

**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- 43/ JUN 23

RA2022 PMBA/Fest

Vitória,

Junho de 2023

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	3
2	METODOLOGIA	3
2.1	COLETA	3
2.2	ANÁLISE.....	4
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	5
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	5
3.1	DIVERSIDADE	6
3.2	DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS.....	10
4	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	14
5	REFERÊNCIAS	14

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 continuação do monitoramento, apresentada no primeiro semestre de 2022 visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) **MS - Malha e frequência amostrais**, 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 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.

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 submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em 31 de agosto de 2022. 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 a fim de determinar os indicadores.

2.1 COLETA

As coletas para análises quali e quantitativa do fitoplâncton, na calha dos rios e nos ecossistemas lacustres, foram feitas na superfície e, para aqueles ecossistemas lacustres com profundidade que excedesse aos 3 metros, também foram coletadas amostras no ponto de compensação da luz (PC). Para as amostras qualitativas, foi utilizado o método do arrasto superficial com rede de plâncton de abertura de malha de 20µm, na subsuperfície (aproximadamente 20 cm de profundidade), sendo uma amostra por ponto amostral. A amostra coletada foi dividida em duas partes, acondicionadas em frascos de vidro (100 ml), sendo uma das partes fixada com formol 4%, enquanto a outra foi mantida sem fixador (viva). Para o PC, amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn e filtradas em rede de plâncton. As amostras foram acondicionadas em caixa térmica com gelo permanente, para análise do material vivo em laboratório. As espécies foram analisadas em microscópio óptico Motic Panthera,

equipado com câmera e aplicativo de captura de imagens. A identificação foi realizada ao menor nível taxonômico possível usando bibliografias específicas. Para o estudo quantitativo do fitoplâncton na calha do Rio Doce e Rio Guandú, foram coletadas amostras de 100 mL de água em cada estação amostral, submergindo o frasco a 20 cm de profundidade. Nos ambientes lacustres, amostras de 100 mL de água foram coletadas na subsuperfície e na profundidade de 1% da radiação solar incidente na superfície – ponto de compensação - (PC), com garrafa de Van Dorn. Todas as amostras quantitativas foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar (100 mL) e fixadas com solução de lugol acético 5%.

2.2 ANÁLISE

A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (1958), em microscópio invertido Motic AE2000 em aumento de 400x, usando tempo de sedimentação de pelo menos 3 horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). O volume sedimentado por amostra variou entre 2 a 25 mL, de acordo com as condições de cada amostra. A partir dos dados quantitativos foram determinadas: a riqueza de espécies, a densidade total de indivíduos (ind.mL^{-1}), a densidade de células de cianobactérias (cel.mL^{-1}) e a diversidade da comunidade fitoplanctônica através dos índices de diversidade de Shannon-Weaver (1949). A biomassa foi calculada a partir da concentração de clorofila-a, segundo método de Strickland e Parsons (1972) adaptado por Barroso e Littlepage (1998), conforme descrito no subprojeto “A3D - limnologia (água)”. A determinação das cianobactérias com maior potencial de produção de toxinas foi feita a partir do registro de cepas comprovadamente tóxicas para outros ecossistemas brasileiros, segundo Sant’Anna *et al.* (2008).

A análise estatística descritiva foi realizada com os valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão para cada estação amostral do PMBA/Fest. As estações amostrais da nova malha amostral iniciada em agosto de 2022 foram incluídas na análise descritiva com seu valor “médio” sendo o valor observado para a única amostra coletada até o presente relatório. Este valor único foi inserido com intuito de comparar com os valores descritivos das demais estações amostrais. Também foram avaliados o esforço amostral na determinação do levantamento da biodiversidade de algas fitoplanctônicas, com uso da curva de rarefação de espécies (MAGURRAN, 2011). A diversidade beta foi avaliada pela distância das amostras em relação ao centroide da comunidade (quanto maior a distância da amostra em relação ao centroide, maior é sua diferenciação e, conseqüentemente, maior sua diversidade beta). As tendências temporais nos principais indicadores da comunidade fitoplanctônica (riqueza taxonômica, diversidade taxonômica, densidade de células de cianobactérias, abundância total e biomassa), foram testadas usando modelos aditivos de efeitos mistos generalizados (GAMM; função “gam4”). A curva com a tendência temporal foi obtida pelo método de suavização LOESS (Locally-Weighted Scatterplot Smoother) (função “plotGAMM”).

Os conjuntos de variáveis ambientais (temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e metais (alumínio total, bário total, cromo total, ferro total, vanádio total e manganês total) foram usados como conjuntos de variáveis preditoras na análise de particionamento da variância, com o intuito de avaliar os efeitos, puros e compartilhados, das variáveis abióticas sobre a variabilidade da comunidade fitoplanctônica. Os efeitos

puros de cada conjunto de variáveis foram testados a partir da análise de variância ANOVA ($p \leq 0.05$). O conjunto de variáveis metais usadas para o particionamento da variância também foi usado em modelos lineares múltiplos com os principais indicadores da comunidade fitoplanctônica, para avaliar o efeito individual de cada metal.

Todas as análises foram realizadas no programa R (versão 4.2.2; R CORE TEAM, 2022).

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Além das alterações de malha e frequência amostral, não foram efetivadas alterações nas análises da comunidade fitoplanctônica junto ao monitoramento do PMBA/Fest.

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 e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – setembro/2022) 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 a 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 de quatro anos de monitoramento, onde seus principais resultados foram discutidos em todos os relatórios técnicos entregues até o presente, entretanto a partir do novo modelo de relatório solicitado via ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio, proposto via ofício FR.2023.0214 (SEI13515133) e aprovado via ofício SEI nº4/2023-CTBio/DIBIO/ICMBio, 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 DIVERSIDADE

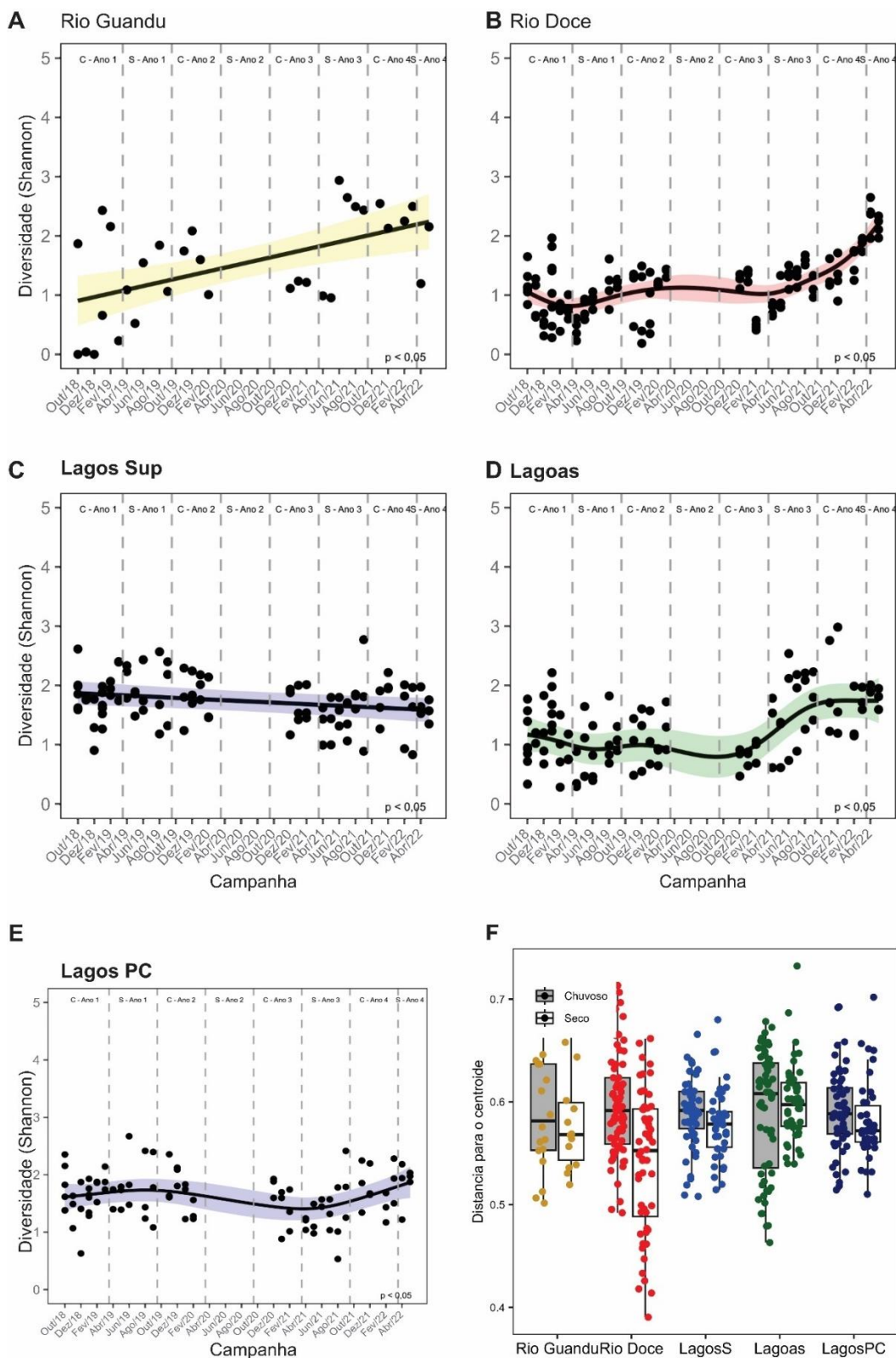
Tabela 1: Estatística descritiva (mínimo e máximo; média e desvio padrão) da diversidade da comunidade fitoplanctônica. *
Representa as estações amostrais com apenas a coleta de agosto/2022.

	Diversidade	
	(mín - máx)	Média±DP
ERAs*	-	0.16
ERAp ^c *	-	0.21
ERMs*	-	2.03
ERMp ^c *	-	0.87
E17	(0-2.94)	1.51±0.83
E2*	-	1.75
E0	(0.23-1.96)	1.11±0.74
E0a*	-	2.37
E21	(0.19-2.39)	1.07±0.49
E22	(0.35-2.36)	1.16±0.5
E26	(0.28-2.64)	1.21±
E26F*	-	1.84
E18s	(0.91-2.78)	1.9±0.45
E18p ^c	(0.63-2.67)	1.75±0.5
E19s	(0.84-2.19)	1.65±0.33
E19p ^c	(0.88-2.2)	1.53±0.32
E20s	(0.89-2.4)	1.65±0.35
E20p ^c	(0.53-2.24)	1.55±0.34
E28s*	-	1.32
E28p ^c *	-	1.73
E23	(0.34-1.341)	0.74±0.32
E24	(0.3-2.99)	1.3±0.76
E25	(0.31-2.19)	1.46±0.44
E25a	(0.29-1.89)	1.15±0.4
E27*	-	2.17

As estações indicadas pelo “*” possuem apenas uma amostra analisada até o presente relatório, sendo seus valores “médios” o valor observado para esta única coleta. Os valores de diversidade para a comunidade fitoplanctônica foram maiores para os lagos, enquanto as estações amostrais do Rio Doce apresentaram os menores valores para este indicador (Tabela 1). O Rio Guandú (E17), chegou a apresentar apenas um táxon registrado em duas amostras no início do monitoramento (out/2018 e dez/2018), o que resultou em diversidade zerada (Tabela 1). Para as estações E28 e E27 (Lago Palmas e Lagoa Cacimbas), a diversidade registrada esteve próximo aos máximos observados para lagos e lagoas respectivamente. Na estação E2 (Rio Manhuaçu), a diversidade registrada esteve próxima às médias registradas nas estações do Rio Doce e Rio Guandú, enquanto as estações dos reservatórios apresentaram, no geral, valores de diversidade reduzidos quando comparados aos demais ambientes

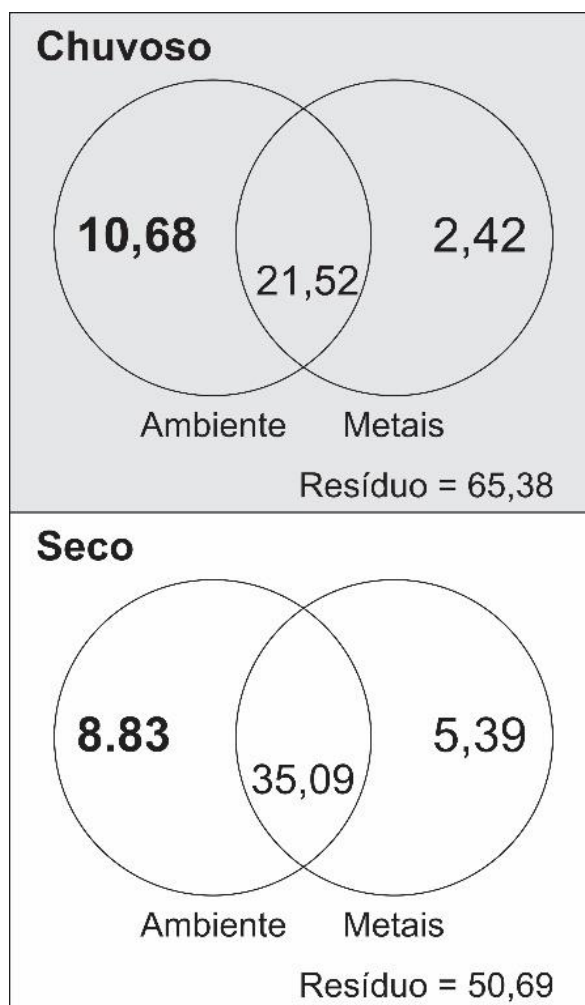
monitorados, exceto para a estação ERAs (Reservatório Aimorés - superfície), onde a diversidade registrada esteve acima da média registrada para os demais ambientes.

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 Misto (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Diversidade beta entre os ambientes e períodos chuvoso e seco (F).



Os modelos GAMM mostraram que, no geral, a diversidade apresentou valores reduzidos, quase sempre abaixo de 3, com períodos pontuais de elevação observados no período chuvoso, especialmente nos lagos e lagoas (Figura 1 – C, D e E). Não foram observadas tendências sazonais explícitas nos valores de diversidade, sendo assim, a dinâmica observada para indicador, até o momento, tende a ser influenciada de forma mais acentuada por mudanças pontuais de curto prazo nas condições do meio abiótico. Para o Rio Doce (Figura 1 – B), para as lagoas (Figura 1 – C) e para a profundidade de compensação dos lagos (Figura 1 – E) houve tendência de aumento na diversidade a partir do período chuvoso do ano 3. Os maiores valores de diversidade foram registrados no lago Limão, enquanto os menores valores de diversidade foram registrados na calha principal do Rio Doce. No Rio Guandú (Figura 1 – A), De forma contrário ao esperado, na região superficial lagos (Figura 1 – C) houve tendência de redução da diversidade ao longo do período monitorado, sendo os menores valores registrados para estes ambientes a partir do ano 4. Este padrão de baixa diversidade pode ter relação com a elevada densidade de pequenas cianobactérias do gênero *Synechocystis*, registradas em todas as estações amostrais. Os graus de estresse ambiental observados em relação aos valores de diversidade taxonômica (Wilhm e Dorris, 1968) se mantiveram entre médio e alto estresse. A aparente estabilidade observada no período seco do ano 2 (S – Ano 2) se deve à falta de dados do monitoramento em decorrência da pandemia de covid-19. Com a análise de diversidade beta observamos que os ambientes monitorados (lagos, lagoas, Rio Doce e Rio Guandu) vêm apresentando padrão relativamente elevado de modificação da comunidade, principalmente entre os períodos sazonais (seca/chuva) (Figura 1 – F). Destacam-se as estações chuvosas, onde existe maior ocorrência de distúrbios que levam à intensa modificação da composição de espécies do fitoplâncton. Os lagos foram os ambientes com maior estabilidade na dinâmica de composição de espécies do fitoplâncton, tanto para a comparação entre os períodos de seca e chuva quanto entre as profundidades monitoradas. Já o Rio Doce apresentou elevada diferenciação da comunidade ao longo do monitoramento. Este padrão de intensa modificação do rio pode ter relação com períodos de maior e menor vazão. As lagoas apresentaram maior diferenciação nos períodos de chuva do que nos períodos de seca, quando a composição da comunidade se apresentou mais estável.

Figura 2: 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 na variação da diversidade. Conjunto de variáveis para “ambiente”: Temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato; conjunto de variáveis “metais”: Alumínio total, bário total, cromo total, ferro total, manganês total, vanádio total e arsênio total.



Com o particionamento da variância foi possível identificar maior influência nas condições ambientais (físicas e nutrientes) sobre a diversidade do fitoplâncton tanto nos períodos de chuva quanto nos de seca (Figura 2), sendo este conjunto de variáveis responsáveis por 10,68% e 8,83% da variação da diversidade no período chuvoso e seco, respectivamente. O conjunto de metais avaliados não apresentou efeito significativos sobre a diversidade nos períodos de chuva e seca monitorados, ainda assim os efeitos dos metais parecem ser mais pronunciados no período chuvoso, possivelmente devido ao intenso carreamento de materiais que ocorre pelo aumento de vazão. As parcelas de interação entre os dois conjuntos de dados, ainda que não seja possível testar sua significância por meio de testes estatísticos, se destacam pela elevada porção explicada da diversidade fitoplanctônica (Figura 2).

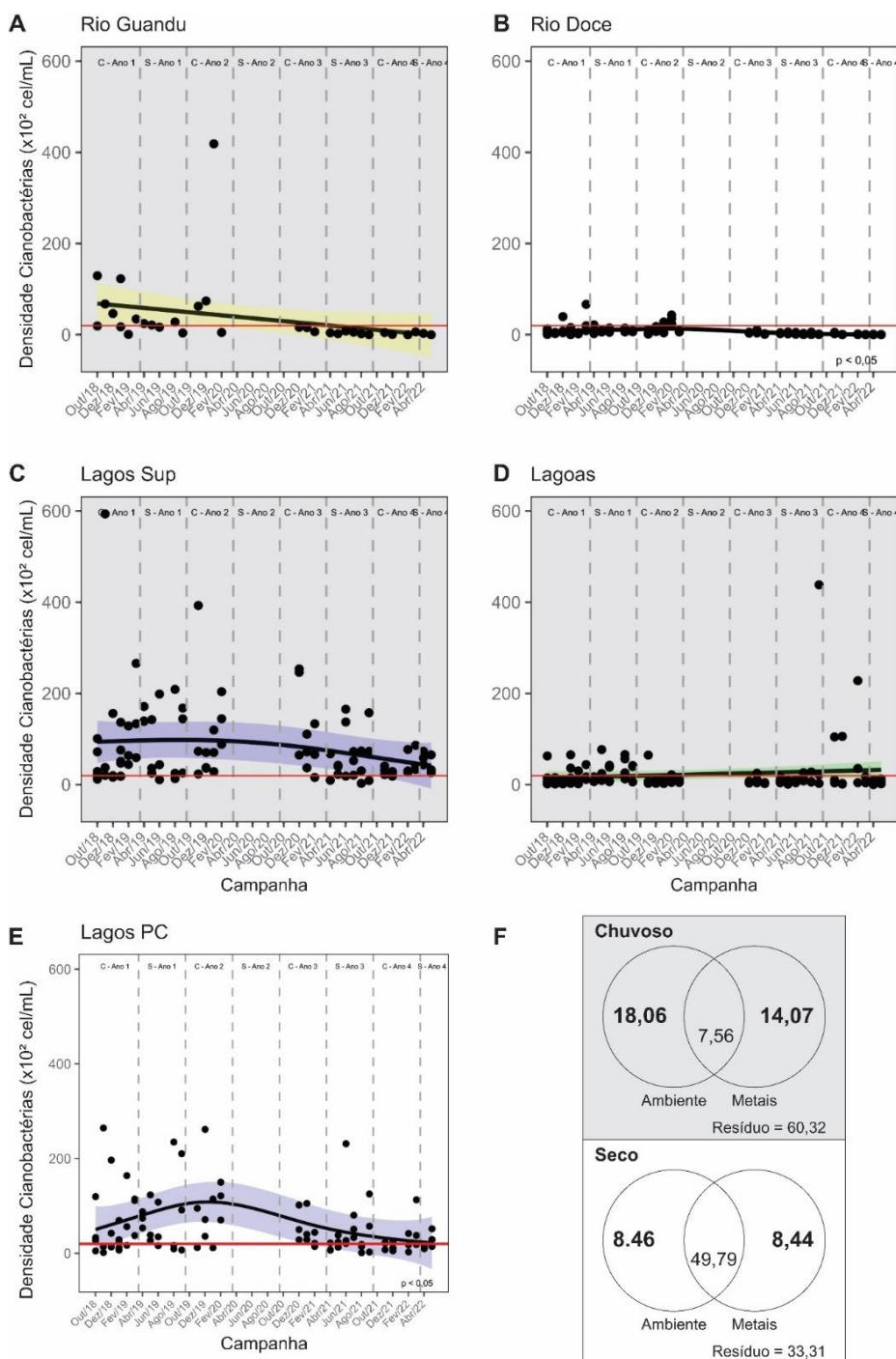
3.2 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS

Tabela 2: Estatística descritiva (mínimo e máximo; média e desvio padrão) da densidade de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica. * Representa as estações amostrais com apenas a coleta de agosto/2022.

	Densidade Cianobactérias	
	(mín - máx)	Média±DP
ERAs*	-	859.0
ERApC*	-	950.0
ERMs*	-	638.0
ERMpc*	-	453.0
E17	(0-382200)	34017±70756
E2*	-	309.0
E0	(416-66654)	8903±13354.7
E0a*	-	502.0
E21	(356-43312)	6350±7984.2
E22	(491-35316)	6566±7021.9
E26	(112-24487)	7046±6190.8
E26F*	-	218.0
E18s	(8387-393015)	96276±82550.3
E18pc	(4372-697331)	91013±129733.5
E19s	(3705-581015)	104254±106587.5
E19pc	(2207-265230)	62784±57813
E20s	(2377-154702)	46905±42434.8
E20pc	(749-193184)	34854±39127.4
E28s*	-	22664.0
E28pc*	-	20244.0
E23	(3100-63052)	25508±20964.6
E24	(2973-292740)	40040±54804.6
E25	(2119-439426)	27886±78202.3
E25a	(1263-102863)	13476±21051.6
E27*	-	32458.0

Para a densidade de cianobactérias, os maiores valores foram registrados para os lagos enquanto os menores foram registrados no Rio Doce (Tabela 2). O Rio Guandú apresentou picos de densidade de cianobactérias devido a aumentos pontuais de células de *Synechocystis aquatilis*. As estações E28 e E27 apresentaram registro semelhantes às médias de lagos e lagoas, respectivamente. As estações dos reservatórios (ERA e ERM) e E2 apresentaram baixa densidade de cianobactérias, sendo semelhantes aos valores registrados para o Rio Doce.

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 CONAMA305/2005. 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, fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato; conjunto de variáveis “metais”: Alumínio total, bário total, cromo total, ferro total, manganês total, vanádio total e arsênio 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 em todos os ambientes monitorados. Geralmente, a densidade de cianobactérias sofre impacto direto das condições ambientais diretamente relacionadas aos períodos de seca e chuva principalmente temperatura e disponibilidade luminosa. Entretanto, nossos resultados não evidenciaram relação clara da densidade de cianobactérias em função do tempo para o Rio Guandú, lagos e lagoas (Figura 3 – A, C e D). Ainda assim, os maiores valores de densidade de cianobactérias foram registrados para os lagos, tanto nas amostras superficiais (Figura 3 - C), quanto na profundidade de compensação (Figura 3 – E). No Rio Doce foi possível ver uma leve tendência de redução da densidade de células de cianobactérias a partir do período chuvoso do ano 3 (Figura 3 – C). Já para a profundidade de compensação dos lagos (Figura 3 - E), houve tendência de aumento na densidade de cianobactérias até o final do período chuvoso do ano 2 e de redução a partir do período chuvoso do ano 3. O tempo foi um fator significativo para a dinâmica da densidade de cianobactérias apenas para o Rio Doce e para a profundidade de compensação dos lagos. Quando avaliados a parte isolada do conjunto de variáveis explicativas, ou seja, aquela com efeitos puros do conjunto de variáveis sem interação, observamos efeitos significativos dos conjuntos de variáveis ambientais (físicas e nutrientes) e das concentrações de metais totais na explicação da densidade de células de cianobactérias do Baixo Rio Doce tanto para os períodos de chuva quanto para os de seca (Figura 3 - F). Foi possível identificar efeito mais pronunciado no período chuvoso, onde a maior precipitação e entrada de material alóctone promove maior disponibilidade de recursos e melhores condições para o desenvolvimento deste grupo de organismos. No período de seca, o efeito destes conjuntos de variáveis sobre a densidade de cianobactérias é reduzido, porém ainda significativo. É possível notar que os efeitos puros dos conjuntos de variáveis explicativas ambientais e de metais sobre a densidade de cianobactérias se assemelham no período de seca, entretanto a porção explicada pela interação entre os dois conjuntos de dados apresenta aumento considerável (de 7,56% no período chuvoso para 49,79% no período seco), porém essa interação ainda não é possível de ser testada estatisticamente (Figura 3 - F).

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 significância e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa).

		R ² Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total		V Total		As Total	
		Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
R. Guandú	Shannon	0.38	0.21			-0.05											
	Cel. Cianobactérias	0.39	-			0.09								-0.06			
R. Doce	Shannon	0.55	0.21		0.00	-0.03		-0.17		0.00					0.01		
	Cel. Cianobactérias	0.54	0.08		0.00	0.28	0.21	2.22				-0.11		-0.09			6.58
Lagos Sup	Shannon	0.44	-	0.00						0.00		0.00					
	Cel. Cianobactérias	0.31	-														
Lagos PC	Shannon	0.22	-	0.00						0.00							
	Cel. Cianobactérias	0.19	-														
Lagoas	Shannon	0.12	0.09							0.00				0.02			
	Cel. Cianobactérias	0.16	-			0.49				0.00		-0.08					

Os modelos lineares múltiplos dos principais indicadores da comunidade fitoplanctônica mostraram efeitos mais pronunciados dos metais na calha principal do Rio Doce (Tabela 2). Já nas lagoas não houve efeito tão pronunciado quando comparado aos demais ambientes. Esse efeito pronunciado no Rio Doce e no período chuvoso coincide com o aumento nas concentrações de metais registrados com o aumento da precipitação e vazão (RRDM 2022). No período chuvoso os metais bário e cromo tiveram influência positiva na densidade de cianobactérias no Rio Doce, Rio Guandú e Lagoas, ao passo que o manganês e o vanádio tiveram efeitos negativos. O ferro apresentou efeito positivo na diversidade no Rio Doce e Lagos no período chuvoso e nas lagoas no período de seca. Somente foi observado efeito significativo para densidade de células de cianobactérias no período seco para o Rio Doce. Neste ambiente é possível observar o efeito de diferentes metais sobre a comunidade fitoplanctônica em seus principais indicadores. Todos os metais avaliados na análise de fato contribuíram para determinar a variação dos indicadores da comunidade, o que sugere um impacto mais acentuado desde conjunto de variáveis na calha principal do Rio Doce quando comparado aos demais ambientes. Sendo assim, é necessário atenção ao monitoramento dos efeitos de metais sobre a comunidade fitoplanctônica.

4 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todas as metas previstas para o Tema Fitoplâncton dulcícola foram cumpridas.

5 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 nº 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_altrd_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.