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

Material Suplementar Ambiente Dulcícola

Tema: Macrófitas

RT- 55/ OUT26

RA2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória

Outubro de 2026

EQUIPE TÉCNICA

Valquíria Ferreira Dutra (coordenadora)

Francisco Álvaro Almeida Nepomuceno

Lucas de Almeida Silva

Michellen Maria Gomes Resende

Renata Vieira de Almeida

SUMÁRIO

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL 4

2 METODOLOGIA 6

2.1 COLETA 6

2.2 ANÁLISES 9

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS 11

3 RESULTADOS DOS INDICADORES 11

3.1 ABUNDÂNCIA 13

3.2 UNIFORMIDADE 24

3.3 DOMINÂNCIA 29

3.4 DIVERSIDADE 35

3.5 ABSORÇÃO DE METAIS 46

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO 57

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS 58

6 REFERÊNCIAS 58

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passaram por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES" e (3) Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024.

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

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

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

Setores	Nome da estação	Código Original	Código Atual (Deliberação 803/24*)	Abrangência Temporal
Lagoas	**Lagoa do Areal**	**E24**	**LAL 01**	**setembro/18 a março/26*** **
	Lagoa do Areal	E24L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Laguna Monsarás	E25a	N/A	outubro/18 a julho/22
	Laguna Monsarás	**E25**	**LMN 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Laguna Monsarás	E25L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Cacimbas	**E27**	**E27**	**agosto/22 a março/26*** **
	Lagoa Cacimbas	E27L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Areão	E23	N/A	outubro/18 a setembro/19
Lagos	**Lago do Limão/Colatina- ES**	**E18**	**LLM 03R**	**outubro/18 a julho/22 outubro/24 a março/26*** **
	Lago Nova	**E19**	**LNV 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Lago Nova	E19L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
Reservatórios	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	ERA	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	**N/A**	**UHE AIM**	**outubro/24 a março/26*** **
	Reservatório de Mascarenhas	**ERM**	**UHE MAS**	**agosto/22 a março/26*** **
Calha	**Calha Rio Doce – Montante do reservatório UHE Mascarenhas/Baixo Guandu-ES**	**N/A**	**RDO 11**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Colatina-ES	**N/A**	**RDO 12**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Marilândia-ES	**N/A**	**RDO 14**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Linhares-ES	**E21**	**RDO 15**	**outubro/18 a março/26*** **
	Itapina	E0	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Resplendor	E0a	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Povoação	E22	N/A	outubro/18 a julho/22
Foz	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	E26f	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	**E26**	**RDO 16**	**outubro/18 a março/26*** **
Tributários	**Rio Guandu/Trecho baixo**	**N/A**	**RGU 02**	**outubro/24 a março/26*** **
	Guandú	E17	N/A	outubro/18 a julho/22
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	**N/A**	**RMH 01**	**outubro/24 a março/26*** **
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	E2	N/A	agosto/22 a setembro/24
*** Vigência da Deliberação nº 803: a partir de outubro de 2024 (em curso)**				
**** Estações litorâneas que foram monitoradas pelos seguintes Temas: Mineralogia, Limnologia e Qualidade de água e do sedimento**				
*****Março/2026 refere-se ao último período de dados coletados com resultados reportados no presente relatório.**				

2 METODOLOGIA

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

2.1 COLETA

As macrófitas foram coletadas utilizando um quadrado de 1 m² que foi lançado, aleatoriamente, oito vezes em cada estação da malha amostral, de forma preestabelecida e referenciada no perímetro da estação, por meio da coordenada geográfica de cada quadrado (Jensen & Salisbury 1972; Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Nas estações localizadas em ambientes lóticos, ou seja, calha e foz do rio Doce e calha dos rios Manhuaçu e Guandu, foram realizados quatro lançamentos em uma margem e os outros quatro na outra margem, enquanto nos ambientes lênticos, todos os oitos quadrados foram lançados somente em uma margem. Para efeitos de comparação, as 25 estações amostrais foram divididas em: calha do rio Doce (E0a – Resplendor, E0 - Itapina, RDO15 - Porto de Linhares, E22 – Povoação, RDO11, RDO12 e RDO14), foz do rio Doce (RDO16 – Regência e E26F - Foz), lagos (LLM03R – Limão, LNV02R - Nova, E20 - Juparanã, E28 - Palmas), lagoas (E23 – Areão, LAL01 - Areal, LMN02R - Monsarás, E25a – Monsarás, E27 - Cacimbas), Tributários (E17 e RGU02 – Rio Guandu, E2 e RMH01 – Rio Manhuaçu) e reservatórios (UHEMAS – Mascarenhas, ERA e UHEAIM – Aimorés). Ressaltamos que as estações possuem frequência amostral de monitoramento diferente, como destacado no Quadro 1.

Os espécimes férteis (frondes para plantas vasculares sem sementes, flores e/ou frutos para as angiospermas) foram coletados com no mínimo de três amostras (sempre que possível) e processados de acordo com os métodos usuais em taxonomia vegetal (Bridson & Forman 1998). As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Taxonomia Vegetal – Labtax/CCHN/UFES e depositadas no Herbário VIES (Universidade Federal do Espírito Santo). Sempre que possível, amostras adicionais foram coletadas (flores e frutos) e acondicionadas em recipientes adequados e preservadas em álcool etílico 70%, para estudos morfológicos e identificação. Para as plantas vasculares sem sementes, uma amostra foi necessariamente coletada e armazenada em álcool 70% (além das três amostras para exsicatas). Os espécimes coletados foram acompanhados de seus respectivos registros fotográficos e os dados referentes às coordenadas geográficas obtidos por meio do aparelho de GPS (Global Positioning System).

Por fim, para as análises de metais, as macrófitas foram coletadas semestralmente, de forma a abranger os períodos chuvosos e secos, em 13 estações amostrais. Destaca-se que os períodos chuvosos e secos, são designados pela sigla C e S, e o respectivo período sazonal representado por número, assim, C1 corresponde ao período Chuvoso do ano 1, enquanto S1, corresponde ao período Seco do ano 1, devendo esse entendimento ser replicado para todo o documento no que tange a sazonalidade dos períodos.

A estação amostral E26F foi excluída da análise de absorção de metais pela inviabilidade de coleta de material da única espécie que ocorre nesta área, *Talipariti pernambucensis,* formando um grande banco de indivíduos, impossibilitando a coleta de suas raízes que estão submersas na foz do rio Doce, área de grande influência da maré com forte ondomotriz. Foram coletadas manualmente, em cada estação amostral, amostras de raízes e folhas das espécies apresentadas na tabela a seguir:

Tabela 1. Espécies analisadas na absorção de metais por forma de vida, estações amostrais e períodos sazonais.

Espécie	Forma de Vida	Estações amostrais (setor)	Períodos sazonais
Alternanthera philoxeroides	Anfíbia	E0 (calha do rio Doce)	S5
Alternanthera tenella	Anfíbia	E0 (calha do rio Doce), E2 (rio Manhuaçu)	C5, S5
Cuphea melvilla	Anfíbia	UHEMAS (reservatório)	C5, S5, C6, S6
Eichhornia azurea	Flutuante fixa/flutuante livre	RDO16 (foz do rio Doce), RDO15 (calha do rio Doce), LNV02R (lagos), E20 (lagos), LMN02R (lagoas), E2 (rio Manhuaçu), RDO11 (calha do rio Doce), RDO12 (calha do rio Doce), RMH01 (rio Manhuaçu), UHEAIM (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7, S7, C8
Eleocharis acutangula	Anfíbia/Emergente	LMN02R (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7
Eleocharis geniculata	Anfíbia/Emergente	E27 (lagoas)	S5, C6, S6, C7, S7, C8
Eleocharis interstincta	Anfíbia/Emergente	E28 (lagos), LLM03R (lagos), E27 (lagoas)	S5, C6, S6, C7, S7, C8
Hydrolea spinosa	Anfíbia	RMH01 (rio Manhuaçu)	S7
Ludwigia decurrens	Anfíbia/Emergente	E0 (calha dor rio Doce), E2 (rio Manhuaçu, RDO15 (calha dor rio Doce)	C6, S6
Ludwigia leptocarpa	Anfíbia/Emergente	E27 (lagoas)	C5
Ludwigia octovalvis	Anfíbia/Emergente	E0a (calha do rio Doce), E28 (lagos), E2 (rio Manhuaçu), RDO16 (foz do rio Doce), RMH01 (rio Manhuaçu), RGU02 (rio Guandu), LAL01 (Lagoas), ERA (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7, S7, C8
Ludwigia sedioides	Flutuante fixa	LNV02R (lagos)	C5, S5, C6, S6, C7, S7, C8
Ludwigia torulosa	Anfíbia/Emergente	LAL01 (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7, S7, C8
Nymphoides humboldtiana	Flutuante fixa/flutuante livre	E28 (lagos), LMN02R (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7
Panicum aquaticum	Flutuante fixa	E0 (calha do rio Doce), RDO15 (calha do rio Doce), RMH01 (rio Manhuaçu), RGU02 (rio Guandu)	C5, S5, C7, S7, C8
Panicum repens	Anfíbia/Emergente	RMH01 (rio Manhuaçu)	S7
Pistia stratiotes	Flutuante livre	RD016 (foz do rio Doce), E0a (calha do rio Doce), RDO12 (calha do rio Doce), RDO14 (calha do rio Doce), ERA (reservatórios), UHEAIM (reservatórios), UHEMAS (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7, S7, C8
Polygonum ferrugineum	Anfíbia/Emergente	RDO15 (calha do rio Doce), E20 (lagos)	C5, S5, C6, S6, C7
Polygonum hydropiperoides	Anfíbia/Emergente	RDO11 (calha do rio Doce), RDO14 (calha do rio Doce)	C7, S7, C8
Polygonum punctatum	Anfíbia/Emergente	E2 (rio Manhuaçu), RGU02 (rio Guandu), UHEMAS (reservatórios)	C5, C7, C8
Tarenaya longicarpa	Anfíbia/Emergente	E0 (calha do rio Doce)	C6, S6
Typha domingensis	Anfíbia/Emergente	LLM03R (lagos), LMN02R (lagoas)	C7, S7, C8

Devido à sazonalidade fenológica das espécies, uma vez que, a depender da campanha amostral, podem ser observadas ou não, as análises de concentrações de metais nas raízes e folhas foram realizadas em duas espécies por estação, exceto no rio Manhuaçu para o C5, onde foi analisada somente uma espécie. Todo material da mesma espécie coletado no quadrante foi reunido, formando duas amostras compostas para cada espécie, uma amostra de raízes e outra de folhas.

2.2 ANÁLISES

A identificação dos espécimes foi realizada por meio do método comparativo de vouchers depositados em herbários [CVRD, K, MBML, MO, NY, RB, SPF, VIES, acrônimos de acordo com Thiers (2022)] e/ou utilizando-se de bibliografias específicas. A lista das espécies segue os nomes das famílias botânicas propostas pelo APG IV (2016), para as angiospermas, e Smith *et al.* (2006), para as plantas vasculares sem sementes. Os nomes dos autores seguem a Flora e Funga do Brasil (http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP) e para o estado de conservação dos táxons, o portal do CNCFlora (https://cncflora.jbrj.gov.br/) para o estado de conservação à nível nacional, e Fraga *et al.* (2019), para o estado de conservação à nível estadual.

O banco de imagens será utilizado para a confecção de um guia ilustrado de campo (guia fotográfico) com características diagnósticas das espécies, para auxiliar na identificação específica em diagnósticos ambientais rápidos. O guia será confeccionado utilizando a ferramenta de design gráfico gratuita Canva (https://www.canva.com/).

A classificação das formas biológicas das Macrófitas Aquáticas seguiu o proposto por Irgang *et al.* (1984), sendo as espécies categorizadas como: submersa fixa - enraizadas e que crescem totalmente submersas na água; submersa livre - permanecem flutuando submersas na água; flutuante fixa - são enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água; flutuante livre - permanecem flutuando com as raízes abaixo da superfície da água; anfíbia - plantas geralmente de margens; emergentes - enraizadas com folhas emergindo parcialmente; e epífita.

Os parâmetros de diversidade (abundância, riqueza, biomassa, índice de dominância e composição de espécies) foram comparados tanto espacial (áreas afetadas diretamente X áreas adjacentes) quanto temporalmente (ao longo do período de monitoramento). Para testar a suficiência amostral total e de cada ambiente (Tributários, Lagos, Lagoas, Reservatórios e rio Doce [calha e foz]), curvas de rarefação foram confeccionadas reunindo os dados gerais e a abundância específica. Para todas as análises relativas aos parâmetros econuméricos das comunidades foram construídos modelos lineares generalizados (GLMs), usando as distribuições de erros adequadas em cada caso. As variáveis dependentes (resposta) dos modelos foram abundância, riqueza e índice de dominância e as variáveis independentes (explicativas) foram o local nas análises espaciais e o tempo nas análises temporais, levando em consideração os períodos sazonais, chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). Todos os modelos, bem como os testes estatísticos, foram construídos/realizados na plataforma R (R

Development Core Team 2019). Todas as investigações foram submetidas à análise de resíduos para verificação das distribuições de erro utilizadas, adequação dos modelos e possível presença de '*outliers*'.

As análises de composição foram feitas através de estatística multivariada a partir de planilhas de presença X ausência com abundância em cada estação amostral. Foram realizadas análises de similaridade (ANOSIM - Analysis of Similarities) e de porcentagem de contribuição das espécies mais influentes (SIMPER – Similarity Percentage), por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis. A realização de testes do tipo SIMPER permitem a identificação de espécies mais "influentes" na separação das comunidades, de maneira que, a partir da biologia de tais espécies, seja possível inferir se ela é uma espécie que pode ser apontada como bioindicadora. Tais análises foram realizadas no software Past 2.17 (Hammer *et al.* 2001).

O levantamento da fenologia reprodutiva foi realizado durante os lançamentos dos quadrados, concomitante às análises de diversidade. Além disso, executou-se um resgate da fenologia dos materiais coletados desde outubro de 2018, início das campanhas amostrais do PMBA/Fest-UFES, e depositados no herbário VIES, para inclusão nas análises de fenologia reprodutiva. Para isso, de acordo com Tannus *et al.* (2006), foi considerada a presença de flores e/ou frutos, além de botões florais e frutos no início de desenvolvimento para as angiospermas, e esporos para as plantas vasculares sem sementes. Quando os espécimes de angiospermas apresentaram flores e frutos concomitantemente, fez-se o registro de ambas as fenofases nos respectivos meses de ocorrência. Além disso, os registros fenológicos foram classificados quanto ao período sazonal (seco ou chuvoso) e a duração da floração, frutificação e presença de esporos, sendo breve (1 mês), intermediária (2 a 3 meses) e extensa (4 ou mais meses). A data média de floração, frutificação e presença de esporos das espécies, sincronia e o teste de Rayleigh foram calculados no software Oriana 2.0 (Kovach 2004). A inclusão da análise fenológica é importante pois as variáveis ambientais também regularizam as fenofases dos vegetais (e.g. Fonseca *et al.* 2017), mesmo quando os fatores genéticos são os responsáveis pela existência de periodicidade de desenvolvimento (Richards 1952, Morellato *et al.* 1989).

Para a determinação da biomassa, foram utilizados os organismos vegetais que estavam dentro do quadrado (1m^2) lançado no momento de obtenção dos dados de diversidade. As plantas do interior do quadrado foram coletadas manualmente, seguindo a proposta estabelecida por Howard-Williams (1975). O material biológico coletado foi lavado com água do próprio ambiente e posteriormente acondicionado em saco plástico e devidamente identificado, sendo as amostras encaminhadas ao Laboratório de Taxonomia Vegetal – Labtax/CCHN/UFES, onde passaram por triagem. Em laboratório, o material foi lavado, seco em estufa a 65ºC e, posteriormente, pesado embalança digital, sendo os valores expressos em gramas de peso seco por metro quadrado (gPS/m^2) e analisado o peso seco de cada margem e de cada estação amostral estudada no âmbito do PMBA/Fest-UFES. Subsequentemente, a biomassa de peso seco foi transformada em biomassa de carbono, de acordo com Wetzel & Likens (2000), onde foi considerado que 0,47 do peso seco remanescente livre de cinzas são carbono.

Em laboratório, o material coletado para as análises de bioacumulação de metais foi inicialmente lavado em água corrente para a eliminação de detritos e matéria orgânica. Posteriormente, se procedeu a secagem em estufa de circulação forçada de ar, com temperatura ajustada em 65 °C, por um período de 48 horas. Após esse período, todo o material foi triturado em moinho, peneirado em malha de 2,0 mm e pesado 0,5 g de amostra de cada estação amostral, em triplicatas. As amostras obtidas foram analisadas pela técnica de Espectrometria Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado com detecção por Espectrometria de Massas (ICP-MS), no Laboratório de Ensaio de Combustíveis, Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais. Para todas as amostras foram determinadas as concentrações, em ppm ou mg kg-1,de oito metais: Al, As, Ba, Cd, Fe, Mn, V e Zn. Para tal, utilizou-se equipamento ICP-MS da marca Agilent – Modelo 8800-QQQ. As curvas analíticas foram construídas a partir de materiais de referência rastreáveis e solventes de elevada pureza. A fração de metais biodisponíveis foi obtida pela digestão em forno micro-ondas da amostra adicionada de uma mistura de ácidos (HNO_3, HCl e H_2O_2), seguida de uma filtração e análise do filtrado, conforme metodologia EPA 3051A.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Para que as análises de metais fossem alinhadas a outras matrizes do PMBA/Fest-UFES, principalmente a de Ecotoxicologia, houve alteração na frequência amostral. Assim, as análises foram realizadas semestralmente, de modo a abranger os períodos sazonais estudados no âmbito do PMBA/Fest-UFES. As coletas das amostras de folhas e raízes e suas respectivas análises de concentração de metais, foram realizadas nas campanhas 49ª (janeiro 2023) e 50ª (fevereiro 2023) para o período chuvoso do Ano 5, 53ª (julho 2023) para o período seco do Ano 5, 58ª (janeiro 2024) para o período chuvoso do Ano 6, 62ª (julho de 2024) para o período seco do Ano 6, 65ª (janeiro 2025) para o período chuvoso do ano 7, 67ª (julho 2025) para o período seco do ano 7, e 69ª (janeiro 2026) para o período chuvoso do ano 8. Destaca-se que no chuvoso do Ano 5, as coletas foram realizadas em duas campanhas amostrais, pois as espécies selecionadas das estações E24 (Lagoa Areal) e ERA (Reservatório de Aimorés) não foram encontradas em campo na 49ª campanha amostral.

3 RESULTADOS DOS INDICADORES

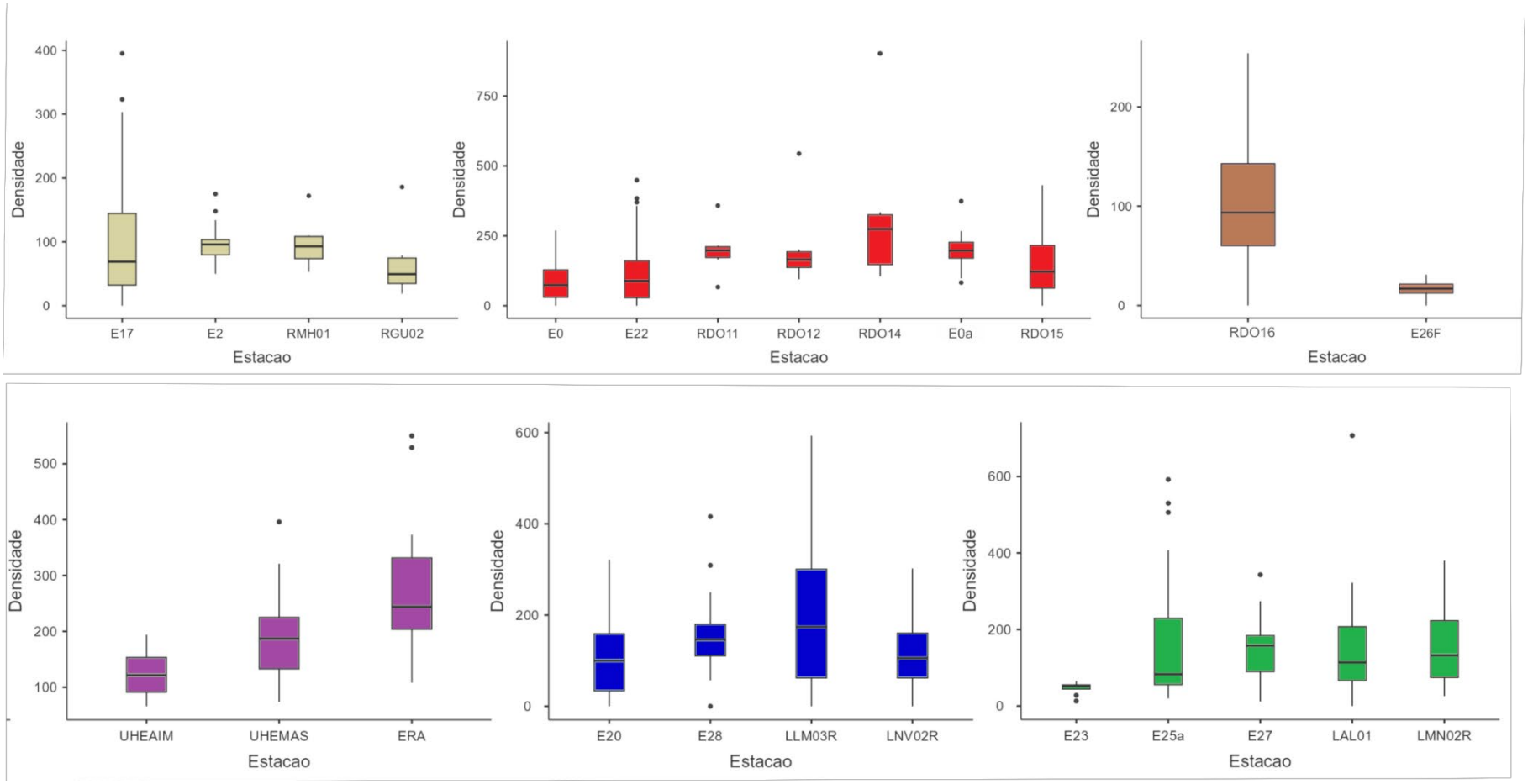
Nesta seção são apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest-UFES e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest-UFES vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados foi

exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva.

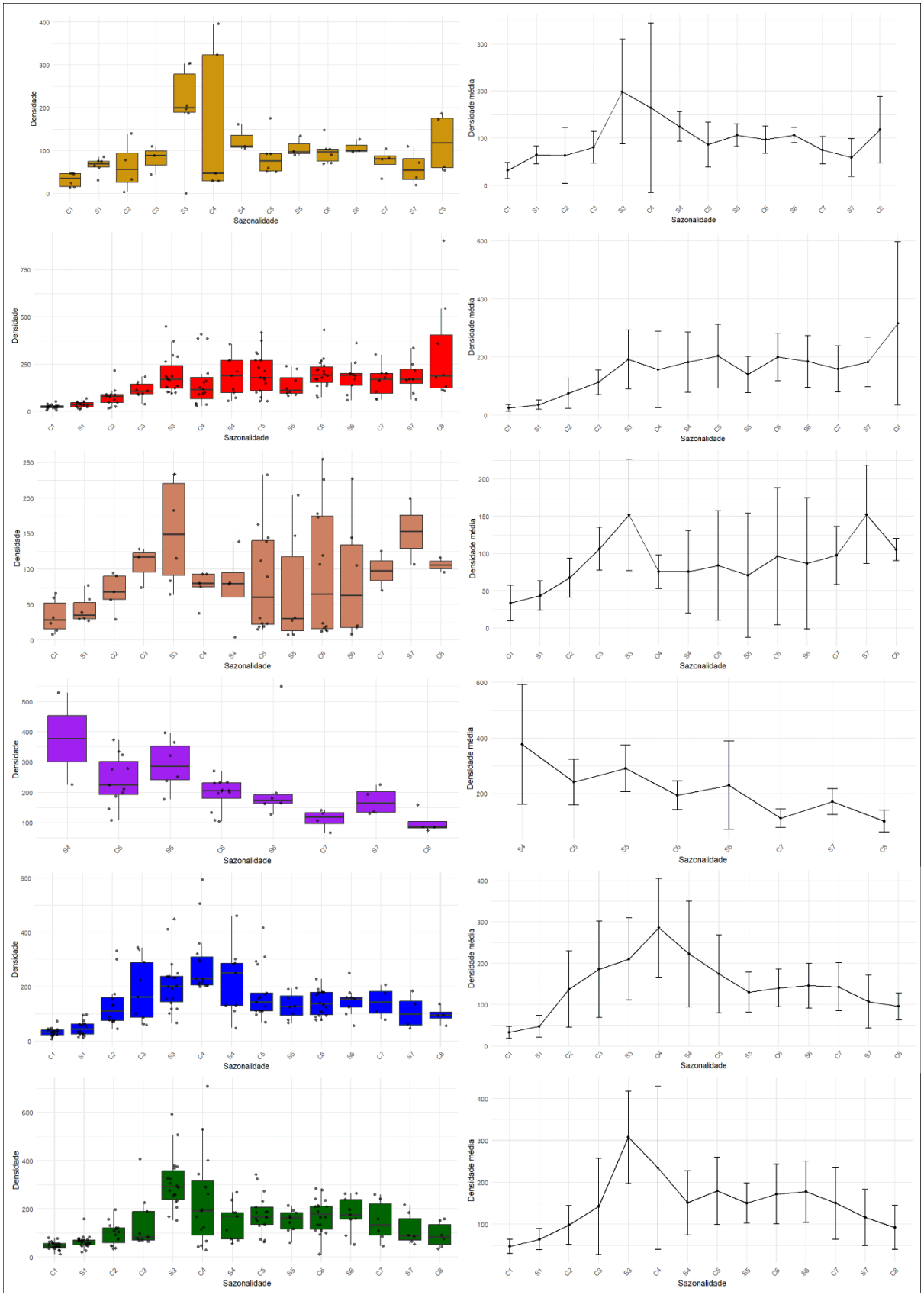
3.1 ABUNDÂNCIA

Figura 1: Densidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1 .



A Figura 1 apresenta a análise quali-quantitativa da densidade, expressa pelo número de indivíduos registrados em cada estação amostral nos seis ambientes avaliados, revelando forte heterogeneidade espacial entre os setores monitorados. Nos ambientes lóticos, entre os rios tributários, o rio Guandu (E17) apresentou a maior amplitude de variação, com elevada dispersão dos dados e ocorrência de valores extremos. Em contraste, as maiores médias de densidade foram registradas no rio Manhuaçu (E2 e RMH01), cujas estações exibiram valores medianos mais altos e distribuição relativamente homogênea. Já a estação RGU02 apresentou os menores valores médios e a menor variabilidade entre os tributários. No rio Doce, tanto na calha principal (E0, E22, RDO11, RDO12, RDO14, RDO10 e RDO15) quanto na foz (E26 e E26F), observou-se ampla variação espacial da densidade. Entre as estações da calha, RDO14 destacou-se pelos maiores valores máximos e pela elevada dispersão, incluindo valores extremos superiores aos demais pontos monitorados. RDO11 e RDO10 também apresentaram medianas relativamente altas e distribuição mais concentrada, enquanto E0, E22 e RDO15 exibiram maior heterogeneidade e amplitudes intermediárias. Vale ressaltar que RDO12 e RDO14, incorporadas mais recentemente ao monitoramento, já apresentam densidades comparáveis às das estações historicamente mais representativas da calha. Essas diferenças refletem, em parte, a posição das estações ao longo do rio Doce. Estações situadas a montante dos reservatórios sofrem menor influência direta dos barramentos, enquanto aquelas a jusante evidencia os efeitos da retenção hídrica promovida pelos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas. O represamento reduz o transporte natural de matéria orgânica vegetal, uma vez que grande parte do material fica retida nas boias e grades das usinas hidrelétricas. Como consequência, diminui o aporte de matéria vegetal para as estações a jusante, influenciando diretamente a disponibilidade de substrato e a diversidade de macrófitas aquáticas. No setor da foz, a estação E26 apresentou densidades substancialmente superiores às de E26F, além de maior amplitude de variação. Em oposição, E26F registrou os menores valores médios de densidade entre todas as estações analisadas, com distribuição bastante restrita e baixa variabilidade. Nos reservatórios, observou-se incremento progressivo da densidade entre UHEAIM, UHEMAS e ERA. A estação ERA apresentou os maiores valores medianos e máximos, seguida por UHEMAS, que também exibiu elevada dispersão. UHEAIM, por sua vez, registrou os menores valores relativos dentro desse setor. No setor dos lagos, LLM03R (Lago do Limão) destacou-se pelos maiores valores médios e pela maior amplitude de variação, ultrapassando 200 indivíduos em determinados períodos. A estação E28 também apresentou medianas elevadas, enquanto E20 (Lago Juparanã) registrou os menores valores médios entre os lagos. LNV02R apresentou valores intermediários e variabilidade moderada. Nas lagoas, as maiores densidades foram registradas em LMN02R (Monsarás), E27 (Cacimbas) e LAL01, todas com elevada dispersão e ocorrência frequente de valores extremos. A estação E25a também apresentou grande variabilidade espacial, enquanto E23, monitorada apenas no primeiro ano, exibiu os menores índices de densidade e a menor amplitude de variação. De forma geral, os resultados evidenciam forte heterogeneidade espacial da densidade ao longo das estações monitoradas, com ocorrência frequente de valores extremos e diferenças expressivas entre os ambientes. As maiores densidades foram observadas em RDO14, ERA e LLM03R, enquanto os menores valores ocorreram em E26F e E23.

Figura 2: Tendência temporal da Densidade por sazonalidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo); CALHA DO RIO DOCE (vermelho); FOZ DO RIO DOCE (salmão); RESERVATÓRIOS (roxo); LAGOS (azul); LAGOAS (verde). No eixo X consta os valores da densidade e no eixo Y, os períodos sazonais. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

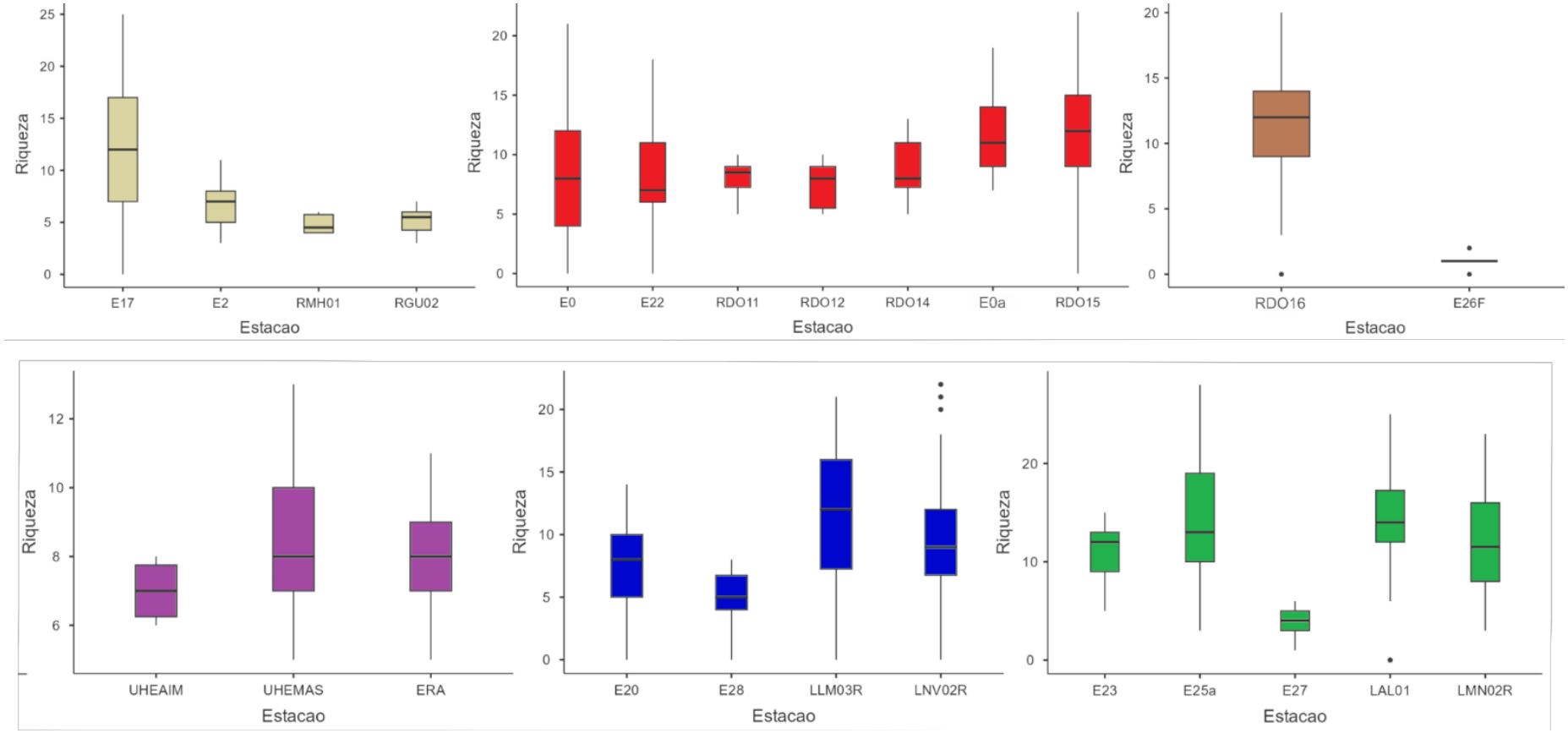


A análise das tendências temporais da densidade ao longo do período de execução do PMBA/Fest-UFES (Figura 2) revela diferenças marcantes entre os ambientes monitorados, evidenciando a forte influência da sazonalidade sobre a dinâmica das comunidades aquáticas. Nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02), as distribuições de densidade mostraram-se mais concentradas em determinados períodos sazonais, com picos bem definidos e menor sobreposição temporal em comparação aos demais ambientes. Observou-se um aumento gradual da densidade nos primeiros períodos amostrais, com destaque para S3 e C4, sendo este último marcado por elevada amplitude de variação e ocorrência de valores extremos. Após esse pico, os valores tenderam a se estabilizar em níveis intermediários, embora oscilações sazonais ainda tenham ocorrido, especialmente em S4 e C5. Esse comportamento sugere relativa estabilidade estrutural nesses ambientes ao longo do tempo, com variações fortemente associadas ao regime hidrológico típico de ambientes lóticos. Na calha principal do rio Doce, os padrões de densidade foram mais dispersos, com ampla sobreposição entre períodos sazonais e múltiplos picos ao longo das campanhas, refletindo elevada heterogeneidade espacial e temporal. Houve incremento progressivo da densidade até S3, seguido por elevada variabilidade em C4 e manutenção de valores relativamente altos nos períodos subsequentes. O último período chuvoso (C8) voltou a apresentar aumento expressivo da densidade e grande dispersão dos dados. De modo geral, os períodos secos exibiram medianas ligeiramente superiores às dos períodos chuvosos adjacentes. Componentes como C2, C5 e S5 apresentaram maior amplitude e variabilidade de densidade, possivelmente refletindo a influência combinada da dinâmica hidrológica, do uso do solo na bacia e do aporte diferencial de nutrientes ao longo do rio. Na foz do rio Doce, os padrões temporais foram mais concentrados e distintos, com forte oscilação da densidade entre as campanhas. Os maiores valores médios ocorreram principalmente em S3 e S7, enquanto alguns períodos chuvosos, especialmente C4 e C6, apresentaram elevada amplitude de variação. Componentes como C5, C6 e S6 exibiram picos bem definidos, sugerindo uma composição diferenciada nesse ambiente estuarino, provavelmente influenciada pela transição entre água doce e salobra e pelas oscilações sazonais que moldam a estrutura das comunidades aquáticas na foz. Nos reservatórios, observaram-se diferenças temporais claras entre os sistemas monitorados, sobretudo entre os períodos secos S4 a S6. Os maiores valores de densidade ocorreram nos primeiros períodos amostrais (S1 e S3), seguidos por tendência de redução gradual ao longo das campanhas. A partir de C4, houve diminuição progressiva da variabilidade temporal, com os menores valores registrados nos períodos mais recentes, especialmente em C7 e C8. A separação dos padrões temporais entre os reservatórios reforça diferenças ecológicas e funcionais entre os sistemas UHE Aimorés e UHE Mascarenhas, particularmente durante os períodos secos. Nos lagos (LLM03R, LNV02R, E20 e E28), verificou-se elevada variabilidade temporal e considerável heterogeneidade entre as estações. Os maiores valores de densidade foram registrados em S3 e C4, seguidos por redução gradual e relativa estabilização em níveis intermediários, posteriormente. Alguns componentes apresentaram distribuição multimodal, especialmente em C2 e S2, indicando maior complexidade interna e mudanças significativas entre períodos secos e chuvosos. Apesar da tendência geral de declínio após os períodos de pico, determinados períodos continuaram apresentando elevada dispersão e valores extremos. Nas lagoas, as distribuições de densidade mostraram ampla sobreposição entre períodos sazonais e múltiplos picos

ao longo das campanhas, refletindo alta complexidade ecológica. Houve incremento acentuado da densidade até S3, que apresentou os maiores valores médios e a maior variabilidade temporal. Após esse período, observou-se declínio progressivo da densidade, sobretudo nos períodos secos mais recentes, embora alguns períodos chuvosos ainda tenham mantido elevada amplitude de variação. Estações como E25a e LMN02R destacaram-se pela complexidade dos padrões e pela elevada dispersão, sugerindo alta diversidade e possíveis interações ambientais semelhantes entre as lagoas avaliadas. De forma geral, os resultados demonstram que tanto a sazonalidade quanto o tipo de ambiente exercem forte influência sobre a estrutura das comunidades. Os maiores valores de densidade ocorreram predominantemente em S3 e C4 em praticamente todos os ambientes, enquanto os períodos chuvosos tenderam a apresentar maior dispersão e ocorrência de valores extremos. Esses padrões reforçam a existência de variação espacial e temporal significativa nos ambientes aquáticos da bacia do rio Doce. A literatura corrobora esses achados: estudos como os de Woodward & Hildrew (2002) destacam que ambientes lóticos tendem a apresentar menor variabilidade temporal devido ao fluxo contínuo da água, enquanto ambientes lênticos, mais sujeitos a mudanças rápidas nas condições ambientais, exibem maior instabilidade. Resh *et al.* (1988) também ressaltam que o fluxo contínuo é essencial para manter a integridade ecológica dos sistemas lóticos, garantindo habitats estáveis para uma ampla diversidade de organismos aquáticos.

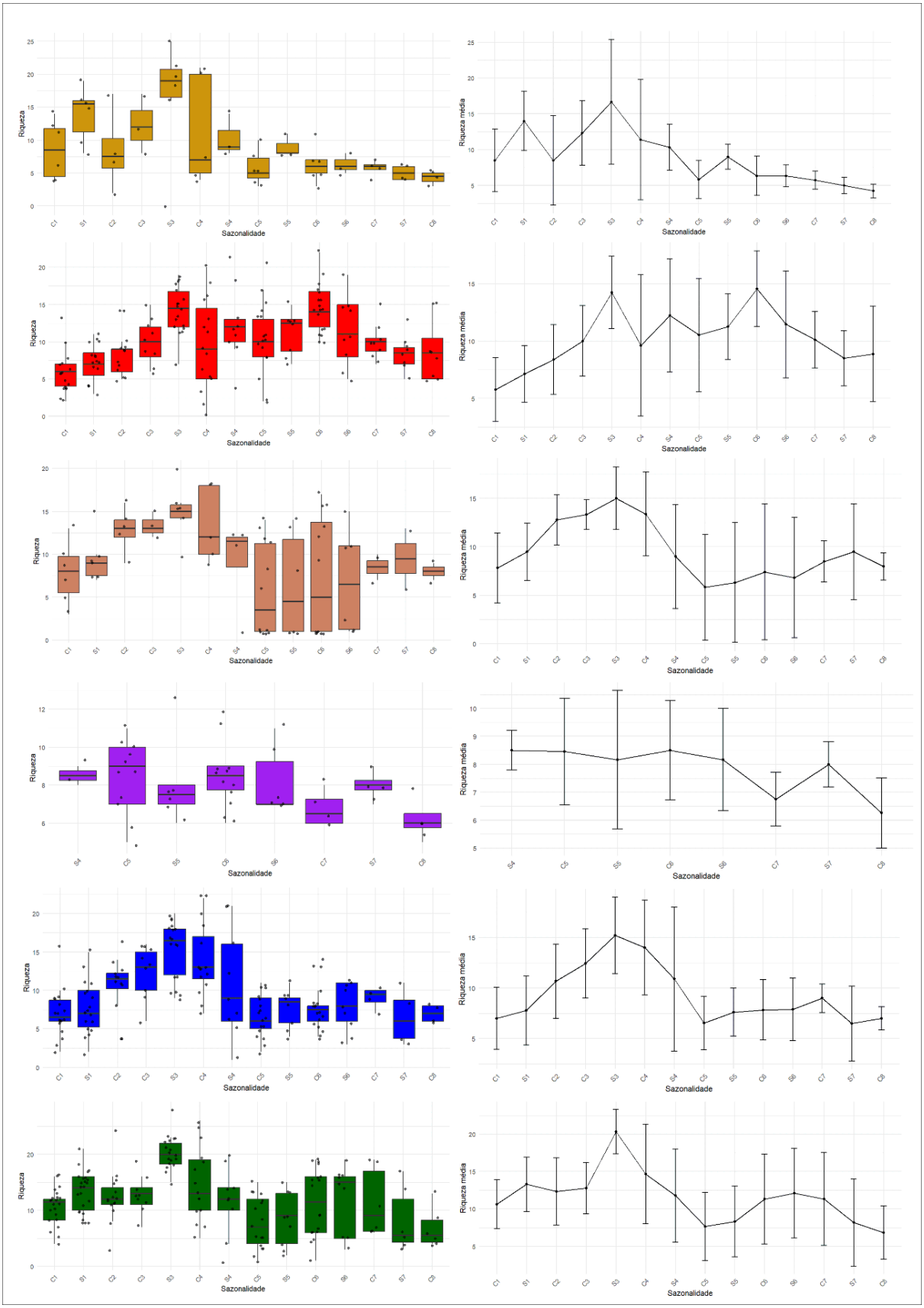
3.2 RIQUEZA

Figura 3: Riqueza espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A Figura 3 evidencia a riqueza de espécies nos diferentes ambientes monitorados, revelando forte heterogeneidade na composição florística entre setores e estações. Nos rios tributários, a estação E17, antiga estação do rio Guandu monitorada entre 2018 e 2022, manteve-se como a mais rica e com a maior amplitude de variação do grupo, com valores de riqueza próximos de 15 espécies. Em contraste, E2 e RMH01, no rio Manhuaçu, e a nova estação do Guandu (RGU02) apresentaram padrões semelhantes de riqueza, com menos de dez espécies e distribuição mais homogênea. Na calha do rio Doce, embora os padrões gerais de riqueza sejam relativamente próximos, algumas diferenças se destacam. RDO10 e RDO15 apresentaram aumento gradual da riqueza e maior dispersão, sendo RDO15 a estação mais rica da calha, com 13 espécies. Já E0, E22 e RDO11 registraram os menores valores, todos abaixo de 10 espécies, além de grande variabilidade temporal e registros mínimos próximos de zero. RDO12 e RDO14 exibiram valores intermediários, com maior heterogeneidade em RDO14. Na foz do rio Doce, manteve-se o padrão observado no RA2024, com RDO16 apresentando riqueza substancialmente superior à de E26F. Enquanto RDO16 mostrou ampla variação e valores elevados, E26F registrou os menores índices entre todas as estações, incluindo valores próximos de zero. Assim, considerando calha e foz, RDO15 e RDO16 foram as estações mais ricas, enquanto E26F apresentou o menor número de espécies. Nos reservatórios, a riqueza permaneceu geralmente abaixo de dez espécies. UHEMAS destacou-se pelos maiores valores e maior variabilidade, seguida por ERA. UHEAIM apresentou valores medianos ligeiramente menores e distribuição mais uniforme. Nos lagos, LLM03R manteve-se como a estação mais rica, com cerca de 15 espécies e elevada amplitude de variação, incluindo valores extremos. LNV02R também apresentou riqueza relativamente alta, enquanto E20 registrou valores intermediários. A estação E28, descontinuada em 2024, apresentou os menores valores entre os lagos monitorados, com aproximadamente cinco espécies. Nas lagoas, LAL01, monitorada desde 2018, e E25a, descontinuada em 2022, destacaram-se pelos maiores valores de riqueza e elevada dispersão, permanecendo entre as estações mais ricas do setor. LMN02R apresentou valores intermediários, E23 exibiu riqueza moderada e distribuição homogênea, enquanto E27 registrou os menores valores, com baixa amplitude e reduzido número de espécies. De modo geral, os resultados evidenciam forte heterogeneidade espacial da riqueza ao longo das estações monitoradas. Os maiores valores foram observados em E17, RDO15, LLM03R, E25a e LAL01, enquanto os menores ocorreram em E26F, E28 e E27, refletindo diferenças marcantes na composição das comunidades de macrófitas aquáticas entre os ambientes monitorados.

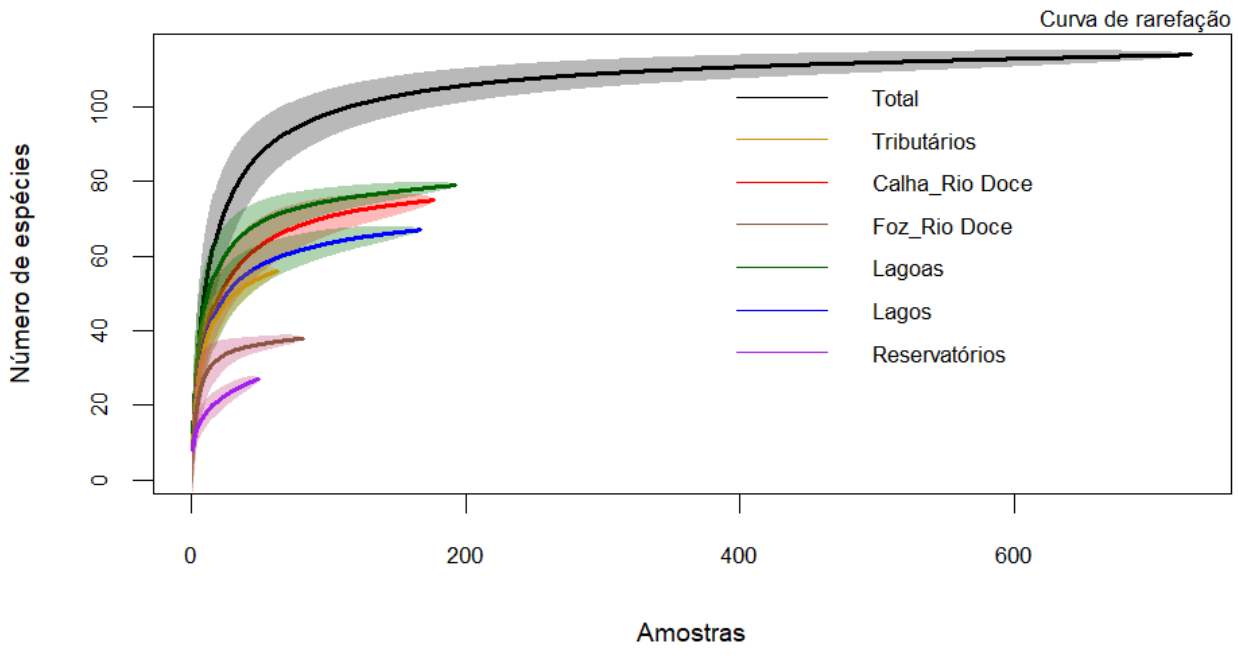
Figura 4: Tendência temporal da Riqueza por sazonalidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo); CALHA DO RIO DOCE (vermelho); FOZ DO RIO DOCE (salmão); RESERVATÓRIOS (roxo); LAGOS (azul); LAGOAS (verde). No eixo X consta os valores da riqueza e no eixo Y, os períodos sazonais. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



As tendências temporais da riqueza de espécies ao longo do período de execução do PMBA/Fest-UFES (Figura 4) revelam diferenças sazonais marcantes, evidenciando a forte influência dos períodos secos e chuvosos sobre a composição das comunidades de macrófitas aquáticas. Nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02), a riqueza manteve-se relativamente estável, com distribuições mais concentradas e picos de baixa amplitude, quando comparados aos demais ambientes. Houve aumento gradual da riqueza nos primeiros períodos amostrais, com destaque para S3 e C4, onde S3 apresentou os maiores valores medianos e maior amplitude de variação, enquanto C4 exibiu maior dispersão, indicando maior heterogeneidade temporal. Após esses picos, observou-se redução progressiva da riqueza, especialmente entre C6 e C8. No geral, os tributários mostraram baixa sensibilidade às oscilações sazonais, sugerindo comunidades mais constantes e resilientes, possivelmente devido à menor conectividade hidrológica e à reduzida influência de eventos extremos. Na calha do rio Doce (E0, E22, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO15), a riqueza apresentou maior variabilidade temporal, com múltiplos picos ao longo das campanhas amostrais. Houve incremento da riqueza até S3, seguido pela manutenção de valores elevados nos períodos subsequentes. Os maiores valores médios ocorreram em S3 e C8, enquanto os menores foram registrados nos períodos iniciais (C1 e S1). Os períodos chuvosos mostraram maior dispersão e amplitude de variação, especialmente C2, C4 e C6, refletindo o papel da dinâmica hidrológica no recrutamento de espécies e na ampliação de habitats. Esses padrões indicam que a calha principal responde intensamente às oscilações sazonais. Na foz do rio Doce, os padrões temporais foram ainda mais oscilantes. Os maiores valores ocorreram entre C2 e C4, com destaque para S3, período que apresentou os maiores valores médios e maior estabilidade relativa. Após C4, houve queda acentuada da riqueza e aumento da variabilidade temporal, incluindo registros mínimos próximos de zero. Os períodos secos, mais recentes, mostraram leve recuperação da riqueza, embora sem atingir os níveis iniciais. Picos importantes de riqueza foram observados em C6, S6 e C7, sugerindo aumento da diversidade durante fases de transição sazonal, possivelmente associado às variações de salinidade e à conectividade entre ambientes dulcícolas e estuarinos. Nos reservatórios, a riqueza manteve-se estável ao longo do monitoramento, com baixa amplitude de variação, quando comparada aos demais ambientes. Pequenas oscilações ocorreram entre períodos secos e chuvosos, com leve redução em C7 e C8. A UHE Aimorés apresentou maiores valores de riqueza em S2, S4 e S5, enquanto a UHE Mascarenhas registrou valores menores e distribuição mais estreita. Essas diferenças podem refletir variações limnológicas e o manejo operacional dos reservatórios, influenciando diretamente a estrutura das comunidades aquáticas e a permanência das espécies ao longo do tempo. Nos lagos (LLM03R, LNV02R, E20 e E28), observou-se aumento gradual da riqueza até S3, que apresentou os maiores valores e maior dispersão. Em seguida, houve redução acentuada em C4 e estabilização em níveis intermediários. Algumas campanhas exibiram elevada amplitude de variação, especialmente entre C4 e S4, indicando forte heterogeneidade temporal entre as estações lacustres. Os padrões de riqueza foram irregulares, com distribuições multimodais e aumentos pontuais em S3, C4 e S6, sobretudo em LLM03R e LNV02R, sugerindo respostas locais a mudanças ambientais, como variações no nível da água, luz e aporte de nutrientes. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01 e LMN02R), os maiores valores de riqueza foram registrados em S3, que apresentou o pico máximo entre todos os ambientes. Após esse período, houve

declínio progressivo, especialmente nos períodos secos mais recentes. Os períodos chuvosos iniciais também apresentaram valores elevados, embora acompanhados de ampla dispersão e ocorrência de valores extremos. As lagoas exibiram forte variabilidade temporal e sensibilidade à sazonalidade sobre a riqueza das comunidades. LMN02R e LAL01 destacaram-se pela presença de múltiplos picos, ao longo das campanhas, e manutenção de elevada riqueza mesmo em períodos secos, indicando ambientes ecologicamente complexos e relativamente estáveis, possivelmente sustentados por refúgios microambientais, capazes de sustentar diferentes grupos florísticos ao longo do ano. De forma geral, S3 e C4 concentraram os maiores valores de riqueza em praticamente todos os ambientes monitorados, reforçando a forte influência sazonal sobre a composição florística. Os períodos chuvosos apresentaram maior variabilidade e dispersão dos dados, refletindo maior heterogeneidade ambiental. Ambientes com maior conectividade hidrológica, como a calha e a foz, responderam de forma mais intensa às oscilações sazonais, enquanto os ambientes lênticos apresentaram respostas mais heterogêneas e dependentes das condições locais, provavelmente porque a estabilidade da riqueza de macrófitas é influenciada por fatores como disponibilidade de nutrientes, turbidez da água, profundidade e ocorrência de perturbações naturais ou antrópicas. Esses padrões são coerentes com a literatura, que cita que a estabilidade das comunidades de macrófitas nesses ambientes tende a ser maior em corpos d'água com elevada oferta de nutrientes e menor turbidez, condições favoráveis ao desenvolvimento dessas plantas (Esteves 2011). Diferente dos ambientes lóticos, em que a estabilidade temporal da riqueza está associada principalmente ao regime de fluxo, disponibilidade de luz e dinâmica de sedimentação. Thomaz *et al.* (2010) demonstram que essa estabilidade pode variar ao longo do gradiente longitudinal dos rios, sendo maior em trechos com menor fluxo e maior disponibilidade de luz. Além disso, estudos recentes ressaltam o papel das interações bióticas, como herbivoria, na dinâmica das comunidades de macrófitas (Padial *et al.*, 2009).

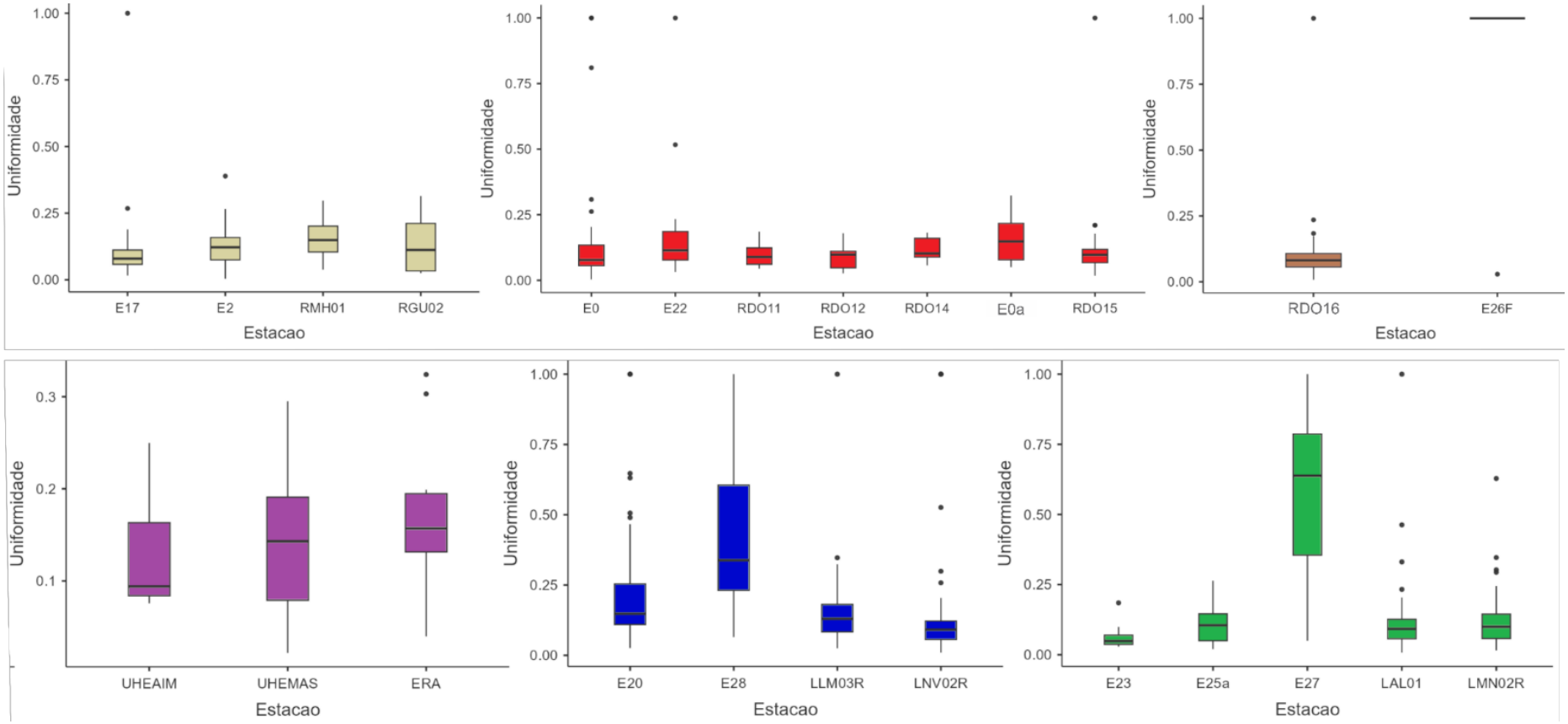
Figura 5: Curvas de rarefação.



A Figura 5 apresenta as curvas de rarefação dos seis ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest UFES, além de uma curva geral construída a partir do conjunto completo de dados, permitindo avaliar a relação entre o esforço amostral e o incremento da riqueza registrada. Considerando todos os ambientes em conjunto, a curva total apresentou o maior número acumulado de espécies, ultrapassando 110 espécies. A tendência de estabilização nas maiores intensidades amostrais, acompanhada de um leve incremento final, sugere que grande parte da diversidade de macrófitas aquáticas já foi registrada, embora novas espécies ainda possam ser registradas com a continuidade do monitoramento. A análise separada dos ambientes revela diferenças importantes nos padrões de riqueza acumulada e no comportamento das curvas de rarefação. As lagoas apresentaram a maior riqueza acumulada, atingindo cerca de 80 espécies. A curva deste ambiente mostrou crescimento rápido nas primeiras amostras e posterior estabilização, refletindo a elevada diversidade associada à heterogeneidade estrutural desses sistemas lênticos. A calha do rio Doce apresentou riqueza acumulada semelhante, com aproximadamente 75 espécies, e curva de crescimento contínuo, refletindo alta heterogeneidade ambiental e forte influência da conectividade hidrológica sobre as comunidades aquáticas, e reforçando seu papel como um dos ambientes mantenedores da diversidade de macrófitas aquáticas na bacia. Os lagos exibiram riqueza intermediária, com cerca de 65 espécies acumuladas. A curva apresentou crescimento mais gradual e estabilização tardia, sugerindo heterogeneidade entre as estações lacustres e possível presença de espécies raras ou de distribuição localizada. Os tributários acumularam cerca de 60 espécies, com rápida elevação inicial e tendência de estabilização, embora ainda indiquem que a suficiência amostral não foi totalmente alcançada. Na foz do rio Doce, a curva estabilizou se entre 35 e 40 espécies, refletindo riqueza relativamente menor, em comparação com outros ambientes. Esse padrão está associado às características do ambiente estuarino, marcado por variações de salinidade e pela transição entre águas doces e marinhas, fatores que restringem o estabelecimento de algumas espécies. Os reservatórios apresentaram a menor riqueza acumulada (25–30 espécies), com estabilização rápida da curva, indicando composição florística mais homogênea e menor heterogeneidade ambiental. Ainda assim, a continuidade das amostragens pode ampliar a riqueza observada, possivelmente superando a dos tributários, como sugerem estudos sobre diversidade em ambientes aquáticos. A comparação entre os ambientes, mostra que lagoas e a calha do rio Doce são os que mais se aproximam da suficiência amostral, sugerindo que esses ambientes já se encontram relativamente bem representados em termos de riqueza florística. Essa tendência é consistente com estudos prévios que destacam esses ambientes como hotspot de biodiversidade aquática na região, devido à complexidade estrutural e à variedade de habitats disponíveis. Pesquisas como as de Carvalho *et al.* (2019) também registraram padrões semelhantes de estabilização da riqueza com o aumento do esforço amostral em ecossistemas tropicais; e Thomaz *et al.* (2010) destacam a relevância de ambientes estruturalmente complexos para a manutenção da biodiversidade aquática nestes ambientes. Por fim, destaca-se que a estabilização das curvas não garante que todas as espécies presentes tenham sido registradas. Fatores como sazonalidade, heterogeneidade ambiental, dispersão das espécies e ocorrência de táxons raros podem influenciar a detecção. Assim, estudos de longo prazo e campanhas mais intensivas continuam essenciais para ampliar o conhecimento sobre a diversidade biológica desses ecossistemas.

3.2 UNIFORMIDADE

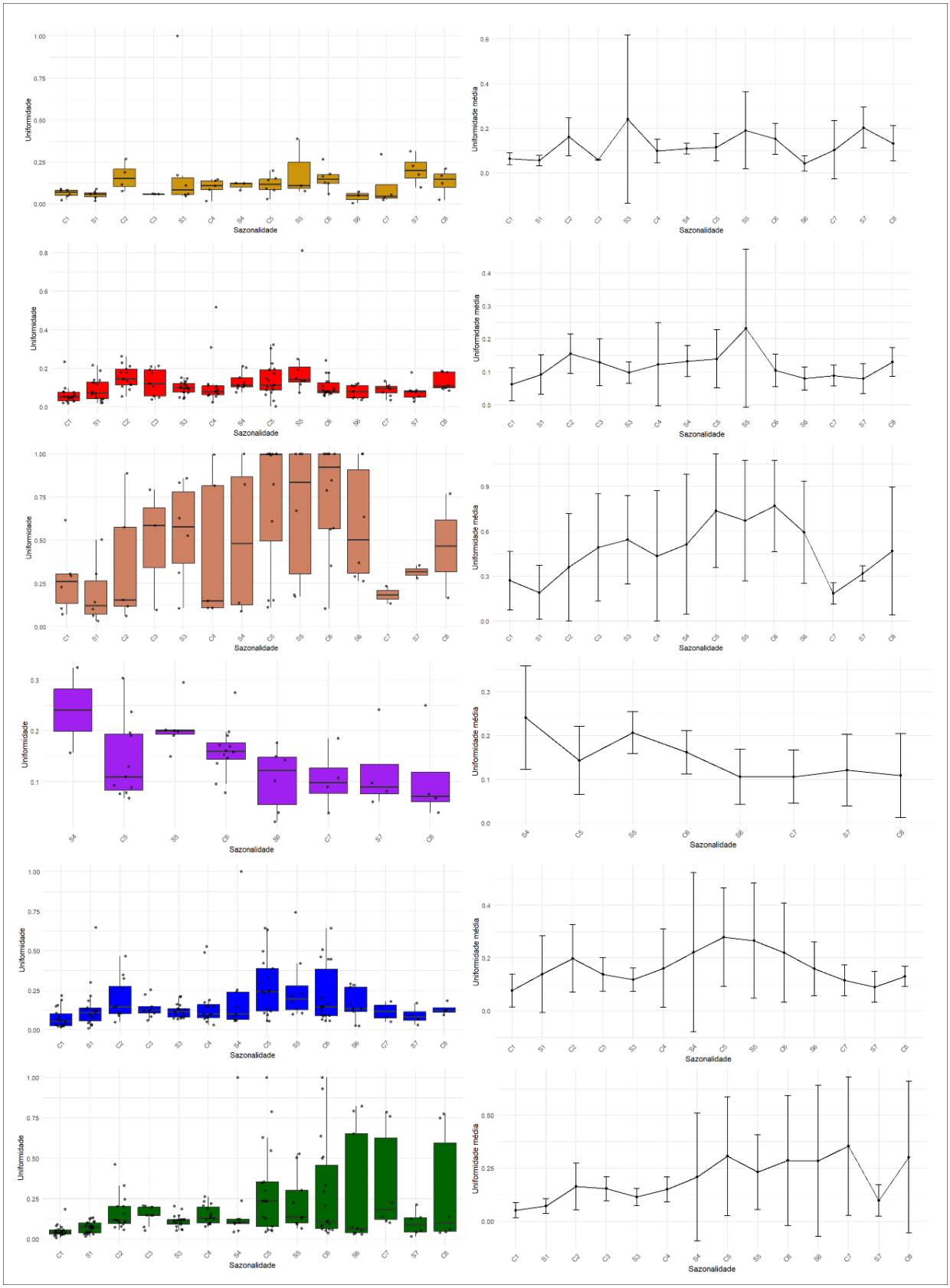
Figura 6: Uniformidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A Figura 6 evidencia a uniformidade espacial entre os ambientes e suas respectivas estações monitoradas. A uniformidade varia de 0 a 1 e refere-se à distribuição dos indivíduos (densidade) entre as diferentes espécies (riqueza) em uma comunidade, refletindo o grau de equilíbrio na abundância relativa das espécies registradas em cada estação amostral. Nos rios tributários, o padrão de uniformidade foi relativamente homogêneo, porém com valores médios baixos. RMH01 apresentou os maiores valores medianos, seguida por E2, enquanto RGU02 registrou os menores índices e maior dispersão dos dados, sugerindo forte dominância de determinadas espécies. A estação E17 manteve valores reduzidos e pouca amplitude de variação, embora tenha apresentado um valor extremo pontual. Na calha do rio Doce, a uniformidade também se manteve predominantemente baixa, padrão consistente com o observado no RA2024 e no RSE2025. E0a destacou-se como a estação mais uniforme da calha, enquanto E0 apresentou os menores valores. Entre as estações atualmente monitoradas, RDO10 exibiu os maiores valores medianos e maior dispersão dos dados, seguida por RDO14 e E22 (descontinuada). Já RDO11, RDO12 e RDO15 apresentaram valores mais baixos e distribuição mais concentrada. Na foz do rio Doce, o contraste entre as estações foi marcante. RDO16 apresentou padrão semelhante ao da calha, com baixa uniformidade e pequena amplitude de variação. Em oposição, E26F registrou uniformidade máxima (1,0) em praticamente todas as campanhas, sendo a estação mais uniforme entre todas as analisadas. Nos reservatórios, os ambientes apresentaram médias semelhantes de uniformidade, refletindo a similaridade observada anteriormente para riqueza e densidade, e os valores de uniformidade foram mais elevados e homogêneos em comparação aos ambientes lóticos. ERA apresentou os maiores valores medianos, seguida por UHEMAS e UHEAIM. A baixa amplitude de variação indica comunidades mais equilibradas e menor dominância de espécies específicas nesses sistemas. Em comparação com o rio Doce, a uniformidade dos reservatórios aproximou-se da registrada em E0a, uma das estações mais equilibradas da calha. Nos lagos, E28 apresentou a maior uniformidade, indicando distribuição mais equilibrada das abundâncias. E20 registrou valores intermediários, enquanto LLM03R e LNV02R exibiram valores medianos menores e distribuição mais concentrada. Ainda assim, o conjunto dos lagos mostrou padrões heterogêneos de uniformidade entre as estações. Nas lagoas, observou-se o padrão mais heterogêneo entre todos os ambientes. E27 apresentou os maiores valores de uniformidade, com mediana elevada e ampla amplitude de variação, sendo uma das poucas estações a ultrapassar valores de 0,25. Em contraste, E23 registrou os menores valores, enquanto E25a e LAL01 exibiram baixos valores medianos e distribuição concentrada, próxima aos menores índices de uniformidade. LMN02R apresentou valores intermediários, superiores à maioria das estações, também ultrapassando 0,25 em alguns períodos. De forma geral, os ambientes lênticos, especialmente reservatórios e algumas lagoas, apresentaram maior uniformidade, refletindo comunidades mais equilibradas. Já tributários e a calha do rio Doce exibiram os menores índices, indicando forte dominância de poucos grupos de macrófitas aquáticas.

.

Figura 7. Tendência temporal da Uniformidade por sazonalidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo); CALHA DO RIO DOCE (vermelho); FOZ DO RIO DOCE (salmão); RESERVATÓRIOS (roxo); LAGOS (azul); LAGOAS (verde). No eixo X consta os valores da uniformidade e no eixo Y, os períodos sazonais. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

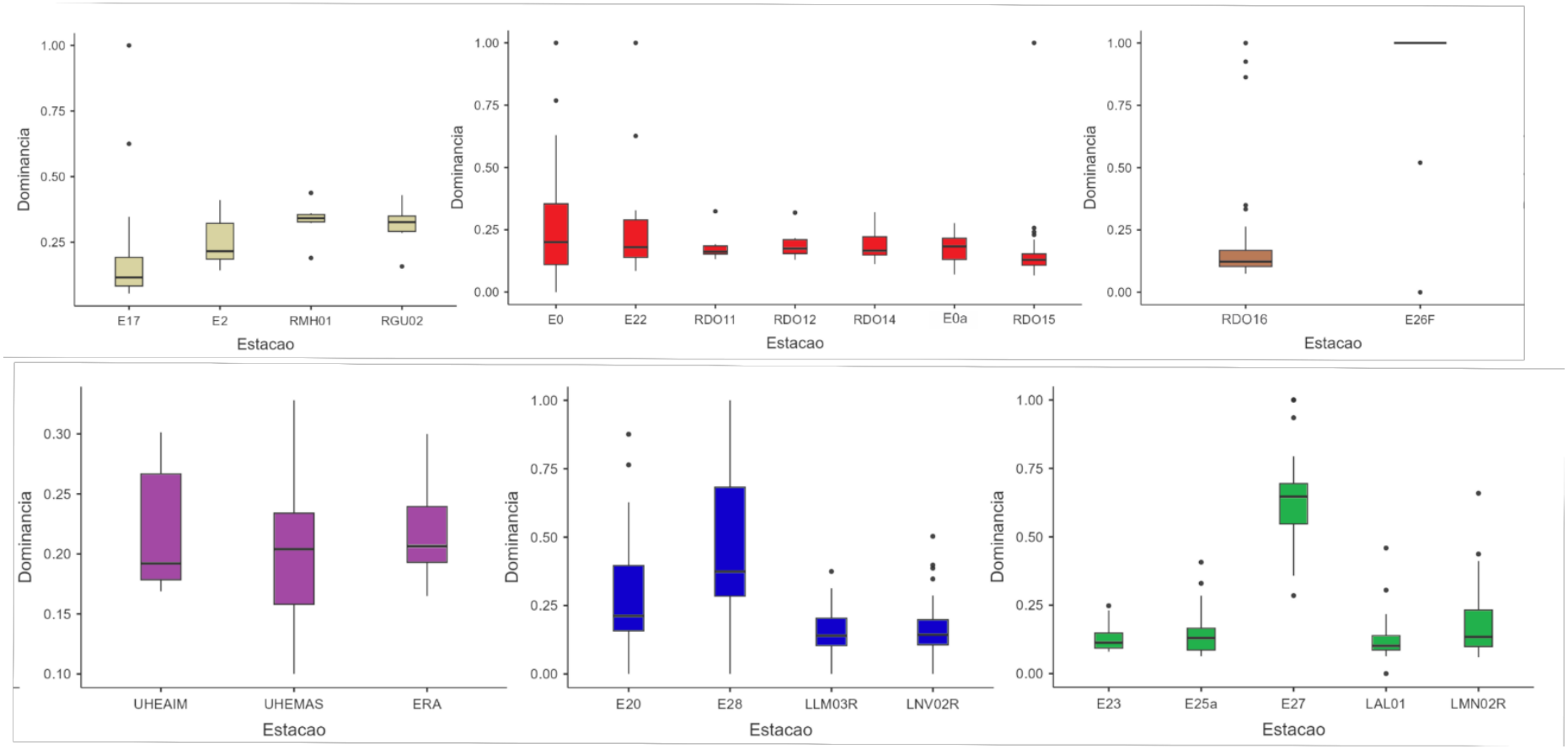


A análise temporal da uniformidade (Figura 7) revelou forte influência da sazonalidade e do tipo de ambiente sobre a distribuição relativa das abundâncias ao longo das campanhas amostrais. Nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02), os valores permaneceram predominantemente baixos, geralmente abaixo de 0,25, indicando dominância recorrente de poucas espécies ao longo do tempo. Ainda assim, esses ambientes apresentaram maior estabilidade temporal, com oscilações menos intensas que nas demais estações. Os maiores valores médios ocorreram em C2, S5 e S7, períodos que também apresentaram maior dispersão dos dados, enquanto os períodos iniciais (C1 e S1) registraram os menores índices. Apesar da baixa uniformidade, ocorreram episódios pontuais de valores próximos de 1,0, sugerindo momentos temporários de maior equilíbrio entre as espécies. Na calha do rio Doce (E0, E22, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO15), a uniformidade manteve-se relativamente estável, mas com oscilações sazonais marcantes e maior heterogeneidade temporal em comparação aos tributários. Os maiores valores médios foram registrados em C2, S5 e C8, enquanto C1, S1 e S7 apresentaram os menores índices. O período S6 destacou-se pela maior amplitude de variação e elevada dispersão dos dados, refletindo forte instabilidade temporal. Quedas acentuadas na uniformidade em C2, C6 e S6 sugerem dominância temporária de poucas espécies, possivelmente associada a eventos de cheia, alterações hidrológicas ou perturbações locais. No conjunto, a calha do rio Doce permaneceu dominada por grupos florísticos específicos, coerente com seu papel como principal eixo de fluxo e transporte de matéria na bacia. Na foz do rio Doce, os valores de uniformidade foram substancialmente superiores aos observados na maioria dos ambientes, indicando comunidades mais equilibradas. Houve aumento progressivo da uniformidade entre os períodos iniciais e S6, quando ocorreram os maiores valores médios. Em seguida, C7 e S7 apresentaram queda acentuada, seguida de recuperação parcial em C8. A elevada amplitude de variação registrada entre C4 e C8 evidencia forte oscilação temporal na distribuição relativa das espécies. Em períodos como C6, S5 e S6, observaram-se reduções importantes da uniformidade, sugerindo dominância temporária de espécies favorecidas por condições ambientais seletivas. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), a uniformidade apresentou os padrões mais estáveis entre todos os ambientes. Os valores médios variaram pouco, geralmente entre 0,10 e 0,25, com baixa amplitude de variação. Observou-se leve redução da uniformidade nos períodos mais recentes, especialmente em S7 e C8. Ainda assim, UHE Aimorés apresentou distribuições mais amplas e valores medianos moderados de uniformidade, enquanto UHE Mascarenhas exibiu curvas mais estreitas e valores menores em períodos como C4 e S4, sugerindo dominância de espécies mais adaptadas às condições locais ou à influência antrópica. Nos lagos (LLM03R, LNV02R, E20 e E28), os padrões temporais de uniformidade foram bastante variáveis. A uniformidade aumentou gradualmente até S6, que apresentou os maiores valores médios e maior dispersão dos dados. Após esse pico, houve redução progressiva da uniformidade. Períodos como C6 e S6 exibiram elevada amplitude de variação, indicando forte heterogeneidade temporal entre as estações lacustres. Em estações como LNV02R, períodos como S3 e C6 registraram picos de baixa uniformidade, enquanto C1 e C7 apresentaram valores mais elevados. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01 e LMN02R), observou-se o padrão temporal mais heterogêneo entre todos os ambientes. A uniformidade aumentou gradualmente até C7, que apresentou os maiores valores médios. Entre S4 e C8, houve ampla dispersão dos dados e ocorrência frequente de valores extremos, indicando forte

variabilidade temporal e episódios pontuais de elevada equitabilidade entre as espécies. Os períodos iniciais, em contraste, exibiram valores reduzidos e distribuição mais concentrada. Estações como LAL01 e LMN02R apresentaram quedas acentuadas de uniformidade em S5, S6 e C7, sugerindo aumento da dominância de determinadas espécies. De forma geral, os tributários apresentaram maior estabilidade temporal, enquanto a calha, a foz e os ambientes lênticos exibiram maior variabilidade na distribuição relativa das espécies. Os períodos secos S5 e S6 e os chuvosos C6 e C7 destacaram-se como momentos críticos para diversos ambientes, com menores índices de uniformidade e maior dominância de espécies específicas.

3.3 DOMINÂNCIA

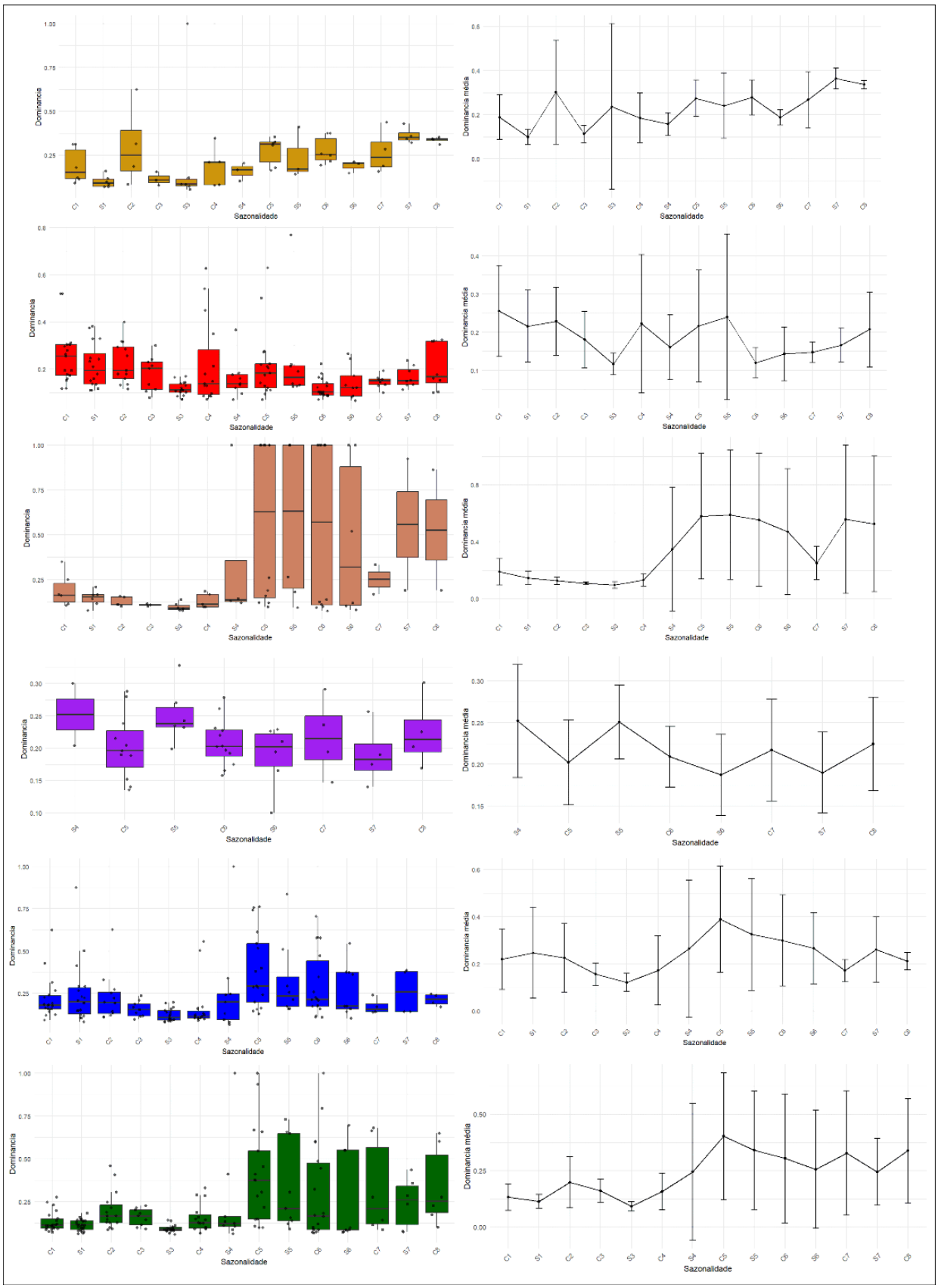
Figura 8: Dominância espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A análise espacial da dominância (Figura 8) mostrou padrões distintos entre os ambientes monitorados. Nos rios tributários, observou-se um aumento gradual da dominância entre as estações. A estação E17 apresentou os menores valores medianos e a maior amplitude de variação, indicando comunidades menos dominadas e mais heterogêneas. Em contraste, a nova estação do rio Guandu (RGU02) registrou as maiores taxas de dominância entre os tributários, com valores próximos de 0,25, sugerindo maior predominância de poucas espécies nas comunidades locais. As estações do rio Manhuaçu (E2 e RMH01) exibiram valores intermediários, embora RMH01 tenha apresentado mediana mais elevada e menor dispersão dos dados. No conjunto, todas as estações tributárias permaneceram com dominância abaixo de 0,25. Na calha do rio Doce, os valores de dominância foram relativamente baixos e homogêneos, inclusive nas estações recentemente incorporadas ao monitoramento. Todas apresentaram índices inferiores a 0,25, indicando ausência de forte predominância absoluta de determinadas espécies. As maiores variações de dominância ocorreram em E0 e E22, ambas descontinuadas, que exibiram ampla dispersão dos dados e valores extremos próximos de 1,0. Entre as estações atualmente monitoradas, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO10 apresentaram valores medianos semelhantes e distribuição concentrada, enquanto RDO15 registrou os menores valores medianos da calha, sugerindo comunidades mais equilibradas e menor predominância de táxons dominantes. Na foz do rio Doce, RDO16 apresentou valores de dominância semelhantes aos da calha, especialmente próximos aos observados em RDO15, com medianas baixas e pouca variação, embora com alguns valores extremos. Os valores medianos foram baixos e acompanhados de pequena amplitude de variação, embora tenham ocorrido alguns valores extremos elevados. Em contraste, E26F apresentou dominância máxima (1,0) em praticamente todas as campanhas, sendo a estação com maior dominância entre todas. Esse padrão decorre do fato de E26F frequentemente registrar apenas uma espécie ao longo do monitoramento. Nos reservatórios, as taxas de dominância foram relativamente homogêneas entre UHE Aimorés e UHE Mascarenhas, com valores comparáveis aos de E0a, na calha do rio Doce. A UHE Aimorés apresentou a variação dos dados ligeiramente maior e valores medianos mais altos, seguida por ERA e Mascarenhas. Ainda assim, as diferenças entre os reservatórios foram discretas, indicando comunidades equilibradas e sem predominância absoluta de determinadas espécies. Nos lagos, E28 destacou-se pelos maiores valores médios e pela maior amplitude de variação da dominância, corroborando padrões observados em anteriormente no RA2024 e no RSE2025. A estação apresentou elevada dispersão dos dados e ocorrência de valores extremos, indicando forte predominância temporal de determinadas espécies. E20 exibiu valores intermediários e variabilidade alta, enquanto LLM03R e LNV02R registraram as menores taxas de dominância e distribuição mais concentrada, sugerindo comunidades menos dominadas e mais equilibradas. Nas lagoas, observou-se o padrão mais heterogêneo entre todos os ambientes. As menores taxas de dominância foram registradas em E23, LAL01 e E25a, conforme já evidenciado no RA2024, indicando comunidades mais equilibradas. Em contraste, E27 apresentou os maiores valores medianos de dominância e ampla amplitude de variação, sugerindo forte predominância de poucas espécies. LMN02R também apresentou médias elevadas e grande variabilidade de dominância, comportamento

associado à sua natureza de laguna com conexão esporádica ao oceano. A abertura da barra provoca mudanças bruscas nas condições físico-químicas, como aumento da salinidade, turbidez e redução do nível da água, favorecendo apenas espécies tolerantes, como *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, que passam a dominar temporariamente o ambiente.

Figura 9. Tendência temporal da Dominância por sazonalidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo); CALHA DO RIO DOCE (vermelho); FOZ DO RIO DOCE (salmão); RESERVATÓRIOS (roxo); LAGOS (azul); LAGOAS (verde). No eixo X consta os valores da dominância e no eixo Y, os períodos sazonais. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

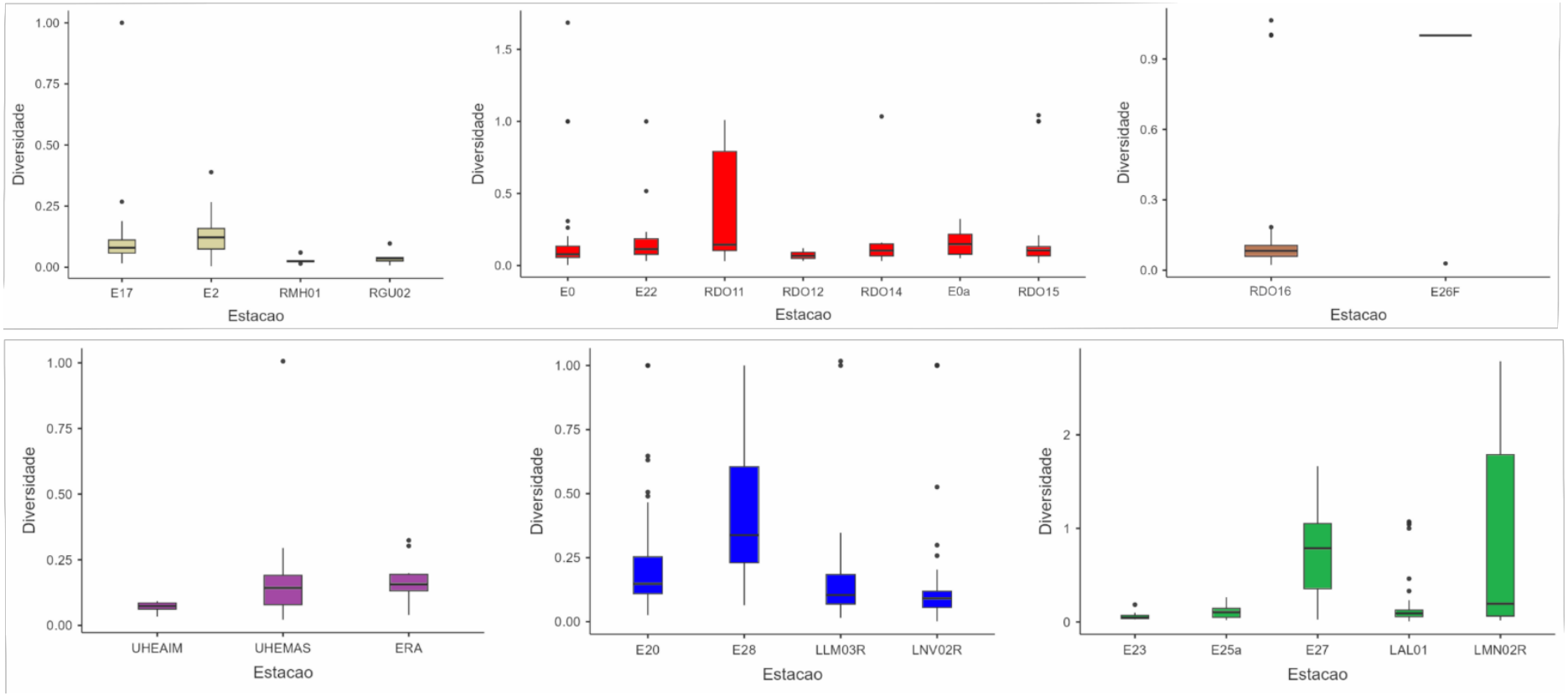


A análise temporal da dominância (Figura 9) mostrou que a sazonalidade exerce forte influência sobre a estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas, refletindo oscilações na predominância de determinadas espécies ao longo das campanhas nos diferentes ambientes monitorados. Nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02), a dominância manteve-se baixa e relativamente estável, com valores concentrados entre 0 e 0,25 na maior parte do monitoramento. Esse padrão indica comunidades equilibradas, sem ocorrência frequente de espécies altamente dominantes. Os períodos chuvosos iniciais (C1 e C3) registraram os menores valores médios de dominância, reforçando a estabilidade desses ambientes. Ainda assim, ocorreram oscilações moderadas ao longo do tempo, com aumentos em C2, S5 e S7, períodos que também apresentaram maior amplitude de variação e valores extremos próximos de 1,0. Nos períodos mais recentes, especialmente S7 e C8, observou-se tendência de aumento gradual da dominância, sugerindo maior predominância temporal de algumas espécies nas comunidades tributárias. Na calha do rio Doce (E0, E22, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO15), a dominância variou amplamente ao longo do tempo, refletindo o caráter dinâmico desse ambiente. Os maiores valores médios ocorreram em C1, C2, S4 e C8, enquanto S3, S6 e C7 registraram os menores índices. Estações como RDO14 e RDO15 apresentaram picos elevados de dominância em momentos específicos, indicando o aparecimento temporário de espécies dominantes em resposta a condições hidrológicas particulares. C4 e S5 destacaram-se pela elevada amplitude de variação e ocorrência de valores extremos, evidenciando episódios de forte predominância de determinadas espécies. Esses padrões corroboram o que foi observado anteriormente para riqueza e uniformidade, evidenciando elevada variabilidade estrutural e a forte influência das cheias e das oscilações hidrológicas sobre a estrutura das comunidades da calha. Na foz do rio Doce, observou-se o comportamento temporal mais contrastante entre os ambientes. Os períodos iniciais apresentaram baixos valores de dominância e pouca variabilidade, mas a partir de C5 houve aumento acentuado, com os maiores valores médios registrados entre S5 e C8. Períodos como S5, C6 e C7 apresentaram concentrações de dominância próximas de 0,5 e, frequentemente, valores extremos próximos de 1,0, indicando forte predominância de poucas espécies em determinadas campanhas. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), a dominância foi a mais estável entre todos os ambientes. Os valores médios variaram pouco, geralmente entre 0,18 e 0,26. Em UHE Mascarenhas, a dominância foi ligeiramente maior em S2, C4 e C6, sugerindo menor diversidade efetiva ou predominância de espécies adaptadas a ambientes mais estáticos e influenciados pelo manejo humano. A UHE Aimorés apresentou valores mais dispersos, indicando maior influência de fatores ambientais locais, como variações operacionais ou entrada de espécies de diferentes áreas da bacia. Apesar das diferenças, ambos os reservatórios mantiveram comunidades relativamente equilibradas e pouco afetadas por oscilações sazonais intensas na dominância das espécies. Nos lagos (LLM03R, LNV02R, E20 e E28), os padrões temporais de dominância foram intermediários e heterogêneos. A dominância aumentou gradualmente até S6, que apresentou os maiores valores médios e maior dispersão dos dados. Períodos como C4, S3, S5, C6 e C7 exibiram elevada amplitude de variação e valores extremos elevados, indicando episódios temporários de forte predominância de algumas espécies. Em contraste, S3 e C3 registraram os menores índices de dominância e distribuição mais homogênea. Após S6, observou-se redução gradual da dominância. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01 e LMN02R), observou-se elevada variabilidade

temporal da dominância ao longo do tempo. Os períodos iniciais apresentaram baixos valores médios e pequena amplitude de variação, especialmente em C1 e C3. A partir de C5, porém, houve aumento acentuado da dominância, com os maiores valores médios e maior dispersão dos dados registrados entre S5 e C8. Períodos como S5, S6 e C7 apresentaram valores extremos frequentemente elevados, especialmente em LAL01 e LMN02R. De forma geral, os tributários apresentaram maior estabilidade e menores índices de dominância, enquanto a calha do rio Doce, a foz e as lagoas exibiram maior variabilidade temporal e episódios mais intensos de predominância de determinadas espécies. Os períodos S5, S6, C4, C6, C7 e C8 foram particularmente críticos, marcados por aumentos expressivos da dominância em diversos ambientes, sugerindo respostas convergentes das comunidades a estresses ambientais, alterações hidrológicas ou limitação de recursos. A literatura reforça esses padrões: em ambientes lênticos, a dominância tende a aumentar com o enriquecimento de nutrientes, estabilidade ambiental e maior disponibilidade de luz. Os processos de eutrofização favorecem o crescimento exuberante de determinadas macrófitas aquáticas, promovendo episódios de elevada dominância (Jeppesen *et al.* 2019). Já em ambientes lóticos, a dominância pode ser influenciada por mudanças no regime de fluxo, sedimentação e disponibilidade de habitats adequados. Por exemplo, O'Hare *et al.* (2018) destacam que, em rios de baixa energia, a deposição de sedimentos e a formação de bancos de areia favorecem a colonização e o estabelecimento de macrófitas aquáticas dominantes.

3.4 DIVERSIDADE

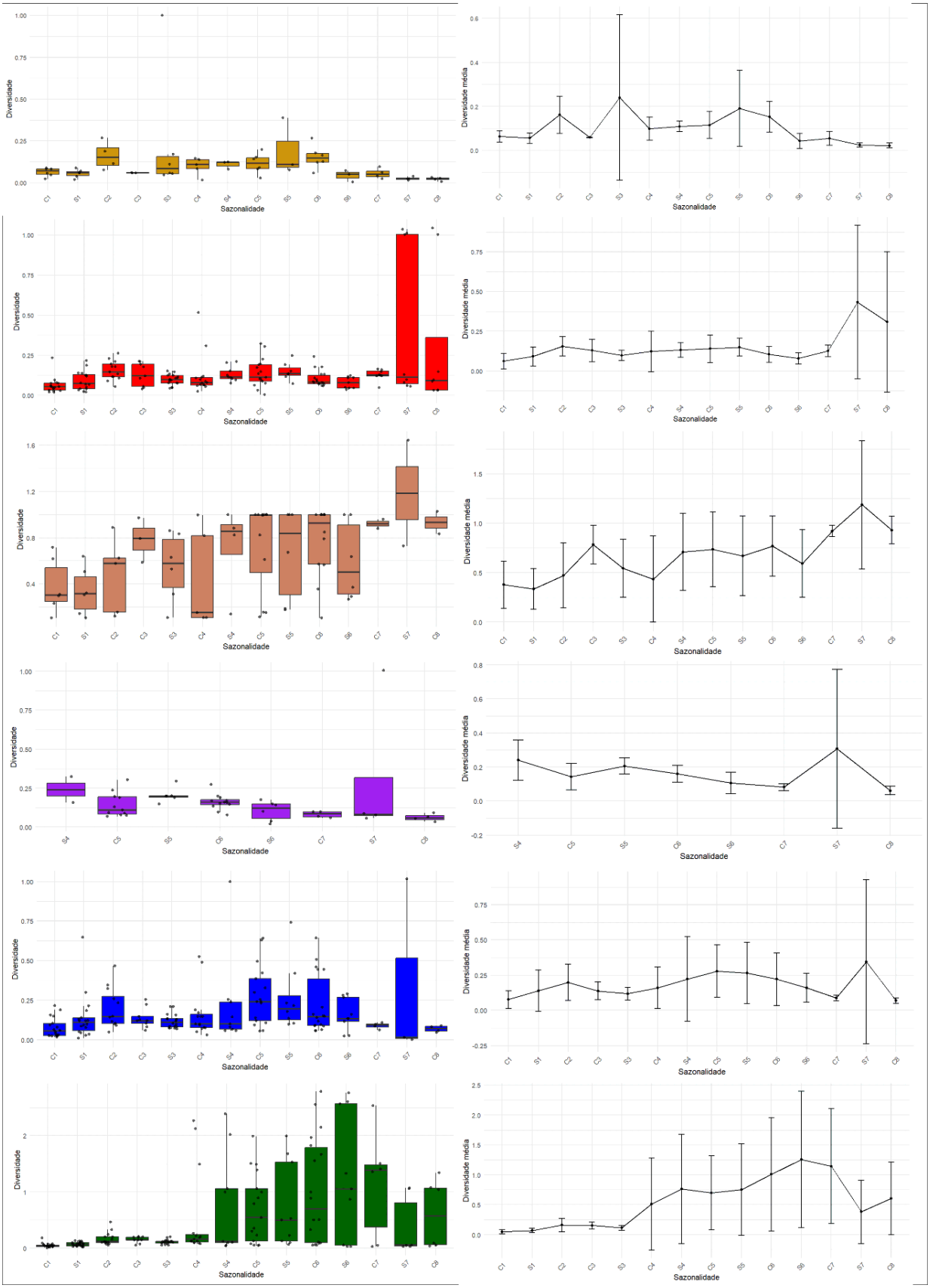
Figura 10: Diversidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A Figura 10 evidencia a variação espacial da diversidade de Shannon nas estações amostrais e seus respectivos ambientes monitorados. Esse índice expressa a diversidade das comunidades aquáticas ao integrar simultaneamente riqueza, uniformidade e densidade das espécies registradas. Nos rios tributários, os valores de diversidade foram majoritariamente baixos, revelando comunidades simples e com menor equilíbrio na distribuição das abundâncias. A nova estação do rio Guandu (RGU02) apresentou os maiores valores entre os tributários, reforçando o padrão já observado anteriormente. A estação E2, por sua vez, mostrou maior amplitude de variação e valores medianos relativamente elevados. Em contraste, a antiga estação do rio Guandu (E17) exibiu os menores índices e forte concentração dos dados próximos aos valores mínimos, enquanto RMH01 apresentou distribuição bastante concentrada e baixa variabilidade, refletindo comunidades homogêneas e dominadas por poucos grupos florísticos. Na calha do rio Doce, os valores de diversidade variaram de baixos a intermediários, mas com elevada heterogeneidade entre as estações monitoradas. RDO14 destacou-se pelos maiores valores de diversidade de Shannon, como já registrado no RA2024 e no RSE2025, indicando momentos de maior equilíbrio florístico e menor dominância relativa de algumas espécies. RDO11 apresentou a maior amplitude de variação e ocorrência de valores relativamente altos, sugerindo forte oscilação na estrutura das comunidades ao longo do monitoramento. RDO10 e E22 também exibiram variabilidade moderada e valores medianos superiores aos demais pontos da calha. Em contrapartida, E0, RDO12 e RDO15 apresentaram valores medianos mais baixos e distribuição mais concentrada, indicando comunidades mais homogêneas e dominadas por determinados táxons. Na foz do rio Doce, o contraste entre as estações foi marcante. RDO16 apresentou baixos valores medianos de diversidade e pequena amplitude de variação, embora com registros pontuais de valores extremos. Já E26F exibiu os menores valores de diversidade entre todas as estações monitoradas, padrão também observado no RA2024 e no RSE2025. Ainda assim, em algumas campanhas seus valores se aproximaram de 1,0, refletindo o comportamento singular desse ambiente, frequentemente dominado por apenas uma espécie. Nos reservatórios, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas apresentaram padrões bastante semelhantes, com valores relativamente baixos e homogêneos, próximos aos registrados em E0 e RDO15. Entre eles, ERA apresentou os maiores valores medianos, seguida por UHEMAS e UHEAIM. Apesar disso, a amplitude de variação foi reduzida, sugerindo comunidades estáveis e composição florística semelhante entre os reservatórios. Nos lagos, os padrões de diversidade de Shannon foram semelhantes aos dos reservatórios, exceto em E28. Essa estação destacou-se pelos maiores valores de diversidade e pela maior amplitude de variação, incluindo registros de valores extremos, indicando comunidades mais equilibradas e heterogêneas. E20 apresentou valores intermediários e dispersão moderada, enquanto LLM03R e LNV02R exibiram menores índices de diversidade e distribuição mais concentrada, refletindo maior dominância de determinadas espécies. Nas lagoas, observou-se o padrão mais heterogêneo entre todos os ambientes avaliados. E23, LAL01 e E25a apresentaram valores medianos baixos e distribuição relativamente concentrada. Em contraste, E27 e LMN02R exibiram os maiores valores de diversidade e ampla amplitude de variação, indicando elevada heterogeneidade florística e forte oscilação na estrutura das

comunidades. LMN02R, em particular, destacou-se pela maior amplitude de variação e pelos maiores valores máximos registrados entre as lagoas. De forma geral, os resultados mostram que os ambientes lênticos, especialmente lagoas e alguns lagos, tendem a apresentar maiores valores e maior variabilidade de diversidade de Shannon quando comparados aos ambientes lóticos. Em contrapartida, tributários e grande parte da calha do rio Doce exibiram baixos índices de diversidade, refletindo comunidades mais homogêneas e dominadas por poucos grupos florísticos. As estações E28, LMN02R e E27, embora apresentem riqueza relativamente baixa em determinados períodos, exibiram altas taxas de densidade e uniformidade, sugerindo potencial para comportar um número maior de espécies do que o atualmente registrado. Esses padrões reforçam a influência conjunta da riqueza, uniformidade e dominância na estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas nos diferentes ambientes da bacia do rio Doce.

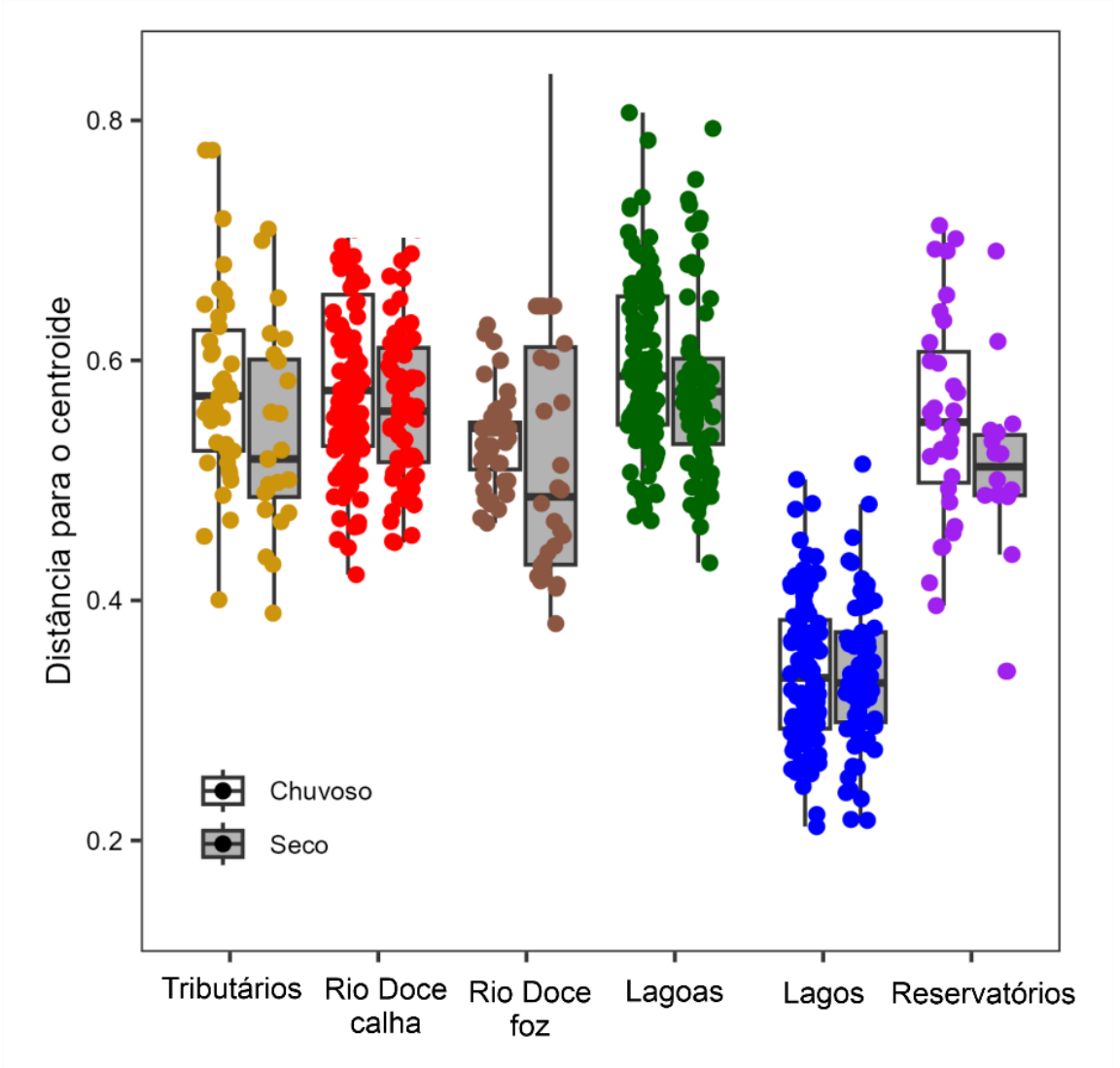
Figura 11. Tendência temporal da diversidade de Shannon por sazonalidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo); CALHA DO RIO DOCE (vermelho); FOZ DO RIO DOCE (salmão); RESERVATÓRIOS (roxo); LAGOS (azul); LAGOAS (verde). No eixo X consta os valores da diversidade de Shannon e no eixo Y, os períodos sazonais. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A análise temporal da diversidade de Shannon (Figura 11) revelou forte influência da sazonalidade sobre a estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas, refletindo oscilações marcantes na riqueza, uniformidade e dominância das espécies ao longo das campanhas nos diferentes ambientes monitorados. Nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02), os valores de diversidade permaneceram baixos e relativamente estáveis, ao longo do monitoramento, indicando comunidades pouco diversas e dominadas por poucos grupos florísticos. Diferentemente do observado em análises anteriores, os valores atuais concentraram-se majoritariamente abaixo de 1,0, sugerindo menor diversidade efetiva das comunidades tributárias no conjunto atualizado de dados. Os maiores valores médios ocorreram em C2, S5 e C6, períodos que também apresentaram maior dispersão dos dados e registros de valores extremos próximos de 1,0. Em contraste, os períodos iniciais, C1 e S1, bem como os mais recentes, S7 e C8, exibiram os menores valores médios e distribuição mais concentrada. Apesar das oscilações sazonais, a variabilidade temporal nos tributários permaneceu baixa, indicando relativa estabilidade estrutural nesses ambientes. Na calha do rio Doce (E0, E22, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO15), observaram-se oscilações moderadas nos índices de diversidade, refletindo o caráter dinâmico da calha principal. Os maiores valores médios ocorreram em C2, C4, S5 e S7, enquanto os menores foram registrados em C1, S1 e C7. As estações históricas E0, E0a e RDO15 apresentaram valores médios a baixos em diversos períodos, especialmente em C4, S4 e S5, ao passo que E22 e RDO11 exibiram maior estabilidade temporal. Os períodos S7 e C8 apresentaram elevada amplitude de variação e ocorrência de valores extremos elevados e forte dispersão dos dados, indicando episódios temporários de maior heterogeneidade florística. Já as quedas acentuadas na diversidade, em S4 e C6, provavelmente refletem a dominância de poucas espécies e a influência de eventos hidrológicos intensos, conforme sugerido anteriormente pelos índices de dominância e uniformidade. Na foz do rio Doce, registrou-se o padrão temporal mais elevado de diversidade entre os ambientes lóticos. Os valores variaram de baixos a moderados, concentrando-se entre 0 e 1,5. Os períodos iniciais apresentaram valores intermediários, seguidos por aumento progressivo da diversidade ao longo das campanhas. Os maiores valores médios ocorreram em S7 e C8, que também apresentaram as maiores amplitudes de variação e registros de valores extremos elevados. Em contrapartida, S5 e S6 exibiram os menores valores de diversidade, reforçando a predominância de poucas espécies adaptadas às condições ambientais instáveis da região estuarina, marcada por oscilações de salinidade, descarga fluvial e disponibilidade de nutrientes. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), a diversidade apresentou os padrões mais estáveis e homogêneos entre todos os ambientes monitorados, embora haja diferenças entre os sistemas. Os valores médios mantiveram-se relativamente constantes ao longo do monitoramento, geralmente entre 0,10 e 0,30. A UHE Aimorés apresentou maior variabilidade temporal e picos de diversidade em períodos como S2 e C5, enquanto a UHE Mascarenhas exibiu valores consistentemente mais baixos e menor amplitude temporal. Nos lagos (LLM03R, LNV02R, E20 e E28), observou-se aumento gradual da diversidade entre os períodos iniciais e S6, quando ocorreram os maiores valores médios e maior dispersão dos dados. Os períodos C1, C2, C5, S5, C6 e C7 destacaram-se pela elevada amplitude de variação e ocorrência de valores

extremos elevados, indicando episódios temporários de maior heterogeneidade florística. Diferentemente de análises anteriores, os valores atuais concentraram-se predominantemente abaixo de 1,0, embora ainda indiquem comunidades relativamente diversas e equilibradas quando comparadas a outros ambientes monitorados. Após S7, verificou-se redução acentuada da diversidade em C8, acompanhada de distribuição mais homogênea dos dados. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01 e LMN02R), registrou-se o padrão temporal mais heterogêneo entre todos os ambientes. Os períodos iniciais apresentaram baixos valores médios e pequena amplitude de variação, mas a partir de C4 houve incremento acentuado da diversidade, especialmente entre S4 e C7, quando foram registrados os maiores valores médios e maior dispersão dos dados. Os períodos S5, C6, S6 e C7 apresentaram valores extremos elevados frequentes, indicando forte oscilação na estrutura das comunidades. Estações como E23 e LAL01 registraram picos importantes de diversidade em C2, C5 e C7, contrastando com quedas expressivas em S5 e S6. Em contrapartida, LMN02R demonstrou maior resiliência temporal, mantendo níveis elevados de diversidade mesmo em períodos mais secos. Essas oscilações provavelmente refletem eventos de seca, variações abruptas no nível da água e alterações físico-químicas que afetam diretamente a composição e a equitatividade das comunidades aquáticas. De modo geral, os resultados mostram que a diversidade de Shannon variou substancialmente ao longo do tempo e entre os ambientes monitorados. Ambientes lênticos apresentaram maior variabilidade temporal e maiores valores relativos de diversidade, enquanto tributários e parte da calha do rio Doce exibiram menores índices e maior estabilidade estrutural. Nos ambientes lênticos, especialmente lagos e lagoas, reduções na diversidade de Shannon podem estar associadas a fatores como eutrofização, poluição e alterações na morfologia do habitat. Estudos como Santos *et al.* (2019) mostram que o enriquecimento de nutrientes favorece o crescimento excessivo de algas e macrófitas competitivas, reduzindo a diversidade de espécies menos tolerantes às condições eutróficas. Além disso, modificações físicas, como barramentos e alterações hidrológicas, contribuem para a fragmentação e degradação dos habitats, impactando negativamente a diversidade das comunidades associadas.

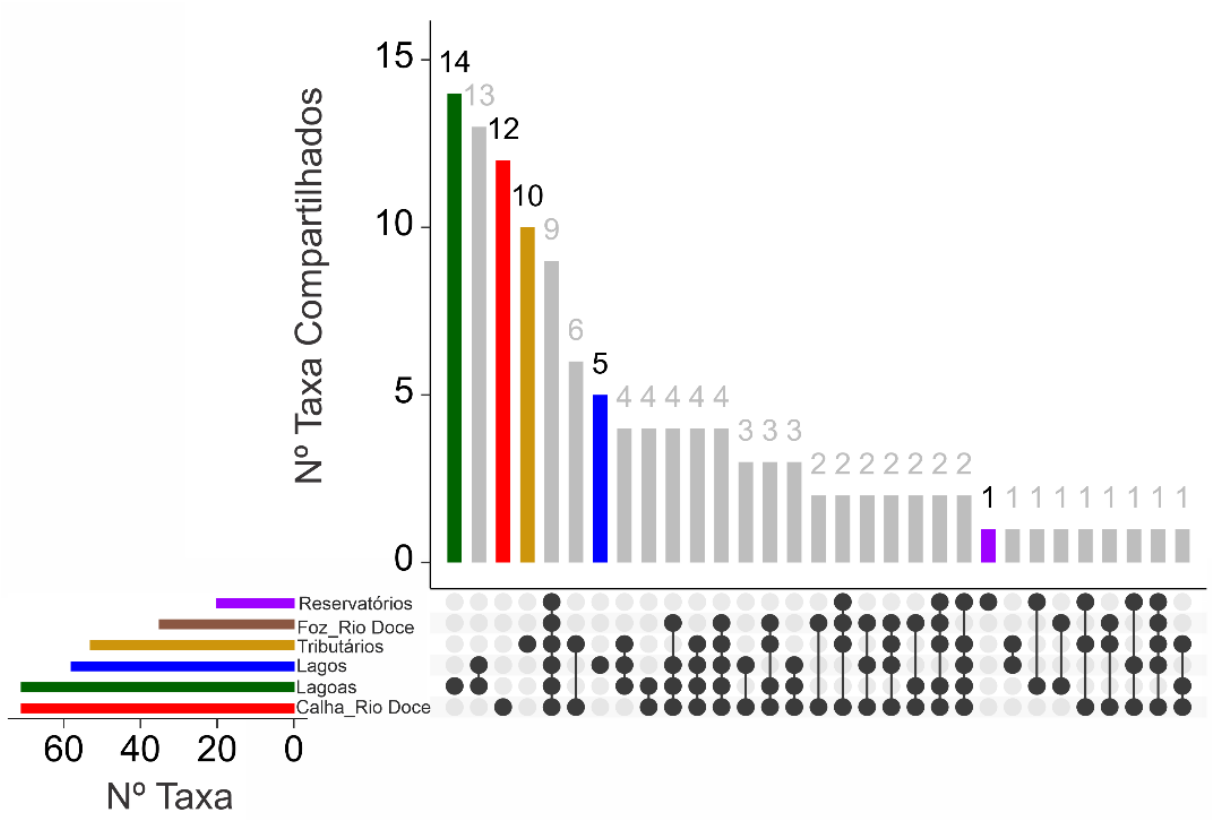
Figura 12. Diversidade Beta entre os ambientes e períodos sazonais.



Os resultados da análise da diversidade β regional (Figura 12) confirmam que a variação na composição das comunidades de macrófitas aquáticas continua sendo impulsionada principalmente pela substituição de espécies (turnover), e não pelo simples acréscimo ou perda de espécies (nestedness). Esse padrão, já observado em relatórios anteriores, reforça que as diferenças florísticas entre os ambientes da bacia do rio Doce decorrem sobretudo da troca efetiva de espécies entre localidades e períodos sazonais, e não de redução ou enriquecimento gradual no número de espécies. As análises sazonais da diversidade β revelaram padrões consistentes entre os ambientes avaliados. De modo geral, ambientes mais dinâmicos e sujeitos a maior variabilidade hidrológica apresentaram valores mais elevados de dissimilaridade da composição, refletindo forte heterogeneidade florística ao longo do monitoramento. Nos tributários, a diversidade β apresentou valores intermediários a elevados, com medianas próximas de 0,55 tanto no período chuvoso quanto no seco. A ampla dispersão dos dados e ocorrência de valores relativamente elevados, especialmente no período chuvoso, indicam elevada heterogeneidade entre as comunidades desses ambientes monitorados. Ainda assim, os padrões entre os períodos seco e chuvoso foram semelhantes, sugerindo estabilidade moderada e

relativa constância florística ao longo do tempo, mesmo diante das oscilações sazonais. Na calha do rio Doce, os valores de diversidade β permaneceram elevados em ambos os períodos sazonais, com medianas entre 0,55 e 0,60. O período seco apresentou maior dispersão dos dados e amplitude de variação, indicando aumento da heterogeneidade florística entre as estações da calha. As maiores dissimilaridades sazonais refletem a influência de eventos hidrológicos intensos, como cheias, variações na conectividade lateral e diferenças locais de sedimentação e disponibilidade de habitats, fatores que favorecem intensa substituição de espécies e elevada dinâmica florística nesse ambiente. Na foz do rio Doce, observou-se um dos padrões mais heterogêneos entre todos os ambientes monitorados. Durante o período chuvoso, as medianas foram intermediárias e a amplitude de variação, menor. Já no período seco, houve aumento expressivo da dispersão dos dados e da amplitude total, com ocorrência de valores extremos elevados. Esses resultados, coerentes com os padrões já observados no RA2024 e RSE2, reforçam que a foz do rio Doce permanece como um dos ambientes com maior dissimilaridade sazonal. As lagoas apresentaram os maiores valores de diversidade β entre todos os ambientes avaliados, tanto no período chuvoso quanto no seco. As medianas permaneceram próximas de 0,60, e vieram acompanhadas de elevada dispersão dos dados e ocorrência frequente de valores extremos elevados, sobretudo no período chuvoso. Essa elevada heterogeneidade florística provavelmente está associada às diferenças na conectividade hidrológica, profundidade, regime hídrico e condições físico-químicas desses ambientes lênticos. Assim como na calha e na foz do rio Doce, a sazonalidade exerce forte influência sobre a composição das comunidades de macrófitas nas lagoas. Em contraste, os lagos apresentaram os menores valores de diversidade β, entre todos os ambientes monitorados, com medianas entre 0,30 e 0,35 nos dois períodos sazonais. A menor dispersão dos dados e a reduzida amplitude de variação indicam maior similaridade florística entre os lagos monitorados e menor heterogeneidade de composição quando comparados aos demais ambientes da bacia. Os reservatórios exibiram valores intermediários de diversidade β, com medianas entre 0,50 e 0,60. O período chuvoso apresentou maior dispersão dos dados e ocorrência de valores relativamente elevados, enquanto o período seco mostrou distribuição mais concentrada. Esses padrões sugerem heterogeneidade moderada entre os reservatórios e possível influência das condições operacionais, hidrológicas e limnológicas sobre a composição das comunidades aquáticas. Assim como nos tributários, os reservatórios apresentaram níveis intermediários e relativamente semelhantes de dissimilaridade sazonal. De forma geral, os resultados reforçam o papel central da sazonalidade e da heterogeneidade ambiental na estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas na bacia do baixo rio Doce. Ambientes mais instáveis e sujeitos a maiores oscilações hidrológicas apresentaram índices mais elevados de diversidade β e maior heterogeneidade, evidenciando intensa substituição de espécies ao longo do tempo e entre localidades. Em contrapartida, ambientes mais estáveis mantiveram composições florísticas mais constantes e menor variação sazonal.

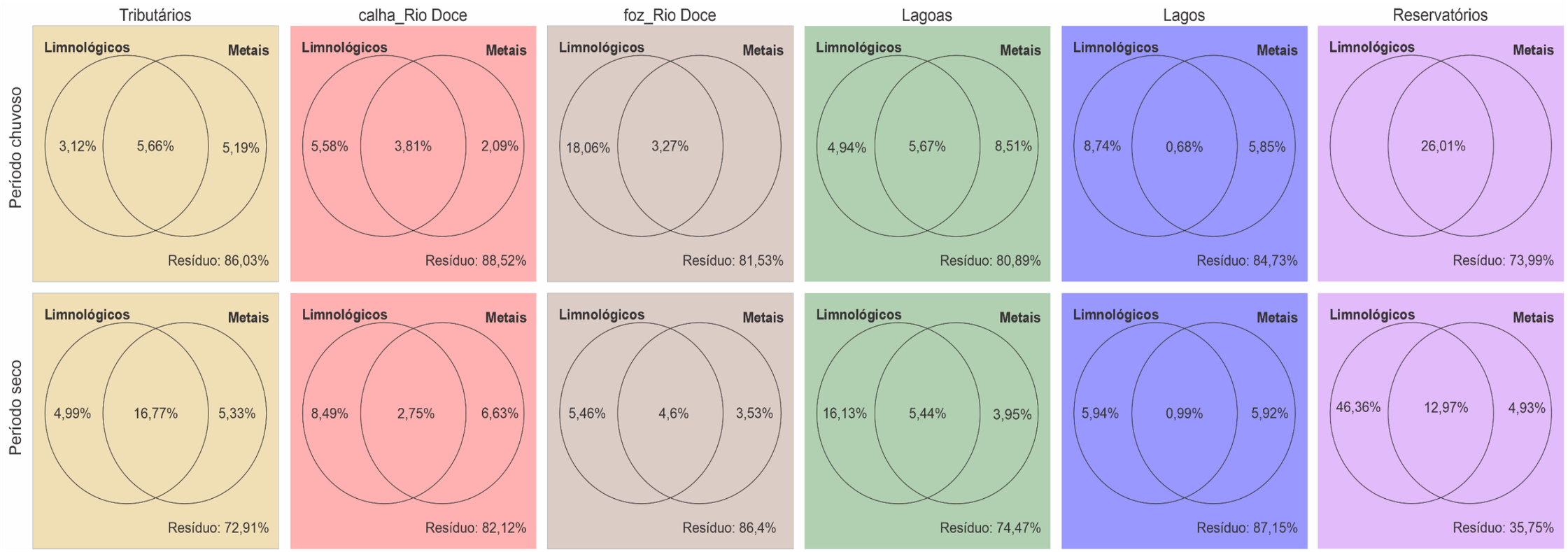
Figura 13. UpSet evidenciando o compartilhamento de espécies entre os ambientes analisados.



A análise da diversidade florística (Figura 13) entre os ambientes monitorados mostrou que nove espécies, *Acmella oleraceae*, *Alternanthera philoxeroides*, *Cyperus luzulae*, *Ludwigia octovalvis*, *Panicum aquaticum*, *Polygonum hydropiperoides*, *Salvinia auriculata*, *Salvinia biloba* e *Typha domingensis*, são compartilhadas entre os seis ambientes, reafirmando os padrões já registrados no RA2024 e no RSE2025. Por outro lado, observou-se que seis espécies ocorreram exclusivamente na calha do rio Doce e nos tributários, enquanto apenas duas espécies foram registradas apenas entre a calha e a foz, indicando maior conectividade florística entre os ambientes lóticos. Os tributários apresentaram 10 espécies exclusivas (*Cenchrus brownii*, *Eleocharis intersticta*, *Eleusine indica*, *Fimbristylis cymosa*, *Fimbristylis miliacea*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Hymenachne pernambucensis*, *Mollugo verticillata*, *Pfaffia glomerata* e *Steinchisma laxum*. Na calha do rio Doce, foram registradas 12 espécies exclusivas: *Christella dentata*, *Cortaderia selloana*, *Cyperus* sp., *Hebanthe eriantha*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Meniscium serratum*, *Parodiolyra micrantha*, *Pfaffia glomerata*, *Pfaffia tuberosa*, *Poaceae* sp.2 e *Rhynchospora holoschoenoides*. Os lagos apresentaram cinco espécies exclusivas, *Hildaea pallens*, *Ludwigia sedioides*, *Rhynchospora corymbosa*, *Tonina fluviatilis* e *Torenia thouarsii*, enquanto as lagoas concentraram o maior número de exclusividades, com 14 espécies, incluindo *Blutaparon portulacoides*, *Cabomba furcata*, *Calyptrocarya glomerata*, *Crinum americanum*, *Echinochloa crusgalli*, *Eleocharis confervoides*, *Nymphaea lingulata*, *Nymphaea pulchella*, *Rugoloa pilosa*, *Sagittaria lancifolia*, *Stromanthe tonckat*, *Thalia geniculata*, *Utricularia foliosa* e *Utricularia*

hydrocarpa. Nos reservatórios, apenas *Myriophyllum aquaticum* foi registrada como espécie exclusiva, enquanto na foz do rio Doce não houve registro de espécies exclusivas. No conjunto, não foram observadas diferenças significativas no número ou na composição das espécies exclusivas entre o RA2024 e o RSE2025, mesmo com a inclusão de novas estações, especialmente em ambientes lóticos como a calha do rio Doce e os rios Guandu e Manhuaçu. Esse resultado aponta para uma estabilidade florística regional, reforçando a consistência dos padrões de distribuição das macrófitas ao longo do monitoramento. Além disso, esses padrões convergem com os resultados da diversidade β, indicando que a dinâmica ecológica das macrófitas na bacia do rio Doce é fortemente moldada por processos de substituição de espécies, pela heterogeneidade ambiental, pela conectividade hidrológica e pela sazonalidade. Assim, a distribuição das espécies exclusivas e compartilhadas reflete diretamente a influência dos gradientes ambientais e das diferenças ecológicas locais sobre a composição florística das comunidades aquáticas.

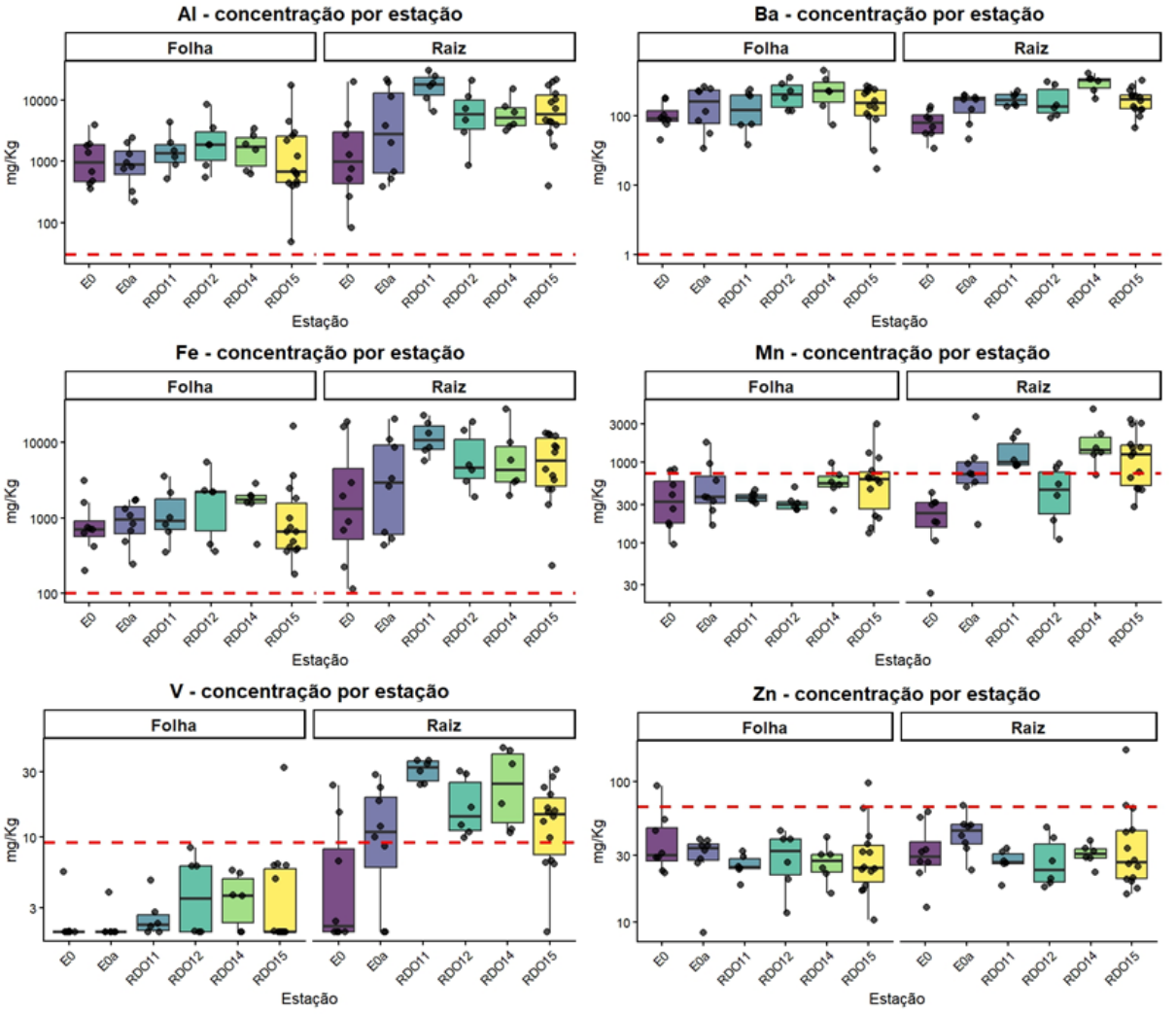
Figura 14. Partição da variância da diversidade em relação as variáveis Limnológicas (temperatura; material particulado em suspensão; condutividade; fosfato; dióxido de nitrogênio; nitrato; amônio; silicato) e aos Metais (alumínio; bário; cromo; ferro; manganês; arsênio) na água por período sazonal e ambiente analisado.



A partição da variância da diversidade das macrófitas aquáticas em relação aos fatores abióticos (Figura 14) revelou diferenças expressivas entre os ambientes analisados e entre os períodos sazonais avaliados. Nos tributários, durante o período chuvoso, a contribuição exclusiva das variáveis relacionadas aos metais (5,19%) superou a das variáveis limnológicas (3,12%), enquanto a fração compartilhada entre esses conjuntos representou 5,66% da variância. No período seco, observou-se um aumento da fração compartilhada (16,77%), ao passo que as contribuições exclusivas das variáveis limnológicas (4,99%) e dos metais (5,33%) permaneceram relativamente estáveis. Na calha do rio Doce, em ambos os períodos sazonais, a composição das macrófitas aquáticas foi explicada predominantemente pela ação conjunta das variáveis limnológicas e dos metais. Ainda assim, as variáveis limnológicas apresentaram maior contribuição exclusiva tanto no período chuvoso (5,58%) quanto no seco (8,49%). Na foz do rio Doce, as variáveis limnológicas também exerceram maior influência sobre a composição das macrófitas aquáticas em ambos os períodos, com destaque para o período chuvoso, no qual explicaram 18,06% da variância total. Durante o período seco, as contribuições das variáveis limnológicas (5,46%), dos metais (3,53%) e da fração compartilhada (4,60%) apresentaram valores semelhantes, indicando maior interação entre os diferentes grupos ambientais. Nos ambientes lênticos, as lagoas apresentaram, no período chuvoso, um padrão relativamente equilibrado entre as contribuições das variáveis limnológicas, dos metais e da fração compartilhada, destacando-se a maior influência exclusiva dos metais (8,51%) em relação às variáveis limnológicas (4,94%). Já no período seco, houve um aumento da contribuição exclusiva das variáveis limnológicas (16,13%), enquanto a influência dos metais diminuiu (3,95%). Nos lagos, as variáveis limnológicas apresentaram maior contribuição exclusiva no período chuvoso (8,74%), enquanto os metais explicaram 5,85% da variância, e a fração compartilhada foi reduzida (0,68%). No período seco, as contribuições exclusivas das variáveis limnológicas (5,94%) e dos metais (5,92%) foram praticamente equivalentes, mantendo-se baixa a influência da fração compartilhada (0,99%). Por fim, nos reservatórios, durante o período chuvoso, toda a variância explicada concentrou-se na fração compartilhada entre variáveis limnológicas e metais (26,01%). No período seco, registrou-se o maior percentual de variância explicada entre todos os ambientes avaliados, com forte predominância das variáveis limnológicas (46,36%), além de uma contribuição compartilhada de 12,97% e uma baixa contribuição exclusiva dos metais (4,93%). Esses resultados evidenciam a forte influência das condições limnológicas na estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas nos reservatórios durante o período seco. Ademais, destaca-se que esse ambiente está sujeito a pressões antrópicas associadas à abertura e ao fechamento das comportas, fatores que influenciam diretamente a dinâmica ecológica dos grupos bióticos.

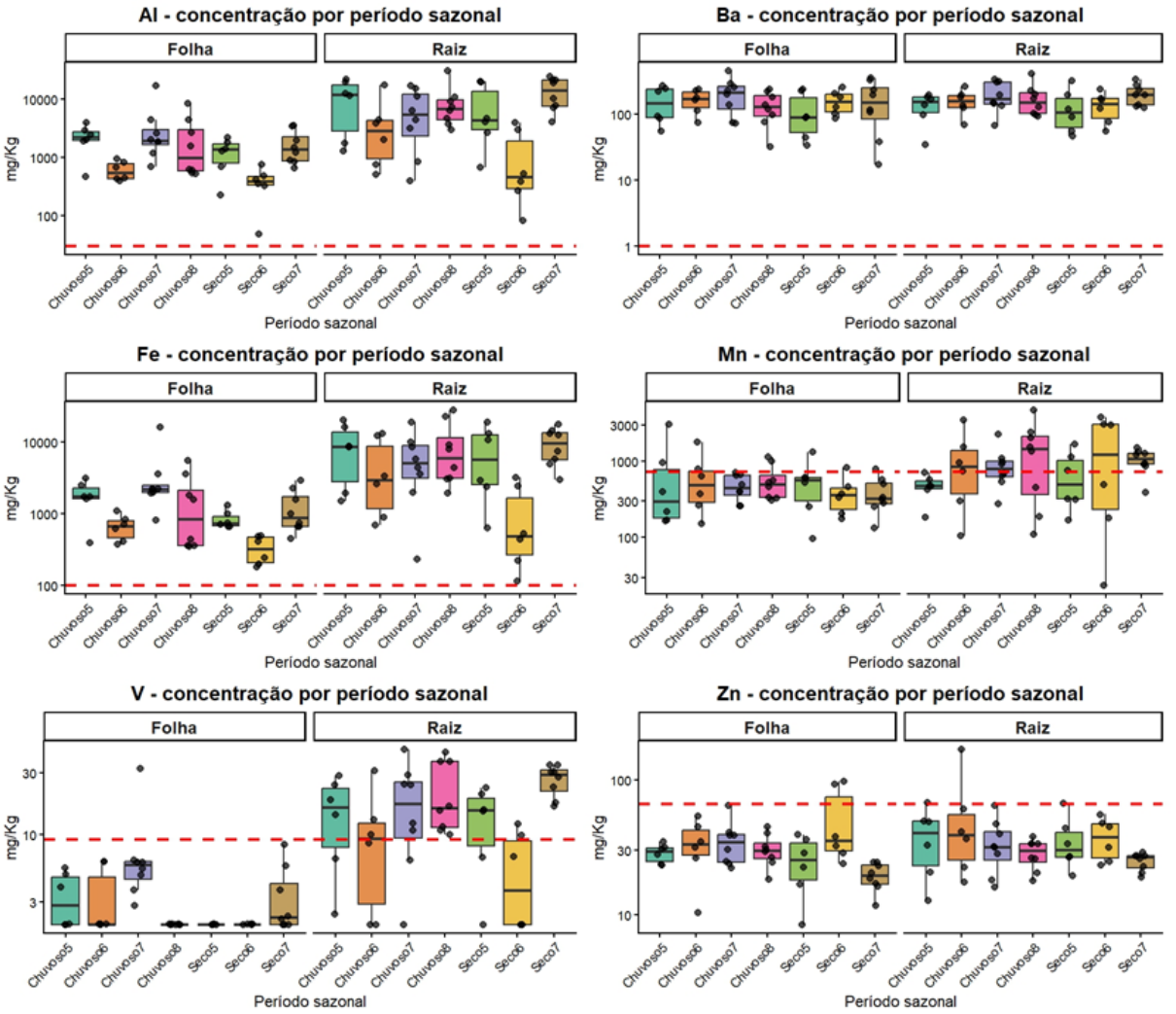
3.5 ABSORÇÃO DE METAIS

Figura 15. Bioacumulação de metais pesados por órgão nas estações amostrais da calha do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



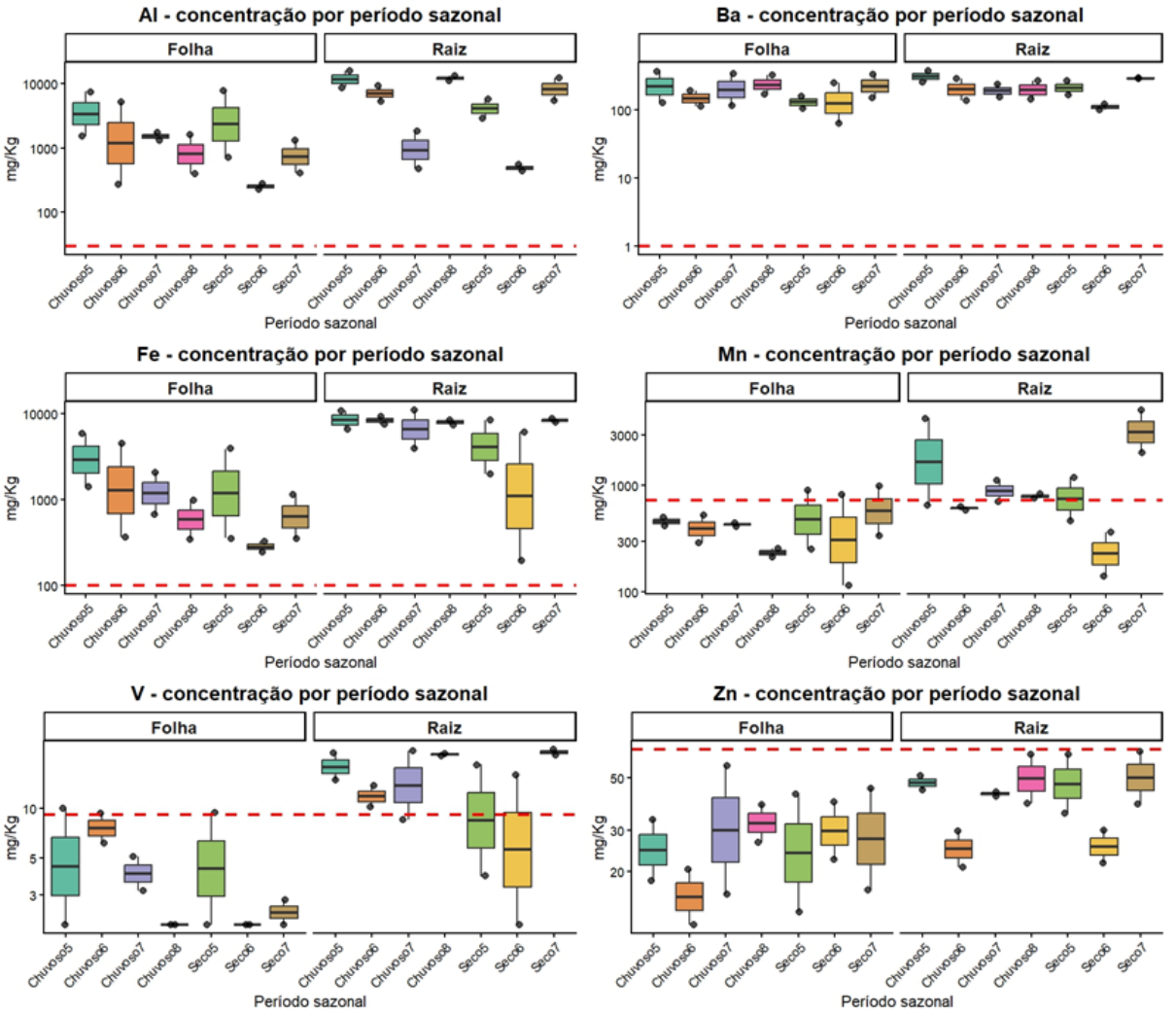
A Figura 15 mostra que as concentrações de metais, na calha do rio Doce, foram, de modo geral, mais elevadas nas raízes do que nas folhas, com destaque para Al, Fe e Mn. Os maiores valores e a maior variabilidade concentraram-se nos pontos da região baixa do rio Doce (RDO11–RDO15), especialmente em RDO11 e RDO14, que apresentaram concentrações radiculares elevadas de Al e Fe. O Ba esteve acima do valor de referência na maioria das estações, enquanto o V aumentou principalmente nas raízes dos pontos mais a jusante. Para Mn, os valores mais elevados foram observados nas raízes de RDO14 e RDO15. O Zn, por sua vez, exibiu menor variação espacial, embora algumas amostras radiculares de RDO15 tenham superado o valor de referência. Em conjunto, esses resultados indicam maior acúmulo de metais nas raízes de macrófitas aquáticas e evidenciam um enriquecimento por metais mais pronunciado nos trechos inferiores do rio Doce.

Figura 16. Bioacumulação de metais pesados por órgão nos períodos sazonais da calha do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



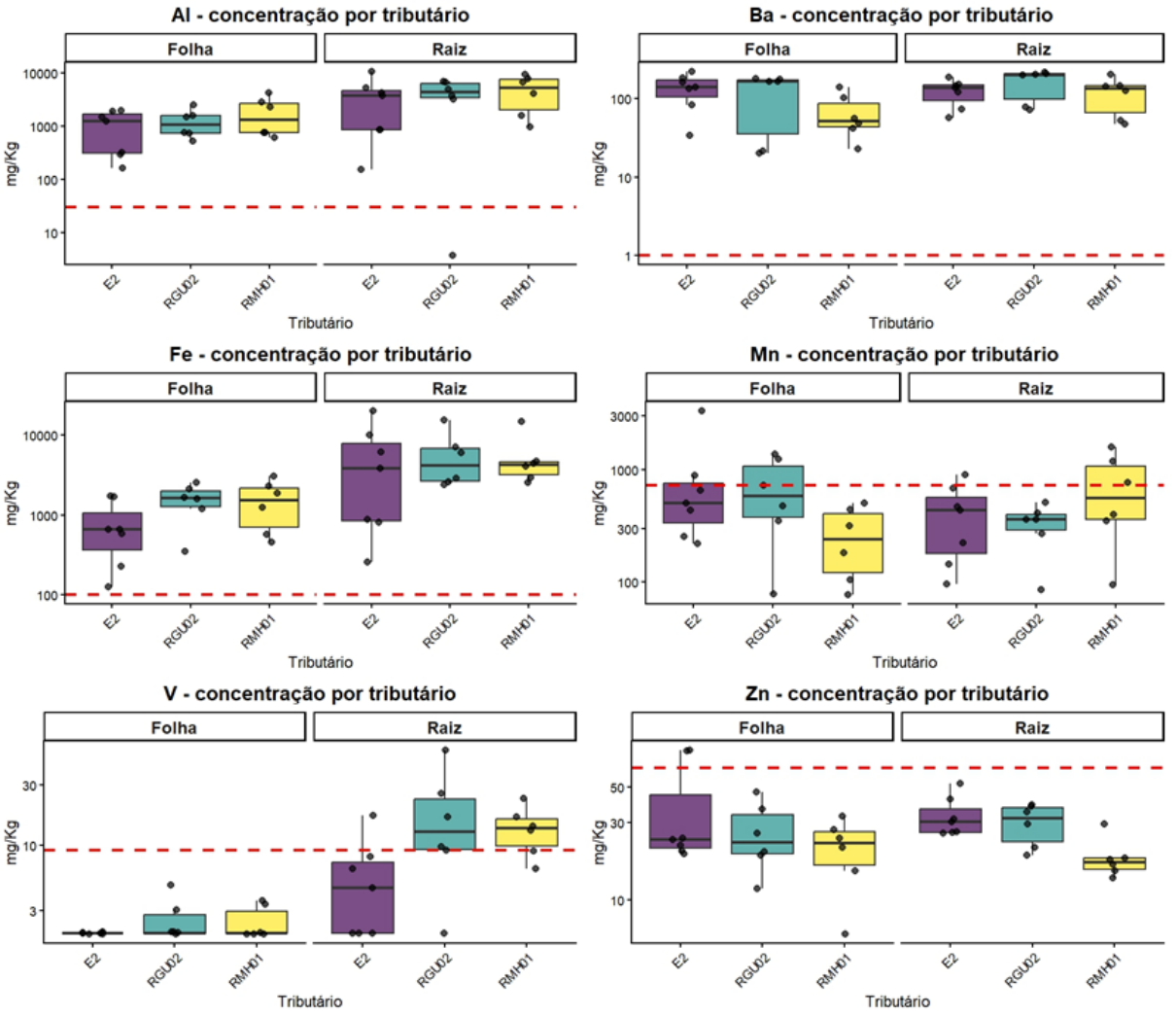
A Figura 16 evidencia diferenças nas concentrações de metais entre os períodos chuvoso e seco, na calha do rio Doce, mantendo-se a tendência geral de maiores valores nas raízes em relação às folhas. Para Al e Fe, observaram-se maior variabilidade e concentrações mais elevadas no período chuvoso, sobretudo nas raízes, o que indica intensificação do acúmulo desses elementos em condições de maior aporte hídrico e carreamento de sedimentos. O Ba apresentou concentrações elevadas em ambos os períodos sazonais, permanecendo acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com pouca variação entre os períodos. O Mn, por sua vez, mostrou maiores concentrações predominantemente nas raízes, especialmente durante o período seco, sugerindo enriquecimento desse elemento em condições de menor volume hídrico. As concentrações de V também foram mais altas nas raízes, sobretudo no período chuvoso, quando diversos valores ultrapassaram o limite de referência. Já o Zn apresentou menor variação sazonal, embora algumas amostras foliares e radiculares tenham excedido os valores de referência, principalmente no período seco. De modo geral, os resultados indicam uma influência significativa da sazonalidade sobre a dinâmica de acúmulo de metais pelas macrófitas aquáticas, com maior enriquecimento de Al, Fe e V no período chuvoso e aumento das concentrações de Mn durante o período seco.

Figura 17. Bioacumulação de metais pesados por órgão nos períodos sazonais da foz do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



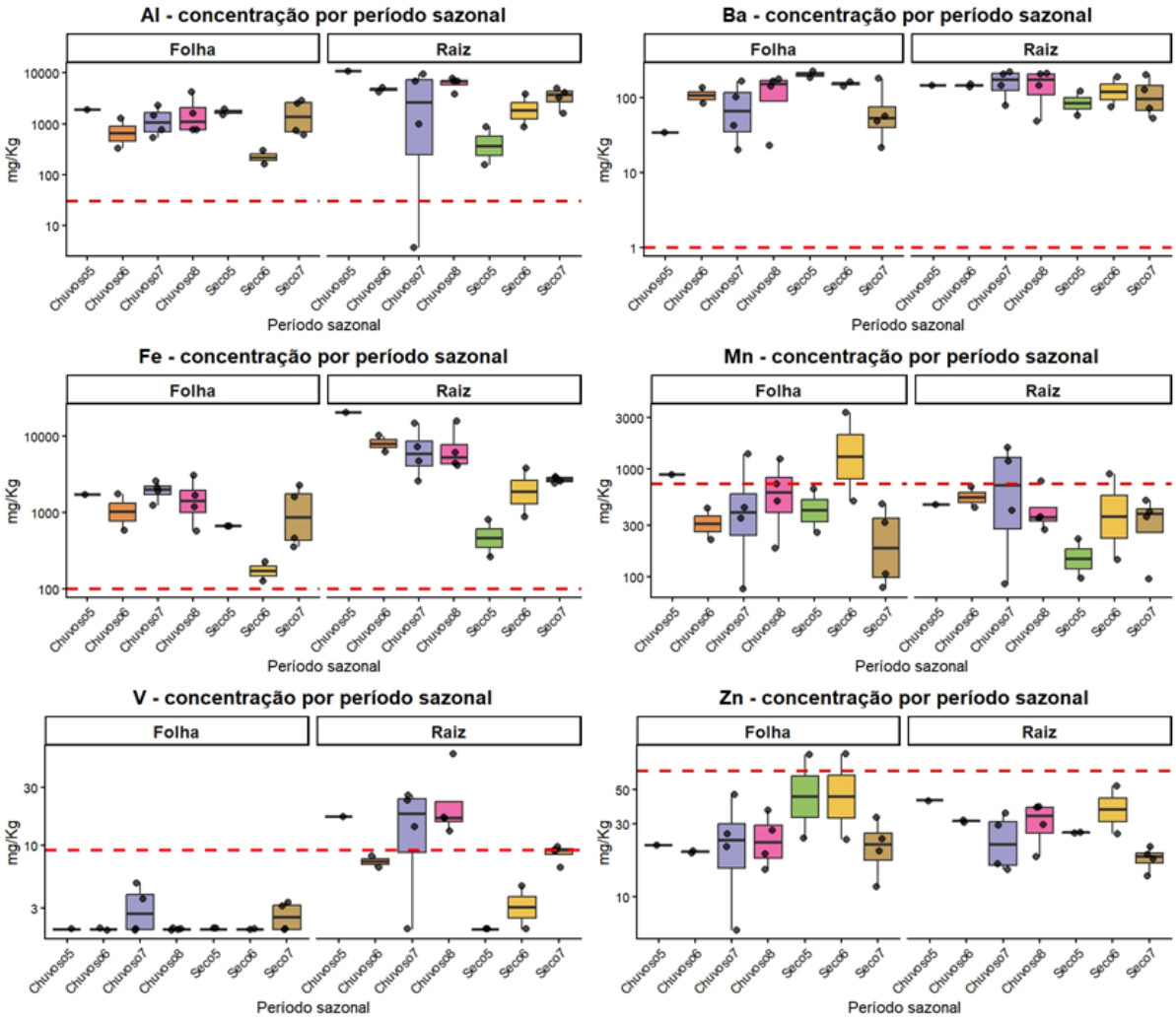
A Figura 17 evidencia concentrações de metais mais elevadas nas raízes em comparação às folhas, em ambos os períodos sazonais, na foz do rio Doce. Para Al e Fe, observou-se maior acúmulo radicular, sobretudo no período chuvoso, quando foram registrados os valores mais altos e a maior variabilidade dos dados. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as amostras, mantendo-se amplamente acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com baixa variação sazonal. No caso do Mn, os maiores valores ocorreram nas raízes durante o período seco, especialmente em Seco7, o que indica intensificação do acúmulo desse elemento sob condições de menor volume hídrico. As concentrações de V também foram mais elevadas nas raízes, particularmente no período chuvoso, frequentemente superando o valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação sazonal, com concentrações, em geral, abaixo do limite de referência, embora algumas amostras radiculares tenham atingido valores próximos a esse limiar. De modo geral, os resultados evidenciam a influência da sazonalidade na dinâmica de acúmulo metálico na foz do rio Doce, com maior enriquecimento de Al, Fe e V no período chuvoso e concentrações mais elevadas de Mn no período seco.

Figura 18. Bioacumulação de metais pesados por órgão nas estações amostrais da calha dos rios Manhuaçu (E2 e RMH01) e rio Guandu (RGU02). Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



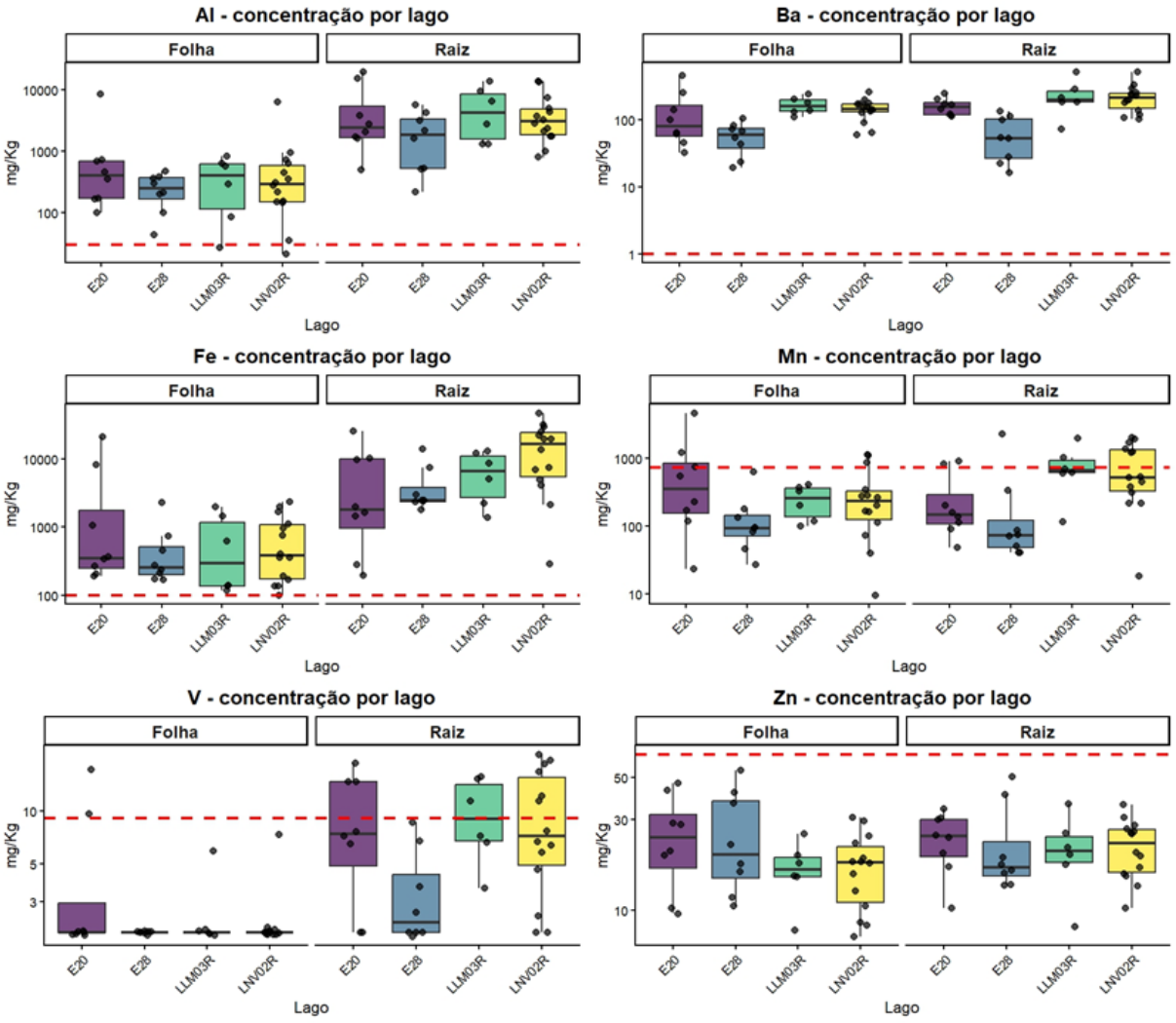
A Figura 18 indica que, nas três estações de tributários analisadas, as concentrações de metais foram sistematicamente mais elevadas nas raízes do que nas folhas. Para Al e Fe, observou-se acentuado acúmulo radicular em E2, RGU02 e RMH01, com maiores medianas e maior amplitude dos valores especialmente em RGU02 e RMH01. De modo geral, as concentrações permaneceram amplamente acima dos valores de referência, sobretudo para Al, Fe e Ba. O Ba apresentou níveis elevados em todos os tributários, tanto em folhas quanto em raízes, com baixa variação espacial. Para o Mn, verificou-se maior heterogeneidade entre os tributários, com E2 e RGU02 exibindo concentrações mais elevadas nas folhas, enquanto RMH01 apresentou maiores valores nas raízes, incluindo amostras acima do valor de referência. As concentrações de V também foram mais altas nas raízes, particularmente em RGU02 e RMH01, frequentemente superando o valor de referência. Já o Zn mostrou menor variação entre os tributários, mantendo-se abaixo do limite de referência na maioria das amostras.

Figura 19. Bioacumulação de metais pesados por órgão nos períodos sazonais da calha dos rios Manhuaçu (E2 e RMH01) e rio Guandu (RGU02). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERIODO SAZONAL.



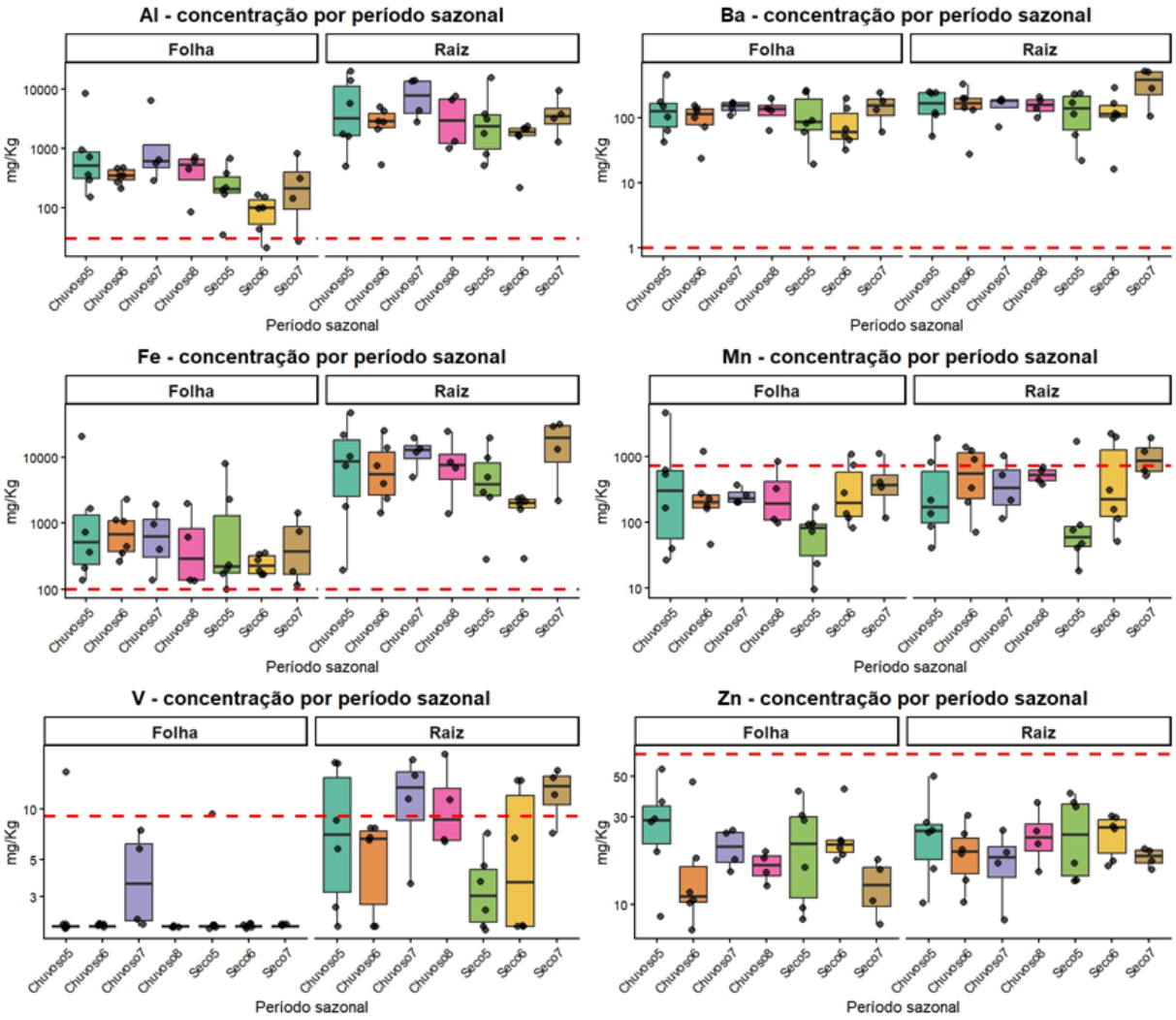
A Figura 19 indica concentrações de metais consistentemente mais elevadas nas raízes em comparação às folhas em ambos os períodos analisados, nos tributários. Para Al e Fe, os maiores valores ocorreram predominantemente no período chuvoso, sobretudo nas raízes, o que sugere maior aporte e acúmulo desses elementos em condições de maior fluxo hídrico. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as amostras, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com baixa variação sazonal. Para o Mn, observou-se maior variabilidade entre os períodos, com concentrações mais altas nas folhas durante o período seco e maior amplitude nas raízes, no período chuvoso. As concentrações de V foram, em geral, mais elevadas nas raízes, especialmente nos períodos chuvosos S7 e S8, quando diversos valores ultrapassaram o limite de referência. Já o Zn apresentou concentrações relativamente baixas e pouca variação sazonal, permanecendo abaixo do valor de referência na maior parte das amostras. De modo geral, os resultados evidenciam a influência da sazonalidade na dinâmica de acúmulo metálico nos tributários do rio Doce, com maior enriquecimento de Al, Fe e V no período chuvoso e maior variabilidade do Mn durante o período seco.

Figura 20. Bioacumulação de metais pesados por órgão nas estações amostrais dos lagos E20, E28, LNV02R e LLM03R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



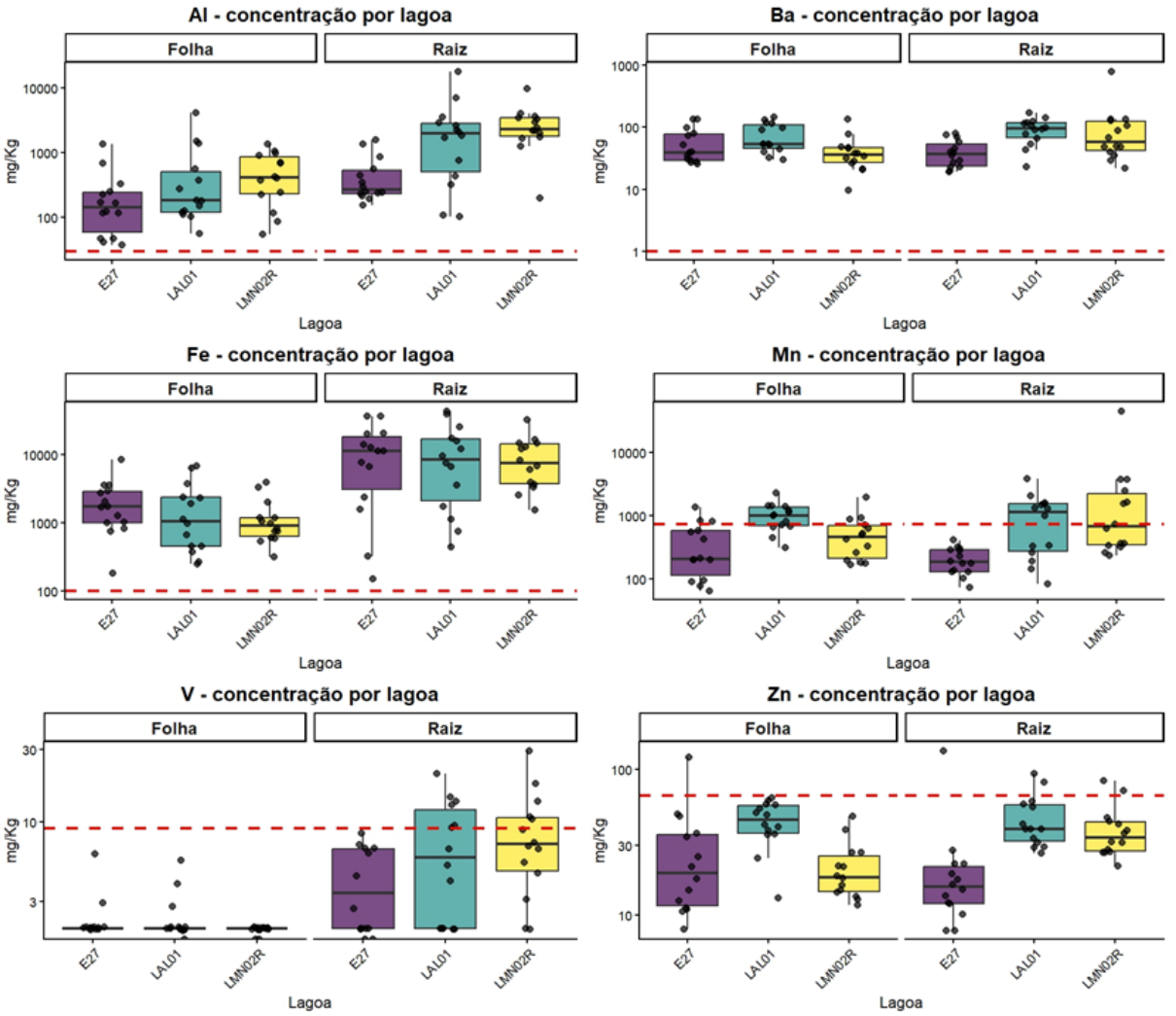
A Figura 20 mostra que, em todos os lagos analisados, a bioacumulação de metais nos lagos foi mais elevada nas raízes do que nas folhas, com destaque para Al e Fe. Os maiores valores e amplitudes ocorreram nas raízes de LNV02R e LLM03R, indicando intenso acúmulo desses elementos nos tecidos subterrâneos das macrófitas aquáticas. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as estações, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, especialmente em LNV02R e LLM03R. Para o Mn, observou-se elevada variabilidade espacial, com maiores concentrações foliares em E20 e valores mais altos nas raízes de LNV02R e LLM03R, incluindo amostras que ultrapassaram o valor de referência. As concentrações de V foram, em geral, mais elevadas nas raízes, particularmente em LNV02R e E20, frequentemente acima do valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação entre as estações, permanecendo com concentrações abaixo do limite de referência na maioria das amostras.

Figura 21. Bioacumulação de metais pesados pro órgão nos períodos sazonais nas estações dos lagos E20, E28, LNV02R e LLM03R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



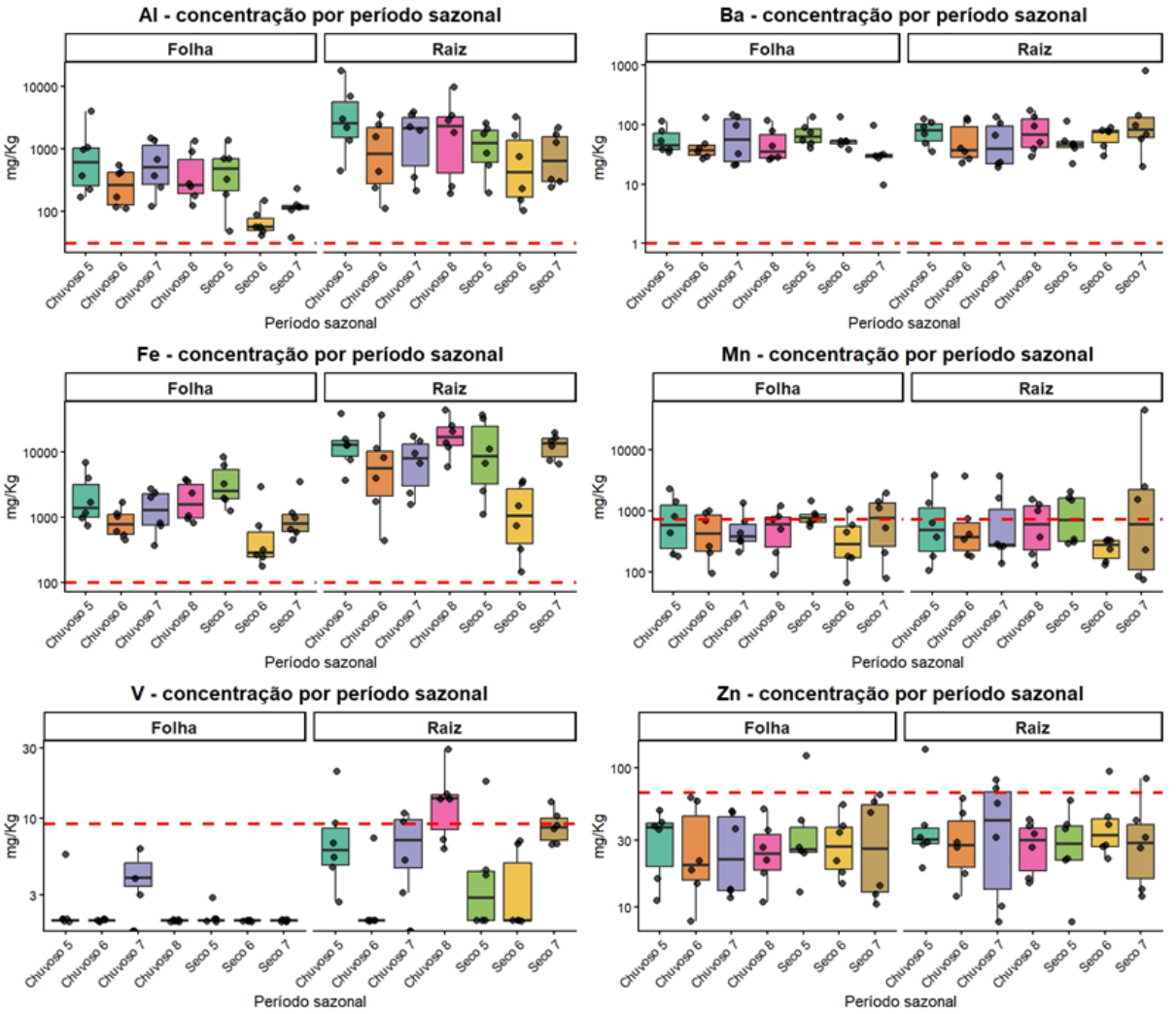
A Figura 21 mostra que a bioacumulação nas lagoas, ao longo de todos os períodos analisados, foi consistentemente mais elevada nas raízes do que nas folhas. Para Al e Fe, observou-se maior acúmulo radicular nos períodos chuvosos, com destaque para C5 e C7, o que indica aumento do aporte e da disponibilidade desses elementos em condições de maior fluxo hídrico. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as amostras, mantendo-se amplamente acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com baixa variação sazonal. No caso do Mn, verificou-se elevada variabilidade entre os períodos, com maiores concentrações radiculares em C6, C7 e S7, incluindo diversos valores acima do limite de referência. As concentrações de V também foram, em geral, mais altas nas raízes, especialmente durante os períodos chuvosos, quando vários valores ultrapassaram o valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação sazonal, permanecendo abaixo do limite de referência na maior parte das amostras.

Figura 22. Bioacumulação de metais pesados por órgão nas estações amostrais das lagoas E27, LAL01 e LMN02R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



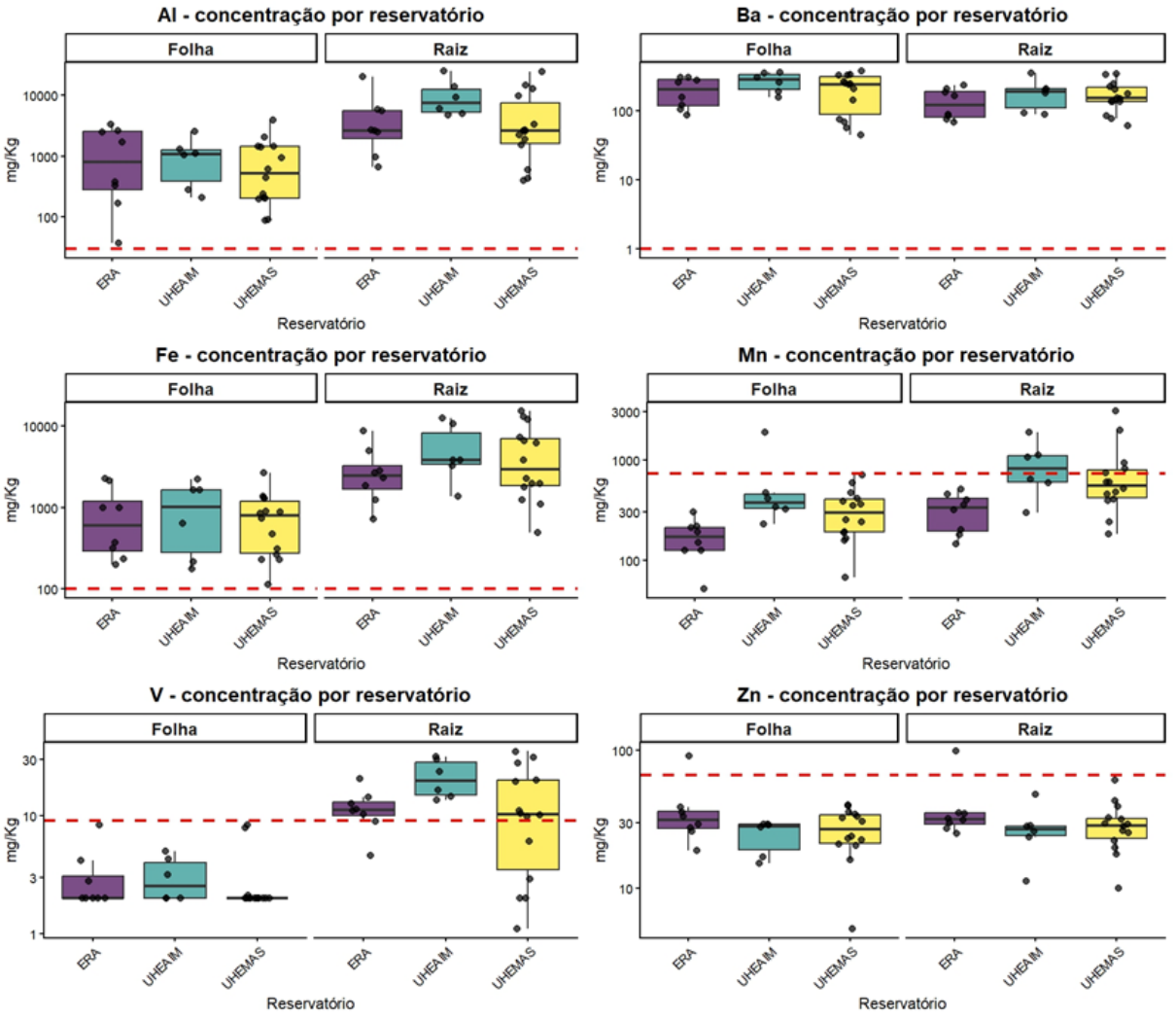
A Figura 22 indica que, nas três lagoas analisadas, a bioacumulação de metais foi consistentemente mais elevada nas raízes em comparação às folhas, especialmente para Al, Fe e Mn. As lagoas LAL01 e LMN02R apresentaram os maiores valores e a maior variabilidade de Al e Fe nas raízes, evidenciando intenso acúmulo desses elementos nos tecidos subterrâneos das macrófitas aquáticas. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as lagoas, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com destaque para LMN02R, onde se observaram os maiores valores e maior dispersão dos dados. Para o Mn, verificou-se maior enriquecimento radicular em LAL01 e LMN02R, incluindo valores acima do limite de referência, enquanto a estação E27 apresentou concentrações mais baixas. As concentrações de V foram, em geral, baixas nas folhas, porém mais elevadas nas raízes, especialmente em LAL01 e LMN02R, frequentemente acima do valor de referência. Já o Zn apresentou maior variabilidade entre as lagoas, com alguns valores foliares e radiculares acima do limite de referência, sobretudo em LAL01 e LMN02R.

Figura 23. Bioacumulação de metais pesados por órgão nos períodos sazonais nas estações das lagoas E27, LAL01 e LMN02R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERIODO SAZONAL.



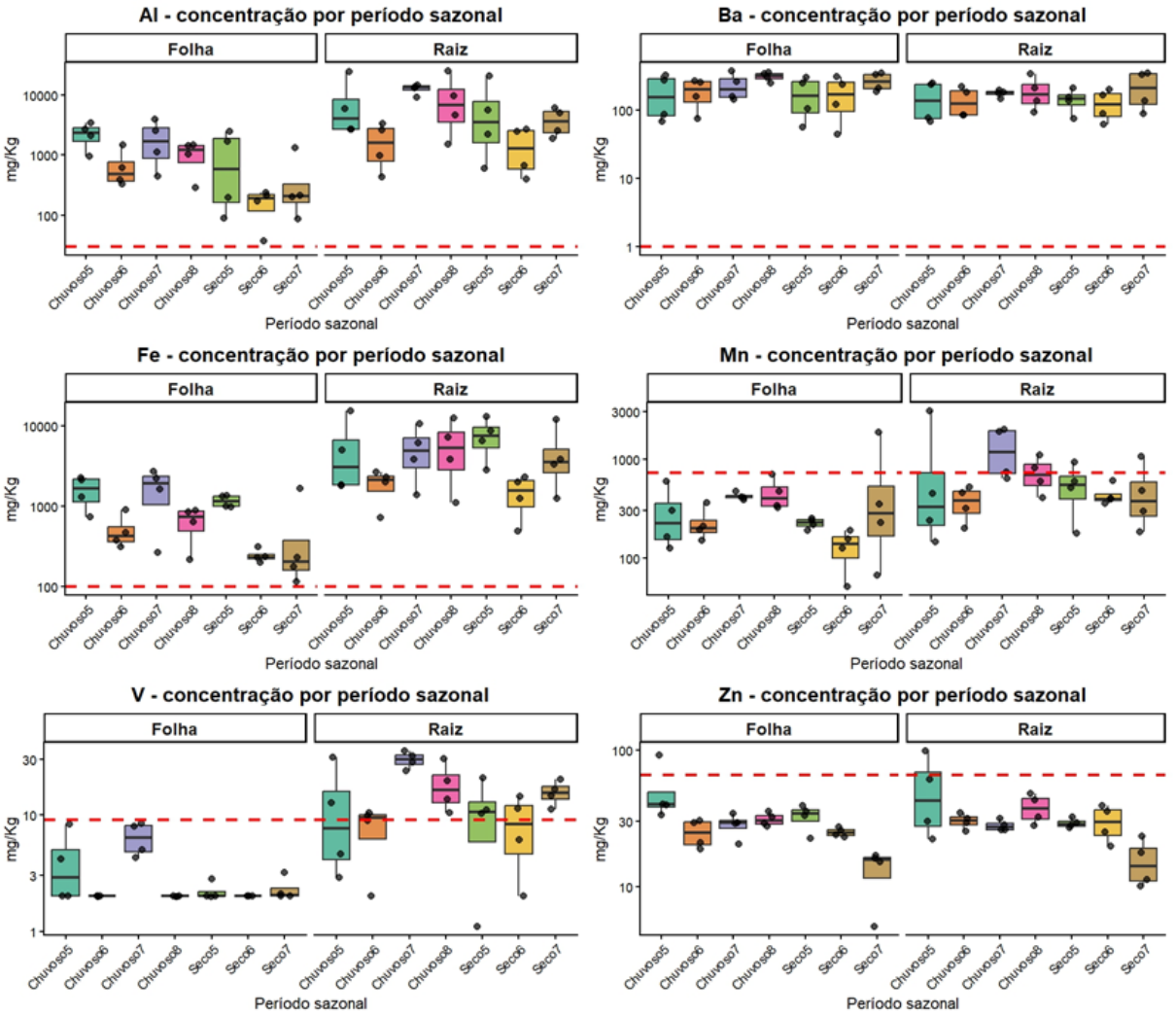
A Figura 23 mostra que, em todos os períodos analisados, as concentrações de metais foram consistentemente mais elevadas nas raízes em comparação às folhas nas lagoas. Para Al e Fe, observou-se maior enriquecimento radicular principalmente nos períodos chuvosos, com destaque para C5, C7 e C8, o que indica maior aporte e disponibilidade desses elementos em condições de maior fluxo hídrico. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as amostras, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com baixa variação sazonal. Para o Mn, verificou-se elevada variabilidade entre os períodos, com diversos valores radiculares acima do limite de referência, especialmente em C5, C8 e S7. As concentrações de V foram, em geral, baixas nas folhas, porém mais elevadas nas raízes, sobretudo em C7, C8 e S7, frequentemente acima do valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação sazonal, embora algumas amostras foliares e radiculares tenham ultrapassado o limite de referência.

Figura 24. Bioacumulação de metais pesados por órgão nas estações amostrais nos reservatórios UHEAIM (Aimorés) e UHEMAS (Mascarenhas). Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



A Figura 24 mostra que, em todos os reservatórios, as concentrações de metais foram sistematicamente mais elevadas nas raízes em comparação às folhas, especialmente para Al, Fe e Mn. Os reservatórios UHEAIM e LLM03R apresentaram os maiores valores e a maior variabilidade de Al e Fe nas raízes, evidenciando intenso acúmulo desses elementos nos tecidos subterrâneos das macrófitas aquáticas. O Ba exibiu concentrações elevadas em todas as estações, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com destaque para LLM03R e LNV02R, que apresentaram as maiores medianas e amplitudes. Para o Mn, observou-se maior enriquecimento radicular em LLM03R e LNV02R, frequentemente acima do limite de referência, enquanto a estação E28 apresentou concentrações mais baixas. As concentrações de V foram, em geral, mais baixas nas folhas, mas mais elevadas nas raízes, principalmente em E20, LLM03R e LNV02R, com diversos valores acima do valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação espacial, permanecendo abaixo do limite de referência na maior parte das amostras, embora algumas raízes tenham registrado valores próximos ou superiores a esse limite.

Figura 25. Bioacumulação de metais pesados por órgão nos períodos sazonais nos reservatórios UHEAIM (Aimorés) e UHEMAS (Mascarenhas). Valores de referência em vermelho – linha tracejada.



A Figura 25 mostra que, em todos os períodos analisados, a bioacumulação de metais nos reservatórios foi consistentemente mais elevada nas raízes em comparação às folhas. Para Al e Fe, observou-se maior enriquecimento radicular sobretudo nos períodos chuvosos, com destaque para C5, C7 e C8, o que indica maior aporte e disponibilidade desses elementos em condições de maior fluxo hídrico. O Ba apresentou concentrações elevadas em todas as amostras, mantendo-se acima do valor de referência tanto em folhas quanto em raízes, com pouca variação sazonal. No caso do Mn, verificou-se elevada variabilidade temporal, com diversos valores radiculares acima do limite de referência, especialmente em C6, C7, C8 e S7. As concentrações de V foram, em geral, baixas nas folhas, mas mais elevadas nas raízes, principalmente nos períodos chuvosos C7 e C8, quando várias amostras ultrapassaram o valor de referência. Já o Zn apresentou menor variação sazonal, permanecendo abaixo do limite de referência na maior parte das amostras, embora algumas amostras radiculares tenham registrado valores próximos ou superiores a esse limite.

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

O relatório anual de 2025 evidenciou padrões espaciais e temporais que refletem a complexa interação entre fatores ambientais, sazonais e antrópicos na estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas da bacia do rio Doce. A abordagem quali-quantitativa adotada ao longo dos anos de monitoramento forneceu subsídios fundamentais para a compreensão da dinâmica ecológica desses ecossistemas, permitindo identificar tendências ambientais, respostas sazonais e potenciais impactos associados às condições hidrológicas e às pressões antrópicas atuantes na região.

Os resultados revelaram elevada heterogeneidade espacial e temporal entre os ambientes monitorados, demonstrando que os indicadores ecológicos (densidade, riqueza, uniformidade, dominância, diversidade de Shannon e diversidade β) responderam de forma distinta entre ambientes lóticos e lênticos. De maneira geral, os ambientes lóticos apresentaram maior estabilidade estrutural e menor variabilidade temporal, enquanto os ambientes lênticos exibiram maior heterogeneidade ecológica, maior dispersão dos dados e acentuada oscilação sazonal. Nesse contexto, lagoas e alguns lagos destacaram-se como ambientes particularmente complexos, atuando como importantes *hotspot* de biodiversidade aquática na bacia do rio Doce.

A análise florística reforçou essa complexidade ecológica. Espécies exclusivas foram registradas predominantemente em ambientes lóticos, especialmente nos tributários e na calha do rio Doce, evidenciando a singularidade desses sistemas e a relevância da conectividade hidrológica para a manutenção da diversidade regional. Em contraste, a ausência de espécies exclusivas na foz do rio Doce indica um ambiente de transição fortemente influenciado por oscilações hidrológicas e salinas, dominado por espécies generalistas e tolerantes às condições estuarinas, como *Taliparitipernambucensis*. Além disso, a presença de espécies compartilhadas entre todos os ambientes monitorados aponta para uma relativa estabilidade florística regional ao longo do período de monitoramento, mesmo com a incorporação de novas estações amostrais.

A análise da diversidade β regional demonstrou que a substituição de espécies (turnover), mais do que a simples perda ou ganho de espécies (nestedness), constituiu o principal mecanismo responsável pela variação florística na bacia do rio Doce. Esse padrão indica que a dinâmica das comunidades de macrófitas aquáticas é fortemente influenciada por processos de colonização, extinção local, heterogeneidade ambiental e conectividade hidrológica. Ambientes mais dinâmicos e sujeitos a maiores oscilações hidrológicas, como lagoas, foz e calha do rio Doce, apresentaram maiores índices de diversidade β e maior heterogeneidade florística, enquanto ambientes mais estáveis, como parte dos lagos e reservatórios, mantiveram composições florísticas relativamente mais homogêneas.

Os fatores abióticos exerceram papel central na estruturação das comunidades aquáticas ao longo do monitoramento, com atuação conjunta de variáveis limnológicas e concentrações de metais na definição da composição florística. Nos tributários e em trechos da calha do rio Doce, os metais contribuíram de forma significativa para a estruturação das comunidades, especialmente durante o

período chuvoso. Em lagoas, lagos e na foz, as variáveis limnológicas exerceram influência predominante em diferentes períodos sazonais, refletindo a importância das condições físico-químicas da água na dinâmica das espécies aquáticas. Nos reservatórios, observou-se forte interação entre variáveis limnológicas e metais, além da influência direta das operações hidrológicas associadas à abertura e ao fechamento das comportas, fatores que afetam significativamente a dinâmica ecológica desses ambientes.

A análise de bioacumulação de metais evidenciou concentrações significativamente mais elevadas nas raízes em relação às folhas, indicando um importante mecanismo de retenção associado aos sedimentos contaminados. Espécies como *Eichhornia azurea*, *Ludwigia octovalvis*, *Ludwigia sedoides* e *Pistia stratiotes* destacaram-se pela elevada capacidade de acúmulo, demonstrando potencial como bioindicadoras ambientais e candidatas promissoras para processos de fitorremediação. Foram registradas concentrações amplamente elevadas de Al, Fe e Ba na maioria dos ambientes monitorados, especialmente nos trechos inferiores do rio Doce, com destaque para as estações RDO11, RDO14 e RDO15. Além disso, níveis elevados de Mn, V e Zn em diferentes pontos amostrais evidenciam a persistência do enriquecimento metálico e indicam um cenário de risco ambiental crônico, sustentado por fontes contínuas de aporte desses elementos na bacia.

De forma geral, os resultados acumulados ao longo dos anos de monitoramento demonstram que a bacia do rio Doce permanece ecologicamente dinâmica e fortemente influenciada pela sazonalidade, pelas condições hidrológicas e pelas pressões ambientais regionais. Diante desse cenário, reforça-se a importância da continuidade das estratégias integradas de monitoramento e manejo ambiental, fundamentais para a detecção de alterações ecológicas futuras, subsidiar políticas públicas orientadas por evidências científicas e o direcionamento de ações de conservação, recuperação ambiental e gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos da bacia. Ademais, a utilização de macrófitas com elevada capacidade de acúmulo de metais em programas de biomonitoramento e remediação ambiental apresenta-se como alternativa promissora para o acompanhamento da qualidade ambiental e a mitigação dos impactos associados à contaminação metálica nos sistemas aquáticos monitorados.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todas as metas propostas para o tema Macrófitas Aquáticas foram cumpridas.

6 REFERÊNCIAS

APG IV - Angiosperm Phylogeny Group. **An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.** Botanical Journal of the Linnean Society, v. 181, n.1, p. 1-20, 2016.

BRIDSON, D.; FORMAN, L. **The herbarium handbook**. Royal Botanical Garden, Lubrecht & Cramer, Richmond, p. 348, 1998.

CARVALHO, L.L.; PENA-BARBOSA, J.P.; CABETTE, H.S.R.; JUEN, L.; DINIZ-FILHO, J.A.F. **Environmental and spatial determinants of aquatic macroinvertebrate diversity in streams of the Brazilian Atlantic Forest.** Ecological Indicators, 106, 2019.

CNCFlora. **Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora**. Disponível em http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha. Acesso em 6 novembro 2022.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3ª edição, Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FONSECA, D.C.; OLIVEIRA, M.L.R.; PEREIRA, I.M.; CABRAL, M.C.; MOURA, C.C.; MACHADO, E.L.M. **Phenological strategies of dioecious species in response to the environmental variations of rupestrian grasslands.** Cerne vol. 23(4): 517-527 pag. 2017.

FRAGA, C.N.; FORMIGONI, M.H.; CHAVES, F.G. **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo.** Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa. 432p., 2019.

HAMMER, Ø; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: **Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. Palaeontologia Electronica, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HEEGARD, E.; BIRKS, H.H.; GIBSON, C.E.; SMITH, S.J.; WOLFEMURHY, S. **Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland.** Aquat. Bot., v. 70, n. 3, p. 175-223, 2001.

HOWARD-WILLIAMS, C. **Seasonal and spatial changes in the composition of the aquatic and semiaquatic vegetation of lake Chilwa, Malawi.** Vegetetion vol. 30(1), 33-39 pag. 1975.

IRGANG, B.E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J.L. **Macrófitas Aquáticas da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil**. Roessleria, v. 6, n. 1, p. 395-405, 1984.

JENSEN, W.A.; SALISBURY, F.B. **Botany: an ecological approach.** Belmont: Wadsworth Publishing Company, 758 p, 1972.

JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; MEERHOFF, M.; LAURIDSEN, T. L.; JENSEN, J. P. **Shallow lakes and ponds.** In Inland Waters (pp. 321-338). Oxford University Press. 2019.

KOVACH, W.L. Oriana for Windows, version 2.0. Kovach Computer Services, Pentraeth. 2004.

LACOUL, P.; FREEMAN, B. **Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems**. Environ. Rev., v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

MALTCHIK, L.; OLIVEIRA, G.R.; ROLON, A.S.; STENERT, C. **Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil**. Interciencia, v. 30, n. 3, p. 166-170, 2005.

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest.** Biotropica v. 28, 180-191, 1996.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York: John Wiley & Sons, 547 p, 1974.

O'HARE, M. T.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; BAUMGARTE, I.; FREEMAN, A.; GUNN, I. D. M.; LAIZÉ, C.; FERREIRA, M. T. **The significance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater biodiversity in riverine landscapes.** Science of the Total Environment, 627, 533-542, 2009.

OSTROUMOV, S.A. **Biological Effects of Surfactants.** CRC Press/Taylor & Francis Group. Boca Raton. 2005.

OUTRIDGE, P.M.; NOLLER, B.N. **Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants**. In: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer. New York. 1991.

PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A. **Effects of water drawdown on the distribution of aquatic macrophytes in a tropical reservoir.** Acta Oecologica, 35(2), 215-224, 2009.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria**: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 nov. 2022.

RESH, V.H.; Brown, A. V.; Covich, A. P.; Gurtz, M. E.; Li, H. W.; Minshall, G. W.; Wang, L. 1988. **The role of disturbance in stream ecology.** Journal of the North American Benthological Society, 7(4), 433-455, 1988.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study.** Cambridge Univ. Press. Cambridge. 1952.

RICHARDSON, C.J.; FERRELL, G.M.; VAITHIYANATHAN, P. **Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in everglades sawgrass**. Ecology, v. 80, n. 7, p. 2182-2192, 1999.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – **Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho.** RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 68 pag. 2022.

SANTOS, L.M.; THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; CUNHA, E.R. **The influence of eutrophication and macrophyte cover on zooplankton community structure in 21 subtropical lagoons.** Hydrobiologia, 847(3), 725-739, 2019.

SMITH, A.R.; PRYER, K.M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H.; WOLF, P.G. **A classification for extant ferns**. Taxon, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.

TANNUS, J.L.S; ASSIS, M.A.; MORELLATO, L.P.C. **Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de cerrado no sudoeste do Brasil, Itirapina –SP.** Biota Neotropica, v.6, n.3, 2006.

THIERS, B. Index Herbariorum: **A global directory of public herbaria and associated staff.** New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Disponível em: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/>. Acesso em: 6 nov. 2022.

THOMAZ, S.M.; CARVALHO, P.; BINI, L.M.; BOZELLI, R.L. **Species richness and β-diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (southeast Brazil).** Hydrobiologia, 638(1), 113-124, 2010.

VAN GEEST, G.J.; WOLTERS, H.; ROOSEN, F.C.J.M.; COOPS, H.; ROIJACKERS, R.M.M.; BUIJSE, A.D.; SCHEFFER, M. **Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes**. Hydrobiologia, v. 539, n. 1, p. 239-248, 2005.

VOROSMARTY, C. J., MCINTYRE, P. B., GESSNER, M. O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S. E., SULLIVAN, C. A., LIERMANN, C. R., & DAVIES, P. M. (2010). **Global threats to human water security and river biodiversity**. Nature, 467(7315), 555-561.

WETZEL, R.G. & LINKENS, G.E. **Limnological analysis**, 3ed. New York. Springer Verlag. Pag. 429. 2000.

WOODWARD, G.; HILDREW, A.G. **Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web.** Journal of Animal Ecology, 71(6), 1063-1074, 2002.