

**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: Mineralogia

RT- 52/OUT 25

RSE2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória – ES

Outubro de 2025

EQUIPE TÉCNICA

Danilo de Lima Camêlo (Coordenador)

David Lukas de Arruda Silva

Sara Ramos dos Santos

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	4
2	METODOLOGIA	6
2.1	COLETA	6
2.2	ANÁLISE.....	8
2.2.1	Difratometria de raios X (DRX)	8
2.2.2	Suscetibilidade magnética.....	8
2.2.3	Extrações seletivas de oxihidróxidos de Fe	9
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	9
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	10
3.1	COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA (SEDIMENTOS).....	11
3.2	SUSCEPTIBILIDADE MAGNÉTICA (SEDIMENTOS)	26
3.3	FASE DE OXIHIDRÓXIDOS DE FERRO (SEDIMENTOS)	28
3.4	COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA (MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO – MPS)....	37
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO	39
5	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	40
6	REFERÊNCIAS	40

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passou por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES-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 amostral do ambiente Dulcícola integrado. As estações em negrito são aquelas vigentes no âmbito da Deliberação nº 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/25***
	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/25***
	Laguna Monsarás	E25L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Cacimbas	E27	E27	agosto/22 a março/25***
	Lagoa Cacimbas	E27L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Areão	E23	N/A	outubro/18 a setembro/19
Lagos	Lago do Limão/ColatinaES	E18	LLM 03R	outubro/18 a julho/22 outubro/24 a março/25***
	Lago Nova	E19	LVN 02R	outubro/18 a março/25***
	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/25***
	Reservatório de Mascarenhas	ERM	UHE MAS	agosto/22 a março/25***
Calha	Calha Rio Doce – Montante do reservatório UHE Mascarenhas/Baixo Guandu-ES	N/A	RDO 11	outubro/24 a março/25***
	Calha Rio Doce/Colatina-ES	N/A	RDO 12	outubro/24 a março/25***
	Calha Rio Doce/Marilândia-ES	N/A	RDO 14	outubro/24 a março/25***
	Calha Rio Doce/Linhares-ES	E21	RDO 15	outubro/18 a março/25***
	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/25***
Tributários	Rio Guandu/Trecho baixo	N/A	RGU 02	outubro/24 a março/25***
	Guandú	E17	N/A	outubro/18 a julho/22
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	N/A	RMH 01	outubro/24 a março/25***
	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/2025 refere-se ao último período de dados coletados com resultados reportados no presente relatório (RSE2025).				

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 amostragens foram realizadas na malha amostral com cinco estações na calha fluvial do rio Doce (E0a, E0, E21, E26 e E26f), no rio tributário (Rio Manhuaçu, E2), em três lagos, com profundidade média superior a 3,0 m (Lagos Nova – E19, Juparanã – E20 e Palmas E28), em três lagoas com profundidade média inferior a 3,0 m (Lagoas Areal - E24, Monsarás – E25 e Cacimbas E27) e em dois reservatórios, Aimorés – ERA e Mascarenhas – ERM.

A estação amostral do Rio Guandú (E17) foi descontinuada em agosto de 2022 (da Transição para o novo Ciclo) devido aos elevados valores de material particulado em suspensão e turbidez que dificultam o uso dessa estação como ambiente fluvial de referência. A partir de agosto de 2022, no início do novo Ciclo PMBA/FEST (pré-Deliberação 803/24), foi incluído o Rio Manhuaçu (E2). Na calha fluvial do rio Doce as estações amostrais foram ampliadas para cinco, sendo implementada uma estação à montante da represa de Aimorés (rio Doce em Resplendor, MG - E0a) para servir como referência ao material carreado pelo rio antes do potencial retenção de materiais pelas represas (Aimorés e Mascarenhas). À jusante das barragens o monitoramento continua a ser desenvolvido na estação de Itapina, Colatina. ES - E0 que serve como comparação para as condições da estação de Resplendor. A próxima estação à jusante é Linhares – E21 que continua sendo monitorada desde outubro de 2018 e servindo como referência para estimativa dos fluxos hidrológicos de sedimentos, nutrientes e metais. A estação E-22, intermediária entre Linhares – E21 e Regência – E26, foi descontinuada devido às dificuldades de acessibilidade durante o período de baixa vazão fluvial e os impedimentos de navegação devido aos extensos bancos de areia na calha do rio Doce. A estação de Regência – E26 continua em monitoramento desde outubro de 2018. Uma nova estação amostral foi estabelecida em área de remanso próximo da desembocadura do rio Doce no mar (E26F). Essa estação está sujeita à intrusão da cunha salina e, portanto, é um importante sítio para dissolução e precipitação de elementos químicos dissolvidos na água, além de possibilitar a deposição de sedimentos finos.

Em relação aos ecossistemas lacustres, devido a impedimentos para acesso à propriedade, a estação da Lagoa Areão - E23 foi descontinuada. Em substituição a Lagoa do Areão foi inserida a Lagoa

Cacimbas (E27) em agosto de 2022 (novo Ciclo PMBA/FEST), localizada a cerca de 5 km a oeste da Vila de Regência. A Lagoa Monsarás continua sendo monitorada desde outubro de 2018, porém a estação E25a no canal de conexão entre as Lagoas do Martins e Monsarás foi descontinuada. Quanto aos lagos, a estação do Lago do Limão – E18 foi substituída pela estação E28 no Lago Palmas. O Lago Palmas, embora também tenha conexão fluvial com o rio Doce por córrego de drenagem, é bastante profundo ($Z_{\text{máx}} = 50,0\text{m}$ e $Z_{\text{méd}} = 21,4\text{m}$) e, portanto, representa um importante ecossistema de referência, sobretudo pela considerável extensão da coluna d'água e condições favoráveis para deposição de sedimentos no fundo da bacia lacustre (Barroso et al., 2014).

Desde o início do novo Ciclo, em agosto de 2022, as estações litorâneas foram incluídas no programa de monitoramento em todos os lagos e lagoas, trazendo uma nova abordagem de amostragem em diferentes profundidades (meia água e compartimento de sedimentos). Antes disso, as amostragens eram realizadas exclusivamente no fundo, sem incluir outras profundidades. A amostragem na zona litorânea deve-se as condições de menor profundidade, coluna d'água potencialmente toda iluminada e proximidade do sedimento, promovendo um ambiente físico e químico distinto para as comunidades de macrófitas aquáticas, perifíton e zooplâncton.

A partir de agosto de 2022, foram estabelecidas estações amostrais nas represas Aimorés – ERA e Mascarenhas – ERM com localização na região mais próxima das barragens, respeitando a zona de segurança para navegação nos reservatórios. Não há amostragem na zona litorânea das represas.

A partir da campanha 64, e em conformidade com a Deliberação nº 803/24 (com vigência a partir de outubro de 2024), a malha amostral foi atualizada. Houve a reinclusão de pontos antes descontinuados, como a estação RGU02 (antiga E17, Rio Guandu) e LLM03R (antiga E18, Lago do Limão). Houve também realocação das estações RDO12 (antiga E0), RMH01 (antiga E2, Rio Manhuaçu) e UHE AIM (antiga ERA, reservatório de Aimorés), de modo a aprimorar a representatividade espacial e atender critérios logísticos de navegação. Adicionalmente, as novas estações RDO14 e RDO11 foram inseridas na calha principal do rio Doce. Por outro lado, as estações litorâneas, incluídas a partir de 2022, foram descontinuadas na nova malha, redirecionando os esforços de amostragem para as regiões centrais e profundas dos sistemas aquáticos monitorados.

As coletas de água (materiais particulados em suspensão – MPS) e sedimentos para análises mineralógicas no Laboratório de Gênese e Mineralogia de Solos – LAGEM da UFES foram realizadas pelo Tema Limnologia conforme descrito abaixo.

Nas estações amostrais fluviais, a amostragem foi feita no meio da calha do rio. Para coleta de água subsuperficial foi utilizada garrafa de Niskin (2,8 L) com montagem horizontal, e para coleta de sedimento de fundo foi utilizada draga de van Veen.

Nas estações lacustres do tipo lagos ($Z_{\text{méd}} > 3,0\text{ m}$) foi feita coleta de água com garrafa de Niskin (2,8 L) com montagem vertical nas profundidades de subsuperfície, 1 % de luz (i.e., radiação fotossintética ativa) e 1,0 m próximo ao fundo. Nas lagoas e na laguna ($Z_{\text{méd}} < 3,0\text{ m}$), a coleta de água foi feita no meio da coluna d'água. Nos reservatórios a amostragem foi feita conforme os lagos.

Amostras de água para difratometria de raios X foram coletadas em frascos de polipropileno (1 L) previamente descontaminados para posterior filtração de partículas em membranas de acetato/éster de celulose 47 mm e 0,45 µm.

Em todas as estações amostrais, as coletas de sedimento de fundo foram feitas com amostrador do tipo Ekman. As amostras de sedimentos para difratometria de raios X, suscetibilidade magnética e extrações seletivas de oxihidróxidos de Fe foram acondicionadas em sacos plásticos do tipo zip bag previamente descontaminados.

2.2 ANÁLISE

2.2.1 Difratometria de raios X (DRX)

As amostras de sedimentos e materiais particulados em suspensão (MPS) foram analisadas por difração de raios X em aparelho RIGAKU MINIFLEX 600C com radiação CuK α e operado a 40 kV e 15 mA. Os padrões de difração foram gerados em modo contínuo a uma velocidade de 1,2 °2 θ min⁻¹, passo de 0,02 °2 θ s⁻¹ e varredura de 4 a 70 °2 θ . As amostras foram montadas em lâminas escavadas (não orientadas) após trituração em almofariz de ágata para redução do tamanho de partículas (< 10 µm) seguindo as recomendações de Bish & Reynolds Junior (1989) para análises quantitativas de fases minerais.

A composição mineralógica foi identificada nos padrões de DRX a partir do reconhecimento da posição e intensidade relativa dos picos de difração dos planos atômicos dos minerais. Para isso, o software MATCH! (versão 3.10) e fichas CPDS (Putz & Brandenburg, 2015; Mincrust, 2022) foram utilizadas. A análise semiquantitativa dos minerais foi realizada pelo método da relação de intensidade de referência-RIR (I/I_c) (Visser & Wolff, 1964), usando o software MATCH! (versão 3.10) (Putz & Brandenburg, 2015). A avaliação da qualidade final do processo de quantificação (ajuste do refinamento) foi baseada no índice de Bragg (Rp) (Young, 1995).

2.2.2 Suscetibilidade magnética

Um sistema Bartington MS3 (Bartington Instruments LTD, Oxford, England), acoplado a um sensor MS2B, operado em baixa (κ_{lf}) (0,47 kHz) e alta (κ_{hf}) (4,70 kHz) frequências, foi usado para determinação da suscetibilidade magnética volumétrica (κ , adimensional). Alíquotas de 10 cm³ de amostras de sedimento, previamente trituradas e passadas em peneira de 0,25 mm (60 mesh), foram obtidas para as medições (Camêlo et al., 2018). A suscetibilidade magnética por unidade de massa (χ_{lf}) foi calculada, a partir da suscetibilidade magnética volumétrica, pela equação $\chi_{lf} = (10 \times \kappa_{lf}) / m$, em que m é a massa da amostra, e a suscetibilidade magnética dependente da frequência (χ_{fd} , %), pela equação $\chi_{fd} = 100 \times [(\chi_{lf} - \chi_{hf}) / \chi_{lf}]$ (Dearing, 1999).

2.2.3 Extrações seletivas de oxihidróxidos de Fe

Nos sedimentos foram realizadas três extrações sucessivas com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) a 60 °C, para remoção das formas cristalinas (hematita, goethita e maghemita) e pobremente cristalinas (ferridrita e lepidocrocita) de oxihidróxidos de ferro (Mehra & Jackson, 1960), e uma única extração com 0,2 mol L⁻¹ de oxalato ácido de amônio (OAA) a pH 3,0, para remoção apenas das formas pobremente cristalinas (ferridrita e lepidocrocita) (McKeague & Day, 1966). Os teores de Fe e Mn extraídos por DCB (Fe_d e Mn_d) e OAA (Fe_o e Mn_o) foram determinados por espectroscopia de absorção atômica. O índice de cristalinidade dos oxihidróxidos de ferro foi obtido a partir da relação Fe_o/Fe_d (Cornell & Schwertmann, 2003; Camêlo et al., 2017).

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Ao longo da evolução do PMBA/Fest-UFES, o Tema Mineralogia, antes componente do Tema Limnologia, percebeu a necessidade de ampliar o conjunto de análises mineralógicas. Isso para aumentar o detalhamento das informações dos constituintes mineralógicos dos sedimentos, especialmente dos oxihidróxidos de ferro, principal grupo mineralógico traçador do Material Ligado ao Desastre (MLD) de mineração de Fe da Barragem de Fundão em ecossistemas impactados na bacia do rio Doce (Queiroz et al., 2022), e ambiente marinho adjacente (Orlando et al., 2020). Assim, no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES, além da composição mineralógica obtida por difração de raios X, acrescentamos os seguintes indicadores: Fe_d, Fe_o, Fe_o/Fe_d, Mn_d, Mn_o e a suscetibilidade magnética, todos obtidos em sedimentos.

Uma vez que não se conseguia obter quantidades de MPS suficientes para o completo preenchimento de lâminas escavadas (montagem em pó não orientado) a fim de identificar e estimar sua composição mineralógica, nós adotamos o método de montagem de lâminas por gotejamento, que promove a orientação preferencial de minerais laminares e alongados. Embora útil em contextos específicos, quando a concentração de MPS é insuficiente para a montagem de lâminas não orientadas (método do pó), esse método de preparo de lâminas orientadas não é adequado para análises quantitativas da composição mineral, sendo restrito apenas a análises qualitativas (identificação composicional).

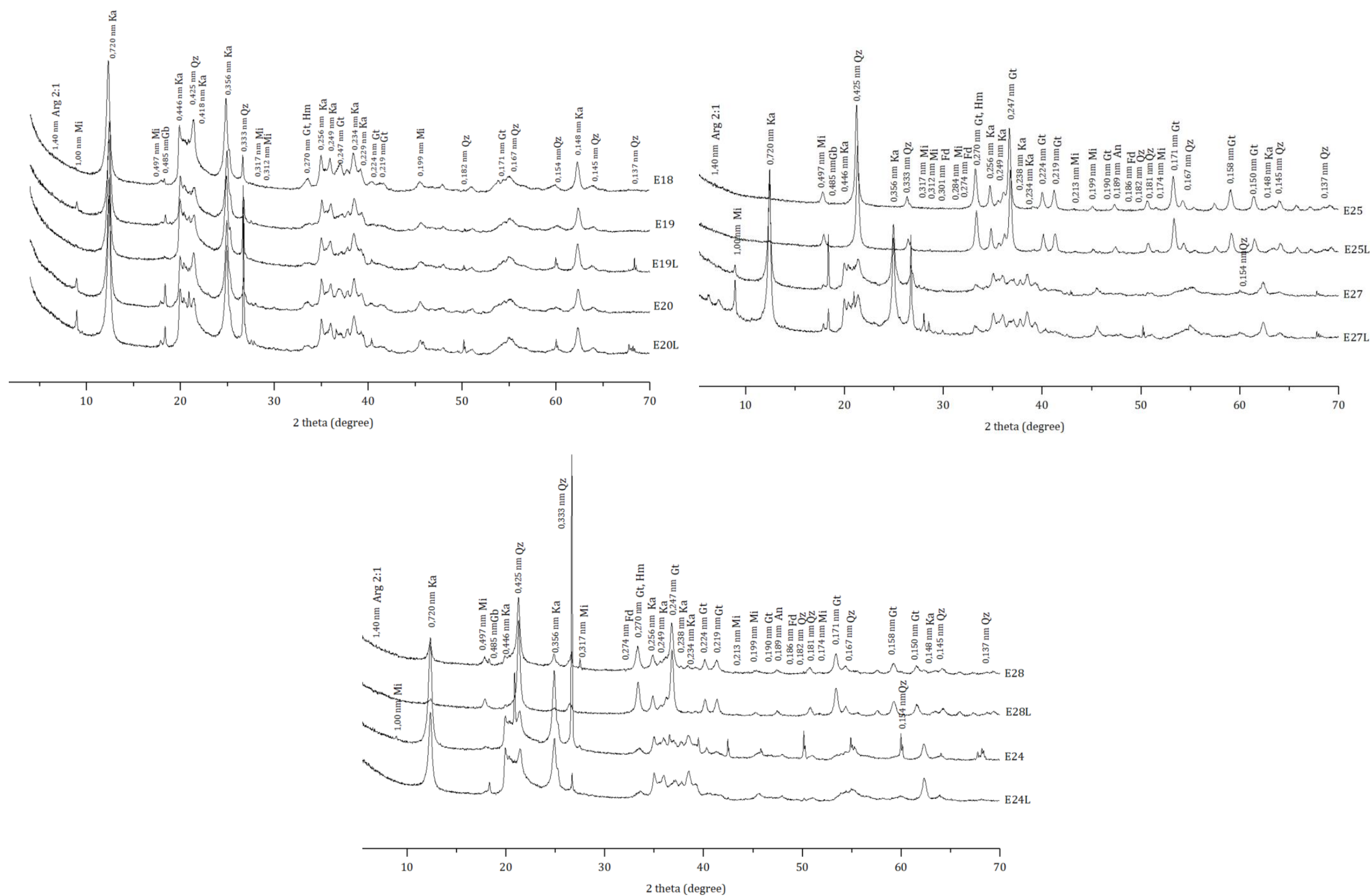
3 RESULTADOS DOS INDICADORES

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

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

3.1 COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA (SEDIMENTOS)

Figura 1: Padrões de raios-X da fração lama (< 63 µm) de ambientes lacustres monitorados entre setembro de 2018 e março de 2025. As estações incluem o Lago Nova (E19); Lago Juparanã (E20); Lago Palmas (E28); Lagoa Areal (E24); Laguna Monsarás (E25); Lagoa Cacimbas (E27); e o Lago do Limão (E18, LLM03R). Minerais identificados incluem: Mi = mica (muscovita e/ou biotita), Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio, Rt = rutilo, Fd = feldspato-K, Hr = hornblenda, Arg 2:1 = argilomineral 2:1 (vermiculita e/ou esmectita). "L" indica amostras coletadas na região litorânea das estações. Para a estação E20, não foram realizadas coletas após setembro de 2024, em conformidade com a Deliberação CIF nº 803, de 8 de agosto de 2024.



A mineralogia dos sedimentos (lama) nas estações dos lagos (Lagos Nova – E19, Juparanã – E20, Limão – E18 e Palmas E28) e lagoas (Lagoas Areal - E24, Monsarás – E25 e Cacimbas E27) é composta por argilominerais 2:1 (vermiculita e/ou esmectita), caulinita, quartzo, mica (muscovita e/ou biotita), goethita, hematita, gibbsita, anatásio e feldspato-K. A análise de difração de raios-X (Figura 1) confirma essa composição, evidenciando predominância de silicatos, principalmente caulinita e quartzo. Essa composição mineralógica é comum em sedimentos de ambientes dulcícolas na bacia do rio Doce (Pacheco, 2015; Orlando et al., 2020; Duarte et al., 2021). Além disso, os dados desde o início do monitoramento indicam que o perfil mineralógico das estações dos lagos e lagoas não sofreu variações qualitativas significativas, reafirmando a estabilidade da assembleia mineral. Para a estação E20, não foram realizadas coletas após outubro de 2024, em conformidade com a Deliberação CIF nº 803, de 8 de agosto de 2024.

Tabela 1. Valores médios de caulinita, oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita), TiO_2 (rutilo e anatásio), gibbsita, quartzo e mica (muscovita e/ou biotita), principais minerais em amostras da fração lama ($< 63 \mu\text{m}$) de ambientes lacustres monitorados entre setembro de 2018 e janeiro de 2025. As estações incluem o Lago Nova (E19); Lago Juparanã (E20); Lago Palmas (E28); Lagoa Areal (E24); Laguna Monsarás (E25); Lagoa Cacimbas (E27); e o Lago do Limão (E18, LLM03R). Para a estação E20, não foram realizadas coletas após outubro de 2024, em conformidade com a Deliberação CIF nº 803, de 8 de agosto de 2024.

Estação amostral	Caulinita	Oxihidróxidos de Fe	TiO_2 ($\mu\%$)	Gibbsita	Quartzo	Mica
E18/LLM 03 – (Lago Limão)	75,81	11,83	2,78	2,68	3,29	3,85
E19/LNVØ2R (Lago Nova)	74,73	8,11	3,86	4,05	4,53	4,23
E19L/LNVØ2R (Lago Nova)	71,52	5,94	2,48	7,54	8,38	0
E20 (Lago Juparanã)	70,82	12,88	4,37	5,53	2,50	3,47
E20L (Lago Juparanã)	71,94	9,44	3,54	3,94	4,50	5,30
E23 (Lago Areão)	78,12	7,07	2,45	0,98	5,64	5,75
E28: Lago Palmas	72,85	7,49	5,90	6,49	5,76	0,31
E28L: Lago Palmas	62,96	5,80	3,66	4,52	19,56	1,69
E24/LAL01 (Lagoa Areal)	26,77	65,21	0,89	2,36	3,04	5,20
E24L/LAL01 (Lagoa Areal)	33,48	52,34	0	8,86	4,42	1,85
E25/LMN02R (Laguna Monsarás)	72,15	7,62	3,13	3,06	9,28	4,52
E25L/LMN02R (Laguna Monsarás)	68,95	9,15	3,12	4,06	9,22	5,08
E27: Lagoa Cacimbas	11,19	82,29	0,79	2,03	2,31	4,04
E27L: Lagoa Cacimbas	13,18	76,78	0,55	3,09	2,43	3,04

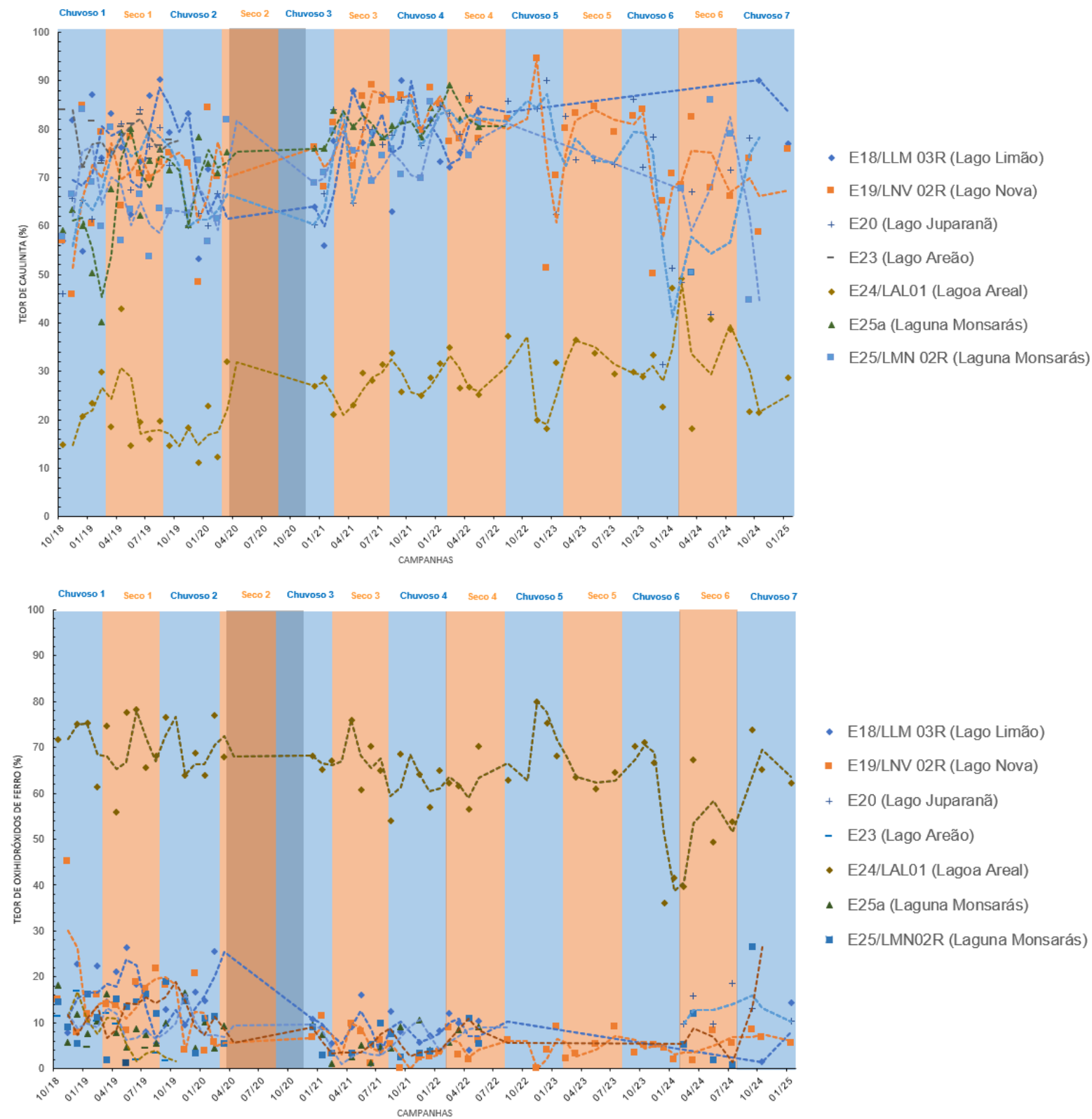
A caulinita é o principal constituinte mineral dos sedimentos (lama) dos lagos e lagoas, sendo predominante na fração argila (partículas $< 0,002 \text{ mm}$) dos solos tropicais (Tabela 1). Esse mineral é preferencialmente erodido, gerando sedimentos cauliníticos. O incremento da caulinita e outros minerais (exemplo: mica) nos lagos e lagoas também ocorre pela intrusão periódica de sedimentos fluviais. Estudos mostraram que esse filossilicato predomina nos sedimentos do rio Doce, antes e após o rompimento da barragem de Fundão (Pacheco, 2015; Duarte et al., 2021). Os oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita), embora sejam fases secundárias na maior parte dos sedimentos dos lagos e lagoas, desempenham um papel fundamental como a principal fonte de contaminantes na Bacia do rio Doce, especialmente em consequência do rompimento da barragem de Fundão (Camêlo et al., 2024; Davila et al., 2020; Gomes et al., 2017; Pires et al., 2003; Queiroz et al., 2018; Segura et al., 2016).

As estações das lagoas Areal (E24 e E24L) e Cacimbas (E27 e E27L) apresentam uma dominância mineralógica marcante de oxihidróxidos de ferro, particularmente de goethita. Essa característica indica o potencial dessas lagoas como locais de acúmulo de Materiais Ligados ao Desastre de mineração, dada sua localização estratégica próxima à Foz do rio Doce. A composição mineralógica distinta observada nesses sedimentos, em comparação com os demais setores do ambiente dulcícola, sugere que uma parcela significativa dos materiais depositados não se origina da erosão dos solos da paisagem local, como ocorre em outros lagos e lagoas.

É plausível, portanto, que a goethita seja predominantemente autigênica, formada a partir da ferridrita, um oxihidróxido de ferro pouco ordenado comumente encontrado em sedimentos de lagos e lagoas (Schwertmann e Murad, 1983; Cornell e Schwertmann, 2003; Yee et al., 2006). A conversão da ferridrita em goethita ocorre de maneira espontânea em soluções ácidas ou básicas, por meio de um processo que envolve, inicialmente, a dissolução da ferridrita. Posteriormente, a partir de íons monovalentes de Fe(III) em solução, como $[\text{Fe}(\text{OH})_2^+]$ e $[\text{Fe}(\text{OH})_4^-]$, ocorre a precipitação que dá origem à goethita (Schwertmann e Murad, 1983). Já em soluções próximas à neutralidade, a ferridrita, altamente insolúvel, só é convertida em goethita na presença de Fe(II), que atua como agente redutor essencial nesse contexto (Yee et al., 2006).

Adicionalmente, os ambientes estuarinos, caracterizados pela interação entre água doce e salgada, favorecem naturalmente o acúmulo de oxihidróxidos de ferro. Esse processo ocorre devido a uma combinação de fatores, como a decomposição de matéria orgânica, reações redox e a precipitação de sulfetos de ferro, que são amplamente documentados na literatura (Yang et al., 2020; Queiroz et al., 2021; Barcellos et al., 2022; García-Gamero et al., 2022). Estes fatores tornam essas áreas não apenas importantes do ponto de vista geológico, mas também ecotóxicos, dado o impacto ambiental relacionado ao transporte e deposição de contaminantes associados aos minerais.

Figura 2: Série temporal dos teores de caulinita e oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita) em amostras da fração lama (partículas < 63 µm) de ambientes lacustres monitorados de outubro de 2018 a janeiro de 2025. A figura apresenta exclusivamente as estações amostrais iniciadas antes do Novo Ciclo PMBA: Lago Limão (E18); Lago Nova (E19); Lago Juparanã (E20); Lagoa Areão (E23); Lagoa Areal (E24); e Laguna Monsarás (E25). Observações: i) Os pontos indicam valores do mineral quantificados na estação amostral, enquanto a linha tracejada indica a média móvel dos valores quantificados para a estação temporal. ii) a faixa cinza nos gráficos abrange o período de suspensão das atividades de campo do PMBA/Fest-UFES devido à COVID-19 (março/2020 a novembro/2020); iii) a ausência de informações sobre as estações amostrais E18, E23, E25 e E25a após o período de 04/22 indicam descontinuação dessas estações no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES; iv) Período chuvoso (outubro a março) e período seco (abril a setembro).

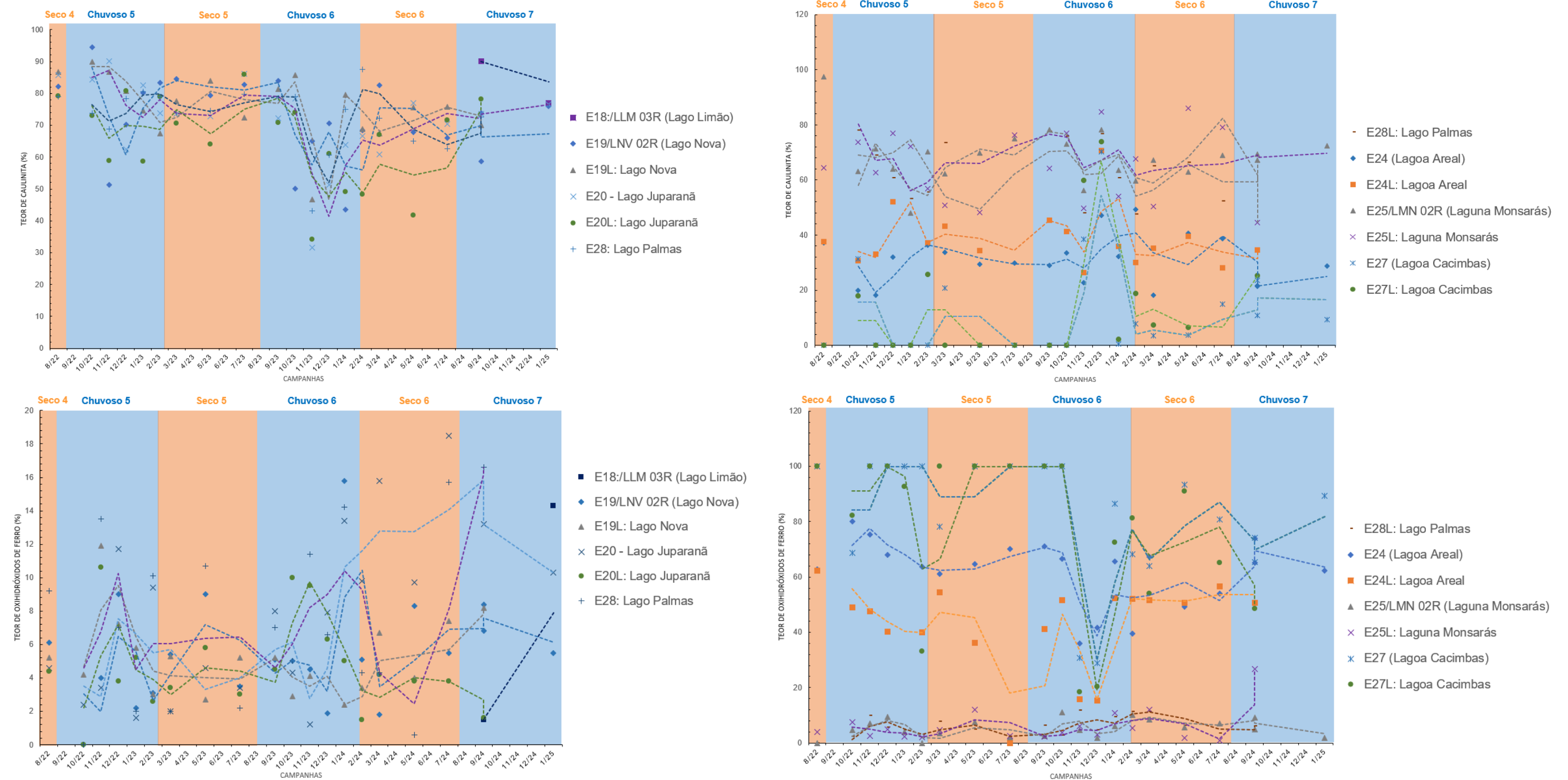


Ao longo do monitoramento PMBA/Fest-UFES (10/18 a 01/25), os teores de caulinita mostraram uma tendência de ligeiro aumento até a coleta no período seco em 08/22. A partir da coleta no período chuvoso em 10/22, as médias móveis das estações dos lagos Nova e Juparanã (E19 e E20) e lagoa Areal (E24) indicaram uma redução nos teores de caulinita (Figura 2). Esse comportamento está possivelmente relacionado ao período seco observado no final de 2022 na região do Baixo rio Doce, que pode ter diminuído o aporte de sedimentos ricos em caulinita oriundos dos solos a montante. Por outro lado, na lagoa Areal (E24) a tendência foi de aumento dos teores de caulinita.

Os teores de caulinita também apresentaram variações sazonais, com diferenças notáveis entre os períodos secos e chuvosos, especialmente após as campanhas realizadas em 10/22. Durante os períodos secos, os teores de caulinita nos sedimentos tendem a aumentar, enquanto nos períodos chuvosos ocorre uma redução. Esse fenômeno pode ser explicado pelo maior fluxo turbulento das águas em períodos chuvosos (Garcia et al., 2018). Nessas condições, a caulinita, devido à sua facilidade de dispersão físico-química, é deslocada do sedimento de fundo para compor o material particulado em suspensão. O oposto ocorre nos períodos secos, quando as condições de menor turbulência favorecem sua deposição nos sedimentos.

Em contrapartida, a série temporal das médias móveis dos teores de oxihidróxidos de ferro não seguiu a mesma tendência observada para a caulinita (Figura 2). A constância desses teores pode ser atribuída à capacidade de floculação dos oxihidróxidos de ferro, que reduz sua suscetibilidade ao transporte hidrodinâmico (Chibowski, 2011). Contudo, na estação da lagoa Areal (E24), observou-se uma redução nos teores de oxihidróxidos de ferro no período chuvoso 6 e aumento no 7. Esse comportamento pode estar associado a fenômenos bioquímicos de ciclagem de ferro (Vepraskas et al., 2016), possivelmente influenciados por processos marinhos, dada a proximidade da estação com a costa.

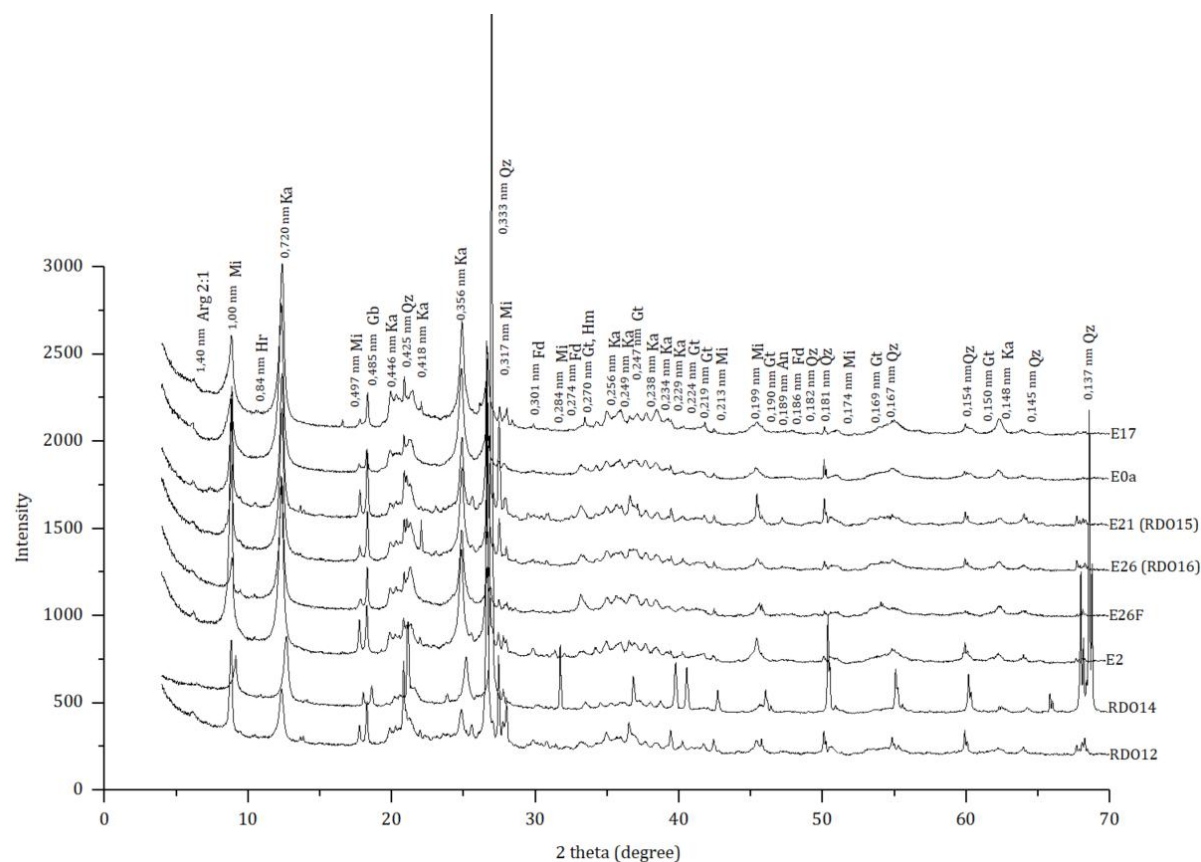
Figura 3: Teores de caulinita e oxihidróxidos de Fe (goethita + hematita) em amostras da fração lama (partículas < 63 µm) de ambientes lacustres monitorados a partir de agosto de 2022 (Novo Ciclo PMBA). As estações incluem: Lago Nova (E19), Lago Juparanã (E20), Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24), Laguna Monsarás (E25), Lagoa Cacimbas (E27) e Lago do Limão (E18). O período de suspensão das atividades de campo do PMBA/Fest-UFES devido à COVID-19 abrange os meses de março a novembro de 2020. Para a estação E20, não foram realizadas coletas após outubro de 2024, em conformidade com a Deliberação CIF nº 803, de 8 de agosto de 2024.



A composição mineralógica da fração lama proveniente dos lagos (Lagos Nova – E19, Limão - E18, Juparanã – E20 e Palmas- E28) e lagoas (Lagoas Areal - E24, Monsarás – E25 e Cacimbas- E27) monitorados no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES demonstraram variações em padrões consistentes com os ciclos anteriores. A média móvel das estações dos lagos Nova, Juparanã e Palmas (E19L, E20, E20L, E28 e E28L) indicou uma redução nos teores de caulinita durante os períodos chuvosos 6 e 7, enquanto as amostras da lagoa Cacimbas (E27 e E27L) apresentaram um aumento no mesmo período (Figura 3). Nas estações ricas em caulinita, mais distantes da foz do rio Doce (como os lagos E19L, E20, E20L, E28 e E28L), o período chuvoso tende a reduzir a deposição de caulinita nos sedimentos de fundo devido ao aumento do fluxo turbulento e à consequente suspensão da caulinita na coluna d'água. Por outro lado, as estações amostrais com maiores concentrações de oxihidróxidos de ferro, como nas lagoas Areal e Cacimbas (E24, E24L, E27 e E27L), tendem a receber maior aporte de sedimentos ricos em caulinita oriundos dos solos do entorno, sendo mais sensíveis a incrementos de argila caulínica, dado seu déficit inicial deste mineral.

Considerando os dados ao longo do monitoramento, e com base nos resultados do teste de Mann-Kendall, padrões de tendência foram identificados. Nas estações dos lagos Nova e Juparanã (E19, E19L e E20L) foi detectada uma redução ou possível redução nos teores de caulinita, enquanto nas estações dos lagos Palmas (E28, E28L) e lagoa Areal (E24 e E24L), os teores de caulinita apresentaram uma tendência de aumento ou possível aumento. Dada a ausência de amostragens recentes, não foi possível conduzir o teste de Mann Kendall na estação amostral do Lago Limão (E18). A análise também revelou estabilidade nos teores de oxihidróxidos de ferro em diversas estações dos lagos Nova (E19F), Juparanã (E20), Palmas (E28) e lagoa Areal (E24L); e aumento nos lagos Nova (E19 e E19L), Juparanã (E20L) e lagoa Monsarás (E25L), sugerindo maior floculação ou estabilidade desses compostos. Por outro lado, as estações dos lagos Areal (E24) e Cacimbas (E27 e E27L) exibiram uma redução nos teores de oxihidróxidos de ferro, possivelmente associada a condições ambientais locais, como variações de redox ou maior influência de processos erosivos.

Figura 4: Padrões de raios-X da fração lama (partículas < 63 µm) dos ambientes fluviais do rio Doce e seus tributários, coletados de outubro de 2018 a janeiro de 2025, no âmbito do monitoramento PMBA/Fest-UFES. As amostras são provenientes de várias estações ao longo do sistema fluvial, incluindo o tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17); e a calha principal do rio Doce, com coletas a montante das represas de Aimorés e Mascarenhas nas estações E0a e RDO12, em trecho intermediário na estação E21 (Colatina, ES), e a jusante na estação E26 (Regência, ES), próxima à foz; estação E26F, localizada em área de remanso sujeita à intrusão salina; e as estações RDO14 e RDO11, ampliando a cobertura espacial ao longo do gradiente longitudinal do rio Doce. Minerais identificados: Mi = mica (muscovita e/ou biotita), Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, Rt = Rutilo, An = anatásio, Fd = feldspato-K, Hr= hornblenda. “L” indica amostras coletadas na região litorânea das estações. Para as estações E0a e E26F, não foram realizadas coletas após outubro de 2024, em conformidade com a Deliberação CIF nº 803, de 8 de agosto de 2024.



O perfil mineralógico dos sedimentos (fração lama) das estações amostrais da calha do rio Doce (E0a, E0, E21, E26, E26F, RDO14 e RDO11) e rios tributários (Rio Manhuaçu, E2 e Guandu, E17), monitoradas ao longo do PMBA/Fest-UFES, é representado na Figura 4. Em todos os padrões de difração de raios-X, predominam picos característicos de minerais silicatados, com destaque para a caulinita (Ka) e o quartzo (Qz). Além disso, foram detectados minerais 2:1, como vermiculita e/ou esmectita, embora em proporções menores quando comparados aos minerais predominantes. Esses minerais pertencem à classe dos argilominerais expansivos e têm uma presença consistente em ambientes tropicais (Melo et al., 2002), como os solos da Bacia do rio Doce, podendo desempenhar um papel importante na retenção de água e nutrientes nos sedimentos (Missana et al; 2021).

Não foram observadas mudanças qualitativas na assembleia mineralógica das estações amostrais fluviais ao longo do monitoramento, indicando uma estabilidade composicional que reflete as características geológicas e pedológicas da região. A presença de minerais 2:1, ainda que menos expressiva, ressalta a diversidade mineralógica típica desses ambientes.

Tabela 2: Valores médios de caulinita, oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita), TiO_2 (rutilo e anatásio), gibssita, quartzo e mica (muscovita e/ou biotita), principais minerais em amostras da fração lama (partículas < 63 μm) dos ambientes fluviais do rio Doce e seus tributários, coletados de outubro de 2018 a janeiro de 2025, monitorados no PMBA/Fest-UFES. As amostras são provenientes de várias estações ao longo do sistema fluvial, incluindo o tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17); a calha principal do rio Doce, com coletas a montante das represas de Aimorés e Mascarenhas nas estações E0a e RDO12 (realocada, E0), em trecho intermediário na estação E21 (Colatina, ES), e a jusante na estação E26 (Regência, ES), próxima à foz; estação E26F, localizada em área de remanso sujeita à intrusão salina; e as estações RDO14 e RDO11, ampliando a cobertura espacial ao longo do gradiente longitudinal do rio Doce. Para as estações E0a e E26F, não foram realizadas coletas após outubro de 2024, em conformidade com a Deliberação Cif nº 803, de 8 de agosto de 2024.

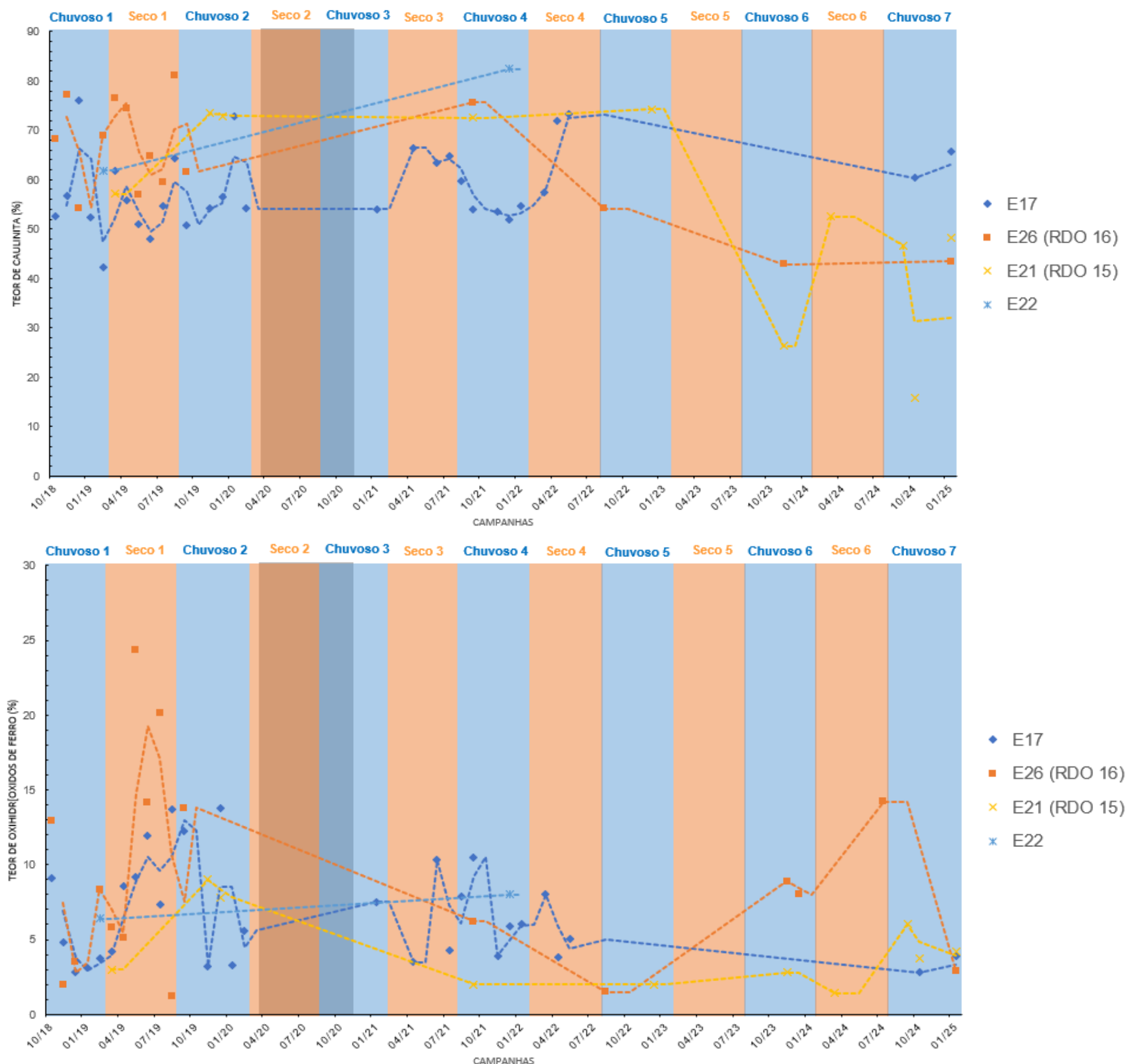
	Caulinita	Oxihidróxidos de Fe	TiO_2 $\mu\%$	Gibbsita	Quartzo	Mica
E17/RGU 02 (Rio Guandu)	58,51	6,66	2,00	3,89	21,09	7,77
E26: RD - Regência	63,98	9,00	1,91	5,34	17,39	9,74
E26F: RD - Foz	55,34	3,58	3,35	4,84	11,13	3,60
E0a: RD - Resplendor	62,3	4,8	1,5	4,3	16,9	7,4
E0: RD - Itapina	54,2	1,6	0,6	8,2	20,5	14,9
E2: Rio Manhuaçu	61,2	2,4	2,8	4,8	18,5	10,7
E21: RD - Linhares	44,0	3,4	1,0	7,7	21,3	19,1
E22 (Povoação)	72,10	7,20	1,35	3,00	12,80	3,55
RDO 11 (RD Baixo Guandu)	23,6	2,3	0,1	6,5	24,4	34,7
RDO 14 (RD Marilândia)	56,2	2,2	0	3,6	54,7	7,1

Na maioria das estações amostrais, o principal constituinte mineral dos sedimentos (lama) da calha do rio Doce (E0a, E0, E21, E26, E22, RDO11 e RDO14), tributário (E2 e E17) e foz (E26F) continua sendo a caulinita, com teores variando de 23,6% a 72,1% (Tabela 2). Este mineral, amplamente presente na fração argila dos solos tropicais, é reconhecido por sua abundância na maioria dos solos do Brasil (Schaefer et al., 2008). Mica e quartzo aparecem como constituintes secundários importantes, com

teores de mica variando de 3,55% a 34,7%, sendo mais expressiva nas estações da calha do rio Doce (E21-15,81%; e E0-12,8%), enquanto o quartzo apresenta maior concentração na calha do rio Doce (E0-23,1%), Rio Guandu (E17-21,64%) e Baixo Rio Guandu (34,7%-RDO11). Por outro lado, os oxihidróxidos de ferro, como goethita e hematita, se mantêm como fases minoritárias nos sedimentos fluviais, com teores variando de 1,6% na calha do rio Doce (E0) a 9,0% também na calha do rio Doce (E26). Apesar de sua baixa presença relativa nos sedimentos fluviais, esses minerais têm um papel ambiental importante, pois atuam como potenciais fontes de contaminantes nos ecossistemas da Bacia do rio Doce. Estudos recentes apontam que os oxihidróxidos de ferro, particularmente a goethita, desempenham um papel crítico na retenção e liberação de contaminantes associados aos Materiais Ligados ao Desastre de mineração (Camêlo et al., 2024; Davila et al., 2020; Gabriel et al., 2021; Queiroz et al., 2021, 2018).

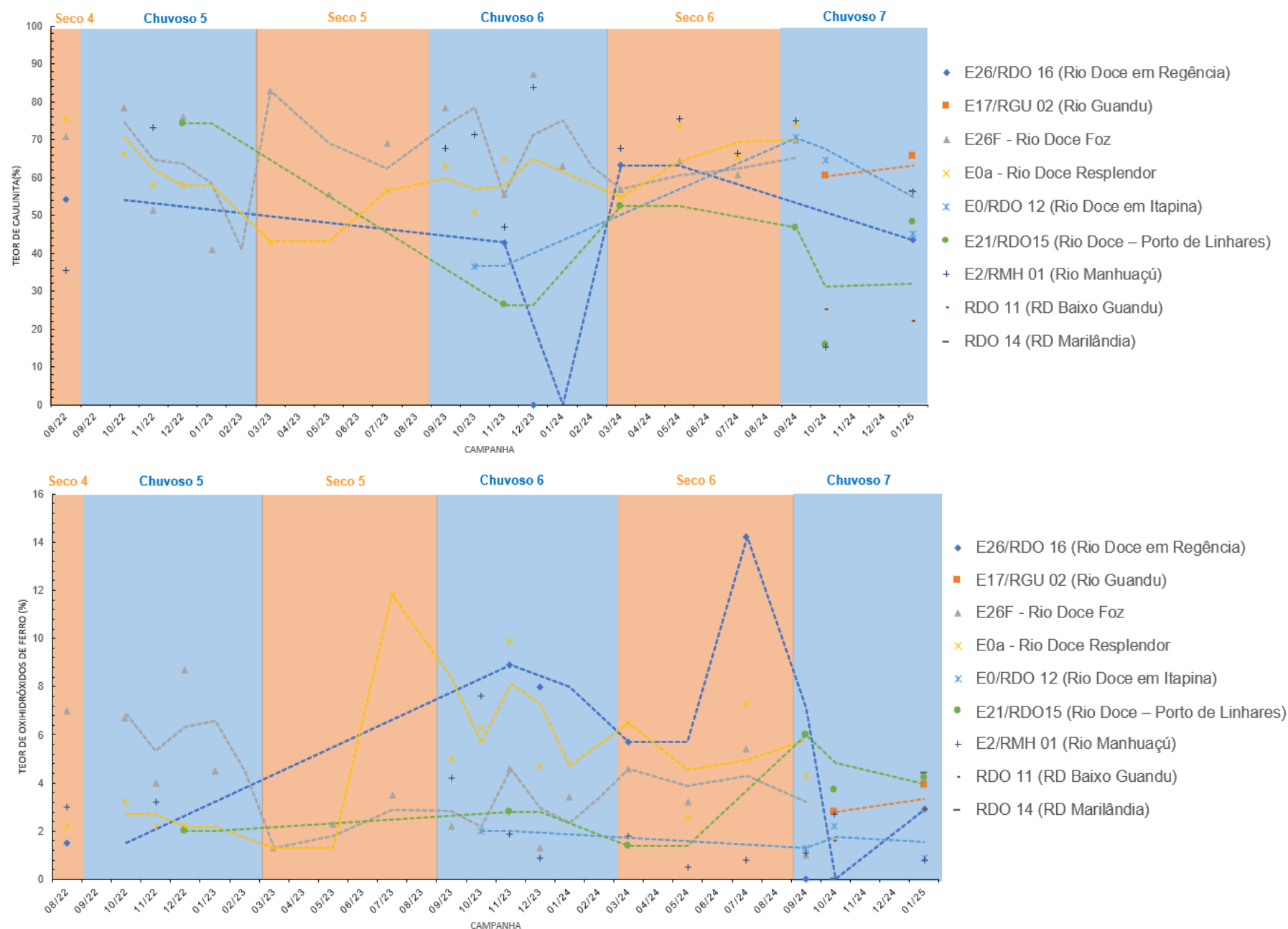
Especificamente, a goethita tem sido identificada como o principal mineral pedogênico responsável pela liberação de metais pesados e outros contaminantes dos Materiais Ligados ao Desastre de mineração (Camêlo et al., 2024). Este comportamento é particularmente relevante nas estações da calha do rio Doce (E26) e Foz (E26F), onde os oxihidróxidos de ferro apresentam os teores mais elevados, sugerindo uma maior influência de processos de ciclagem geoquímica e interações entre os sedimentos mais próximos à foz do rio Doce. A presença de gibbsita e TiO_2 , embora em menores concentrações, também reflete a composição mineralógica característica da Bacia do rio Doce. A gibbsita apresenta valores mais altos na calha do rio (E0- 8,4%), evidenciando a influência de processos de intemperismo intenso nos sedimentos fluviais.

Figura 5: Série temporal e teores de caulinita e oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita) em amostras da fração lama (partículas < 63 µm) dos ambientes fluviais do rio Doce e seus tributários, coletados de outubro de 2018 a março de 2025, monitorados no PMBA/Fest-UFES. A figura apresenta exclusivamente as estações amostrais iniciadas antes do Novo Ciclo PMBA. As amostras incluem estação do Rio Guandú (E17); a calha fluvial do rio Doce, com amostras de midstream na estação E21 em Colatina e E22 em Povoação (descontinuada) e downstream na estação E26 próxima à foz, cada uma representando as variações ao longo do rio. Observações: i) Os pontos indicam os valores quantificados do mineral na estação amostral enquanto a linha tracejada indica a média móvel dos valores quantificados para a estação temporal. ii) a faixa cinza nos gráficos abrange o período de suspensão das atividades de campo do PMBA/Fest-UFES devido à COVID-19 (março/2020 a novembro/2020); iii) a ausência de informações sobre as estações amostrais E17 e E22 após o período do Novo Ciclo PMBA, indicam descontinuação dessas estações no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES e lacunas de dados indicam amostras impossibilitadas de coletadas por condições ambientais ou com quantidade insuficiente de lama para análise mineralógica (sedimento arenoso); iv) Período chuvoso (outubro a março) e período seco (abril a setembro).



Desde o início do monitoramento PMBA/Fest-UFES (09/18 a 09/24), os teores de caulinita apresentaram um leve aumento até a coleta do período seco em 08/22, conforme indicado pelas médias móveis (Figura 5). No entanto, a partir do período chuvoso em 10/22, as médias móveis das estações da calha do rio Doce (E21 e E26) indicaram uma redução considerável nos teores de caulinita. Esse comportamento pode estar relacionado ao período seco registrado no final de 2022 na região do Baixo rio Doce, que possivelmente reduziu o aporte de sedimentos ricos em caulinita oriundos dos solos a montante. Embora as médias móveis mostrem que, no geral, os teores de caulinita não apresentaram grandes variações entre os períodos secos e chuvosos ao longo do período monitorado, algumas flutuações sazonais foram observadas. Durante os períodos secos, a redução no transporte de sedimentos causada pela menor pluviosidade favorece a deposição relativa de minerais como os oxihidróxidos de ferro. Esse comportamento é evidente na estação na calha do rio Doce, estação E26, que apresentou um ligeiro aumento nos teores de oxihidróxidos de ferro durante o período seco 1, entre 06/19 e 08/19 e período seco 6. A quantidade de sedimentos que chega aos rios diminui significativamente durante os períodos de estiagem, especialmente na bacia do rio Doce, cujos solos possuem uma composição mineral com alta proporção de caulinita. Durante esses períodos, observa-se um aumento relativo nos teores de oxihidróxidos de ferro nos sedimentos depositados, devido à menor entrada de sedimentos finos ricos em caulinita e ao favorecimento da floculação e deposição de minerais metálicos. Esses padrões sazonais reforçam a influência das condições hidrossedimentares na composição mineralógica da bacia e destacam a importância de monitorar as variações sazonais para compreender a dinâmica dos sedimentos fluviais.

Figura 6: Teores de caulinita e oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita) em amostras da fração lama (partículas < 63 µm) dos ambientes fluviais do rio Doce e seus tributários, monitorados no PMBA/Fest-UFES. As amostras são provenientes de várias estações ao longo do sistema fluvial, incluindo o tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17); e a calha principal do rio Doce, com coletas a montante das represas de Aimorés e Mascarenhas nas estações E0a e RDO12 (realocada, E0), em trecho intermediário na estação E21 (Colatina, ES), e a jusante na estação E26 (Regência, ES), próxima à foz; estação E26F e as estações RDO14 e RDO11, ampliando a cobertura espacial ao longo do gradiente longitudinal do rio Doce. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.

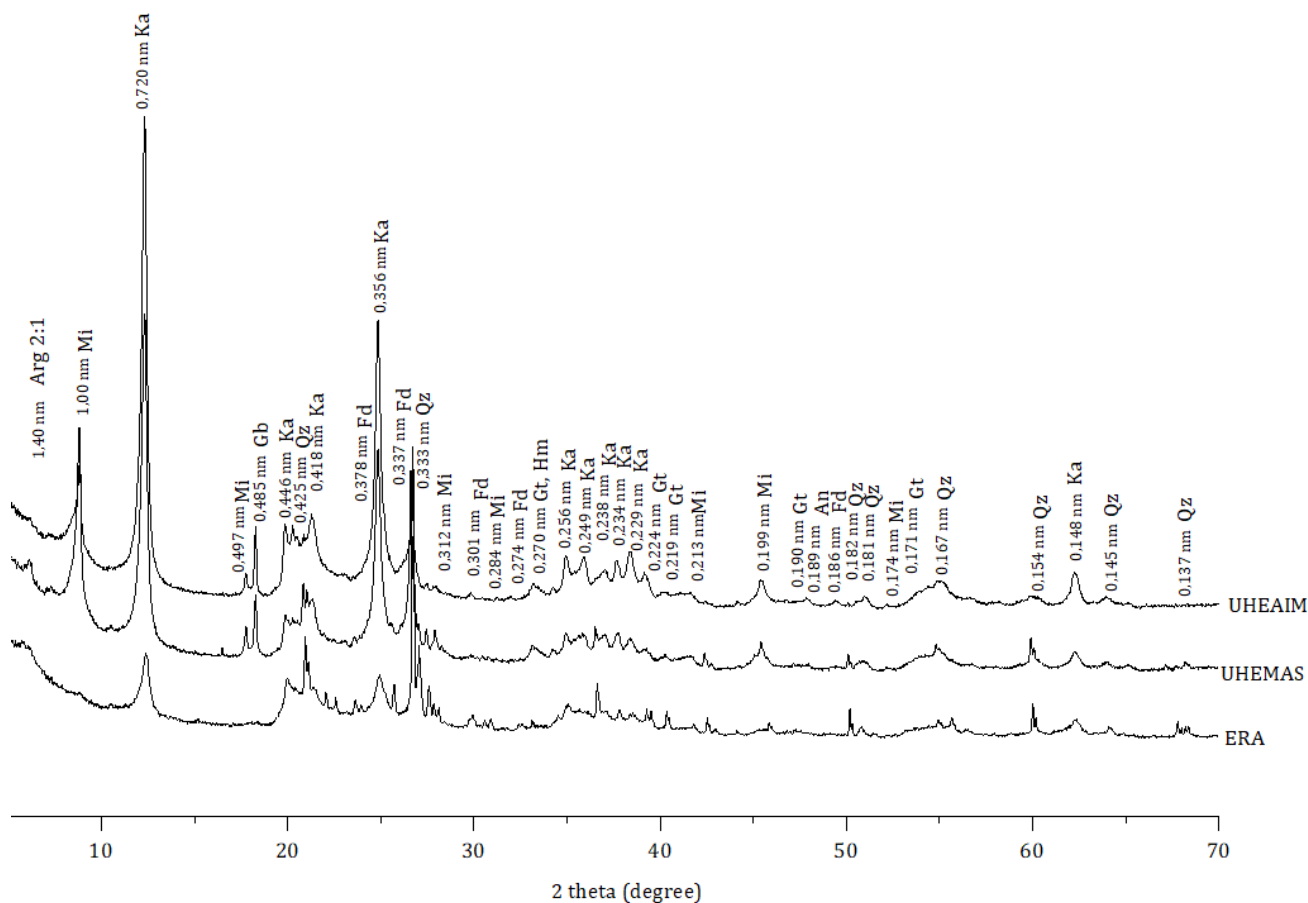


A composição mineralógica da fração lama proveniente de ambientes fluviais monitorados no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES apresentou tendências identificadas pelo teste de Mann-Kendall, permitindo inferir potenciais dinâmicas sedimentares e geoquímicas na bacia. Esse método revelou uma redução nos teores de caulinita nas estações da calha do rio Doce (E21 e E26), sugerindo alterações nos processos de erosão e deposição que afetam a entrada desse mineral nos sistemas fluviais. Essa redução pode estar associada a mudanças no uso e cobertura do solo nas áreas de drenagem dessas estações, como práticas agrícolas ou urbanização, que influenciam o transporte de partículas finas para os rios. No entanto, o baixo número de amostras na série temporal limita a robustez das conclusões, exigindo cautela na interpretação e ressaltando a necessidade de monitoramento contínuo.

De acordo com o teste de Mann-Kendall, os teores de oxihidróxidos de ferro demonstraram, em sua maioria, estabilidade nos teores nas amostras da calha do rio Doce (E17, E26, E0 e E21) e Foz (E26F). No entanto, a estação do tributário (E2-Rio Manhuaçu) apresentou uma tendência de diminuição, sugerindo possíveis alterações na dinâmica geoquímica local, que pode refletir alterações na dinâmica geoquímica local, possivelmente influenciada por mudanças na composição dos sedimentos transportados ou por processos de redução associados a condições específicas do ambiente. Os resultados para outros minerais, como gibbsita, TiO_2 , quartzo e mica, também apresentaram variações pontuais. A estação da calha do rio Doce, E0a, mostrou uma tendência de estabilidade para gibbsita e TiO_2 , enquanto a mica exibiu uma tendência de estabilidade em várias estações, exceto na estação da calha do rio Doce, E26, onde apresentou leve aumento. Esse leve aumento poderia refletir o transporte de material rico em mica proveniente de fontes específicas, como áreas de rochas metamórficas expostas a montante, ou a mobilização seletiva durante eventos de cheia.

Esses resultados ressaltam a complexidade das interações entre fatores naturais e antrópicos que moldam a dinâmica mineralógica da bacia. Alterações na cobertura vegetal, uso do solo, regimes hidrológicos e condições climáticas podem ter influências significativas na composição sedimentar observada. A continuidade do monitoramento, aliada a investigações mais detalhadas sobre as condições locais, é essencial para validar essas tendências e compreender melhor os processos que as governam.

Figura 7: Padrões de raios-X representativos da fração lama (partículas < 63 µm) de reservatórios monitorados no PMBA/Fest-UFES. Minerais identificados: Mi = mica, Qz = quartzo, Ka = caulinita, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita, An = anatásio, 2:1 = argilomineral 2:1 (vermiculita e, ou, esmectita). Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



Os difratogramas de raios-X mostram predomínio de minerais silicatados, especialmente quartzo e caulinita (Figura 7). Desde o início do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, a assembleia mineralógica das amostras dos reservatórios não expressaram mudança qualitativa.

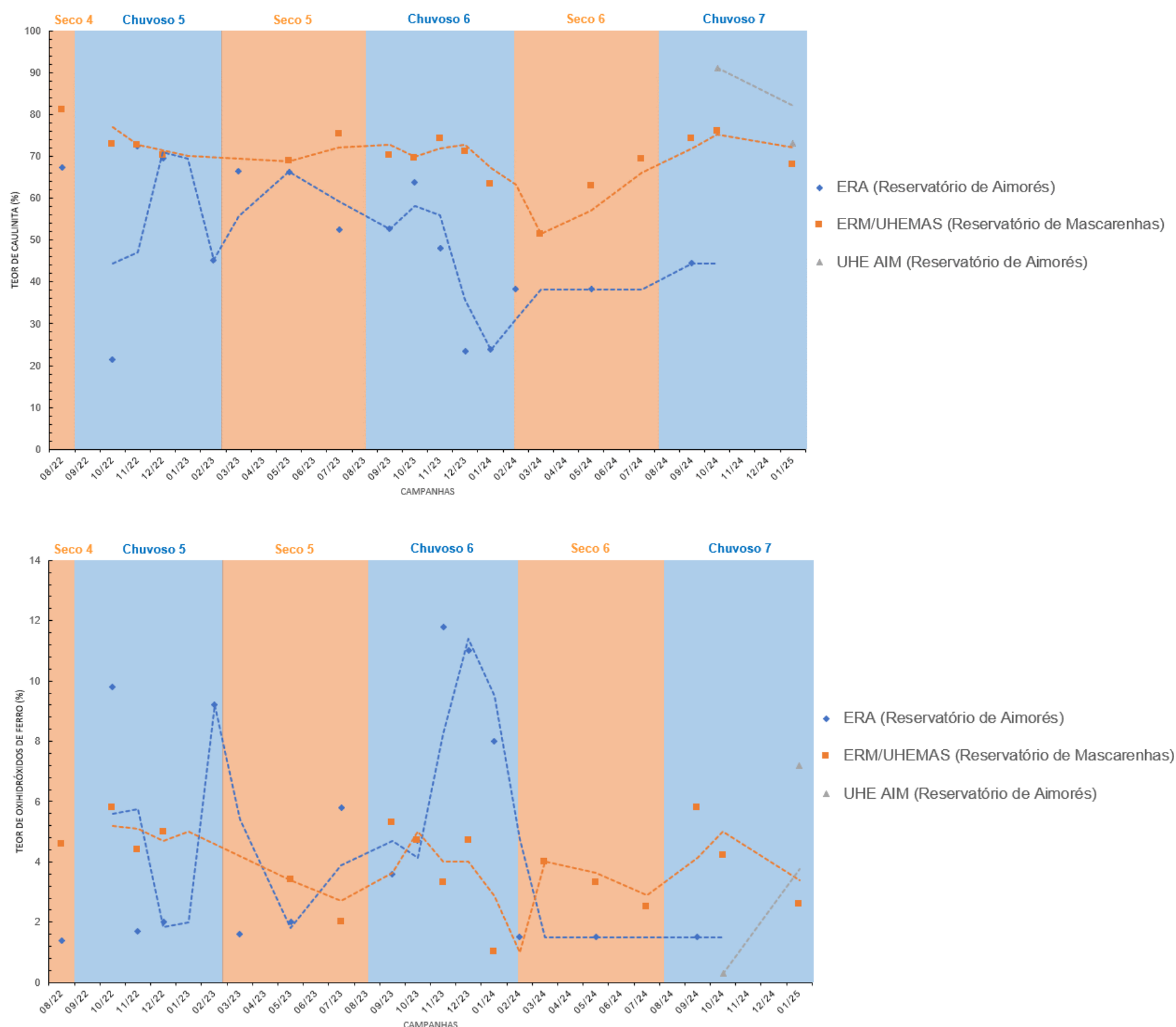
Tabela 3: Valores médios de caulinita, oxihidróxidos de ferro (goethita + hematita), TiO_2 (rutilo e anatásio), gibbsita, quartzo e mica (muscovita e/ou biotita), principais minerais em amostras da fração lama (partículas < 63 μm) de reservatórios monitorados no PMBA/Fest-UFES. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.

	Caulinita	Oxihidróxidos de Fe	TiO_2 $\mu\%$	Gibbsita	Quartzo	Mica
UHE AIM	82,15	3,75	0,25	3,90	2,80	4,60
UHE MAS	70,10	3,92	4,85	5,67	10,16	4,77
ERA	49,62	4,82	5,00	1,71	20,21	7,66

Os teores médios dos reservatórios ERA (Represa de Aimorés), UHE MAS (Represa de Mascarenhas) e UHE AIM (Reservatório Aimorés) indicam o predomínio de caulinita e quartzo, de forma semelhante à composição mineralógica observada na maioria das amostras de ambientes lacustres e fluviais da Bacia do rio Doce (Tabela 3). A estação UHE AIM apresenta os maiores teores médios de caulinita (82,15) em comparação às estações ERA (49,62%) e UHE MAS (70,10%), evidenciando a maior concentração deste mineral nos sedimentos dessa área. Por outro lado, os teores de quartzo são mais elevados em ERA (20,21%) em relação às demais estações.

Os oxihidróxidos de ferro apresentam teores baixos nas estações, com valores médios de 4,82% em ERA, 3,92% em UHE MAS e 3,75% em UHE AIM, sendo o terceiro grupo mineralógico mais abundante. Apesar de sua menor proporção relativa, os oxihidróxidos de ferro desempenham um papel ambiental importante, especialmente como potenciais carreadores de contaminantes nos sedimentos fluviais e lacustres (Schwertmann e Taylor; 1989). Outros minerais, como TiO_2 , gibbsita e mica, também foram detectados em menores concentrações. TiO_2 e gibbsita apresentaram teores levemente maiores em UHE MAS, enquanto a mica foi mais expressiva em ERA (7,66%).

Figura 8: Teores de caulinita e oxihidróxidos de ferro em amostras da fração lama (partículas < 63 µm) de reservatórios monitorados no PMBA/Fest-UFES. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.

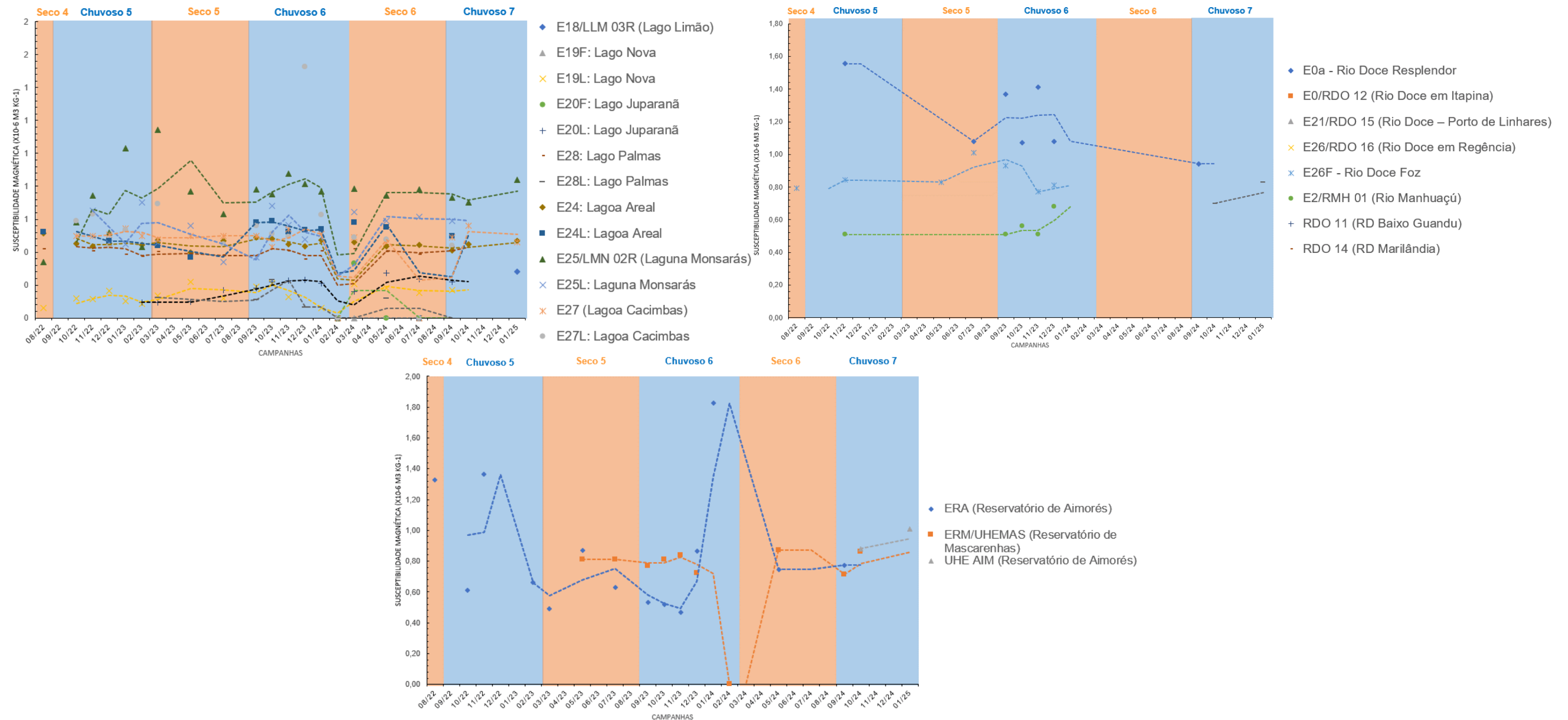


As estações dos reservatórios Aimorés e Mascarenhas apresentaram uma tendência de aumento nos teores de caulinita ao longo do monitoramento, conforme indicado pelo teste de Mann-Kendall. Essa variação reflete possíveis alterações na entrada de sedimentos, que podem estar relacionadas às condições sazonais dos períodos secos e chuvoso. Durante o período chuvoso entre 10/23 e 01/24 (Figura 8), houve uma redução abrupta nos teores de caulinita, que precedeu uma tendência de aumento a partir do período seco 6.

Na estação do reservatório ERA, os teores de óxihidróxidos de ferro expressaram tendência de estabilização após no período chuvoso 6, enquanto na estação UHE MAS os oxihidróxidos de ferro apresentaram uma tendência de estabilidade ao longo do novo ciclo. Os teores de TiO_2 apresentaram uma tendência de estabilidade, enquanto a gibbsita mostrou tendência de aumento. Já o quartzo e a mica apresentaram tendência de estabilidade em ambas as represas, indicando que esses minerais mantêm contribuições regulares ao longo do monitoramento.

3.2 SUSCEPTIBILIDADE MAGNÉTICA (SEDIMENTOS)

Figura 9: Suscetibilidade magnética de amostras da fração lama (partículas < 63 µm) de ambientes dulcícolas monitorados no PMBA/Fest-UFES. As estações fluviais incluem tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17), estações E0a e RDO12 (realocada, E0), E21 (Colatina, ES), E26 (Regência, ES), E26F, RDO14 e RDO11. Os reservatórios monitorados são Aimorés (ERA e UHE AIM), Mascarenhas (ERM). Os ambientes lacustres monitorados foram: Lago Nova (E19), Lago Juparanã (E20); Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24), Laguna Monsarás (E25), Lagoa Cacimbas (E27), e o Lago do Limão (E18, LLM03R). Observação: em razão da quantidade insuficiente de lama para análise (material arenoso), a suscetibilidade magnética de algumas estações em algumas campanhas não foi determinada. 'L' indica amostras coletadas nas regiões litorâneas. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



Os valores de susceptibilidade magnética dos sedimentos monitorados indicam poucas variações sazonais entre as estações (Figura 9). De maneira geral, as susceptibilidades magnéticas permaneceram baixas, predominantemente abaixo de $8 \times 10^{-6} \text{ m}^3$, sugerindo a predominância de minerais diamagnéticos (ex.: caulinita e quartzo) e antiferromagnéticos (ex.: goethita e hematita).

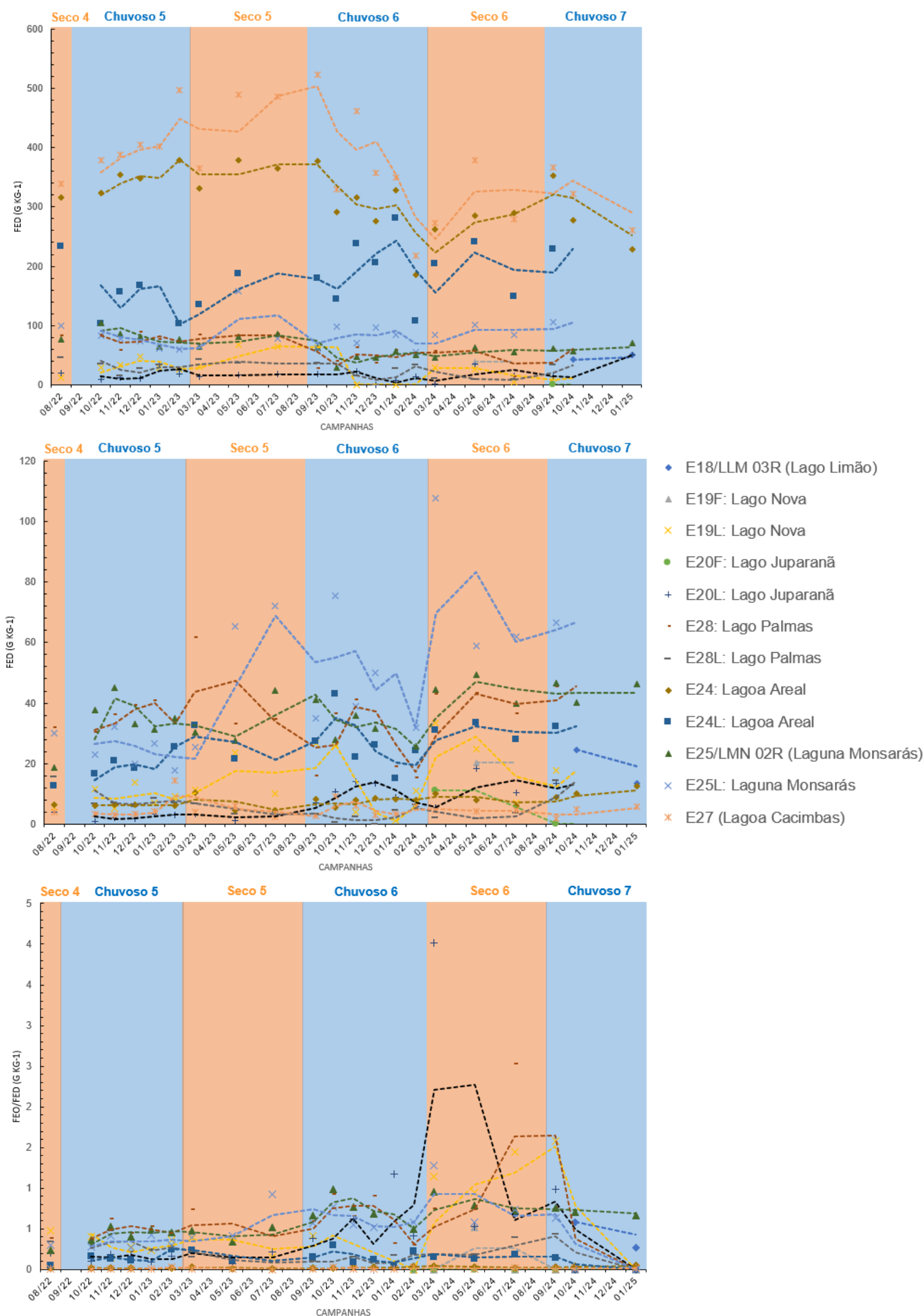
Nas estações lacustres houve redução dos valores de susceptibilidade magnética no início do período chuvoso 6, em seguida, os valores tenderam a estabilidade. A lagoa Cacimbas (E27) manteve os menores valores, evidenciando sua composição predominantemente diamagnética. Em estações fluviais, como na calha do rio Doce, E0a, e tributário, E2, os aumentos durante os períodos úmidos sugerem um aporte local de sedimentos ricos em minerais magnéticos. Já na calha do rio Doce em E21, os valores permaneceram constantes, indicando estabilidade nos aportes sedimentares.

Nos reservatórios, padrões distintos foram identificados. Em ERA (Represa de Aimorés), houve uma redução na susceptibilidade magnética durante o período chuvoso 6, seguida de recuperação no período seco, enquanto em UHE MAS (Represa de Mascarenhas) foi registrado um aumento significativo no período chuvoso 6, possivelmente associado a sedimentos magnéticos de fontes externas.

De acordo com o teste de Mann Kendall, apenas as estações da lagoa areal (E24L) e Monsarás (E25) expressaram tendência de aumento, as demais estão estáveis. Os reservatórios não expressaram tendência ao longo do novo ciclo.

3.3 FASE DE OXIHIDRÓXIDOS DE FERRO (SEDIMENTOS)

Figura 10: Teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Fe_d) e oxalato ácido de amônio (Fe_o), e o índice de cristalinidade dos oxihidróxidos de ferro (Fe_o/Fe_d) na fração lama (partículas < 63 μm) de ambientes lacustres monitorados no PMBA/FEST. As estações incluem: Lago Nova (E19), Lago Juparanã (E20), Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24), Laguna Monsarás (E25), Lagoa Cacimbas (E27) e Lago do Limão (E18). Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



De forma geral, predominam formas cristalinas de oxihidróxidos de ferro nos lagos e lagoas, conforme indicado pelas razões $Feo/Fed \leq 0,5$. No entanto, durante as coletas realizadas no período chuvoso 6, observou-se um aumento nas formas pobremente cristalinas em várias estações de coleta, com razões $Feo/Fed > 0,5$ (Figura 10). Essa variação, contudo, precedeu a redução das razões Feo/Fed após o período seco 6, indicando estabilização das relações. O aporte de sedimentos orgânicos, associado às maiores precipitações, pode intensificar os processos redutivos no ambiente sedimentar, favorecendo a formação e estabilização de fases pobremente cristalinas de ferro (Vepraskas et al., 2016).

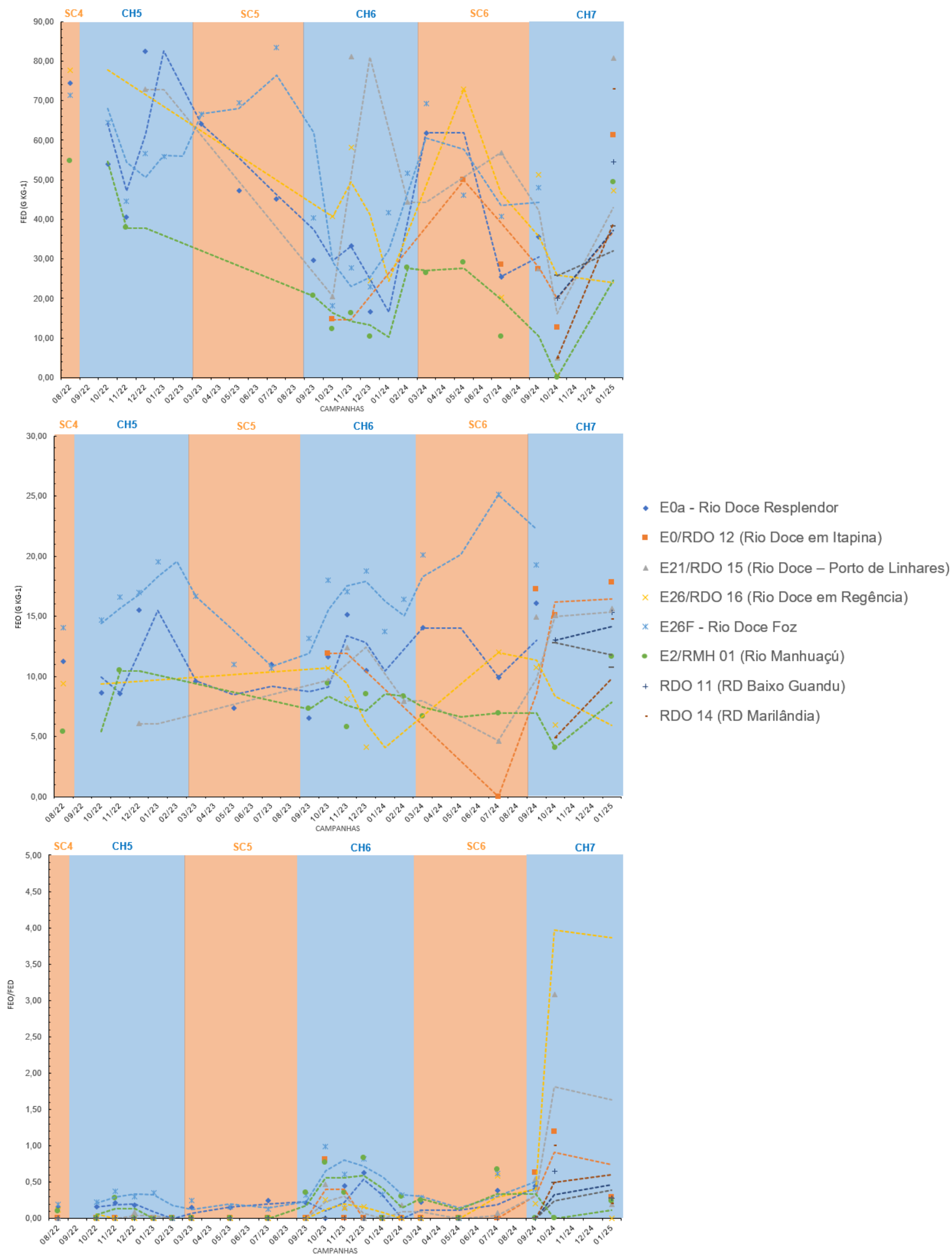
As lagoas Areal (E24 e E24L) e Cacimbas (E27 e E27L) apresentaram os maiores teores de Fed, compatíveis com os altos teores de goethita na fração lama dessas estações. Esse comportamento reflete a estabilidade de formas cristalinas de ferro, predominantes em sedimentos oxidados. Por outro lado, a Laguna Monsarás (E25 e E25L) apresentou fração lama pobre em oxihidróxidos de ferro e exibiu um aumento nas razões Feo/Fed durante o período chuvoso 6, indicando intensificação dos processos redutivos em suas condições sedimentares.

Além disso, e de acordo com o teste de Mann Kendall, Lagoa nova (E19 e E19L), Lago Juparanã (E20L), Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24), Laguna Monsarás (E25 e E25L) e Lagoa Cacimbas (E27 e E27L), expressaram tendência a aumento e possível aumento das relações Feo/Fed .

Em ambientes alagados ou saturados por água, o esgotamento rápido do oxigênio favorece a transição da atividade microbiana de aeróbica para anaeróbica, resultando na fermentação da matéria orgânica (Kirk, 2004). Durante esse processo, o carbono atua como o principal doador de elétrons, enquanto o oxigênio é o aceptor primário na respiração microbiana (Ponnamperuma, 1984). Na ausência de oxigênio, outros elementos inorgânicos, como nitrogênio, ferro, manganês e enxofre, tornam-se aceptores alternativos de elétrons, contribuindo para a oxidação da matéria orgânica (Du Laing et al., 2009).

Nos sedimentos, os oxihidróxidos de ferro são a principal fonte de Fe^{3+} (Bolan et al., 1999). Esses compostos podem ser reduzidos quimicamente durante a respiração anaeróbica dos microrganismos (Kirk, 2004), liberando elementos potencialmente tóxicos previamente adsorvidos ou complexados, como arsênio (As), cádmio (Cd), zinco (Zn) e chumbo (Pb) (Shaheen et al., 2016). Esse processo reforça o papel crítico das condições redutivas em ambientes alagados, não apenas na dinâmica do ferro, mas também no potencial impacto ambiental relacionado à liberação de contaminantes.

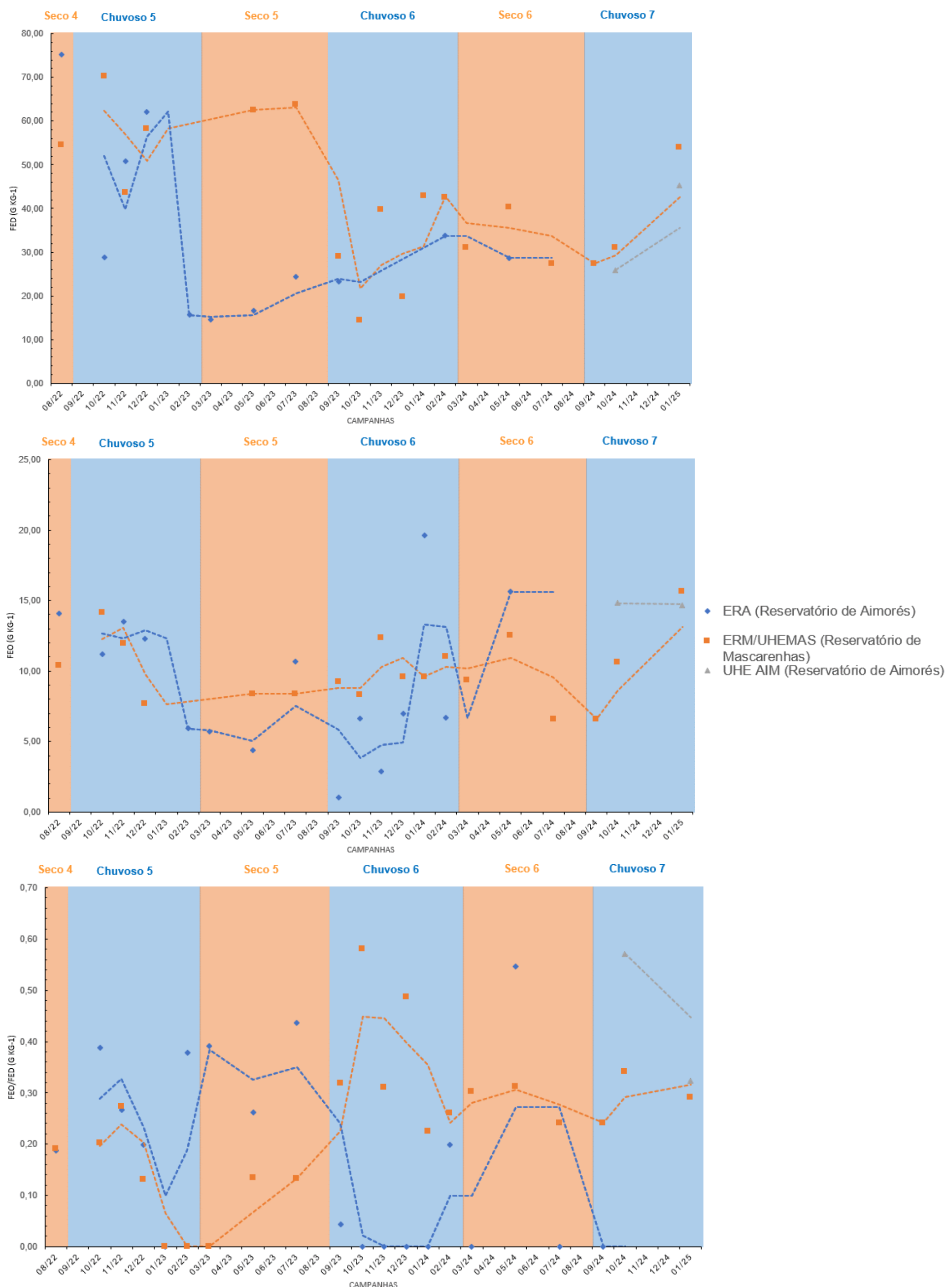
Figura 11: Teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Fe_d) e oxalato ácido de amônio (Fe_o), e o índice de cristalinidade dos oxihidróxidos de ferro (Fe_o/Fe_d) na fração lama (partículas < 63 μm) dos ambientes fluviais do rio Doce e seus tributários monitorados no PMBA/Fest-UFES. As amostras são provenientes de várias estações ao longo do sistema fluvial, incluindo o tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17); e a calha principal do rio Doce, com coletas a montante das represas de Aimorés e Mascarenhas nas estações E0a e RDO12, em trecho intermediário na estação E21 (Colatina, ES), e a jusante na estação E26 (Regência, ES), próxima à foz; a estação E26F; e as estações RDO14 e RDO11, ampliando a cobertura espacial ao longo do gradiente longitudinal do rio Doce. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



Nas estações da calha do rio Doce, tributários e Foz, os teores de ferro associados a formas pouco cristalinas (Feo) tiveram ligeiro aumento a partir do período seco 6, sobretudo nas estações E26F (Rio Doce Foz) e E0a (Rio Doce Resplendor). Os teores de Fed apresentaram uma redução significativa durante o período chuvoso 6 na maioria das estações amostrais, que precedeu um aumento generalizado período chuvoso 7. Como consequência, as relações Feo/Fed foram mais elevadas no período chuvoso 7, especialmente nas estações localizadas em Itapina (E0/RDO12), Porto de Linhares (E21/RDO15) e Rio Doce em Regência (E26/RDO16), sugerindo um incremento nas fases menos cristalinas de ferro, possivelmente associado a condições redox favoráveis à redução de oxihidróxidos cristalinos.

De acordo com o teste de Mann-Kendall, apenas as estações E0/RDO12, E21/RDO15 e E26/RDO16 apresentaram uma tendência significativa de aumento ou possível aumento nas relações Feo/Fed, o que pode indicar alterações progressivas na dinâmica redox local, possivelmente associadas a mudanças sazonais no aporte de sedimentos orgânicos e nas condições de saturação hídrica. Nas demais estações, as relações Feo/Fed tenderam à estabilidade, reforçando que os processos de oxidação e redução do ferro não demonstraram variações significativas ao longo do tempo.

Figura 12: Teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Fe_d) e oxalato ácido de amônio (Fe_o), e o índice de cristalinidade dos oxihidróxidos de ferro (Fe_o/Fe_d) na fração lama (partículas < 63 μm) de reservatórios monitorados no PMBA/FEST. i) Período chuvoso (outubro a março) e período seco (abril a setembro). Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



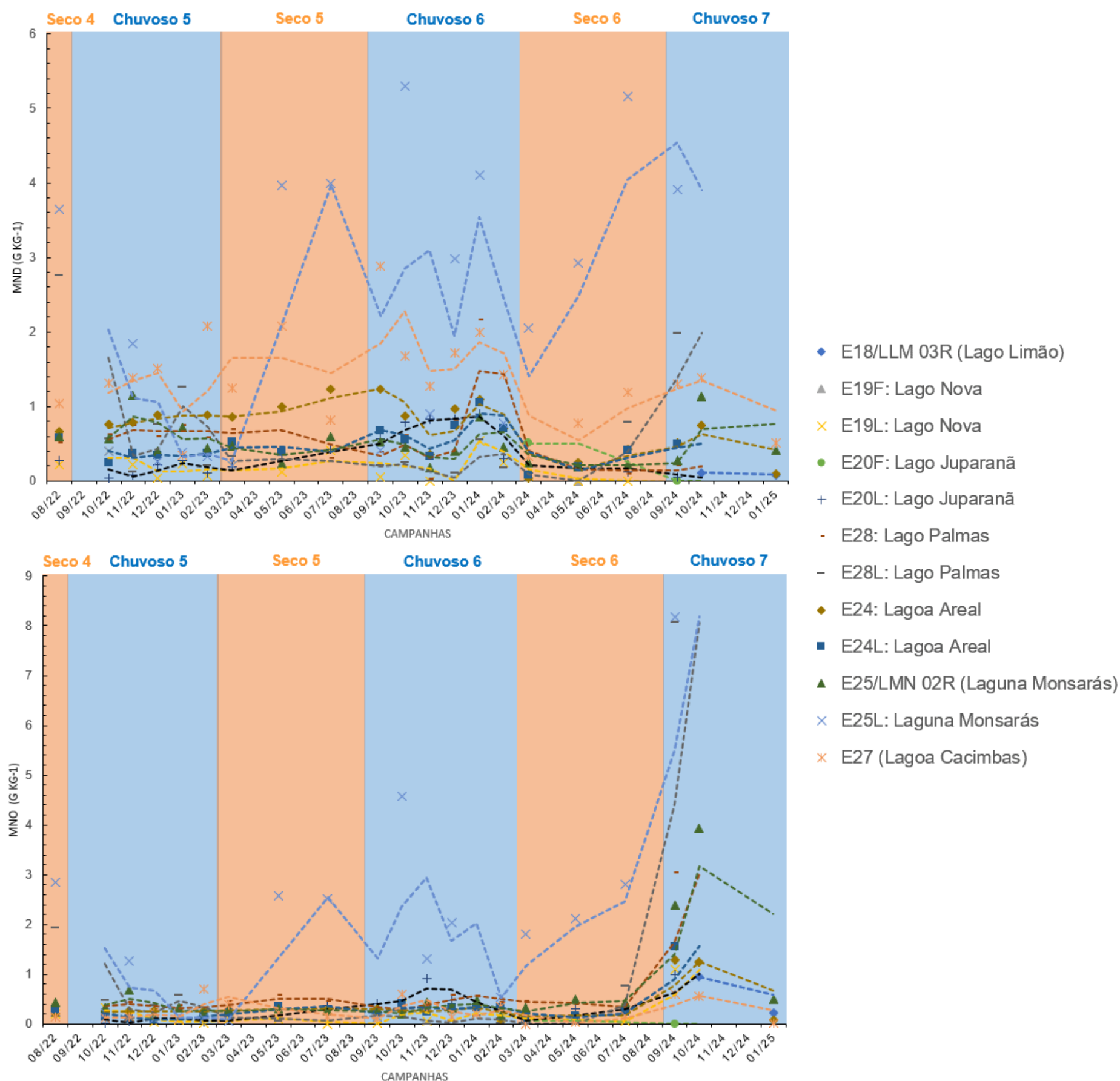
Os teores de Fed nos reservatórios apresentaram comportamentos similares aos observados nas demais estações. Contudo, na estação ERA (Represa de Aimorés), a redução dos teores de Fed não resultou em aumento da relação Feo/Fed, como observado em UHE MAS (Represa de Mascarenhas) (Figura 13). Isso ocorreu porque os valores de Fed em ERA atingiram valores próximos a zero, levando a relações Feo/Fed também iguais a zero e a uma redução abrupta da média móvel. Apesar dessas flutuações, o teste de Mann-Kendall não identificou tendências significativas nos índices Feo/Fed ao longo do monitoramento em ambas as represas.

De maneira geral, os teores de Fed observados em ambientes fluviais, lacustres e represas indicam uma relativa pobreza em oxihidróxidos de ferro na maioria dos ambientes dulcícolas monitorados. No entanto, as lagoas Areal (E24 e E24L) e Cacimbas (E27 e E27L) destacaram-se por seus altos teores de ferro, o que pode ser atribuído à influência geográfica da Formação Barreiras. Essa formação é composta por sedimentos naturalmente ricos em oxihidróxidos de ferro (Nunes et al., 2011). A proximidade com a Formação Barreiras influencia significativamente a composição mineral dos sedimentos dessas lagoas, resultando em concentrações mais elevadas desses minerais.

Além disso, a área onde se localizam essas lagoas é caracterizada pela presença de solos ácidos sulfatados, que sofrem uma redução abrupta do pH quando oxidados. Essa acidificação ocorre tanto pela ferrólise (oxidação do ferro) quanto pela geração de ácido sulfúrico. A redução do pH provoca a dissolução de caulinitas, enquanto o ferro, que é solúvel em condições ácidas, tende a se acumular nos sedimentos de áreas depressivas como as lagoas.

Nos ambientes dulcícolas monitorados, os oxihidróxidos de ferro na fração lama são predominantemente cristalinos ($\text{Feo/Fed} \leq 0,50$). No entanto, a amplitude dos valores do índice de cristalinidade ($0,01 \leq \text{Feo/Fed} \leq 0,73$) sugere que variações nas condições físico-químicas, como pH e potencial redox, afetam significativamente a cristalinidade desses minerais. Isso influencia diretamente a dinâmica de sorção e liberação de metais associados aos oxihidróxidos de ferro.

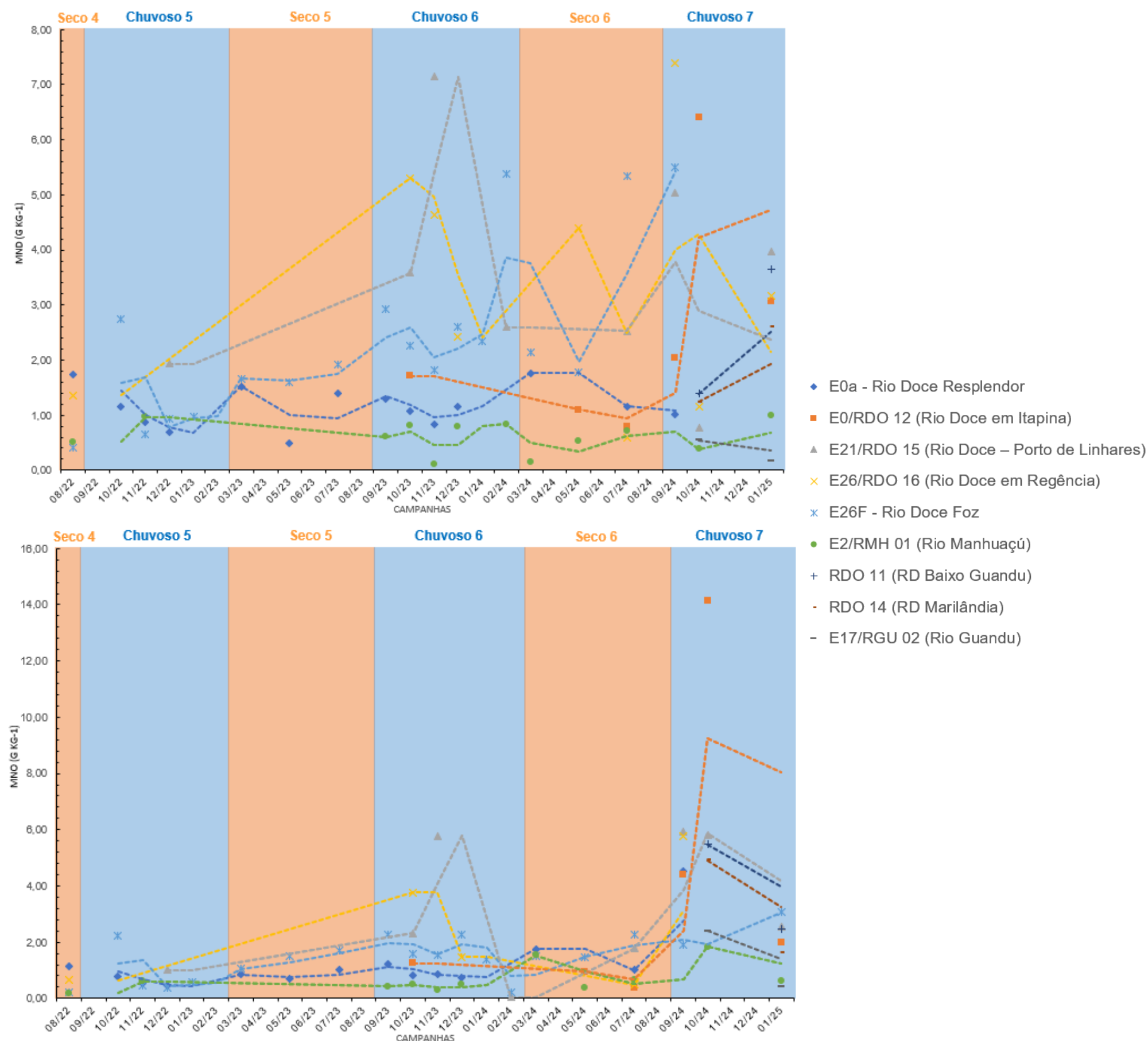
Figura 13: Teores de manganês extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Mn_d) e oxalato ácido de amônio (Mn_o) na fração lama (partículas < 63 μm) de ambientes lacustres monitorados no PMBA/FEST. As estações incluem: Lago Nova (E19), Lago Juparanã (E20), Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24), Laguna Monsarás (E25), Lagoa Cacimbas (E27) e Lago do Limão (E18). O período de suspensão das atividades de campo do PMBA/Fest-UFES devido à COVID-19 ocorreram entre março e novembro de 2020. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



Os sedimentos dos lagos e lagoas apresentaram baixos teores de Mn_d (< 5,0 g kg⁻¹) e Mn_o (< 8,0 g kg⁻¹), sendo as maiores médias móveis encontradas na lagoa Cacimbas (E27) (Figura 13). Os lagos Nova, Juparanã e Palmas evidenciaram poucas variações na média móvel de suas concentrações, sugerindo certa estabilidade geoquímica desse elemento nos ambientes. Tal estabilidade representaria menor potencial de liberação de manganês e sugere equilíbrio entre os teores associados aos oxihidróxidos de ferro e o meio.

Os maiores valores das médias móveis dos teores de manganês extraído por ditionito-citrato-bicarbonato (Mn_d) e oxalato (Mn_o) foram encontrados na Lagoa Cacimbas (E27L) e Monsaraás (E25L). Essa lagoa, bem como outros ambientes lacustres, apresentou tendências de aumento nos teores de Mn_d e Mn_o durante o período chuvoso 6 e tendendo até o período chuvoso da última campanha (01/25). Esse comportamento pode ser explicado por alterações geoquímicas no ambiente, provavelmente relacionadas ao aumento do potencial redox. Esse aumento favorece a dissolução de oxihidróxidos de ferro e manganês, liberando manganês associado para os ecossistemas aquáticos. No entanto, a análise estatística com o teste de Mann-Kendall indicou que, embora algumas estações apresentem sinais de flutuação nos teores de manganês, essas variações foram mais consistentes nos teores de Mn_o . Para os teores de Mn_d , a Lago Nova (E19L), Lagoa Areal (E24L) e Lago Palmas (E28) expressaram tendência de redução e possível redução. Para o Mn_o , a maioria das estações lacustres expressaram aumento ou possível aumento dos teores, incluindo Lagoa Areal (E24L), Laguna Monsarás (E25L), Lago Nova (E19), Lago Juparanã (E20L) e Lago Palmas (E28).

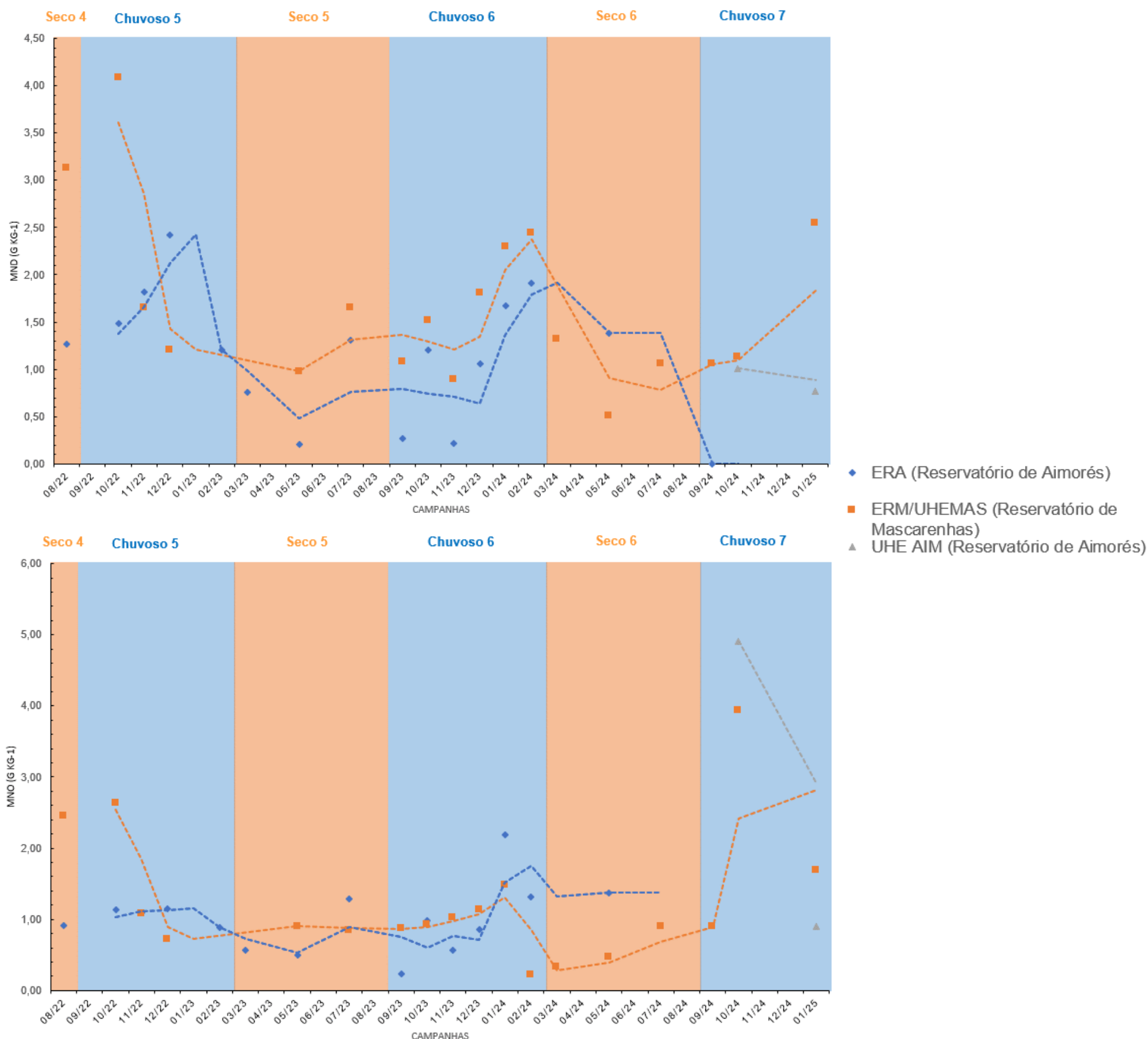
Figura 14: Teores de manganês extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Mn_d) e oxalato ácido de amônio (Mn_o) na fração lama (partículas < 63 μm) de ambientes fluviais monitorados no PMBA/Fest-UFES. As amostras são provenientes de várias estações ao longo do sistema fluvial, incluindo o tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17); e a calha principal do rio Doce, com coletas a montante das represas de Aimorés e Mascarenhas nas estações E0a e RDO12, em trecho intermediário na estação E21 (Colatina, ES), e a jusante na estação E26 (Regência, ES), próxima à foz; a estação E26F e as estações RDO14 e RDO11, ampliando a cobertura espacial ao longo do gradiente longitudinal do rio Doce. Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



As maiores médias móveis de manganês associados aos oxihidróxidos de ferro cristalinos (Mn_d) e pobremente cristalinos (Mn_o) foram identificadas na calha do rio (E26, E21) durante os períodos chuvosos 6 e 7 e (Figura 14). A maioria das estações amostrais nos ambientes fluviais, similarmente aos ambientes lacustres, também apresentaram maiores teores de Mn_d e Mn_o nesses períodos, o que sugere uma mudança nas condições ambientais em todo o Baixo rio Doce. Essas mudanças podem estar associadas à redução do potencial redox do meio, promovendo o aumento das taxas de dissolução reductiva de oxihidróxidos de ferro e de manganês. Como consequência, além de ferro e manganês, outros elementos potencialmente tóxicos associados podem ser liberados, aumentando os níveis de contaminação.

De acordo com o teste de Mann-Kendall, apenas as estações E21 e E0 expressaram uma tendência significativa de aumento nos teores de Mn_d , enquanto as demais estações tenderam à estabilidade ou não apresentaram tendências significativas. Já para os teores de Mn_o , a maioria das estações expressaram tendência de aumento ou possível aumento.

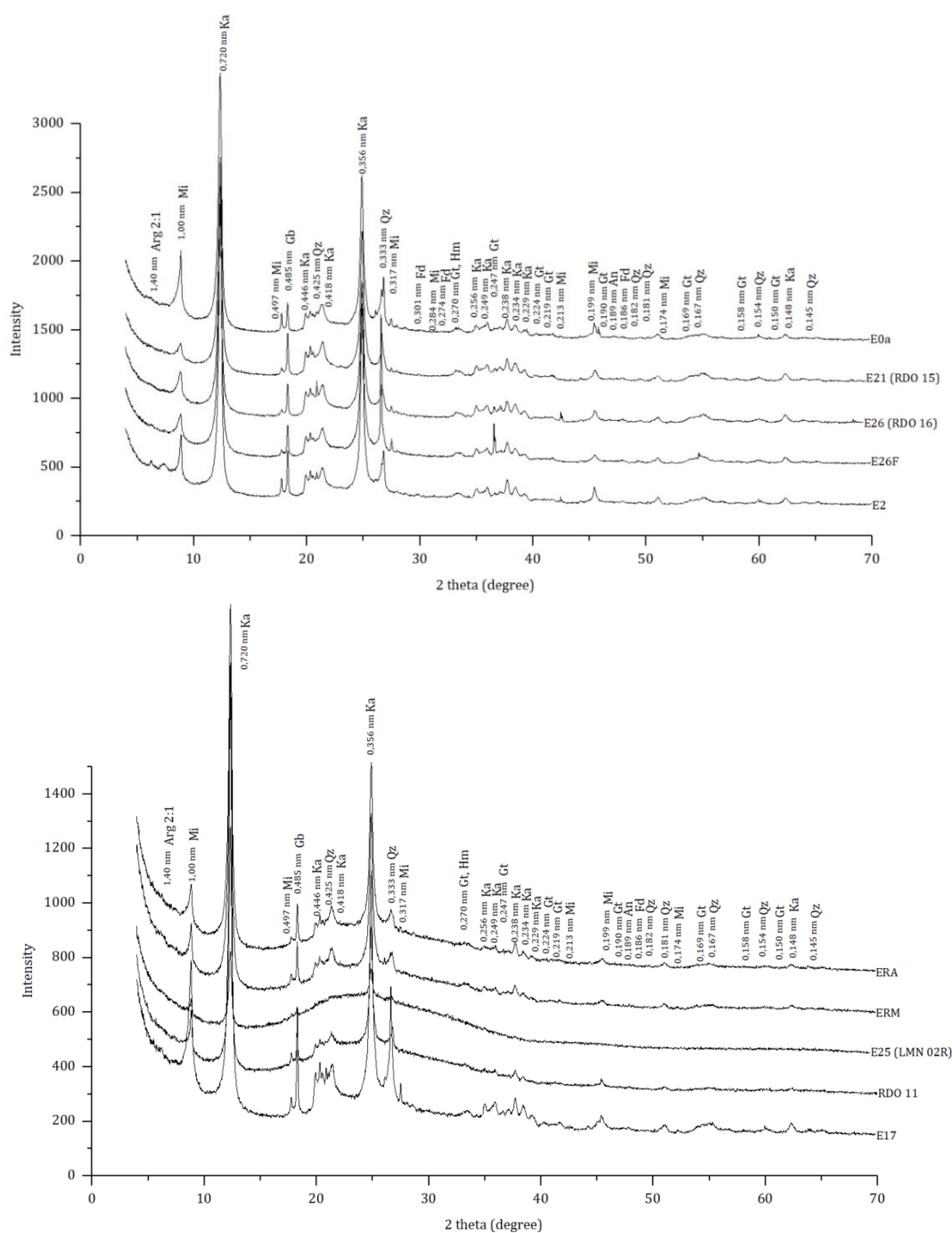
Figura 15: Teores de manganês extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato-Na (Mn_d) e oxalato ácido de amônio (Mn_o) na fração lama (partículas < 63 μm) de represas monitoradas no PMBA/Fest-UFES. i) período chuvoso (outubro a março) e período seco (abril a setembro). Para detalhes sobre a cronologia e os códigos das estações, consultar o Quadro 1.



Assim como nos ambientes fluviais e lacustres, as estações dos reservatórios também apresentaram maiores teores de manganês associados aos oxihidróxidos de ferro cristalinos (Mn_d) e pobremente cristalinos (Mn_o) durante os períodos chuvosos 6 e 7 (Figura 15). Isso reforça a premissa de alterações nas condições ambientais em toda a região do Baixo rio Doce, resultando na liberação de manganês associado. Essas mudanças podem estar relacionadas à redução do potencial redox do ambiente, o que leva ao aumento das taxas de dissolução redutiva de oxihidróxidos de ferro ligados ao manganês. De acordo com o teste de Mann-Kendall, os Reservatórios de Mascarenhas (UHE MAS) e Aimorés (ERA) expressaram possível redução para Mn_d e possível aumento para o Mn_o . Essas tendências sugerem que os reservatórios estão passando por processos sedimentares e/ou geoquímicos similares.

3.4 COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA (MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO – MPS)

Figura 16: Padrões de raios-X obtidos de amostras (orientadas) de MPS (Material Particulado em Suspensão). As estações fluviais incluem tributário Rio Manhuaçu (RMH01, E2); o Rio Guandu (RGU02, E17), estações E0a e RDO11 (realocada, E0), E21 (Colatina, ES), E26 (Regência, ES). Os reservatórios monitorados são Aimorés (ERA) e Mascarenhas (ERM). Os ambientes lacustres foram: Laguna Monsarás (E25). Observação: em razão da quantidade insuficiente do Material Particulado em Suspensão, não foi possível conduzir a difração de raios x em algumas estações amostrais. Minerais identificados nos padrões de raios-X: Ka = caulinita, Mi = mica (muscovita e/ou biotita), Qz = quartzo, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = Hematita.



As análises mineralógicas das amostras de Material Particulado em Suspensão (MPS) revelaram que os principais componentes são silicatos, incluindo caulinita, mica e quartzo (Figura 16). Entre esses minerais, a caulinita apresentou os picos de difração mais intensos nos padrões de raios-X, indicando uma predominância nas amostras. A mica e o quartzo também foram identificados de forma consistente, mas em menor intensidade, reforçando seu papel como constituintes secundários do MPS.

Por outro lado, os oxihidróxidos de ferro, representados por hematita e goethita, mostraram picos de difração de menor intensidade em relação aos silicatos. Esses resultados sugerem que os oxihidróxidos de ferro estão presentes em proporções reduzidas no MPS, especialmente quando comparados ao sedimento de fundo dos ambientes estudados. Essa diferença pode ser atribuída à maior estabilidade e baixa mobilidade relativa dos oxihidróxidos de ferro em suspensão, em contraste com os silicatos, que são mais facilmente transportados em correntes fluviais e lacustres. O MPS representa a fração do sedimento disperso em água, em suspensão, nesse sentido, é comum a menor presença de oxihidróxidos de ferro, mais pesados e de maior potencial de floculação (Cornell and Schwertmann, 2003).

Durante o novo ciclo do PMBA/Fest-UFES, a composição mineralógica das amostras de MPS permaneceu consistente, mantendo a predominância de caulinita, mica e quartzo. Além disso, observou-se picos de difração característico da gibbsita, indicando teores consideráveis desse mineral nas amostras analisadas.

Os oxihidróxidos de ferro cristalinos, como goethita e hematita, foram identificados como fases minoritárias nas amostras de MPS. Essa composição mineralógica está intimamente relacionada a dos sedimentos, uma vez que ambos são produtos do intemperismo e da erosão de rochas e solos presentes na bacia do rio Doce.

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

Diversos estudos indicam que os Materiais Ligados ao Desastre de mineração de ferro provenientes do rompimento da Barragem de Fundão apresentam concentrações significativamente elevadas de elementos potencialmente tóxicos em comparação com sedimentos e solos não impactados da Bacia do rio Doce (Carmo et al., 2017; Costa et al., 2022; Davila et al., 2020; Duarte et al., 2021; Gomes et al., 2017; Marta-Almeida et al., 2016; Queiroz et al., 2018). Camêlo et al. (2024) identificaram riscos cancerígenos associados a níveis elevados de arsênio (As), cromo (Cr) e níquel (Ni) nos Materiais Ligados ao Desastre, com os oxihidróxidos de ferro cristalinos, particularmente a goethita, sendo apontados como a principal fonte desses contaminantes. Apesar de sua alta estabilidade química, esses minerais podem se dissolver em condições redutivas, elevando o risco de liberação de elementos potencialmente tóxicos, especialmente em áreas de maior vulnerabilidade, como ambientes próximos a comunidades e ecossistemas frágeis.

Ao longo dos seis anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES (10/18 a 03/25), os indicadores de qualidade ambiental e biodiversidade permitiram acompanhar a dinâmica dos sedimentos e dos elementos associados aos ambientes dulcícolas impactados. Embora não tenham sido observadas mudanças qualitativas na assembleia mineral dos ambientes lacustres e fluviais, alterações importantes nas condições ambientais foram registradas, especialmente a partir de 2022. Os índices de cristalinidade dos oxihidróxidos de ferro (Feo/Fed), por exemplo, demonstraram níveis elevados a partir dos períodos chuvosos de 2023 e 2024, refletindo uma possível intensificação dos processos redutivos, potencialmente associada às mudanças climáticas globais. Esses processos redutivos podem ser prejudiciais para o meio ambiente porque promovem a dissolução dos minerais que retêm elementos potencialmente tóxicos, como arsênio, cromo e níquel, aumentando o risco de contaminação da água e do solo. Além disso, em ambientes aquáticos, a liberação desses elementos pode comprometer a saúde de ecossistemas frágeis e afetar diretamente a biodiversidade e as comunidades humanas que dependem desses recursos.

Os resultados do teste de Mann-Kendall indicaram tendências significativas de aumento nas relações Feo/Fed em várias estações lacustres, como Lagoa nova (E19 e E19L), Lago Juparanã (E20L), Lago Palmas (E28), Lagoa Areal (E24) e Laguna Monsarás (E25 e E25L). Essas tendências apontam para um enriquecimento de formas pobremente cristalinas de ferro, seja por aporte externo de sedimentos ricos em matéria orgânica ou por condições ambientais que favorecem a redução dos oxihidróxidos cristalinos. Em ambientes fluviais, no entanto, apenas as estações E0, E26 e E21, apresentaram uma tendência significativa de aumento ou possível aumento nas relações Feo/Fed, enquanto as demais estações tenderam à estabilidade. Nas represas, a tendência de aumento é para o Feo, enquanto os demais indicadores tendem a estabilidade.

No que diz respeito ao manganês, as análises também revelaram padrões preocupantes. Os maiores teores de manganês associado a oxihidróxidos de ferro cristalinos (Mnd) e pobremente cristalinos (Mno) foram identificados em RD-Regência (E26) e RD-Linhares (E21) durante os períodos chuvosos 6 e 7,

reforçando a hipótese de alterações ambientais regionais no Baixo rio Doce. Já para os teores de Mn, a maioria das estações expressaram tendência de aumento ou possível aumento, corroborando os resultados do Mnd e indicando que o aumento do Mn associado a fases pobremente cristalinas de óxihidróxidos de ferro é um fenômeno geral dos ambientes fluviais.

Nas represas, o comportamento do manganês similar. Os teores de Mnd nos sedimentos do Reservatório de Mascarenhas (UHE MAS) e Aimorés (ERA) mostraram tendência de redução, enquanto os teores de Mn tenderam ao aumento. Essa similaridade reflete características hidrodinâmicas e sedimentares compartilhadas entre reservatórios, como tempo de residência da água e regime de fluxo.

Esses resultados, analisados de forma integrada, sugerem que os Materiais Ligados ao Desastre permanecem ativos na dinâmica ambiental da Bacia do rio Doce, com impactos variáveis dependendo do tipo de ambiente monitorado. Os lagos e lagoas, mais vulneráveis a condições redutivas, apresentam sinais mais evidentes de intensificação de processos de redução e enriquecimento de formas pobremente cristalinas de ferro e manganês. Já os ambientes fluviais e reservatórios mostram maior estabilidade ou mudanças menos pronunciadas, refletindo suas condições hidrodinâmicas mais dinâmicas ou controladas. Assim, compreender como essas interações variam ao longo do tempo e entre os diferentes ambientes é fundamental para mitigar os impactos ambientais de longo prazo e orientar estratégias de recuperação da bacia.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

A análise mineralógica quantitativa por difração de raios-X necessita de concentração razoável, aproximadamente 1 grama, de material sólido para preencher o porta-amostra (lâmina escavada) no modo de pó não orientado. No entanto, devido às variações nas concentrações de MPS ao longo dos períodos de cheia e seca, há situações em que não se consegue coletar material em quantidade suficiente para realizar essa análise, a qual está relacionada a meta 1 do plano de trabalho atual do Tema Mineralogia. Ajustes operacionais (ex., ampliação do volume de água coletado), além de impraticáveis pela equipe campo, não implicaram na execução da análise pois infelizmente tais limitações são impostas pelas condições ambientais da bacia do rio Doce.

6 REFERÊNCIAS

- BARBOSA, J.Z., POGGERE, G., SILVA, S.H.G., MANCINI, M., MOTTA, A.C.V., MARQUES, J.J.G., CURI, N., 2021. National-scale spatial variations of soil magnetic susceptibility in Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 108, 103191. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103191>
- BARCELLOS, D., QUEIROZ, H.M., FERREIRA, A.D., BERNARDINO, A.F., NÓBREGA, G.N., OTERO, X.L., FERREIRA, T.O., 2022. Short-term Fe reduction and metal dynamics in estuarine soils impacted by Fe-rich mine tailings. *Applied Geochemistry* 136, 105134. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2021.105134>

BISH, D.L., REYNOLDS JUNIOR, R.C., 1989. Sample preparation for x-ray diffraction. In: BISH, D. L.; POST, J. E. (Ed.). *Modern powder diffraction*. 2nd ed. Washington, DC: Mineralogical Society of America, 73-97.

BOLAN, N.S., NAIDU, R., SYERS, J.K., TILLMAN, R.W., 1999. Surface Charge and Solute Interactions in Soils. p. 87-140. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60514-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60514-3)

CAMÊLO, D.L.; KER, J.C.; FONTES, M.P.F.; CORRÊA, M.M.; COSTA, A.C.S.; MELO, V.F., 2017. Pedogenic iron oxides in iron-rich Oxisols developed from mafic rocks. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 41, e0160379. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160379>

CAMÊLO, D.L., KER, J.C., FONTES, M.P.F., COSTA, A.C.S., CORRÊA, M.M., LEOPOLD, M., 2018. Mineralogy, magnetic susceptibility and geochemistry of Fe-rich Oxisols developed from several parent materials. *Scientia Agricola* 75, 410-419. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0087>

CAMÊLO, D.L., SILVA FILHO, L.A., ARRUDA, D.L., CYRINO, L.M., BARROSO, G.F., CORRÊA, M.M., BARBEIRA, P.J.S., MENDES, D.B., PASA, V.M.D., PROFETI, D., 2024. Mineralogical fingerprint and human health risk from potentially toxic elements of Fe mining tailings from the Fundão dam. *Science of the Total Environment* 912, 169328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169328>

CARMO, F.F., KAMINO, L.H.Y., TOBIAS JUNIOR, R., CAMPOS, I.C., CARMO, F.F., SILVINO, G., CASTRO, K.J.S.X., MAURO, M.L., RODRIGUES, N.U.A., MIRANDA, M.P.S., PINTO, C.E.F., 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspect Ecol Conserv.* 15, 145-51. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2017.06.002>

CHIBOWSKI, E., 2011. Flocculation and Dispersion Phenomena in Soils. p. 301-4. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_59

CORNELL, R.M., SCHWERTMANN, U., 2003. *The Iron Oxides: structure, properties, reactions, occurrences and uses*. 2nd ed. Weinheim, Germany: Wiley-VHC Verlag GmbH and Co. KGaA.

COSTA, P.G., MARUBE, L.C., ARTIFON, V., ESCARRONE, A.L., HERNANDES, J.C., ZEBRAL, Y.D., BIANCHINI, A., 2022 Temporal and spatial variations in metals and arsenic contamination in water, sediment and biota of freshwater, marine and coastal environments after the Fundão dam failure. *Science of The Total Environment* 806, 151340. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151340>

DAVILA, R.B., FONTES, M.P.F., PACHECO, A.A., FERREIRA, M.S., 2020. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. *Science of The Total Environment* 709, 136151. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.136151>

DEARING, J., 1999. *Environmental Magnetic Susceptibility. Using the Bartington MS2 system*, 2nd edition. ed. Chi Publishing, Kenilworth, UK.

- DU LAING, G., RINKLEBE, J., VANDECASTEELE, B., MEERS, E., TACK, F.M.G., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of The Total Environment* 407, 3972-85. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.07.025>
- DUARTE, E.B., NEVES, M.A., DE OLIVEIRA, F.B., MARTINS, M.E., DE OLIVEIRA, C.H.R., BURAK, D.L., ORLANDO, M.T.D.A., RANGEL, C.V.G.T., 2021. Trace metals in rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. *Chemosphere* 262, 127879. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127879>
- GARCIA, J.M., MANTOVANI, P., GOMES, R.C., LONGO, R.M., DEMANBORO, A.C., BETTINE, S.C., 2018. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. *Sociedade & Natureza* 30, 228–254. <http://dx.doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-10>
- GARCÍA-GAMERO, V., VANWALLEGHEM, T., PEÑA, A., ROMÁN-SÁNCHEZ, A., FINKE, P.A., 2022. Modelling the effect of catena position and hydrology on soil chemical weathering. *SOIL* 8, 319–335. <https://doi.org/10.5194/SOIL-8-319-2022>
- GOMES, L.E.O., CORREA, L.B., SÁ, F., NETO, R.R., BERNARDINO, A.F., 2017. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 120, 28–36. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.04.056>
- KIRK G., 2004. The biogeochemistry of submerged soils.
- MARTA-ALMEIDA, M., MENDES, R., AMORIM, F.N., CIRANO, M., DIAS, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Mar Pollut Bull* 112, 359-64. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>
- MCBRIDE, M.B., 2018. Surface Chemistry of Soil Minerals. *Minerals in Soil Environments* 35–88. <https://doi.org/10.2136/SSSABOOKSER1.2ED.C2>
- MCKEAGUE, J.A., DAY, J.H., 1966. Dithionite and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science* 46, 13–22.
- MEHRA, J.P., JACKSON, M.L., 1960. Iron oxides removal from soils and clays by a dithionite-citrate-bicarbonate system buffered with bicarbonate sodium. *Clays and Clay Minerals* 7, 317–27.
- MELO, V. F. D.; NOVAIS, R. F.; SCHAEFER, C.; FONTES, M.; SINGH, B. Mineralogia das frações areia, silte e argila de sedimentos do grupo Barreiras no município de Aracruz, estado do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 29-41, 2002.
- MINCRYST. Crystallographic and Crystallochemical Database for Minerals and their Structural Analogues. Disponível em: <<http://database.iem.ac.ru/mincryst/>>. Acesso em: 04 abr. 2024.
- MISSANA, T.; ALONSO, U.; GARCÍA-GUTIÉRREZ, M. Evaluation of component additive modelling approach for europium adsorption on 2:1 clays: Experimental, thermodynamic databases, and models. *Chemosphere*, v. 272, p. 129877, 2021.

NUNES, F.C., SILVA, E.F., VILAS BOAS, G.S., 2011. Grupo Barreiras: Características, Gênese e Evidências de Neotectonismo. Rio de Janeiro.

ORLANDO, M.R.A., GALVÃO, E.S., CAVICHINI, A.A., RANGEL, C.V.G.T., ORLANDO, C.G.P., GRILO, C.F., SOARES, J., OLIVEIRA, K.S.S., SÁ, F., JUNIOR, A.C., BASTOS, A.C., QUARESMA, V.S., 2020. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. *Chemosphere* 257, 127184. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127184>

PACHECO, A.A., 2015. Avaliação da contaminação em solos e sedimentos da bacia hidrográfica do rio Doce por metais pesados e sua relação com o fundo geoquímico natural. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. 184f.

PIRES, J.M.M., LENA, J.C. DE, MACHADO, C.C., PEREIRA, R.S., 2003. Polluting potential of Samarco Mineração S.A. solid waste: a Germano dam case study. *Revista Árvore* 27, 393-397. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000300017>

PONNAMPERUMA, F.N., 1984. Effects of Flooding on Soils. Flooding and Plant Growth. Elsevier, p. 9-45. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-424120-6.50007-9>

PUTZ, H., BRADENBURG, K., 2015. Match! -phase identification from powder diffraction. Crystal Impact Software.

QUEIROZ, H.M., YING, S.C., BERNARDINO, A.F., BARCELLOS, D., NÓBREGA, G.N., OTERO, X.L., FERREIRA, T.O., 2021. Role of Fe dynamic in release of metals at rio Doce estuary: Unfolding of a mining disaster. *Mar Pollut Bull.* 166, 112267. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112267>

QUEIROZ, H.M., NÓBREGA, G.N., FERREIRA, T.O., ALMEIDA, L.S., ROMERO, T.B., SANTAELLA, S.T., BERNARDINO, A.F., OTERO, X.L., 2018. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of The Total Environment* 637–638, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>

QUEIROZ, H.M., RUIZ, F., DENG, Y., SOUZA JÚNIOR, V.S., FERREIRA, A.D., OTERO, X.L., CAMÊLO, D.L., BERNARDINO, A.F., FERREIRA, T.O., 2022. Mine tailings in a redox-active Environment: Iron geochemistry and Potential environmental consequences. *Science of The Total Environment* 807, 151050. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151050>

SCHAEFER, C.E.G.R., FABRIS, J.D., KER, J.C., 2008. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. *Clay Miner* 43, 137–154. <https://doi.org/10.1180/CLAYMIN.2008.043.1.11>

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.). *Minerals in soil environments*. 2nd ed. Madison, WI: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438.

SEGURA, F.R., NUNES, E.A., PANIZ, F.P., PAULELLI, A.C.C., RODRIGUES, G.B., BRAGA, G.Ú.L., PEDREIRA FILHO, W.R., BARBOSA, F., CERCHIARO, G., SILVA, F.F., BATISTA, B.L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution* 218, 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>

SHAHEEN, S.M., RINKLEBE, J., FROHNE, T., WHITE, J.R., DELAUNE, R.D., 2016. Redox effects on release kinetics of arsenic, cadmium, cobalt, and vanadium in Wax Lake Deltaic freshwater marsh soils. *Chemosphere* 150, 740-8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.043>

VEPRASKAS, M.J., POLIZZOTTO, M., FAULKNER, S.P., 2016. Redox chemistry of hydric soils, in: *Wetland Soils: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification: Second Edition*. CRC Press, pp. 105–132. <https://doi.org/10.1201/b18996-9>

VISSER, J.W., WOLFF, P.M., 1964. Absolute intensities. Report 641.109. Technisch Physische Dienst, Delft, Netherlands.

YANG, D., LIU, J., ZHAO, W., HUANG, Q., XUE, L., YAN, C., LU, H., 2020. Iron mineralogy and speciation of sediment iron-bearing minerals in mangrove forest: Case study of Zhangjiang estuary, China. *Marine Pollution Bulletin* 151, 110800. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110800>

YOUNG, R.A., 1995. *The Rietveld Method*. I. U. C. Oxford University Press Inc., New York, 298 p.