

**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- 46/ JUN 24

RA2023 PMBA/Fest

Vitória,

Junho de 2024

EQUIPE TÉCNICA

Beatrice Padovani Ferreira (UFPE)

Kyssyanne Samihra Santos Oliveira (UFES)

Nadson Ressayê Simões (UFSB)

Maikon Di Domenico (UFPR)

Fabio Cavalca Bom (Pós-Doutorando UFES)

Gisele Daiane Pinha (Pós-Doutoranda UFSB)

Manuela Santos Santana (Pós-Doutoranda UFPR)

Nelson de Almeida Gouveia (Pós-Doutorando UFPE)

Rafael de Carvalho Santos (Pós-Doutorando UFSB)

SUMÁRIO

1	CIENCIOMETRIA	4
1.1	ANÁLISE ESTATÍSTICA DE PUBLICAÇÕES	4
2	ESTADO AMBIENTAL	10
2.1	ANÁLISE CWQI E SQG-Q	10
2.2	CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL	13
3	ÍNDICES DE TOXICIDADE	16
3.1	CÁLCULO DA RAZÃO EXPOSIÇÃO-ATIVIDADE (RAE): POTENCIAL DE BIOATIVIDADE DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS A NÍVEL MOLECULAR E CELULAR.....	16
3.2	DISTRIBUIÇÃO DAS RAES NOS DIFERENTES SETORES AO LONGO DOS ANOS:	18
4	MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS: QUANTIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DAS RELAÇÕES ESTABELECIDAS CONCEITUALMENTE	24
4.1	RESULTADOS SUPLEMENTARES DA QUANTIFICAÇÃO DAS VDAS	26
5	TÁXONS INDICADORES DE LIMITES ECOLÓGICOS	31
5.1	MATERIAL E MÉTODOS	31
5.2	RESULTADOS SUPLEMENTARES	32
6	SIMULAÇÃO E PROJEÇÃO DE CENÁRIOS.....	41
6.1	MATERIAL E MÉTODOS	41
6.1.1	Definição e seleção das variáveis preditoras utilizadas nos modelos	41
6.1.2	Definição Das Matrizes De Variáveis Preditoras Simuladas Para Os Diferentes Cenários Projetados	42
6.1.3	Análises Estatísticas Do Dynamic Generalized Additive Models (DGAM)	44
6.2	RESULTADOS SUPLEMENTARES	45
6.2.1	Ajustes Dos Modelos Generalized Additive Models - GAM.....	49
6.2.2	Ajustes Dos Modelos Dynamic Generalized Additive Models - DGAM	50
6.2.3	Modelos De Distribuição Posterior (mvgam_forecast) Dos Cenários	56
6.2.4	Avaliação Dos Declínios E Aumentos Dos Coeficientes Das Séries Temporais Projetadas	68
7	REFERÊNCIAS	77

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 das plataformas *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.

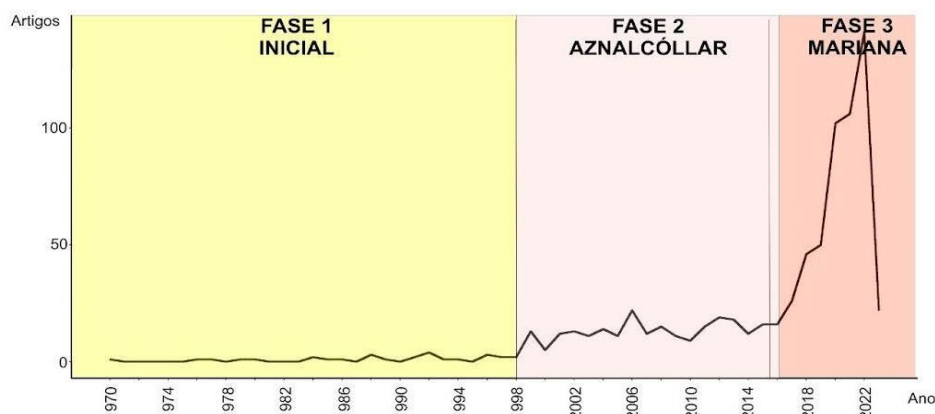
Por outro lado, a fase 2, entre 1998 e 2015, foi uma fase intermediária, ocorrendo um aumento das publicações impulsionadas principalmente pelo acidente ocorrido em Aznalcóllar na Espanha em 1998 (Figura 1a). Essa fase concentrou 39% das publicações totais, sendo a Universidade de Granada a principal 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. 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.

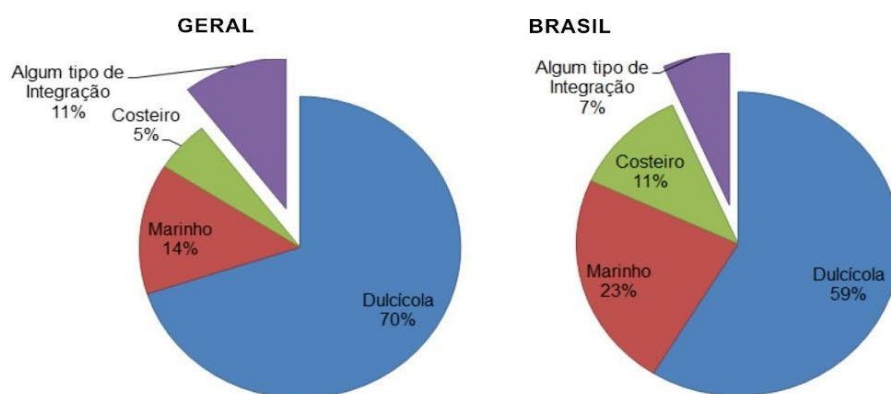
a) **Produção Científica Anual**



b) **Produção Científica Anual por**



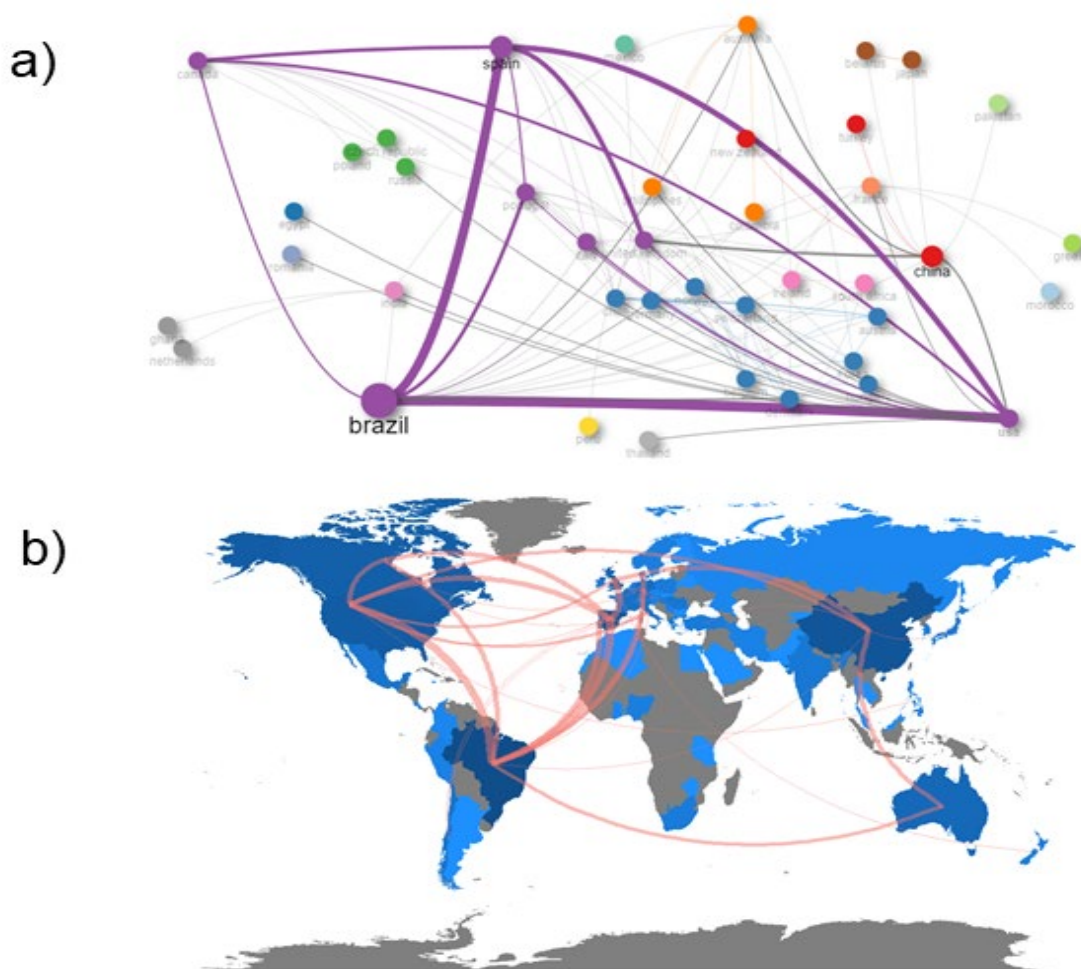
c) **Estudos por Ambientes**



A Figura 2 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. A conexão entre eles representa a relação de cooperação entre os países quanto mais espessa for a linha que liga os pontos, mais frequente será a cooperação e vice-versa. b) Indica o mapa de cooperação entre os países.

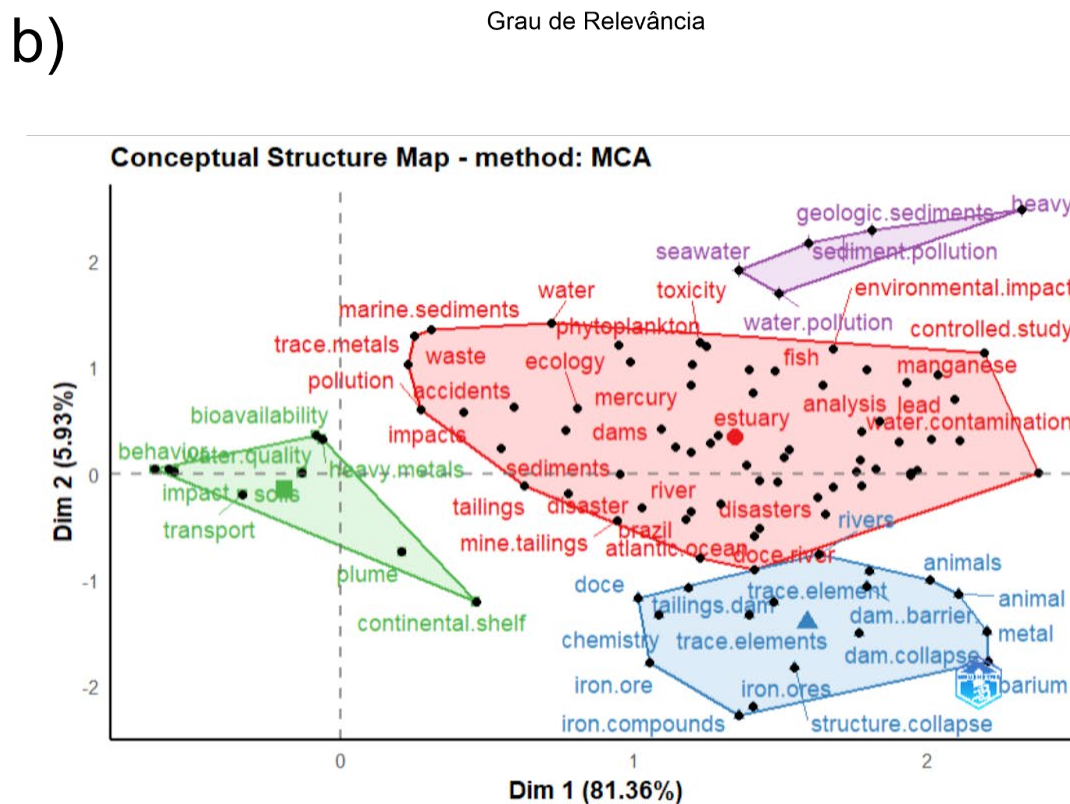
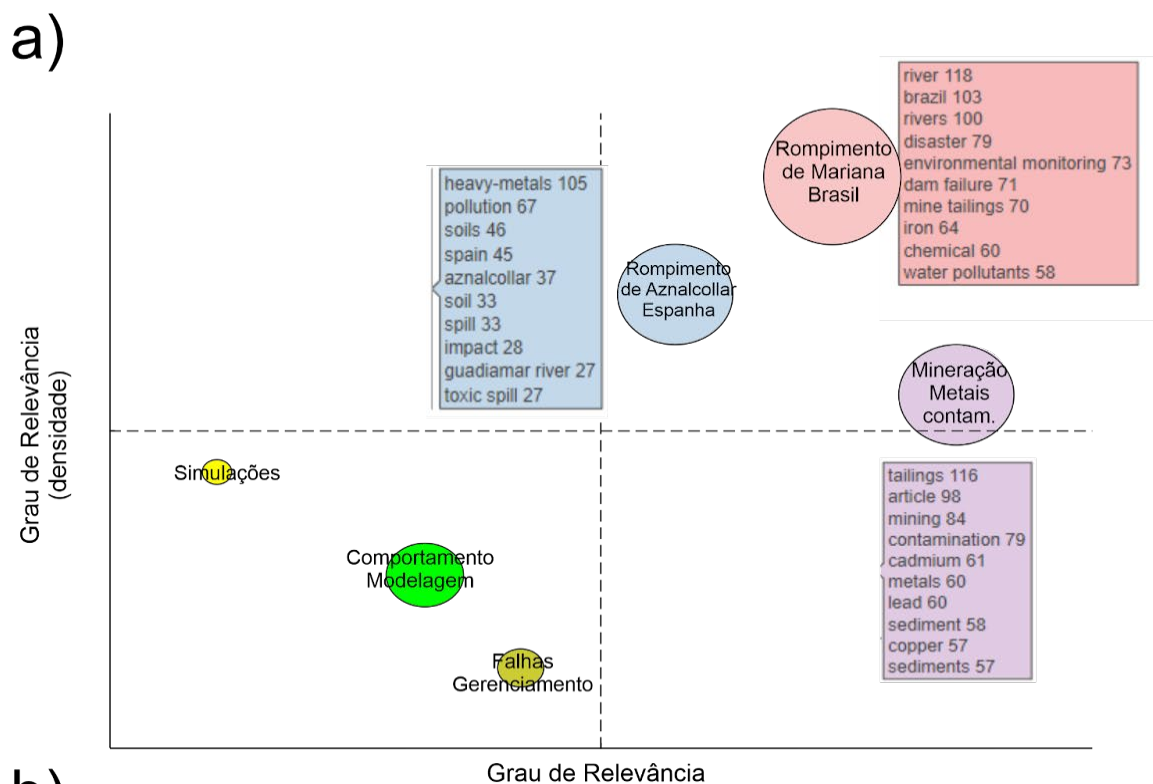


As análises mostram que no cenário atual o Brasil e a Espanha são os países que possuem as pesquisas mais extensas para esse tema, totalizando mais de 40% da produção científica. As principais revistas escolhidas para a publicação desses trabalhos, foram de acordo com o número de publicações a *Science 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 Aznalcollar, associado a palavras solas, 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) 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.



2 ESTADO AMBIENTAL

2.1 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 1: 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 fauna (não impactada: SQG-q < 0,1; moderadamente impactada: 0,1 < SQG-q < 1,0 e altamente impactado: SQG-q > 1,0; MACDONALD et al., 2004).

Tabela 2: Valores de referência para o índice SQG-q para os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor de Referência</i>
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

2.2 CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL

Figura 4: 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, para o Ambiente Costeiro, facilitando uma maior compreensão e relação entre eles.

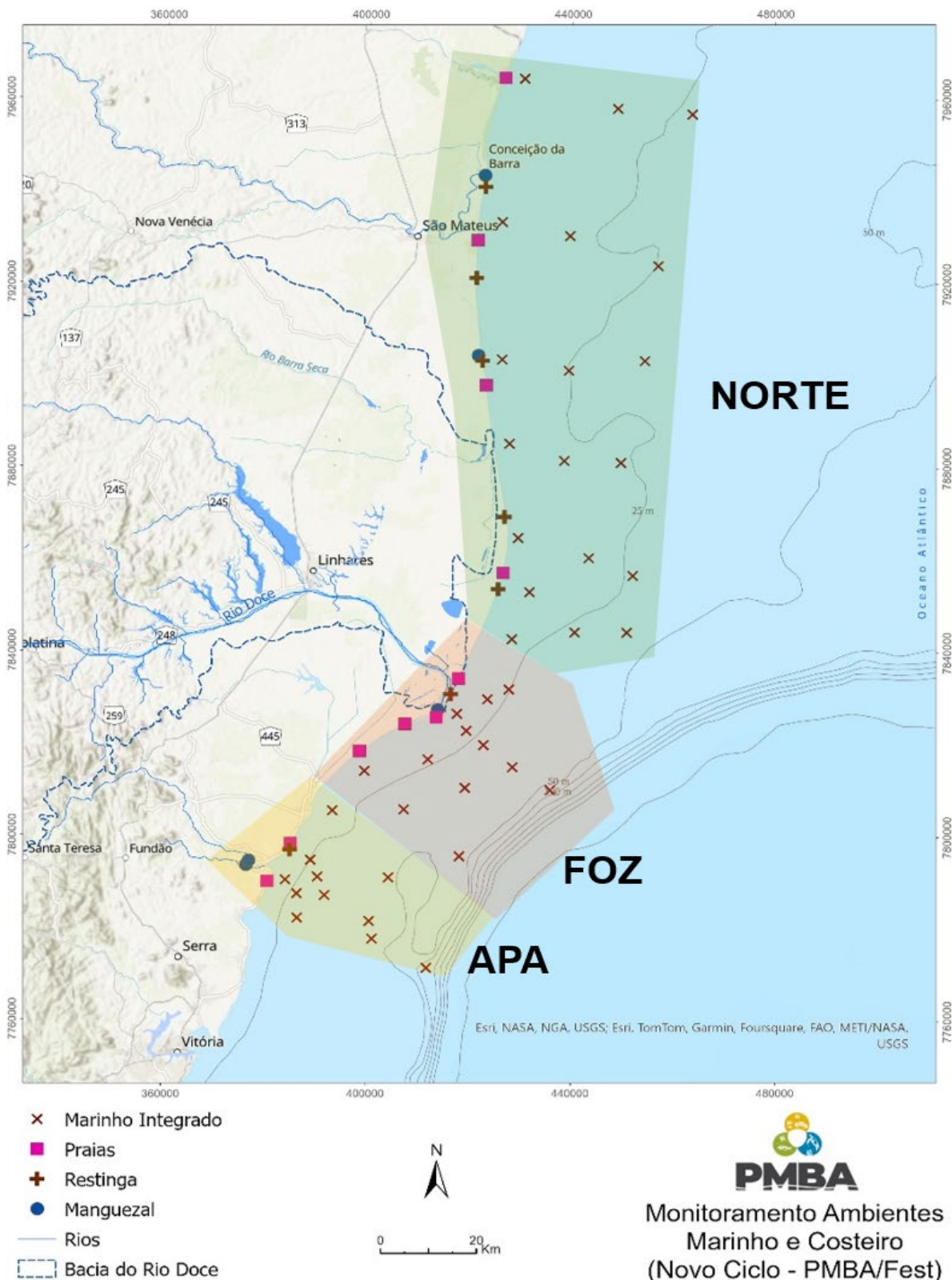


Tabela 3: Setorização espacial entre os Ambientes Marinho e Costeiro (Praias, Restinga e Manguezais), que possibilitaram uma maior integração entre os resultados obtidos por cada tema.

Setor	Marinho	Praia	Manguezal	Restinga
APA	Costa das Algas	Formosa Putiri	Piraquê-Açu Piraquê-Mirim Costa das Algas	Mar Azul
Foz	Rio Doce Sul Rio Doce Central Rio Doce Norte	Barra do Riacho Terra Indígena Comboios Regência Povoação	Barra do Riacho Rio Doce	Regência - Reserva Indígena Regência – Tamar Cacimbas
Norte	Degredo Barra Seca Barra Nova Conceição da Barra Itaúnas	Degredo Pontal do Ipiranga Barra Nova Guriri Itaúnas	Urussuquara Barra Nova São Mateus	Degredo Pontal do Ipiranga Barra Nova Conceição da Barra 1 Conceição da Barra 2

Tabela 4: Pontos amostrais utilizados para a caracterização dos distintos setores fluviais do Ambiente Dulcícola. Para isso, os pontos amostrais situados no rio Doce, Afluentes e Reservatórios foram subdivididos em duas regiões: jusante e montante.

Setor	ANO 1	TRN 1	Dulcícola
Montante	17 0	17 0	E0a ERA ERM E0
Jusante	21 22 26	21 22 26	E21 E26 E26F

Tabela 5: Campanhas utilizadas nos distintos ambientes para que não houvesse diferenças significativas entre o número de coletas de cada Ambiente/Tema. Sendo assim, foram selecionadas 16 amostragens do tema marinho integrado, 11 de praias, 11 da restinga, 9 de manguezais e 16 do ambiente dulcícola, que ocorreram em períodos similares ao longo do monitoramento.

<i>Marinho</i>		<i>Praia</i>		<i>Manguezal</i>		<i>Restinga</i>		<i>Dulcícola</i>	
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	Mai/22		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

3 ÍNDICES DE TOXICIDADE

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

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:

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

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

Portanto, RAEs 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 CICCIO 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 $REA_{mistura} \geq 1$.

3.2 DISTRIBUIÇÃO DAS RAES NOS DIFERENTES SETORES AO LONGO DOS ANOS:

Figura 5: 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.

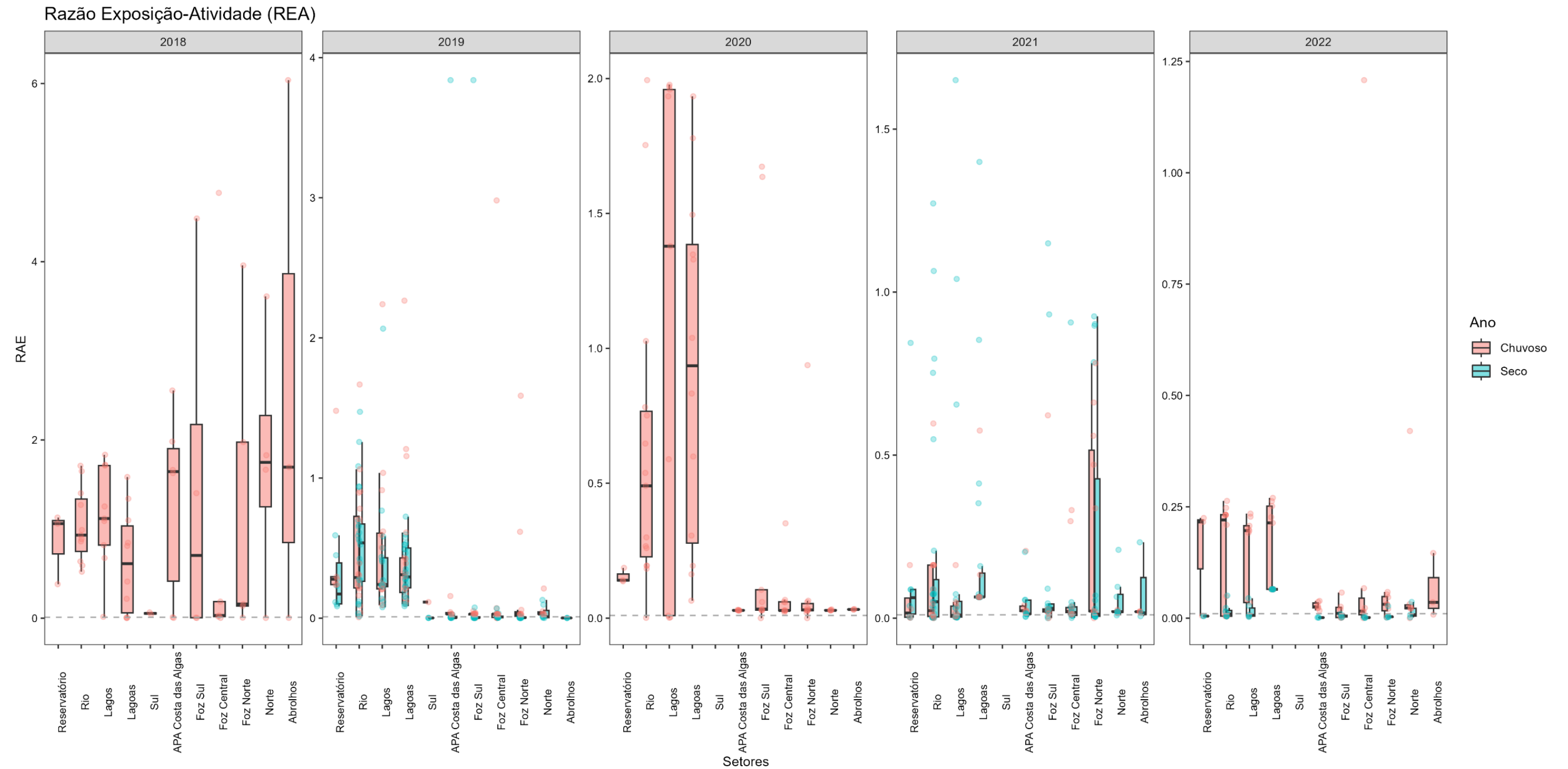


Figura 6: Contribuição de cada contaminantes orgânico para a razão exposição-atividade (REA) nos setores do Ambiente Dulcícola e do Ambiente Marinho ao longo dos anos

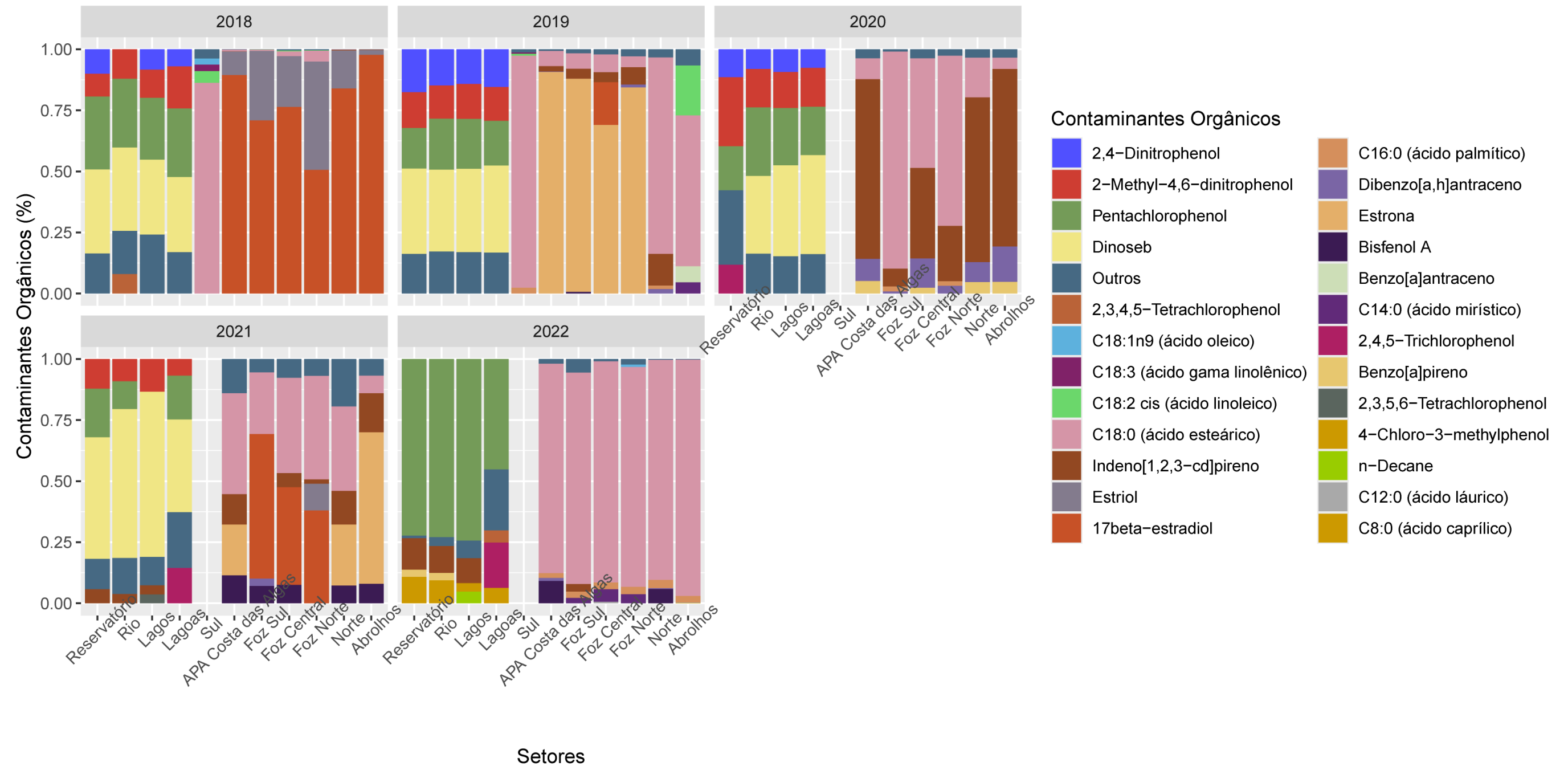


Figura 7: Razão exposição-atividade (RAE) baseada nas concentrações de contaminantes orgânicos do plasma dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostrados em Arembépe (ARE), Foz do rio Doce (FRD) e Praia do Forte (PF)

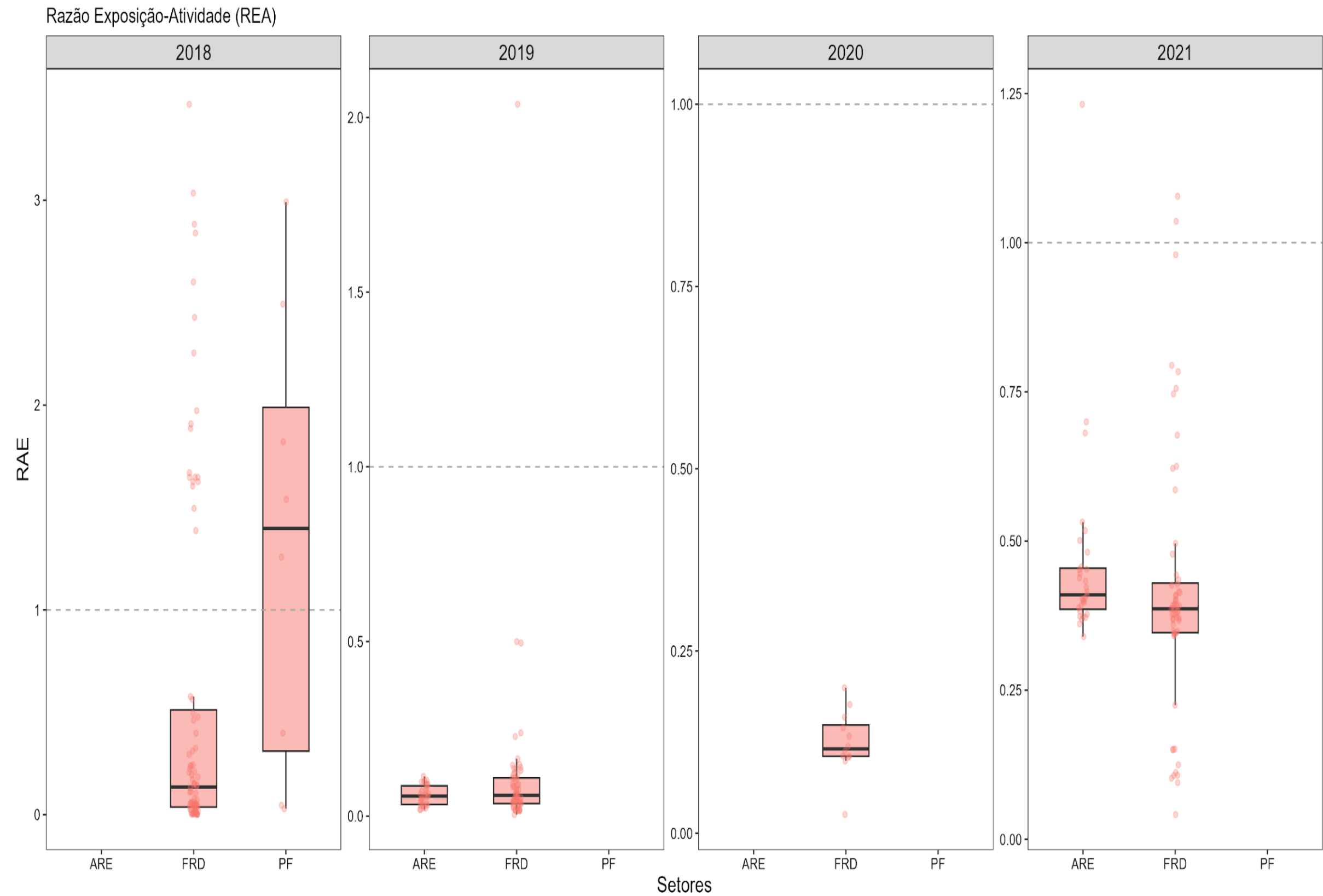


Figura 8: Contribuição dos contaminantes orgânicos detectados no plasma dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* para a composição da Razão Exposição-Atividade (REA). Os indivíduos foram amostrados na região costeira de Arembepé (ARE), adjacente a Foz do rio Doce (FRD) e da Praia do Forte (PF).

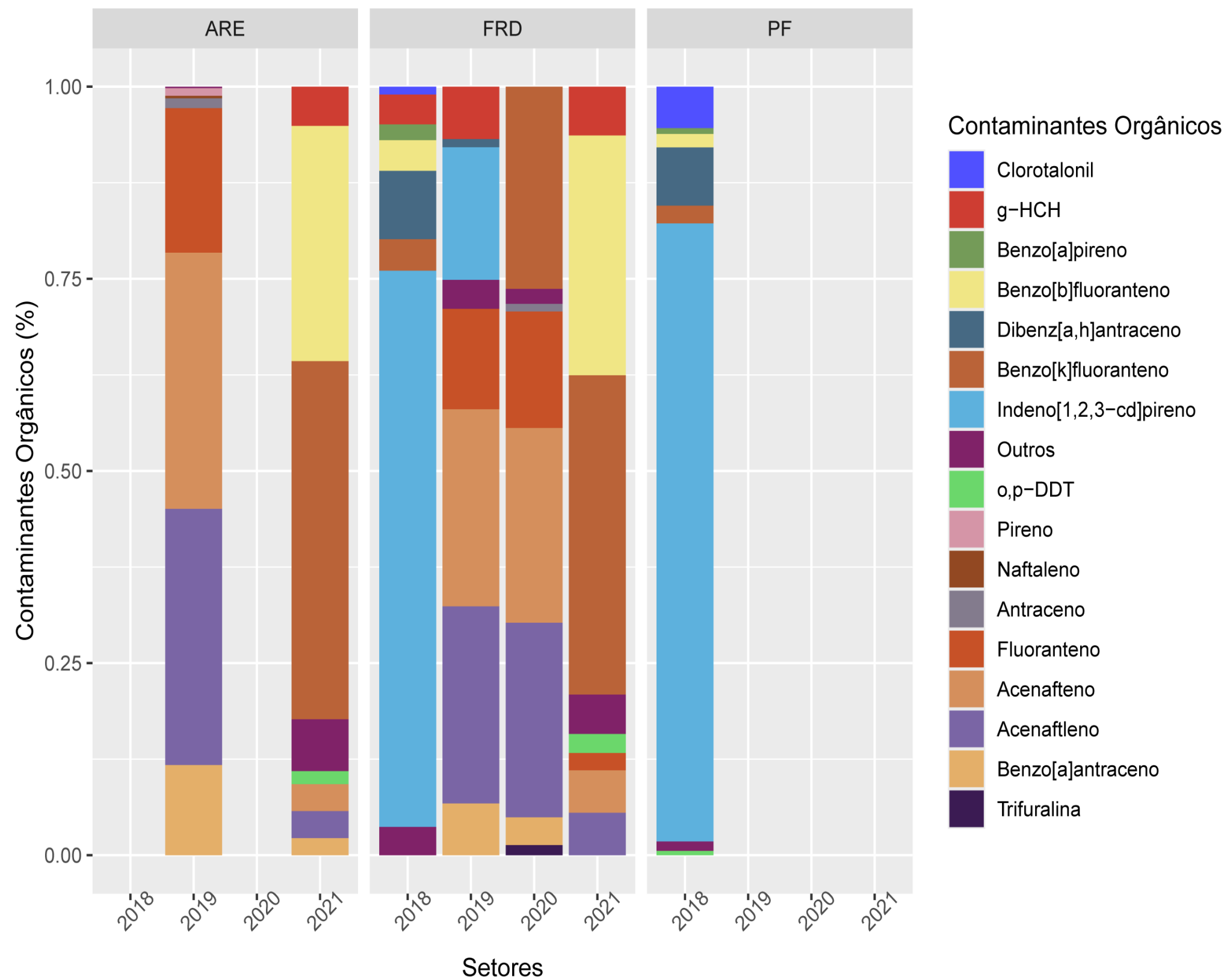


Figura 9: Razão exposição-atividade (RAE) baseada nas concentrações de contaminantes orgânicos do plasma dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na região costeira de Coroa Vermelha (CV) e próxima a Foz do rio Piraquê-Açu (RPA).

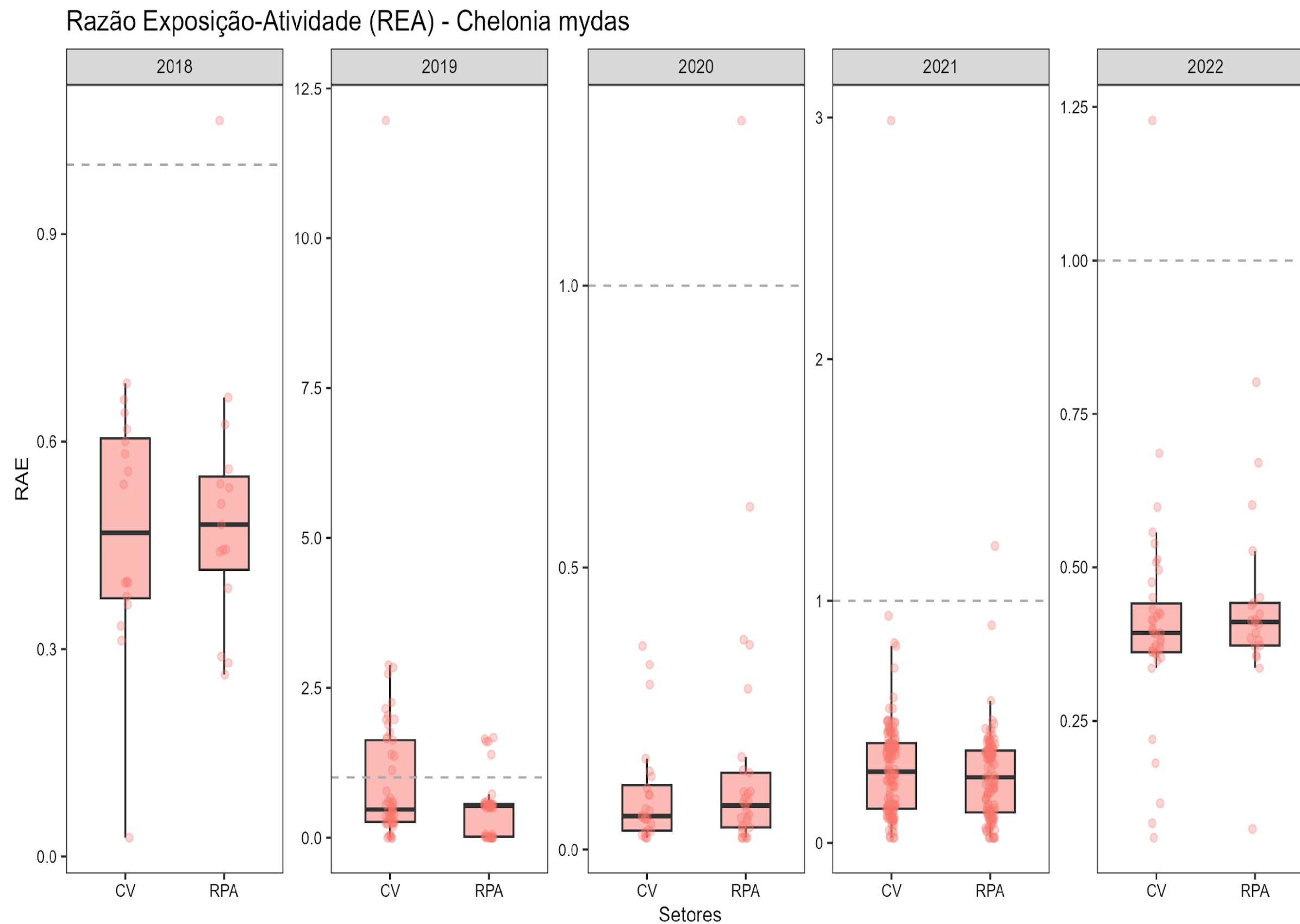
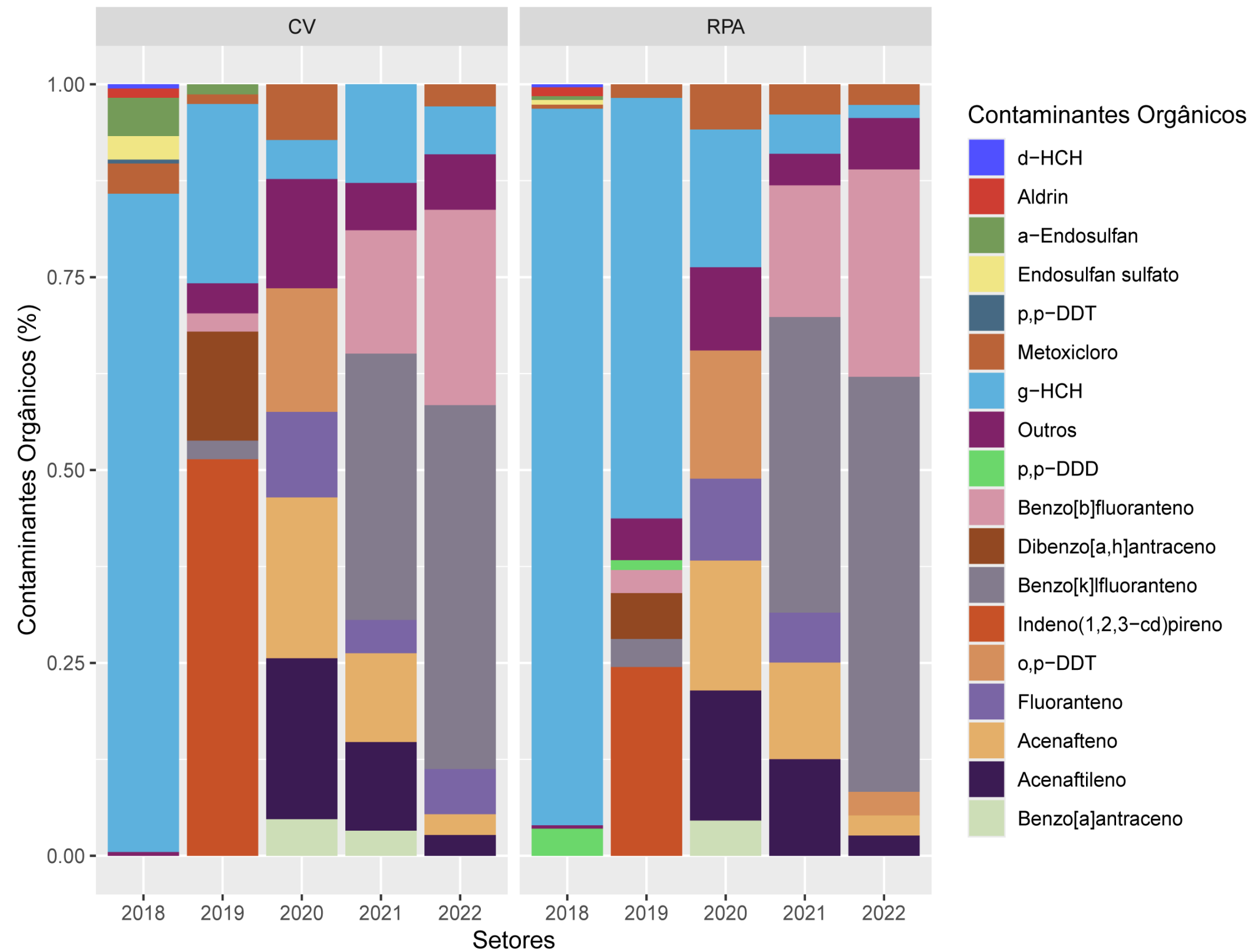


Figura 10: Contribuição dos contaminantes orgânicos detectados no plasma dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* para a composição da Razão Exposição-Atividade (REA). Os indivíduos foram amostrados na região costeira de Coroa Vermelha (CV) e próxima a Foz do rio Piraquê-Açu (RPA).



4 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, marinha e costeira), Qualidade da água e Sedimento, Hidrogeoquímica marinha, Ictioplâncton, Ictiofauna (dulcícola e marinha), 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 marinhos), assim como às estações RD03, RD3UC e SD01U da Ictiofauna Marinha.

Temporalmente, buscamos compatibilidade com as campanhas semestrais de ecotoxicologia. Consideramos amostras da hidrogeoquímica e qualidade da água coletadas até 2 meses antes das amostras de ecotoxicologia como temporalmente compatíveis, devido à natureza conservativa dos contaminantes. Também consideramos amostras com diferenças de até 2 meses para conexões entre respostas biológicas em diferentes níveis de organização biológica, como a relação entre biomarcadores e deformidades no ictioplâncton ou no tamanho da ictiofauna.

No entanto, dado que as respostas a nível celular conceitualmente precedem os efeitos a nível populacional ou comunitário, consideramos os dados de níveis biológicos superiores coletados concomitantemente ou após as datas de coleta da ecotoxicologia. Por exemplo, a campanha 2 de ecotoxicologia foi considerada temporalmente compatível com a campanha 4 do Marinho Integrado para relacionar biomarcadores a deformidades no ictioplâncton.

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 direção 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 ambiente, as respostas da Ictiofauna dulcícola e marinha, da Carcinofauna do manguezal, da Macrofauna bentônica de praia e das Tartarugas marinhas em relação as exposições ambientais foram modeladas em regressões lineares mistas. Nessas regressões, além de quantificar a magnitude do efeito de variáveis fixas (i.e., preditores), a variabilidade das estações, setores, campanhas e espécies/grupo foram adicionadas aos modelos como fatores aleatórios.

Primeiramente, os modelos foram ajustados com a função *lmer*, do pacote *lme4* (BATES et al., 2015), 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 ($vif \geq 2.50$) (JOHNSTON; JONES; MANLEY, 2018), os modelos eram rodados com uma combinação de variáveis diferentes que ainda refletisse a estrutura conceitual estabelecida. As variâncias dos fatores aleatórios foram verificadas para entender o quanto as estações, setores, espécies/grupos e campanha contribuem para a variabilidade da resposta. Quando a variância foi muito próxima de ou igual a zero, o fator aleatório foi removido do modelo. Variáveis-resposta de presença e ausência (e.g., deformidades do ictioplâncton ou fibropapilomatose das tartarugas) foram testadas em modelos lineares generalizados (GLM).

Além disso, o modelo linear misto foi comparado a um modelo linear simples, utilizando AIC (critério de informação de Akaike) para selecionar aquele com melhor ajuste. 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 ou outliers foram removidas. 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.

A proporção da variância explicada pela estrutura aleatória dos modelos, bem como pelo modelo misto geral (i.e., R^2), estão descritas nas Tabelas 6 e 7.

4.1 RESULTADOS SUPLEMENTARES DA QUANTIFICAÇÃO DAS VDAS

Tabela 6: Respostas biológicas das vias de desfechos adversos quantificadas, a proporção da variabilidade explicada pelos fatores aleatórios adicionados nos modelos mistos e a proporção da variância explicada pelo modelo completo. Células preenchidas por “-” significa que o fator aleatório não se aplica à resposta. Quando não há nenhum valor para nenhum fator aleatório, um modelo linear simples foi conduzido. Valores de R^2 com asterisco são valores de R^2 condicional, aquele que leva em consideração a proporção explicada pelos fatores fixos e aleatórios do modelo.

Ambiente Dulcícola						
Resposta	Estação	Setor	Espécie/ Grupo	Campanha	Resíduo	R²(%)
IBR bioacumulação plâncton –	-	-	-	-	-	2
IBR biomarcador plâncton	-	-	-	-	-	12
IBR bioacumulação crustáceo	-	-	-	-	-	0
IBR biomarcador crustáceo	0	0	0	64	36	65*
IBR bioacumulação peixe	-	-	-	-	-	64
IBR biomarcador peixe	-	-	-	-	-	29
Fator de condição (fulton) - nativa	-	-	-	-	-	5
Fator de condição (fulton) – introduzida	-	-	-	-	-	12
Alumínio						
Bioacumulação de Al em peixes	9	0.3	6	19	67	36*
Metalotioneína	20	0	1.9	0	78	30*
Peroxidação lipídica (LPO)	4.1	1.5	15.8	31	47.6	57*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	1.5	0	14.7	13	70.8	35*
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	15
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	1
Ferro						
Bioacumulação de Fe em peixes	5.4	6.7	1.1	34.8	52	51*
Metalotioneína	5.3	0	1.1	65.6	28	72*
Peroxidação lipídica (LPO)	3.5	0.3	15.1	32.1	49	57*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	0.6	0.5	13.4	16	69.5	35*
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	11
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	1
Cobre						
Bioacumulação de Cu em peixes	5.8	1.7	8.5	17.6	66.5	47*

Metalotioneína	5	0	1.4	65.3	28.3	72*
Peroxidação lipídica (LPO)	4	0.6	15.1	31.4	48.9	57*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	0	1.1	12.4	17.8	68.7	35*
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	9
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	1

Marinho

Resposta	Estação	Setor	Espécie/ Grupo	Campanha	Resíduo	R ² (%)
IBR biomarcador plâncton	-	-	-	-	-	24
IBR bioacumulação crustáceo	-	12	-	72.5	15.5	85*
IBR biomarcador crustáceo	-	0	-	92.3	7.7	92*
IBR bioacumulação peixe	-	0	-	68.4	31.6	76*
IBR biomarcador peixe	-	0	-	97.7	2.3	92*
Deformidade do ictioplâncton	-	53.9	-	0	46.1	58*
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	13

Alumínio

Bioacumulação de Al em peixes	-	-	-	-	-	10
Metalotioneína	1.1	0	1.2	83.9	13.8	86*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	0	21.3	13.2	65.5	59*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	-	-	-	-	-	12
Deformidade do ictioplâncton	-	-	-	-	-	9
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	33
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	28

Ferro

Bioacumulação de Fe em peixes	0	10.3	10	16.8	62.9	44*
Metalotioneína	0.3	0	1	83.2	15.4	85*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	0	17.7	12.7	69.6	57*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	-	-	-	-	-	12
Deformidade do ictioplâncton	-	-	-	-	-	16
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	27
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	21

Cobre

Bioacumulação de Cu em peixes	1.8	0.6	4.6	35.7	57.3	46*
-------------------------------	-----	-----	-----	------	------	-----

Metalotioneína	1.5	0	1.3	80.8	16.4	84*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	0	17.7	13.9	68.4	58*
Índice de Lesão Histológica (bernet)	-	-	-	-	-	12
Deformidade do ictioplâncton	-	-	-	-	-	15
Fator de condição (fulton)	-	-	-	-	-	30
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	24

Manguezal

Resposta	Estação	Setor	Espécie/ Grupo	Campanha	Resíduo	R ² (%)
IBR bioacumulação caranguejo	-	0.5	-	93.4	6.1	75*
IBR biomarcador caranguejo	-	0	-	97.1	2.9	96*
Tamanho populacional	-	0	-	34.9	65.1	41*
Densidade populacional	-	45.3	-	32.4	22.3	82*
Largura das fêmeas	-	37	-	0	63	40*
Fecundidade (ovos/fêmea)	-	84	-	-	16	87*

Alumínio

Bioacumulação de Al no caranguejo	0	0	4.7	62.2	33.1	68*
Metalotioneína	-	-	-	-	-	6
Peroxidação lipídica (LPO)	-	-	-	-	-	58
Largura populacional	-	-	-	-	-	33
Densidade populacional de <i>Ucides cordatus</i>	26.8	57.2	-	0	16	48*

Ferro

Bioacumulação de Fe no caranguejo	0	0	7.1	54.4	38.5	64*
Metalotioneína	-	-	-	-	-	16
Peroxidação lipídica (LPO)	-	-	-	-	-	55
Largura populacional	-	-	-	-	-	20
Densidade populacional de <i>Ucides cordatus</i>	-	-	-	-	-	20

Cobre

Bioacumulação de Cu no caranguejo	0	0	0.04	45.5	54.5	46*
Metalotioneína	-	-	-	-	-	8
Peroxidação lipídica (LPO)	-	-	-	-	-	59
Largura populacional	-	-	-	-	-	15
Densidade populacional	-	-	-	-	-	21

<i>Praia</i>						
Resposta	Estação	Setor	Espécie/ Grupo	Campanha	Resíduo	R²
IBR bioacumulação da macrofauna de praia	-	16.5	-	76.9	6.6	95*
IBR biomarcador da macrofauna de praia	-	0	-	24.3	75.7	53*
Riqueza de espécies	-	0	-	63.5	36.5	64*
<i>Alumínio</i>						
Bioacumulação de Al na macrofauna de praia	9.6	4.3	2.1	44.1	39.9	61*
Metalotioneína	0	3.2	49.6	21.7	25.5	75*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	2.5	41.9	21.4	34.2	71*
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	30
<i>Ferro</i>						
Bioacumulação de Fe na macrofauna de praia	1.8	3.6	6.8	33.9	53.9	49*
Metalotioneína	0	2.5	40.3	29	28.2	72*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	2	53.4	18.4	26.2	76*
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	20
<i>Cobre</i>						
Bioacumulação de Cu na macrofauna de praia	5.7	0	0.08	47.7	46.6	55*
Metalotioneína	0	2.5	39.4	29.3	28.8	71*
Peroxidação lipídica (LPO)	0	2.2	53.7	17.6	26.5	75*
Riqueza de espécies	-	-	-	-	-	20

Tabela 7: Proporção da variância das respostas explicada pelos preditores incluídos nos modelos lineares para Tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta*, amostradas na Foz do rio Doce, e da espécie *Chelonia mydas* na Foz do rio Piraquê-Açu.

<i>Caretta caretta</i> – Foz do Rio Doce	
Resposta	R²
Razão Heterófilo/Linfócito (H/L)	21
Hematócrito	10
Ácido Úrico	47
Aspartato aminotransferase (AST)	33
Creatinofosfoquinase (CPK)	12

<i>Chelonia mydas</i> – Foz do Rio Piraquê-Açu	
Resposta	R²
Razão Heterófilo/Linfócito (H/L)	8
Hematócrito	35
Ácido Úrico	28
Aspartato aminotransferase (AST)	14
Creatinofosfoquinase (CPK)	18
Fibropapilomatose	55

Tabela 8: Relações não consideradas nos modelos lineares das Tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta*, apontadas pelo pSEM.

Relação não considerada	P-valor
Ácido úrico ~ H/L	0.0053 **
AST ~ H/L	0.0029 **
AST ~ Hematócrito	0.0468 *
AST ~ Ácido Úrico	0.0071 **
CPK ~ Ácido Úrico	0.0004 ***
CPK ~ AST	0.0027 **

Tabela 9: Relações não consideradas nos modelos lineares das Tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas*, apontadas pelo pSEM.

Relação não considerada	P-valor
Hematócrito ~ H/L	0.0052 **
AST ~ H/L	0.0057 **
CPK ~ Hematócrito	0.0003 ***
CPK ~ AST	0.0002 ***

5 TÁXONS INDICADORES DE LIMITES ECOLÓGICOS

5.1 MATERIAL E MÉTODOS

A seleção do material ligado ao desastre (MLD) foi realizada a partir critérios geoquímicos para a identificação da ocorrência do sinal deste material nas estações monitoradas, a qual foi baseada nas concentrações dos seguintes elementos químicos: Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, tanto em suas formas pseudo totais (especificamente para o Ambiente Costeiro), particuladas (mg/kg) quanto dissolvidas ($\mu\text{g/L}$) - Ambientes Marinho e Dulcícola. Já os indicadores para a qualidade da água/sedimento englobaram as seguintes variáveis ambientais: Turbidez (NTU), MPS (Material Particulado em Suspensão; mg/L), e os nutrientes dissolvidos: Amônia ($\mu\text{mol/L}$), Nitrito ($\mu\text{mol/L}$), Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) e Ortofosfato ($\mu\text{mol/L}$) e foram realizadas apenas para os ambientes Dulcícola e Marinho, e porcentagens de Lama, Areia e Cascalhos para o 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 abundância das espécies de cada comunidade em relação às estações e períodos amostrados. Para o Ambiente Dulcícola, as correlações foram realizadas para as comunidades: Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas, Macroinvertebrados Bentônicos, Zooplâncton, Ictioplâncton e Ictiofauna. Para o Ambiente Marinho, as análises de TITAN foram realizadas para as comunidades: Bentos de Fundos inconsolidados, Carcinofauna, Zooplâncton, Ictioplâncton e Ictiofauna. Já para o Ambiente Costeiro, foram utilizados os parâmetros monitorados da comunidade de Bentos de praia. 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.

Para garantir a conformidade dos resultados encontrados pelos demais temas do PMBA/Fest, 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 para inferência da porcentagem de espécies alteradas em cada comunidade 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 2023 variando de acordo com as amostragens previstas de cada Tema. A divisão de setores/compartimentos foi a mesma utilizada pelos diversos Temas do PMBA/Fest: i) **Ambiente Dulcícola**: Lagos, Lagoas e Ambientes Fluviais (englobando a calha do rio Doce e Afluentes); ii) **Ambiente Marinho**: setores: APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul do rio Doce, Foz Central do rio Doce, Foz Norte do rio Doce, Norte e Abrolhos; iii) **Ambiente Costeiro**: Compartimento A, Compartimento B, Compartimento B' e Compartimento C.

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 foi realizada uma abordagem temporal

para verificação da frequência de ocorrência dos intervalos de cada gradiente ambiental promotor das alterações nas abundâncias das espécies. Para a abordagem temporal, as amostragens foram agrupadas de acordo com o período hidrológico característico da região de monitoramento: período seco (amostragens realizadas entre abril e setembro) e período chuvoso (amostragens entre outubro e março). A cada ciclo hidrológico completo (chuvoso-seco), considerou-se um ano. Dessa forma, separamos os resultados das frequências de ocorrências dos valores limitantes das variáveis ambientais da seguinte forma: **Ano 1**: compreendeu o período de out-18 à set-19; **Ano 2**: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); **Ano 3**: out-20 à set-21; **Ano 4**: out-21 à set-22 e **Ano 5**: out-22 à set-23. Para as análises temporais, primeiramente, calculou-se a média dos valores dos pontos de mudança de cada variável ambiental considerando as comunidades como réplicas. A partir dessa média, pegou-se um intervalo entre os percentis 10 e 90% e fez-se a contagem da frequência de ocorrência (número de vezes) desses valores em cada período amostral definido acima. Para corrigir inconsistências no número de amostras entre locais e períodos, os resultados da contagem foram divididos pelo número máximo de amostragens que ocorreu naquele período específico, e então, multiplicados por 100, sendo transformados, então, em porcentagem de ocorrência.

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 $p < 0,05$). 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).

5.2 RESULTADOS SUPLEMENTARES

A seguir, são apresentados os gráficos das porcentagens 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).

Figura 11: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de metais particulado (mg/kg) da água/sedimento do ambiente Dulcícola. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

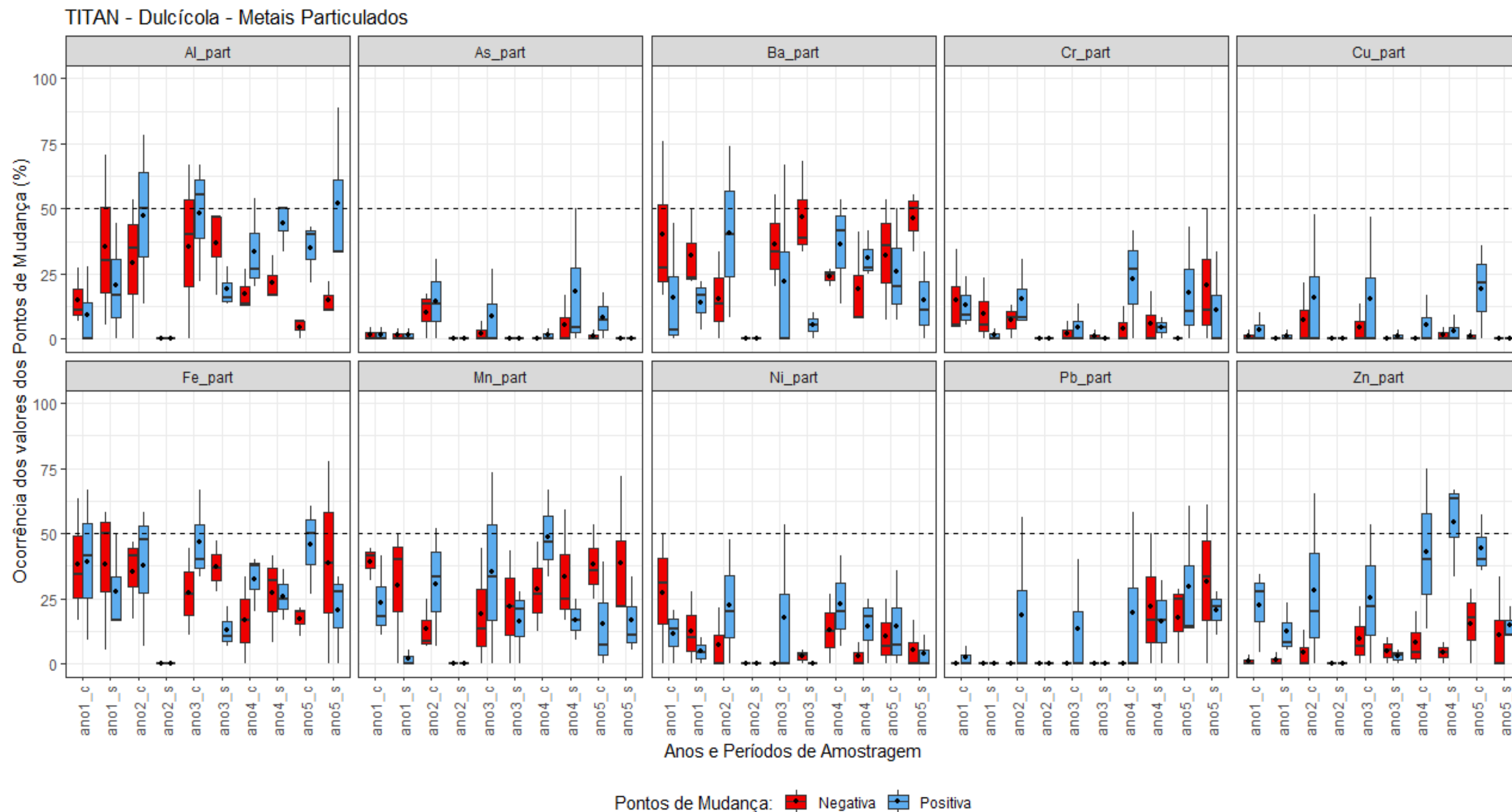


Figura 12: boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de metais particulado (mg/kg) da água/sedimento do ambiente Marinho. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

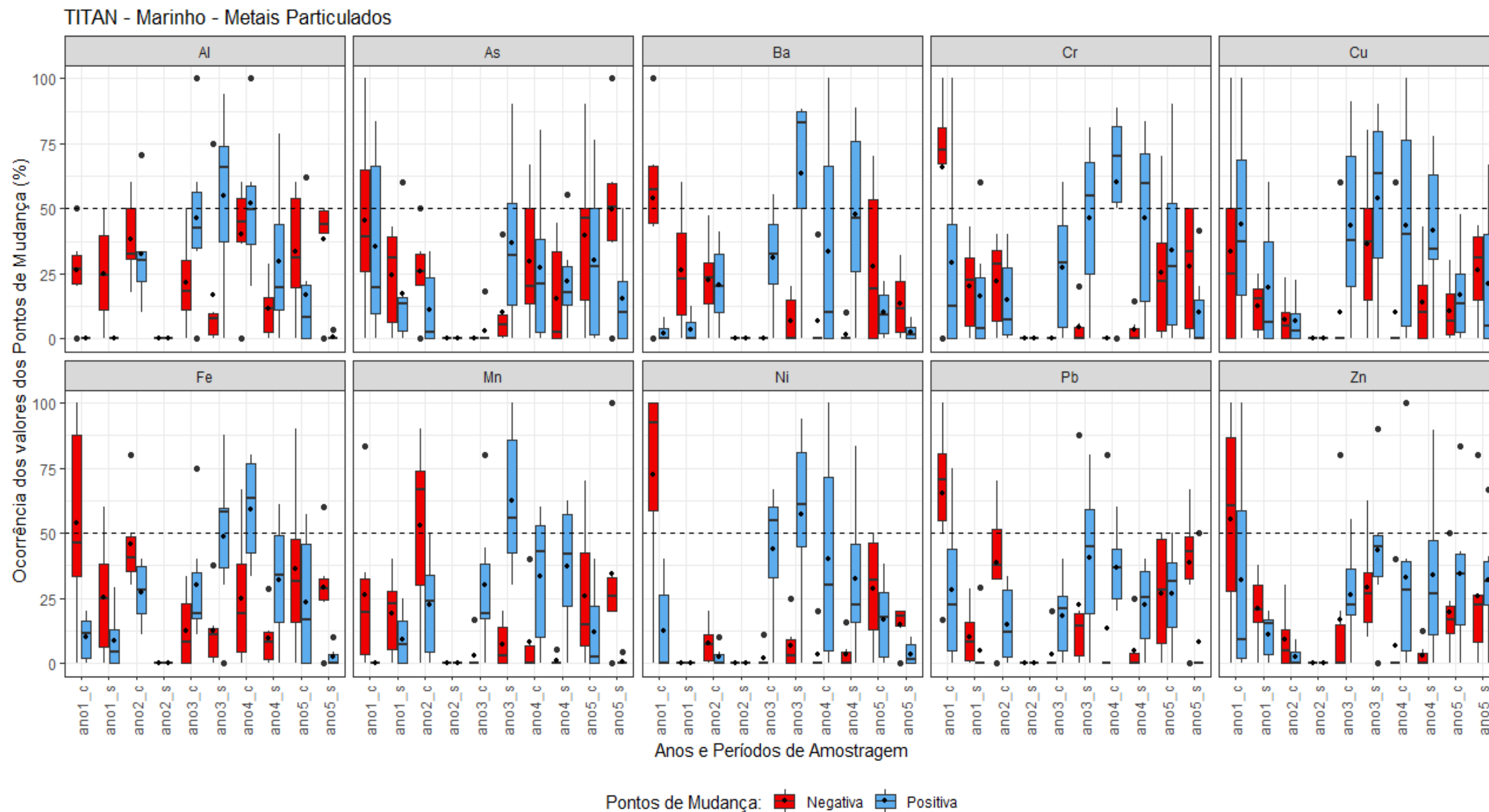


Figura 13: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de metais particulado (mg/kg) da água/sedimento do ambiente Dulcícola. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

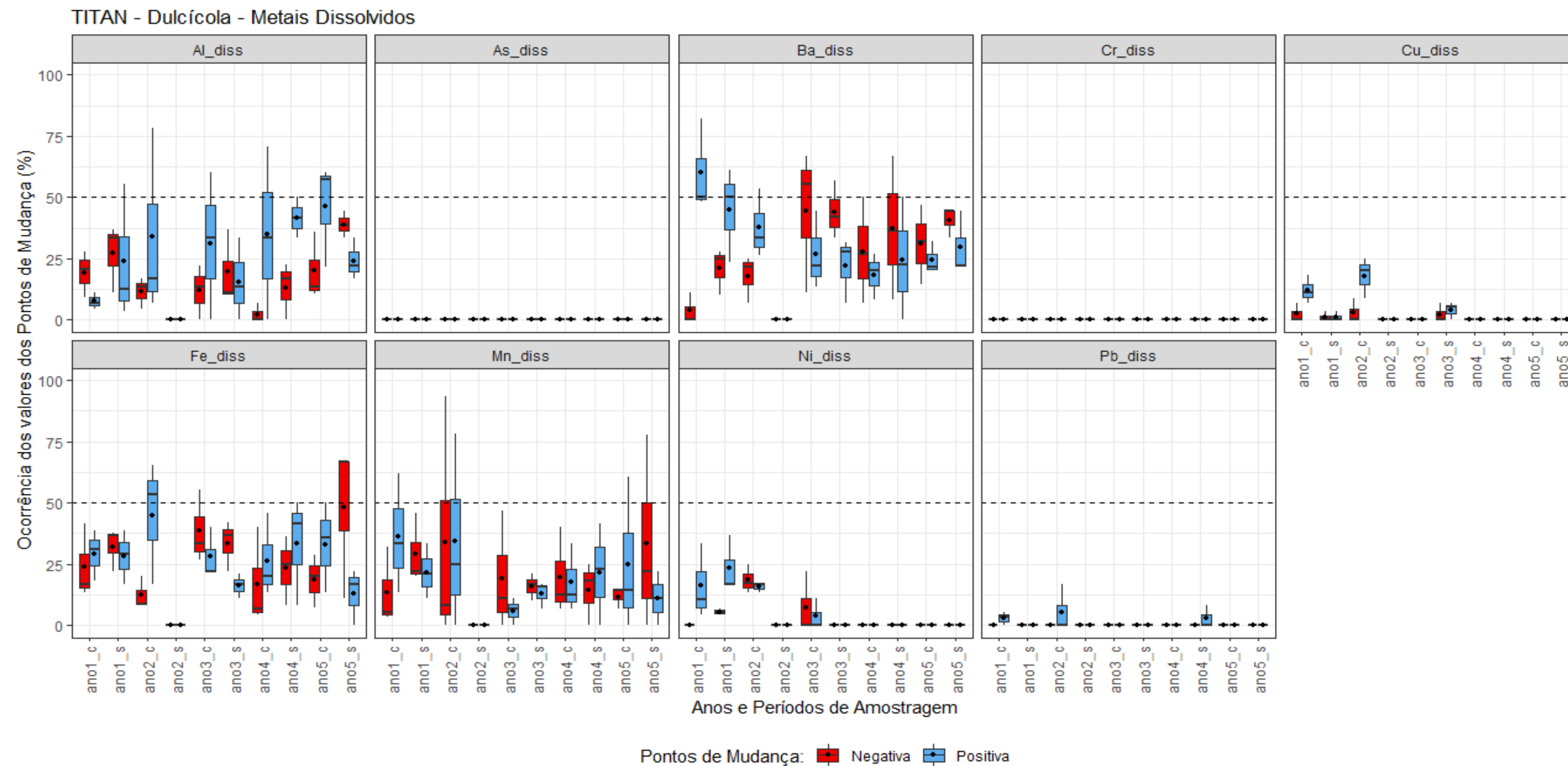


Figura 14: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de metais particulado (mg/kg) da água/sedimento do ambiente Marinho. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

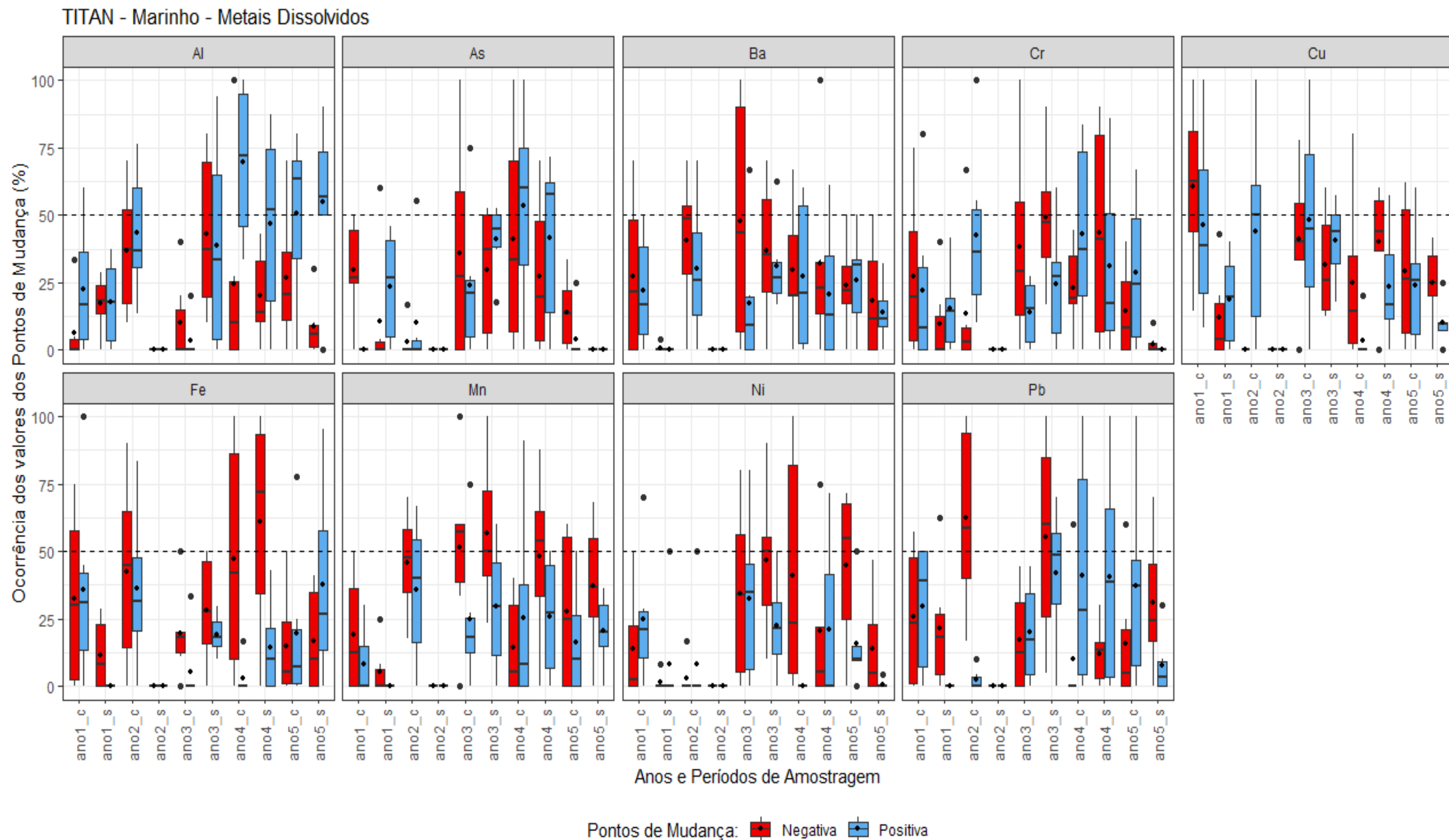


Figura 15: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração de metais nas formas pseudototais da água/sedimento do ambiente Costeiro. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

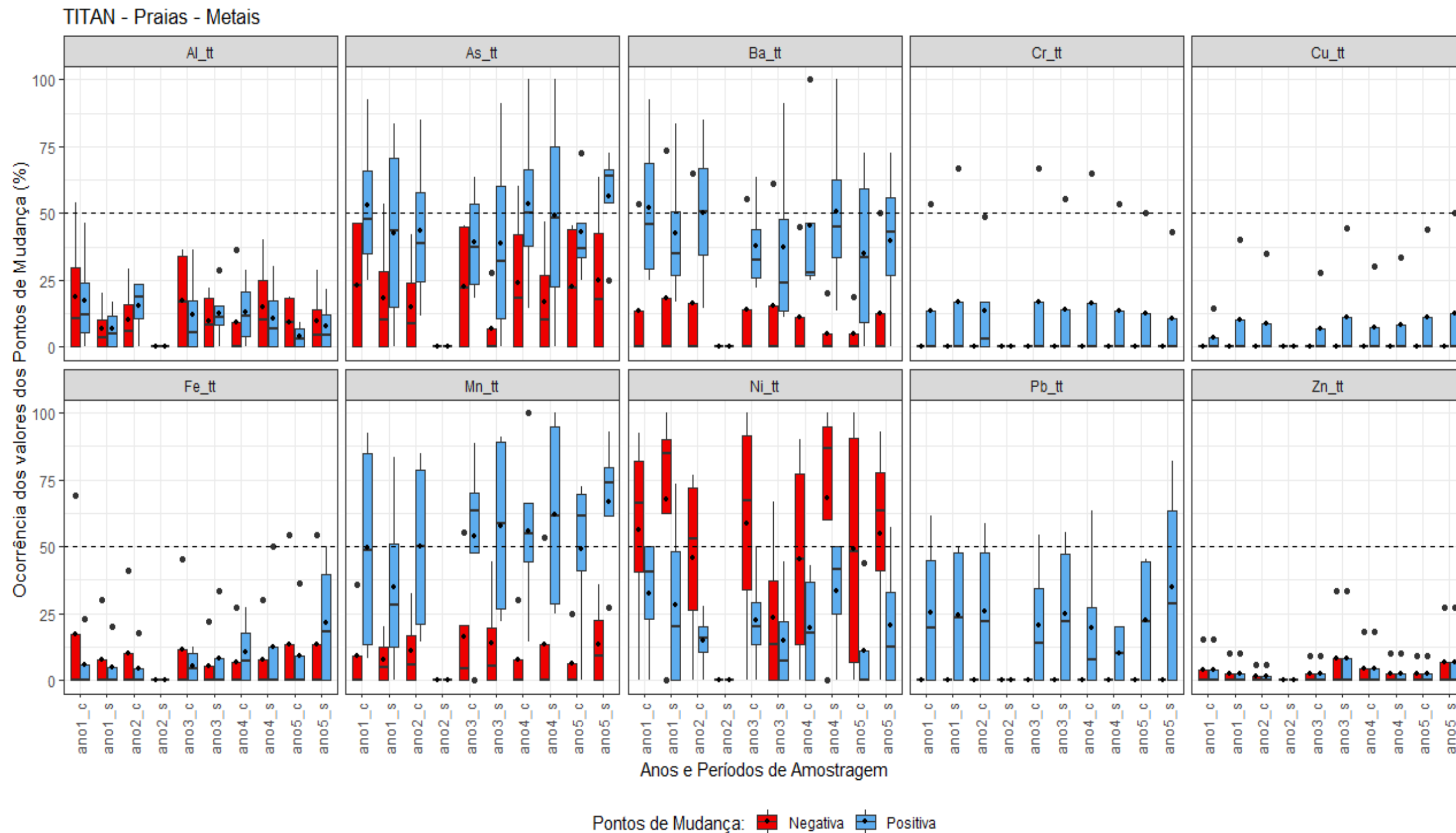


Figura 16: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração das variáveis físico-químicas da água/sedimento do ambiente Dulcícola. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons).

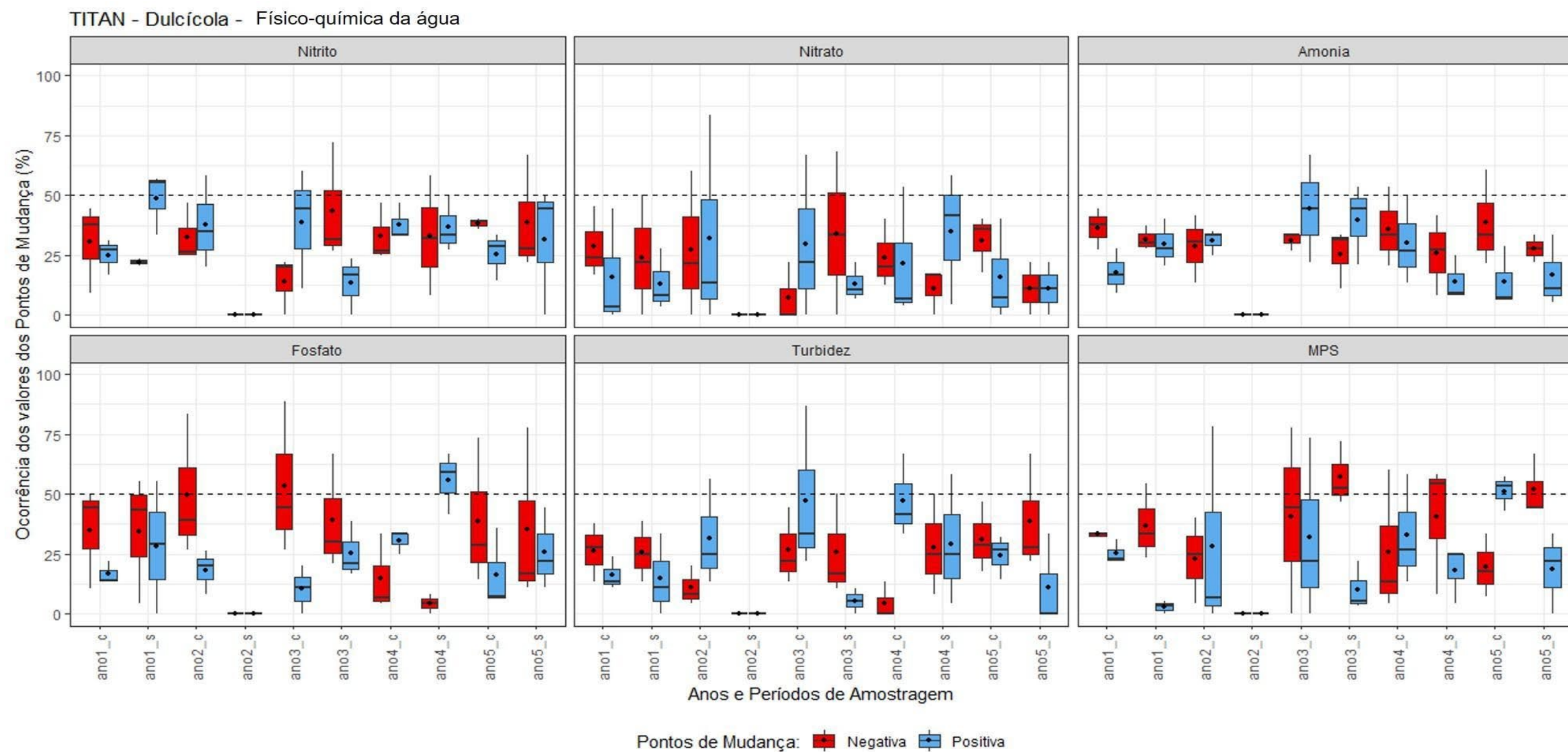


Figura 17: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração das variáveis físico-químicas da água/sedimento do ambiente Marinho. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.

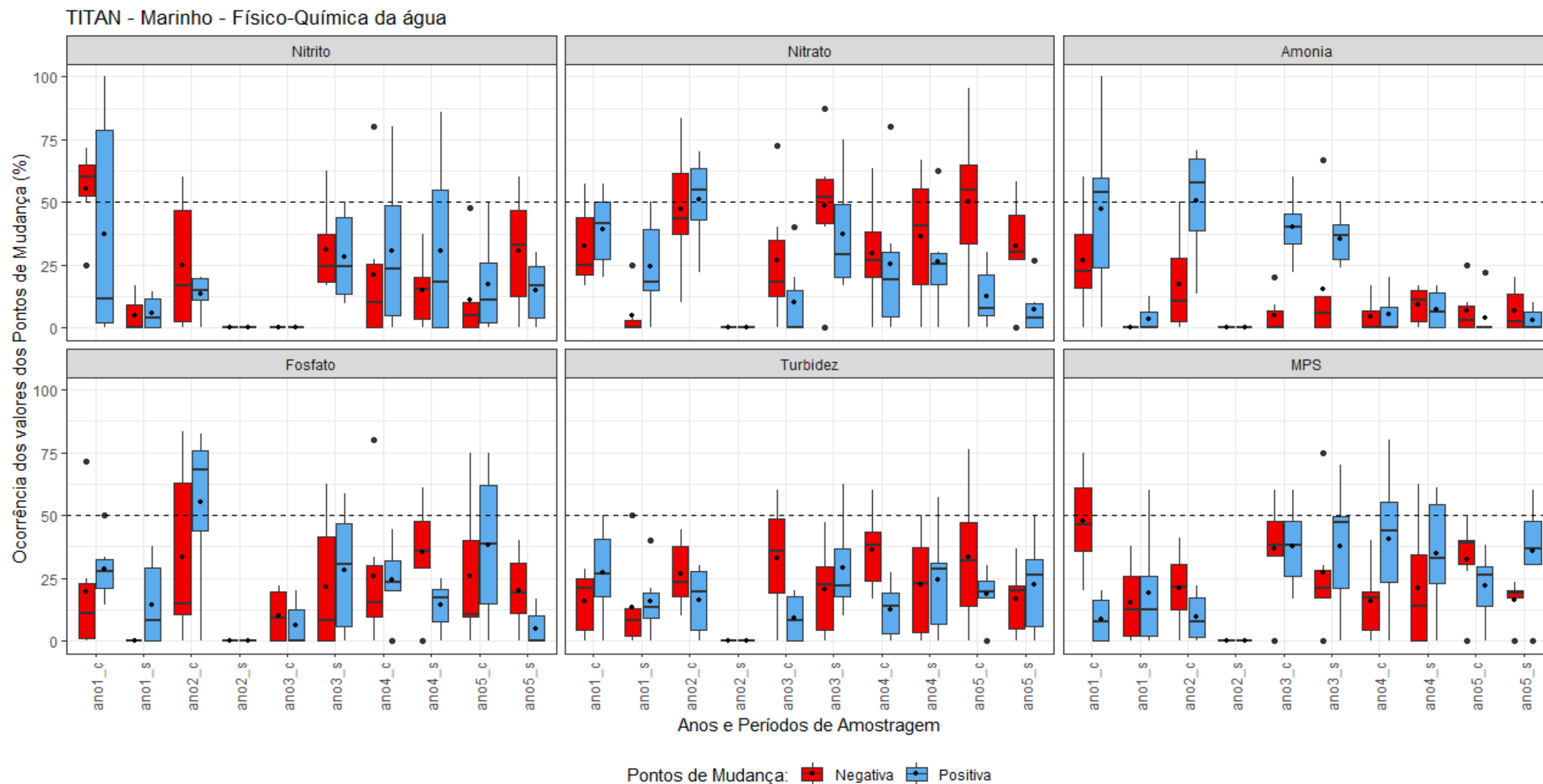
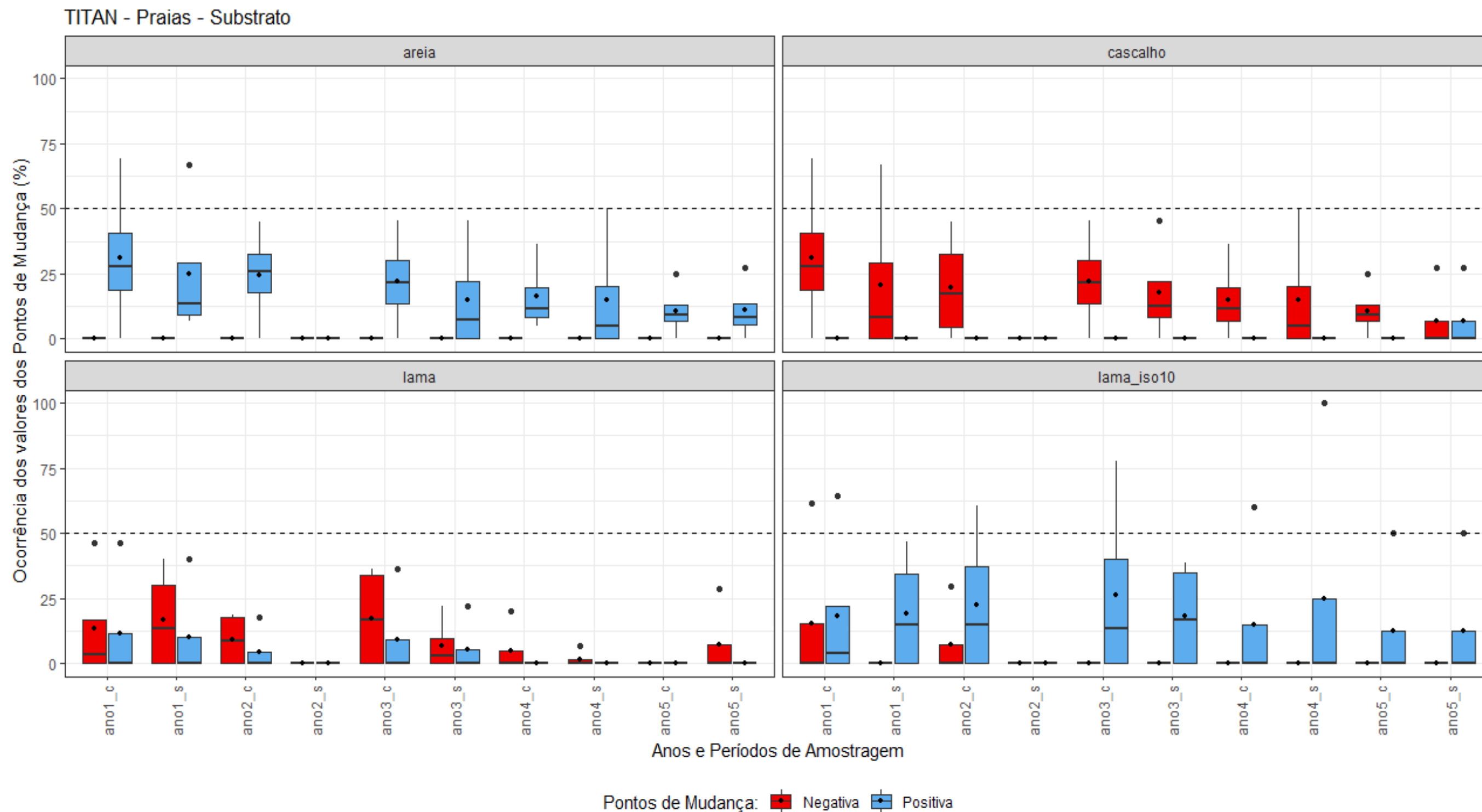


Figura 18: Boxplot das porcentagens de ocorrência temporal dos pontos de mudança (limites ambientais críticos) capazes de mudar as densidades dos táxons pela análise de TITAN em relação aos gradientes de concentração das variáveis do substrato do ambiente Costeiro. Em vermelho são representados os limites ambientais críticos negativos (valores que reduziram as densidades dos táxons) e em azul, os limites ambientais críticos positivos (valores que reduziram as densidades dos táxons). Ano 1: compreendeu o período de out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações promovidas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso, ou seja, out-19 à mar-20); Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23. Para cada ano, considerou-se dois períodos hidrológicos – s: período seco; c: período chuvoso.



6 SIMULAÇÃO E PROJEÇÃO DE CENÁRIOS

6.1 MATERIAL E MÉTODOS

6.1.1 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: Metais em suas formas pseudototais (apenas ambiente costeiro), particulados (mg/Kg), dissolvidos ($\mu\text{g/L}$) e totais ($\mu\text{g/L}$); Terras raras (mg/Kg) (para ambientes dulcícola e marinho); parâmetros de água e sedimento: Hidrocarbonetos ($\mu\text{g L}^{-1}$), HPAs (ng L^{-1}), Biomarcadores Lipídicos ($\mu\text{g L}^{-1}$), PCBs ($\mu\text{g L}^{-1}$), BHCs (ng/L), Pesticidas ($\mu\text{g L}^{-1}$); Contaminantes emergentes ($\mu\text{g L}^{-1}$), Aminas ($\mu\text{g L}^{-1}$), Esteroides ($\mu\text{g/L}$), Fenóis ($\mu\text{g L}^{-1}$), Hidrocarbonetos Alifáticos ($\mu\text{g/L}$), Isótopos (Carbono e Nitrogênio (%)), Nutrientes totais (Nitrogênio e Fósforo; $\mu\text{mol/l}$) e dissolvidos (Amônio, Nitrito, Nitrato, Ortofosfato e Silício; $\mu\text{mol/l}$), 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 (mgCaCO_3/L), Transparência (m), Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Salinidade, Turbidez (NTU), Fluorescência (mg/m^3), 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 levar 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* (BARTOÑ & BARTOÑ, 2015), utilizando Critérios de Informação de Akaike corrigida (AICc), seguido pela estimativa das diferenças de AICc ($\Delta AICc$) (SUGIURA, 1978). Modelos que apresentaram valores de $\Delta AICc$ 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.

6.1.2 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: $y = \left(v_i - \left(v_i \times \frac{\Delta \bar{x}}{\bar{x}_i} \right) \right)$ no qual y = a variável estimada, v_i = 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, 5 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 3 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 numa 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: $y = (vi \times \left(\frac{xj}{xi}\right))$, 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 (LEMONS 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, 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 foi aplicada: $y = (vi \times \left(\frac{zj}{zi}\right))$, quando a correlação entre a altura significativa das ondas e a variável preditora foi positiva, e $y = \left(\frac{vi}{\frac{zj}{zi}}\right)$, quando a correlação entre a altura significativa das ondas e a variável preditora foi 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 gerados 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.

6.1.3 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-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 por 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/DRPS 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/DRPS abaixo deste limite foram considerados bem ajustados, indicando uma boa capacidade de previsão das variações na riqueza de espécies. Além disso, modelos com CPRS/DRPS entre 100 e 150 foram considerados como apresentando um ajuste ruim, mas ainda aceitável, com algumas limitações na capacidade de previsão. CPRS/DRPS 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.

6.2 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 10: 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, CaCO₃ = 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
		Perifiton	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; Fósforo
		Macrófitas	As_p; Co_t; Cr_t; Cu_t; Fe_d; Mn_d; Ni_d; Condutividade elétrica; Turbidez
		Perifiton	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; Fósforo; Salinidade; Vazão

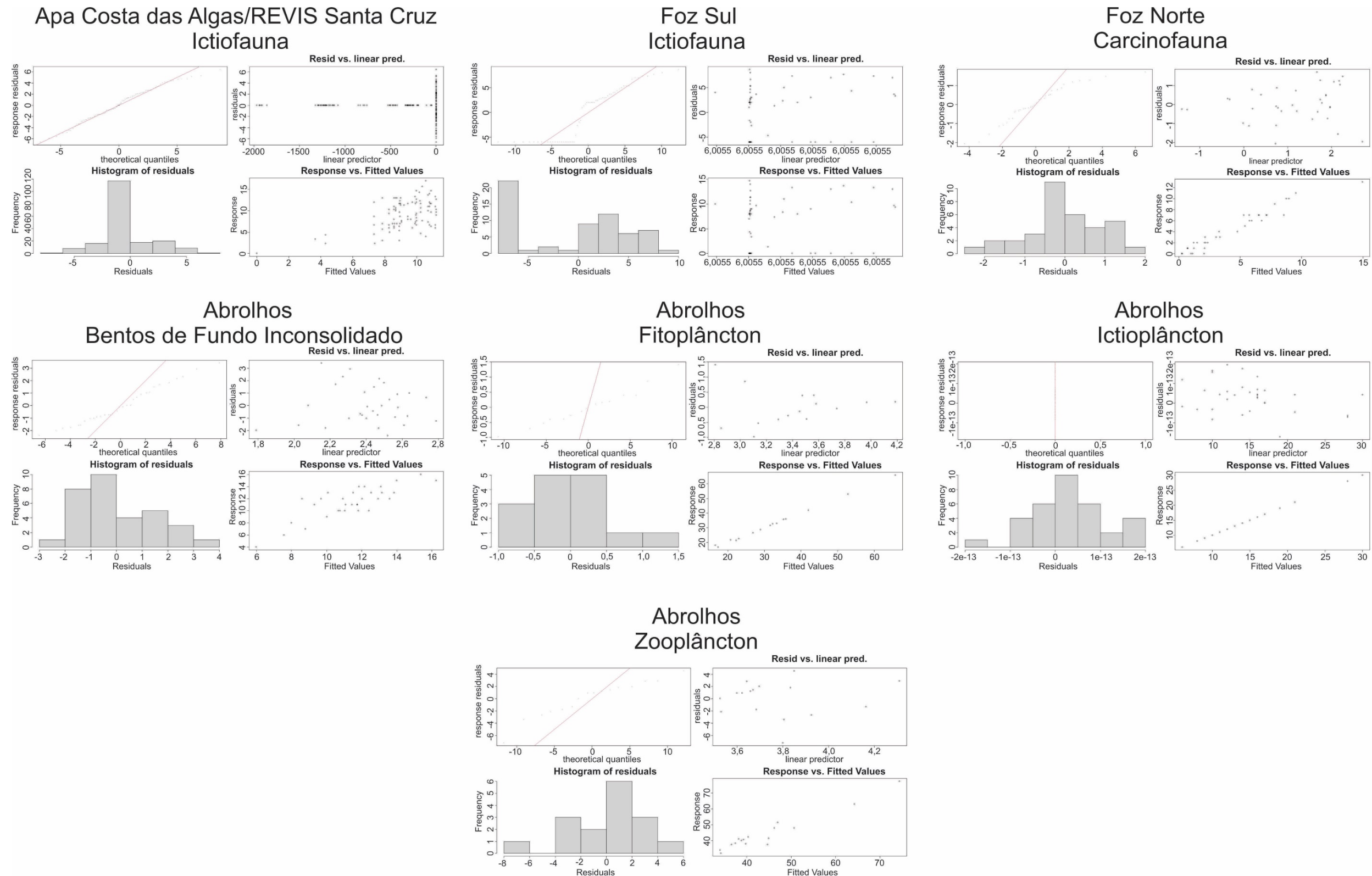
Marinho	APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz	Ictioplâncton	Cr_p; Cu_d; Nd_d; V_d; Alcalinidade Total; Nitrato; Nitrito; Fósforo Total; Silicato
		Macrófitas	Eu_p; Ni_d; Th_p; V_d; Clorofila a; Nitrato; ORP; pH
		Perifíton	Ba_d; Ba_p; Cr_p; Sn_p; Alcalinidade Total; Amônio; Nitrato
		Zooplâncton	Co_p; Clorofila a; Fosfato; Nitrato; ORP; Silicato; Vazão
		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
		Bentos de Fundos Inconsolidados	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
		Fitoplâncton	As_t; Co_t; Fe_d; Turbidez
		Ictiofauna	-
		Ictioplâncton	Co_t; Mn_t; Pressão; Temperatura
		Bentos de Fundos Inconsolidados	Co_t; Z_t; Cascalho; Pressão; Turbidez
Foz Central		Zooplâncton	Mn_t; Cd_d; MPS; Pressão; Temperatura
		Carcinofauna	Cu_p; V_t; Matéria Orgânica; Nitrato; Nitrito; Pressão; Temperatura
		Fitoplâncton	Ba_t; Hg_t; Mn_t; Ni_t; Pb_t; Cd_p; Pressão
		Ictiofauna	Ba_d; Pb_d; CaCO ₃ ; Ortofosfato; Profundidade; Vazão
		Ictioplâncton	Ag_d; Ag_t; Ba_p; Cd_p; Co_p; Ni_t; Matéria Orgânica; Pressão

Foz Norte		Bentônicos de Fundos Inconsolidados	Co_t; Altura significativa da onda; Matéria Orgânica; Pressão
		Zooplâncton	Co_t; Hg_t; Pb_d; Cd_p; Nitrogênio total; Pressão; Temperatura
		Carcinofauna	-
		Fitoplâncton	Al_t; Cr_t; Hg_t; Ni_d; Nitrato
		Ictiofauna	As_d; Mn_t; Silício; Vazão
		Ictioplâncton	Ba_d; Ni_t; Fluorescência; Nitrato
Norte		Bentônicos de Fundos Inconsolidados	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
		Carcinofauna	Ag_d; Ag_t; Al_t; Cr_d; Mn_d; Pb_d; COD; Salinidade
		Fitoplâncton	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
		Ictioplâncton	Ni_d; Ni_t; V_t; Pressão; Salinidade; Silício
Abrolhos		Bentônicos de Fundos Inconsolidados	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
		Fitoplâncton	-
		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

6.2.1 Ajustes Dos Modelos Generalized Additive Models - GAM

Figura 19: 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.



6.2.2 Ajustes Dos Modelos Dynamic Generalized Additive Models - DGAM .

Tabela 11: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas do Ambiente Dulcícola afetadas pelo rejeito do rompimento da barragem do Fundão. Modelos não ajustados pelo GAM não foram inclusos por não estarem ajustados. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS/DRPS.

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
		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 [#]
	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

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DRPS	Ajuste
	Ictioplâncton	C_SECAS	1,00	51,02	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	63,56	Ajustado
		C1	1,00	35,28	Ajustado
		C_SECAS	1,00	37,41	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	241,31	Não ajustado
		C1	1,00	49,91	Ajustado
	Macrófitas	C_SECAS	1,00	58,59	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	47,68	Ajustado
		C1	1,00	132,70	Ajustado [#]
	Perifíton	C_SECAS	1,00	143,91	Ajustado [#]
		C_HIDRO	1,00	157,89	Não ajustado
		C1	1,00	108,73	Ajustado [#]
	Zooplâncton	C_SECAS	1,00	127,40	Ajustado [#]
		C_HIDRO	1,00	227,76	Não ajustado
		C1	1,00	227,76	Não ajustado

* Para o Ambiente Dulcícola, o sistema fluvial inclui os setores calha do rio Doce e Afluentes.

Tabela 12: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas marinhas afetadas pelo rejeito do rompimento da barragem do Fundão. 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/DR PS	Ajuste
APA Costa das Algas/REVI S 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
	Macroinvertebra dos 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
	Ictioplâncton	C1	1,00	16,89	Ajustado
		C_METEO	1,00	60,44	Ajustado
		C_HIDRO	1,00	147,70	Ajustado [#]
	Macroinvertebra dos bentônicos	C1	1,01	7,08	Ajustado
		C_METEO	1,01	24,28	Ajustado
		C_HIDRO	1,01	6,51	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DR PS	Ajuste
Foz Central	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
	Macroinvertebra dos bentônicos	C1	1,00	7,86	Ajustado
		C_METEO	1,01	20,22	Ajustado
		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
		C1	1,00	8,13	Ajustado

Setor	Comunidade	Cenário	Rhat	CRPS/DR PS	Ajuste
Norte	Macroinvertebra dos bentônicos	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
	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
		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
	Macroinvertebra dos 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 13: Ajuste dos cenários de previsão de riqueza para comunidades aquáticas costeiras afetadas pelo rejeito do rompimento da barragem do Fundão. # = ajustes próximos aos valores críticos de CPRS/DRPS.

Setor	Comunidade	Cenário	Rh t	CRPS/DRP S	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

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.

6.2.3 Modelos De Distribuição Posterior (mvgam_forecast) Dos Cenários

Figura 20: 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. 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.

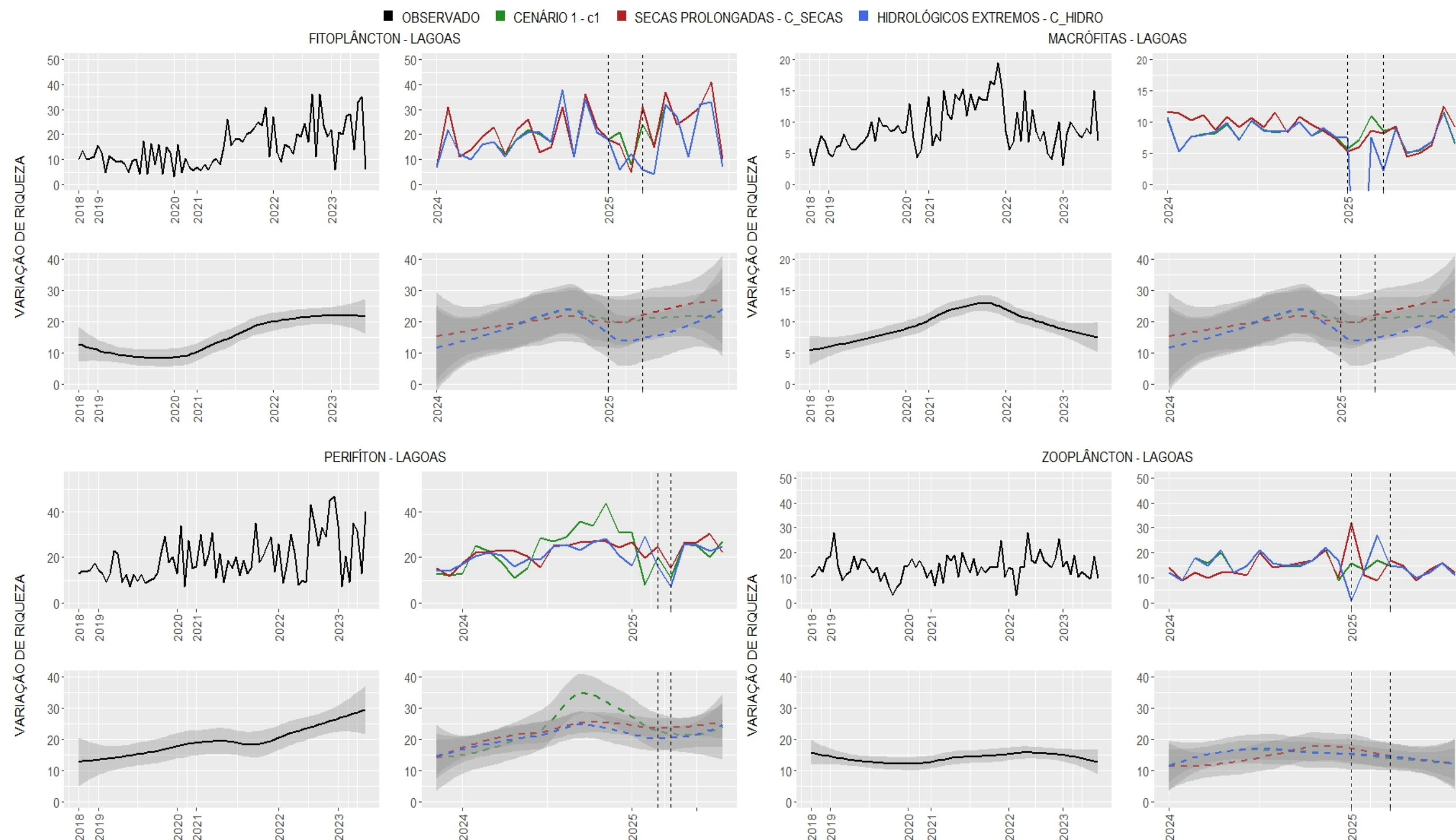


Figura 21: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Lagos do Ambiente Dulcícola. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. Gráficos 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.

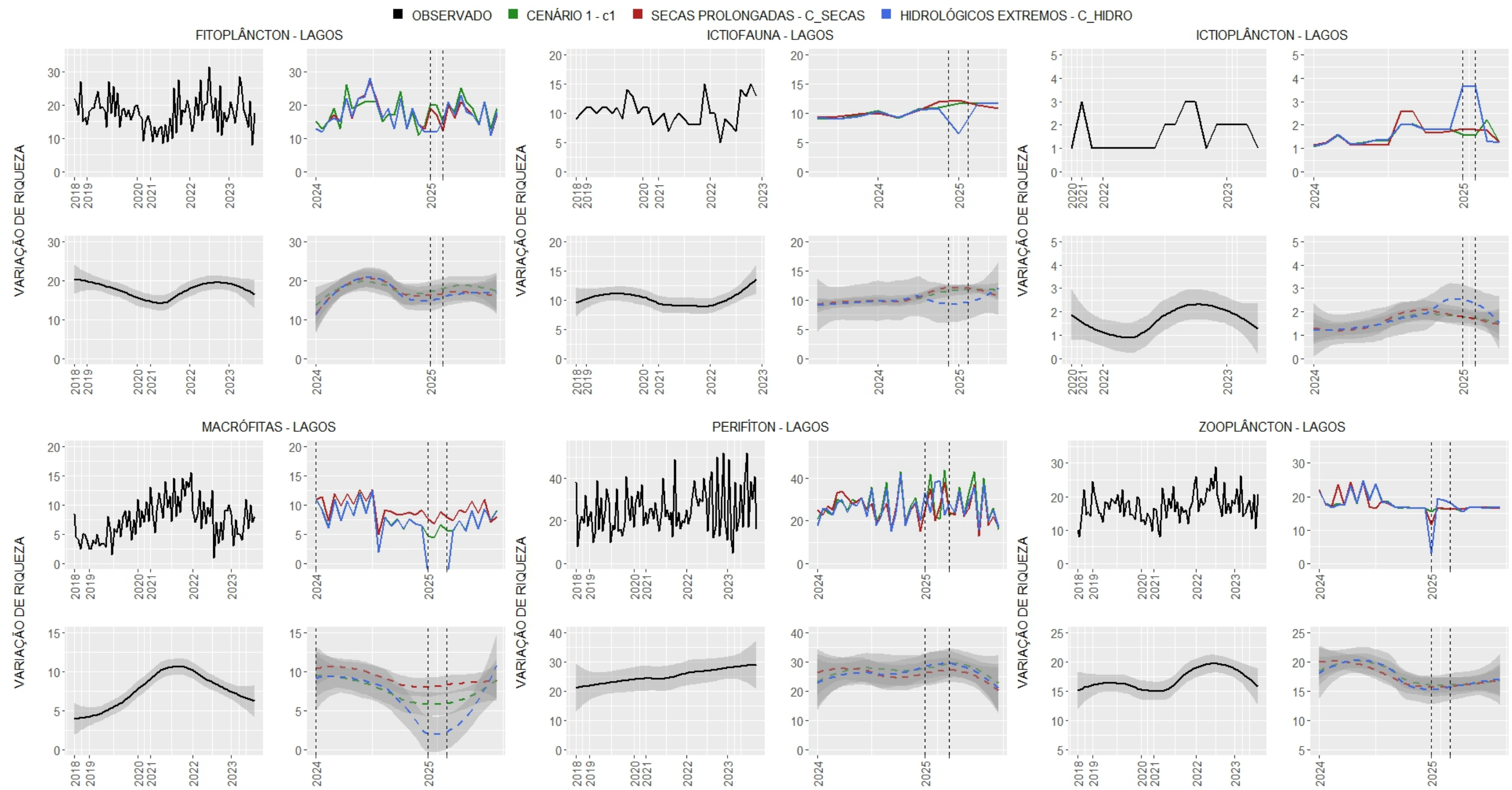


Figura 22: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas dos sistemas fluviais (calha do rio Doce e Afluentes) do Ambiente Dulcícola. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

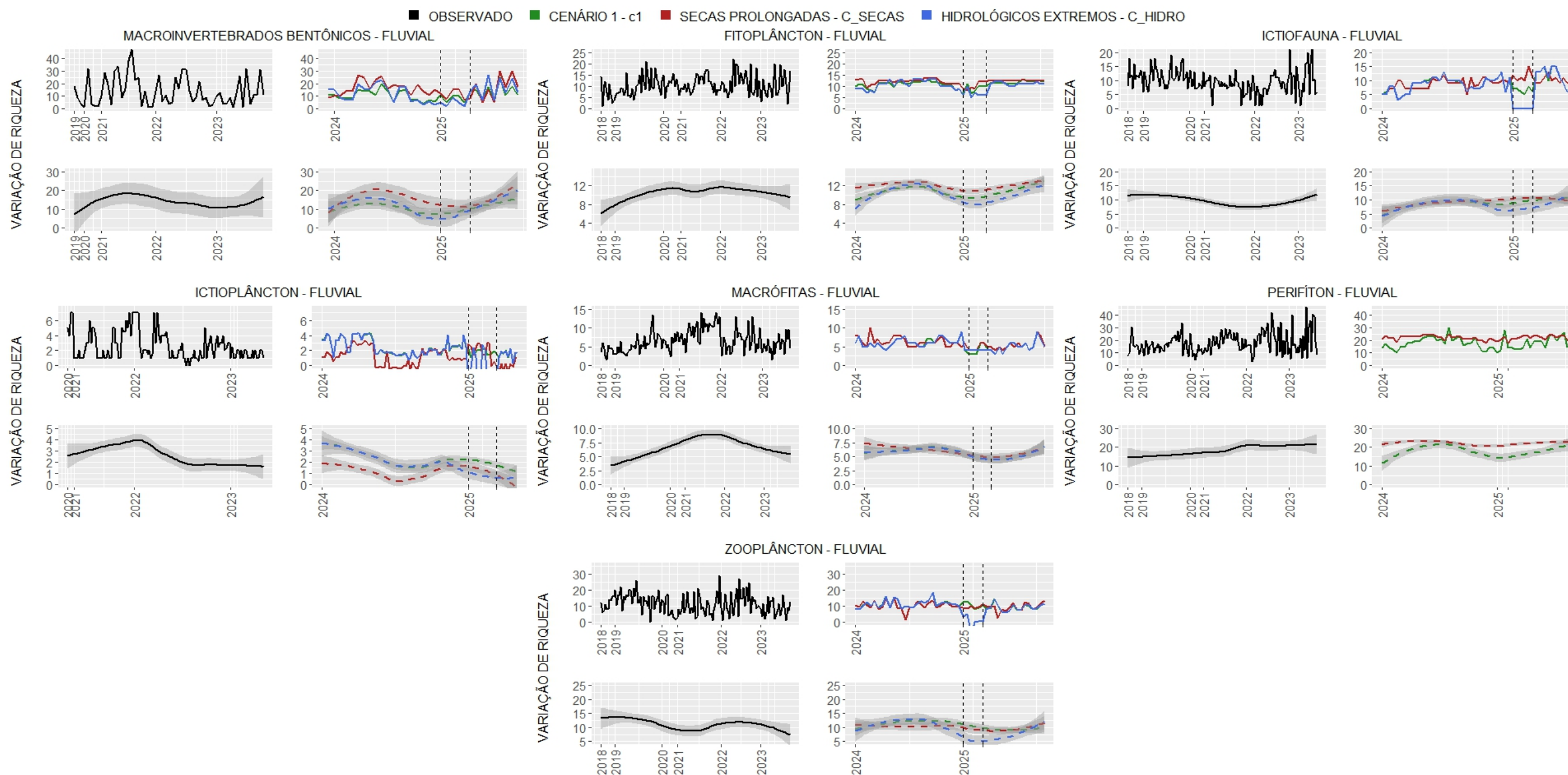


Figura 23: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz do Ambiente Marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

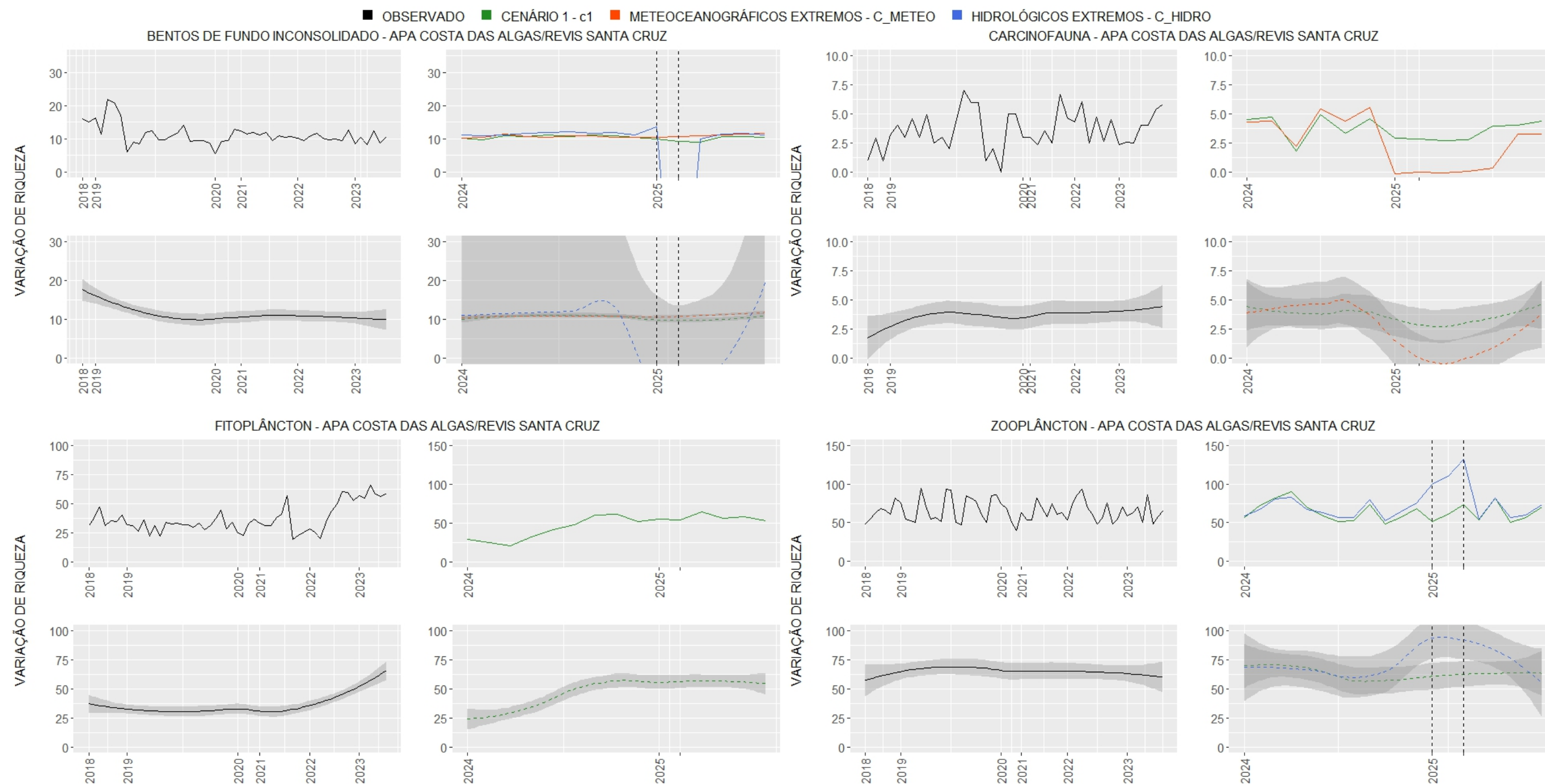


Figura 24: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Sul do Ambiente Marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. Gráficos 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.

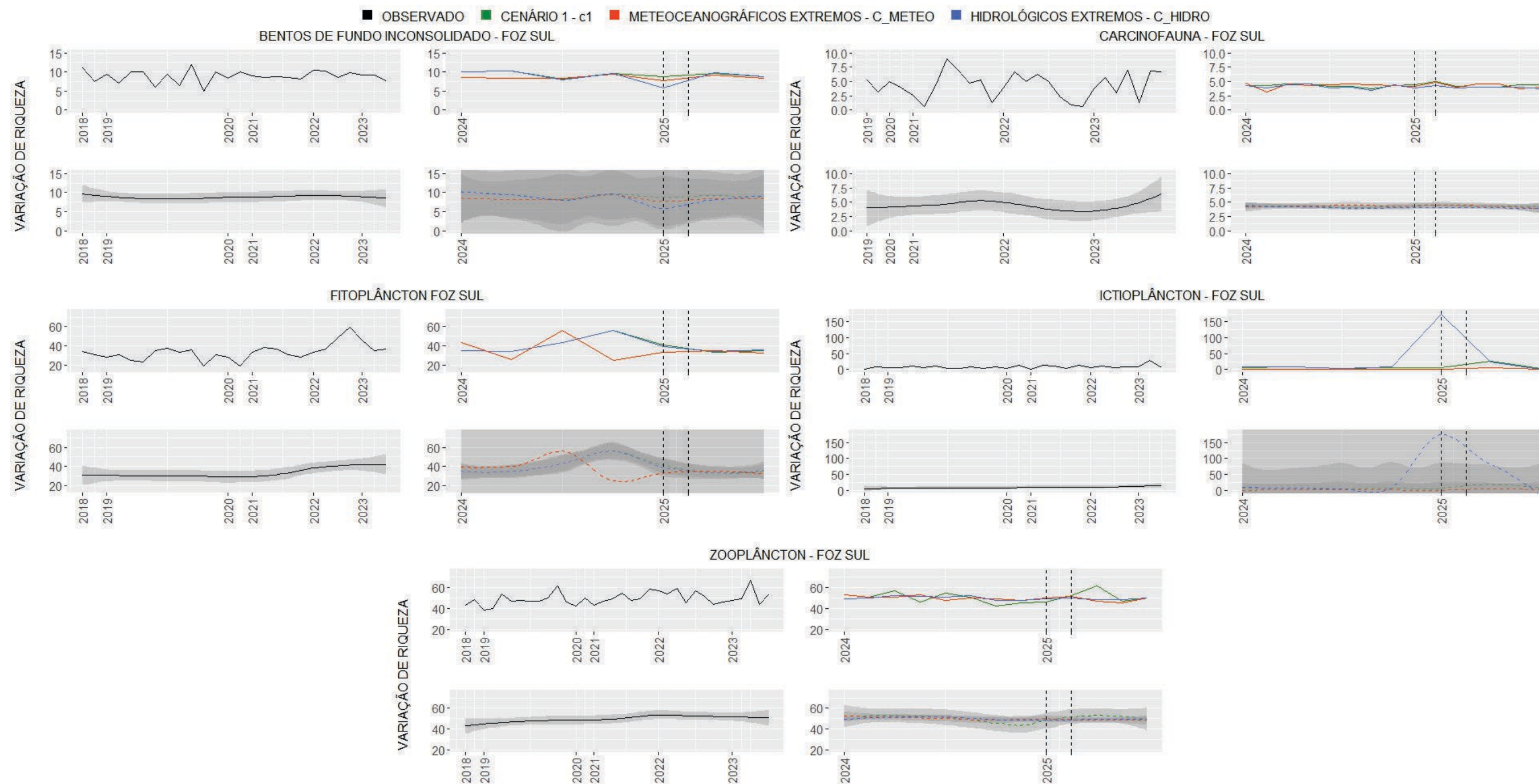


Figura 25: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Central do Ambiente Marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

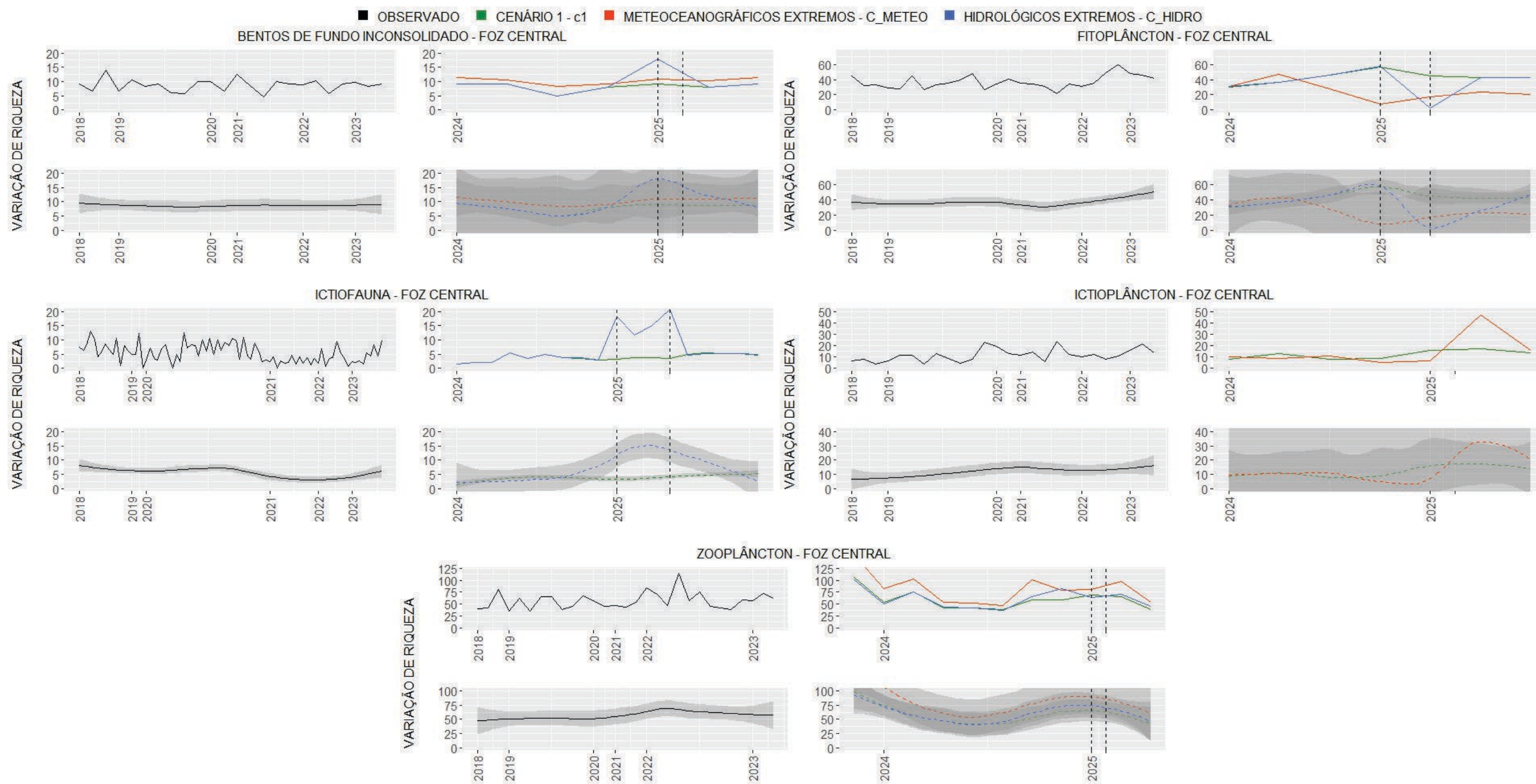


Figura 26: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Foz Norte do Ambiente Marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

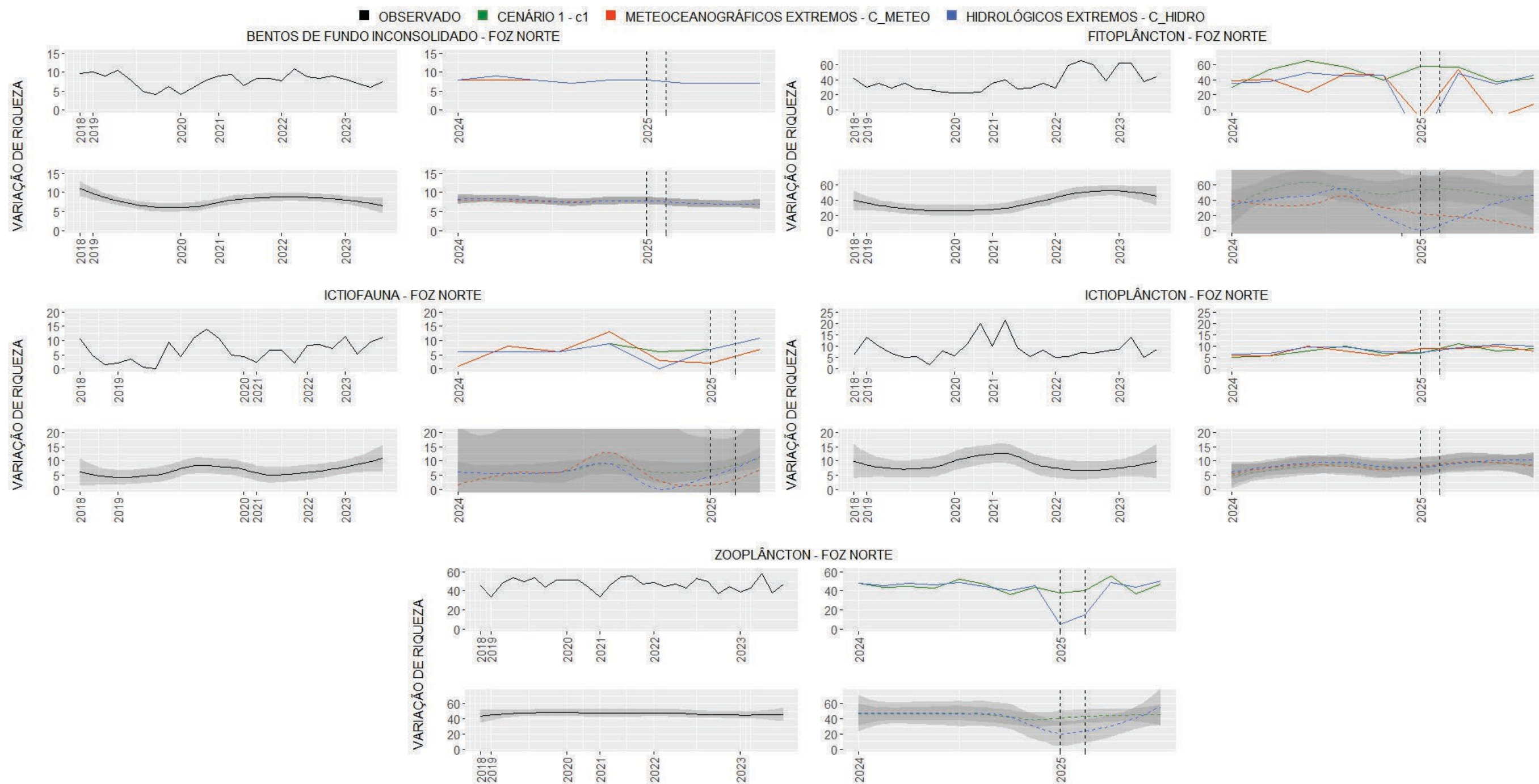


Figura 27: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do setor Norte do Ambiente Marinho. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. Gráficos 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.

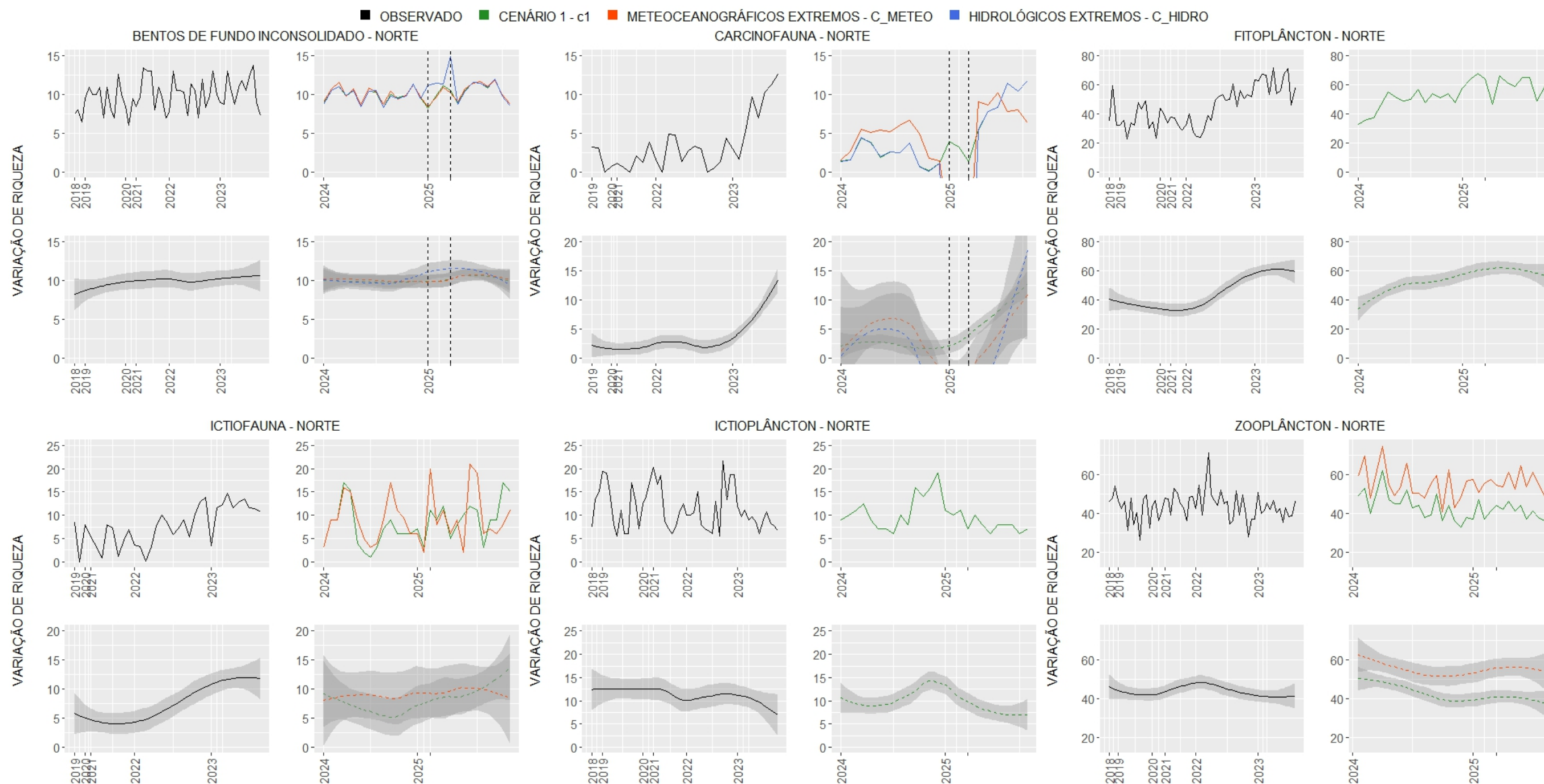


Figura 28: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do Compartimento A do Ambiente Costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

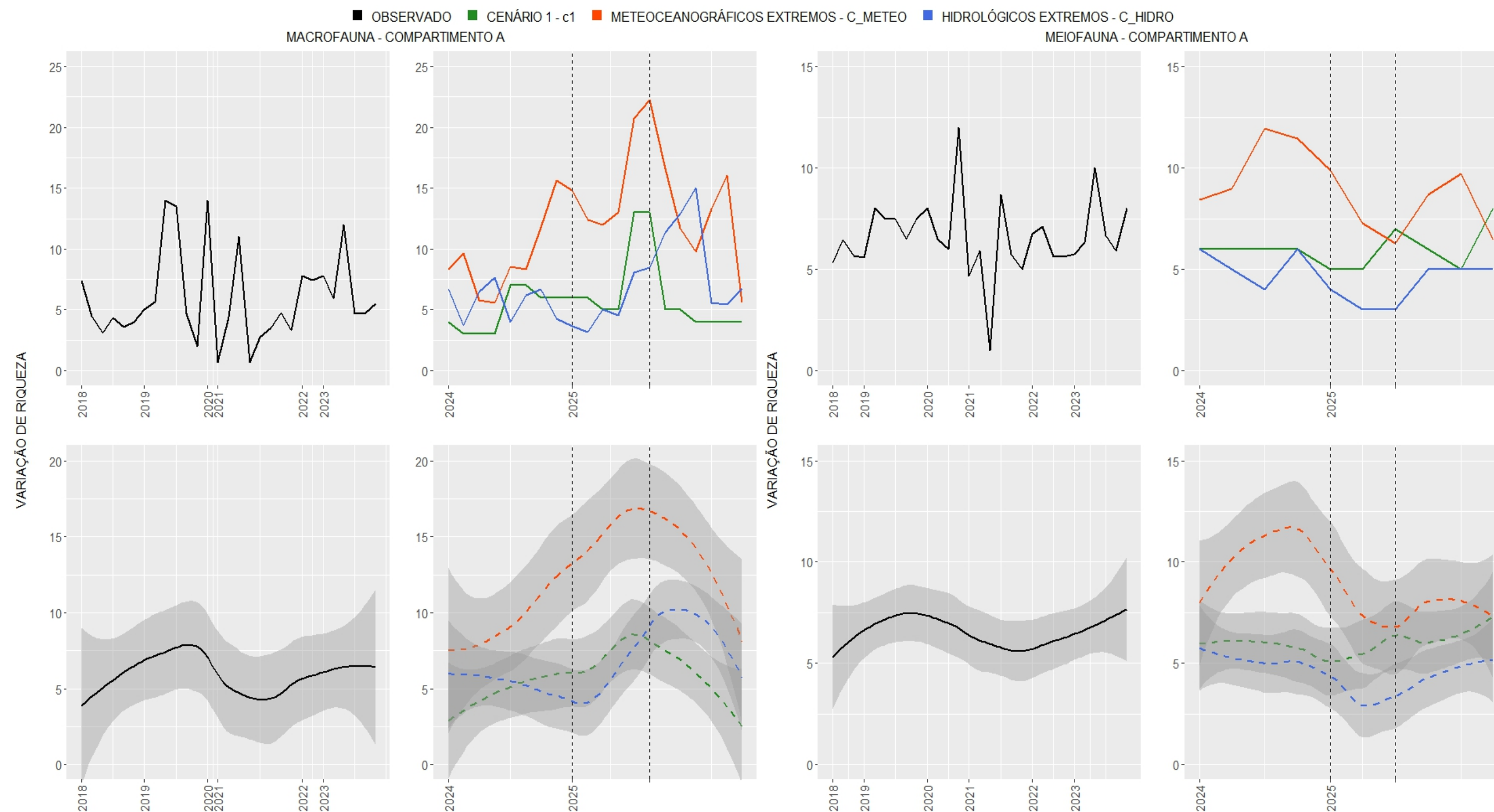


Figura 29: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do Compartimento B do Ambiente Costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

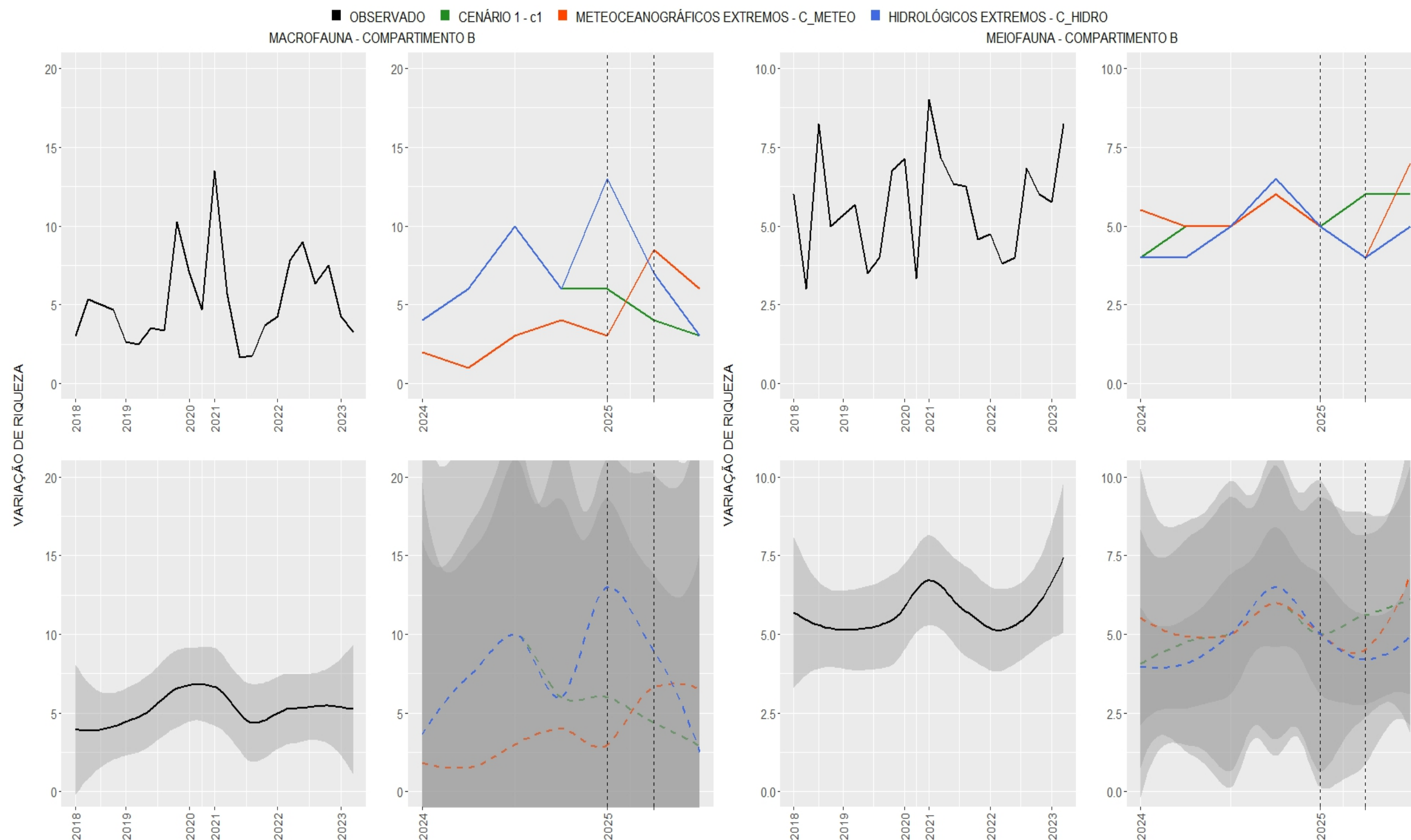


Figura 30: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do Compartimento B' do Ambiente Costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.

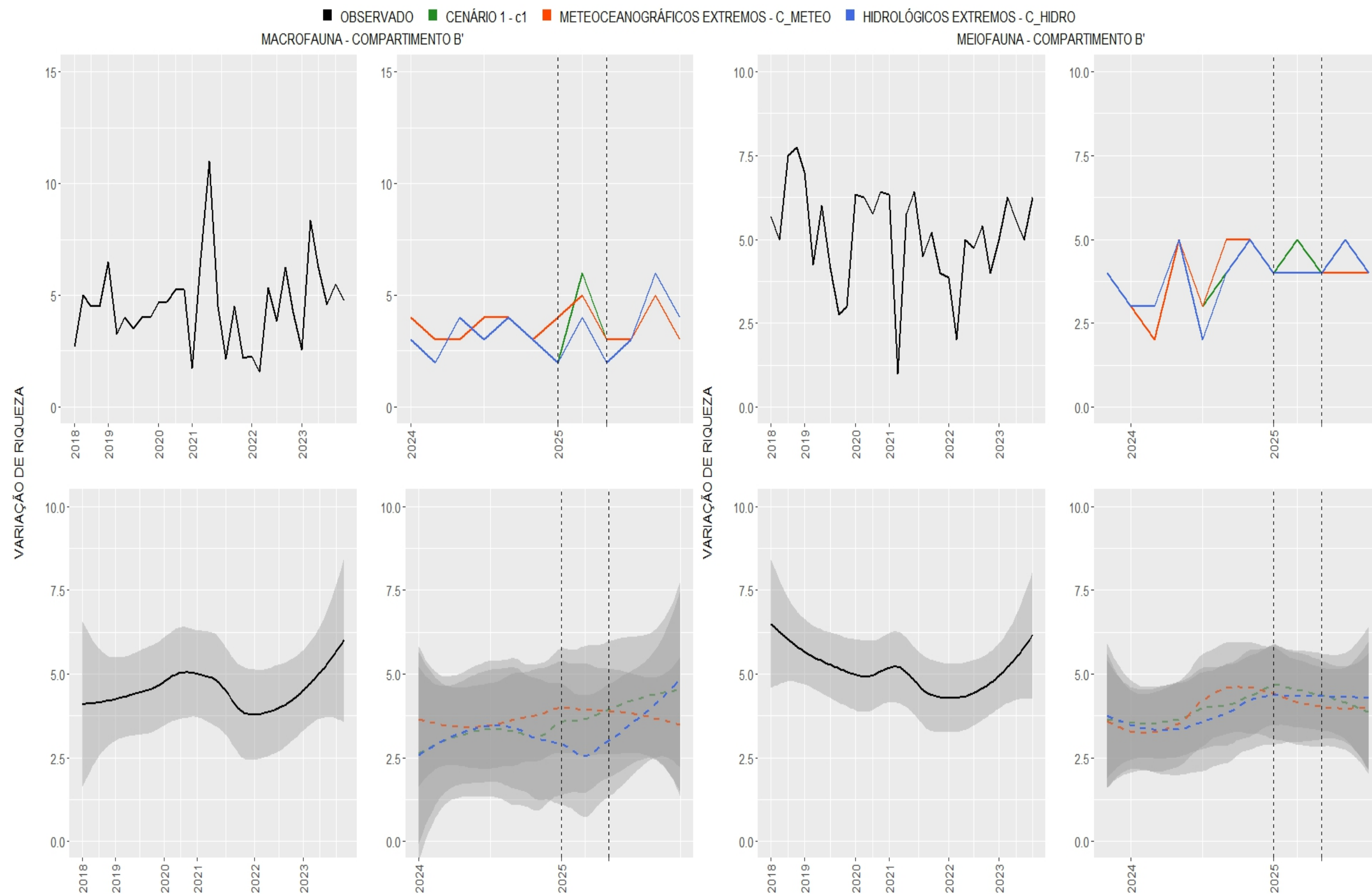
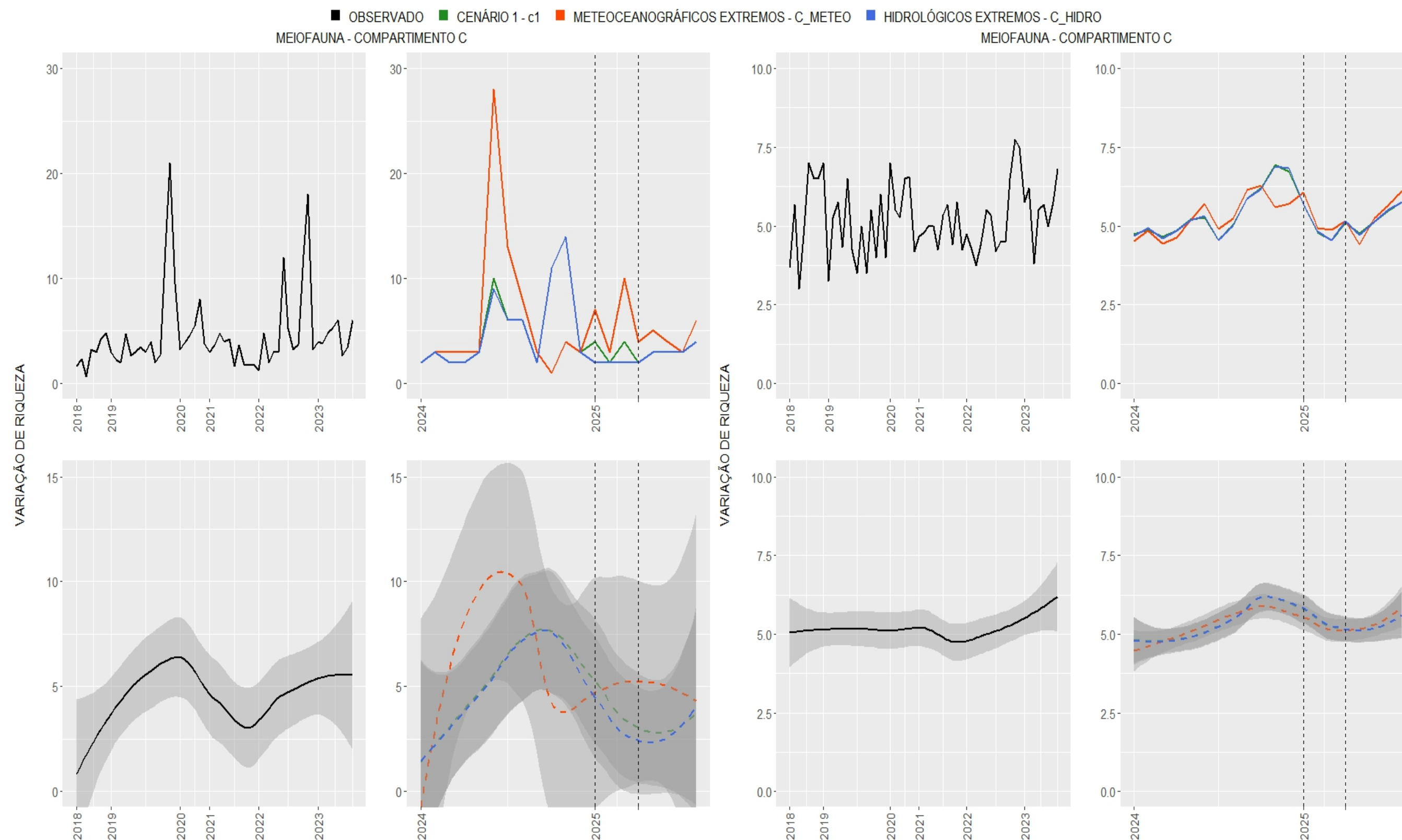


Figura 31: Comparação das séries temporais previstas dos diferentes cenários projetados para as comunidades aquáticas do Compartimento C do Ambiente Costeiro - Praias. Gráficos superiores indicam a série temporal demonstrando a variação da riqueza ao longo do tempo durante o período de amostragem do PMBA/Fest. 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.



6.2.4 Avaliação Dos Declínios E Aumentos Dos Coeficientes Das Séries Temporais Projetadas

Tabela 14: Avaliação da variação do padrão de riqueza das comunidades do Ambiente Dulcícola. 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 nos últimos 2 anos (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
		C_SECAS	0,28	Declínio
		C_HIDRO	0,17	Declínio
	Ictioplâncton	Observado (2022 – 2023)	0,06	-
		C1	0,03	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Varição do padrão de riqueza
Fluvial	Macrófitas	C_SECAS	0,03	Declínio
		C_HIDRO	0,08	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	-0,05	-
		C1	-0,09	Declínio
		C_SECAS	-0,08	Declínio
		C_HIDRO	-0,16	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	0,05	-
		C1	0,03	Declínio
		C_SECAS	-0,09	Declínio
		C_HIDRO	X	X
		Observado (2022 – 2023)	-0,18	-
		C1	-0,15	Aumento
	Zooplâncton	C_SECAS	-0,16	Aumento
		C_HIDRO	-0,14	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,07	-
		C1	0,05	Aumento
	Macroinvertebrados bentônicos	C_SECAS	-0,00006	X
		C_HIDRO	0,01	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,01	-
		C1	0,005	Aumento
	Fitoplâncton	C_SECAS	0,03	Aumento
		C_HIDRO	0,02	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	0,11	-
		C1	0,07	Declínio
	Ictiofauna	C_SECAS	0,07	Declínio
		C_HIDRO	0,03	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	-0,01	-
		C1	-0,02	Declínio
	Ictioplâncton	C_SECAS	-0,01	Mantém

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Varição do padrão de riqueza
	Macrófitas	C_HIDRO	X	X
		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 15: 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 nos últimos 2 anos (2022 – 2023). X = indica que não houve ajuste do modelo neste cenário.

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Varição do padrão de riqueza
APA Costa das Algas/R EVIS 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

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Foz Sul	Macroinvertebrados bentônicos	C_HIDRO	X	X
		Observado (2022 – 2023)	-0,09	-
		C1	-0,03	Aumento
		C_METEO	0,06	Aumento
	Zooplâncton	C_HIDRO	-0,79	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	-0,55	-
		C1	-0,43	Aumento
		C_METEO	X	X
	Carcinofauna	C_HIDRO	0,63	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	0,03	-
		C1	-0,003	Declínio
		C_METEO	-0,01	Declínio
	Fitoplâncton	C_HIDRO	-0,02	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	0,20	-
		C1	-0,14	Declínio
		C_METEO	-1,36	Declínio
Foz Sul	Ictioplâncton	C_HIDRO	-0,04	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	1,49	-
		C1	1,03	Declínio
		C_METEO	0,42	Declínio
	Macroinvertebrados bentônicos	C_HIDRO	6,44	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,35	-
		C1	-0,15	Aumento
		C_METEO	0,01	Aumento
	Zooplâncton	C_HIDRO	-0,23	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,25	-
		C1	-0,13	Aumento
		C_METEO	-0,33	Declínio
	Zooplâncton	C_HIDRO	-0,17	Aumento

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Foz Central	Carcinofauna	Observado (2022 – 2023)	0,002	-
		C1	X	X
		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
		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	-

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
Norte	Ictioplâncton	C1	0,60	Aumento
		C_METEO	0,10	Declínio
		C_HIDRO	0,39	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	0,45	-
		C1	0,41	Declínio
		C_METEO	0,31	Declínio
		C_HIDRO	0,38	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	-0,31	-
		C1	-0,18	Aumento
		C_METEO	-0,13	Aumento
		C_HIDRO	-0,18	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,15	-
	Zooplâncton	C1	-0,20	Declínio
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	-0,90	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	0,47	-
	Carcinofauna	C1	0,45	Declínio
		C_METEO	0,07	Declínio
		C_HIDRO	0,14	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	-0,66	-
	Fitoplâncton	C1	0,87	Aumento
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
		Observado (2022 – 2023)	0,42	-
	Ictiofauna	C1	0,15	Declínio
		C_METEO	0,04	Declínio
		C_HIDRO	X	X
		Observado (2022 – 2023)	-0,09	-
	Ictioplâncton	C1	-0,11	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coefficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_METEO	X	X
		C_HIDRO	X	X
		Observado (2022 – 2023)	0,02	-
		Macroinvertebrados bentônicos	C1	Mantém
		C_METEO	0,02	Mantém
		C_HIDRO	0,04	Aumento
		Observado (2022 – 2023)	-0,36	-
		Zooplâncton	C1	Mantém
		C_METEO	-0,11	Aumento
		C_HIDRO	X	X

Tabela 16: 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 nos últimos 2 anos (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	Compartmento A	Observado (2022 – 2023)	0,07	-
		C1	0,06	Declínio
		C_METEO	0,32	Aumento
		C_HIDRO	0,21	Aumento
	Compartmento B	Observado (2022 – 2023)	-0,41	-
		C1	-0,39	Aumento
		C_METEO	0,96	Aumento
		C_HIDRO	0,07	Aumento
	Compartmento B'	Observado (2022 – 2023)	0,25	-
		C1	0,15	Declínio
		C_METEO	0,02	Declínio
		C_HIDRO	0,11	Declínio
Praias Meiofauna	Compartmento C	Observado (2022 – 2023)	0,05	-
		C1	-0,02	Declínio
		C_METEO	-0,07	Declínio
		C_HIDRO	-0,03	Declínio
	Compartmento A	Observado (2022 – 2023)	0,13	-
		C1	0,08	Declínio
		C_METEO	-0,28	Declínio
		C_HIDRO	-0,08	Declínio
	Compartmento B	Observado (2022 – 2023)	0,58	-
		C1	0,28	Declínio
		C_METEO	0,08	Declínio
		C_HIDRO	0,10	Declínio
	Compartmento B'	Observado (2022 – 2023)	0,22	-
		C1	0,06	Declínio
		C_METEO	0,07	Declínio

Setor	Comunidade	Cenário	Coeficiente da série temporal	Variação do padrão de riqueza
		C_HIDRO	0,09	Declínio
		Observado (2022 – 2023)	0,04	-
	Compartimento C	C1	0,02	Declínio
		C_METEO	0,03	Declínio
		C_HIDRO	0,02	Declínio

7 REFERÊNCIAS

- BAKER, M. E.; KING, R. S.; KAHLE, D. 'TITAN2' – Threshold Indicator Taxa Analysis. R package, 2022.
- BARTOŃ, K.; BARTOŃ, M.K. Package 'mumin'. Version, 1(18), p.439, 2015.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software, 67(1), 1-48, 2015. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- BETANCOURT, M. A conceptual introduction to Hamiltonian Monte Carlo. arXiv preprint arXiv:1701.02434, 2017.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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>.
- 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 CICCIO, 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:<https://doi.org/10.5066/P906UQ5I>
- 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.

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 Repository, 595, 2021.

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

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.

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.

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.

LEMONS, 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.

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>

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>.

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.

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

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).

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.

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.

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.

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

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).

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>

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.

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.