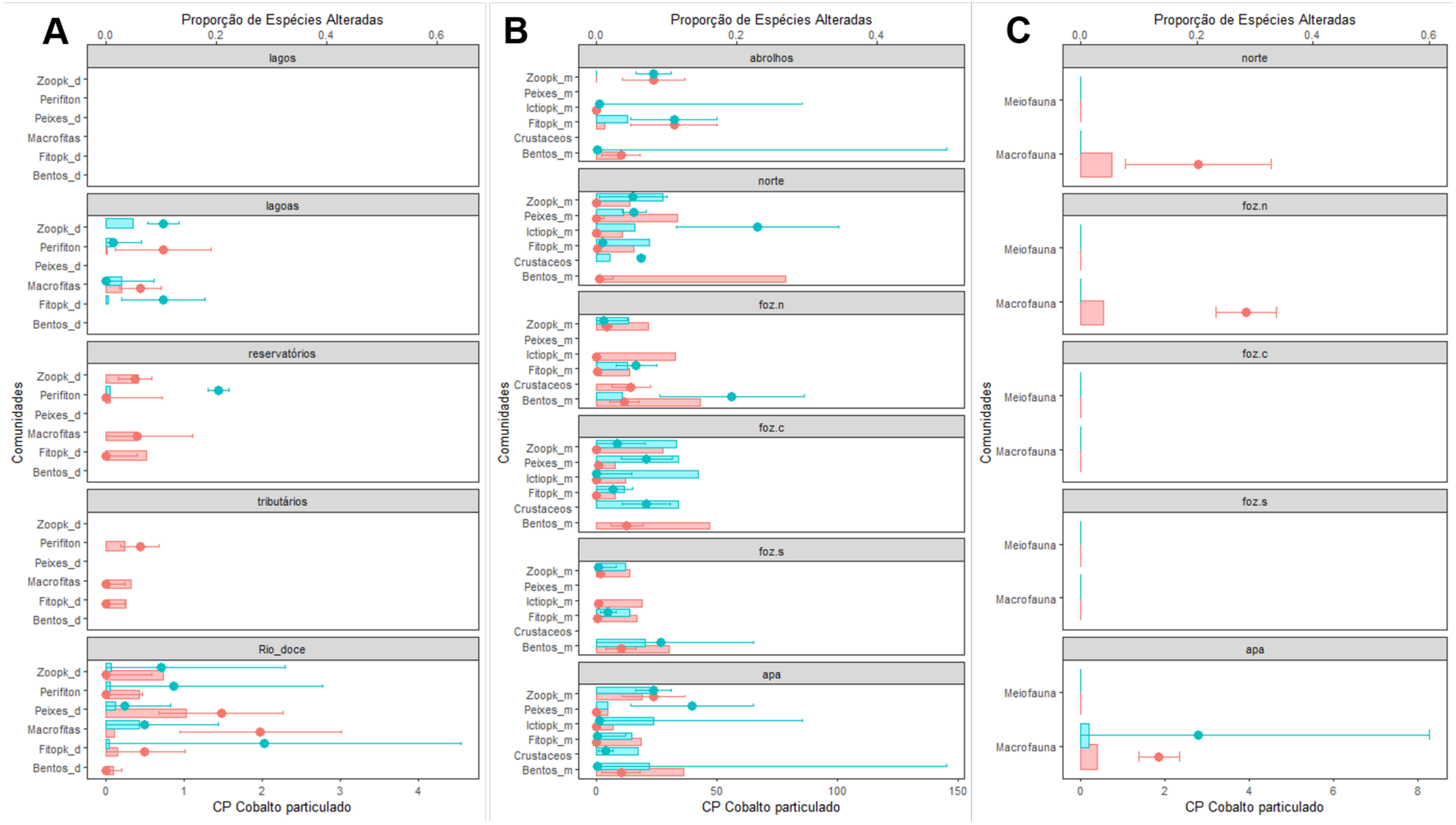


Figura 79: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cromo dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

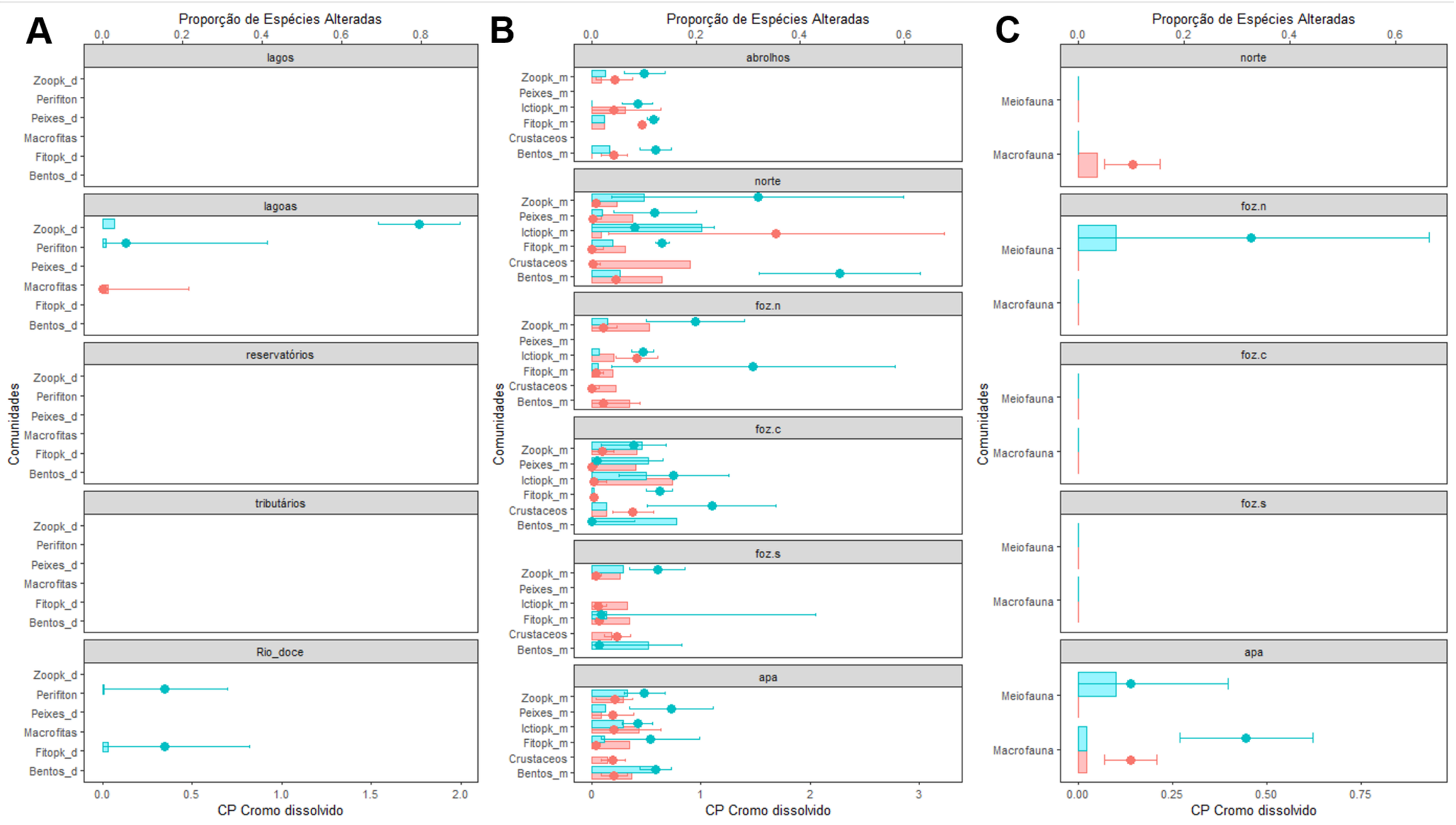


Figura 80: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cromo particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

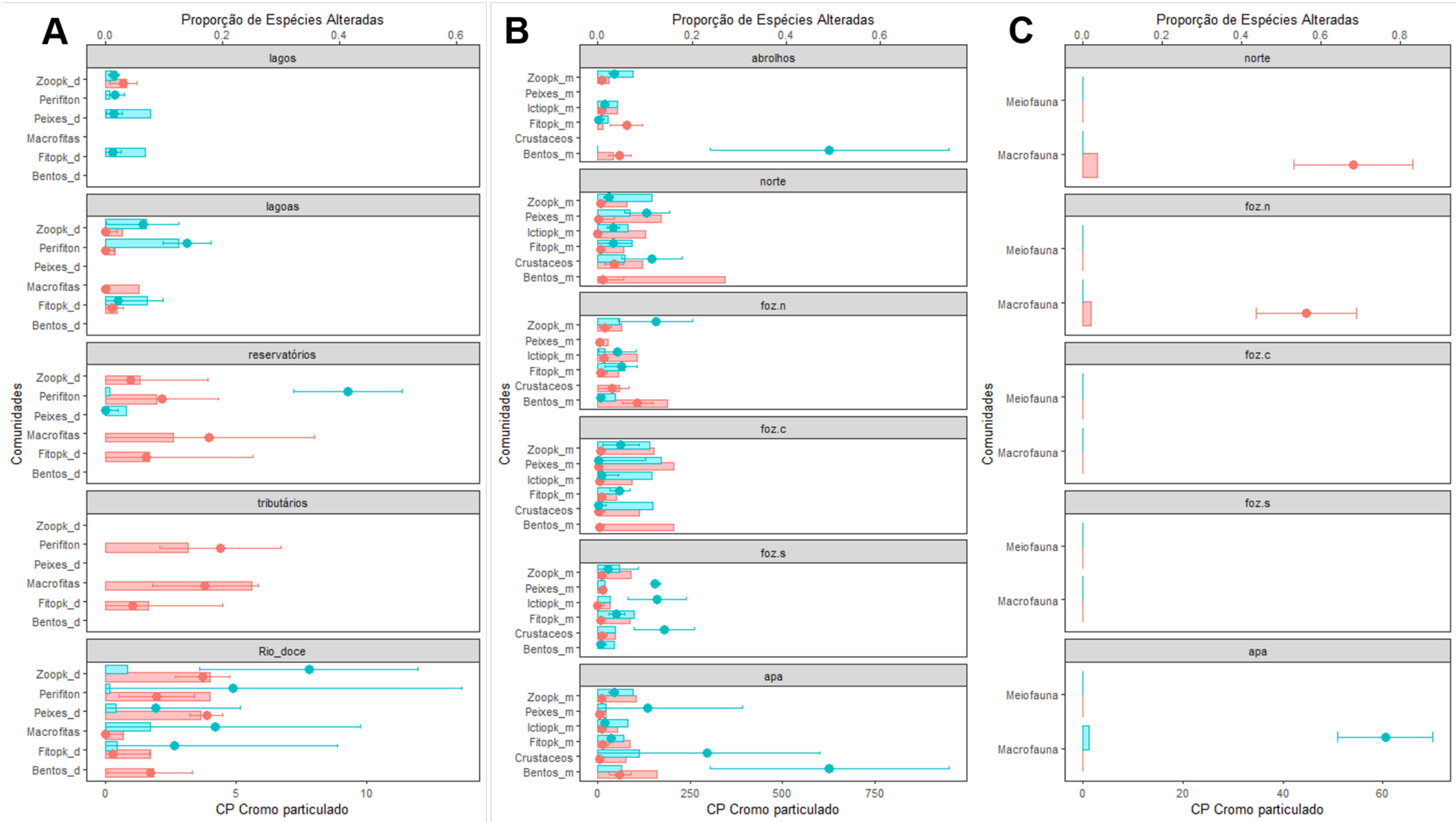


Figura 81: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cobre Dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

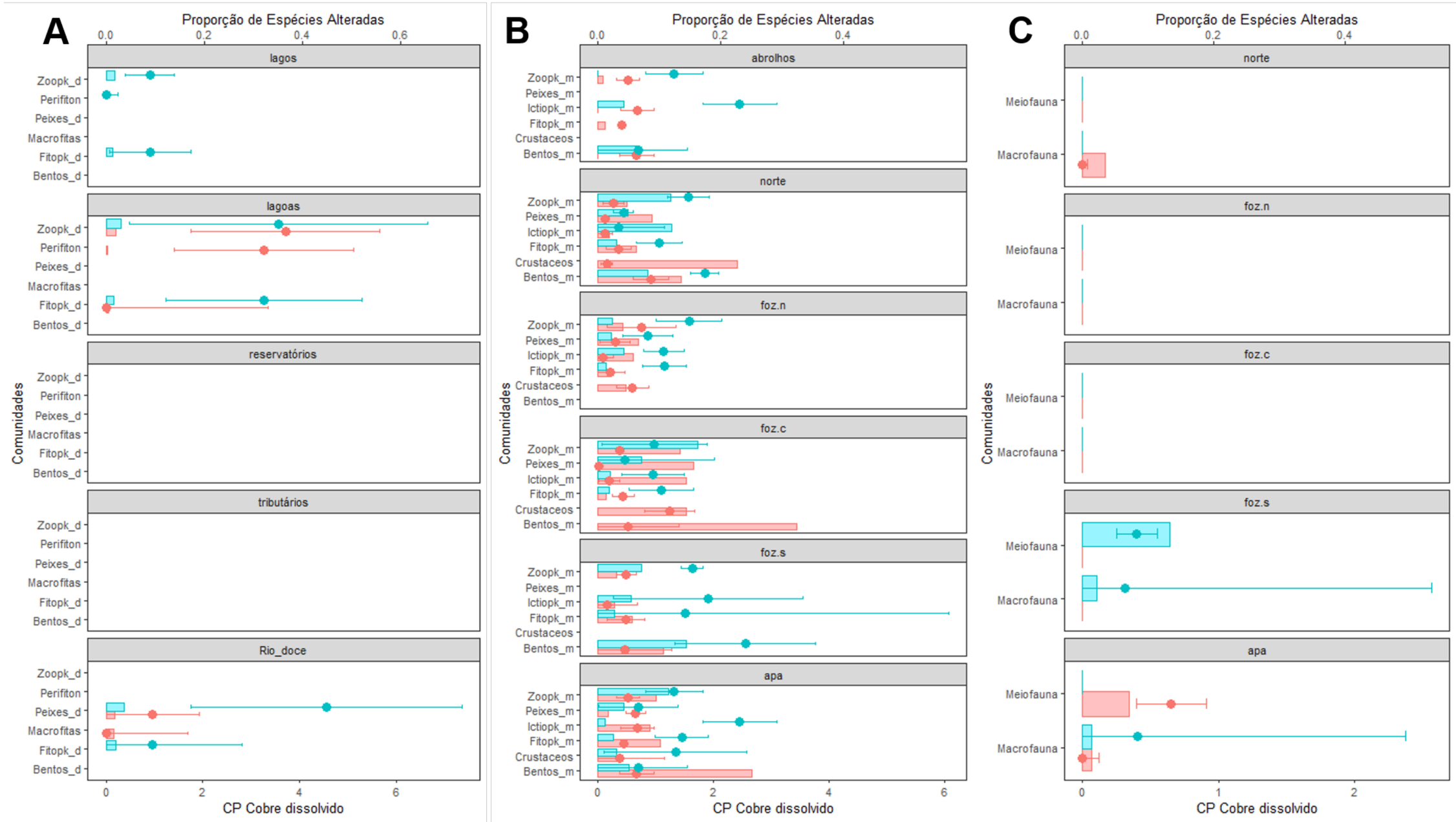


Figura 82: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Cobre Particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

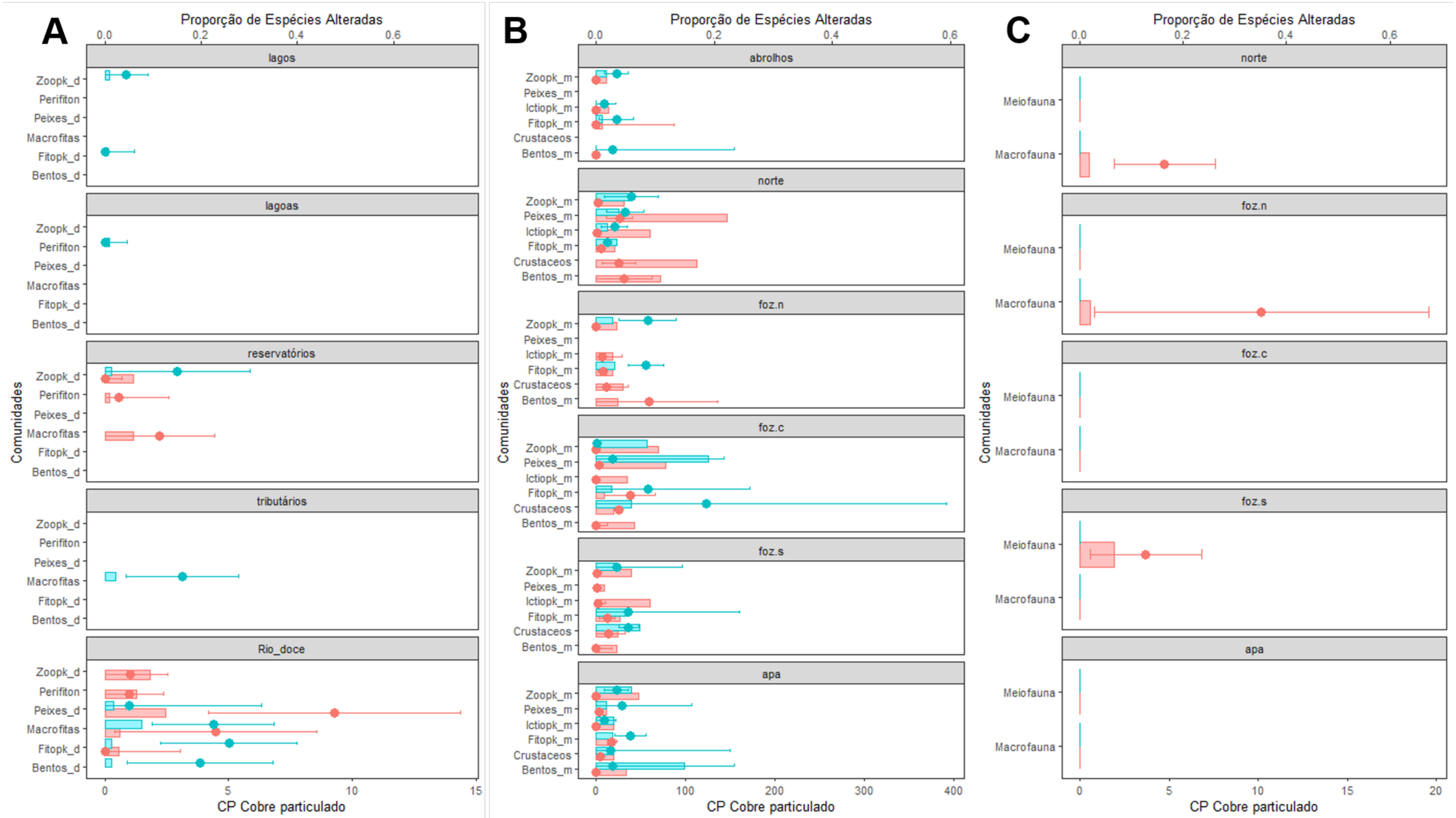


Figura 83: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Ferro dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

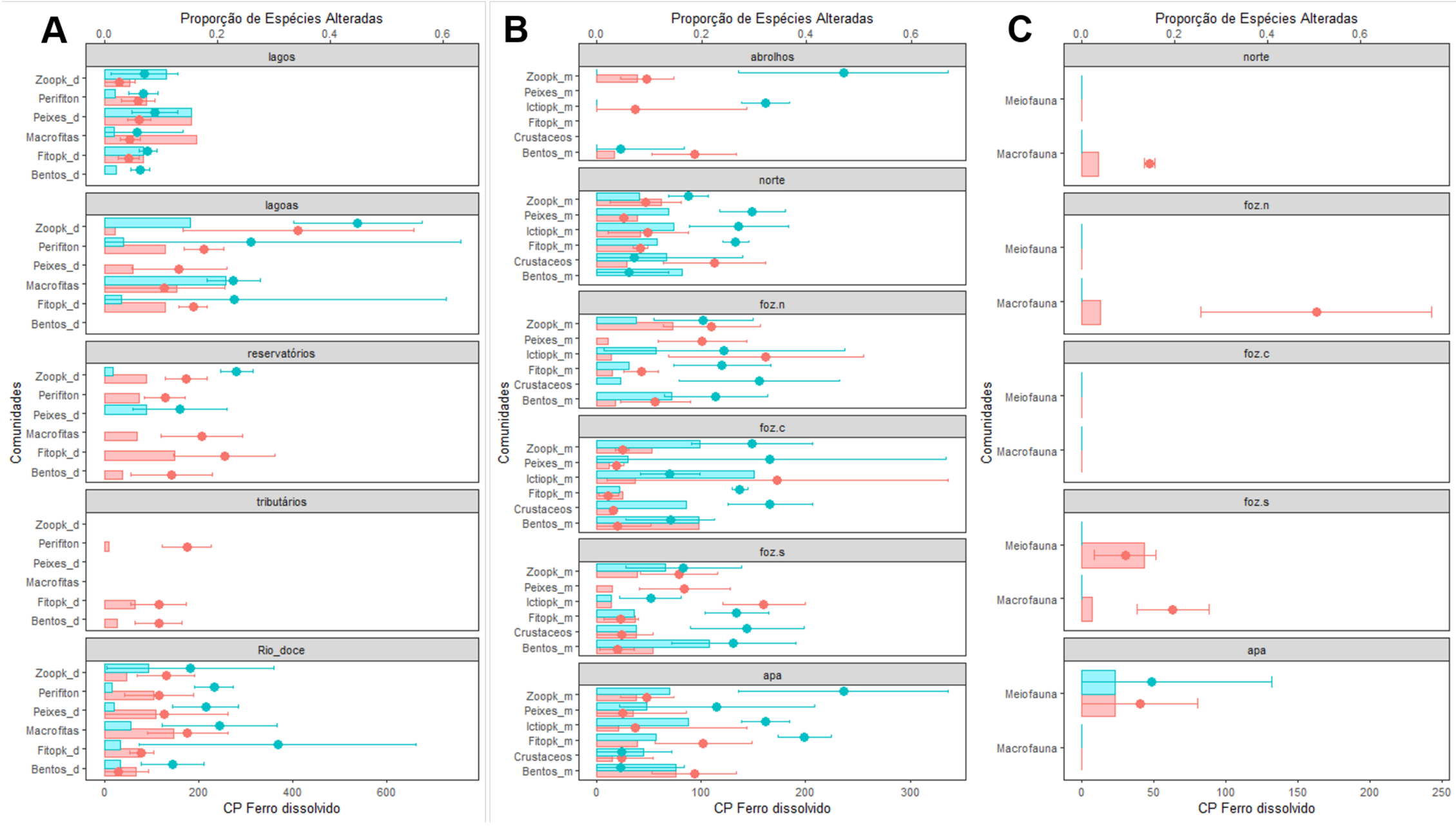


Figura 84: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Ferro particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

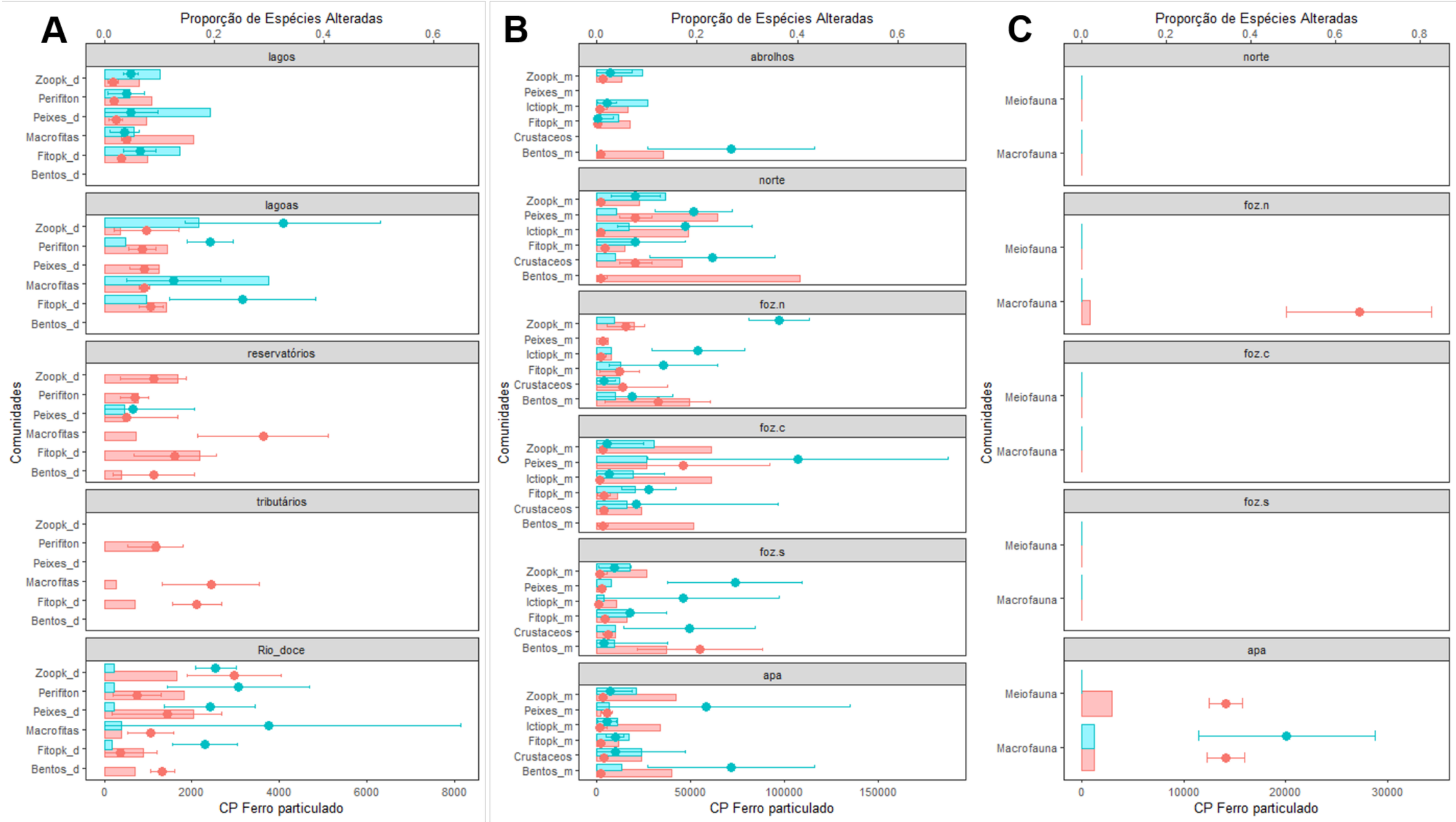


Figura 85: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Mercúrio dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

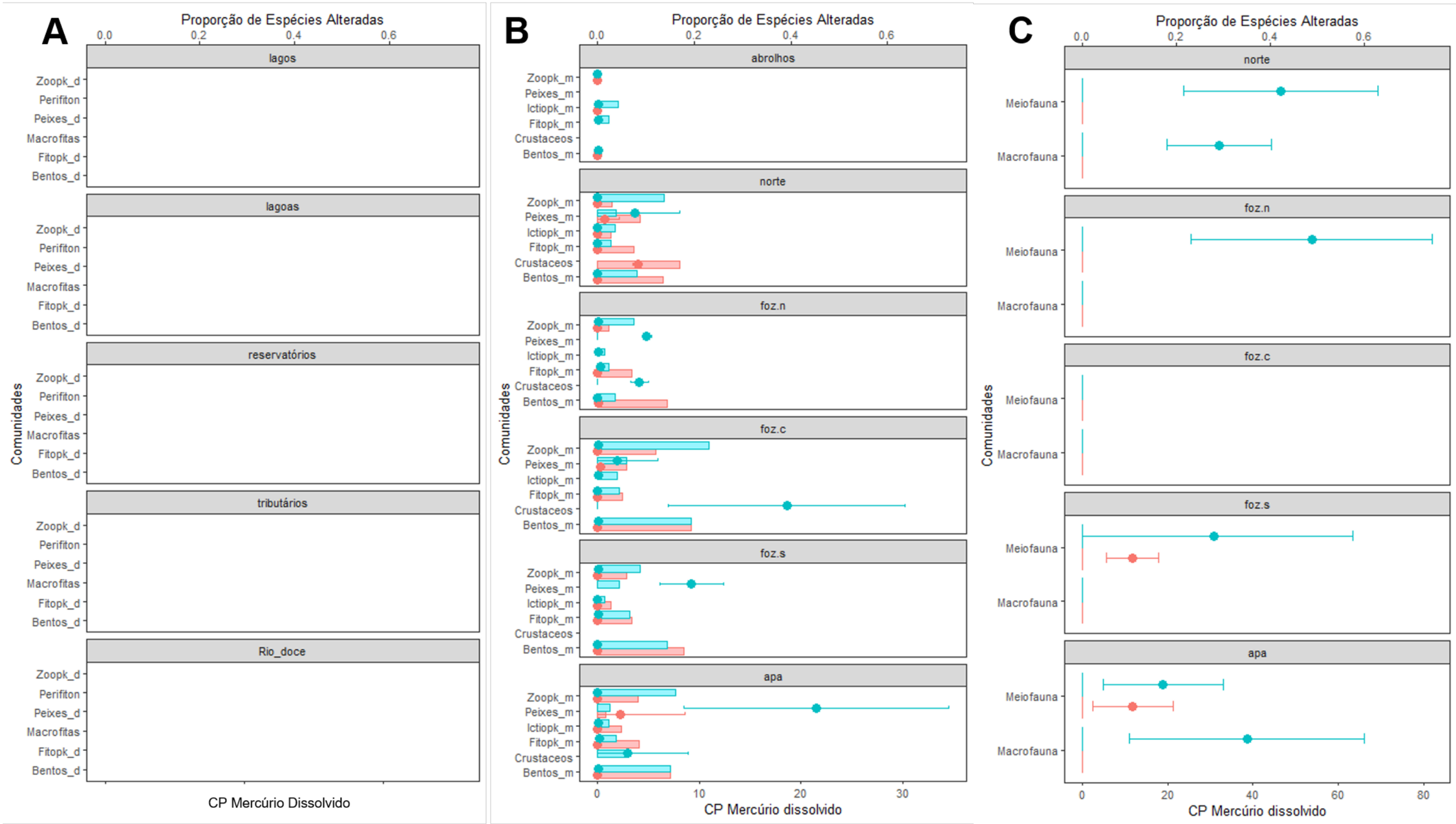


Figura 86: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Mercúrio particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

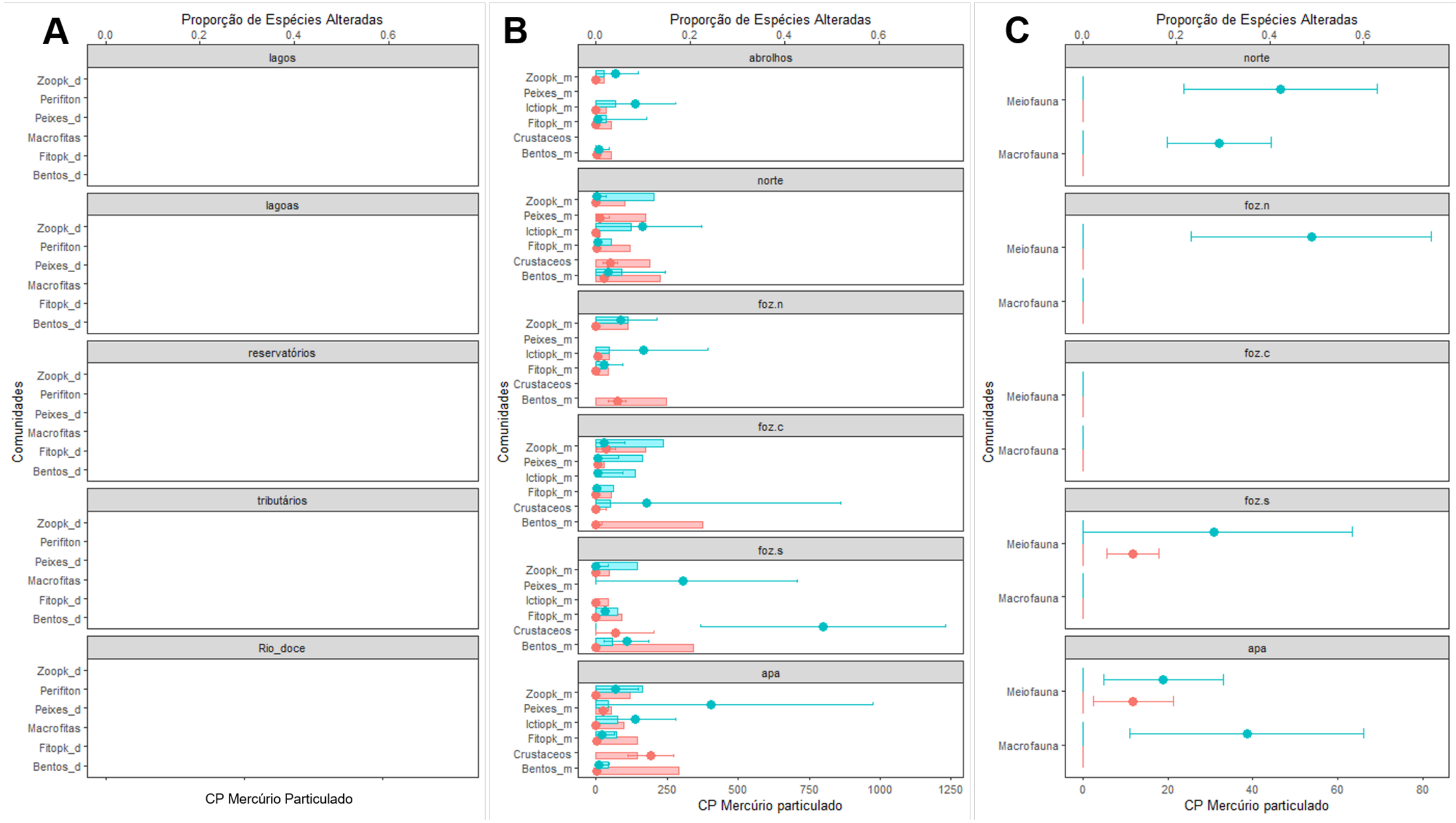


Figura 87: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Manganês dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

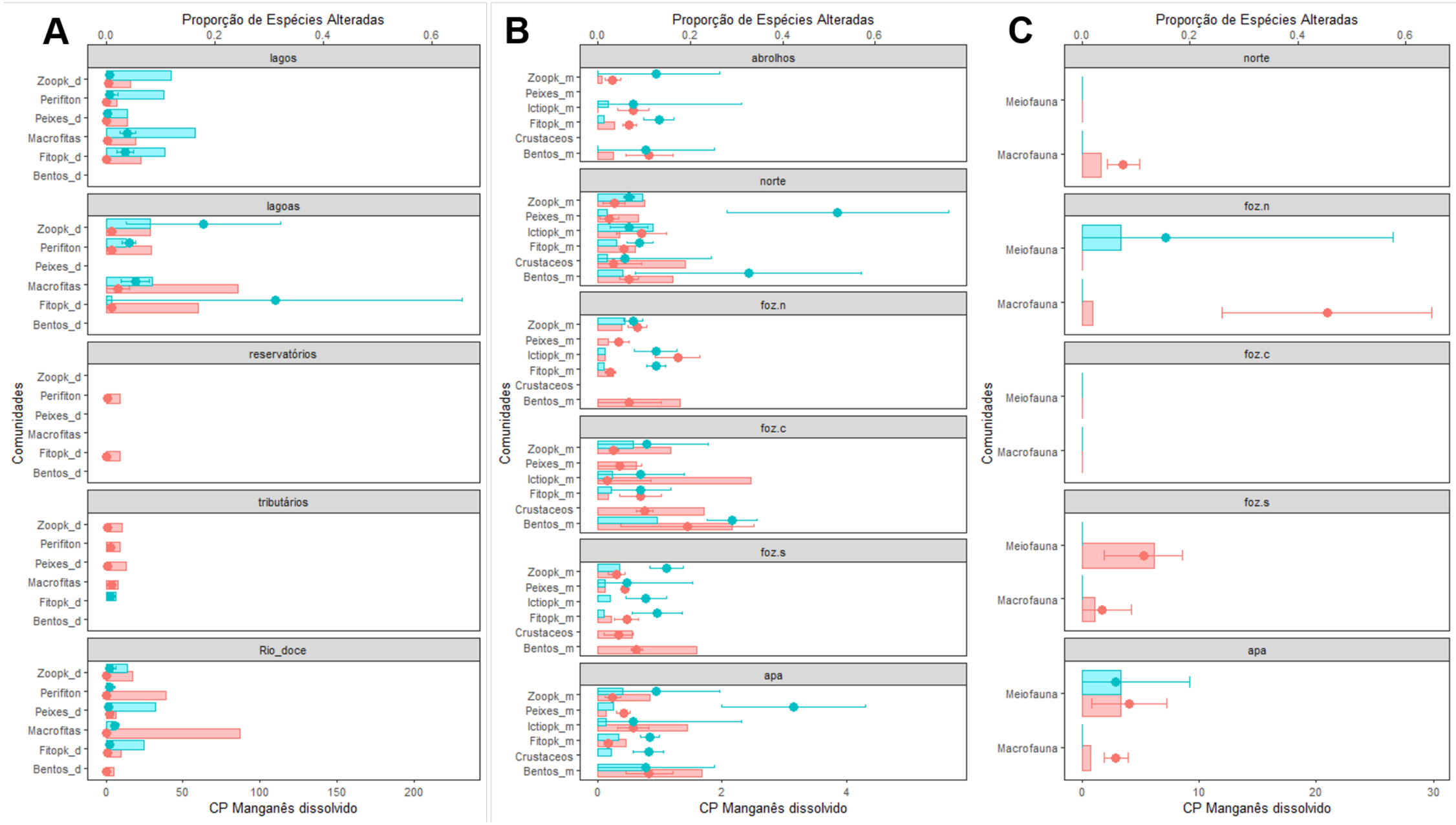


Figura 88: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Manganês particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

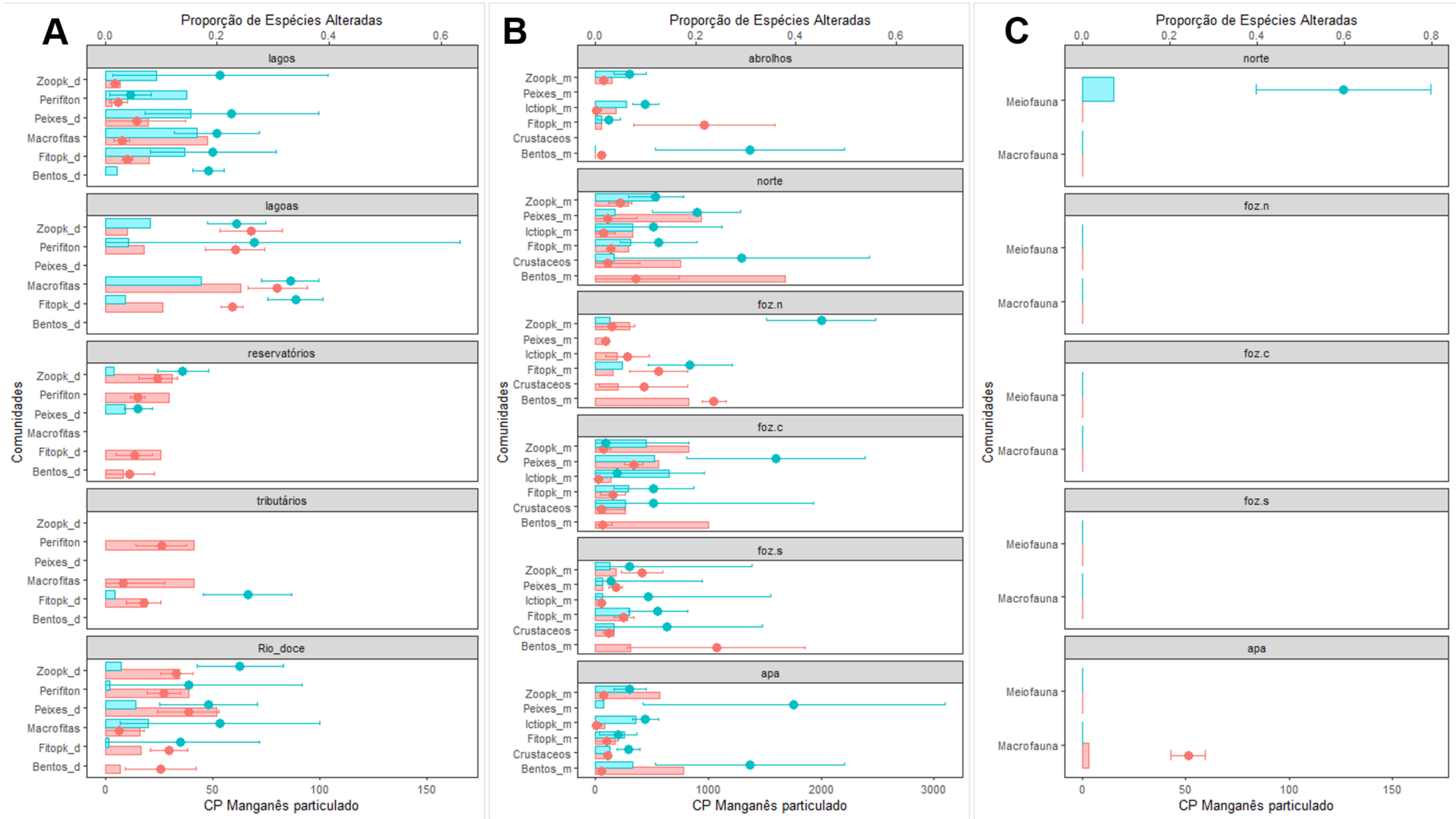


Figura 89: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Níquel dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

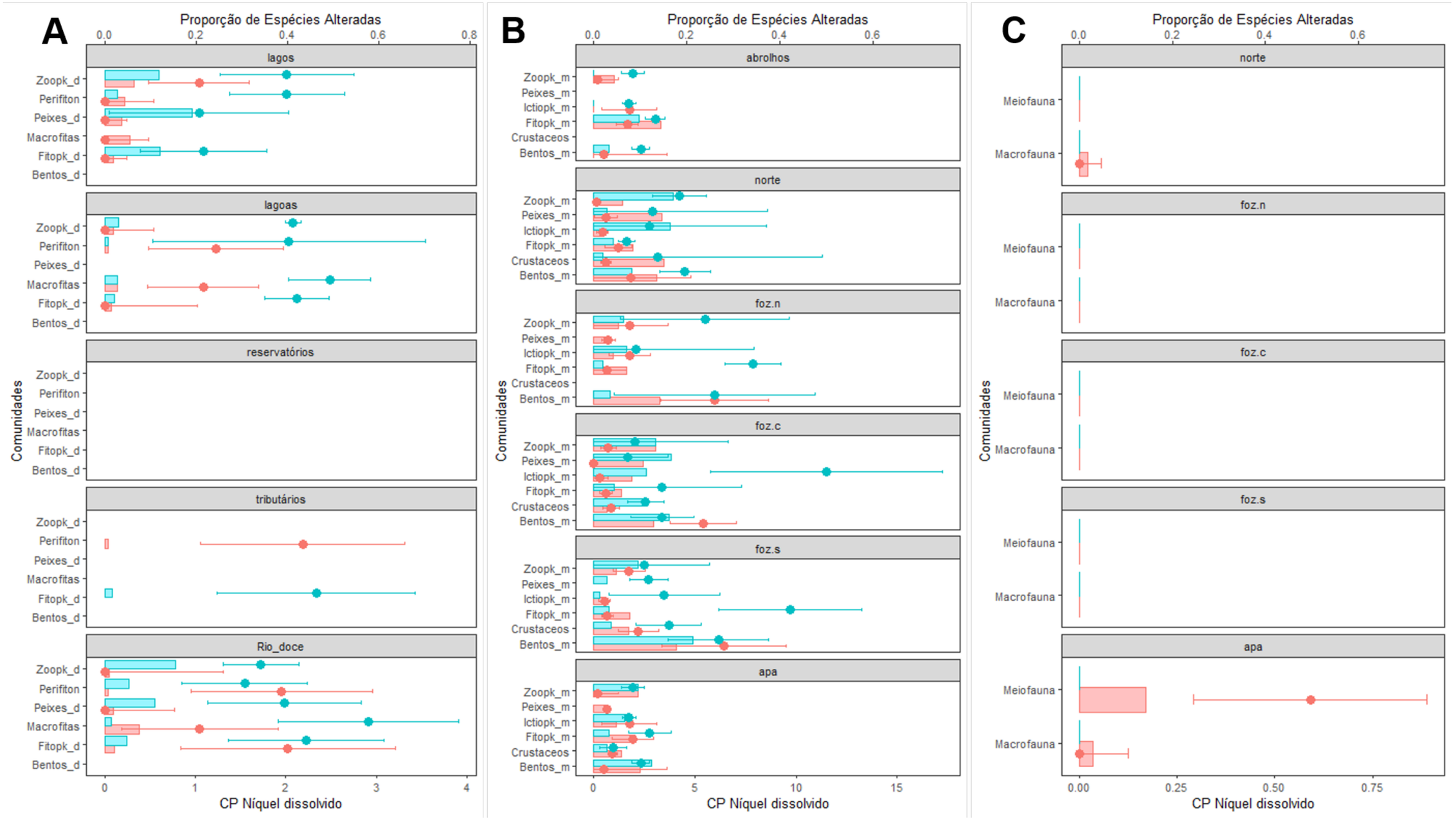


Figura 90: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Níquel particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

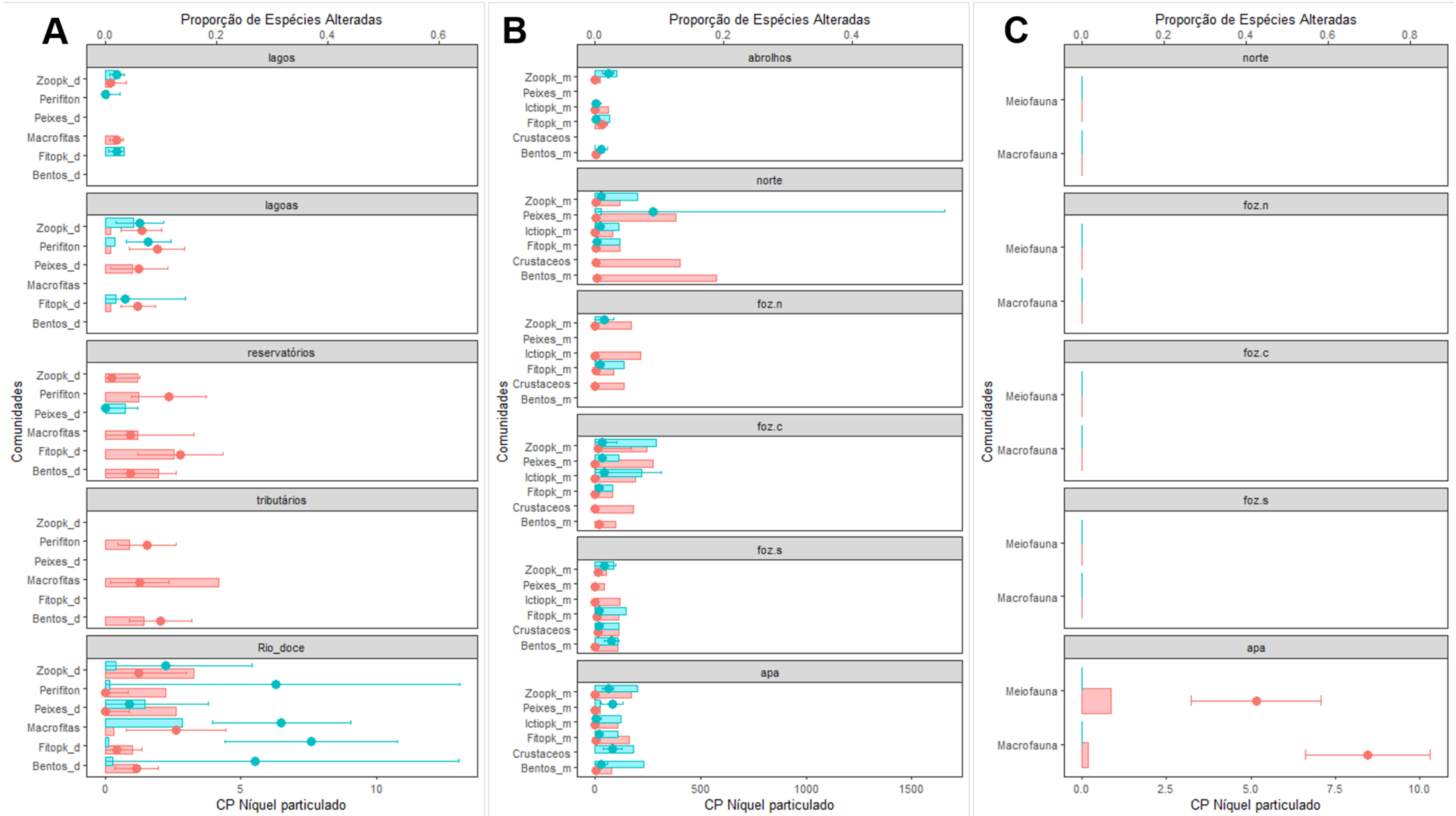


Figura 91: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Chumbo dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton. Gráficos ou painéis em branco (Gráfico A) representam variáveis onde os limites de detecção foram insuficientes para causar alterações nas comunidades, resultando em análises de TITAN não significativas, não sendo possível, portanto, a plotagem de gradiente ambiental para as comunidades/ambientes testados.

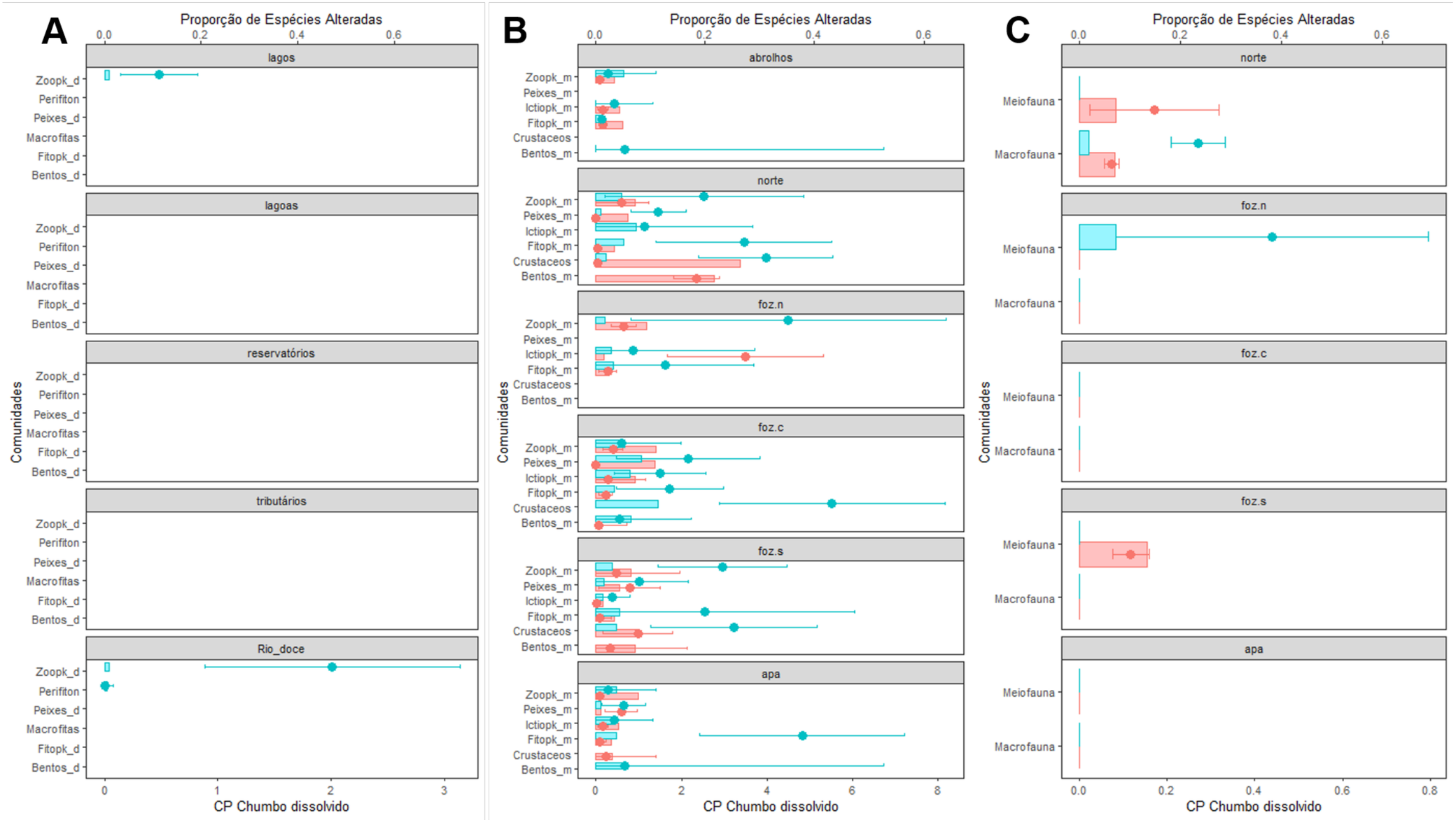


Figura 92: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Chumbo particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

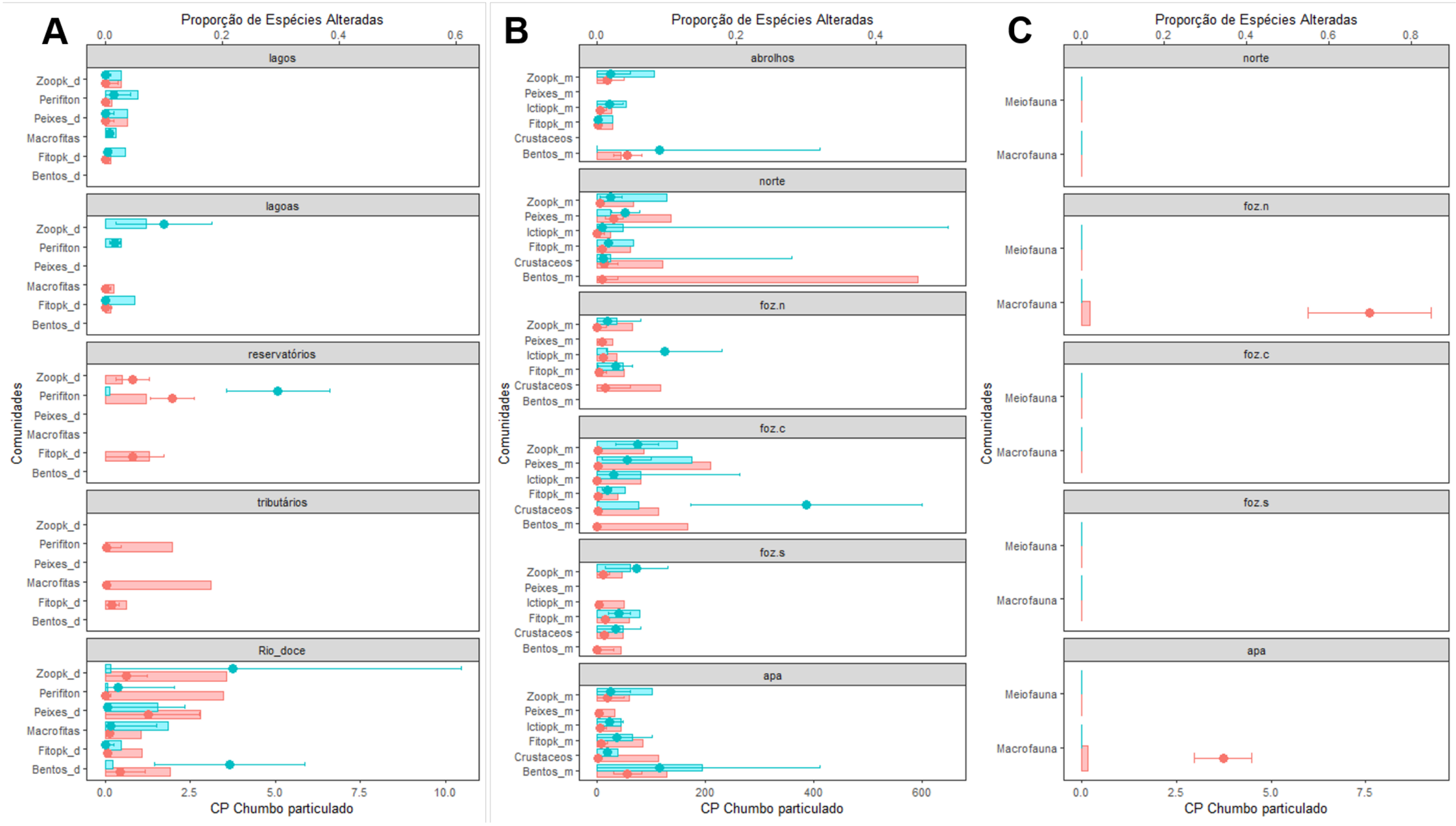


Figura 93: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Vanádio dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

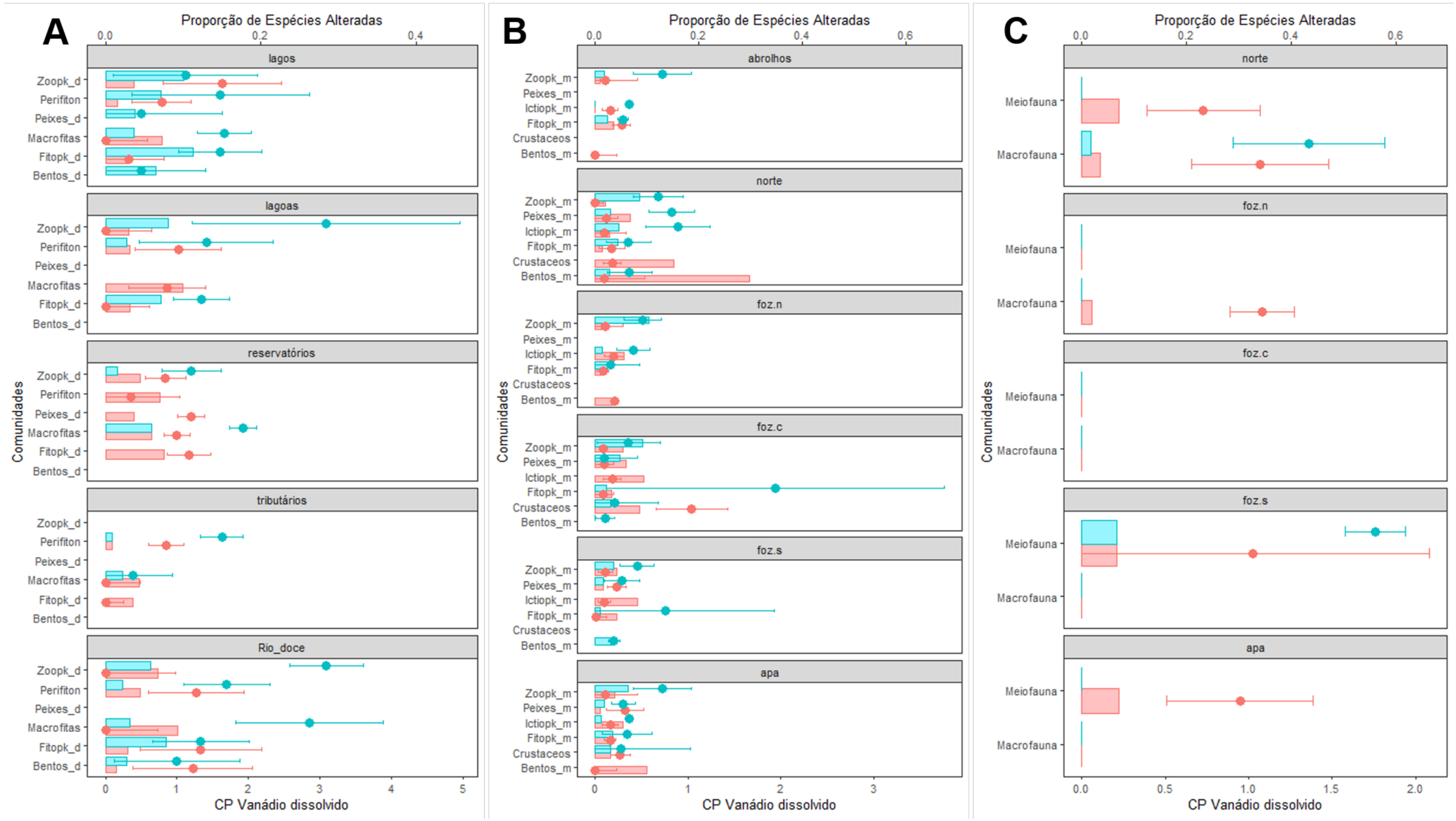


Figura 94: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Vanádio particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

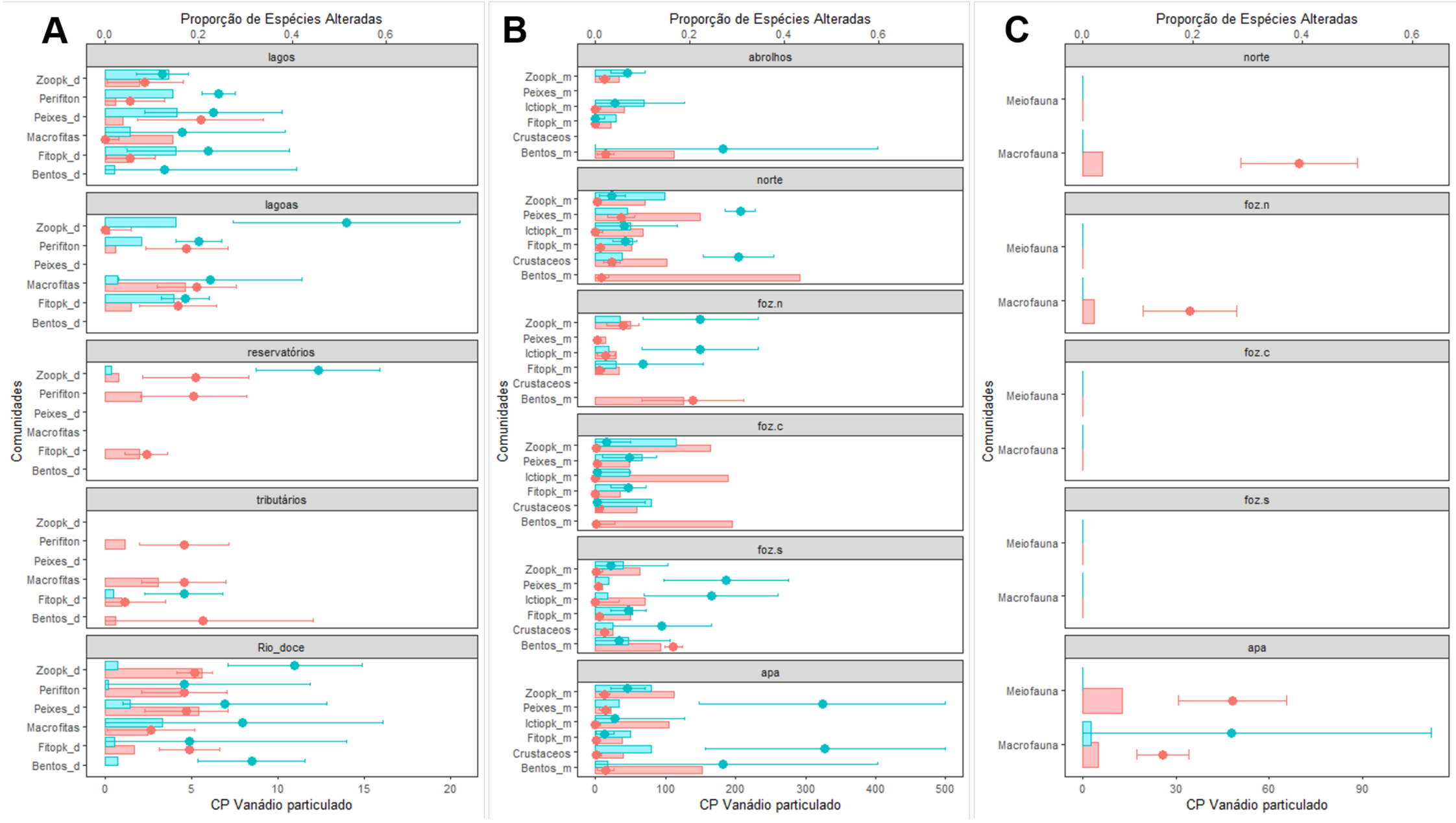


Figura 95: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Zinco dissolvido nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

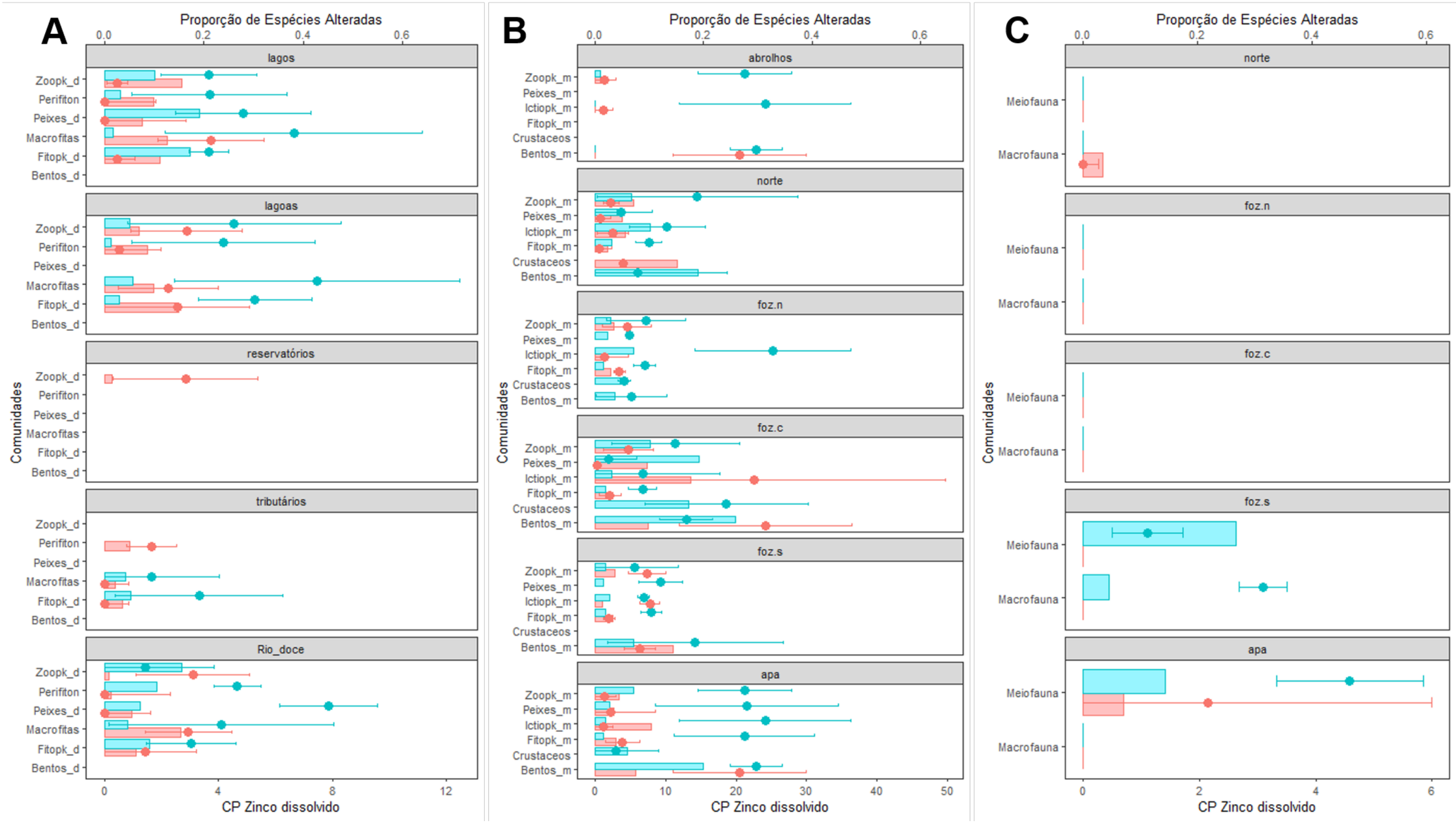


Figura 96: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Zinco particulado nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e C) Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

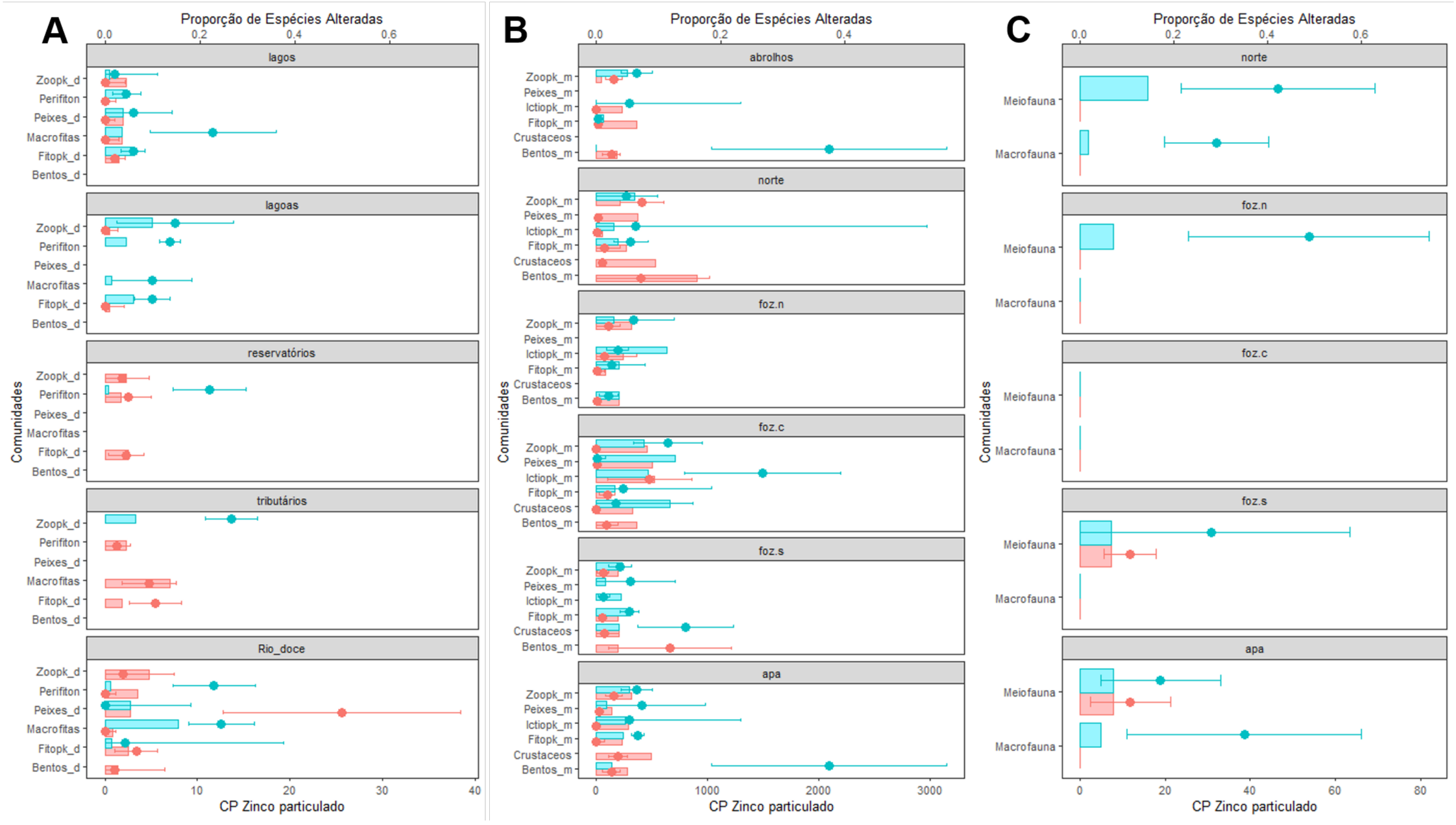


Figura 97: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Nitrato nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

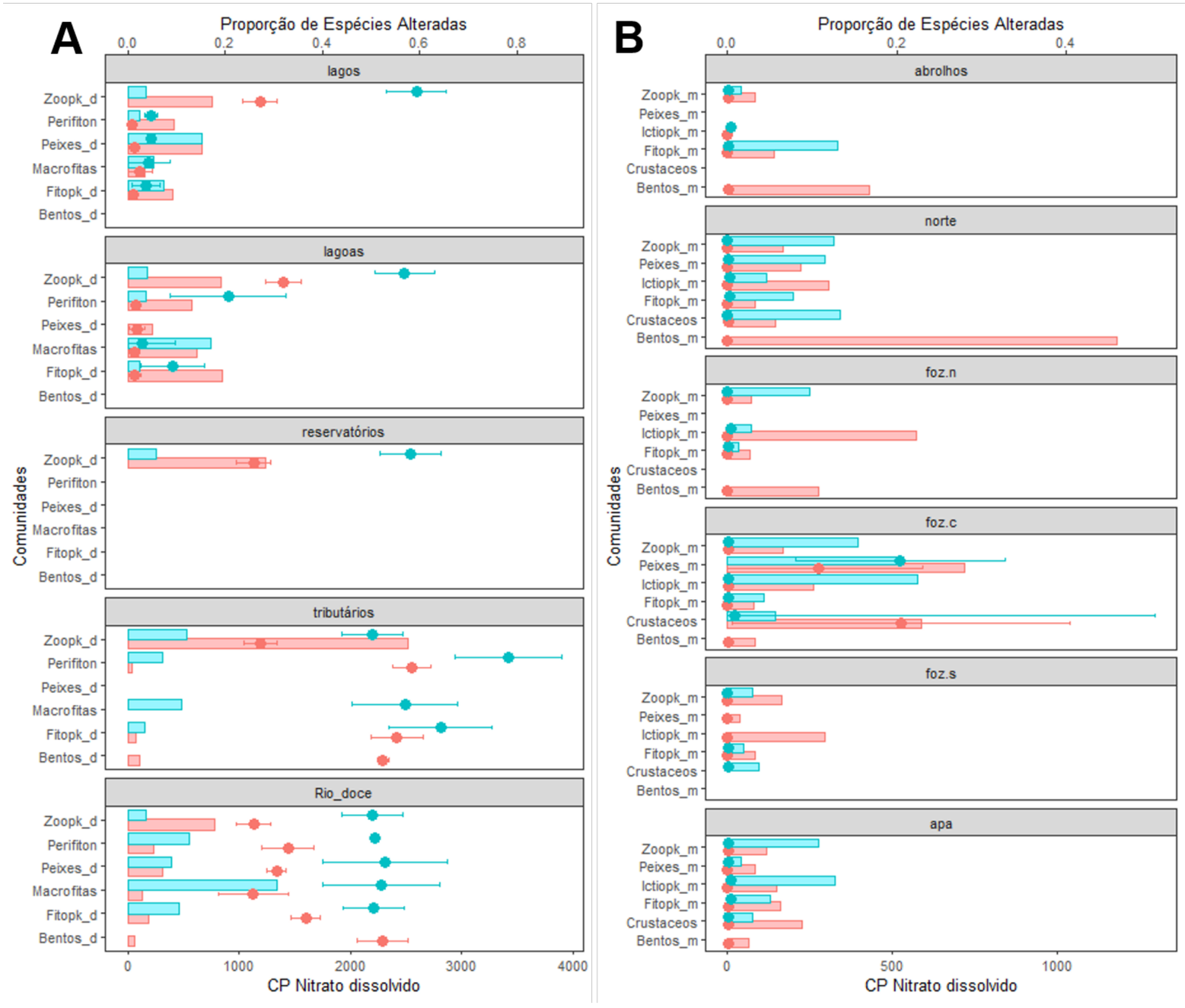


Figura 98: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Nitrito nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

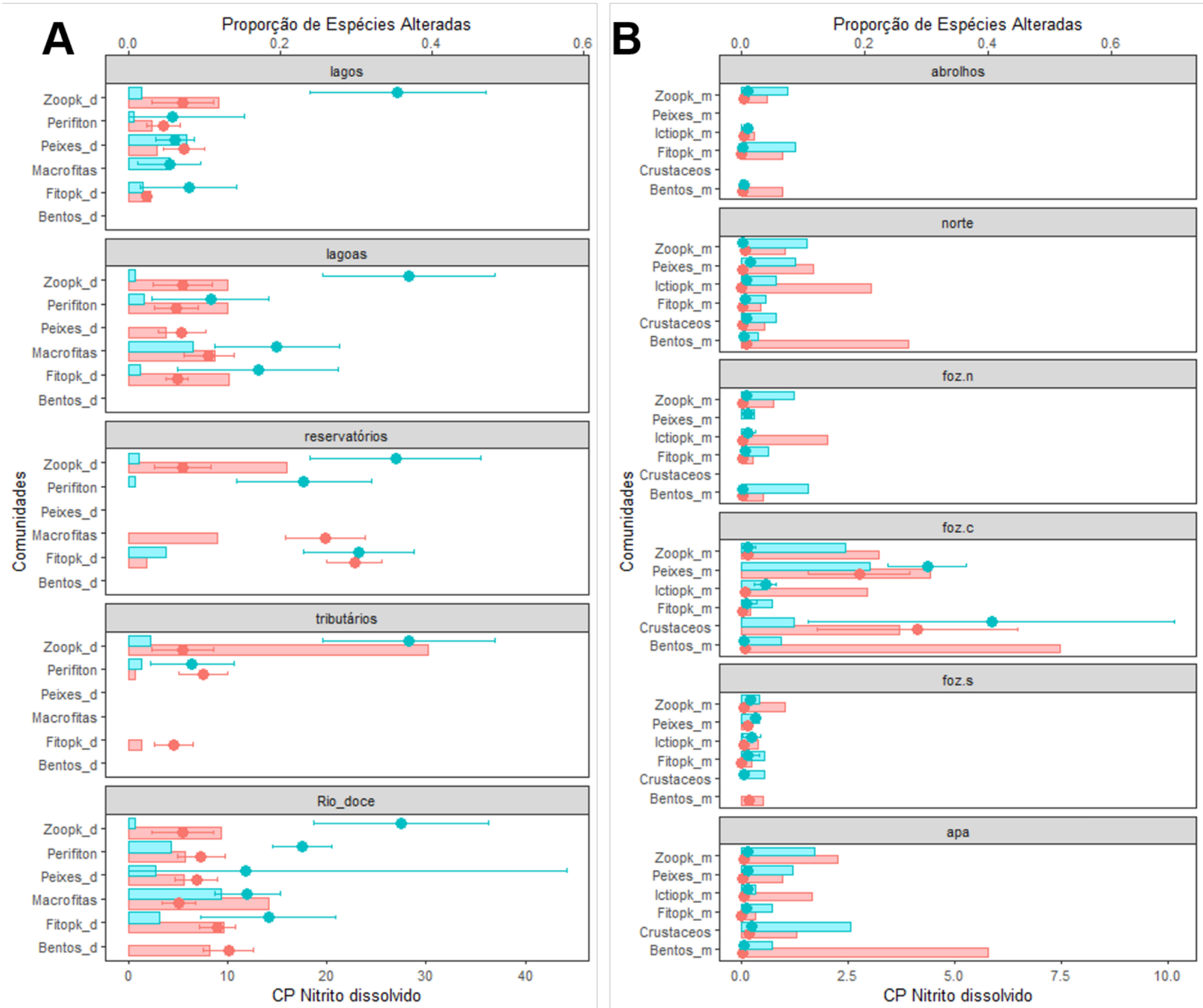


Figura 99: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de N amoniacal nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

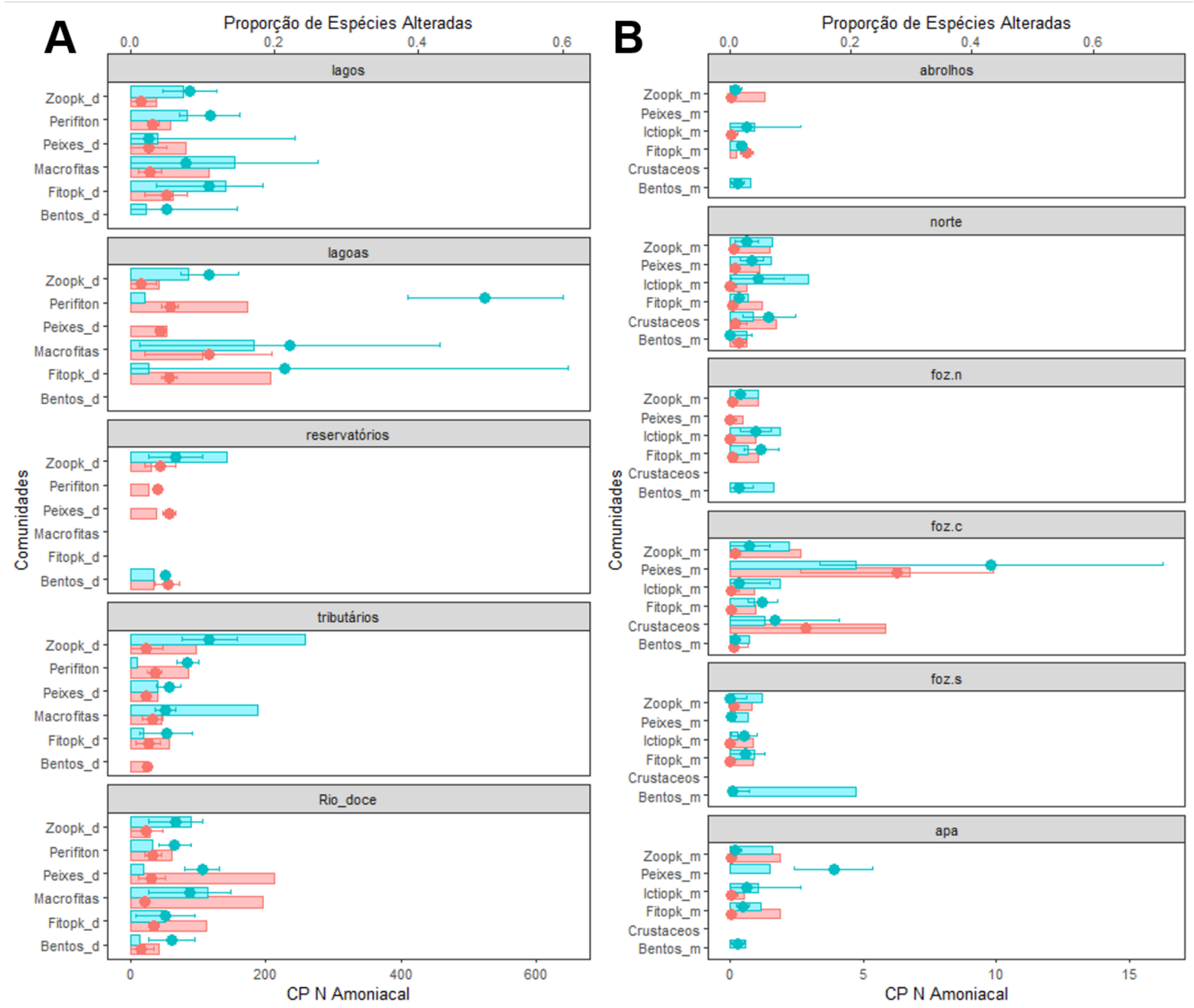


Figura 100: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de N total nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

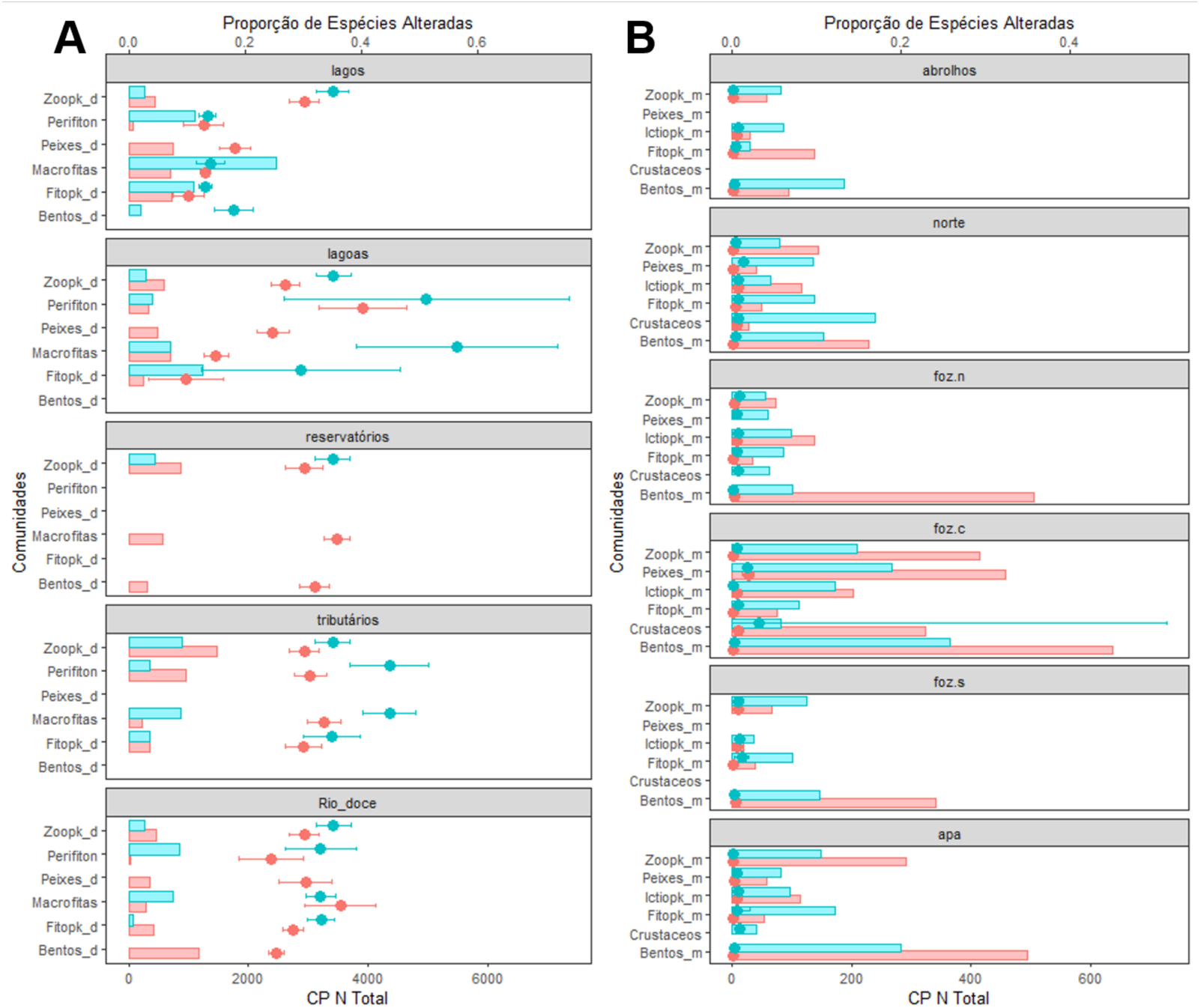


Figura 101: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Fosfato nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

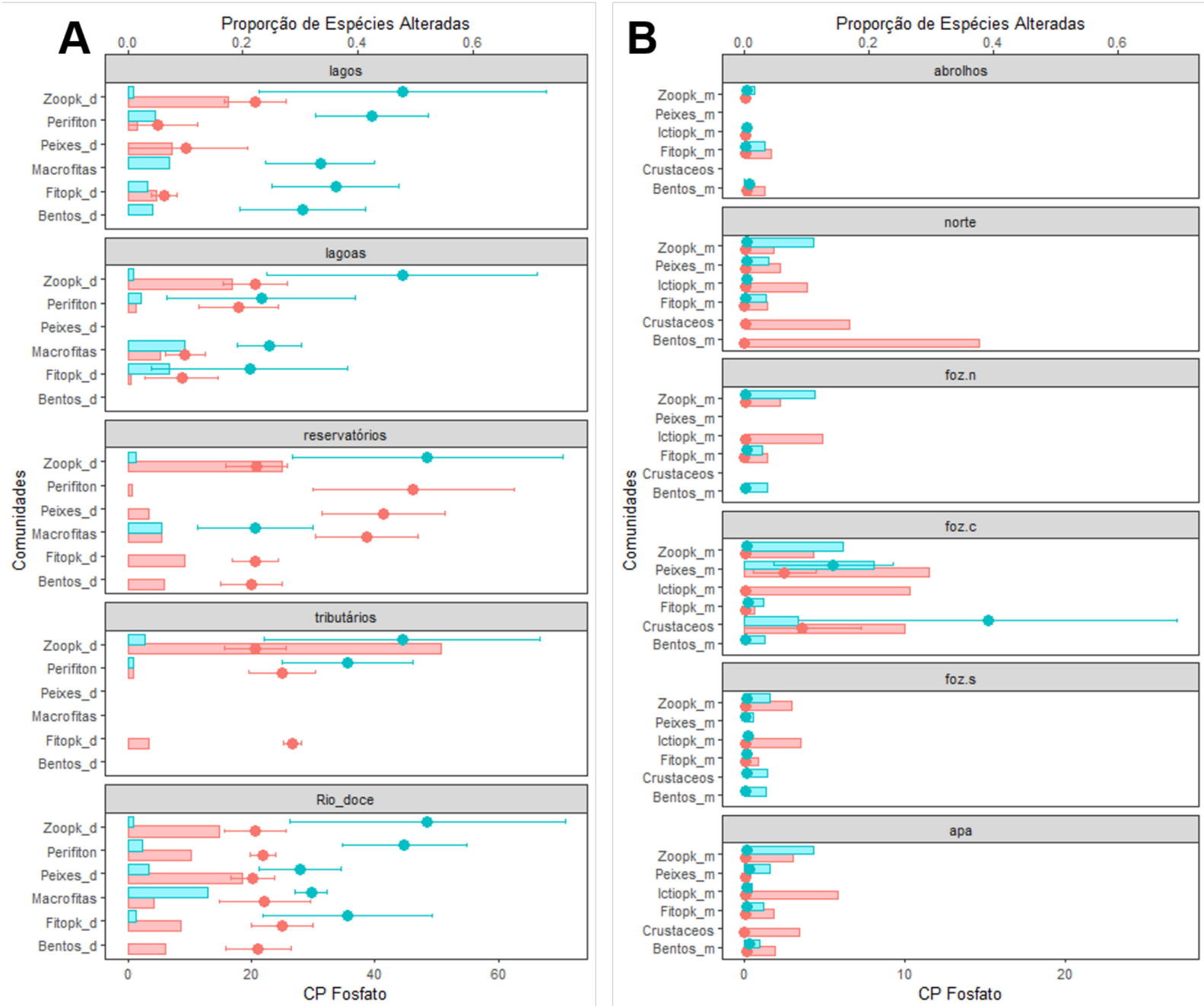


Figura 102: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de P total nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

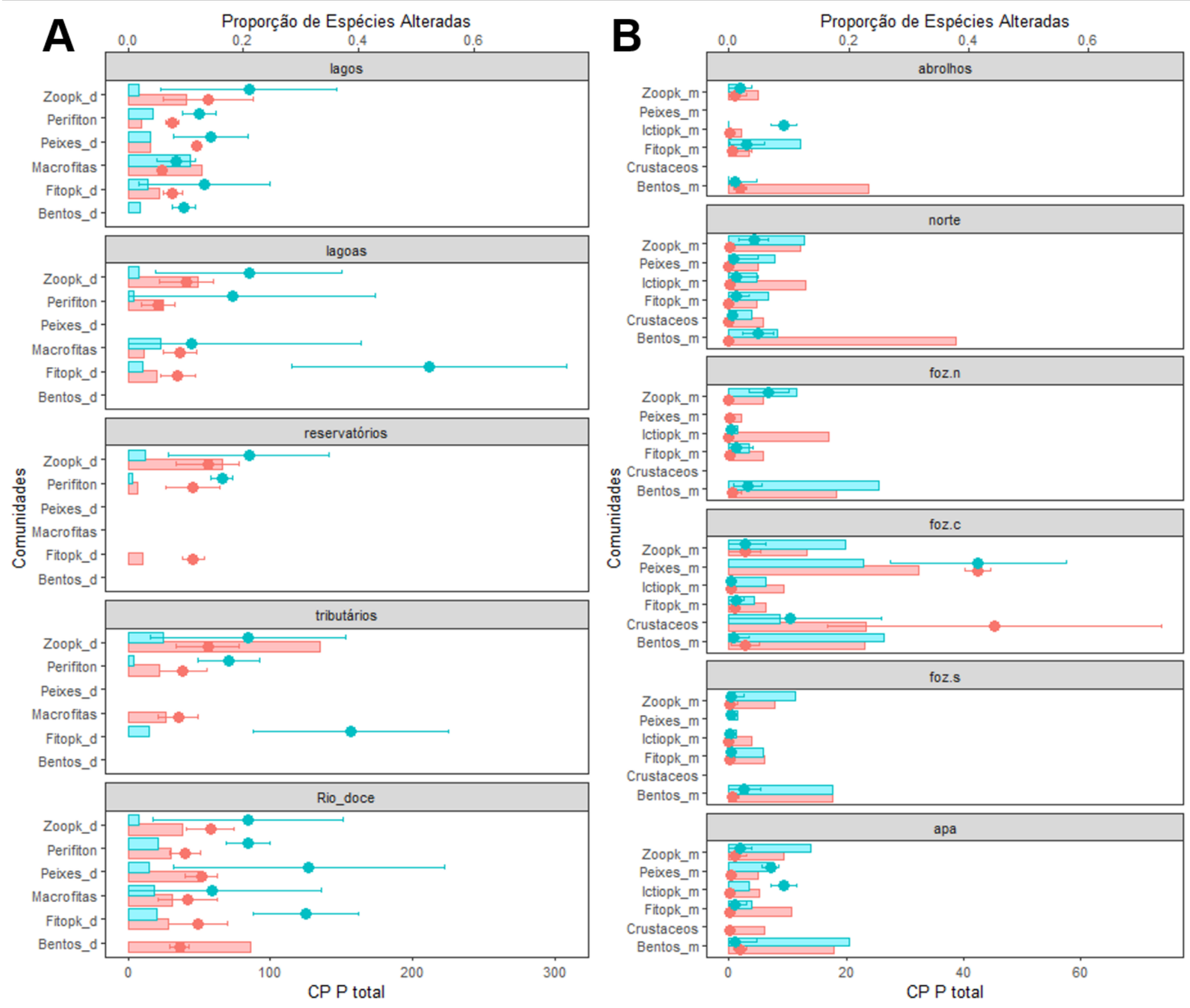


Figura 103: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Silício e Silicatos nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

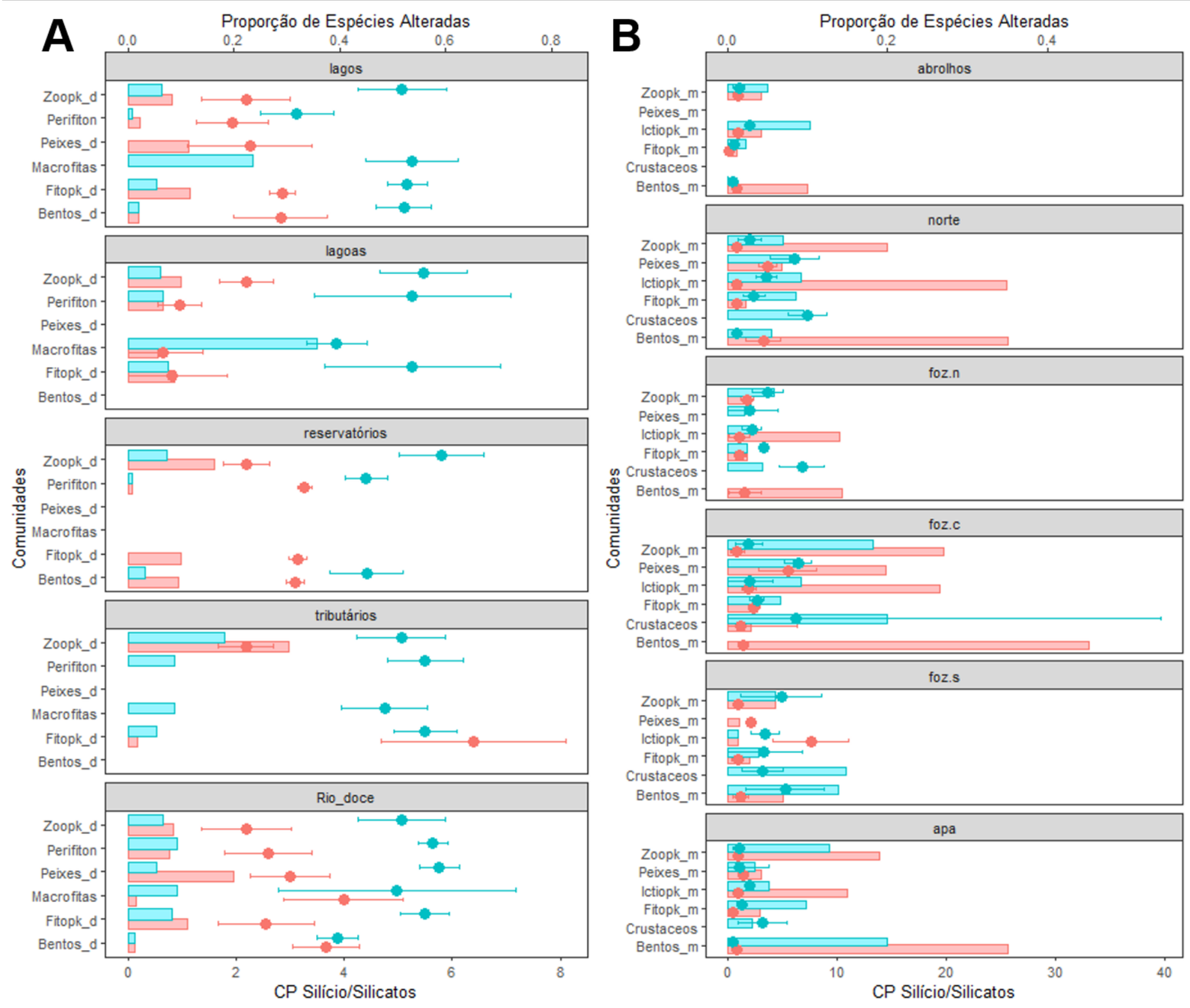


Figura 104: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Salinidade nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

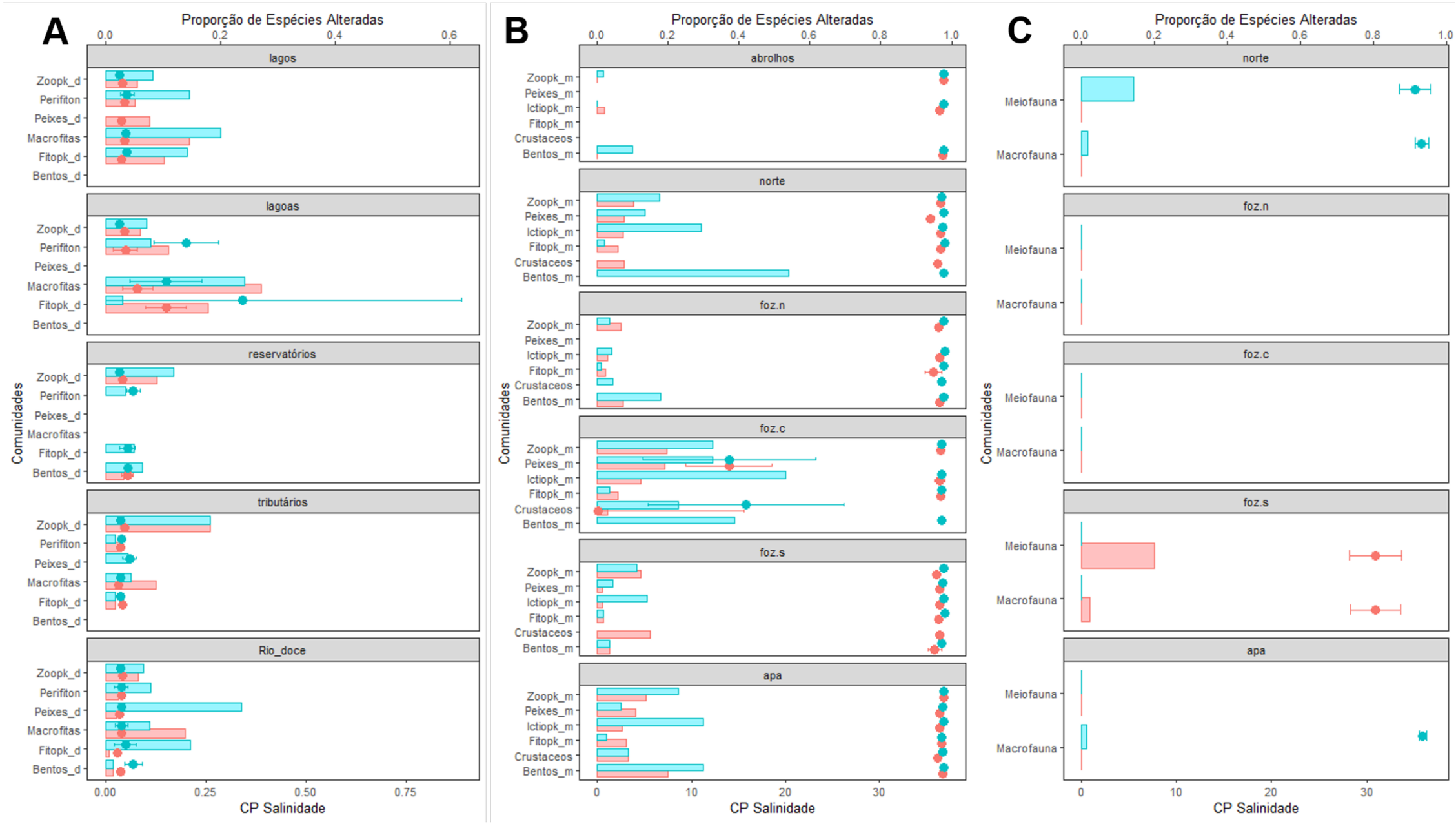


Figura 105: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Temperatura nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

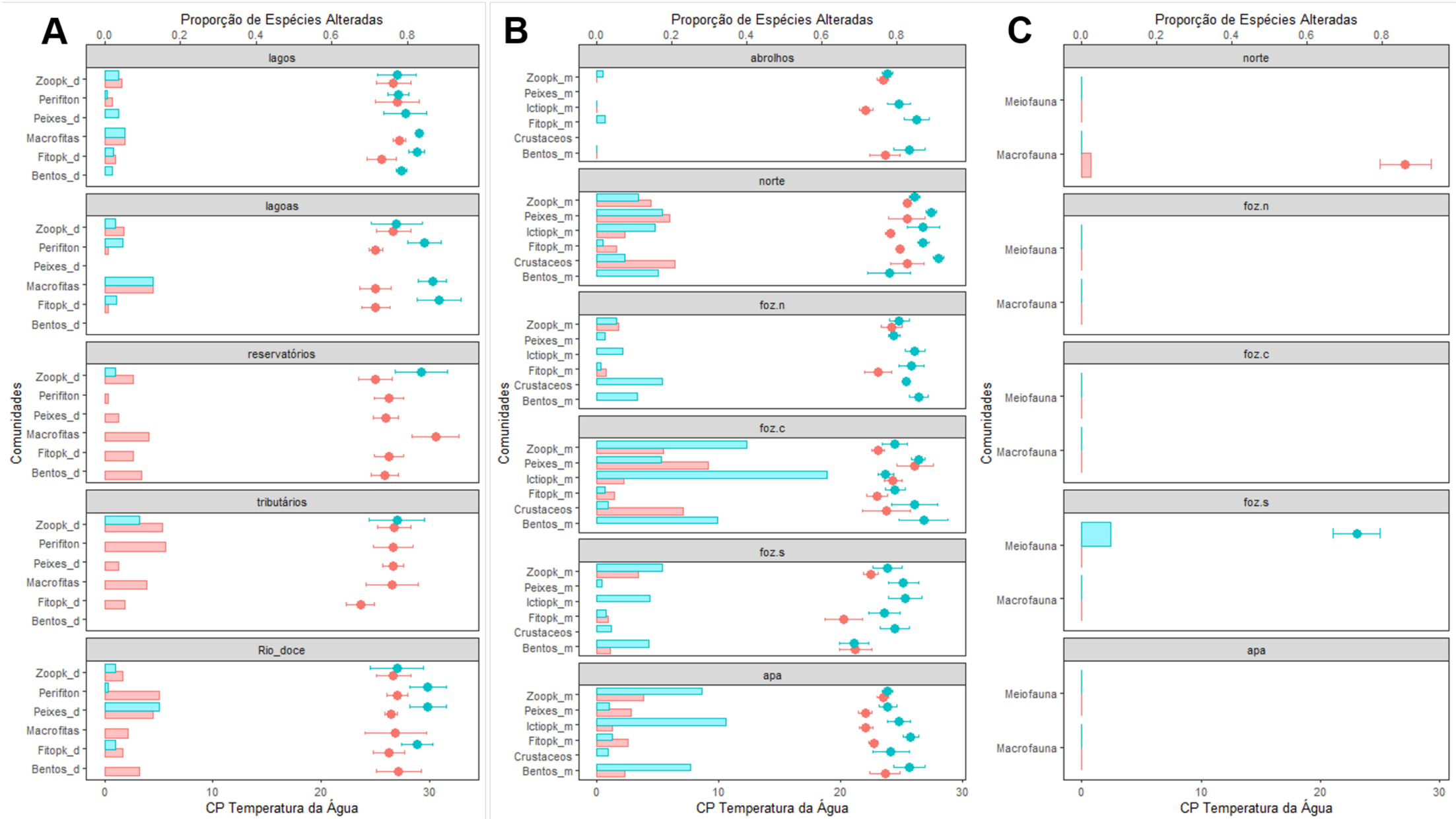


Figura 106: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de Turbidez nos ambientes A) Dulcícola e B) Marinho. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.

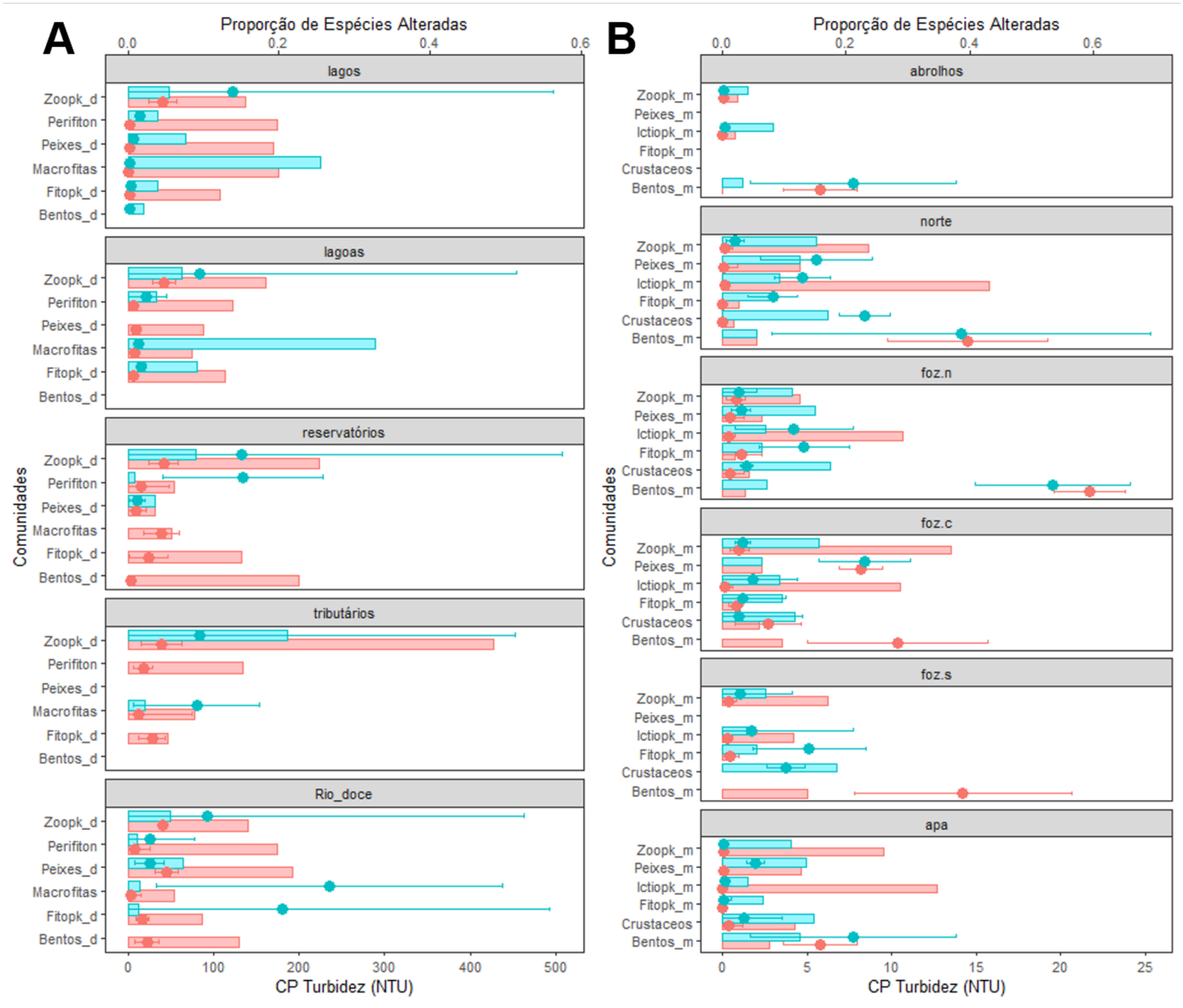
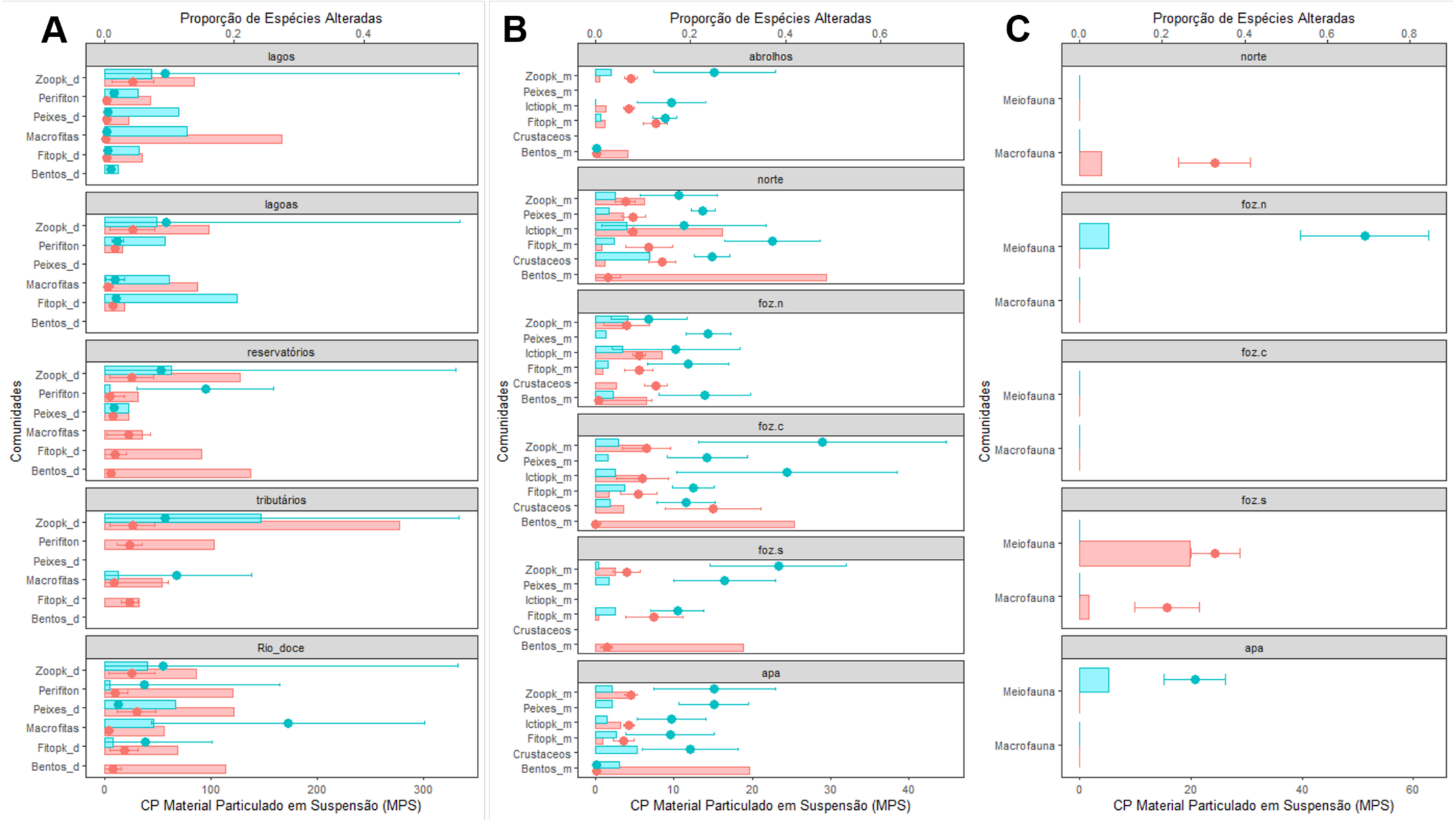


Figura 107: Média (círculos) e dispersão dos percentis 5 e 95% (linhas horizontais) dos pontos de mudança e porcentagem das comunidades alteradas (barras horizontais) pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de MPS nos ambientes A) Dulcícola, B) Marinho e Costeiro. Em vermelho são representados os táxons que reduziram suas abundâncias (z-) e em azul, aqueles que aumentaram suas abundâncias em relação ao gradiente ambiental analisado (z+). Bentos = Bentos Inconsolidado/macroinvertebrados; Zoopk = Zooplâncton, Ictiopk = Ictioplâncton; Fitopk = Fitoplâncton.



14 VARIABILIDADE E ESTABILIDADE DAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

14.1 MATERIAL E MÉTODOS

As análises de estabilidade foram conduzidas utilizando o software R (R CORE TEAM, 2023), por meio do pacote *codyn*, com base nas abundâncias agregadas das espécies em cada local ao longo de uma série temporal definida (HALLET et al., 2017). Os resultados para cada comunidade e estação amostral são apresentados a seguir em gráficos de barras.

A estabilidade das comunidades foi calculada como a média temporal da abundância total da comunidade dividida pelo desvio padrão temporal de cada local (TILMAN, 1999). Esse método permite avaliar a manutenção da abundância total da comunidade ao longo do tempo, independentemente da identidade ou categoria das espécies (nativas ou invasoras, raras ou generalistas). Como os valores de estabilidade não são padronizados dentro de um intervalo fixo, a média da estabilidade total foi utilizada como referência para inferir se determinada comunidade ou local apresenta alta ou baixa estabilidade.

Além das análises de estabilidade, foram realizadas análises de sincronia espacial para compreender melhor as flutuações nas abundâncias das espécies em cada comunidade ao longo das estações de amostragem monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES nos diferentes setores dos ambientes dulcícola e marinho. Os níveis de sincronia espacial foram calculados a partir do coeficiente de correlação fornecido pela função *meancorr* do pacote estatístico *synchrony* (GOUHIER & MAZANCOURT, 2014) no software R (R CORE TEAM, 2023). Esse coeficiente varia de 0 (ausência de sincronia) a 1 (sincronia perfeita), indicando o grau de variação simultânea das espécies dentro de cada setor.

Para as análises de estabilidade temporal e sincronia espacial das comunidades, foram utilizadas matrizes de abundância conforme a disponibilidade dos dados. No Ambiente Dulcícola, foram consideradas as comunidades de Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas, Zooplâncton, Macroinvertebrados bentônicos, Ictioplâncton e Ictiofauna. No Ambiente Marinho, as análises incluíram Fitoplâncton, Zooplâncton, Bentos de Fundo Inconsolidado, Ictioplâncton, Ictiofauna e Carcinofauna. Já no ambiente costeiro, foram avaliadas as comunidades de Restinga (estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo) e Bentos de Praia (Meiofauna e Macrofauna).

15 SIMULAÇÃO E PROJEÇÃO DE CENÁRIOS

15.1 MATERIAL E MÉTODOS

15.1.1 **Definição e seleção das variáveis preditoras utilizadas nos modelos**

Para definição das variáveis preditoras que foram utilizadas nos modelos de projeção de cenários, os seguintes parâmetros foram utilizados, a partir dos dados amostrados pelos temas do PMBA/Fest-UFES: Metais em suas formas pseudototais (apenas ambiente costeiro), particulados (mg/Kg), dissolvidos (µg/L) e totais (µg/L); Terras raras (mg/Kg) (para ambientes dulcícola e marinho); parâmetros de água e sedimento: Hidrocarbonetos (ug L-1) ,HPAs (ng L-1), Biomarcadores Lipídicos (ug L-1), PCBs (ug L-1);BHCs (ng/L), Pesticidas (ug L-1); Contaminantes emergentes (ug L-1), Aminas (ug L-1), Esterois (µg/L), Fenois (ug L-1), Hidrocarbonetos Alifáticos (µg/L), Isótopos (Carbono e Nitrogênio (‰), Nutrientes totais (Nitrogênio e Fósforo; µmol/l) e dissolvidos (Amônio, Nitrito, Nitrato, Ortofosfato e Silício; µmol/l), Clorofila a, Matéria orgânica dissolvida (mg/L), MPS (material particulado em suspensão; mg/L), Granulometria (Cascalho, areia, lama; D50, D90; µm, PHI, Assimetria), Parâmetros físico-químicos (Pressão (dbar), Alcalinidade total (mgCaCO3/L), Transparência (m), Temperatura (°C), Salinidade, Turbidez (NTU), Fluorescência (mg/m³), Oxigênio dissolvido (mg/L), Potencial de Oxidação-Redução - ORP (mV), pH, Carbono Orgânico Total - COT (mg/L)), Profundidade (m); Vazão do rio Doce; e Altura significativa da onda. Estas variáveis foram agrupadas em matrizes de dados para posterior seleção.

As variáveis agrupadas passaram por um processo de seleção a fim de identificar quais destas estão mais relacionadas com a distribuição de riqueza de cada comunidade, separadamente. Inicialmente, todas as variáveis que continham dados faltantes foram removidas da matriz, uma vez que para as variáveis preditoras do DGAM não são aceitos dados contendo valores ausentes (CLARK & WELLS, 2022). Posteriormente uma análise de correlação foi aplicada para remover as variáveis que apresentavam uma alta colinearidade para evitar a utilização de informações redundantes no modelo, visto que este pode perder sua precisão devido a multicolinearidade, podendo gerar um ajuste excessivo (overfitting) ou incerteza (ZHAO et al. 2014). As correlações foram realizadas por meio da função *cor* do pacote *stats* (R CORE TEAM, 2023), utilizando o parâmetro o coeficiente de correlação de Pearson. Valores que apresentavam uma correlação maior ou igual à 70% foram considerados como apresentando alta colinearidade e foram selecionadas aquelas variáveis com maior importância no contexto do ambiente e das diferentes comunidades as quais elas estavam relacionadas. Em seguida, as variáveis passaram por uma análise por modelos LASSO – *Least Absolute Shrinkage and Selection Operator* (TIBSHIRANI, 1996), para identificar as variáveis com maior peso para distribuição da variável resposta a partir dos coeficientes de explicação das variáveis preditoras a partir da incorporação de penalização e de regularização do conjunto de dados.

Os modelos LASSO foram aplicados por meio do pacote *glmnet* (FRIEDMAN et al. 2021), utilizando a função *cv.glmnet*. A partir dos modelos LASSO são aplicadas regressões lineares incorporadas à

penalização dos coeficientes do modelo para evitar sobreajuste e minimizar os erros de previsão (RANSTAM & COOK, 2018), para tal aplicação são definidos os parâmetros α (para penalização) e *s* (para regularização). O parâmetro α controla as penalizações L1 (LASSO), que penaliza a soma dos valores absolutos coeficientes das variáveis de forma que algumas possam ser definidas como zero, ou seja, completamente ignoradas pelo modelo; e L2 (RIDGE), que penaliza a soma dos quadrados dos coeficientes sem levara a valores que chegam a zero, porém reduzindo sua magnitude (TIBSHIRANI, 1996). O valor de α variou entre 0,1 a 1 (L1 completo) e para cada modelo foi ajustado visando uma exploração ampla das combinações das penalizações L1 e L2. O parâmetro *s* (relacionado fator de penalidade λ) foi utilizado para controlar o nível de regularização do modelo, isto é a intensidade da penalização (TIBSHIRANI, 1996). As definições de *s* foram realizadas a partir das funções *lambda.min* para ajustes mais parcimoniosos e *lambda.1se* para ajustes mais conservadores (FRIEDMAN et al. 2021).

O critério de seleção final foi a partir da realização de modelos generalizados aditivos (Generalized Additive Mode – GAM) realizados por meio do pacote *mgcv* (WOOD, 2001). Os modelos GAM foram aplicados com todas as variáveis restantes após as análises de correlação e dos modelos LASSO para cada comunidade de cada setor, separadamente. A partir da construção do GAM, foi feita uma seleção automática das diferentes combinações de variáveis dentro dos modelos visando a seleção dos melhores modelos (*best model*). A seleção por combinação diferencial das variáveis foi realizada por meio do pacote *MuMIn* (Multi-Model Inference) com a função *dredge* (BARTOŃ & BARTOŃ, 2015), utilizando Critérios de Informação de Akaike corrigida (AICc), seguido pela estimativa das diferenças de AICc (ΔAICc) (SUGIURA, 1978). Modelos que apresentaram valores de ΔAICc menor que 2 foram considerados os melhores modelos, e em casos que mais de um modelo apresentasse estes valores, modelos mais parcimoniosos foram escolhidos (BURNHAM & ANDERSON, 2002), em detrimento do objetivo da análise.

15.1.2 Definição das matrizes de variáveis preditoras simuladas para os diferentes cenários projetados

Para o cenário de continuidade - C1, os dados observados na série temporal 2022/2023 foram utilizados como variáveis preditoras na previsão do DGAM. Para o cenário de secas prolongadas - C_SECAS, as variáveis preditoras foram estimadas fazendo uma relação da diferença entre as médias dos valores observados no período chuvoso ($\bar{x}i$) e as médias dos valores observados no período seco ($\bar{x}j$), expressada pela seguinte equação:

$$y = \left(vi - \left(vi \times \frac{\Delta\bar{x}}{\bar{x}i}\right)\right)$$

no qual y = a variável estimada, vi = o valor observado da variável, $\Delta\bar{x}$ = a diferença entre as médias do período chuvoso e seco; $\bar{x}i$ = a média da variável no período chuvoso. Os dados estimados para o cenário de eventos hidrológicos extremos - C_HIDRO foram realizados baseados na vazão do

rio Doce em relação à períodos de cheia associados com alta precipitação, culminando em eventos de inundação. Para a região do rio Doce, cinco grandes inundações foram registradas durante o período chuvoso, sendo estes em dezembro de 2013, janeiro de 2016, fevereiro de 2018, janeiro e março de 2020 (MILLER et al., 2023). Dentre estes, o evento que ocorreu em dezembro de 2013 apresentou a maior magnitude e duração de precipitação, chegando a ser observado um aumento de três vezes o nível da média mensal de chuva (MILLER et al., 2023). Deste modo, será simulado para o período chuvoso inicial de 2025 um evento hidrológico similar ao que ocorreu em dezembro de 2013. Para tal, será feita uma relação entre a precipitação e a vazão do rio Doce, com a estimativa de uma elasticidade descrita para 0,64 (a partir de uma série temporal de 1990 a 2013), ou seja, um aumento de 10% da precipitação representa um aumento de 6,4% do volume da vazão (OLIVEIRA & QUARESMA, 2017). Desta forma, os dados de vazão foram aumentados proporcionalmente à uma estimativa de 1,92 vezes (baseado num aumento de 3 vezes a precipitação e a elasticidade entre esta e a vazão) os valores observados durante o período chuvoso de 2023 (meses de janeiro e fevereiro) Os valores das variáveis preditoras foram então estimadas a partir da seguinte equação: $y = \left(vi \times \left(\frac{xj}{xi}\right)\right)$

, quando a correlação entra a vazão e a variável preditora for positiva, e $y = \left(\frac{vi}{\frac{xj}{xi}}\right)$, quando a correlação entre a vazão e a variável preditora for negativa, no qual y = variável estimada, vi = valor observado da variável, xj = vazão estimada, xi = vazão observada. No cenário de eventos meteoceanográficos extremos - C_METEO, a variável utilizada para representação de um evento meteoceanográfico extremo foi a altura significativa da onda. Para tal, foram consideradas as projeções relacionadas a padrões oceanográficos que indicam um aumento da altura significativa e da energia das ondas em escala global e na região do Atlântico Ocidental Sul nos próximos anos (LEMOS et al. 2019; REGUERO et al., 2019; CASAS-PRAT et al., 2024). De acordo com as estimativas, por meio do Representative Concentration Pathways (RCP) 8.5, apesar de serem apontados como resultados conflitantes, é indicado um aumento de 0,5 à 1m ao longo da costa do Atlântico Sul (CASAS-PRAT et al. 2024), sendo esta a única e mais aproximada projeção para região costeira e marinha adjacente do rio Doce. As variáveis preditoras foram então estimadas a partir do observado no período de amostragem do PMBA/Fest-UFES, em detrimento do aumento da altura significativa das ondas, fixada em 0,75m, considerando um valor médio pelo intervalo do indicativo de aumento para costa do Atlântico Sul. Desta forma, a seguinte equação será aplicada: $y = \left(vi \times \left(\frac{zj}{zi}\right)\right)$, quando a correlação entra a altura significativa das ondas e a variável preditora for positiva, e $y = \left(\frac{vi}{\frac{zj}{zi}}\right)$, quando a correlação entre a altura significativa das ondas e a variável preditora for negativa, no qual y = variável estimada, vi = valor observado da variável, zj = a altura significativa das ondas estimada, zi = a altura significativa das ondas observada.

Após o cálculo dos valores estimados das variáveis preditoras, estes foram aplicados como *newdata* aos modelos *best model* obtidos a partir do GAM para gerar valores projetados de riqueza a partir da

função *predict.gam* do pacote *mgcv* (WOOD, 2001), estes valores foram utilizados nas matrizes de dados que foram aplicados aos modelos DGAM. Desta forma, os modelos DGAM foram realizados utilizando as variáveis selecionadas pelo *best model* do GAM e os valores de riqueza na série temporal observada, e os valores estimados para cada cenário separadamente e a riqueza projetada por meio da função *predict.gam* para o ajuste da zona da série temporal de previsão. Posteriormente, os resultados das séries temporais obtidas por meio do DGAM foram avaliados e comparados quanto ao comportamento da riqueza frente a dinâmica dos diferentes cenários, para identificar se houve uma projeção de aumento ou diminuição deste índice ecológico ao longo das séries projetadas.

15.1.3 **Análises estatísticas do Dynamic Generalized Additive models (DGAM)**

O DGAM realiza um aumento no preditor linear, comumente utilizado em modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models – GAM – HASTIE, 1992), associado à um componente dinâmico latente que captura o processo de evolução de uma série temporal específica em uma perspectiva bayesiana, ou seja, envolve definições de uma distribuição de probabilidade conjunta sobre todas as quantidades observáveis e não observáveis de um modelo estatístico (GELMAN ET AL. 2017; CLARK & WELLS, 2022). Seguindo esta abordagem, distribuições posteriores foram geradas utilizando Cadeias de Markov (Hamiltonian Monte Carlo HMC dentro da classe de Markov Chain Monte Carlo – MCMC) com diagnósticos da geração dos modelos probabilísticos realizados pela linguagem de programação de Stan, interface *CdmStanr* (BETANCOURT, 2017; CARPENTER et al., 2017; STAN DEVELOPMENT TEAM, 2022). As distribuições posteriores (séries temporais previstas) foram realizadas no ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2023), por meio do pacote *mvgam* (CLARK & WELLS, 2022). Para estimar o ajuste das previsões geradas pela convergência das cadeias foi observado o valor da classificação normalizada split-$\hat{R}$ (Rhat), com valores de ajuste entre 1,0 e 1,05 (VEHTARI et al. 2021). Para cada cadeia foram executadas 500 iterações para aquecimento e 2000 para amostragem. A avaliação do ajuste dos modelos foi realizada com base em métricas de validação, incluindo Continuous Rank Probability Scores (CRPS) e Discrete Rank Probability Scores (DRPS). Essas métricas foram escolhidas para fornecer uma avaliação abrangente do desempenho dos modelos na previsão das variações na riqueza de espécies em ambientes aquáticos sob diferentes cenários de pressão ambiental. Para definir um critério objetivo de ajuste dos modelos, foram consideradas as características do conjunto de dados, a complexidade do modelo e as expectativas relacionadas aos resultados. Após uma análise cuidadosa dos resultados obtidos, foi estabelecido um limite para o CPRS/DPRS como indicador de ajuste do modelo. Este limite foi definido em 100 como ponto de referência para um ajuste adequado do modelo. Modelos com CPRS/DPRS abaixo deste limite foram considerados bem ajustados, indicando uma boa capacidade de previsão das variações na riqueza de espécies. Além disso, modelos com CPRS/DPRS entre 100 e 150 foram considerados como apresentando um ajuste ruim, mas ainda aceitável, com algumas limitações na capacidade de previsão. CPRS/DPRS acima de 150 foram considerados como indicativos de um ajuste inadequado do modelo, sugerindo uma precisão insuficiente na previsão das variações na riqueza de espécies. É importante ressaltar que a escolha desses limites foi fundamentada em uma análise cuidadosa dos

resultados e considerou a natureza complexa dos dados, bem como as implicações práticas das previsões dos modelos. Essa abordagem permitiu uma avaliação robusta do desempenho dos modelos, garantindo a confiabilidade das conclusões derivadas deste estudo.

15.2 RESULTADOS SUPLEMENTARES

Neste tópico serão apresentadas as informações referentes às análises prévias a projeção dos cenários, incluindo as variáveis selecionadas para serem utilizadas nos modelos de cada comunidade separadamente, a figura dos ajustes dos modelos GAM, as tabelas indicativas dos ajustes dos modelos dinâmicos por meio do Rhat e do CPRS/DPRS.

Tabela 11: Variáveis preditoras selecionadas para definição dos modelos de previsão de cenários por meio do parâmetro *best model*. Al = Alumínio, Ba = Bário, Ce = Cério, Co = Cobalto, Cr = Cromo, Cu = Cobre, Eu = Európio, Fe = Ferro, Hg = Mercúrio, La = Lantânio, Mn = Manganês, Nd = Neodímio, Ni = Níquel, Pb = Chumbo, Sm = Samário, Sn = Estanho, Th = Tório, V = Vanádio, Zn = Zinco. _d = Metais dissolvidos, _p = Metais particulados, _t = Metais totais, ORP = Potencial de Oxidação-Redução, $CaCO_3$ = Teor de carbonato de cálcio; COD = Carbono orgânico dissolvido.

Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
Dulcícola	**Lagoas**	**Fitoplâncton**	Al_p; Ba_d; Co_t; Zn_t; Clorofila a; Nitrato; Nitrogênio Total; ORP; Silicato; Turbidez
		Macrófitas	Cu_d; V_d; Clorofila a; ORP; Silicato; Transparência
		Perifíton	Cu_t; Co_t; Nd_d; Pb_t; V_t; Alcalinidade Total; Condutividade Elétrica; Turbidez
		Zooplâncton	Mn_d; Mn_p; Ni_p; Ni_t; Pb_d; Silicato; Transparência
	Lagos	**Macroinvertebrados bentônicos**	-
		Fitoplâncton	Co_d; Fe_p; Hg_t; Sm_p; V_d; Zn_p; Alcalinidade total; Clorofila a; Nitrato; Turbidez
		Ictiofauna	Al_p; Ba_t; Silicato
		Ictioplâncton	Al_p; Fosfato
		Macrófitas	As_p; Co_t; Cr_t; Cu_t; Fe_d; Mn_d; Ni_d; Condutividade elétrica; Turbidez
		Perifíton	Mn_p; Ni_d; Th_t; V_p; Clorofila a; Turbidez
		Zooplâncton	Cu_p; La_t; Mn_d; Nitrogênio total
	Ambientes fluviais	**Macroinvertebrados bentônicos**	Cu_d; Fe_d; V_d; Amônio
		Fitoplâncton	Ni_d; Nitrato; Turbidez; Vazão
		Ictiofauna	Ba_d; Ce_p; Fosfato; Salinidade; Vazão

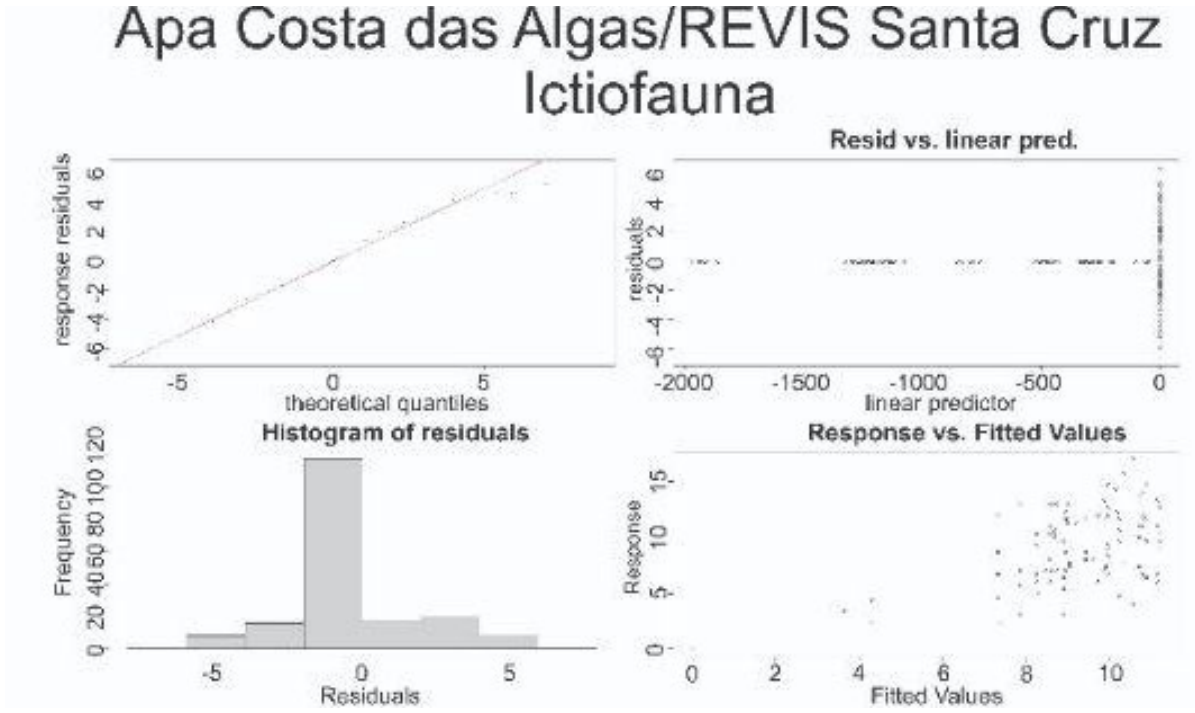
Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
		Ictioplâncton	Cr_p; Cu_d; Nd_d; V_d; Alcalinidade Total; Nitrato; Nitrito; Fósforo Total; Silicato
		Macrófitas	Eu_p; Ni_d; Th_p; V_d; Clorofila a; Nitrato; ORP; pH
		Perifíton	Ba_d; Ba_p; Cr_p; Sn_p; Alcalinidade Total; Amônio; Nitrato
		Zooplâncton	Co_p; Clorofila a; Fosfato; Nitrato; ORP; Silicato; Vazão
Marinho	**APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz**	**Carcinofauna**	Cd_d; Cu_d; Mn_t; Ni_p; V_t; Altura significativa da onda; Nitrato
		Fitoplâncton	Al_t; Co_t; Mn_t; V_t; Hg_p; Nitrito; Pressão; Altura significativa da onda
		Ictiofauna	-
		Ictioplâncton	Al_t; Ba_d; Cu_p; $CaCO_3$; Vazão; Nitrato; Nitrito; Pressão; Temperatura
		Macroinvertebrados bentônicos	Fe_t; Hg_p; Pb_t; $CaCO_3$; Altura significativa da onda; Fósforo total
		Zooplâncton	Ag_t; Co_t; Pb_t; Cd_d; Ni_d; Ni_p; Pressão; Temperatura
	Foz Sul	**Carcinofauna**	Cd_t; Turbidez
		Fitoplâcton	As_t; Co_t; Fe_d; Turbidez
		Ictiofauna	-
		Ictioplâncton	Co_t; Mn_t; Pressão; Temperatura
		Macroinvertebrados bentônicos	Co_t; Z_t; Cascalho; Pressão; Turbidez
		Zooplâncton	Mn_t; Cd_d; MPS; Pressão; Temperatura

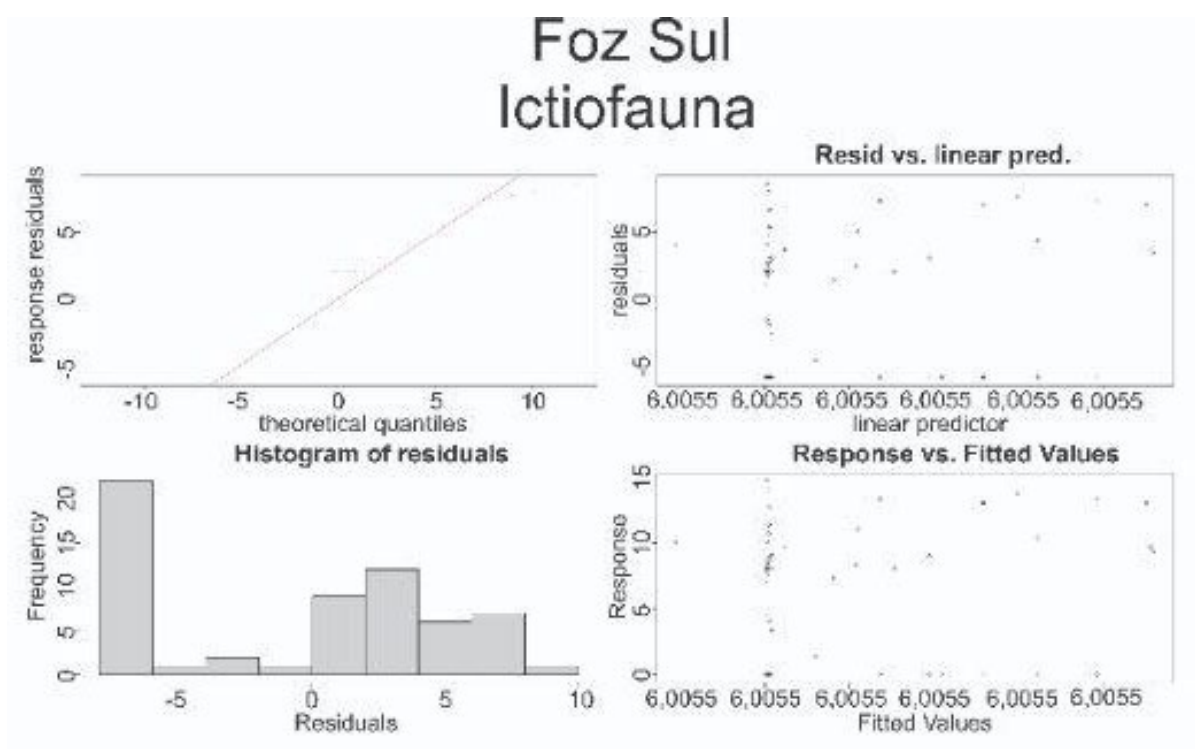
Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
	Foz Central	**Carcinofauna**	Cu_p; V_t; Matéria Orgânica; Nitrato; Nitrito; Pressão; Temperatura
		Fitoplâcton	Ba_t; Hg_t; Mn_t; Ni_t; Pb_t; Cd_p; Pressão
		Ictiofauna	Ba_d; Pb_d; CaCO3; Ortofosfato; Profundidade; Vazão
		Ictioplâncton	Ag_d; Ag_t; Ba_p; Cd_p; Co_p; Ni_t; Matéria Orgânica; Pressão
		Macroinvertebrados bentônicos	Co_t; Altura significativa da onda; Matéria Orgânica; Pressão
		Zooplâncton	Co_t; Hg_t; Pb_d; Cd_p; Nitrogênio total; Pressão; Temperatura
	Foz Norte	**Carcinofauna**	-
		Fitoplâcton	Al_t; Cr_t; Hg_t; Ni_d; Nitrato
		Ictiofauna	As_d; Mn_t; Silício; Vazão
		Ictioplâncton	Ba_d; Ni_t; Fluorescência; Nitrato
		Macroinvertebrados bentônicos	Cu_t; Hg_d; Ni_t; Areia
		Zooplâncton	Al_t; Ag_d; Cd_d; Co_d; Pb_d; Nitrogênio total; Pressão; Altura significativa da onda
	Norte	**Carcinofauna**	Ag_d; Ag_t; Al_t; Cr_d; Mn_d; Pb_d; COD; Salinidade
		Fitoplâcton	Al_t; Co_t; Mn_t; Ag_d; As_d; Co_d; Nitrito; Salinidade; Vazão
		Ictiofauna	Ag_t; Ba_t; Cr_t; Ni_p; Cascalho; Profundidade

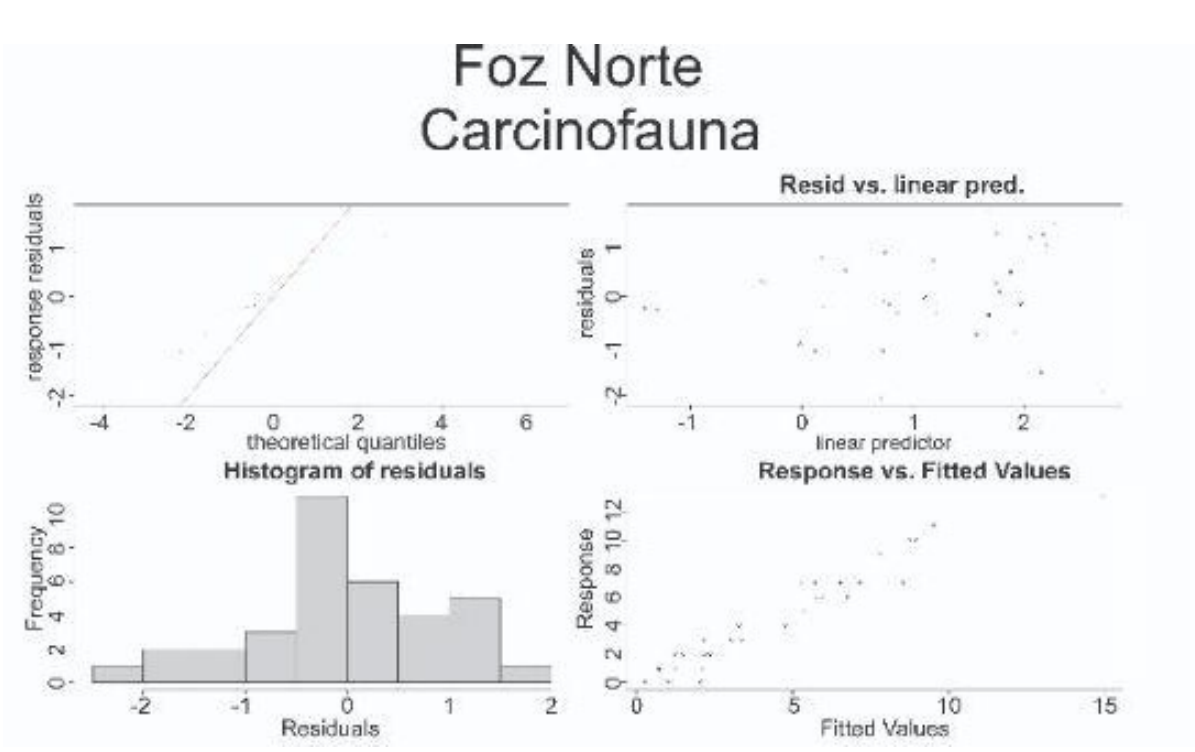
Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
		Ictioplâncton	Ni_d; Ni_t; V_t; Pressão; Salinidade; Silício
		Macroinvertebrados bentônicos	Ag_d; Ba_p; Co_t; Cr_d; Hg_p; Mn_d; Pb_d; $CaCO_3$; Matéria orgânica
		Zooplâncton	Hg_t; Ni_d; V_d; Cu_p; Ortofosfato; Pressão; Vazão
	Abrolhos	**Fitoplâcton**	-
		Ictiofauna	-
		Ictioplâncton	-
		Zooplâncton	-
Costeiro - Praias	**Compartimento A**	**Macrofauna bentônica**	As_pt; Cr_pt; Ni_pt; Assimetria; Cascalho; Teor de Carbonato de cálcio
		Meiofauna bentônica	As_pt; Diâmetro médio; Lama
	Compartimento B	**Macrofauna bentônica**	Fe_pt; Sn_pt; Assimetria; Cascalho; Lama; Teor Carbonato de cálcio
		Meiofauna bentônica	Al_pt; Cd_pt; Cu_pt; Ni_pt
	Compartimento B'	**Macrofauna bentônica**	As_pt; Cascalho; Diâmetro médio
		Meiofauna bentônica	Cd_pt; Ni_pt; Areia; Teor de minerais pesados
	Compartimento C	**Macrofauna bentônica**	Al_pt; Sn_pt; Zn_pt; Assimetria; Cascalho
		Meiofauna bentônica	Cd_pt; Cu_pt; Sn_pt; Zn_pt; Areia; Cascalho; Diâmetro médio

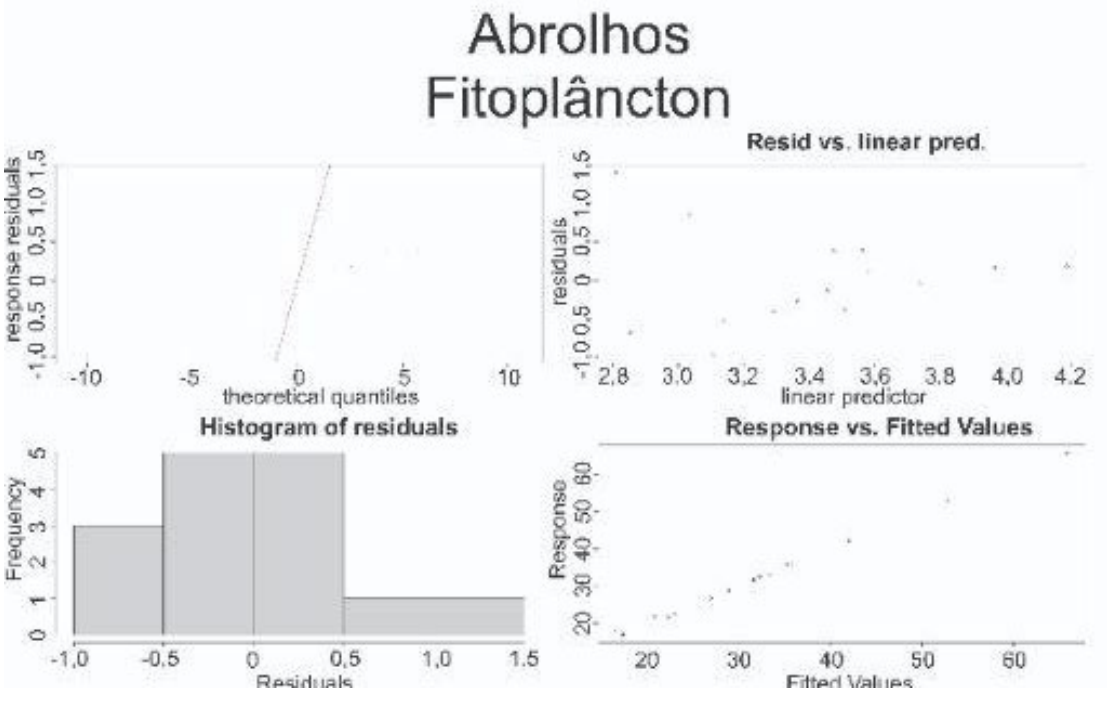
15.2.1 **Ajustes dos modelos Generalized Additive Models GAM**

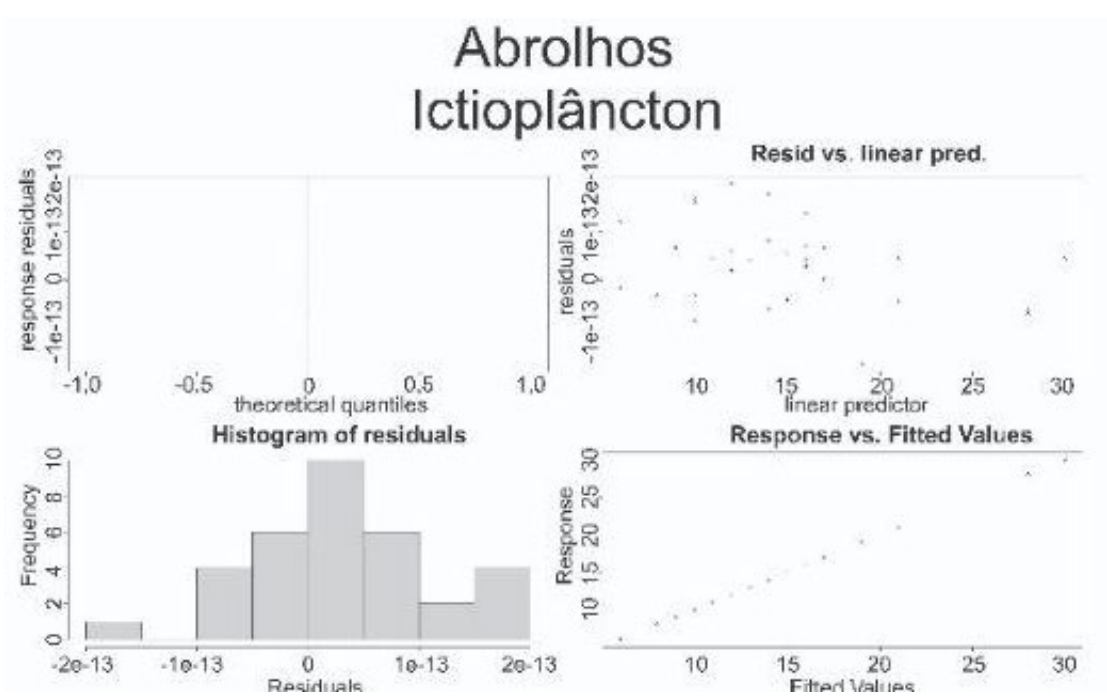
Figura 108: Modelos não ajustados de acordo com os parâmetros da função gam.check para Generalized Additive Models. Aqui são apresentados, para cada modelo separadamente, os Quantis teóricos dos resíduos (superior à esquerda), com bom ajuste indicado pela proximidade dos pontos com a linha vermelha traçada; Histograma da distribuição dos resíduos (inferior à esquerda), com bom ajuste indicado por uma distribuição aproximadamente normal; gráfico de Resíduos vs. Preditor linear (superior à direita), com bom ajuste indicado por uma distribuição aleatória dos pontos, sem padrões discerníveis; e um gráfico de Respostas vs. Valores ajustados (inferior à direita), com bom ajuste indicado por uma distribuição homogênea diagonal dos pontos.

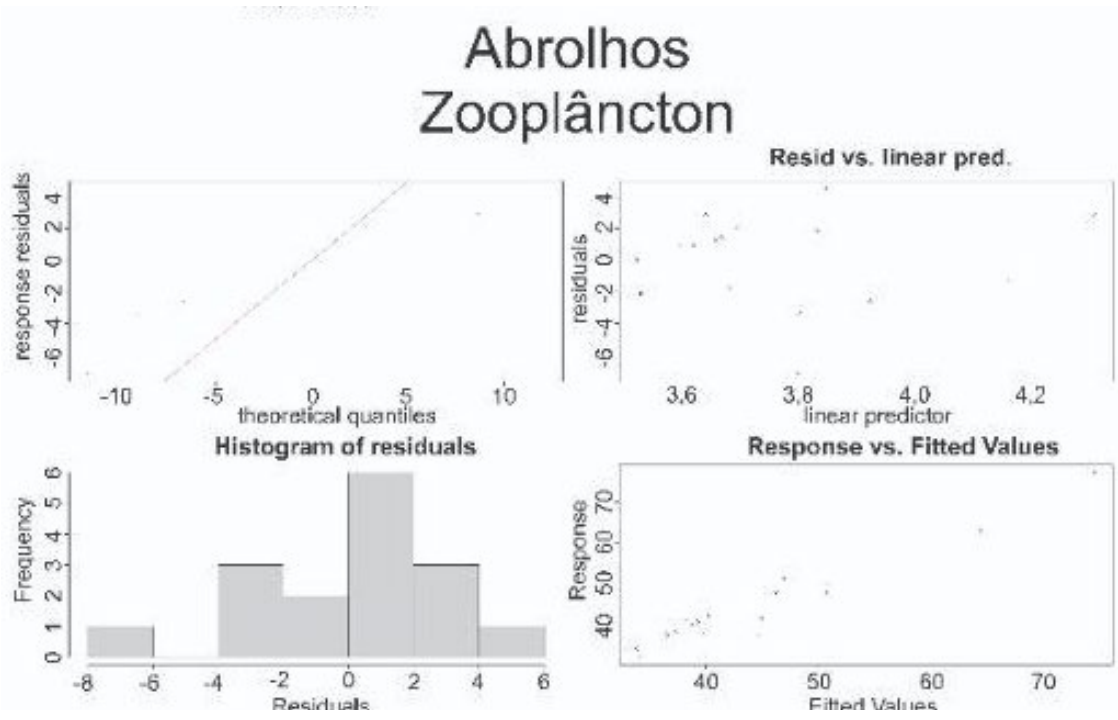







Abrolhos
Fitoplâncton
response residuals
theoretical quantiles
Resid vs. linear pred.
residuals
linear predictor
Histogram of residuals
Frequency
Residuals
Response vs. Fitted Values
Response
Fitted Values


Abrolhos
Ictioplâncton
response residuals
theoretical quantiles
Resid vs. linear pred.
residuals
linear predictor
Histogram of residuals
Frequency
Residuals
Response vs. Fitted Values
Response
Fitted Values


Abrolhos
Zooplâncton
response residuals
theoretical quantiles
Resid vs. linear pred.
residuals
linear predictor
Histogram of residuals
Frequency
Residuals
Response vs. Fitted Values
Response
Fitted Values

15.2.2 **Ajustes dos modelos Dynamic Generalized Additive models - DGAM**

Tabela 12: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas dulcícolas afetadas pelo MLD. Modelos não ajustados pelo GAM não foram inclusos por não estarem ajustados. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS/DPRS

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
Lagoas	Fitoplâncton	C1	1,00	47,76	Ajustado
		C_SECAS	1,00	83,31	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	90,16	Ajustado
	Macrófitas	C1	1,00	29,91	Ajustado
		C_SECAS	1,00	28,03	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	64,96	Ajustado
	Perifíton	C1	1,01	84,76	Ajustado
		C_SECAS	1,00	73,43	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	140,11	Ajustado#
	Zooplâncton	C1	1,00	65,35	Ajustado
		C_SECAS	1,00	42,10	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	63,96	Ajustado
Lagos	Fitoplâncton	C1	1,00	51,50	Ajustado
		C_SECAS	1,00	63,09	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	66,40	Ajustado
	Ictiofauna	C1	1,00	11,77	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
		C_SECAS	1,00	11,33	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	15,94	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	1,00	4,47	Ajustado
		C_SECAS	1,00	4,20	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	6,86	Ajustado
	Macrófitas	C1	1,00	56,38	Ajustado
		C_SECAS	1,01	42,00	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	78,39	Ajustado
	Perifíton	C1	1,00	83,05	Ajustado
		C_SECAS	1,00	84,29	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	198,23	Não ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	31,81	Ajustado
		C_SECAS	1,00	39,49	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	43,76	Ajustado
Fluvial	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,00	112,92	Ajustado#
		C_SECAS	1,00	169,58	Não ajustado
		C_HIDRO	1,00	104,73	Ajustado#

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
	Fitoplâncton	C1	1,00	55,91	Ajustado
		C_SECAS	1,00	50,28	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	78,28	Ajustado
	Ictiofauna	C1	1,00	45,94	Ajustado
		C_SECAS	1,00	51,02	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	63,56	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	1,00	35,28	Ajustado
		C_SECAS	1,00	37,41	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	241,31	Não ajustado
	Macrófitas	C1	1,00	49,91	Ajustado
		C_SECAS	1,00	58,59	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	47,68	Ajustado
	Perifíton	C1	1,00	132,70	Ajustado#
		C_SECAS	1,00	143,91	Ajustado#
		C_HIDRO	1,00	157,89	Não ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	108,73	Ajustado#
		C_SECAS	1,00	127,40	Ajustado#

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
		C_HIDRO	1,00	227,76	Não ajustado

Tabela 13: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas marinhas afetadas pelo MLD. Modelos não ajustados pelo GAM não foram inclusos por não estarem ajustados. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS/DPRS

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz	Carcinofauna	C1	1,01	6,66	Ajustado
		C_METEO	1,00	108,19	Ajustado#
		C_HIDRO	1,00	252,25	Não ajustado
	Fitoplâncton	C1	1,00	48,90	Ajustado
		C_METEO	1,00	582,51	Não ajustado
		C_HIDRO	1,00	204,01	Não ajustado
	Ictioplâncton	C1	5,79E+14	27,54	Não ajustado
		C_METEO	1,30	124,39	Não ajustado
		C_HIDRO	1,16	120,33	Não ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,00	9,89	Ajustado
		C_METEO	1,00	30,99	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	123,46	Ajustado#
	Zooplâncton	C1	1,01	62,59	Ajustado
		C_METEO	1,00	458,50	Não ajustado
		C_HIDRO	1,03	129,80	Ajustado#
Foz Sul	Carcinofauna	C1	1,00	12,99	Ajustado
		C_METEO	1,00	25,33	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	13,62	Ajustado
	Fitoplâncton	C1	1,00	22,76	Ajustado
		C_METEO	1,00	44,60	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	23,37	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
Foz Central	Ictioplâncton	C1	1,00	16,89	Ajustado
		C_METEO	1,00	60,44	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	147,70	Ajustado#
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,01	7,08	Ajustado
		C_METEO	1,01	24,28	Ajustado
		C_HIDRO	1,01	6,51	Ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	43,58	Ajustado
		C_METEO	1,00	57,49	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	44,71	Ajustado
	Carcinofauna	C1	1,35e+14	13,64	Não ajustado
		C_METEO	2,28	79,34	Não ajustado
		C_HIDRO	9,80E+13	31,91	Não ajustado
	Fitoplâncton	C1	1,00	23,39	Ajustado
		C_METEO	1,00	118,47	Ajustado#
		C_HIDRO	1,00	52,81	Ajustado
	Ictiofauna	C1	1,00	16,67	Ajustado
		C_METEO	1,00	414,56	Não ajustado
		C_HIDRO	1,00	50,41	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	1,00	13,29	Ajustado
		C_METEO	1,00	53,61	Ajustado
		C_HIDRO	NA	42439,72	Não ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,00	7,86	Ajustado
		C_METEO	1,01	20,22	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
		C_HIDRO	1,00	57,82	Ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	47,89	Ajustado
		C_METEO	1,00	114,43	Ajustado#
		C_HIDRO	1,00	46,21	Ajustado
Foz Norte	**Fitoplâncton**	C1	1,00	40,77	Ajustado
		C_METEO	1,01	98,72	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	95,20	Ajustado
	Ictiofauna	C1	1,01	10,31	Ajustado
		C_METEO	1,00	20,34	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	11,29	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	1,00	11,85	Ajustado
		C_METEO	1,00	15,30	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	14,10	Ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,00	8,13	Ajustado
		C_METEO	1,00	8,32	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	8,19	Ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	42,80	Ajustado
		C_METEO	1,00	184,77	Não ajustado
		C_HIDRO	1,00	69,97	Ajustado
Norte	**Carcinofauna**	C1	1,00	11,54	Ajustado
		C_METEO	1,00	86,58	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	78,40	Ajustado
	Fitoplâncton	C1	1,00	77,69	Ajustado
		C_METEO	NA	6460349,00	Não ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
		C_HIDRO	NA	34352597,00	Não ajustado
	Ictiofauna	C1	1,00	66,71	Ajustado
		C_METEO	1,00	117,55	Ajustado#
		C_HIDRO	NA	1546478,00	Não ajustado
	Ictioplâncton	C1	1,00	9,78	Ajustado
		C_METEO	1,00	248,63	Não ajustado
		C_HIDRO	1,00	211,44	Não ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	1,00	16,76	Ajustado
		C_METEO	1,00	25,46	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	35,60	Ajustado
	Zooplâncton	C1	1,00	78,55	Ajustado
		C_METEO	1,00	90,43	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	333,70	Não ajustado

Tabela 14: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas costeiras afetadas pelo MLD.[#] = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS/DPRS.

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
Praias Macrofauna	Compartimento A	C1	1,00	43,34	Ajustado
		C_METEO	1,00	97,13	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	30,85	Ajustado
	Compartimento B	C1	1,00	8,63	Ajustado
		C_METEO	1,00	27,75	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	20,64	Ajustado
	Compartimento B'	C1	1,00	10,58	Ajustado
		C_METEO	1,00	10,73	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	12,04	Ajustado
	Compartimento C	C1	1,00	20,92	Ajustado
		C_METEO	1,00	59,85	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	20,22	Ajustado
Praias Meiofauna	Compartimento A	C1	1,00	9,52	Ajustado
		C_METEO	1,00	10,75	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	13,95	Ajustado
	Compartimento B	C1	1,00	6,10	Ajustado
		C_METEO	1,00	6,89	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	5,65	Ajustado
	Compartimento B'	C1	1,00	11,63	Ajustado
		C_METEO	1,00	9,80	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	10,61	Ajustado
	Compartimento C	C1	1,00	13,88	Ajustado
		C_METEO	1,00	16,49	Ajustado
		C_HIDRO	1,01	6,53	Ajustado

15.2.3 **Modelos de distribuição posterior (mvgam_forecast) dos cenários**

A partir deste ponto, serão indicados os resultados suplementares dos modelos DGAM, demonstrando as figuras de comparação de todos os cenários de cada comunidade separadamente e as tabelas indicativas de declínio e de aumento dos modelos de previsão

Figura 109: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Dulcícola. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas vermelhas representam o cenário C_SECAS, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

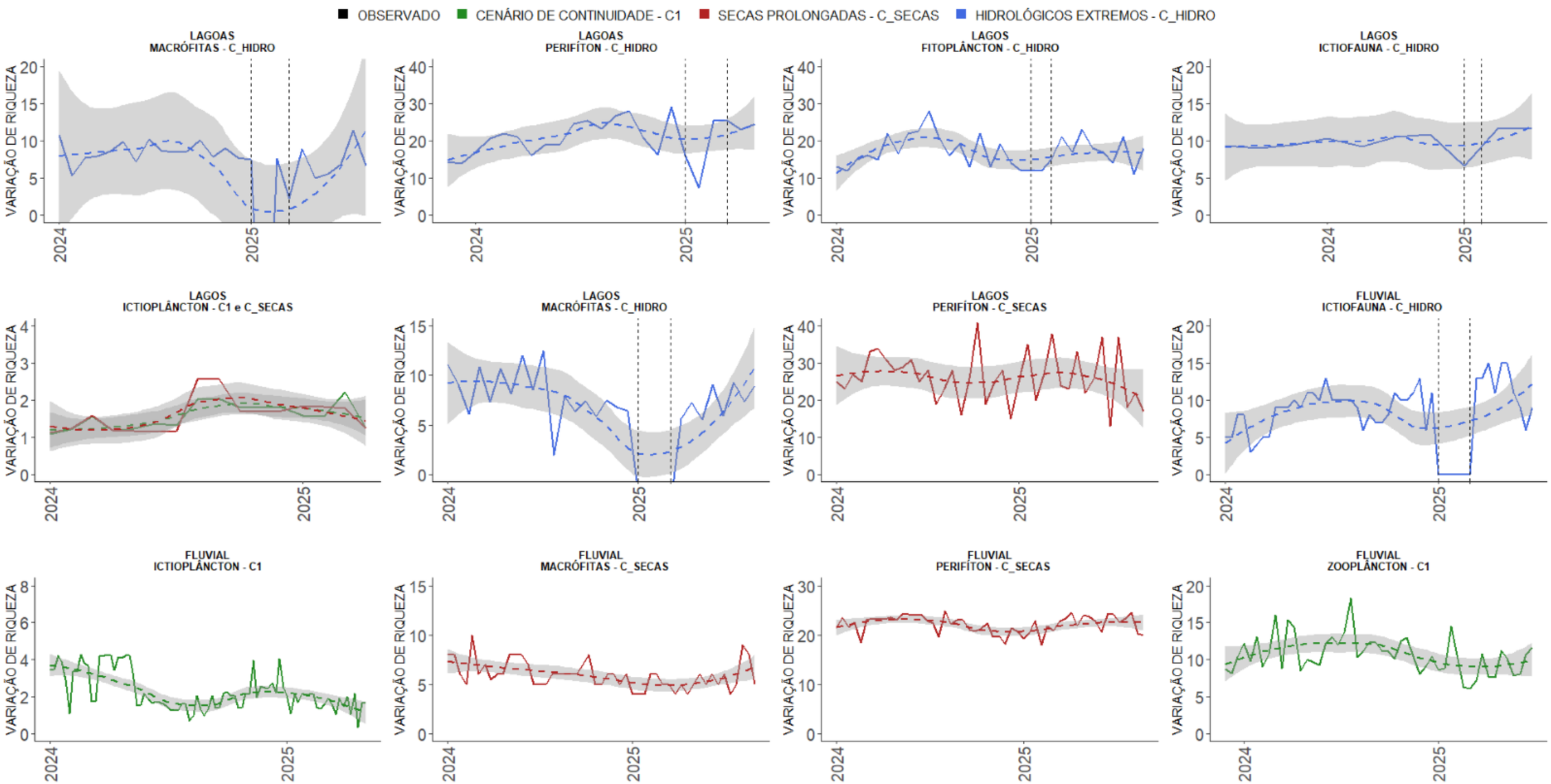


Figura 110: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Marinho. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas laranjas representam o cenário C_METEO, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

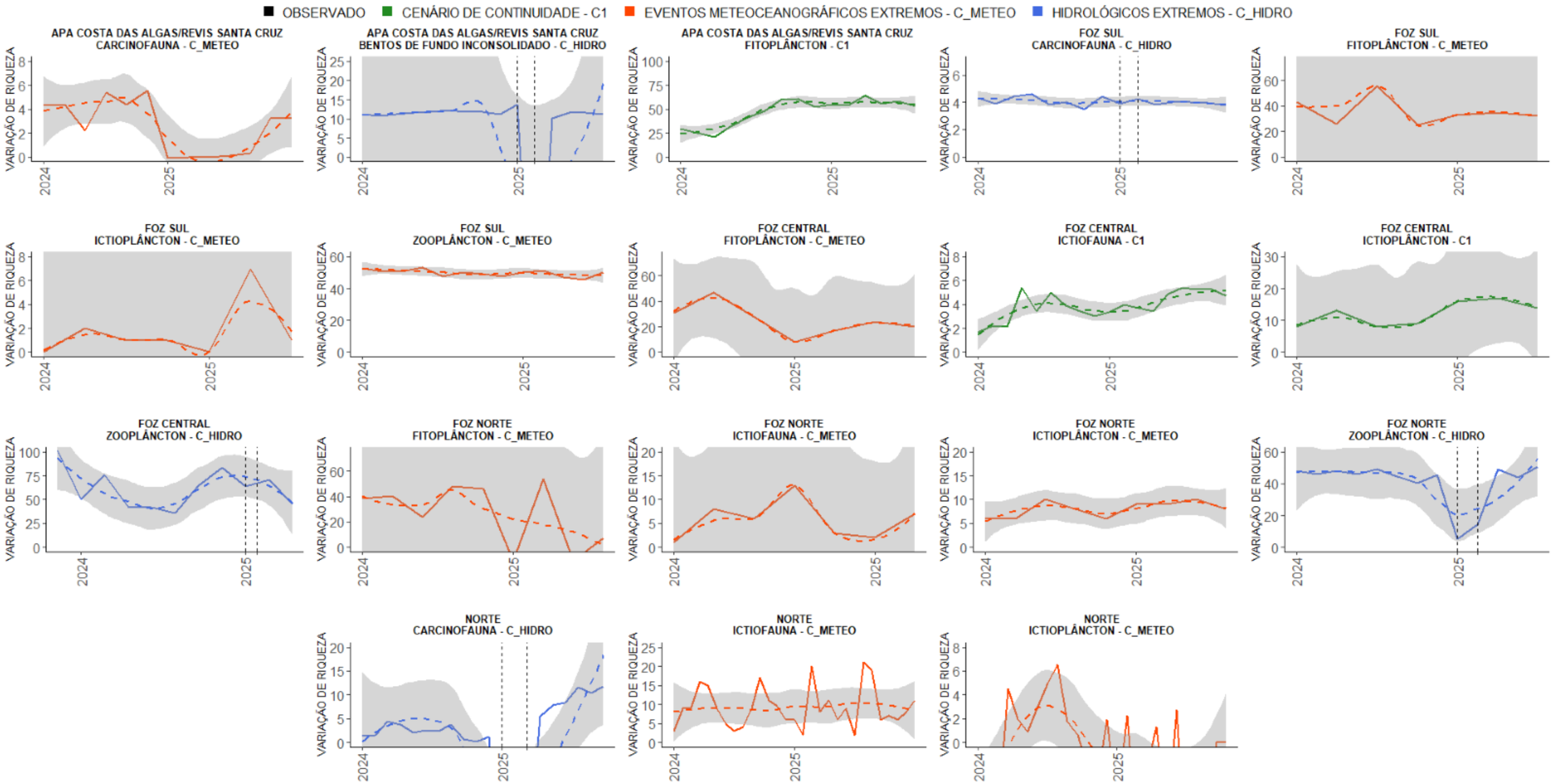


Figura 111: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Dulcícola. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas laranjas representam o cenário C_METEO, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

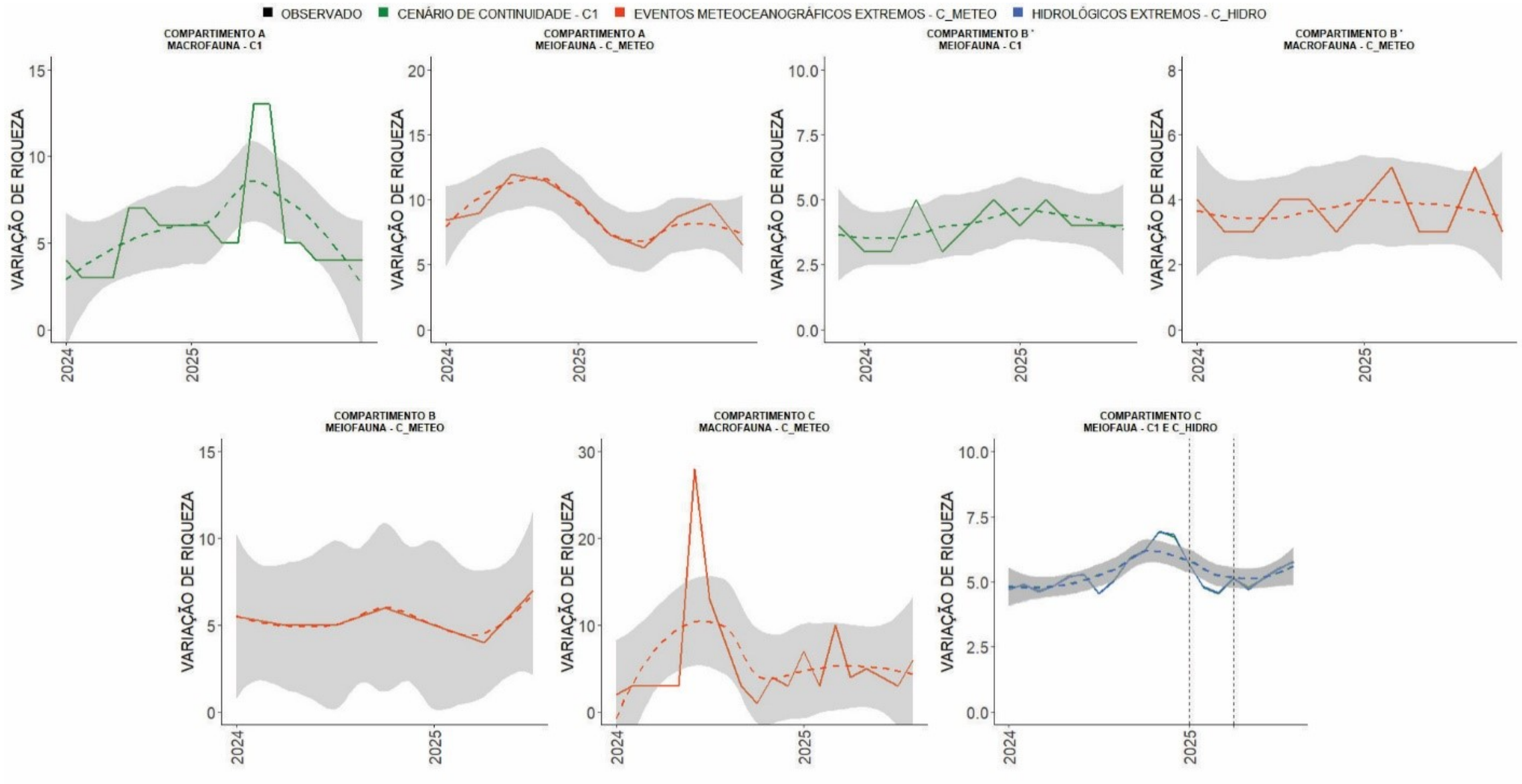


Figura 112: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Lagoas do ambiente dulcícola. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

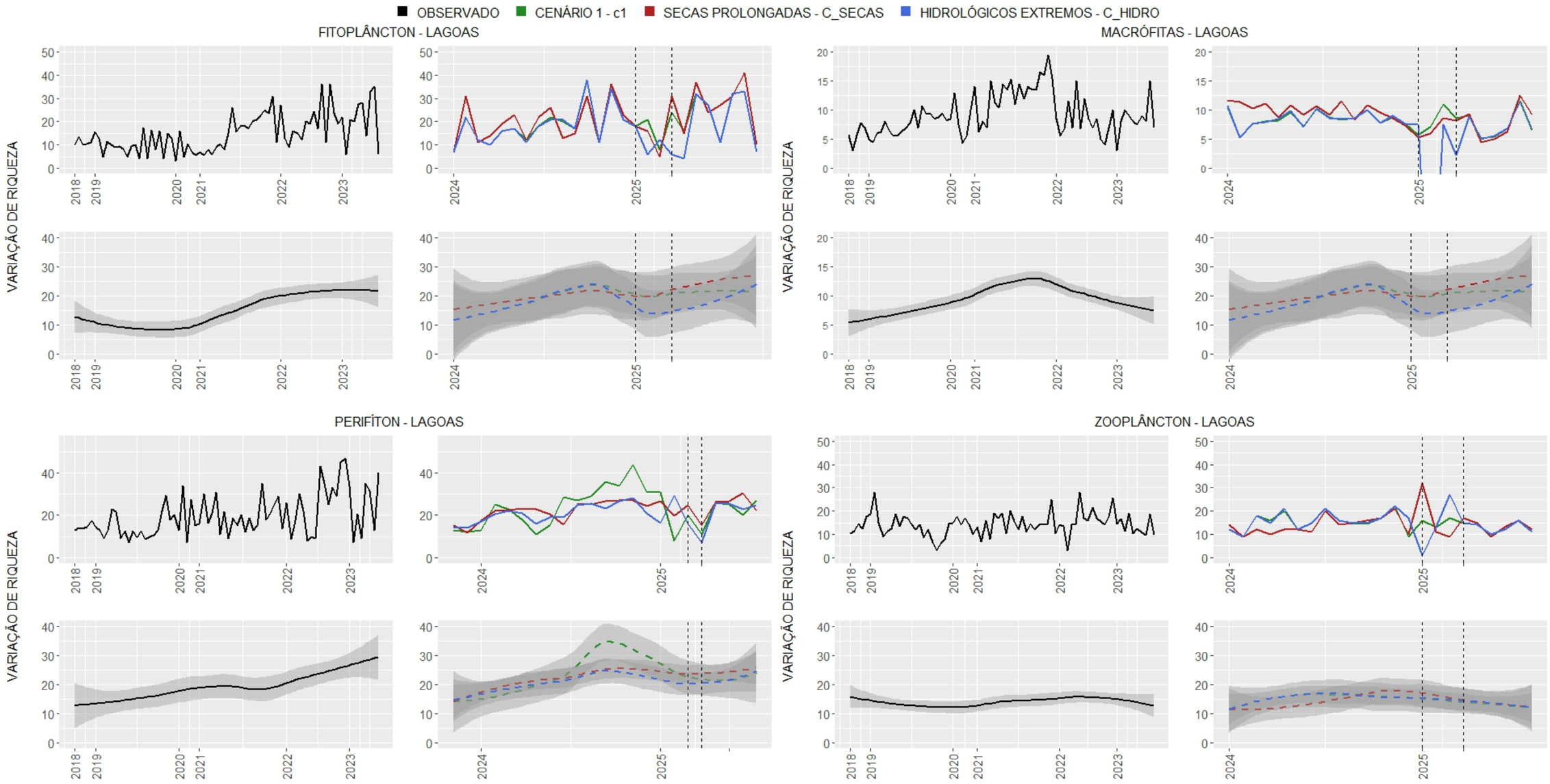


Figura 113: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Lagos do ambiente dulcícola. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

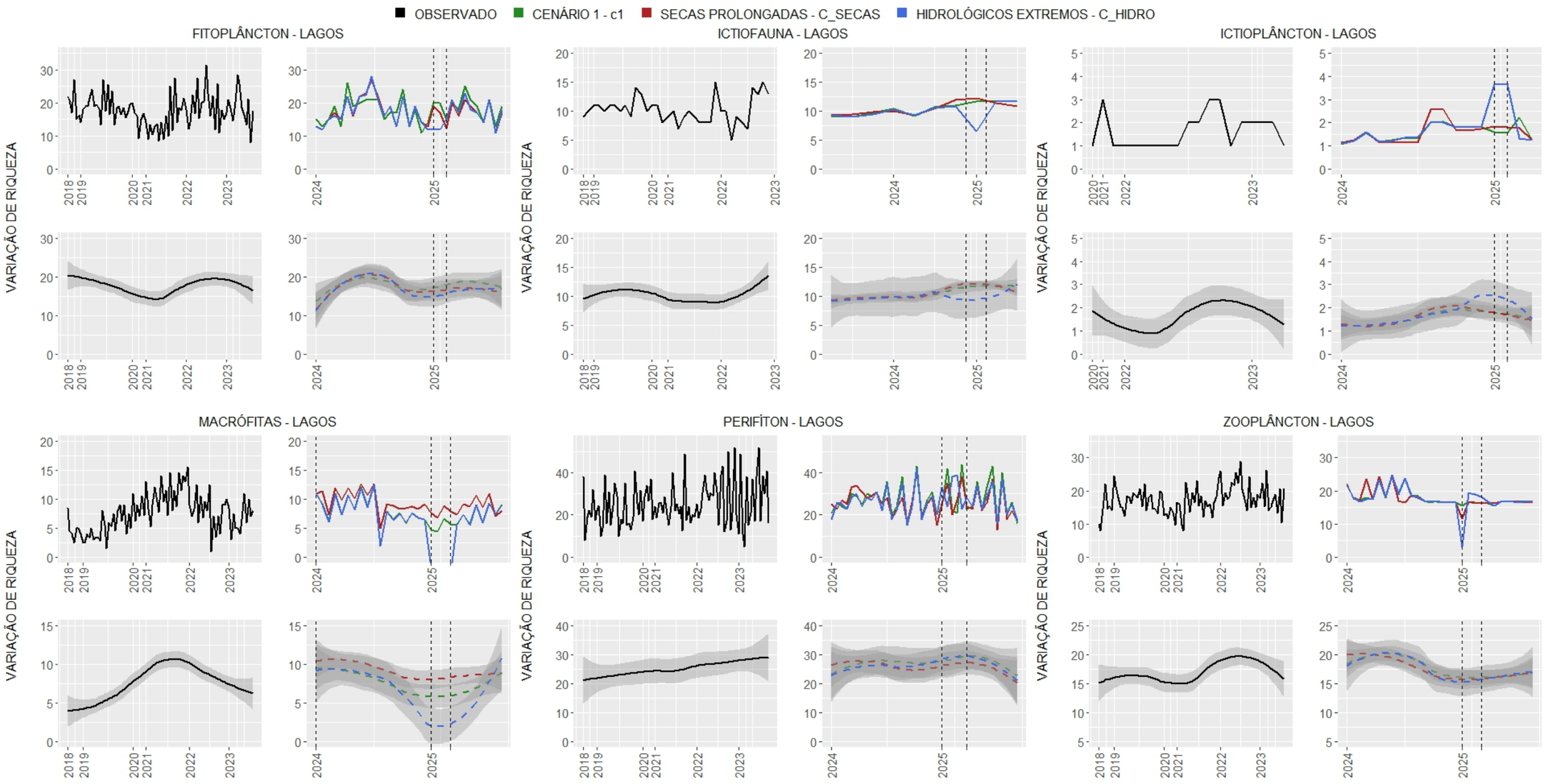


Figura 114: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Fluvial do ambiente dulcícola. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

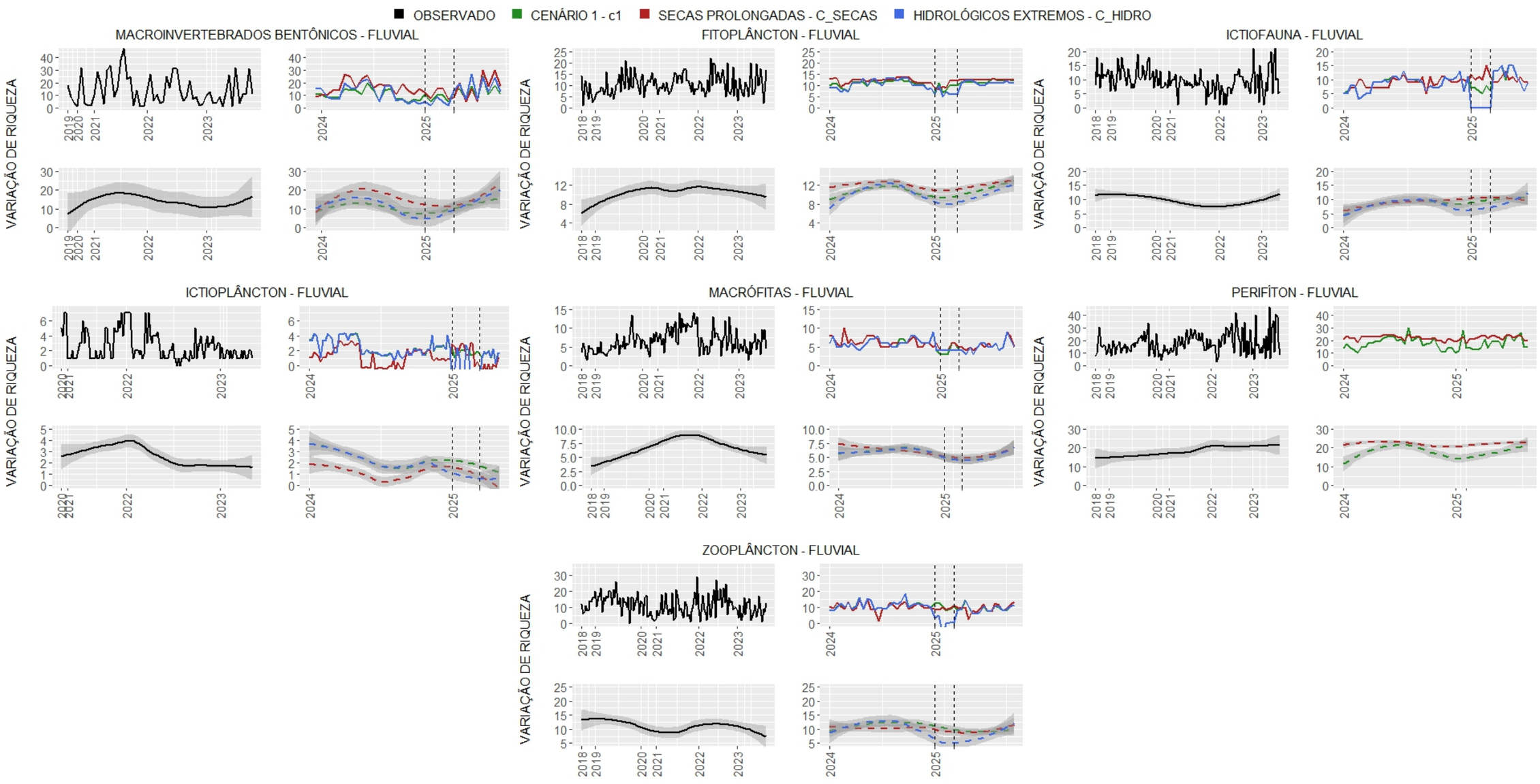


Figura 115: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz do ambiente marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

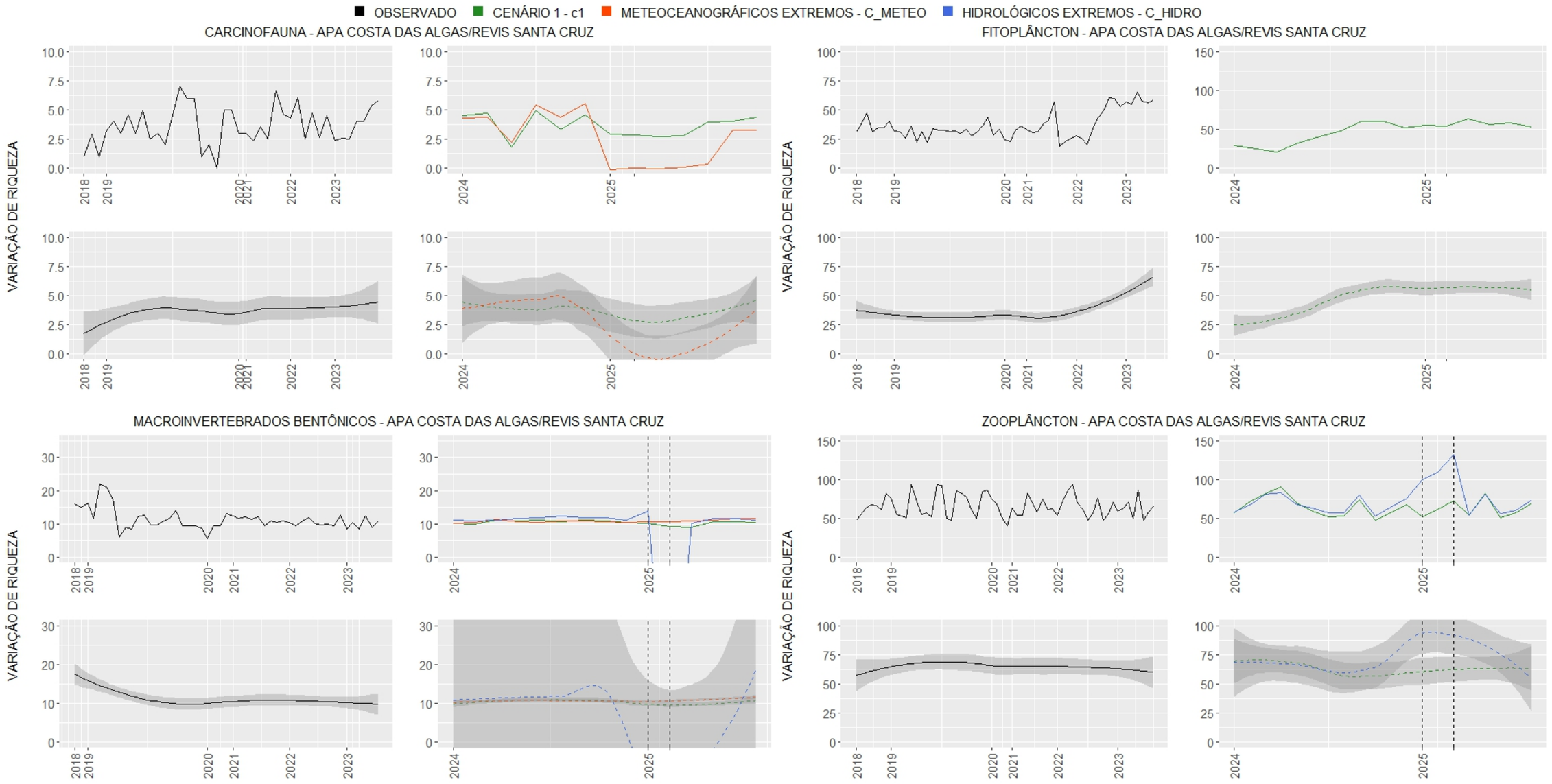


Figura 116: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Sul do ambiente marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

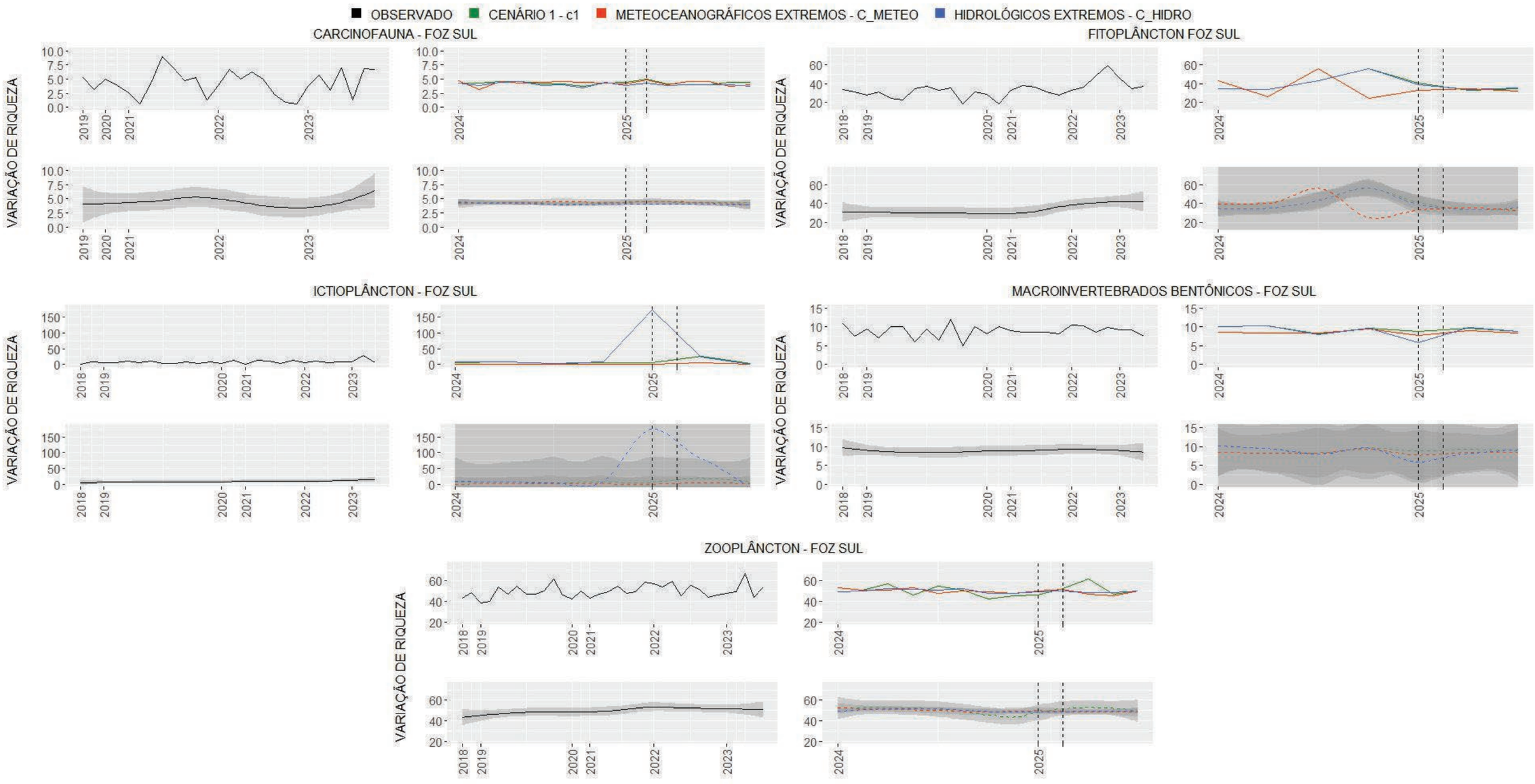


Figura 117: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Central do ambiente marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

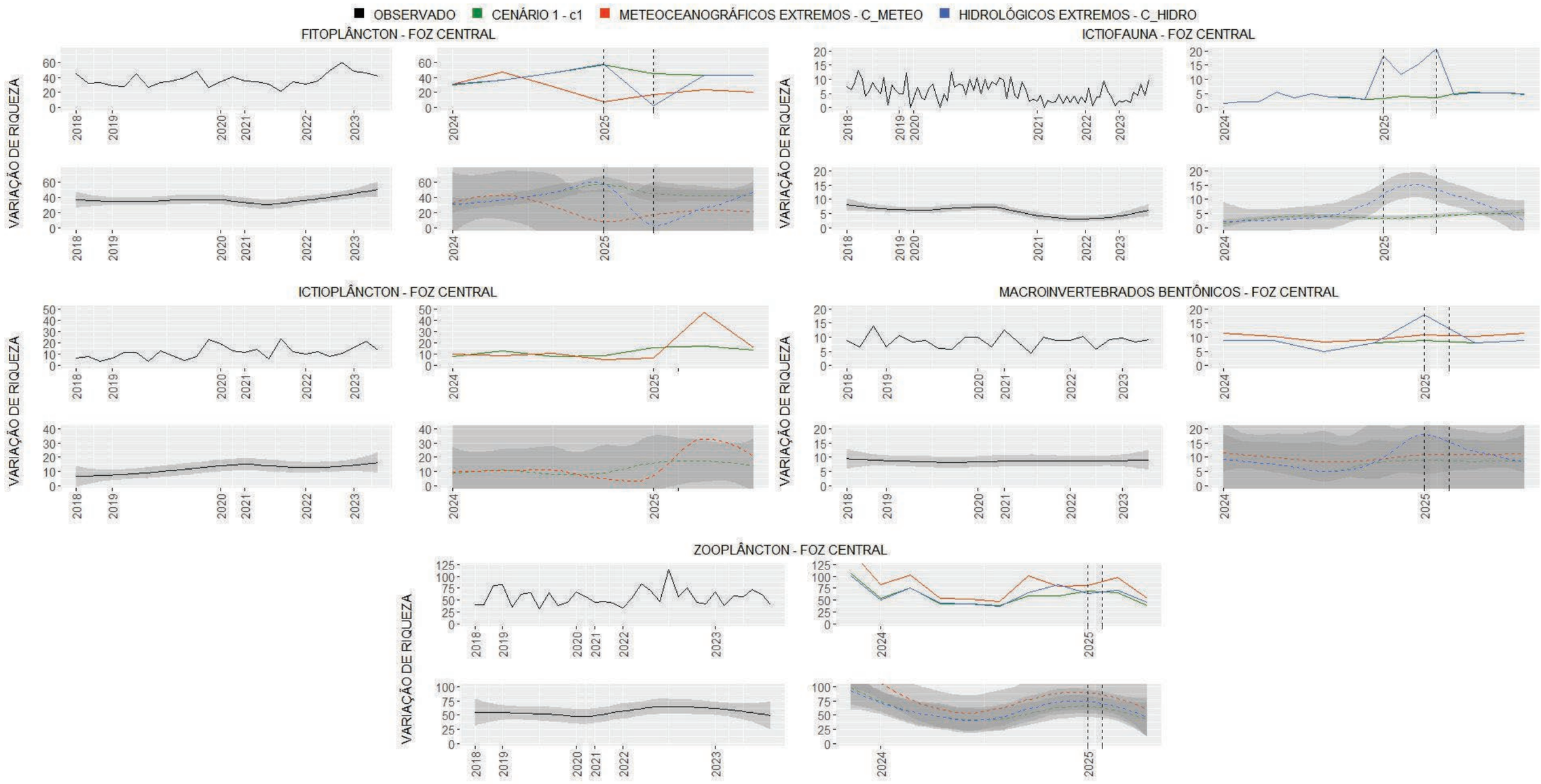


Figura 118: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Norte do ambiente marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

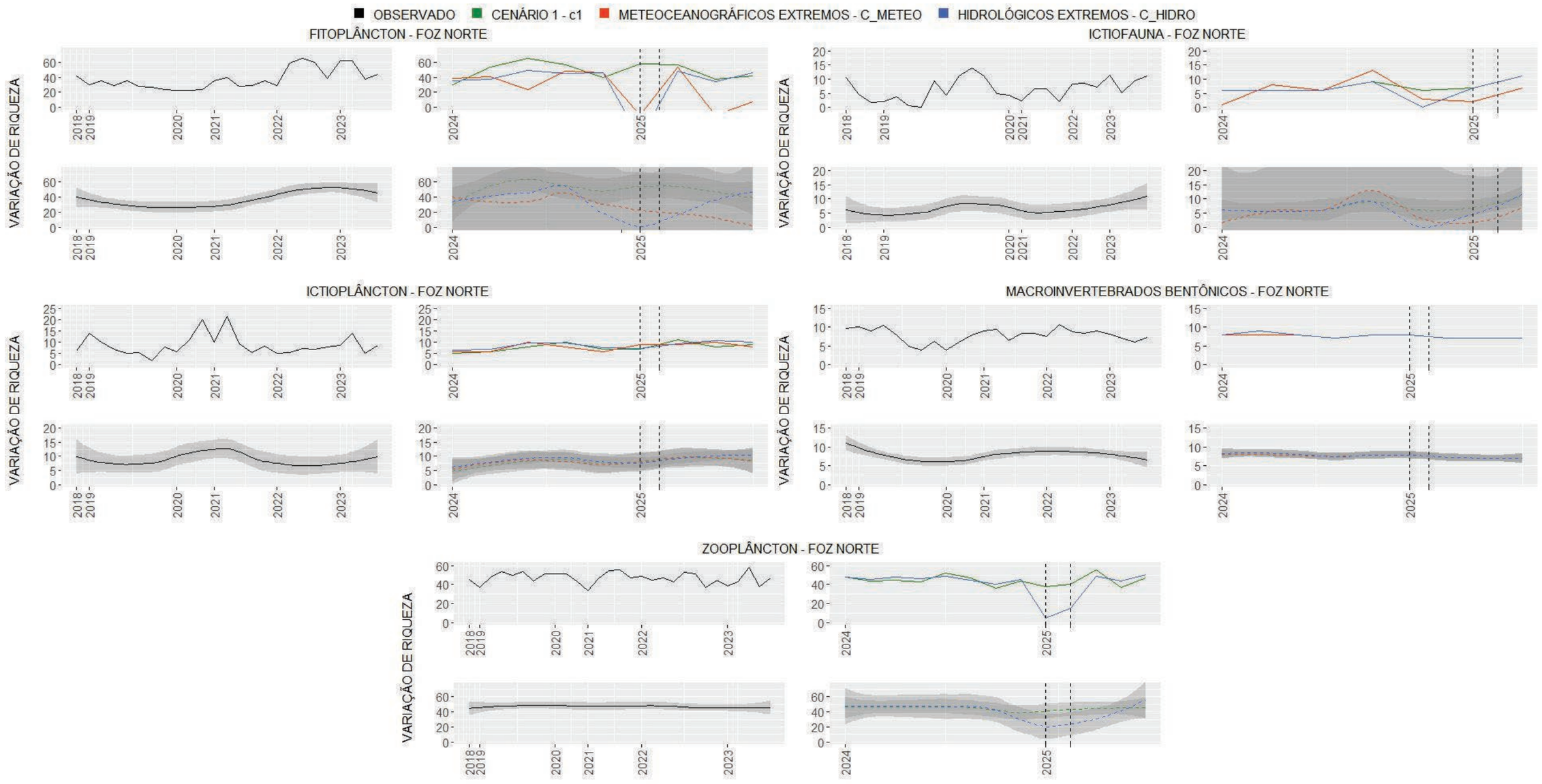


Figura 119: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Norte do ambiente marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

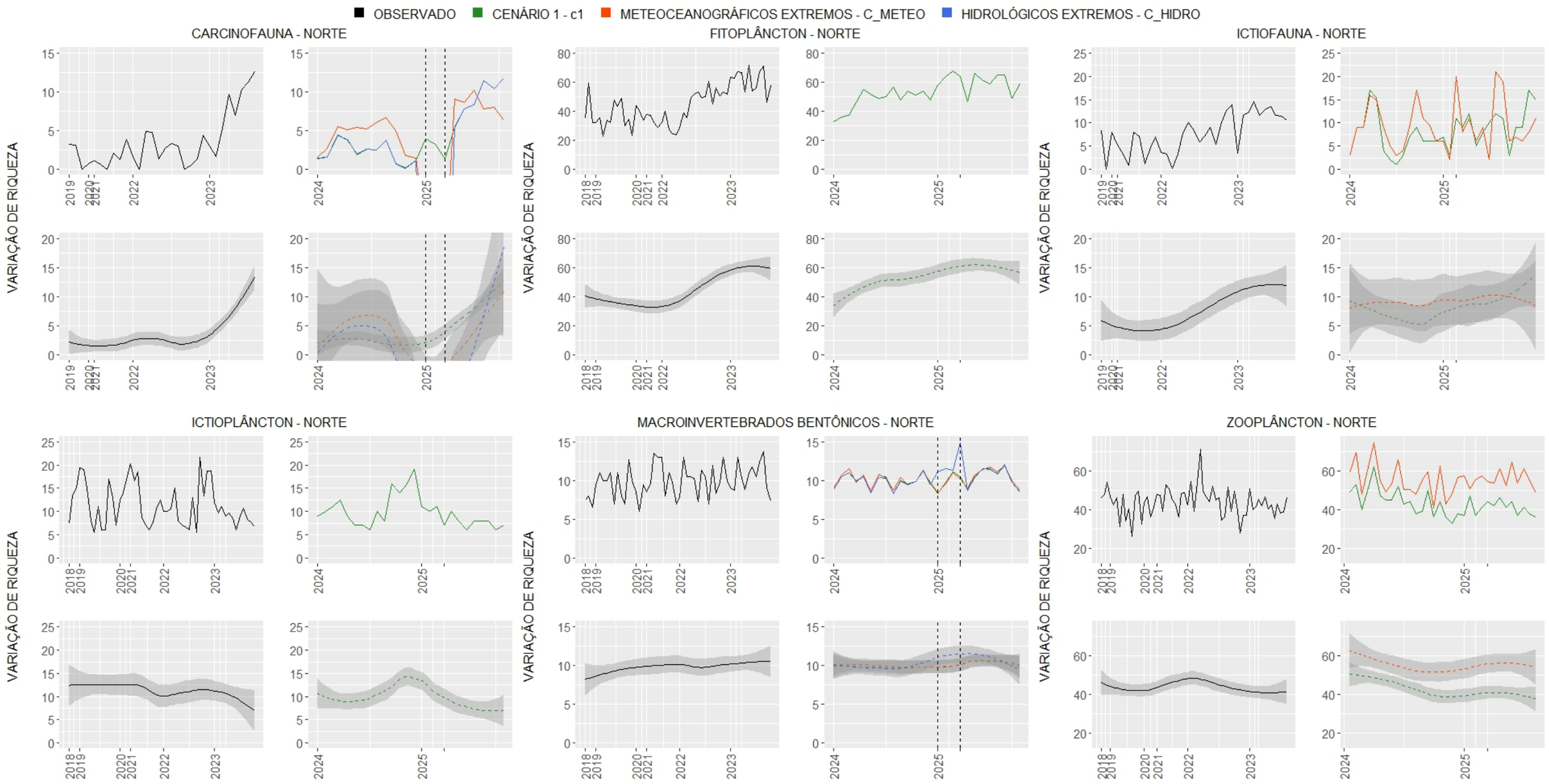


Figura 120: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do compartimento A do ambiente costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

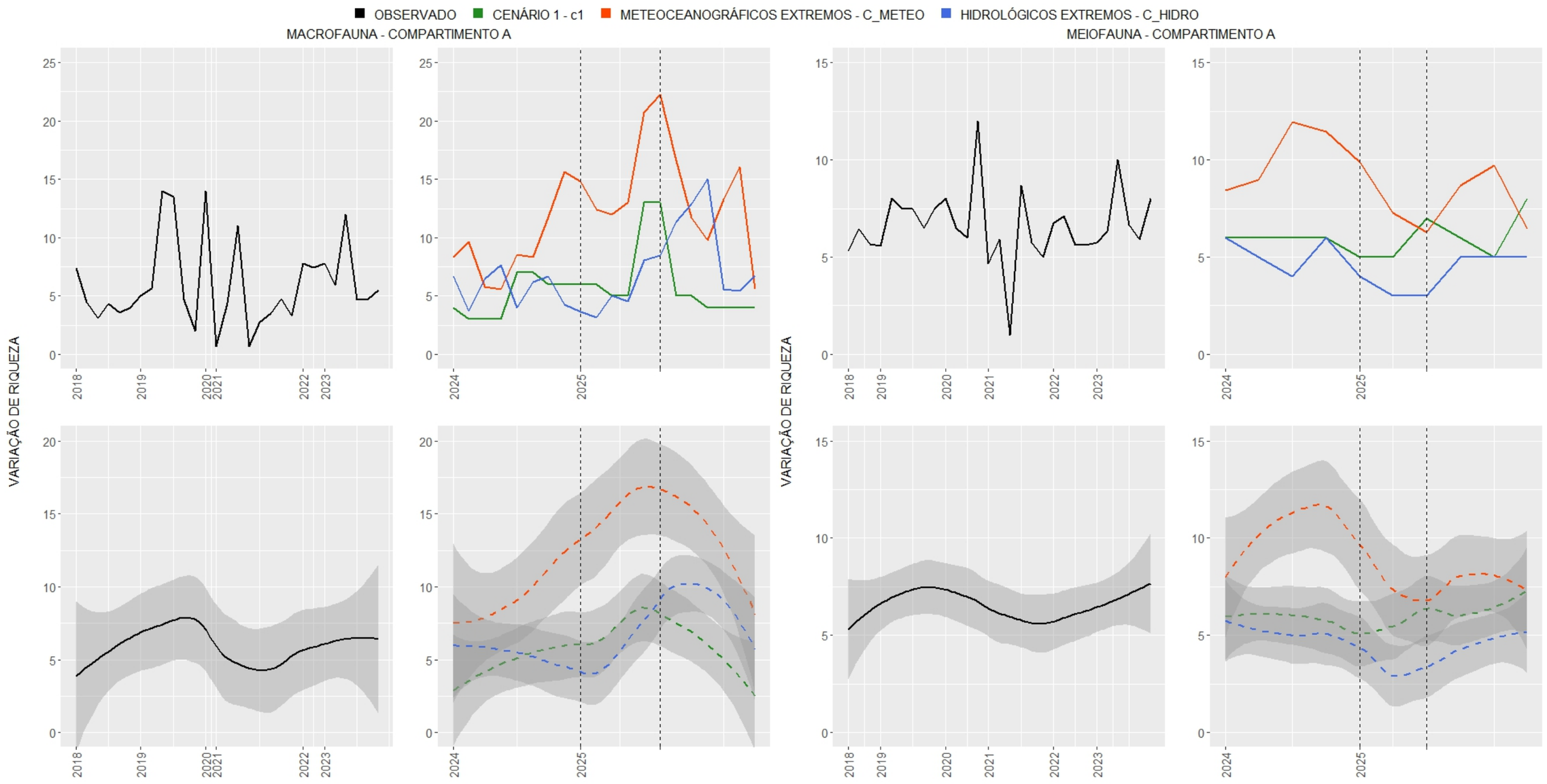


Figura 121: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do compartimento B do ambiente costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

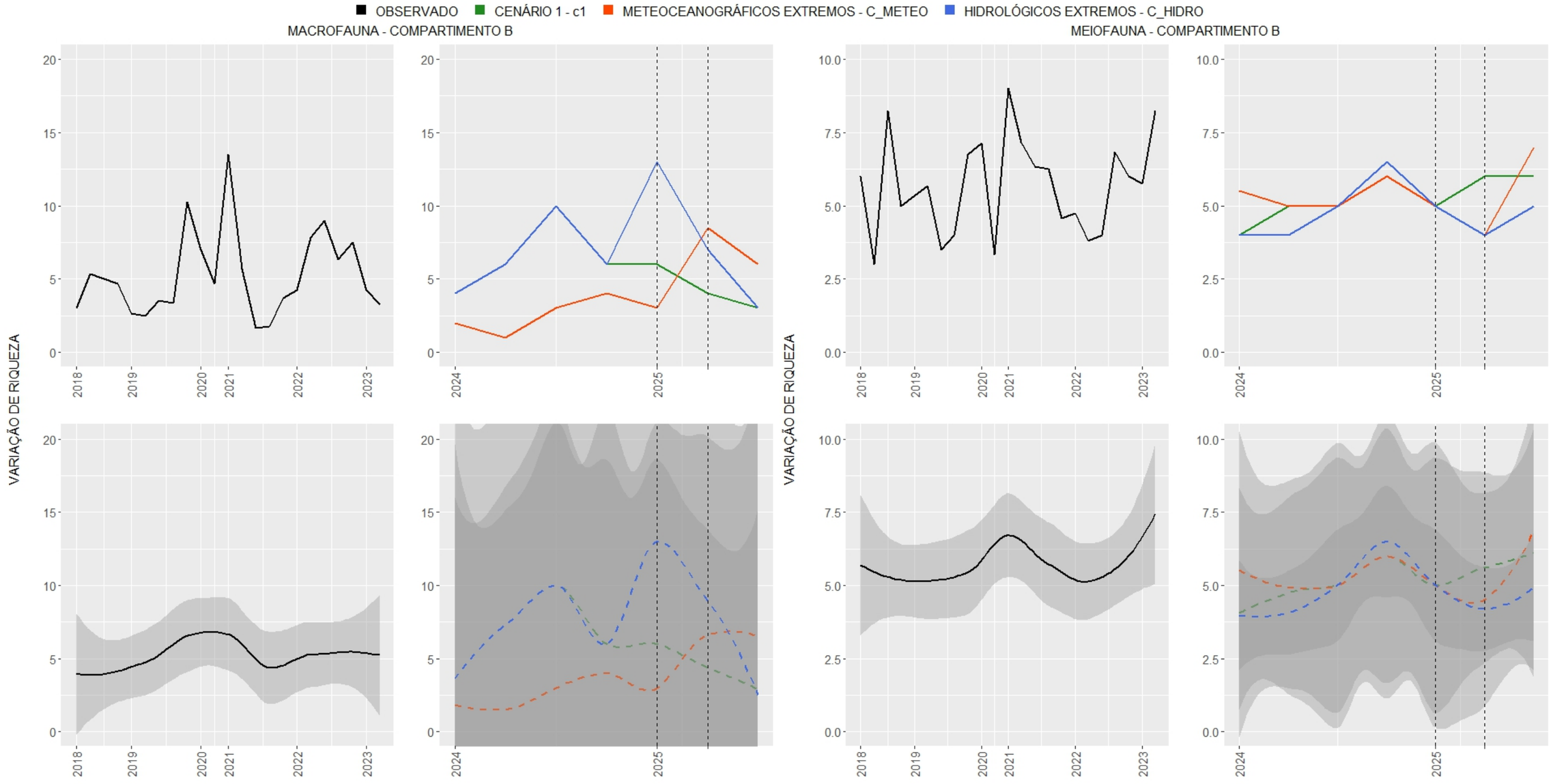


Figura 122: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do compartimento B' do ambiente costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

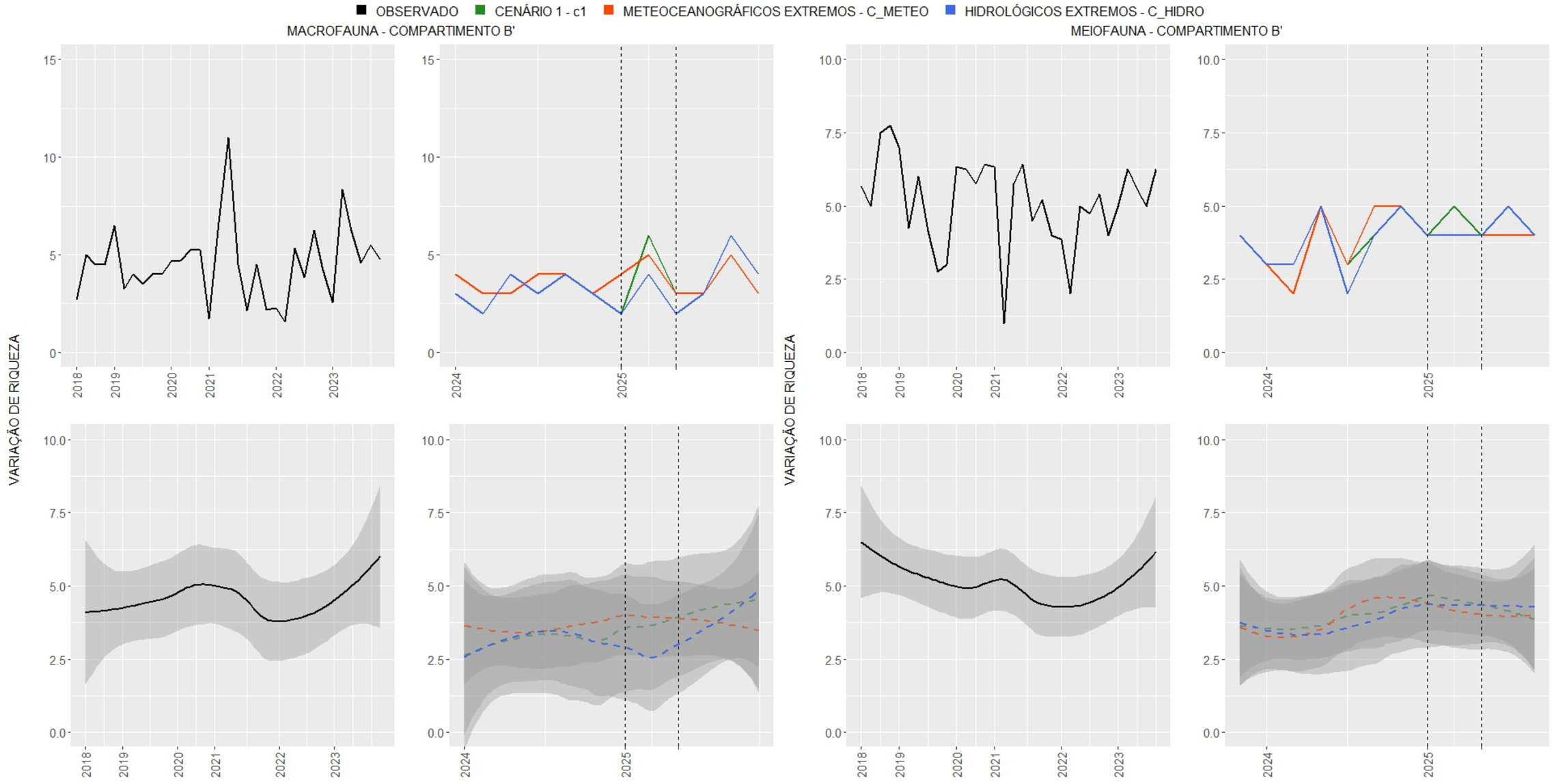
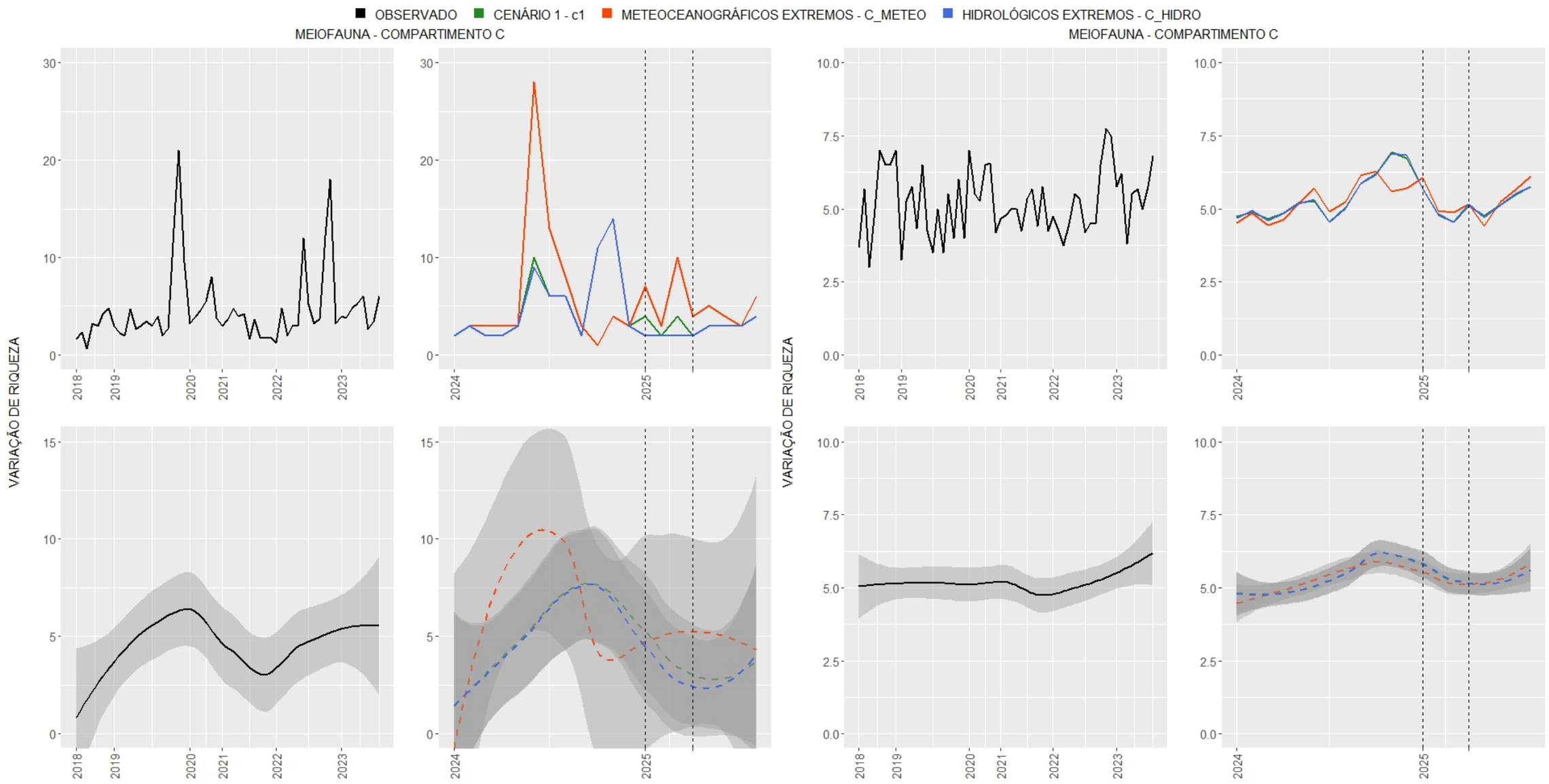


Figura 123: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do compartimento C do ambiente costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest-UFES. Gráficos inferiores demonstrando a tendência geral dos dados por meio de suavização ajustada pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.



15.2.4 Avaliação dos declínios e aumentos dos coeficientes das séries temporais projetadas

Tabela 15: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades dulcícolas. O indicativo de aumento ou do declínio está relacionado à diferença do coeficiente da série temporal dos cenários projetados em relação ao coeficiente da série temporal observada (2022 – 2023). X = indica que não houve ajuste do modelo neste cenário.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Lagoas	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,21	-
		C1	0,36	Aumento
		C_SECAS	0,42	Aumento
		C_HIDRO	0,22	Aumento
	Macrófitas	Observado (2022 – 2023)	0,02	-
		C1	-0,03	Declínio
		C_SECAS	-0,16	Declínio
		C_HIDRO	-0,19	Declínio
	Perifíton	Observado (2022 – 2023)	0,21	-
		C1	0,46	Declínio
		C_SECAS	0,36	Declínio
		C_HIDRO	0,37	Declínio
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,09	-
		C1	-0,09	Mantém
		C_SECAS	0,10	Aumento
		C_HIDRO	-0,07	Aumento
Lagos	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,05	-
		C1	0,03	Aumento
		C_SECAS	-0,01	Aumento
		C_HIDRO	-0,06	Declínio
	Ictiofauna	Observado (2022 – 2023)	0,70	-
		C1	0,32	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_SECAS	0,28	Declínio
		C_HIDRO	0,17	Declínio
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,06	-
		C1	0,03	Declínio
		C_SECAS	0,03	Declínio
		C_HIDRO	0,08	Declínio
	Macrófitas	Observado (2022 – 2023)	-0,05	-
		C1	-0,09	Declínio
		C_SECAS	-0,08	Declínio
		C_HIDRO	-0,16	Declínio
	Perifíton	Observado (2022 – 2023)	0,05	-
		C1	0,03	Declínio
		C_SECAS	-0,09	Declínio
		C_HIDRO	X	X
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,18	-
		C1	-0,15	Aumento
		C_SECAS	-0,16	Aumento
		C_HIDRO	-0,14	Aumento
Fluvial	**Macroinvertebrados bentônicos**	Observado (2022 – 2023)	-0,07	-
		C1	0,05	Aumento
		C_SECAS	-0,00006	X
		C_HIDRO	0,01	Aumento
	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,01	-
		C1	0,005	Aumento
		C_SECAS	0,03	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_HIDRO	0,02	Aumento
	Ictiofauna	Observado (2022 – 2023)	0,11	-
		C1	0,07	Declínio
		C_SECAS	0,07	Declínio
		C_HIDRO	0,03	Declínio
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,01	-
		C1	-0,02	Declínio
		C_SECAS	-0,01	Mantém
		C_HIDRO	X	X
	Macrófitas	Observado (2022 – 2023)	0,01	-
		C1	-0,01	Declínio
		C_SECAS	-0,03	Declínio
		C_HIDRO	-0,01	Declínio
	Perifíton	Observado (2022 – 2023)	0,05	-
		C1	0,02	Declínio
		C_SECAS	-0,008	Declínio
		C_HIDRO	X	X
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,02	-
		C1	-0,05	Declínio
		C_SECAS	-0,02	Aumento
		C_HIDRO	X	X

Tabela 16: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades marinhas. O indicativo de aumento ou do declínio está relacionado à diferença do coeficiente da série temporal dos cenários projetados em relação ao coeficiente da série temporal observada (2022 – 2023). X = indica que não houve ajuste do modelo neste cenário.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz	Carcinofauna	Observado (2022 – 2023)	0,03	-
		C1	-0,03	Declínio
		C_METEO	-0,27	Declínio
		C_HIDRO	0,03	X
	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	2,69	-
		C1	2,55	Declínio
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,005	-
		C1	X	X
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (2022 – 2023)	-0,09	-
		C1	-0,03	Aumento
		C_METEO	0,06	Aumento
		C_HIDRO	-0,79	Declínio
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,55	-
		C1	-0,43	Aumento
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	0,63	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Foz Sul	Carcinofauna	Observado (2022 – 2023)	0,03	-
		C1	-0,003	Declínio
		C_METEO	-0,01	Declínio
		C_HIDRO	-0,02	Declínio
	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,20	
		C1	-0,14	Declínio
		C_METEO	-1,36	Declínio
		C_HIDRO	-0,04	Declínio
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	1,49	-
		C1	1,03	Declínio
		C_METEO	0,42	Declínio
		C_HIDRO	6,44	Aumento
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (2022 – 2023)	-0,35	-
		C1	-0,15	Aumento
		C_METEO	0,01	Aumento
		C_HIDRO	-0,23	Aumento
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,25	-
		C1	-0,13	Aumento
		C_METEO	-0,33	Declínio
		C_HIDRO	-0,17	Aumento
Foz Central	Carcinofauna	Observado (2022 – 2023)	0,002	-
		C1	X	X

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	1,85	-
		C1	1,87	Aumento
		C_METEO	-3,21	Declínio
		C_HIDRO	0,25	Declínio
	Ictiofauna	Observado (2022 – 2023)	0,15	-
		C1	0,14	Declínio
		C_METEO	0,38	X
		C_HIDRO	0,37	Aumento
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	1,23	-
		C1	1,21	Declínio
		C_METEO	3,21	Aumento
		C_HIDRO	X	X
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (2022 – 2023)	0,03	-
		C1	0,07	Aumento
		C_METEO	0,08	Aumento
		C_HIDRO	0,39	Aumento
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-2,83	-
		C1	-2,36	Aumento
		C_METEO	-1,18	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_HIDRO	-3,72	Declínio
Foz Norte	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,21	-
		C1	-0,25	Declínio
		C_METEO	-4,57	Declínio
		C_HIDRO	-0,97	Declínio
	Ictiofauna	Observado (2022 – 2023)	0,30	-
		C1	0,60	Aumento
		C_METEO	0,10	Declínio
		C_HIDRO	0,39	Aumento
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,45	-
		C1	0,41	Declínio
		C_METEO	0,31	Declínio
		C_HIDRO	0,38	Declínio
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (2022 – 2023)	-0,31	-
		C1	-0,18	Aumento
		C_METEO	-0,13	Aumento
		C_HIDRO	-0,18	Aumento
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,15	-
		C1	-0,20	Declínio
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	-0,90	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Norte	Carcinofauna	Observado (2022 – 2023)	0,47	-
		C1	0,45	Declínio
		C_METEO	0,07	Declínio
		C_HIDRO	0,14	Declínio
	Fitoplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0.66	-
		C1	0.87	Aumento
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
	Ictiofauna	Observado (2022 – 2023)	0,42	-
		C1	0,15	Declínio
		C_METEO	0,04	Declínio
		C_HIDRO	X	X
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,09	-
		C1	-0,11	Declínio
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (2022 – 2023)	0,02	-
		C1	0,02	Mantém
		C_METEO	0,02	Mantém
		C_HIDRO	0,04	Aumento
	Zooplâncton	Observado (2022 – 2023)	-0,36	-

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C1	-0,36	Mantém
		C_METEO	-0,11	Aumento
		C_HIDRO	X	X

Tabela 17: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades costeiras (praias). O indicativo de aumento ou do declínio está relacionado à diferença do coeficiente da série temporal dos cenários projetados em relação ao coeficiente da série temporal observada (2022 – 2023). X = indica que não houve ajuste do modelo neste cenário.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Praias Macrofauna	Compartimento A	Observado (2022 – 2023)	0,07	-
		C1	0,06	Declínio
		C_METEO	0,32	Aumento
		C_HIDRO	0,21	Aumento
	Compartimento B	Observado (2022 – 2023)	-0,41	-
		C1	-0,39	Aumento
		C_METEO	0,96	Aumento
		C_HIDRO	0,07	Aumento
	Compartimento B’	Observado (2022 – 2023)	0,25	-
		C1	0,15	Declínio
		C_METEO	0,02	Declínio
		C_HIDRO	0,11	Declínio
	Compartimento C	Observado (2022 – 2023)	0,05	-
		C1	-0,02	Declínio
		C_METEO	-0,07	Declínio
		C_HIDRO	-0,03	Declínio
Praias Meiofauna	Compartimento A	Observado (2022 – 2023)	0,13	-
		C1	0,08	Declínio
		C_METEO	-0,28	Declínio
		C_HIDRO	-0,08	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
	Compartimento B	Observado (2022 – 2023)	0,58	-
		C1	0,28	Declínio
		C_METEO	0,08	Declínio
		C_HIDRO	0,10	Declínio
	Compartimento B'	Observado (2022 – 2023)	0,22	-
		C1	0,06	Declínio
		C_METEO	0,07	Declínio
		C_HIDRO	0,09	Declínio
	Compartimento C	Observado (2022 – 2023)	0,04	-
		C1	0,02	Declínio
		C_METEO	0,03	Declínio
		C_HIDRO	0,02	Declínio

15.2.5 **Validação da projeção de cenários**

A validação dos resultados de projeções de cenários foi feita apenas para o cenário de continuidade C1, que representa um sistema aquático estável para 2024 e 2025. Essa escolha se deu porque os eventos extremos dos demais cenários (C_SECAS, C_HIDRO e C_METEO) não ocorreram durante os anos projetados.

Para a validação, os modelos DGAM foram rodados novamente, substituindo os dados simulados na projeção de cenários pelos valores reais dos Anos 6 e 7. Assim, foi possível comparar as previsões com os dados reais e avaliar a eficácia dos modelos utilizando a mesma métrica. Ainda, em paralelo às séries temporais previstas, foram adicionadas séries com os valores reais dos anos 2024 e 2025. A análise incluiu também o cálculo do intervalo de confiança de 95%, da Média do Erro Absoluto (MAE) e da Média do Erro Absoluto Percentual (MAPE), métricas essenciais para medir a precisão e a confiabilidade dos modelos.

O MAPE (Mean Absolute Percentage Error) é uma métrica que quantifica a precisão de um modelo de previsão com base na diferença percentual entre os valores previstos e os valores reais observados, sendo estimado a partir da seguinte equação: $MAPE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left|\frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i}\right| \times 100$, no qual n é o número de observações, yi é o valor real (observado), $\hat{y}$i é o valor previsto pelo modelo. O MAPE fornece o erro absoluto médio em termos percentuais, indicando a precisão média do modelo nas suas previsões. Quanto menor o valor do MAPE, melhor o desempenho do modelo (MYTTENAERE et al., 2019).

Além disso, o intervalo de confiança de 95% foi calculado para avaliar a precisão das estimativas e a incerteza associada aos resultados. O intervalo de confiança de 95% é a faixa dentro da qual se espera que o valor verdadeiro da previsão esteja com 95% de certeza. Para uma distribuição normal, o intervalo de confiança de 95% é calculado a partir da seguinte equação: $IC_{95\%} = \hat{\mu} \pm Z_{\propto/2}\frac{\hat{\sigma}}{\sqrt{n}}$, no qual o $\hat{\mu}$ é a média das previsões, $Z_{\propto/2}$ é o valor crítico da distribuição normal (para 95%), $\hat{\sigma}$ é o desvio padrão das previsões, e n é o número de observações. O intervalo de confiança ajuda a quantificar a variabilidade das previsões e a fornecer uma margem de erro para os resultados, o que é crucial para garantir que as estimativas sejam interpretadas com um nível adequado de confiança (O'BRIEN & YI, 2016).

Essas duas métricas combinadas fornecem uma avaliação robusta do desempenho dos modelos, permitindo a verificação da precisão das previsões (com o MAPE) e a quantificação da incerteza associada às previsões (com o intervalo de confiança). Dessa forma, os modelos com os valores de MAPE e intervalos de confiança são apresentados para cada ambiente, setores e comunidades nas figuras a seguir.

Especificamente para a validação dos modelos referentes ao ano de 2024 nos Ambientes Marinho e Costeiro, os dados de setembro de 2024 não foram utilizados devido à elevada quantidade de valores

ausentes (NAs) na maioria das variáveis, o que poderia comprometer a consistência da validação e a confiabilidade dos resultados. Dessa forma, foram considerados apenas os dados correspondentes ao período de outubro de 2023 a julho de 2024

Figura 124: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Fluvial, Ambiente Dulcícola, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

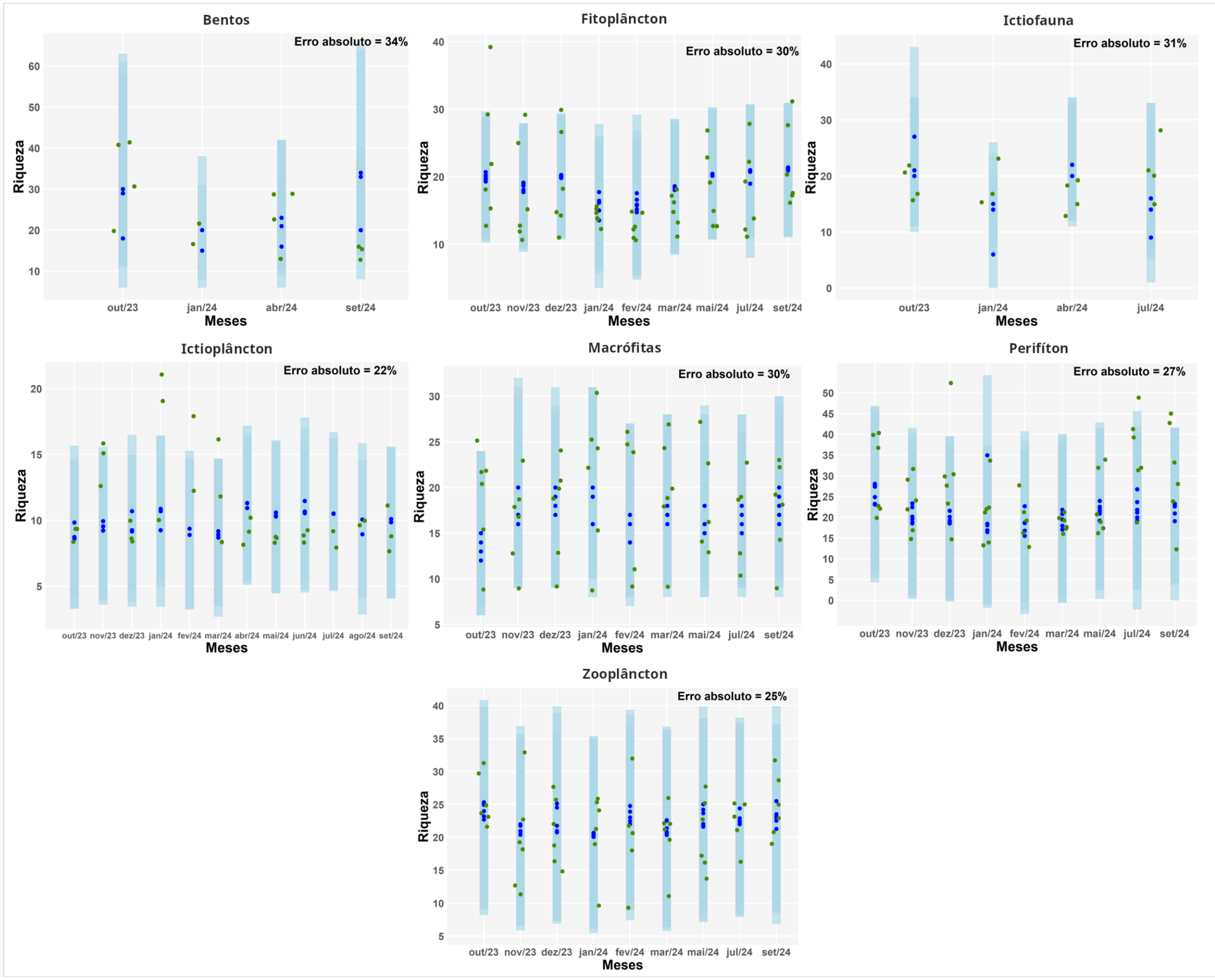


Figura 125: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Lagoas, Ambiente Dulcícola, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

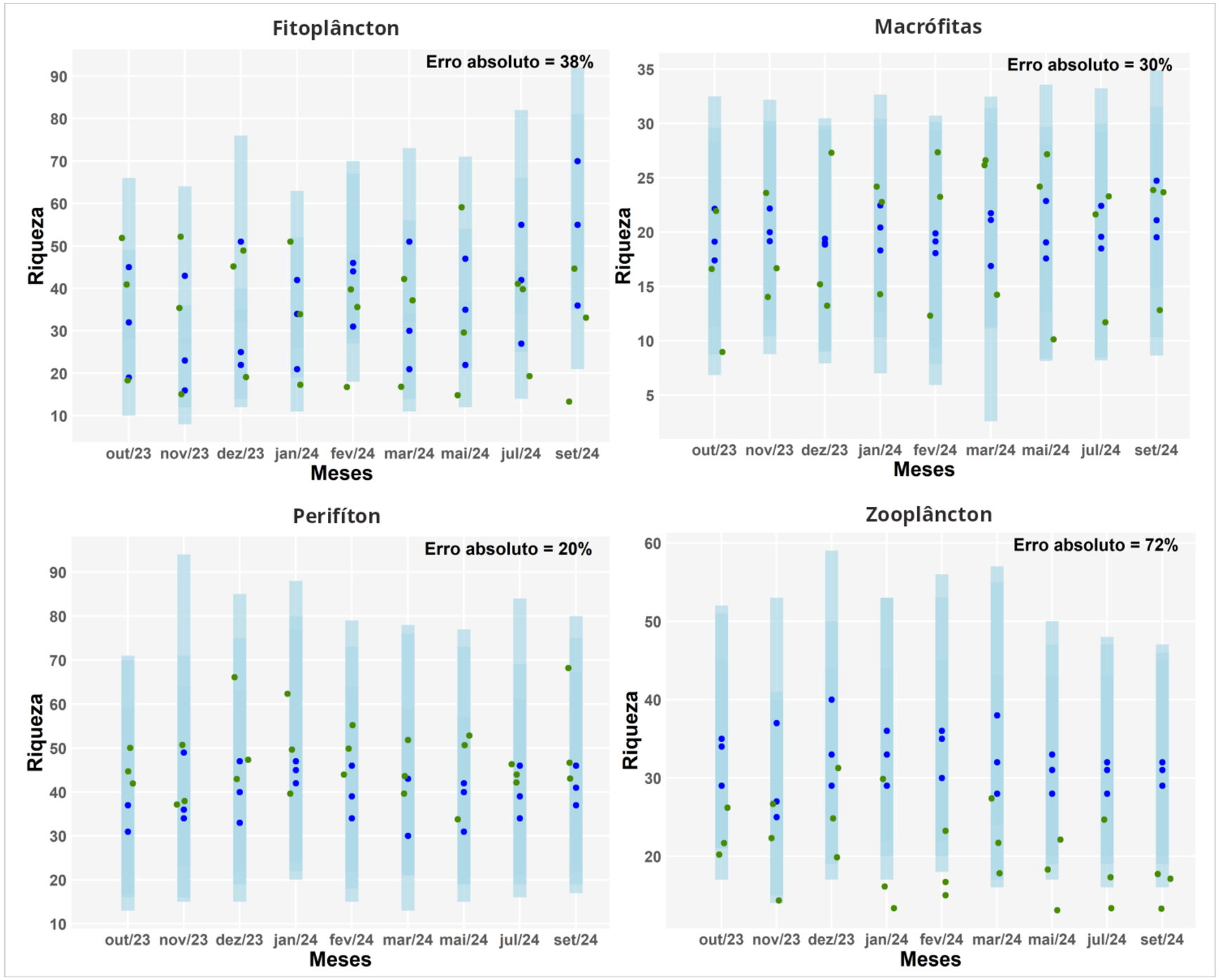


Figura 126: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Lagos, Ambiente Dulcícola, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

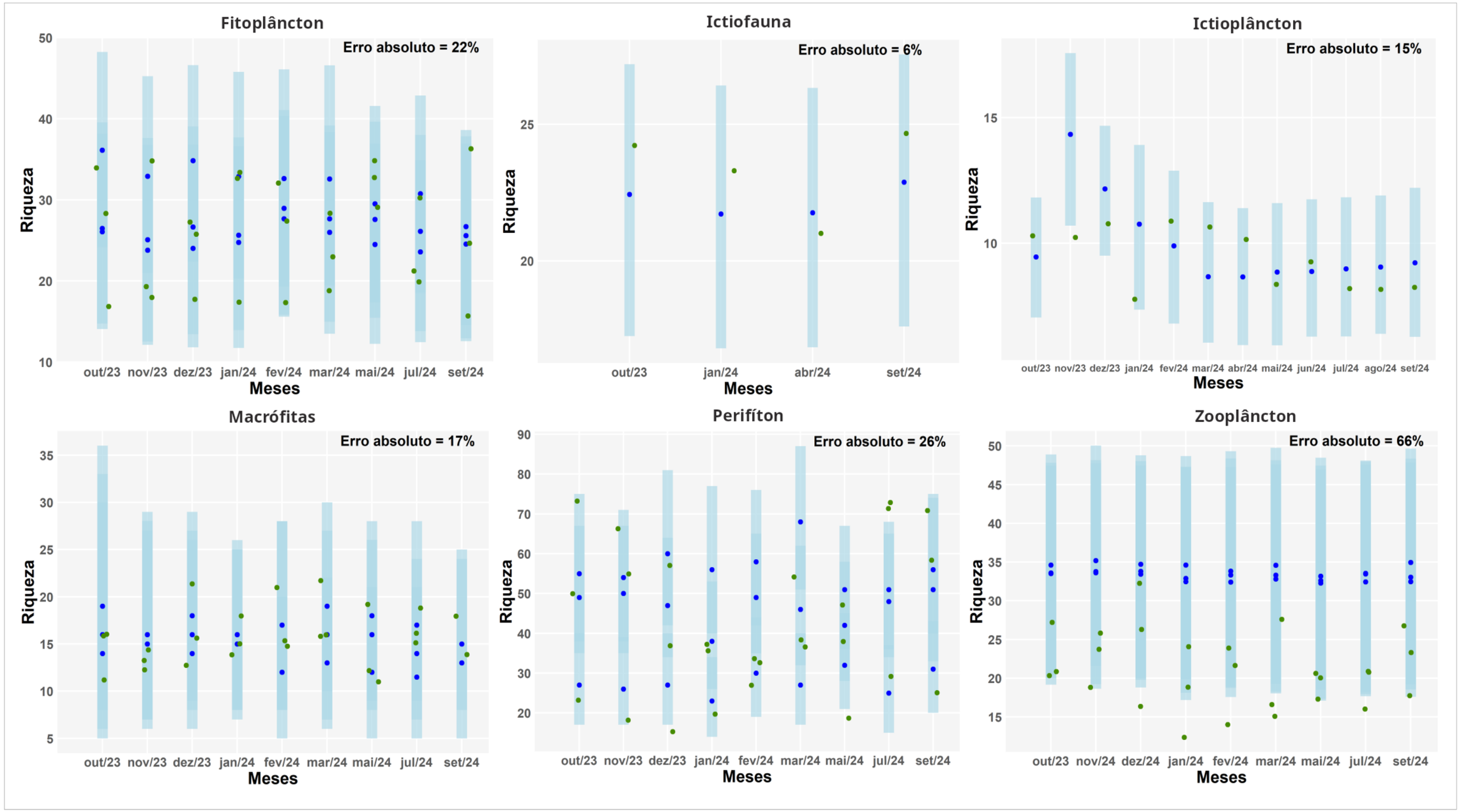


Figura 127: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Ambiente Marinho, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

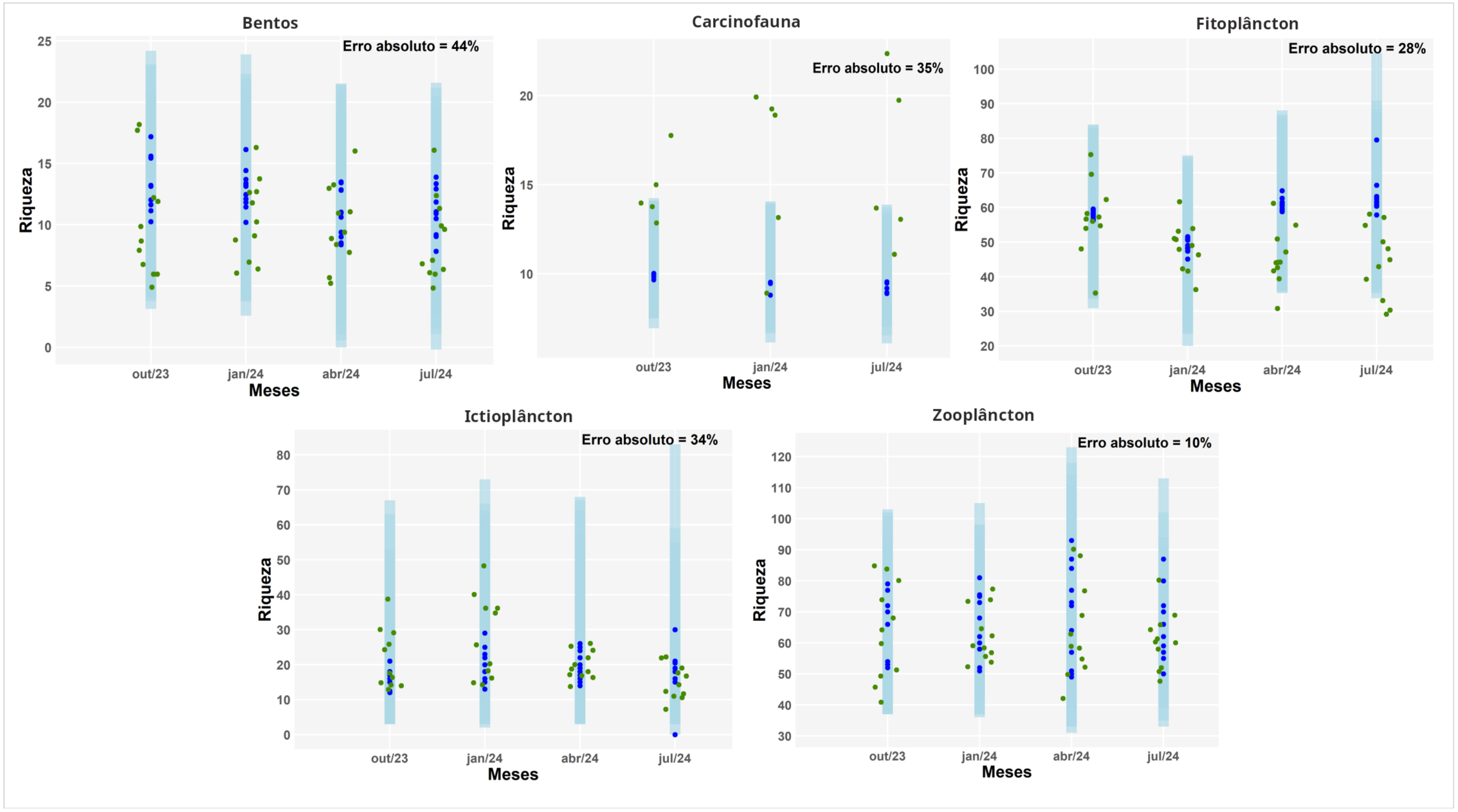


Figura 128: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Foz Central, Ambiente Marinho, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

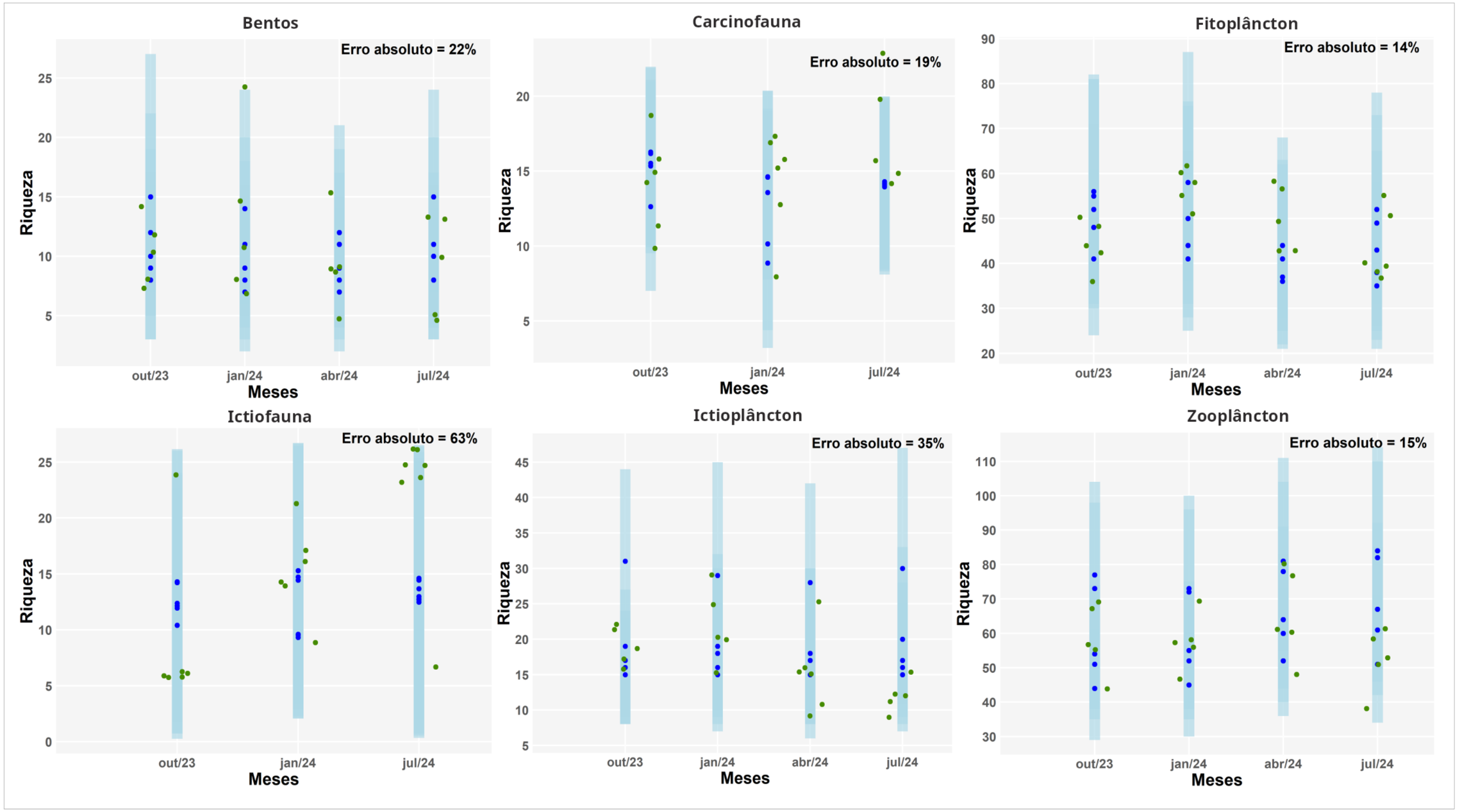


Figura 129: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Foz Norte, Ambiente Marinho, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

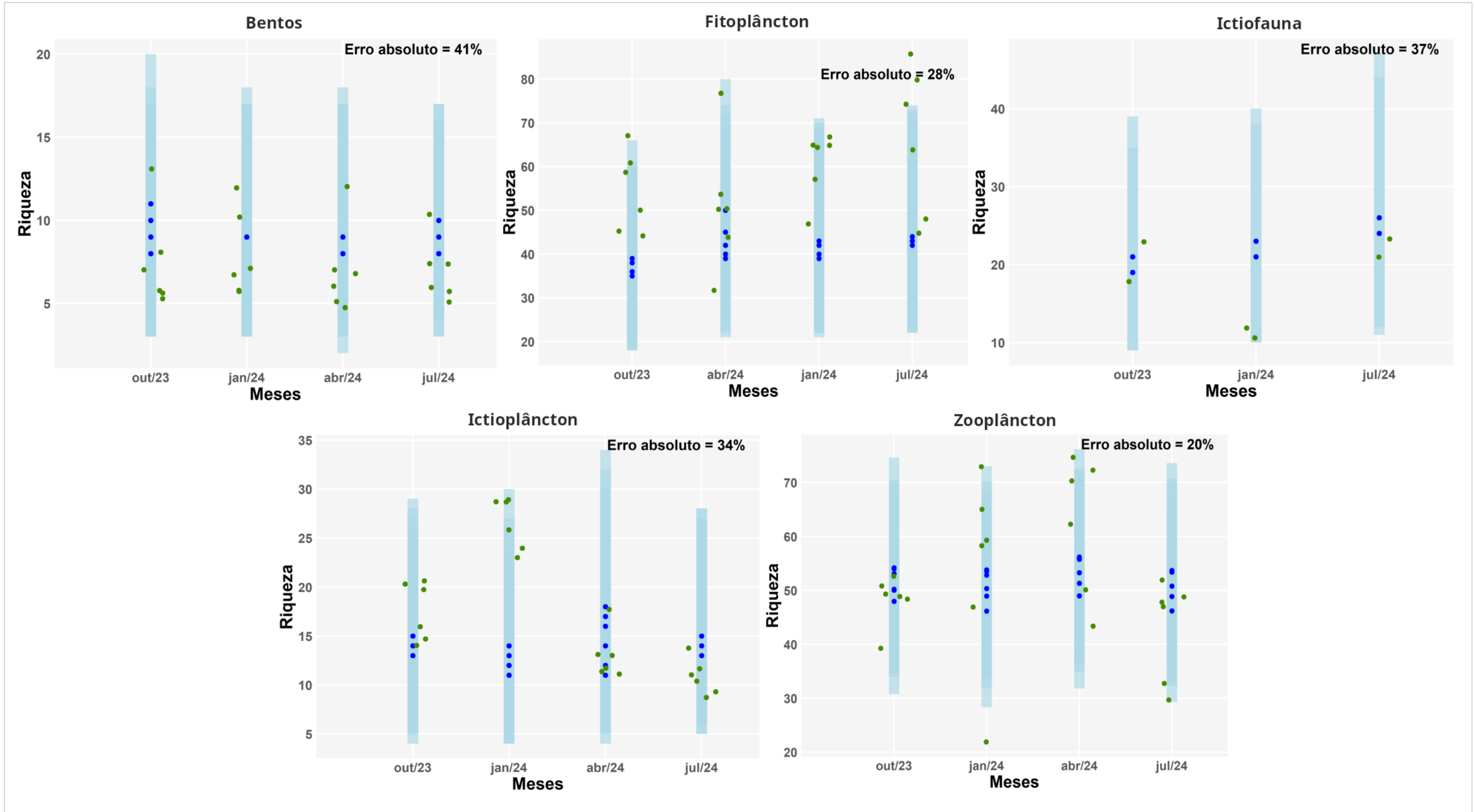


Figura 130: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Foz Sul, Ambiente Marinho, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

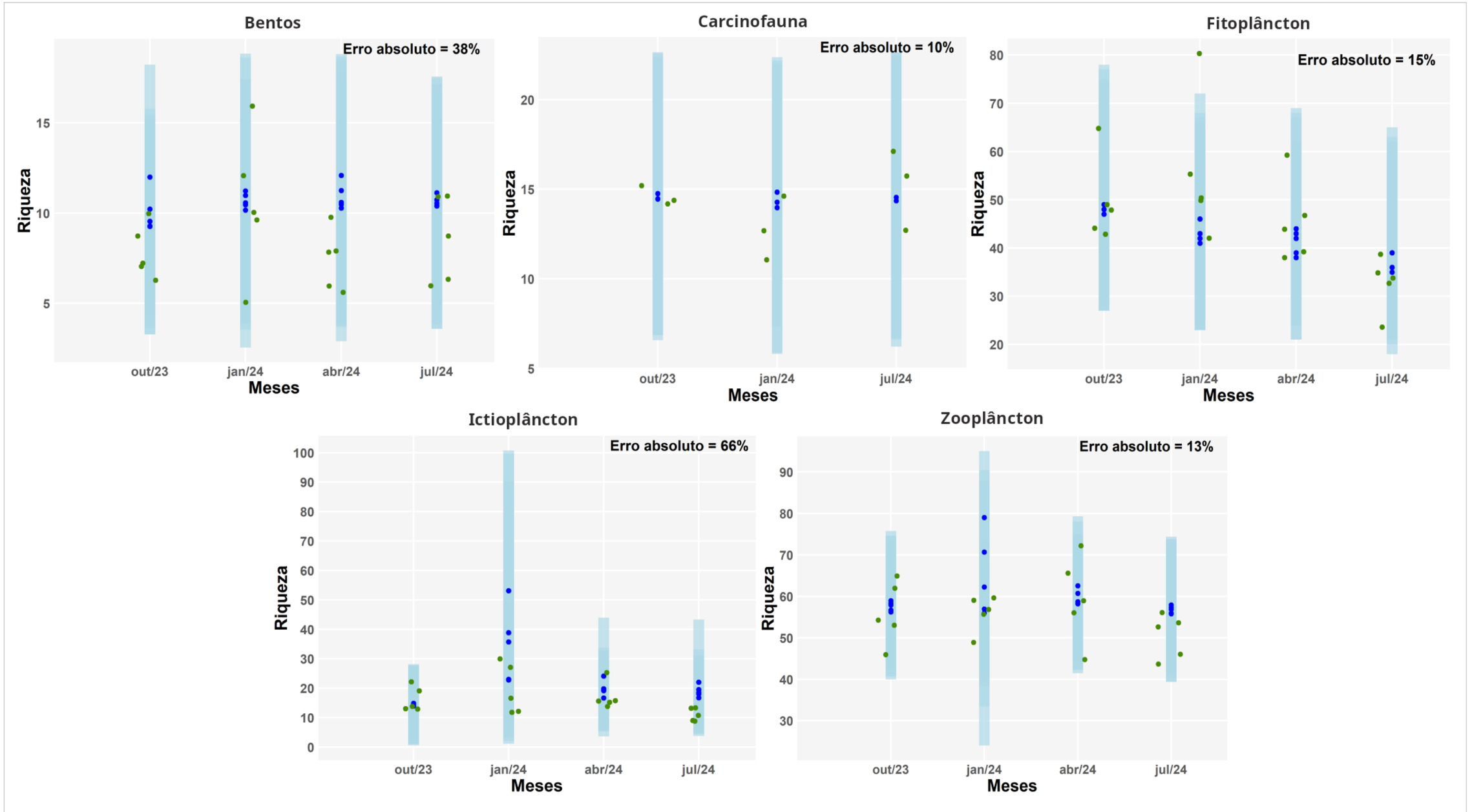


Figura 131: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do setor Norte, Ambiente Marinho, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

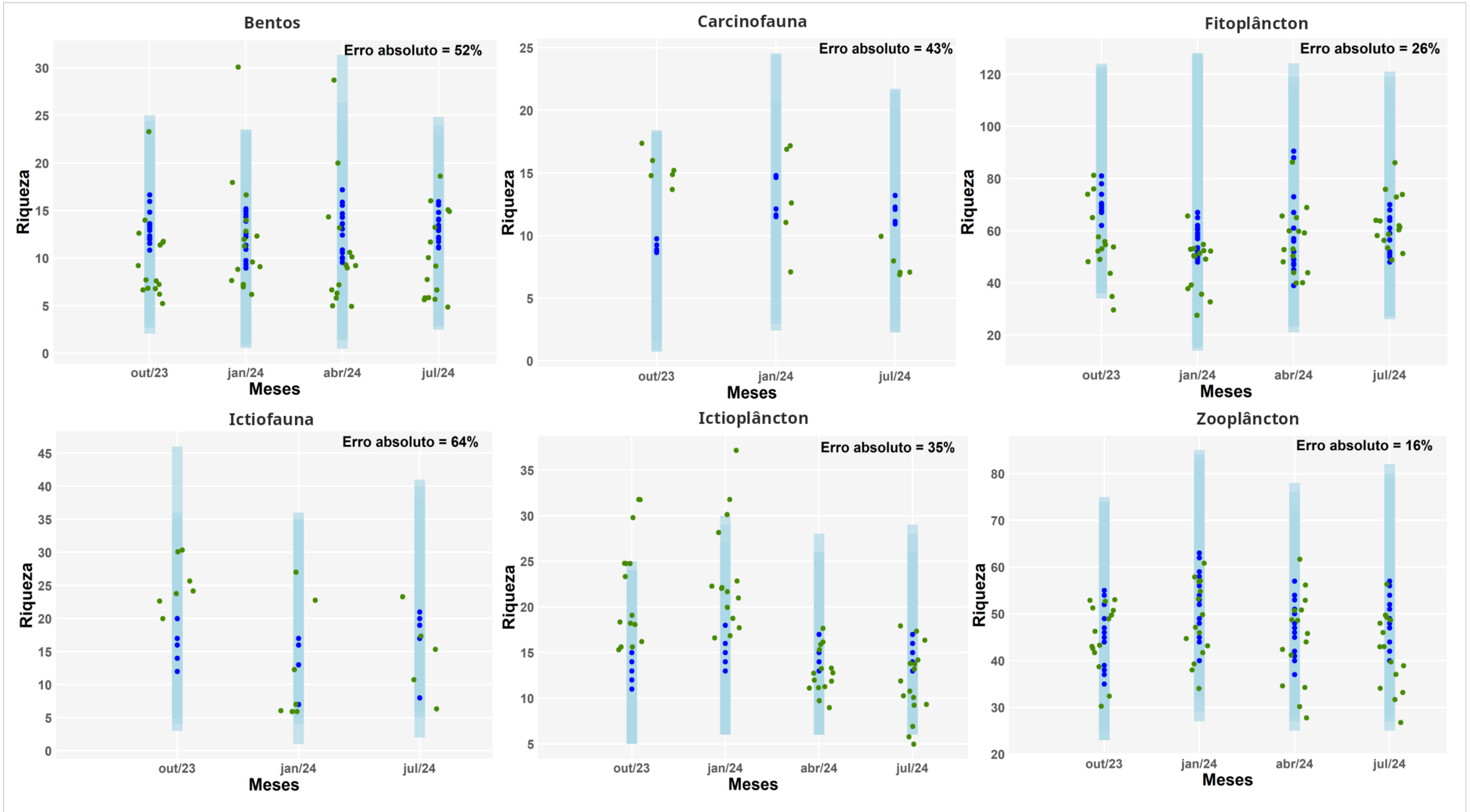


Figura 132: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do Compartimento A e B, Ambiente Costeiro, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

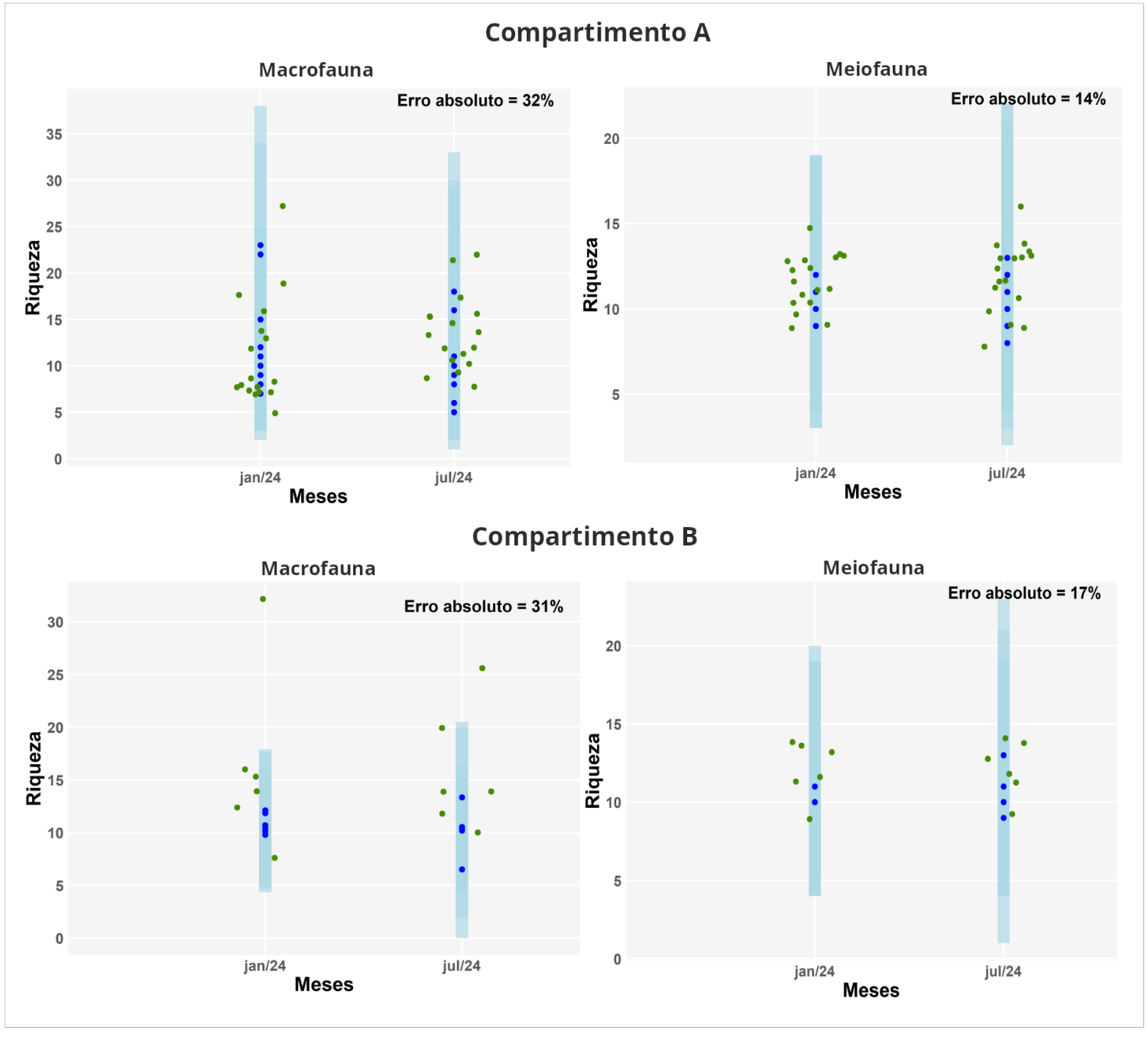


Figura 133: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do Compartimento B' e C, Ambiente Costeiro, para o ano de 2024. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

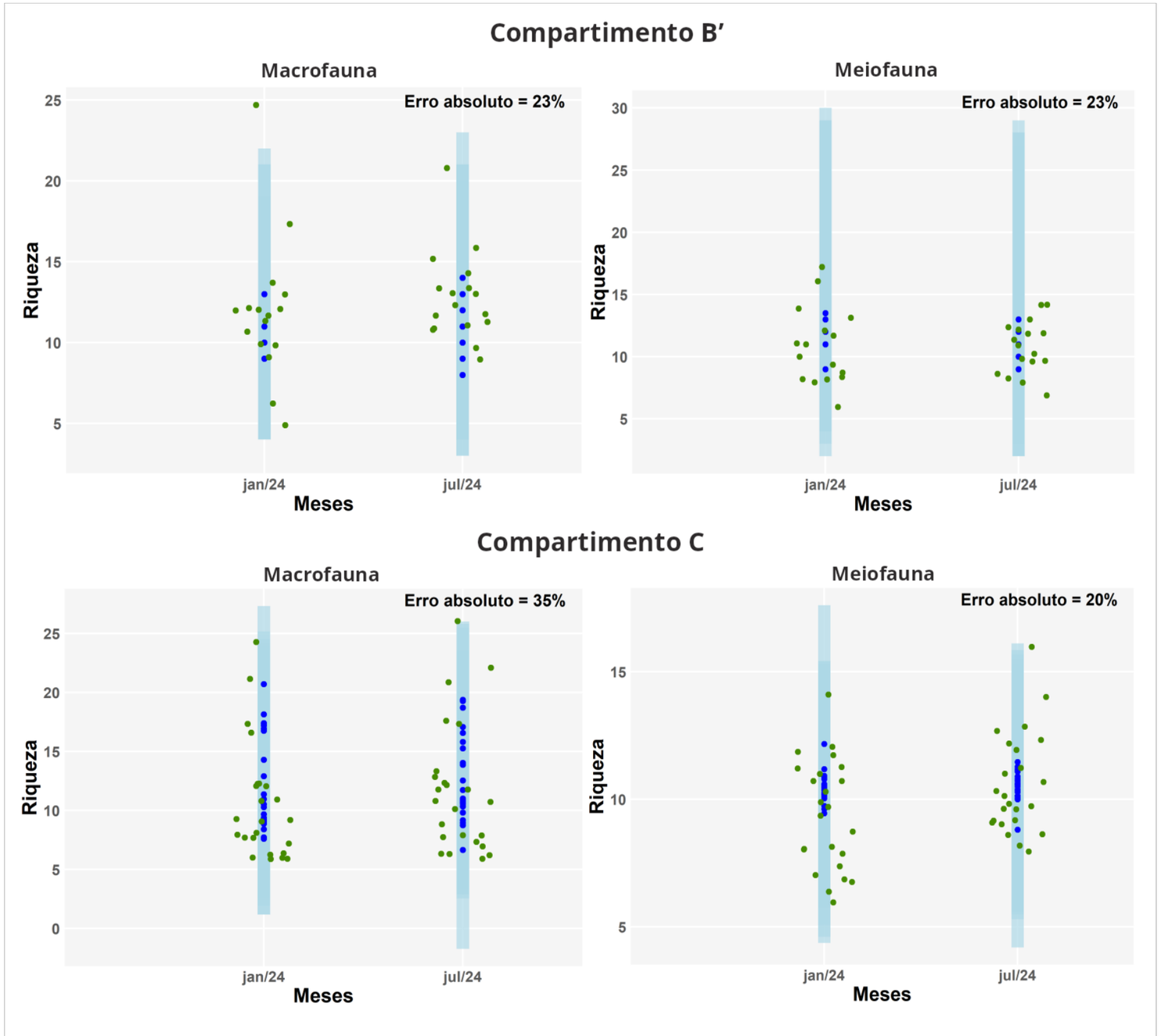


Figura 134: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do Ambiente Dulcícola, para o ano de 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

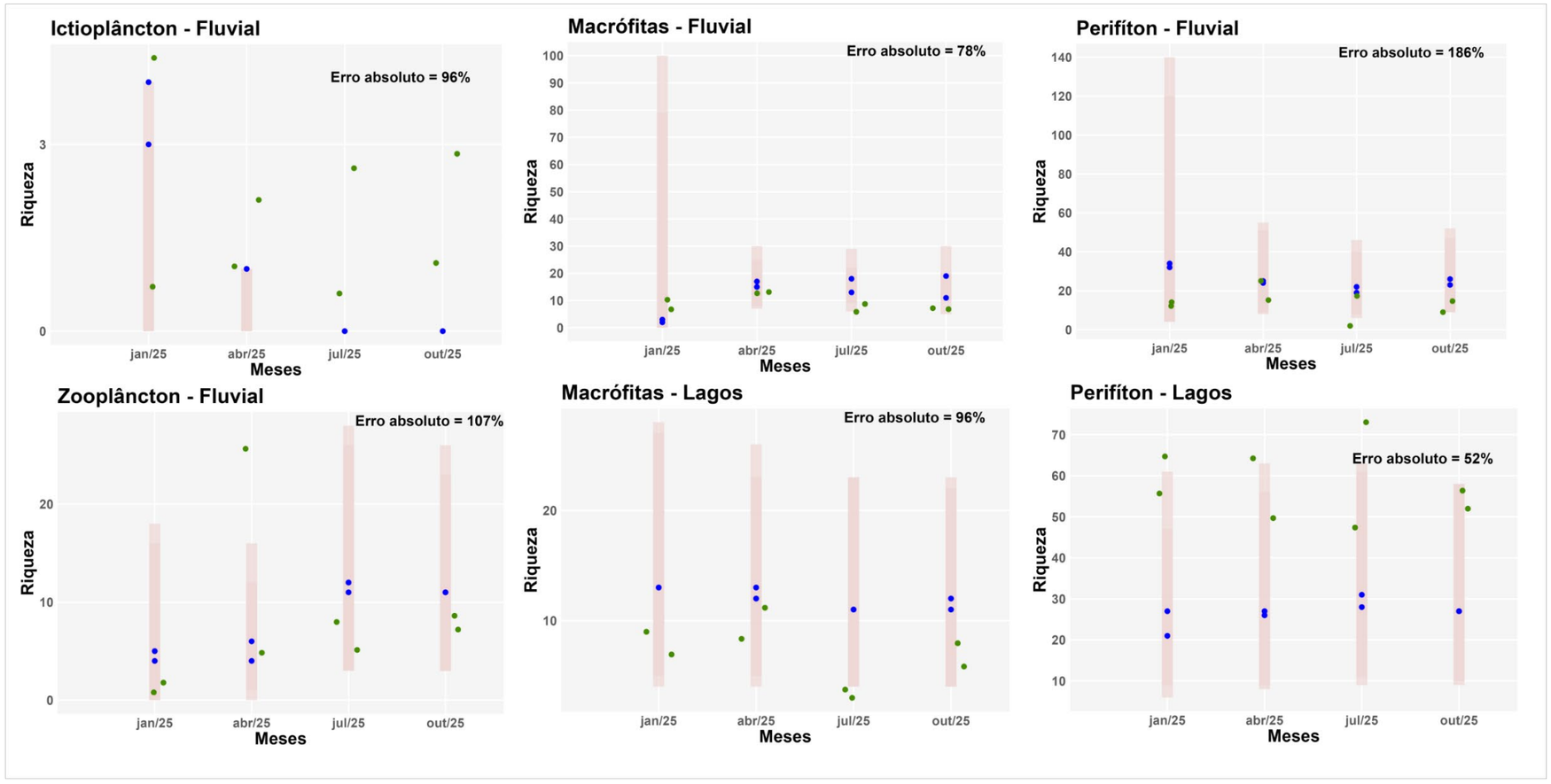


Figura 135: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do Ambiente Marinho, para o ano de 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

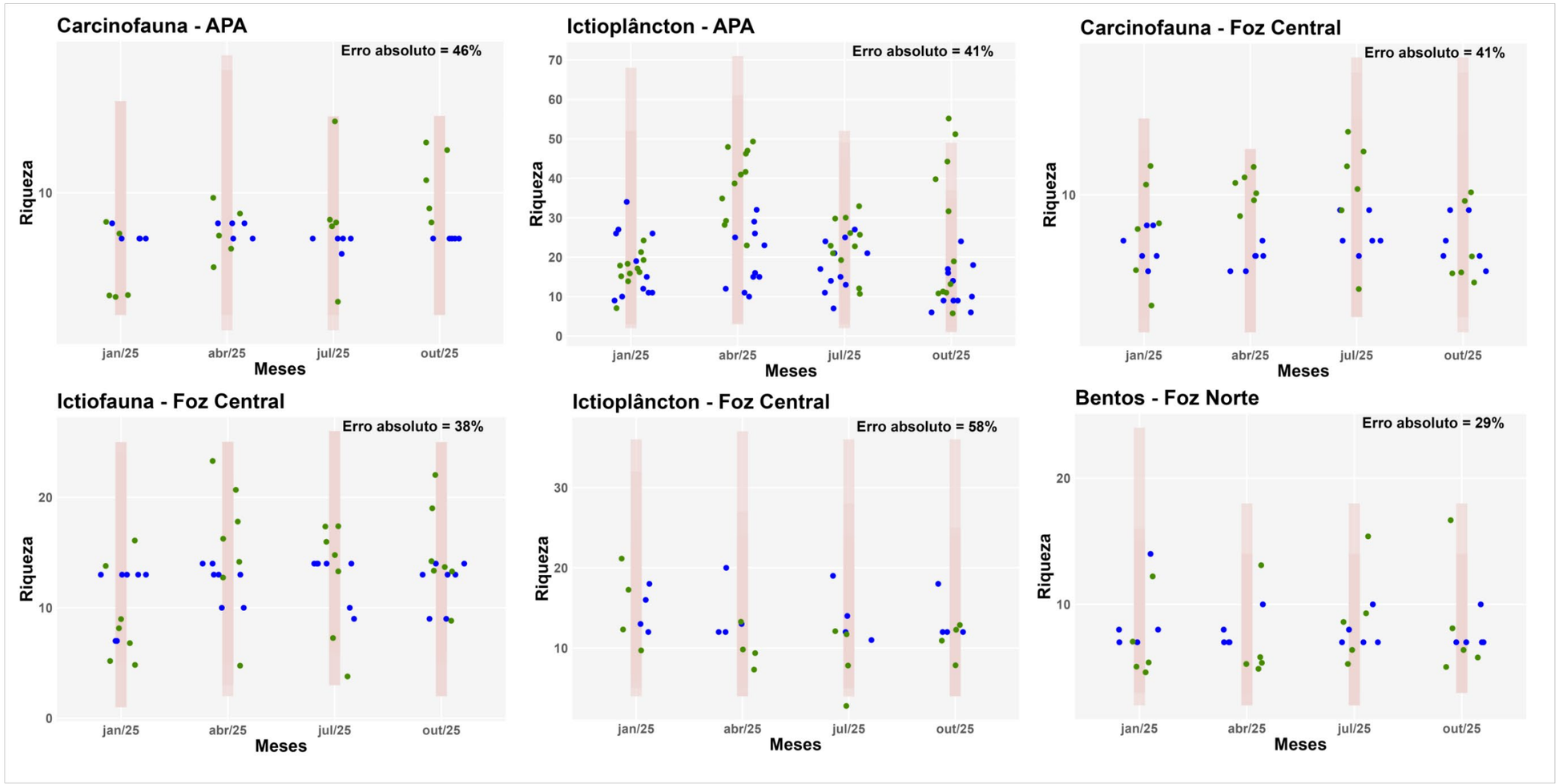
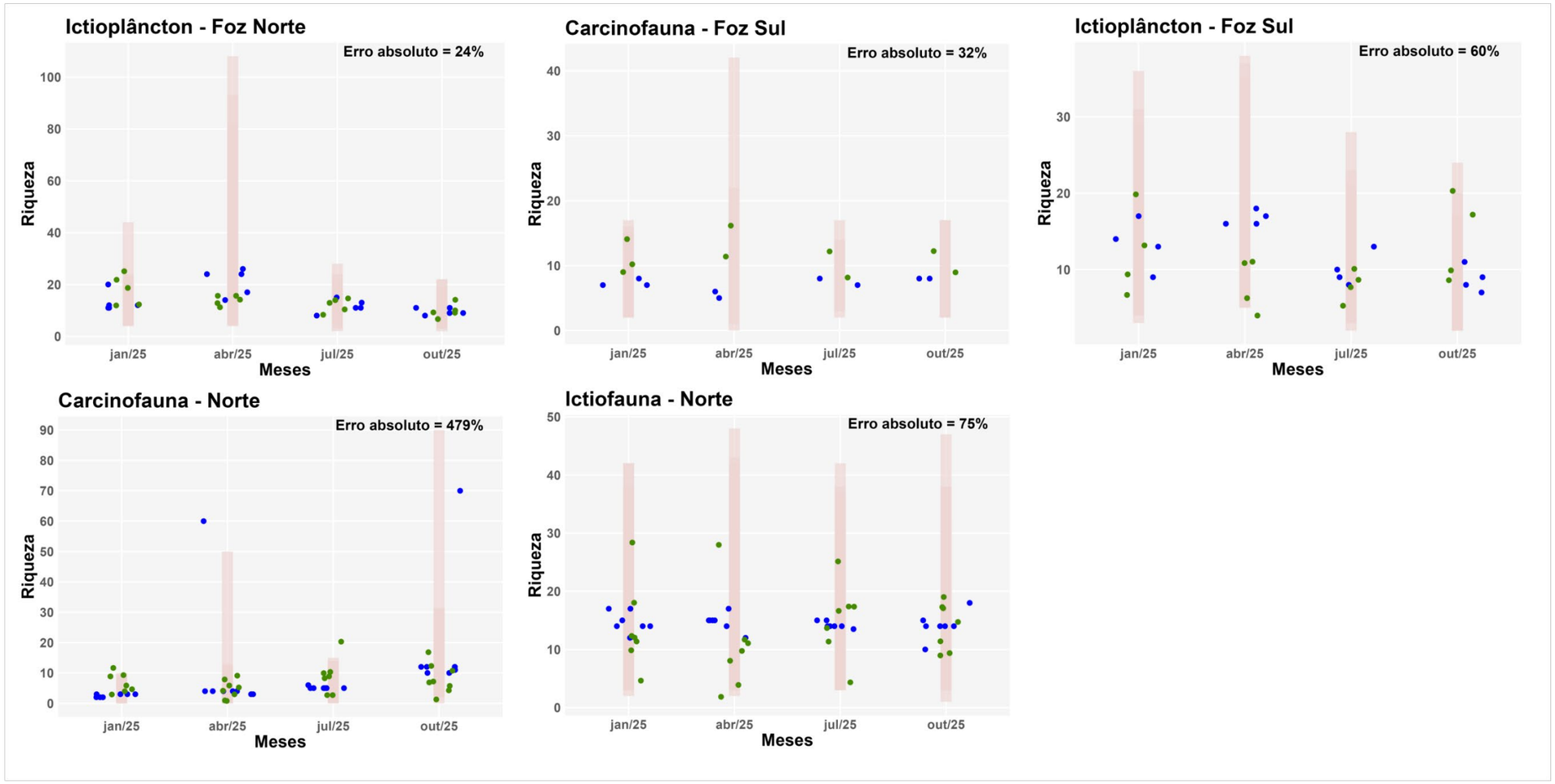


Figura 136: Comparação das séries temporais projetadas para o cenário C1 das comunidades aquáticas do Ambiente Marinho, para o ano de 2025. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados, e as faixas em rosa claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.



15.2.6 **Simulação e Projeção de cenários para o ano de 2027**

Para a seleção das variáveis preditoras utilizadas nos modelos de projeção de cenários, foi mantida a metodologia descrita anteriormente, mas considerando toda a série temporal (2018 - 2025) dos dados abióticos obtidos pelo PMBA/Fest-UFES. O conjunto inicial incluiu metais e terras raras em diferentes frações, contaminantes orgânicos, nutrientes, características físico-químicas da água e do sedimento, granulometria, vazão do rio Doce, altura significativa de onda e classes de uso e cobertura do solo. Para o Ambiente Dulcícola, a organização das matrizes também considerou as estações amostrais disponíveis em cada setor e comunidade, uma vez que diversas estações foram descontinuadas ao longo do monitoramento e conforme a Deliberação 803, resultando em diferenças na extensão e continuidade das séries temporais analisadas, neste sentido apenas um reservatório permaneceu sendo monitorado (UHE MAS). No entanto, essa estação não foi incluída nas análises, uma vez que a manutenção de uma única unidade amostral poderia comprometer a representatividade dos dados e a robustez dos resultados, além de limitar a identificação de padrões temporais e aumentar as incertezas associadas às estimativas dos modelos. Deste modo, as estações amostrais mantidas são: LLM 03R; LNV 02R; RDO 15; LAL 01; LMN 02R; RDO 16; E27.

A seleção das variáveis foi realizada separadamente para cada comunidade e setor, seguindo as mesmas etapas adotadas anteriormente. Inicialmente, foram avaliados os dados faltantes e a colinearidade entre as variáveis por meio da correlação de Pearson, considerando correlações ≥ 70% como indicativas de alta colinearidade. Posteriormente, foram aplicados modelos LASSO (L*east Absolute Shrinkage and Selection Operator*), para reduzir o conjunto de preditores e selecionar aqueles com maior contribuição para a variação da riqueza. A seleção final foi realizada por meio de Modelos Aditivos Generalizados (GAM), ajustados separadamente para cada comunidade e setor. As diferentes combinações das variáveis previamente selecionadas foram comparadas utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), sendo priorizados os modelos com melhor ajuste e maior parcimônia. As variáveis selecionadas foram posteriormente utilizadas como preditoras nas etapas de simulação e projeção dos diferentes cenários. Informações detalhadas sobre os procedimentos de seleção e parametrização dos modelos encontram-se na seção 15.1.1.

Para o cenário de continuidade (C1), os dados observados na série temporal de 2018–2025 foram utilizados como variáveis preditoras na previsão do DGAM. Para os cenários de secas prolongadas (C_SECAS) e eventos hidrológicos extremos (C_HIDRO), a vazão do rio Doce foi utilizada como variável de referência para estimar alterações nas variáveis preditoras selecionadas pelos modelos finais do GAM. Em ambos os cenários, foram calculadas as vazões médias para cada combinação de ano e mês da série temporal, sendo adotada como referência a média dos dois menores valores para o C_SECAS e dos dois maiores para o C_HIDRO. A relação entre a vazão e cada variável preditora foi avaliada por meio da correlação de Pearson, considerando apenas pares de observações válidos, e a direção da correlação foi utilizada para determinar a resposta das variáveis às condições simuladas. Para cada observação, calculou-se a razão entre a vazão de referência de cada cenário e a vazão observada, de modo que variáveis positivamente correlacionadas com a vazão foram ajustadas

proporcionalmente a essa razão, enquanto aquelas com correlação negativa foram ajustadas pela relação inversa. Variáveis com correlação nula ou não calculável mantiveram os valores originais. No C_SECAS, a razão de vazão foi adicionalmente ajustada por um fator de intensidade moderada de 0,50, visando evitar alterações excessivas, e os valores estimados foram limitados aos respectivos mínimos e máximos da matriz de referência. Os *newdata* resultantes mantiveram a estrutura e o número de observações da matriz original, com alteração das variáveis preditoras em função das condições de menor vazão no C_SECAS e de maior vazão no C_HIDRO.

Para o cenário meteoceanográfico (C_METEO), a altura significativa de onda foi utilizada como variável de referência para estimar alterações nas variáveis preditoras selecionadas pelos modelos finais do GAM. Inicialmente, os valores ausentes da altura de onda e das variáveis preditoras foram substituídos pelas respectivas medianas e, para cada mês da série temporal, foi identificada a maior altura significativa de onda. A partir dos registros correspondentes a essa condição, foi selecionado, de forma independente, o maior valor de cada variável preditora, estabelecendo-se uma referência mensal associada às condições de maiores alturas de ondas. As referências foram ordenadas cronologicamente entre os meses disponíveis e, posteriormente, sua sequência temporal foi invertida, de modo a produzir um padrão de variação distinto daquele observado originalmente. Os valores invertidos foram então associados aos respectivos meses e utilizados para substituir as variáveis preditoras na matriz do cenário. O *newdata* resultante foi utilizado para representar o cenário C_METEO, no qual as variáveis preditoras refletem condições associadas às maiores alturas de onda registradas.

Após a definição das condições ambientais específicas de cada cenário pelo *newdata*, as matrizes contendo as variáveis foram utilizadas na etapa final da projeção de cenários. Os Modelos Aditivos Generalizados Dinâmicos (DGAM) permitem combinar relações não lineares entre a riqueza e as variáveis preditoras com a dependência temporal presente na série. Os modelos foram ajustados separadamente para a série observada e para cada cenário, mantendo as variáveis selecionadas nos respectivos modelos finais do GAM e incorporando os valores de riqueza previamente estimados para o período de projeção. A inferência foi realizada em estrutura Bayesiana, permitindo obter distribuições posteriores das previsões de riqueza e representar a incerteza associada às estimativas ao longo do tempo. O desempenho preditivo dos DGAM foi avaliado por meio do *Continuous Ranked Probability Score* (CRPS), adotando-se o valor de 100 como referência para um ajuste adequado. Modelos com valores inferiores a 100 foram considerados bem ajustados, indicando boa capacidade de previsão das variações na riqueza; valores entre 100 e 150 foram classificados como ajuste ruim, porém ainda aceitável, com limitações na capacidade preditiva; e valores superiores a 150 foram considerados indicativos de ajuste inadequado, refletindo precisão insuficiente para a previsão das variações na riqueza de espécies.

Para avaliar as tendências de aumento ou declínio da riqueza, foram utilizados os valores de previsão (*ypred*) obtidos pelos DGAM para a série temporal observada e para os diferentes cenários projetados. Para cada ponto temporal, foi calculada a mediana da distribuição dos valores preditos e, a partir

dessas medianas, ajustada uma regressão linear simples da riqueza em função do tempo. O coeficiente angular (β) foi utilizado para representar a direção da tendência temporal, sendo valores positivos associados ao aumento e valores negativos ao declínio da riqueza. As alterações em relação ao padrão observado foram avaliadas pela diferença entre o coeficiente de cada cenário e o coeficiente da série observada ($\Delta\beta = \beta_{cenário} - \beta_{observado}$), em que valores positivos indicaram aumento da tendência e valores negativos, sua redução. Adicionalmente, a comparação entre os sinais de β permitiu identificar a manutenção ou mudança do padrão temporal, incluindo alterações de tendências positivas para negativas ou vice-versa. Dessa forma, foi possível avaliar conjuntamente a direção das séries projetadas e a magnitude de suas alterações em relação à tendência observada.

Os resultados obtidos a partir dos modelos e das projeções de cenários, bem como os respectivos parâmetros de ajuste, variáveis preditoras selecionadas, métricas de desempenho e tendências temporais da riqueza, são apresentados nas tabelas a seguir, permitindo uma avaliação detalhada dos padrões observados e das respostas projetadas para cada cenário.

Tabela 18: Variáveis preditoras selecionadas para definição dos modelos de previsão de cenários. Ag = Prata; Al = Alumínio; As = Arsênio; Ba = Bário; C = Carbono; Cd = Cádmio; Ce = Cério; Co = Cobalto; Cr = Cromo; Cu = Cobre; Eu = Európio; Fe = Ferro; Hg = Mercúrio; Ho = Hólmio; La = Lantânio; Lu = Lutécio; Mn = Manganês; Nd = Neodímio; Ni = Níquel; Pb = Chumbo; Pr = Praseodímio; Sm = Samário; Sn = Estanho; Th = Tório; U = Urânio; V = Vanádio; Yb = Itérbio; Zn = Zinco; _d = fração dissolvida; _p = fração particulada; _t = concentração total; _sed = concentração no sedimento; N = Nitrogênio; OD = Oxigênio dissolvido; ORP = Potencial de Oxidação-Redução; MPS = Material particulado em suspensão; MO = Matéria orgânica; COT = Carbono orgânico total; COD = Carbono orgânico dissolvido; CaCO3 = Teor de carbonato de cálcio; HPA = Hidrocarboneto policíclico aromático; HPAs = Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; D90 = diâmetro de partícula abaixo do qual se encontram 90% dos grãos da amostra.

Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
Dulcícola	**Lagoas**	**Fitoplâncton**	Zn_d; Co_t; Nitrato, OD; pH; Clorofila_a; Benzo[g,h,i]perileno_sed; Fenantreno_sed; Naftaleno_sed
		Macrófitas	Ho_d; Mn_d; Fe_p; V_p; Cu_t_sed; Zn_t_sed; Agropecuária; Silicato; Benzo[a]antraceno_sed
		Perifíton	Co_t; Cu_t; Cu_t_sed; Agropecuária; Amônio; Clorofila_a; Fluoranteno_sed
	Lagos	**Macroinvertebrados bentônicos**	Ni_t_sed; Fosfato; Silicato
		Fitoplâncton	V_d; Zn_p; Agropecuária; Alcalinidade
		Macrófitas	Cr_p; Ni_p; Pr_t; Ho_t_sed; Lu_t_sed; Sn_t_sed; U_t_sed; Agropecuária; Fosfato; ORP
		Perifíton	Pb_p; Zn_t; La_t_sed; Lu_t_sed; Pb_t_sed; Sn_t_sed; Benzo[g,h,i]perilen_sed
		Zooplâncton	Al_p; Ba_p; Pb_p; Cu_t_sed; Mn_t_sed; Agropecuária; Salinidade; Turbidez; Clorofila_a
	Ambientes fluviais	**Fitoplâncton**	Fe_t_sed; pH; Clorofila_a

Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
		Macrófitas	As_t_sed; Fe_t_sed; Yb_t_sed; Naftaleno_sed
		Perifíton	Ba_d; N_t; Fe_t_sed; COT; Profundidade; ORP
		Zooplâncton	Ni_t; Agropecuária; Nitrato
Marinho	**APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz**	**Ictiofauna**	Ag_d; As_d; Ag_t; V_t; Nitrogênio ammoniacal; Nitrogênio total; MPS; Pressão atmosférica; Dibenzo[a,h]antraceno_sed
	Foz Sul	**Fitoplâcton**	Ag_p; Al_t; Co_t; Hg_t; Zn_p; OD
		Ictiofauna	Ag_t; Cd_d; Mn_p; Acenafteno_sed; HPAs_t_sed; Susc_Magne; MO
		Macroinvertebrados bentônicos	Cd_d; Cu_d; Lama; Silício; Turbidez
	Foz Central	**Ictiofauna**	Co_part; Pb_t; Ortofosfato; Nitrogênio total
		Macroinvertebrados bentônicos	Cascalho; Florescência; Turbidez
	Foz Norte	**Carcinofauna**	As_d; Cr_d; Hg_t; Nitrato
		Fitoplâcton	Al_t; As_t; Cr_t; Mn_t; Ni_d; Pb_d; OD
		Ictioplâncton	Ag_d; Ba_d; C_t; Cd_p; Co_p; Mn_t; Silício; Fluorescência; OD; Temperatura; D90

Ambiente	Setor	Comunidade	Variáveis preditoras dos modelos
Costeiro		Macroinvertebrados bentônicos	Ni_t; Pb_t; D90
		Zooplâncton	As_t; Cu_t; Pressão
	Norte	Zooplâncton	As_d; Hg_t; Ni_d; Dibenzo_a_h_antraceno_sed; Ortofosfato; Pressão
	Compartimento B	Macrofauna bentônica	Sn_pt; Granulometria
	Compartimento C	Meiofauna bentônica	Cd_pt

Tabela 19: Ajustes dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas do Ambiente dulcícola. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
Lagoas	Fitoplâncton	C1	31,01	Ajustado
		C_SECAS	59,45	Ajustado
		C_HIDRO	102,10	Ajustado
	Macrófitas	C1	19,52	Ajustado
		C_SECAS	20,08	Ajustado
		C_HIDRO	45,64	Ajustado
	Perifíton	C1	37,01	Ajustado
		C_SECAS	55,32	Ajustado
		C_HIDRO	318,65	Não ajustado
Lagos	Fitoplâncton	C1	24,95	Ajustado
		C_SECAS	29,33	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
		C_HIDRO	211,13	Não ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	24,99	Ajustado
		C_SECAS	25,21	Ajustado
		C_HIDRO	38,01	Ajustado
	Macrófitas	C1	9,65	Ajustado
		C_SECAS	12,21	Ajustado
		C_HIDRO	27,26	Ajustado
	Perifíton	C1	40,98	Ajustado
		C_SECAS	102,92	Ajustado
		C_HIDRO	281,74	Não ajustado
	Zooplâncton	C1	16,28	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
		C_SECAS	20,04	Ajustado
		C_HIDRO	136,54	Ajustado#
Fluvial	Fitoplâncton	C1	13,68	Ajustado
		C_SECAS	24,66	Ajustado
		C_HIDRO	55,35	Ajustado
	Macrófitas	C1	12,52	Ajustado
		C_SECAS	16,59	Ajustado
		C_HIDRO	37,98	Ajustado
	Perifíton	C1	72,18	Ajustado
		C_SECAS	106,79	Ajustado#
		C_HIDRO	59,08	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
		C1	22,78	Ajustado
	Zooplâncton	C_SECAS	22,70	Ajustado
		C_HIDRO	43,46	Ajustado

Tabela 20: Ajustes dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas do Ambiente marinho. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz	Ictiofauna	C1	35,24	Ajustado
		C_METEO	38,20	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	214,65	Não ajustado
		C_METEO	360,98	Não ajustado
	Zooplâncton	C1	160,79	Não ajustado
		C_METEO	393,03	Não ajustado
	Fitoplâncton	C1	63,42	Ajustado
		C_METEO	6,35	Ajustado
Foz Sul	Ictiofauna	C1	12,73	Ajustado
		C_METEO	20,08	Ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	21,02	Ajustado
		C_METEO	73,16	Ajustado
Foz Central	Fitoplâncton	C1	265,77	Não ajustado
		C_METEO	106,34	Ajustado#
	Ictiofauna	C1	55,42	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
		C_METEO	75,09	Ajustado
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	18,35	Ajustado
		C_METEO	38,46	Ajustado
	Zooplâncton	C1	155,53	Não ajustado
		C_METEO	270,41	Não ajustado
Foz Norte	**Carcinofauna**	C1	0,69	Ajustado
		C_METEO	0,36	Ajustado
	Fitoplâncton	C1	80,24	Ajustado
		C_METEO	153,84	Ajustado
	Ictioplâncton	C1	45,55	Ajustado
		C_METEO	137,70	Ajustado#
	Macroinvertebrados bentônicos	C1	18,42	Ajustado
		C_METEO	36,50	Ajustado
	Zooplâncton	C1	60,39	Ajustado
		C_METEO	79,97	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
Norte	Fitoplâncton	C1	235,46	Não ajustado
		C_METEO	1053,15	Não ajustado
	Zooplâncton	C1	123,25	Ajustado#
		C_METEO	140, 43	Ajustado#

Tabela 21: Ajustes dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas do Ambiente costeiro. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS

Setor	Comunidade	Cenário	CRPS	Ajuste
Praias Macrofauna	**Compartimento A**	C1	253,34	Não ajustado
		C_METEO	396,00	Não ajustado
		C_HIDRO	160,85	Não ajustado
	Compartimento B	C1	8,63	Ajustado
		C_METEO	27,75	Ajustado
		C_HIDRO	20,64	Ajustado
Praias Meiofauna	**Compartimento A**	C1	159,57	Não ajustado
		C_METEO	170,25	Não ajustado
		C_HIDRO	183,76	Não ajustado
	Compartimento C	C1	15,53	Ajustado
		C_METEO	15,44	Ajustado
		C_HIDRO	33,01	Ajustado

Tabela 22: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades do Ambiente dulcícola. O indicativo de aumento ou declínio foi determinado a partir da diferença entre o coeficiente da série temporal (β) de cada cenário projetado e o coeficiente obtido para a série temporal observada de 2 anos (2024 – 2025), utilizada como referência.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
Lagoas	Fitoplâncton	Observado (24 – 25)	0,008	-
		C1	0,03	Aumento
		C_SECAS	0,25	Aumento
		C_HIDRO	0,97	Aumento
	Macrófitas	Observado (24 – 25)	0,10	
		C1	-0,13	Declínio
		C_SECAS	0,17	Aumento
		C_HIDRO	0,02	Declínio
	Perifíton	Observado (24 – 25)	-0.04	-
		C1	-0,44	Declínio
		C_SECAS	0,12	Aumento
		C_HIDRO	-0,21	Declínio
Lagos	Fitoplâncton	Observado (24 – 25)	-0,04	-
		C1	0,43	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
		C_SECAS	0,04	Aumento
		C_HIDRO	0,26	Aumento
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (24 – 25)	-0,33	-
		C1	-0,38	Declínio
		C_SECAS	-0,27	Declínio
		C_HIDRO	0,05	Aumento
	Macrófitas	Observado (24 – 25)	-0,50	-
		C1	-0,44	Declínio
		C_SECAS	-0,16	Declínio
		C_HIDRO	0,05	Aumento
	Perifíton	Observado (24 – 25)	-0,59	-
		C1	0,17	Aumento
		C_SECAS	0,36	Aumento
		C_HIDRO	0,65	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
Fluvial	Zooplâncton	Observado (24 – 25)	-0,05	-
		C1	-0,37	Declínio
		C_SECAS	-0,46	Declínio
		C_HIDRO	0,16	Aumento
	Fitoplâncton	Observado (24 – 25)	0,07	-
		C1	0,88	Aumento
		C_SECAS	-0,002	Declínio
		C_HIDRO	0,61	Aumento
	Macrófitas	Observado (24 – 25)	-0,09	-
		C1	-0,12	Declínio
		C_SECAS	0,13	Aumento
		C_HIDRO	0,20	Aumento
	Perifíton	Observado (24 – 25)	0,11	-
		C1	0,31	Aumento
		C_SECAS	-0,35	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
		C_HIDRO	0,54	Aumento
	Zooplâncton	Observado (24 – 25)	0,27	-
		C1	0,56	Aumento
		C_SECAS	0,59	Aumento
		C_HIDRO	0,28	Aumento

Tabela 23: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades do Ambiente marinho. O indicativo de aumento ou declínio foi determinado a partir da diferença entre o coeficiente da série temporal (β) de cada cenário projetado e o coeficiente obtido para a série temporal observada de 2 anos (2024 – 2025), utilizada como referência.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz	**Ictiofauna**	Observado (24 – 25)	0,08	-
		C1	-0,30	Declínio
		C_METEO	-0,03	Declínio
Foz Sul	**Fitoplâncton**	Observado (24 – 25)	0,07	
		C1	-0,09	Declínio
		C_METEO	0,02	Declínio
	Ictiofauna	Observado (24 – 25)	0,16	-
		C1	0,12	Declínio
		C_METEO	0,24	Aumento
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (24 – 25)	-0,01	-
		C1	0,01	Aumento
		C_METEO	0,009	Aumento
Foz Central	**Ictiofauna**	Observado (24 – 25)	0,13	-
		C1	0,02	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
		C_METEO	0,15	Aumento
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (24 – 25)	-0,04	-
		C1	0,04	Aumento
		C_METEO	-0,03	Aumento
Foz Norte	**Carcinofauna**	Observado (24 – 25)	0,49	-
		C1	-0,14	Declínio
		C_METEO	0,41	Declínio
	Fitoplâncton	Observado (24 – 25)	0,25	-
		C1	0,11	Declínio
		C_METEO	-0,008	Declínio
	Ictioplâncton	Observado (24 – 25)	-0,05	-
		C1	-0,27	Declínio
		C_METEO	-0,30	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
	Macroinvertebrados bentônicos	Observado (24 – 25)	-0,003	-
		C1	-0,05	Declínio
		C_METEO	-0,001	Aumento
	Zooplâncton	Observado (24 – 25)	0,08	-
		C1	0,19	Aumento
		C_METEO	0,09	Aumento
Norte	**Zooplâncton**	Observado (24 – 25)	-0,02	-
		C1	0,02	Aumento
		C_METEO	0,13	Aumento

Tabela 24: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades do Ambiente costeiro. O indicativo de aumento ou declínio foi determinado a partir da diferença entre o coeficiente da série temporal (β) de cada cenário projetado e o coeficiente obtido para a série temporal observada de 2 anos (2024 – 2025), utilizada como referência.

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal (β)	Variação da riqueza (projeção)
Praias Macrofauna	**Compartimento B**	Observado (24 – 25)	0,02	-
		C1	0,09	Aumento
		C_METEO	0,10	Aumento
		C_HIDRO	-0,08	Declínio
Praias Meiofauna	**Compartimento C**	Observado (24 – 25)	-0,001	-
		C1	-0,0008	Aumento
		C_METEO	0,004	Aumento
		C_HIDRO	0,03	Aumento

16 REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional de Águas. Impactos de Usinas Hidrelétricas sobre os Regimes Hidrológicos e Sedimentares. Brasília: ANA, 2013.

ANA, Agência Nacional de Águas. Hidroweb. Brasília: ANA, 2025. Disponível em: < https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>.

ANA. Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce – Rompimento da barragem em Mariana/MG. Conjuntura dos Recursos Hidricos no Brasil–Informe 2015, p. 50, 2016.

ANKLEY, G. T.; BENNETT, R. S.; ERICKSON, R. J.; HOFF, D. J.; HORNUNG, M. W.; JOHNSON, R. D.; MOUNT, D. R.; NICHOLS, J. W., RUSSOM, C. L.; SCHMIEDER, P. K.; SERRRANO, J. A.; TIETGE, J. E.; VILLENEUVE, D. L. Adverse outcome pathways: A conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 29(3), 730–741, 2010. https://doi.org/10.1002/etc.34

BAKER, M. E.; KING, R. S.; KAHLE, D. 'TITAN2' – Threshold Indicator Taxa Analysis. R package, 2022.

BATES, P. D., HORRITT, M. S., & FEWTRELL, T. J. (2010). A simple inertial formulation of the shallow water equations for efficient two-dimensional flood inundation modelling. Journal of Hydrology, 387(1–2), 33–45. https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2010.03.027.

BARTOŃ, K.; BARTOŃ, M.K. Package 'mumin'. Version, 1(18), p.439, 2015.

BETANCOURT, M. A conceptual introduction to Hamiltonian Monte Carlo. arXiv preprint arXiv:1701.02434, 2017.

BEVITÓRIO, L. Z.; DA SILVA, N. G.; PIROVANI, J. C. M.; MARQUES, J. A.; VIEIRA, C. E. D.; ZEBRAL, Y. D.; DAMASCENO, E. M.; LOPES, L. L. R.; DE SANT'ANA, L. P.; MARUBE, L. C.; DA COSTA, S. R.; MARTINS, C. D. M. G.; SANDRINI, J. Z.; SOUZA, M. M.; BIANCHINI, A.; DO VALE-OLIVEIRA, M. Impacts of tailings of Fundão dam (Brazil) rupture on marine fish: Metals bioaccumulation and physiological responses. Marine Pollution Bulletin, 177, 2022. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113511

BLACKWELL, B. R. et al. An "eAR" on Environmental Surveillance and Monitoring: A Case Study on the Use of Exposure-Activity Ratios (EARs) to Prioritize Sites, Chemicals, and Bioactivities of Concern in Great Lakes Waters. Environmental Science and Technology, v. 51, n. 15, p. 8713–8724, 1 ago. 2017.

BONECKER, A. C. T.; CASTRO, M. S. D.; COSTA, P. G.; BIANCHINI, A.; BONECKER, S. L. C. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in southeast Brazil. Regional Studies in Marine Science, 32, 2019. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100848

BUARQUE, D. C. (2015). Simulação da Geração e do Transporte de Sedimentos em Grandes Bacias: Estudo de caso do rio Madeira [PhD thesis]. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, NY: Springer New York, 2002.

CARPENTER, S.R.; COLE, J.J.; PACE, M.L.; BATT, R.; BROCK, W.A.; CLINE, T.; COLOSO, J.; HODGSON, J.R.; KITCHELL, J.F.; SEEKELL, D.A.; SMITH, L. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. Science 332, 1079-1082, 2011.

CARVALHO, N. O. (2008). Hidrossedimentologia prática. 2º ed. Rio de Janeiro, Interciência.

CASAS-PRAT, M.; HEMER, M.A.; DODET, G.; MORIM, J.; WANG, X.L.; MORI, N.; YOUNG, I.; ERIKSON, L.; KAMRANZAD, B.; KUMAR, P.; MENÉNDEZ, M. Wind-wave climate changes and their impacts. Nature Reviews Earth & Environment, pp.1-20, 2024.

CHAKRABORTY, S. B. Non-Essential Heavy Metals as Endocrine Disruptors: Evaluating Impact on Reproduction in Teleosts. Proceedings of the Zoological Society, 74(4), 417–431, 2021. https://doi.org/10.1007/s12595-021-00399-x

CLARK, N.J.; WELLS, K. Dynamic generalised additive models (DGAMs) for forecasting discrete ecological time series. Methods in Ecology and Evolution, 14(3), 771–784, 2023. http://10.0.4.87/2041-210X.13974.

COLBY, B. R., HEMBREE, C. H. Computation of total sediment discharge: Niobrara River near Cody, Nebraska. US Geological Survey, Water-Supply Paper. 1357. Washington. 1955.

COLLISCHONN, W., ALLASIA, D., DA SILVA, B. C., & TUCCI, C. E. M. (2007). The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. Hydrological Sciences Journal, 52(5), 878–895. https://doi.org/10.1623/hysj.52.5.878.

CONDINI, M. V.; PICHLER, H. A.; DE OLIVEIRA-FILHO, R. R.; CATTANI, A. P.; ANDRADES, R.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; SOETH, M.; DE BIASI, J. B.; EGGERTSEN, L., DIAS, R.; HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; CHIQUIERI, J.; GARCIA, A. M.; HOSTIM-SILVA, M. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. Science of the Total Environment, 807, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150987

CORSI, S. R. et al. Prioritizing chemicals of ecological concern in Great Lakes tributaries using high-throughput screening data and adverse outcome pathways. Science of the Total Environment, v. 686, p. 995–1009, 10 out. 2019.

DE CICCO, L.A., CORSI, S.R., VILLENEUVE, D.L., BLACKWELL, B.R., ANKLEY, G.T., 2018. toxEval: Evaluation of measured concentration data using the ToxCast high-throughput screening database or a user-defined set of concentration benchmarks. R Package version 1.0.0 [WWW Document]. URL https://code.usgs.gov/water/toxEval ://doi.org/10.5066/P906UQ5I

DIELE, K. Life history and population structure of the exploited mangrove crab Ucides cordatus cordatus (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté Estuary, North Brazil. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen, Bremen, p. 116, 2000.

DIELE, K.; SIMITH, D, JB. Salinity tolerance of northern Brazilian mangrove crab larvae, Ucides cordatus (Ocypodidae): Necessity for larval export?. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 3-4, p. 600-608, 2006.

DONADIO, N. M. M., GALBIATTI, J. A., DE PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. Engenharia Agrícola, 25 (1), 115–125. https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p.

ELLIOTT, S. M. et al. Contaminants in bald eagles of the upper Midwestern U.S.: A framework for prioritizing future research based on in-vitro bioassays. Environmental Pollution, v. 244, p. 861–870, 1 jan. 2019.

FAGUNDES, H. DE O., DE PAIVA, R. C. D., BRÊDA, J. P. L. F., FASSONI-ANDRADE, A. C., BORRELLI, P., & FAN, F. M. (2023). An assessment of South American sediment fluxes under climate changes. Science of The Total Environment, 879, 163056. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163056.

FAGUNDES, H. DE O., PAIVA, R. C. D., FAN, F. M., BUARQUE, D. C., & FASSONI-ANDRADE, A. C. (2020). Sediment modeling of a large-scale basin supported by remote sensing and in-situ observations. CATENA, 190, 104535. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104535.

FAGUNDES, H. O., FAN, F. M., PAIVA, R. C. D., SIQUEIRA, V. A., BUARQUE, D. C., KORNOWSKI, L. W., LAIPELT, L., & COLLISCHONN, W. (2021). Sediment Flows in South America Supported by Daily Hydrologic-Hydrodynamic Modeling. Water Resources Research, 57(2). https://doi.org/10.1029/2020WR027884.

FUNDAÇÃO ESPÍRITO-SANTENSE DE TECNOLOGIA (FEST). 2024. 5° Relatório Anual do PMBA – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente – CI 165, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 306 p. (Anexo 2 - RA2023 RT46 Material Suplementar - Materiais Suplementares_Temas – MD_AD_Integração fluvio-estuarina.pdf. 190 p.).

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

FOX J, WEISBERG S (2019). An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

FRIEDMAN, J.; HASTIE, T., TIBSHIRANI, R.; NARASIMHAN, B.; TAY, K.; SIMON, N.; QIAN, J. Package 'glmnet'. CRAN R Repositary, 595, 2021.

GELMAN, A. Multilevel (hierarchical) modeling: what it can and cannot do. Technometrics 48, 432-435, 2006.

Godoi, R. de F., Rodrigues, D.B.B., Borrelli, P., Oliveira, P.T.S. (2021). High-resolution soil erodibility map of Brazil. Science of The Total Environment 781, 146673. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV. 2021.146673.

GOUHIER, T. C.; GUICHARD, F.; GONZALEZ, A. Synchrony and stability of food webs in metacommunities. The American Naturalist, 175: E16–E34, 2010.

GROH, K. J.; CARVALHO, R. N.; CHIPMAN, J. K.; DENSLOW, N. D.; HALDER, M.; MURPHY, C. A.; ROELOFS, D.; ROLAKI, A.; SCHIRMER, K.; WATANABE, K. H. Development and application of the adverse outcome pathway framework for understanding and predicting chronic toxicity: II. A focus on growth impairment in fish. Chemosphere, 120, 778–792, 2015. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.006

HABESSE, F., MOLÉNAT, J. CARLUER, N., DOUEZ, O., LEENHARDT, D. (2018). The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. Science of the Total Environment, 643 (1), 850– -867. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.188.

HALLETT, L. M.; JONES, S. K.; MACDONALD, A. A. M.; JONES, M. B.; FLYNN, D. F. B.; RIPPLINGER, J.; SLAUGHTER, P.; GRIES, C.; COLLINS, S. L. codyn: An r package of community dynamics metrics. Methods Ecol Evol, 7: 1146-1151, 2017. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12569

HAMED, Khaled H.; RAO, A. Ramachandra. A modified Mann–Kendall trend test for autocorrelated data. Journal of Hydrology, v. 204, p. 182–196, 1998. DOI: 10.1016/S0022-1694(97)00125-X.

HASSLER, M. L. (2005) A importância das Unidades de Conservação no Brasil. Sociedade & Natureza, 17(33), 78–89. https://seer.ufu.br/index.php/sociedadenatureza/article/download/9204/5666.

HASTIE, T. J. Generalized additive models. Chapter 7 of Statistical Models in S eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole, 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual Técnico de Pedologia. Coleção Manuais Técnicos em Geociências. v. 4, 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

JACOMINE, P. K. T. et al. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim Técnico n. 60. Levantamento exploratório – Reconhecimento de Solos do Norte de Minas Gerais (Área de Atuação da SUDENE). Recife: EMBRAPA, 1979.

JOHNSTON, R.; JONES, K.; MANLEY, D. Confounding and collinearity in regression analysis: a cautionary tale and an alternative procedure, illustrated by studies of British voting behaviour. Quality and Quantity, v. 52, n. 4, p. 1957–1976, 1 jul. 2018.

KRISHNAPPAN, BOMMANNA G. Modelling cohesive sediment transport in rivers. IAHS Publication (International Association of Hydrological Sciences), n. 263, p. 269-276, 2000.

Lacaux, J. P., Tourre, Y. M., Vignolles, C., Ndione, J. A., & Lafaye, M. (2007). Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment, 106*(1), 66–74. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012

LEFCHECK, J. S. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. Methods in Ecology and Evolution, v. 7, n. 5, p. 573–579, 1 maio 2016.

LEMOS, G.; SEMEDO, A.; DOBRYNIN, M.; BEHRENS, A.; STANEVA, J.; BIDLOT, J.R.; MIRANDA, P.M. Mid-twenty-first century global wave climate projections: Results from a dynamic CMIP5 based ensemble. Global and planetary change, 172, pp.69-87, 2019.

LETT, C.; VERLEY, P., MULLON, C.; PARADA, C.; BROCHIER, T.; PENVEN, P.; BLANKE, B. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. Environmental Modelling & Software, 23(9), 1210-1214, 2008.

LIMA, R. P. C., et al. Development of anual drought classification system based on drought severity indexes. Annals of Brazilian Academy Sciences. 91(1) (2019): e20180188. http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920180188.

LONGHINI, C. M.; RODRIGUES, S. K.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; GRIPP, M.; LEHRBACK, B. D.; MILL, G. N.; DE OLIVEIRA, E. M. C.; HERMOGENES, C. C. M.; RODRIGUES, D. G. F.; DAVID, A. M.; GRAMLICH, K. C.; BISI JÚNIOR, R. C.; GOMES, A. A. P.; DA SILVA FILHO, J. P.; ALMEIDA, J. F.; SOUZA, K. F.; LUZ JUNIOR, W. A. R.; POLEZE, L. M. B.; BARROS, R. R.; RIGO, D.; GHISOLFI, R. D.; NETO, R. R.; SÁ, F. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. Science of the Total Environment, 803, 149883, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149883

LIU, X. et al. Suspended particulate matter affects the distribution and migration of heavy metals in the Yellow River. Science of the Total Environment, 912, 169537, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169537.

MACDONALD, D. D.; CARR, R. S.; ECKENROD, D.; GREENING, H.; GRABE, S.; INGERSOLL, C. G.; JANICKI, S.; JANICKI, T.; LINDSKOOG, R. A.; LONG, E. R.; PRIBBLE, R.; SLOANE, G.; SMORONG, D. E. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 46, 147–161, 2004. https://doi.org/10.1007/s00244-003-2270-z.

MAPBIOMAS PROJECT. (2025). Collection 10 of the Annual Land Cover and Land Use Maps of Brazil (1985–2024) [Data set]. MapBiomas Data, V1. https://mapbiomas.org.

MALEV, O. et al. Toxicity prediction and effect characterization of 90 pharmaceuticals and illicit drugs measured in plasma of fish from a major European river (Sava, Croatia). Environmental Pollution, v. 266, 1 nov. 2020.

MARQUES, J. A.; COSTA, S. R.; MARASCHI, A. C.; VIEIRA, C. E. D.; COSTA, P. G.; DE MARTINEZ GASPAR MARTINS, C.; SANTOS, H. F.; SOUZA, M. M.; SANDRINI, J. Z.; BIANCHINI, A. Biochemical response and metals bioaccumulation in planktonic communities from marine areas impacted by the Fundão mine dam rupture (southeast Brazil). Science of the Total Environment, 806, 150727, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150727

MILLER, M.E.; GHISOLFI, R.D.; BARROSO, G.F. Remote sensing monitoring of mining tailings in the fluvial-estuarine-coastal ocean continuum of the Lower Doce River Valley (Brazil). Environmental Monitoring and Assessment, 195(5), p.542, 2023

MYTTENAEREA, A., GOLDENA, B., LE GRANDB, B., & ROSSIC, F. (2019). Mean Absolute Percentage Error for Regression Models. Preprint submitted to Neurocomputing, 192, 38-48.

MOTTA, P. E. F.; BARUQUI, A. M.; SANTOS, H. G. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – 44. Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos da Região do Alto Paraíba, Minas Gerais. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2004.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). Screening Quick Reference Tables. Available in: https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327, 1999. (Accessed 10 May 2024).

O'BRIEN, S. F., & LONG, Y. (2026) How do I interpret a confidence interval? Transfusion, 56(7), 1680-1683.

OLIVEIRA, K.S.S.; QUARESMA, V.S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. Journal of South American Earth Sciences, 78, pp.101-115, 2017.

ORTIZ GUTIERREZ, V. et al. Seasonal influence of suspended particulate matter on metal and organic pollutant distribution under fluvial and tidal conditions in the Elbe River. Water Research, 291, 125177, 2026. DOI: 10.1016/j.watres.2025.125177.

PAIVA, R. C. D., COLLISCHONN, W., & TUCCI, C. E. M. (2011). Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. Journal of Hydrology, 406(3–4), 170–181. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.06.007.

PANOSO, L. A. (Coord.). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim Técnico n. 76. Levantamento Semidetalhado de Solos de Solos da Área do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite, Coronel Pacheco, MG. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1980.

PANOSO, L. A. (Coord.). Boletim Técnico n. 45. Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Espírito Santo. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1978.

PASCHOALINI, A. L.; SAVASSI, L. A.; ARANTES, F. P.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Heavy metals accumulation and endocrine disruption in Prochilodus argenteus from a polluted neotropical river. Ecotoxicology and Environmental Safety, 169, 539–550, 2019.

PEREIRA-SILVA, E. F. L., PIRES, J. S. R., HARDT, E., DOS SANTOS, J. E. & FERREIRA, W. A. (2011). Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas de uma Unidade de Conservação do Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Biociências, 9(3), 371–381. https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/115447.

PIRH, 2021. Revisão e Atualização do PIRH Doce e Propostas de Enquadramento: Produto 03 – Consolidação do estado da arte sobre a situação e a gestão de recursos hídricos na bacia.

PONTES, P. R. M., FAN, F. M., FLEISCHMANN, A. S., DE PAIVA, R. C. D., BUARQUE, D. C., SIQUEIRA, V. A., JARDIM, P. F., SORRIBAS, M. V., & COLLISCHONN, W. (2017). MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open-source GIS. Environmental Modelling & Software, 94, 1–20. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.029.

POSTHUMA, L.; VAN GILS, J.; ZIJP, M. C.; VAN DE MEENT, D.; DE ZWARTD, D. Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry, 38(4), 703–711, 2019. https://doi.org/10.1002/etc.4373

R CORE TEAM (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2023. <https://www.R-project.org/>.

RANSTAM, J.; COOK, J.A. LASSO REGRESSION, BRITISH JOURNAL OF SURGERY. 105(10), 1348-1348, 2018.

REGUERO, B.G.; LOSADA, I.J.; MÉNDEZ, F.J. A recent increase in global wave power as a consequence of oceanic warming. Nature communications, 10(1), p.205, 2019.

RRDM, Rede rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-39C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 349 pag. 2022.

RRDM, Rede rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-39D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1410 pag. 2022.

SAFFRAN, K.; CASH, K.; HALLARD, K.; NEARY, B.; WRIGHT, C. CCME water quality index 1.0 user's manual. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001.

STAN DEVELOPMENT TEAM. Stan Modeling Language Users Guide and Reference Manual, Version 2.26.1, 2022.. https://mc-stan.org.

SUGIURA, N. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. Commun. Stat. 7 (1), 13–26, 1978.

SUN, Q.; LI, Y.; SHI, L.; HUSSAIN, R.; MEHMOOD, K.; TANG, Z.; ZHANG, H. Heavy metals induced mitochondrial dysfunction in animals: Molecular mechanism of toxicity. Toxicology, 469, Elsevier Ireland Ltd. 2022. https://doi.org/10.1016/j.tox.2022.153136

TIBSHIRANI, R. Regression shrinkage and selection via the Lasso. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, 58(1), 267–288, 1996.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. Ecology, 80, 1455–1474, 1999.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Porto Alegre: UFRGS, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998. 943p.

ZHANG, J. et al. Transport and partitioning of metals in river networks of a plain area with sedimentary resuspension and implications for downstream lakes. Environmental Pollution, 294, 118668, 2022. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118668.

U.S. EPA. National Recommended Water Quality Criteria, 2009. Available in: https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria. (Accessed 10 May 2024).

VAN DER OOST, R.; MCKENZIE, D. J.; VERWEIJ, F.; SATUMALAY, C.; VAN DER MOLEN, N.; WINTER, M. J.; CHIPMAN, J. K. Identifying adverse outcome pathways (AOP) for Amsterdam city fish by integrated field monitoring. Environmental Toxicology and Pharmacology, 74, 2020. https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103301

VIAROLI, P. et al., 2018. Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po River, Northern Italy). Science of the Total Environment. 639 (2018) 1574–1587.

VEHTARI, A.; GELMAN, A.; SIMPSON D.; CARPENTER, B.; BÜRKNER, P.-C. Rank-normalization, folding, and localization: an improved R for assessing convergence of MCMC (with discussion). Bayesian Analysis, 16, 667–718. 2021. https://doi.org/10.1214/20-BA1221.

WILLIAMS, J. (1975). Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor.

WICKHAM, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag, New York.

WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K., 2018. dplyr: A Grammar of Data Manipulation.

WOOD, S.N. mgcv: GAMs and generalized ridge regression for R. R news, 1(2), 20–25, 2001.

YANG, L.; ZENG, J.; GAO, N.; ZHU, L.; FENG, J. Elucidating the Differences in Metal Toxicity by Quantitative Adverse Outcome Pathways. Environmental Science and Technology, 56(18), 13233–13244, 2022. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03828

ZHAO, J.; CAO, J.; TIAN, S.; CHEN, Y.; ZHANG, S.;WANG, Z.; ZHOU, X. A comparison between two GAM models in quantifying relationships of environmental variables with fish richness and diversity indices. Aquatic ecology, 48, pp.297-312. http://10.0.3.239/s10452-014-9484-1, 2014.