

**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: Fitoplâncton

RT- 44/ NOV 23

RSE2023 PMBA/Fest

Vitória,

Novembro de 2023

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	3
2	RESULTADOS DOS INDICADORES	3
2.1	DIVERSIDADE	4
2.2	DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS.....	11
3	REFERÊNCIAS	15

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

O histórico de malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) abrange informações de suma importância para o balizamento do presente programa, uma vez que passou por modificações ao longo do tempo, visando melhor atender aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) **MS – Malha e Frequência amostral**, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) **MS – Mapas das malhas amostrais**, com a espacialização histórica referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais coletadas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais coletadas a partir de agosto de 2022, à exceção do grupo da Ecotoxicologia, que iniciou a amostragem referente ao Novo Ciclo em janeiro de 2023.

2 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 e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – março/2023) 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 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:

2.1 DIVERSIDADE

Tabela 1: Estatística descritiva (mínimo e máximo; média e desvio padrão) da diversidade da comunidade fitoplanctônica. *
Representa as estações amostrais do novo ciclo, com coletas entre agosto/2022 e março/2023. s: superfície; pc: ponto de
compensação.

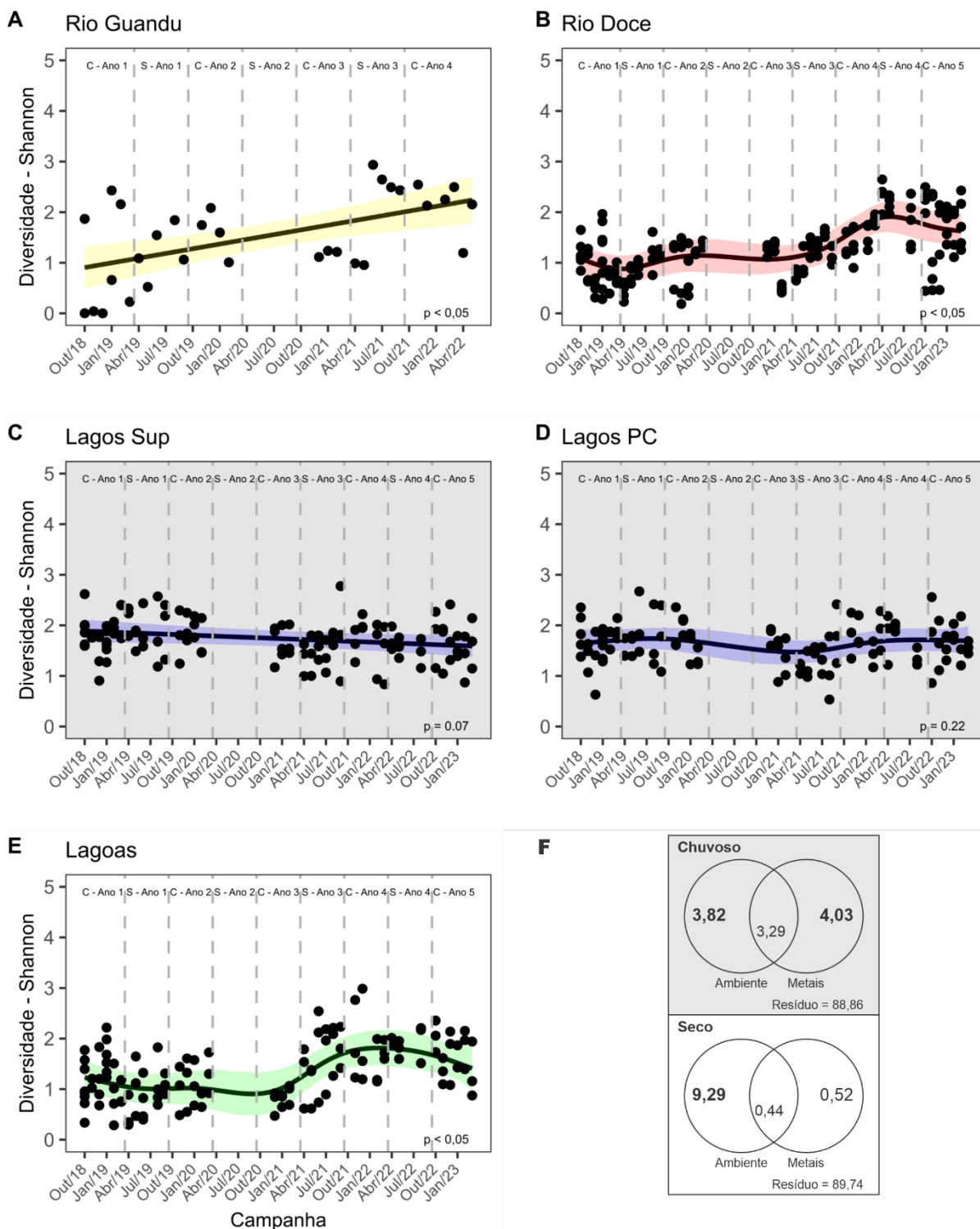
		Diversidade	
		(mín - máx)	Média±DP
ERAs*	Reservatório	(0.21 - 1.51)	0.90 ± 0.51
ERApC*	Reservatório	(0.16 - 1.46)	0.82 ± 0.65
ERMs*	Reservatório	(0.44 - 0.87)	0.61 ± 0.16
ERMpC*	Reservatório	(1.02 - 2.03)	1.52 ± 0.71
E17	Rio Guandú	(0 - 2.94)	1.51 ± 0.83
E2*	Rio Manhuaçu	(0.23 - 2.37)	1.00 ± 0.78
E0	Rio Doce	(0.23 - 2.22)	1.14 ± 0.51
E0a*	Rio Doce	(0.97 - 2.37)	1.52 ± 0.58
E21	Rio Doce	(0.19 - 2.39)	1.07 ± 0.49
E22	Rio Doce	(0.35 - 2.36)	1.16 ± 0.5
E26	Rio Doce	(0.28 - 2.64)	1.34 ± 0.60
E26F*	Rio Doce	(1.84 - 2.49)	2.20 ± 0.23
E18s	Lago	(0.91 - 2.78)	1.90 ± 0.45
E18pC	Lago	(0.63 - 2.67)	1.75 ± 0.5
E19s	Lago	(0.84 - 2.19)	1.62 ± 0.34
E19pC	Lago	(0.88 - 2.20)	1.54 ± 0.32
E20s	Lago	(0.89 - 2.41)	1.65 ± 0.38
E20pC	Lago	(0.53 - 2.24)	1.53 ± 0.35
E28s*	Lago	(1.49 - 2.30)	1.79 ± 0.25
E28pC*	Lago	(1.32 - 2.57)	1.86 ± 0.41
E23	Lagoa	(0.34 - 1.34)	0.74 ± 0.32
E24	Lagoa	(0.30 - 2.99)	1.33 ± 0.74
E25	Lagoa	(0.31 - 2.19)	1.47 ± 0.42
E25a	Lagoa	(0.29 - 1.89)	1.15 ± 0.4
E27*	Lagoa	(1.14 - 2.21)	1.94 ± 0.37

Os locais identificados com “*” representam as estações amostrais pertencentes à nova malha amostral. Sendo assim, essas estações abrangeram apenas sete campanhas de coleta de dados até a data de elaboração deste relatório. Como resultado, a realização de uma análise de variação sazonal substancialmente robusta se torna inviável devido a amostragem contemplar apenas uma estação de chuva. Contudo, a descrição estatística dessas estações fornece uma visão da tendência geral das variações nos dados até o momento, contribuindo para uma compreensão inicial do comportamento ambiental dessas áreas.

O índice de diversidade da comunidade fitoplanctônica exibiu, em média, valores mais elevados nos lagos, ao passo que as estações ao longo do Rio Doce registraram os valores mais baixos (Tabela 1). Quando se consideram as novas estações amostrais, as localizadas em reservatórios apresentaram a menor diversidade média. No entanto, a estação E26F (foz do Rio Doce) destacou-se ao apresentar o

maior valor médio de diversidade, seguida pela E27 (Lagoa Cacimbas). No caso dos tributários, a estação E17 (Rio Guandú) chegou a registrar apenas um táxon em duas amostragens no início do período de monitoramento (outubro e dezembro de 2018), resultando em um índice de diversidade igual a zero (Tabela 1). Já a estação E2 (Rio Manhuaçu) apresentou índices médios de diversidade inferiores aos da E17, porém assemelhando-se à média observada no Rio Doce. Para as novas estações amostrais em ambientes lacustres (E28 - Lago Palmas e E27 - Lagoa Cacimbas), observou-se que a diversidade média registrada até março de 2023 foi ligeiramente superior àquela observada nos demais locais dentro de seus respectivos ambientes. De maneira geral, as estações localizadas nos reservatórios exibiram os índices de diversidade mais baixos em comparação com os ambientes monitorados, com uma exceção para ERMpc (Reservatório Mascarenhas - ponto de compensação), onde a diversidade média foi superior aos pontos nos reservatórios e se assemelhou àquela observada nos pontos de amostragem ao longo do Rio Doce.

Figura 1: Análise de tendência temporal para os valores de diversidade de Shannon para a comunidade fitoplanctônica no Baixo Rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Análise de particionamento da variância realizada para os dados de diversidade da comunidade fitoplanctônica do BRD em relação aos conjuntos de variáveis explicativas “ambiente” e “metais” (F). Valor em negrito: efeito significativo. Conjunto de variáveis para “ambiente”: temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, fósforo total, nitrogênio total e silicato; conjunto de variáveis “metais”: alumínio total, bário total, cromo total, ferro total, manganês total.

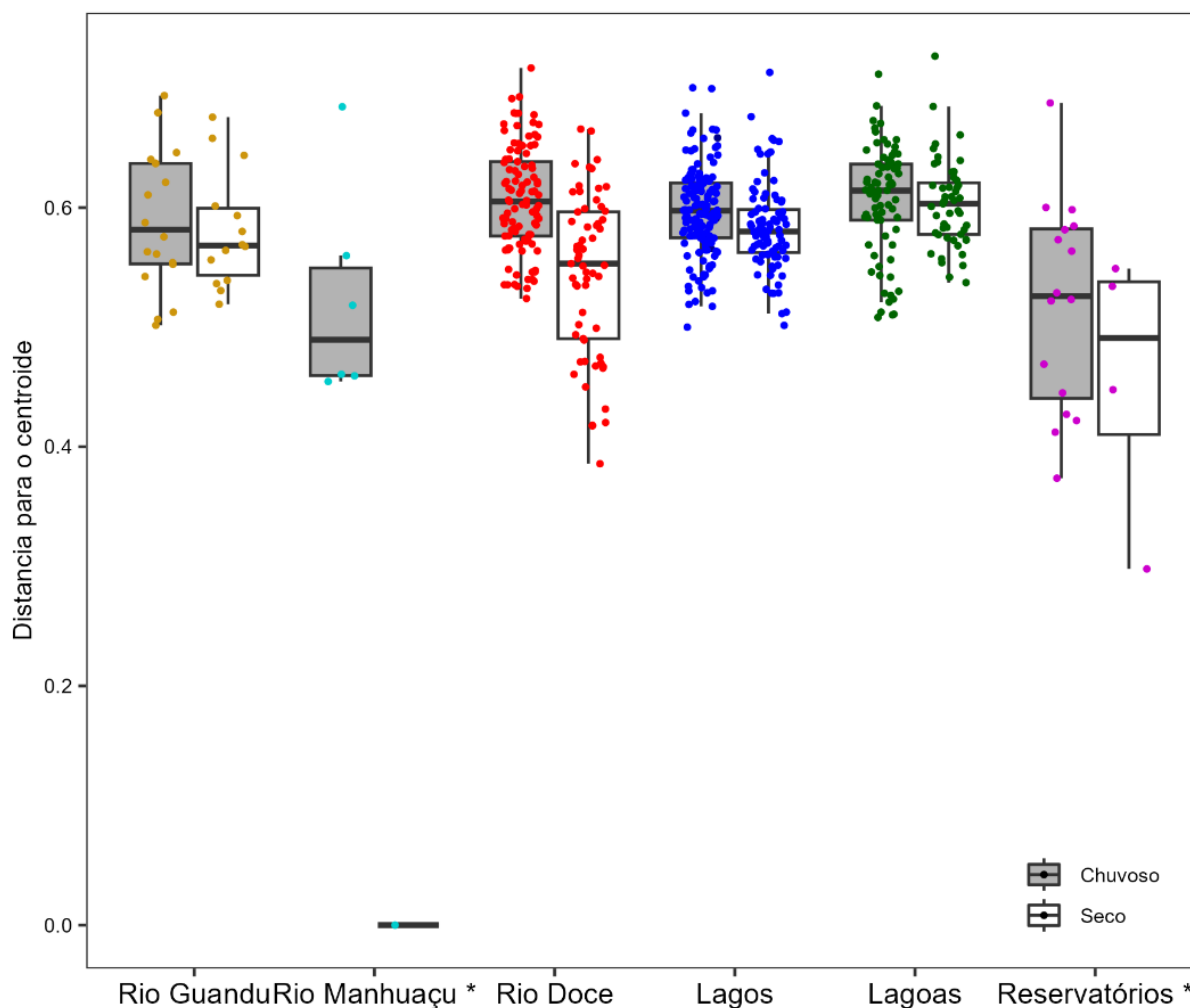


Os GAMM revelaram que, de maneira geral, os valores de diversidade mantiveram-se baixos, quase sempre inferiores a 3, e com períodos intermitentes de aumento notados durante a estação chuvosa, especialmente nos lagos e lagoas (Figura 1 – C, D e E). Tendências sazonais explícitas não foram visíveis nos padrões de diversidade, indicando que a dinâmica observada para esse indicador, até o presente momento, parece ser mais influenciada por mudanças pontuais de curto prazo nas condições abióticas. No caso do Rio Guandú (Figura 1 - A), uma tendência significativa de aumento na diversidade foi identificada ao longo do período de amostragem até a substituição da estação pelo ponto E2, localizado no Rio Manhuaçu, em agosto de 2022. Para o Rio Doce (Figura 1 - B), observaram-se momentos de redução da diversidade, principalmente ao final da estação chuvosa e início da estação seca. No entanto, de forma geral, a comunidade fitoplancônica apresentou tendência crescente na diversidade ao longo do tempo. Já para as lagoas (Figura 1 - E), foi observado aumento na diversidade de espécies entre os Anos 2 (outubro/2019 a setembro/2020) e 3 (outubro/2020 a setembro/2021) do monitoramento, seguido de redução nas estações de amostragem deste ambiente a partir do Ano 4 (outubro/2021 a setembro/2022). Quanto às estações dos lagos (Figura 1 - C e D), esperávamos observar uma tendência de melhoria ao longo do tempo, com os valores de diversidade aumentando. No entanto, as linhas de tendência GAMM não mostraram evolução significativa e os menores valores de diversidade de espécies foram observados no final do período chuvoso do Ano 5 (outubro/2022 a março/2023). Ao longo da série histórica, observou-se que os maiores valores de diversidade de espécies foram registrados na E18 (lago do Limão), ao passo que os valores mais baixos foram registrados na calha principal do Rio Doce. É importante destacar que, nos reservatórios, o índice de diversidade de espécies foi notadamente reduzido; contudo, devido ao número reduzido de amostra (N amostral), não foi viável a aplicação dos modelos GAMM para este ambiente. Esse padrão de baixa diversidade pode ter relação com a elevada densidade de pequenas cianobactérias pertencentes ao gênero *Synechocystis*, que foram registradas em todas as estações amostrais. Além disso, os níveis de estresse ambiental, avaliados com base nos critérios apresentados por Wilhm e Dorris (1968), permaneceram entre os níveis de estresse médio a alto. A aparente estabilidade observada durante o período seco do ano 2 (S - Ano 2) está atribuída à ausência de dados de monitoramento devido à pandemia de COVID-19, o que impactou a continuidade das atividades de coleta.

Por meio da análise de particionamento da variância, foi possível identificar que as condições ambientais (físicas e de nutrientes) exerceram uma influência mais significativa sobre a diversidade do fitoplâncton durante os períodos de seca, sendo responsáveis por 9,29% da variância total, enquanto os metais tiveram uma influência maior durante o período de chuva, contribuindo com 4,03% de explicação da variância (Figura 1 - F). O conjunto de metais avaliados não demonstrou efeitos significativos sobre a diversidade do fitoplâncton durante os períodos de seca. No entanto, durante o período chuvoso, os efeitos dos metais foram mais pronunciados, possivelmente devido ao aumento da vazão e ressuspensão de sedimento (nos rios) e maior carregamento de materiais alóctones para os ecossistemas aquáticos (rios e ecossistemas lacustres). É importante ressaltar que as interações entre os dois conjuntos de variáveis explicativas são relevantes e merecem atenção, mesmo que a sua significância não possa ser testada por meio de testes estatísticos. Isso é especialmente importante quando essas interações explicam uma parcela considerável da variação na comunidade. No que diz

respeito ao indicador diversidade, a contribuição das interações entre os dois conjuntos de variáveis não foi substancialmente elevada durante o período de seca. No entanto, nos períodos chuvosos, essa parcela foi responsável por explicar 3,29% da diversidade, o que é considerável quando se trata da variação em amostras ambientais.

Figura 2: Diversidade beta entre os ambientes e períodos chuvoso e seco para o baixo rio Doce. Ambientes com “*” representam os ambientes adicionados na nova malha amostral, portanto não há série histórica, contando com apenas uma coleta para o período seco.



Através da análise de diversidade beta, observou-se que os diferentes ambientes monitorados, exibiram um padrão relativamente alto de alteração na comunidade, principalmente na comparação entre os períodos sazonais (seca e chuva) (Figura 2). Os ambientes lacustres se destacaram por apresentar maior estabilidade na dinâmica de composição das espécies do fitoplâncton, na comparação com o Rio Doce e entre os pontos de amostragem dentro do mesmo ambiente (Figura 2). Em contrapartida, o Rio Doce foi o único ambiente com diferenciação significativa na comunidade entre os períodos de seca e chuva ($p < 0,05$), que pode ser explicada pela maior ocorrência de distúrbios, em virtude dos pulsos de inundação e alterações no regime de vazão, entre as estações sazonais, que resultaram na modificação pontual intensa na composição das espécies. Para os pontos de amostragem nos reservatórios e no Rio Manhuaçu, a variação na diversidade beta foi concentrada no primeiro período chuvoso amostrado nesses ambientes, uma vez que houve apenas uma campanha de amostragem durante o período de seca. No entanto, foi possível observar a diferenciação na comunidade entre as amostras coletadas durante o período sazonal em questão. O valor extremamente baixo para o rio Manhuaçu, durante o período de seca, provavelmente foi devido à amostragem única

nesse ponto, enquanto nos reservatórios, durante o período de seca, ocorreu uma distinção marcante entre os pontos amostrais, apesar de também terem sido amostrados apenas uma vez na estação de seca até o presente relatório.

2.2 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS

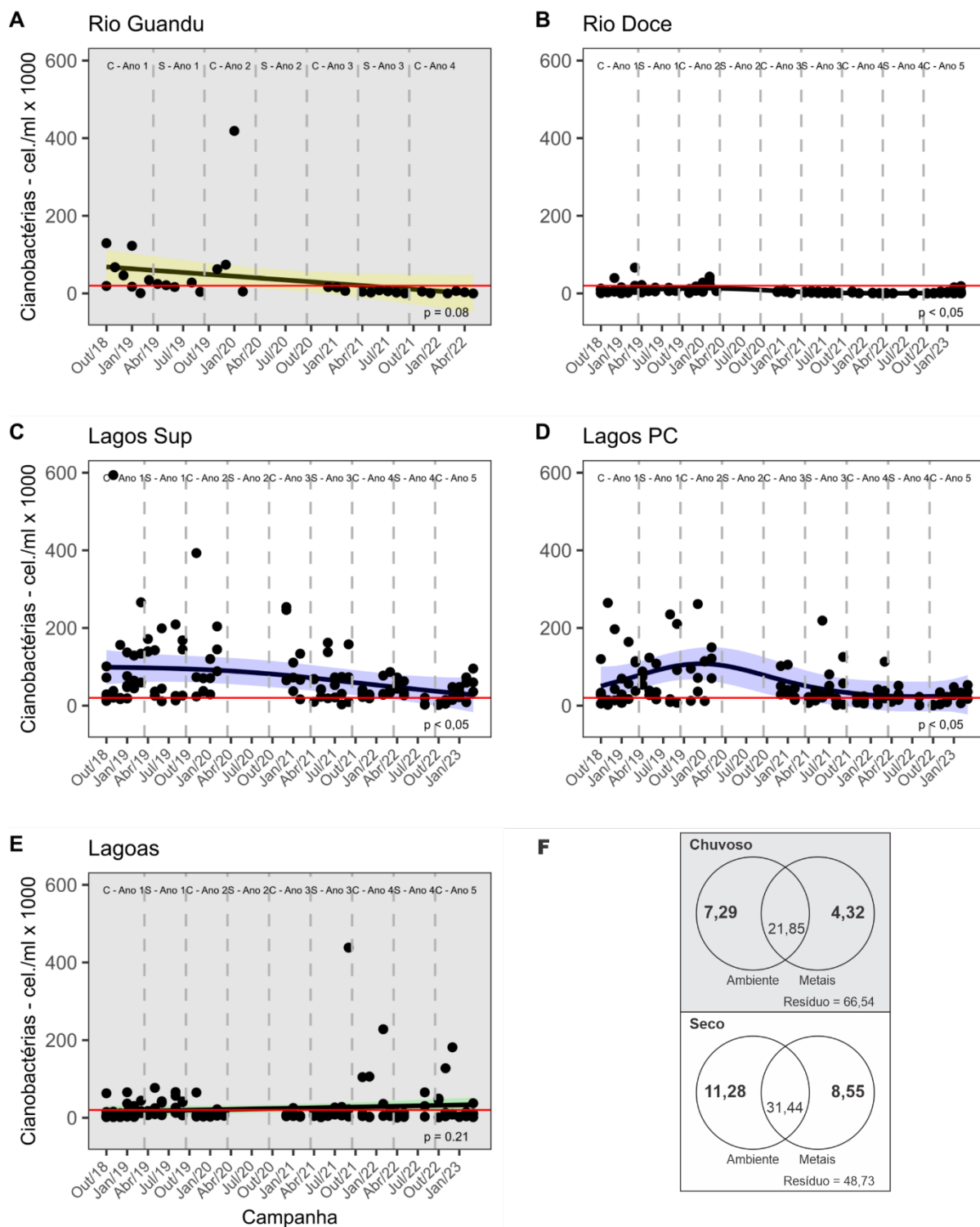
Tabela 2: Estatística descritiva (mínimo e máximo; média e desvio padrão) da densidade de cianobactérias (cel.mL⁻¹) na comunidade fitoplanctônica. * Representa as estações amostrais do novo ciclo, com coletas entre agosto/2022 e março/2023. s: superfície; pc: ponto de compensação.

		Densidade Cianobactérias (cel.mL ⁻¹)	
		(mín - máx)	Média±DP
ERAs*	Reservatório	(90 - 933)	267 ± 300.24
ERApC*	Reservatório	(73 - 856)	355 ± 434.55
ERMs*	Reservatório	(213 - 916)	570 ± 255.67
ERMpC*	Reservatório	(638 - 1474)	1056 ± 591.49
E17	Rio Guandú	(0 - 382200)	34017 ± 70756
E2*	Rio Manhuaçu	(224 - 1170)	646 ± 347.23
E0	Rio Doce	(347 - 66654)	8482 ± 12736.63
E0a*	Rio Doce	(50 - 15875)	3717 ± 5691.38
E21	Rio Doce	(356 - 43312)	5731 ± 7642.51
E22	Rio Doce	(491 - 35316)	6566 ± 7021.9
E26	Rio Doce	(0 - 24487)	6075 ± 6183.72
E26F*	Rio Doce	(112 - 1174)	502 ± 396.65
E18s	Lago	(8387 - 393015)	96276 ± 82550.3
E18pC	Lago	(4372 - 697331)	91013 ± 129733.5
E19s	Lago	(1632 - 581015)	94879 ± 101477.19
E19pC	Lago	(803 - 265230)	57402 ± 54995.47
E20s	Lago	(2260 - 154702)	42049 ± 40994.98
E20pC	Lago	(670 - 193184)	31270 ± 37184.57
E28s*	Lago	(5119 - 59722)	33121 ± 23522.28
E28pC*	Lago	(442 - 52981)	21790 ± 18374.24
E23	Lagoa	(3100 - 63052)	25508 ± 20964.6
E24	Lagoa	(2973 - 292740)	40723 ± 53633.10
E25	Lagoa	(995 - 439426)	28836 ± 76491.59
E25a	Lagoa	(1263 - 102863)	13476 ± 21051.6
E27*	Lagoa	(1867 - 48415)	18497 ± 16343.94

Para a densidade de cianobactérias, os valores mais elevados foram registrados nos lagos, enquanto os valores mais baixos foram observados no Rio Doce, considerando os dados da malha amostral original (Tabela 2). Entretanto, quando consideramos a nova malha amostral, os reservatórios apresentaram densidades de cianobactérias substancialmente mais baixas, comparados aos demais ambientes, em suas primeiras amostras coletadas durante o monitoramento. O Rio Guandú, por sua vez, demonstrou picos de densidade de cianobactérias devido a aumentos pontuais no número de células de *Synechocystis aquatilis*. As estações localizadas no lago Palmas (E28) e na lagoa Cacímbras (E27) exibiram médias de densidade semelhantes às médias observadas nos lagos e lagoas, respectivamente. Já a estação E2 (Rio Manhuaçu) registrou uma baixa densidade de cianobactérias, com um valor máximo de 1170 cel.mL⁻¹ até o momento.

Figura 3: Análise de tendência temporal para os valores de densidade de células de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica no Baixo Rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Misto (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% e linha vermelha representa limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005.

Quadros com fundo cinza são modelos não significativos (A-E). Análise de particionamento da variância realizada para os dados de densidade de células de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica do BRD em relação aos conjuntos de variáveis explicativas “ambiente” e “metais” (F). Valor em negrito: efeito significativo na variação da diversidade. Conjunto de variáveis para “ambiente”: temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, fósforo total, nitrogênio total e silicato; conjunto de variáveis “metais”: alumínio total, bário total, cromo total, ferro total, manganês total.



A densidade de células de cianobactérias apresentou valores excedentes aos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de Classe 2 (20.000 cel.mL⁻¹), durante grande parte do período de monitoramento do PMBA/Fest, principalmente nos lagos. Geralmente, a densidade de cianobactérias sofre impacto direto das condições ambientais diretamente relacionadas aos períodos de seca e chuva, principalmente temperatura e disponibilidade luminosa.

Nossos resultados não revelaram tendência temporal significativa na densidade de cianobactérias no Rio Guandú e nas lagoas (Figura 3 - A e E). No entanto, observou-se a ocorrência de amostras com densidades superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, especialmente no início do período de monitoramento. No decorrer do tempo, à medida que a diversidade de espécies aumentou, a dominância das cianobactérias foi progressivamente reduzida no Rio Guandú. No caso das lagoas, mesmo sem uma tendência temporal significativa, foi identificada uma inclinação positiva na linha de tendência, indicando um ligeiro aumento geral na densidade de cianobactérias ao longo do tempo nas estações localizadas nas lagoas. Quanto aos lagos, as amostras superficiais, quando combinadas com os dados do período chuvoso do Ano 5 (outubro/2022 a março/2023), passaram a demonstrar uma tendência temporal significativa no indicador de densidade de cianobactérias (Figura 3 – C), sendo visível a redução na densidade de células de cianobactérias ao longo do tempo. No entanto, as amostras do ponto de compensação mantiveram sua tendência temporal significativa (Figura 3 – D), com um discreto aumento na densidade de células ao final do período chuvoso do Ano 5 (outubro/2022 a março/2023), o que justifica uma investigação mais detalhada dos fatores que podem estar contribuindo para esse aumento. É importante evidenciar que, para os lagos, a maioria dos dados de cianobactérias permaneceu muito acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, por vezes atingindo cerca de 400 a 600 mil cel.ml⁻¹. Ao analisar a partição da variância para a densidade de cianobactérias no baixo Rio Doce, as parcelas isoladas do conjunto de variáveis explicativas, ou seja, aquelas que representam os efeitos puros das variáveis sem interação, observou-se efeitos significativos das variáveis ambientais (físicas e de nutrientes) e das concentrações de metais totais na explicação da variação das cianobactérias, tanto nos períodos de chuva quanto nos de seca (Figura 3 - F). Com a introdução da nova malha amostral, ocorreu uma mudança no padrão de influência dos fatores abióticos sobre a dinâmica das cianobactérias, em comparação ao relatório anterior (de outubro de 2018 a maio de 2022). Atualmente, foi possível identificar um efeito mais pronunciado das variáveis ambientais (11,28%) e das concentrações de metais (8,55%) no período de seca (Figura 3 - F). Em adição, no período de chuva, o efeito das variáveis ambientais também foi maior do que o efeito dos metais, com valores de 7,29% e 4,32%, respectivamente. A parcela explicada pela interação entre os dois conjuntos de dados foi consideravelmente maior no período de seca (31,44%) do que no período de chuvas (21,85%). No entanto, é importante destacar que essa interação ainda não pode ser testada estatisticamente, mas representa um componente significativo na explicação da variação da densidade de cianobactérias nessas condições ambientais.

Tabela 3: Modelos de regressão múltipla entre os indicadores do fitoplâncton e metais totais nos períodos chuvoso e seco para o Baixo Rio Doce. Células cinza: relação não significativa e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa).

		R² Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
		Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
R. Guandú	Shannon	0.17	0.38				-0.05			0.00			
	Cel. Cianobactérias	-	-										
R. Doce	Shannon	0.12	0.48	0.00			-0.02		-0.24		0.00		0.01
	Cel. Cianobactérias	0.04	0.48	-1.47	-1.11		209.71		2194.21				-98.69
Lagos Sup	Shannon	-	0.39		0.00					0.00			0.00
	Cel. Cianobactérias	-	0.34		-186.31					48.00			
Lagos PC	Shannon	-	0.22		0.00					0.00			
	Cel. Cianobactérias	-	0.22		-119.73		1460.77						-415.43
Lagoas	Shannon	0.11	0.06	0.00	0.00								
	Cel. Cianobactérias	-	0.12		64.80						-16.90		

Os modelos lineares múltiplos aplicados aos principais indicadores da comunidade fitoplanctônica revelaram efeitos mais pronunciados dos metais na calha principal do Rio Doce (Tabela 3), especialmente durante o período de seca. Nas estações amostrais ao longo do Rio Doce, todos os metais analisados apresentaram pelo menos um efeito significativo sobre os indicadores do fitoplâncton. No Rio Guandú, a diversidade foi fortemente influenciada pelos metais durante o período de seca (Tabela 3), enquanto a densidade de cianobactérias demonstrou não sofrer influência direta dos metais analisados. Nos lagos, não houve efeito dos metais durante o período chuvoso. No entanto, durante o período de seca, os modelos lineares para a superfície demonstraram coeficientes de determinação (R^2) de 0,39 e 0,34 para a diversidade e densidade de cianobactérias, respectivamente. Para o ponto de compensação, o R^2 foi de 0,22 para ambos os indicadores. Nas lagoas, os metais exerceram influência mais acentuada na diversidade durante o período chuvoso e na densidade de cianobactérias durante o período de seca. Os metais alumínio e manganês, tiveram efeitos semelhantes na densidade de cianobactérias no Rio Doce e nos lagos, influenciando negativamente este indicador em ambos os ambientes. No entanto, nas lagoas, o alumínio pareceu ter um efeito contrário sobre a densidade de cianobactérias, influenciando positivamente. Por outro lado, o ferro influenciou positivamente a diversidade de espécies no Rio Doce e ambos os indicadores do fitoplâncton nos lagos, porém este metal teve um efeito negativo na densidade de cianobactérias nas lagoas. O bário influenciou negativamente a diversidade no Rio Guandú e no Rio Doce, e positivamente a densidade de cianobactérias no Rio Doce. O cromo só apresentou relação significativa com os indicadores no rio Doce, relacionando-se negativamente com a diversidade de espécies e positivamente com a densidade de cianobactérias. Em resumo, todos os metais avaliados na análise contribuíram para explicar a variação dos indicadores da comunidade, indicando um impacto mais substancial desse conjunto de variáveis na calha principal do Rio Doce em comparação aos demais ambientes. Portanto, é essencial manter o monitoramento dos efeitos dos metais sobre a comunidade fitoplanctônica, especialmente na região do Rio Doce.

3 REFERÊNCIAS

BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. 1998. Protocolo para análise de clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD700). Vitória: Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_ltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 12 jan. 2023.

MAGURRAN, A. E. Medindo a diversidade biológica. Curitiba: Editora UFPR, 2011.

MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: Editora Omega, 1983.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-39B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 613 pag. 2022.

RStudio Team (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>.

SANT'ANNA, C. L. et. al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. Algological studies, v. 126, p. 251-265, 2008.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. Illinois: Urbana, 1949. 163, p. 688, 1949.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries. Ottawa: Research Board of Canada, 1972.

WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. Bioscience, v. 18, n. 6, p. 447-481, 1968.