

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre

Stella Pereira Pacheco

A turbidez como fator determinante na estruturação do fitoplâncton do rio
Doce após o rompimento da barragem de Fundão

Belo Horizonte
2023

Stella Pereira Pacheco

**A turbidez como fator determinante na estruturação do fitoplâncton do rio
Doce após o rompimento da barragem de Fundão**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: José Fernandes Bezerra Neto
Coorientadores: Cristiane Freitas de A. Barros
Diego Guimarães Florêncio Pujoni

**Belo Horizonte
2023**

- 043 Pacheco, Stella Pereira.
A turbidez como fator determinante na estruturação do fitoplâncton do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão [manuscrito] / Stella Pereira Pacheco. – 2023.
87 f. : il. ; 29,5 cm.
- Orientador: José Fernandes Bezerra Neto. Coorientadores: Cristiane Freitas de A. Barros, Diego Guimarães Florêncio Pujoni.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.
1. Ecologia. 2. Fitoplâncton. 3. Mineração. I. Bezerra Neto, José Fernandes. II. Barros, Cristiane Freitas de A. III. Pujoni, Diego Guimarães Florêncio. IV. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. V. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

FOLHA DE APROVAÇÃO

"A turbidez como fator determinante na estruturação do fitoplâncton do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão"

STELLA PEREIRA PACHECO

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia 1 de dezembro de 2023, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Juliana da Silva Martins Pimentel
(UFMG)

Doutor(a) Juliana Barreto Oliveira dos Santos
(UNIRIO)

Doutor(a) José Fernandes Bezerra Neto
(UFMG/ Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 1 de dezembro de 2023.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Juliana Barreto Oliveira dos Santos, Usuária Externa**, em 27/12/2023, às 13:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Fernandes Bezerra Neto, Professor do Magistério Superior**, em 08/01/2024, às 10:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliana da Silva Martins Pimentel, Professora Magistério Superior-Substituta**, em 18/01/2024, às 14:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2930336** e o código CRC **A24D7031**.

AGRADECIMENTOS

O meu mais profundo agradecimento a Deus, por ter iluminado meu caminho nesses últimos tempos com tantas experiências positivas e pessoas maravilhosas. A minha família que sempre me deu toda a força na decisão da minha carreira, fazendo de tudo para ver meu sonho virando realidade. Em especial à minha mãe Rosangela Pereira e meu pai José Pacheco, que nunca me deixaram desistir, juntamente com meu irmão Luiz Fernando e aos meus pais do coração Aurenice e Eduardo. Ao meu noivo, o Gabriel Victor, e a minha amiga, Clara Cardoso, que sempre estiveram ali e nunca duvidaram da minha capacidade, sempre estiveram por perto para me ajudar. Sem vocês eu não conseguiria.

Ao Prof. Dr José Fernandes, por acolher como orientanda no laboratório. Zé, muito obrigada por todo o apoio durante esse período, você é uma grande inspiração para mim. Desejo também expressar minha profunda gratidão aos meus coorientadores Prof.^a Dra Cristiane Barros e Prof. Dr Diego Pujoni que durante os anos em que compartilhamos nossas trajetórias, aprendi valiosas lições e tive a oportunidade de alcançar mais um marco significativo em minha jornada ao lado de vocês. Suas orientações sábias e experientes contribuíram enormemente para o meu crescimento profissional e como ser humano, além disso, me apresentaram e me fizeram apaixonar pelo universo dos plânctons. Aos meus amigos Daiana, Thiago e Carlos, que foram os bolsistas BDCTI Plus Gold Pro+, a colaboração inestimável durante todo o processo, inclusive no aspecto emocional, foi fundamental para o desenvolvimento deste estudo.

Aproveito também para expressar minha profunda gratidão aos meus grandes amigos de laboratório e campo: Bianca, Lorena, Kelly, Lívia, Lud e Vitors, a colaboração de vocês em diversas fases do projeto foram de um valor inestimável. Cada um de vocês que desempenharam um papel essencial nesta jornada, levarei todo o Limnea com muito amor.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES).

“Ao menos sabemos isto: a terra não é do homem; o homem pertence à terra. Todas as coisas são dependentes. Não foi o homem que teceu a teia de sua vida, ele não passa de um fio dessa teia. Tudo que fizer para essa teia estará fazendo a si mesmo”.

Dee Brown

RESUMO

Em 2015, o Brasil vivenciou a sua maior catástrofe ambiental, com o colapso da barragem de rejeitos de Fundão nas águas da bacia do Rio Doce. Nesse contexto, este estudo avaliou o fitoplâncton em trechos do rio Doce, Santo Antônio, Piranga e Carmo. Selecionamos pontos na cabeceira do rio Doce, pares em ambientes lóticos (a montante e a jusante de tributários) e dez pontos em ambientes lênticos e semi-lênticos formados pelas Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Porto Estrela. As amostras foram coletadas trimestralmente de abril de 2022 a janeiro de 2023. A análise qualitativa revelou diferenças entre amostras coletadas nos rios e nos reservatórios, bem como variações na composição e diversidade do fitoplâncton entre os diferentes reservatórios. A classe Cryptophyceae dominou em diferentes ambientes, indicando a importância da turbidez como fator seletivo, restringindo o desenvolvimento de outros grupos. A análise da diversidade destacou a importância da diversidade beta em escalas menores, mostrando alta heterogeneidade entre as diferentes regiões de um mesmo reservatório. A sazonalidade foi identificada como o principal fator que influencia a diversidade do fitoplâncton no rio Doce, superando fatores espaciais, como a localização dos reservatórios e sua distância em relação ao local do rompimento da barragem. Além disso, o estudo ressaltou que a UHE de Aimorés, com um sistema de manejo distinto, apresentou diferenças intra-reservatório, enfatizando o impacto da vazão reduzida sobre o fitoplâncton neste contexto. Assim, constatou-se que a sazonalidade desempenha um papel fundamental na dinâmica do fitoplâncton e os efeitos variam de acordo com o ambiente e o sistema de manejo de cada reservatório, fornecendo informações valiosas para orientar medidas de conservação e recuperação ambiental na região.

Palavras-chave: Algas; Variação sazonal; Diversidade; Mineração.

ABSTRACT

In 2015, Brazil experienced its worst environmental catastrophe with the collapse of the Fundão tailings dam in the waters of the Rio Doce basin. In this context, this study assessed the phytoplankton in sections of the Doce, Santo Antônio, Piranga, and Carmo rivers. We selected points at the headwaters of the Rio Doce, pairs in lotic environments (upstream and downstream of tributaries), and ten points in lentic and semi-lentic environments formed by the Risoleta Neves, Baguari, Aimorés, and Porto Estrela Hydroelectric Plants (UHEs). Samples were collected quarterly from April 2022 to January 2023. Qualitative analysis revealed differences between samples collected in rivers and reservoirs, as well as variations in phytoplankton composition and diversity among different reservoirs. The Cryptophyceae class stood out for its dominance in different environments, indicating the importance of turbidity as a selective factor, restricting the development of other groups. Diversity analysis highlighted the importance of beta diversity on smaller scales, showing high heterogeneity among different regions of the same reservoir. Seasonality was identified as the main factor influencing phytoplankton diversity in the Doce river, surpassing spatial factors such as reservoir location and distance from the dam breach site. Additionally, the study emphasized that the Aimorés Plant, with a distinct management system, exhibited intra-reservoir differences, highlighting the impact of reduced flow on phytoplankton in this context. The study found that seasonality plays a fundamental role in phytoplankton dynamics and that the effects vary according to the environment and management system of each reservoir, providing valuable information to guide conservation and environmental recovery measures in the region.

Keywords: Algae; Seasonal variation; Diversity; Mining.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Estações amostrais ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce. Nomenclatura dos pontos de coleta: CM rio do Carmo; PI rio Piranga; CA.I Início do reservatório de Candonga; CA.P Próximo a barragem de Candonga; DC.1 rio Doce a montante da confluência com rio Santo Antônio; PS.I Início do reservatório de Porto estrela; PS.P Próximo a barragem Porto estrela; ST rio Santo Antônio; DC.2 rio Doce a jusante da confluência com rio Santo Antônio BG.I Início do reservatório Baguari; BG.P Próximo a barragem Baguari; DC.3 rio Doce jusante do reservatório de Baguari; AI.I início do reservatório de Aimorés, AI.P Próximo do reservatório de Aimorés; DC.4 rio Doce montante da entrada do rio Manhuaçu; DC.5 rio Doce jusante da entrada do rio Manhuaçu.

Figura 2 - Vista das estações amostrais ao longo da Bacia do rio Doce. (A) CA.P Reservatório de Candonga com vista para barragem; (B) CA.I Reservatório de Candonga; (C) DC.1 com degradação nas margens; (D) BG.P Reservatório de Baguari com vista para barragem; (E) DC.3 dragagem de areia no leito do rio; (F) AI.I início do reservatório de Aimorés; (G) PS.P Reservatório de Porto estrela; (H) ST região urbanizada.

Figura 3 - Imagem de satélite da área de estudo, com destaque para os pontos de coleta nos reservatórios de CA.P = UHE de Candonga; BG.P = UHE de Baguari; AI.P = UHE de Aimorés; PS.P = UHE de Porto Estrela.

Figura 4 - Modelo usado na análise de partição aditiva da diversidade. Os pontos pretos representam locais de coleta, e os cinza a área de reservatório.

Figura 5 - Fotomicrografia das espécies fitoplanctônicas identificadas ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce. A: *Cryptomonas* sp1, aumento de 1000x; B: *Cryptomonas* sp2, aumento de 400x; C: *Nitzschia palea*, aumento de 400x; D: *Navicula cryptocephala* aumento 400x.

Figura 6 - Número total de táxons das classes taxonômicas para o total de espécies registrado em pontos dos reservatórios amostrados, considerando início, próximo e a jusante de cada barramento nos meses de julho/2022 e janeiro/2023. Classes com baixa riqueza como Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Florideophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Ulvophyceae foram agrupadas em “Outros”.

Figura 7 - Variação da diversidade padronizada entre diferentes sub-bacias (rio Doce e rio Santo Antônio) em relação às Campanhas de Coleta e entre ambientes (Rio e Reservatório) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1° quartil, mediana, 3° quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

Figura 8 - Variação da diversidade padronizada ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce em relação às Campanhas de Coleta (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1° quartil, mediana, 3° quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). A linha azul representa a evolução da precipitação acumulada de 30 dias (mm).

Figura 9 - Variação da diversidade padronizada entre diferentes ambientes (Rio e Reservatório) em (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1° quartil, mediana, 3° quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

Figura 10 - Variação da diversidade alfa padronizada para reservatórios longo do Rio Doce (Aimorés/Baguari e Candonga) e no Rio Santo Antônio (Porto Estrela) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1° quartil, mediana, 3° quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

Figura 11 - Análise de Componentes Principais com os índices de diversidade Simpson, Shannon e Equitabilidade, Riqueza e Logaritmo da abundância ao longo da

Bacia Hidrográfica do rio Doce, nos meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023.

Figura 12 - Análise de Componentes Principais com os índices de diversidade Simpson, Shannon e Equitabilidade, Riqueza e Logaritmo da abundância para os ambientes (rios e reservatórios) ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, (A) no ambiente de Reservatório e (B) no ambiente de rio, para os meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023.

Figura 13 - Contribuição dos componentes da diversidade gama (γ), nos períodos de seca (julho) e chuva (janeiro), nos pontos dos amostrados na Bacia Hidrográfica do Rio Doce. $\beta.1$ = diversidade beta dos pontos amostrados em cada reservatório; $\beta.2$ = Diversidade beta entre os reservatórios; $\beta.3$ = diversidade beta entre as sub-bacias, Santo Antônio e Doce.

Figura 14 - Variação do logaritmo da densidade total entre diferentes ambientes (Rio e Reservatório) em (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

Figura 15 - Variação da densidade fitoplanctônica total diferentes sub-bacias (Rio Doce e Rio Santo Antônio) em relação aos meses amostrados (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

Figura 16 - Variação da densidade fitoplanctônica total entre os meses amostrados na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto

representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

Figura 17 - Variação da densidade fitoplanctônica da Bacia Hidrográfica do Rio Doce em relação às Campanhas de Coleta e ambientes (Rio e Reservatório) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto cheio em preto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

Figura 18 - Densidade fitoplanctônica registrada nos pontos lóticos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce, nos pontos amostrado no rio do Carmo (CM), Piranga (PI), Santo Antônio (ST) e ao longo do rio Doce (CA.I/ DC.1 / DC.2/ DC.4 e DC.5) durante os meses de julho/2022 e janeiro/2023.

Figura 19 - Densidade fitoplanctônica na bacia hidrográfica do rio Doce, nos pontos Início do reservatório, próximo a barragem e jusante dos reservatórios na bacia hidrográfica no rio Doce (CA.I/CA.P/ BG.I/ BG.P/ DC.3.A/AI.I/AI.P/ DC.4) e no rio Santo Antônio (PS.I / PS.P / ST) nos meses de Abril, Julho e Outubro/2022 e Janeiro/2023.

Figura 20 - Logaritmo da densidade fitoplanctônica por classe taxonômica nos pontos de amostragem na Bacia do Rio Doce, Rio do Carmo (CM), Piranga (PI), Rio Doce (CA.I/CA..P/DC.1/DC.2/BG.I/BG.P/DC.3.A/DC.4/PL.15.B), e Rio Santo Antônio (PS.I/PS.P/CA.1) ao longo dos meses de Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023.

Figura 21 - Análise de Componentes Principais da composição em espécies nos pontos amostrados dentro dos Reservatórios, (P) indica que o ponto está localizado próximo à barragem, enquanto a letra (I) indica que o ponto está localizado no início da barragem, ao longo dos meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023. O diâmetro dos círculos é proporcional à sua riqueza. Espécies descritoras:

Amphipleura lindheimer (Amphpll); *Closterium kuetzingii* (Clstrmk); *Desmodesmus* sp (Dsmdsp1); *Hydrosera whampoensis* (Hydrsrw); *Pediastrum duplex* (Pdstrmd); *Pleurosira leavis* (Plrsrlv) *Pseudanabaena* sp (Psdnbns); *Scenedesmus* sp1 (Scnds 1); *Sphaerocystis* sp2 (Sphrsp2); *Terpsinoë musica* (Trpsn).

Figura 22 - Análise de Componentes Principais da composição fitoplanctônica (ind.ml-1) dos pontos amostrados em ambientes lóticos e lênticos, ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, nos meses Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023. Espécies descritoras: *Cryptomonas* sp1 (Crypsp1); *Cryptomonas* sp2 (Crypsp2); *Cryptomonas* sp3 (Crypsp3); *Desmodesmus* sp1 (Dsmdsp1); *Monoraphidium caribeum* (Mrphdmcr); *Monoraphidium contortum* (Mnrphdmcn); *Navicula cryptocephala* (Navclcy); *Nitzschia palea* (Ntzsplea); *Sphaerocystis* sp2 (Sphrsp2); *Trachelomonas* sp4 (Trchsp4).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas e identificação dos pontos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce.

Tabela 2 - Valores médios das variáveis físico-químicas nos pontos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce: Turbidez (NTU), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$), Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$) e Nitrogênio Total (mg L^{-1}).

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CERH/MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
Cm	Centímetro
cm ²	Centímetro quadrado
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
<i>et al.</i>	et alii
H'	Índice de Shannon
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
ind.	indivíduo
J'	Índice de Pielou
L ⁻¹	litro
<	Menor que
>	Maior que
µl	Microlitro
µm	Micrômetro
mg L ⁻¹	Miligrama por litro
mL	Mililitro
mm	Milímetro
n	Número
°C	Graus Celsius

ACP	Análise de componentes principais
PIRH	Plano Integrado de Recursos Hídricos
%	Porcentagem
sp.	Espécie
STS	Sólidos totais dissolvidos
TDS	Sólidos totais em suspensão
NTU	Unidades Nefelométricas de turbidez
x	Vezes

SUMÁRIO

1	Introdução	17
1.1	Reservatórios	17
1.2	Bacia hidrográfica do Rio Doce.....	18
1.3	Potencial bioindicador do fitoplâncton.....	20
1.4	Diversidade fitoplanctônica	22
2	Materiais e Métodos.....	25
2.1	Área de estudo	25
2.2	Coleta e análise das variáveis ambientais e biológicas.....	29
2.3	Análise estatística	30
3	Resultados	32
3.1	Variáveis abióticas.....	32
3.2	Diversidade Gama	35
3.3	Diversidade Alfa	37
3.4	Diversidade Beta.....	41
3.5	Análise da estrutura do Fitoplâncton	43
4	Discussão.....	49
4.1	Variáveis abióticas.....	50
4.2	Diversidade Gama	51
4.3	Diversidade Alfa	53
4.4	Diversidade Beta.....	54
4.5	Análise da estrutura do Fitoplâncton	55
4.6	Contribuições para a conservação do rio Doce	59
5	Conclusão	60
	Referências	61
	ANEXOS	75

1 Introdução

A água desempenha um papel de vital importância como um dos elementos essenciais para a sustentação da vida no planeta Terra. Entretanto, a qualidade e a quantidade desse recurso têm sido substancialmente impactadas devido ao aumento das atividades humanas, resultando na modificação significativa do ambiente aquático e na sua maior vulnerabilidade às perturbações que desviam os padrões do regime natural do rio. No cenário contemporâneo, marcado pelo crescimento das áreas urbanas, a concepção de "serviços ambientais" encontra-se em declínio devido à pressão exercida pela necessidade de alocar espaços para fins habitacionais, bem como para atividades econômicas, sociais e culturais (GARCIA *et al.*, 2020).

1.1 Reservatórios

Em meio às intervenções antrópicas, a construção de reservatórios passou a ser um processo comum em grandes bacias hidrográficas ao redor do mundo. Essas estruturas são fundamentais para a gestão dos recursos hídricos e são amplamente utilizadas para atender a diversas necessidades humanas, como a geração de energia hidrelétrica, o abastecimento de água, o controle de enchentes e a irrigação agrícola (LARSEN, *et al.* 2016; SUN, LOTZ e CHANG 2017). No entanto, a criação de reservatórios fluviais ocasiona transformações substanciais nos ecossistemas lóticos, afetando sua continuidade devido à fragmentação causada pela construção de barragens, que alteram a dinâmica dos rios e modificam características como o transporte de detritos e nutrientes, além da redução da heterogeneidade do habitat fluvial (SCHMUTZ E MOOG, 2018; WARD; STANFORD, 1983).

Essa fragmentação causa mudanças nas características físicas, químicas e biológicas do ambiente original, uma vez que são fortemente influenciadas pela alteração da hidrodinâmica e pelo aumento da profundidade resultantes do represamento, com impacto significativo nas comunidades de vida aquática (HOLANDA; ROCHA; OLIVEIRA, 2008; SERRA e OLIVEIRA, 2020; SYVITSKI *et al.*, 2005; ZAHAR; GHORBEL; ALBERGEL, 2008). Estes impactos estão ocasionando um declínio na biodiversidade dos ambientes de água doce (84% de redução das populações de

seres vivos desde 1970) mais acentuado que nos ambientes terrestres e marinhos (WWF, 2020).

Enquanto alguns dos efeitos decorrentes desses barramentos nos rios e na sua biota são perceptíveis, outros se manifestam de forma gradual e sutil (PETTS, 1980). Mudanças do comportamento térmico da coluna da água, a reconfiguração dos padrões de sedimentação e circulação das massas de água, alterações na dinâmica dos gases, na ciclagem de nutrientes e na estrutura das comunidades aquáticas são exemplos práticos dos efeitos causados por esses barramentos (TUNDISI, 1993).

Importante ressaltar que a regulação do fluxo, a fragmentação do ecossistema e o avanço das atividades humanas formam um conjunto de fatores interdependentes, frequentemente coexistindo e se entrelaçando. A maioria dos rios em todo o mundo foram modificados (ATAZADEH *et al.*, 2020), o que impõe um desafio considerável à tentativa de estabelecer uma conexão linear de causa e efeito entre um determinado fator do sistema (NAIMAN *et al.*, 2008). Os ecossistemas de rios represados sofreram grandes mudanças (OLIVEIRA *et al.*, 2004), as quais são seguidas pela formação de novos habitats (MCMANUS E WOODSON, 2012).

Esses novos ecossistemas constituídos a partir do barramento dos rios são classificados em dois tipos, de acordo com a ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica (2002): acumulação e fio d'água. Os reservatórios de acumulação são comumente encontrados próximos às nascentes dos rios, apresentando quedas elevadas que permitem uma grande acumulação de água a montante da barragem. Esses reservatórios são importantes para estocar água durante períodos secos e também podem fazer parte de sistemas em cascata, regulando a vazão que flui para reservatórios posteriores. Os reservatórios do tipo fio d'água são projetados para operar com variações mínimas no nível da água. Isso significa que a maior parte do volume do reservatório é mantida em um nível relativamente constante, permitindo que a água flua continuamente, sem grandes flutuações de nível.

1.2 Bacia hidrográfica do Rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce abrange os estados de Minas Gerais e Espírito Santo ao longo de seus mais de 835 km de extensão e destaca-se como uma das mais

importantes do Brasil (ANA, 2016). Essa região é caracterizada pela diversidade de atividades econômicas, como agropecuária, mineração, além da geração de energia elétrica (CBH-DOCE, 2016). No entanto, o desenvolvimento dessas atividades tem causado impactos significativos na qualidade e disponibilidade da água, afetando a biodiversidade local (ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007). Os principais afluentes do rio Doce na porção mineira pela margem direita são os rios Xopotó, Casca, Matipó, Cuieté e Manhauçu, enquanto pela margem esquerda são os rios Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande e Suaçuí Grande (CETEC, 1983).

O processo de ocupação e exploração na bacia é um fenômeno histórico antigo. A ocupação da bacia se deu de forma acelerada principalmente após a construção da Estrada de Ferro Vitória-Minas, iniciada em 1901, quando se iniciou uma fase de devastação generalizada. A devastação generalizada se refere à degradação ambiental e a destruição indiscriminada de recursos naturais que afetaram drasticamente a região.

Essa ferrovia se tornou um eixo crucial que possibilitou a ocupação efetiva do território da bacia, que já havia sofrido consideráveis alterações devido ao desmatamento. A partir desse período, a economia regional foi dinamizada, destacando-se atividades agropastoris, mineração de ferro, siderurgia e, a partir da década de 1940, a silvicultura do eucalipto (COELHO, 2006). Essas atividades exercem um grande impacto na configuração do ambiente da bacia do rio Doce, moldando sua paisagem e resultando em consequências socioambientais que perduram até os dias atuais.

A construção de usinas hidrelétricas desempenhou um papel de grande importância na transformação da paisagem na bacia do rio Doce, tendo um impacto significativo na região em termos de produção de energia hidrelétrica. Essas usinas não apenas moldaram a paisagem, mas também geraram consequências socioambientais duradouras que ainda afetam a área atualmente (FIRMIANO, 2021; LOPES; TRIGUEIRO; CICCARONE, 2012). Entre essas usinas, destacam-se os reservatórios do tipo fio d'água de Aimorés, Baguari e Risoleta Neves, essa última também conhecida como "Candongá", na bacia do rio Doce, em Minas Gerais. Elas estão intimamente ligadas ao fluxo do rio Doce e aproveitam o potencial hidráulico da região para a geração de energia elétrica.

A Usina Hidrelétrica de Aimorés, batizada como “Hidrelétrica Eliezer Batista - EBPP”, estrategicamente localizada entre os municípios de Aimorés e Resplendor ao longo do curso do rio Doce (CBDB, 2009), desempenha um papel fundamental no desenvolvimento socioeconômico e na continuidade do fornecimento de energia no estado. Analogamente, a Usina Hidrelétrica de Baguari, situada próxima à cidade de Governador Valadares, reforça a capacidade energética regional. Além disso, a Usina Hidrelétrica de Candonga, localizada nas proximidades da cidade de Rio Doce, também contribui para a configuração do cenário energético e socioambiental da região.

1.3 Potencial bioindicador do fitoplâncton

As algas e as cianobactérias, enquanto organismos fotossintetizantes, emergem como indicadores de extrema relevância para avaliação das condições ambientais em corpos de água, sejam eles correntes ou estagnadas. A presença e diversidade de algas oferecem informações valiosas sobre a qualidade ecológica desses ambientes aquáticos. Algas são onipresentes, ocupando ecossistemas que variam desde riachos em nascentes intocadas até os efluentes de sistemas de tratamento de águas residuais (WWF, 2016).

No âmbito da pesquisa sobre ecossistemas aquáticos, o fitoplâncton destaca-se como um grupo de organismos-chave para monitorar mudanças. O fitoplâncton, composto por uma comunidade diversificada de organismos microscópicos, desempenha um papel fundamental na cadeia alimentar aquática (REYNOLDS, 2006). Sua sensibilidade a alterações na estrutura biótica, física e química dos corpos d'água faz com que seja um indicador sensível e confiável das condições ambientais (GRACOROZA, 2021).

Essa sensibilidade do fitoplâncton torna-se particularmente relevante ao analisarmos ecossistemas aquáticos modificados, como reservatórios ou represas. Estes, sendo ecossistemas artificiais intermediários entre rios e lagos, podem experimentar mudanças significativas em sua dinâmica aquática, influenciando diretamente as condições para o fitoplâncton. A compreensão dessas interações complexas é crucial para avaliar a saúde e a resiliência desses ambientes artificiais e, por extensão, para

a gestão sustentável dos recursos aquáticos (HENRY, R. et al., 1998). Uma pesquisa realizada em reservatório no contexto do semiárido nordestino constatou que a redução acentuada do fluxo de água devido à seca climática, seguida pela entrada de sedimentos de fundo no reservatório de Delmiro Gouveia para o reservatório de Xingó, provocou a diminuição da riqueza do fitoplâncton e modificações nas concentrações de nutrientes com conseqüente proliferação de cianobactérias (SILVA; CALLADO; VASCONCELOS, 2020).

Além do impacto ambiental causado pela construção de reservatórios, a bacia do rio Doce enfrentou um desastre ambiental de grandes proporções em novembro de 2015, quando a barragem de rejeitos de Fundão, em Mariana, rompeu e impactou diretamente 663,2 km de corpos hídricos até alcançar sua foz, no Oceano Atlântico (AIRES; *et al.*, 2018; COIMBRA; ALCÂNTARA; DE SOUZA FILHO, 2020; FERREIRA *et al.*, 2021; IBAMA, 2015). Esse evento teve conseqüências devastadoras não apenas para a qualidade da água e para biota, mas também prejuízos sociais e econômicos de difícil mensuração (DA VITÓRIA *et al.*, 2019).

A descarga de rejeitos ao longo do rio resulta em altos níveis de turbidez, o que pode causar danos significativos à biota aquática. Além disso, a alta turbidez compromete a atividade fotossintética de algas e plantas aquáticas, afetando negativamente o funcionamento de toda a cadeia trófica (PINTO-COELHO, 2015; HU *et al.*, 2015). De acordo com Cazassa *et al.* (2018), quanto maior o valor da turbidez, menor será a reflectância da água após a adição de rejeitos, como ocorreu no Rio Doce.

Com base nesses e em outros estudos disponíveis na literatura, faz-se importante investigar de que maneira essas interferências antrópicas exercem influência sobre a composição biológica dos ecossistemas aquáticos. Isso se torna especialmente crucial após eventos marcantes, como o rompimento da barragem de Fundão, que despertam a necessidade iminente de compreender as conseqüências dessas dinâmicas transformadoras (QUEIROZ *et al.*, 2018; VERGILIO *et al.*, 2021).

Desde o ocorrido do rompimento, alguns pesquisadores têm desempenhado um papel crucial na exploração da bacia afetada. Um estudo conduzido por Coimbra e colaboradores (2020) examinou a alteração da penetração de luz solar na coluna

d'água da região costeira próxima à foz do rio Doce, e demonstrou por imagens de satélite o carreamento de material particulado fino e metais potencialmente tóxicos derivados dos rejeitos de minério de ferro em direção à costa nordeste do Brasil. Além disso, os mesmos pesquisadores avaliaram os três principais reservatórios do rio Doce: UHE de Candonga, Baguari e Aimorés, em outra pesquisa (COIMBRA; ALCÂNTARA; DE SOUZA FILHO, 2021), revelando uma proliferação anormal de algas após o colapso da barragem de rejeitos. Em outra perspectiva, uma análise realizada por Zorzal-Almeida e Fernandes (2021) no baixo rio Doce identificou discrepâncias nos padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação em relação aos limites aceitáveis de variação para as comunidades periféricas.

1.4 *Diversidade fitoplanctônica*

Uma das ferramentas frequentemente utilizadas para avaliar a importância ecológica de uma determinada área é a aplicação de indicadores de diversidade biológica. Em geral, a diversidade biológica abrange três componentes essenciais em um contexto espacial, a saber: diversidade gama (γ), alfa (α) e beta (β).

A riqueza de espécies é frequentemente considerada a métrica mais simples para expressar e quantificar a complexidade de uma região específica (NABOUT *et al.*, 2007). Características dos ecossistemas aquáticos, incluindo a disponibilidade de nutrientes, a intensidade da luz subaquática, o pH, a temperatura da água e a pressão de herbivoria, exercem influências diretas e indiretas sobre a dinâmica do fitoplâncton (ESTEVES, 1998; REYNOLDS, 1984; 1987).

A diversidade local, conhecida como diversidade alfa (α), refere-se ao número total de espécies existentes em cada habitat específico. A diversidade beta (β), corresponde às mudanças na composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental. Em contraste, a diversidade regional, denominada diversidade gama (γ), representa o somatório das espécies observadas em um conjunto de habitats (MAGURRAN, 2004).

O termo diversidade beta (β), é um conceito introduzido por Whittaker em 1960 para descrever as mudanças na composição de espécies ao longo de gradientes de altitude e umidade, que atualmente se baseia na diferença taxonômica entre amostras,

independentemente de ocorrerem ao longo de um gradiente ambiental (VEECH et al., 2002). A diversidade gama (γ), também referida como o "pool de espécies", engloba o número total de espécies em uma determinada região, representando, assim, o conjunto de potenciais colonizadores dos diversos sistemas que compõem a área em análise. A diversidade gama pode ser influenciada por fatores ambientais, como o tamanho da região e as variações climáticas (MAGURRAN, 2004).

Em consonância com a preocupação dos ecólogos e biólogos da conservação sobre os efeitos das mudanças ambientais na diversidade biológica (ANGELER; DRAKARE, 2013), há uma crescente demanda da sociedade por informações sobre os efeitos das atividades antrópicas nos ecossistemas aquáticos. Alguns organismos possuem adaptações fisiológicas como a presença de bombas de prótons passivos, que confere tolerância a ambientes ácidos e a metais pesados como ânions tóxicos, impedindo-os de entrar na célula, as chamadas algas ácido-tolerantes (GROSS, 2000). Além disso, as adaptações morfológicas também tem seu papel, como o alongamento do corpo e a formação de processos celulares, bem como a produção de mucilagem e compostos implantáveis (PAERL, 1988), todos destinados a impedir os efeitos da predação herbívora.

Observações realizadas por Stevenson e Bahls (1999) evidenciaram o uso preponderante do fitoplâncton como marcador sensível de variações na carga de nutrientes. O enriquecimento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos está associado à homogeneização biótica em diferentes escalas, o que, por sua vez, pode resultar na redução da diversidade beta (DONOHUE *et al.*, 2009). Um estudo realizado em 23 reservatórios no sudeste do Brasil afetados por eutrofização artificial, apontou relação negativa entre a diversidade gama (riqueza total do reservatório) e a concentração total de fósforo. Além disso, neste mesmo estudo foi observada uma relação negativa entre a diversidade beta de diatomáceas bentônicas e a produtividade, sugerindo a ocorrência de homogeneização biótica (ZORZAL-ALMEIDA *et al.*, 2017).

Essa sensibilidade do fitoplâncton o torna eficaz na avaliação de alterações ambientais, respondendo rapidamente a mudanças na qualidade da água, bem como a alterações hidrológicas e climáticas, por terem um ciclo de vida curto (BRASIL;

HUSZAR, 2011; REYNOLDS, 2006). Do ponto de vista evolutivo, as espécies do fitoplâncton, microrganismos de crescimento rápido, destacam-se como organismos-teste privilegiados para a investigação dos procedimentos de adaptação a condições extremas (PADISÁK; NASELLI-FLORES, 2021). Além disso, no Brasil apesar da extensa rede hidrográfica, os estudos sobre a composição e dinâmica do fitoplâncton ribeirinho ainda são escassos (BARRETO *et al.* 2022), principalmente quando comparado com ambientes lênticos.

A fim de se obter uma compreensão mais abrangente dos fatores que moldam a diversidade e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica na bacia do rio Doce e aprofundar a compreensão acerca das respostas aos impactos decorrentes dos barramentos e do aporte de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana sobre o rio Doce, esse estudo buscou responder às seguintes perguntas: 1. Há diferenças na diversidade e estrutura fitoplanctônica observada no sub-bacia de referência quando comparada a outros pontos ao longo do rio Doce? 2. Existem distinções na diversidade e estrutura do fitoplâncton entre os pontos localizados nos rios e aqueles nos reservatórios? 3. Podemos identificar variações na estrutura e diversidade do fitoplâncton entre os diferentes reservatórios estudados? 4. A comunidade fitoplanctônica responde às variações sazonais em seu ambiente? 5. Qual a contribuição das distintas escalas espaciais para a diversidade beta do fitoplâncton nos reservatórios?

Este estudo está inserido na Chamada 10/2018 - Pesquisa, desenvolvimento e inovação para monitoramento da biodiversidade de ambientes aquáticos de Minas Gerais em áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão/Mariana, lançada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), que tem por objetivo avaliar os impactos do aporte de rejeitos decorrente desse rompimento na dinâmica espaço-temporal dos processos biogeoquímicos e na biota aquática do rio Doce e de rios de referência não impactados.

2 Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

A bacia do rio Doce situa-se na região sudeste, na faixa tropical do hemisfério sul. Com uma área de drenagem de 86.715 km², a bacia contempla 228 municípios, sendo 200 municípios compreendidos no Estado de Minas Gerais e 28 municípios no Estado do Espírito Santo (CBH-DOCE, 2016; PIRH, 2010). Para fins de caracterização, a bacia pode ser dividida em três Unidades Regionais, conforme proposto por Coelho (2007): Alto, Médio e Baixo rio Doce. O rio principal recebe o nome de Doce no encontro dos rios Carmo e Piranga, a partir do limite entre os municípios de Ponte Nova e Rio Doce, em Minas Gerais. Sua foz está localizada no município de Regência, Espírito Santo (Figura 1).

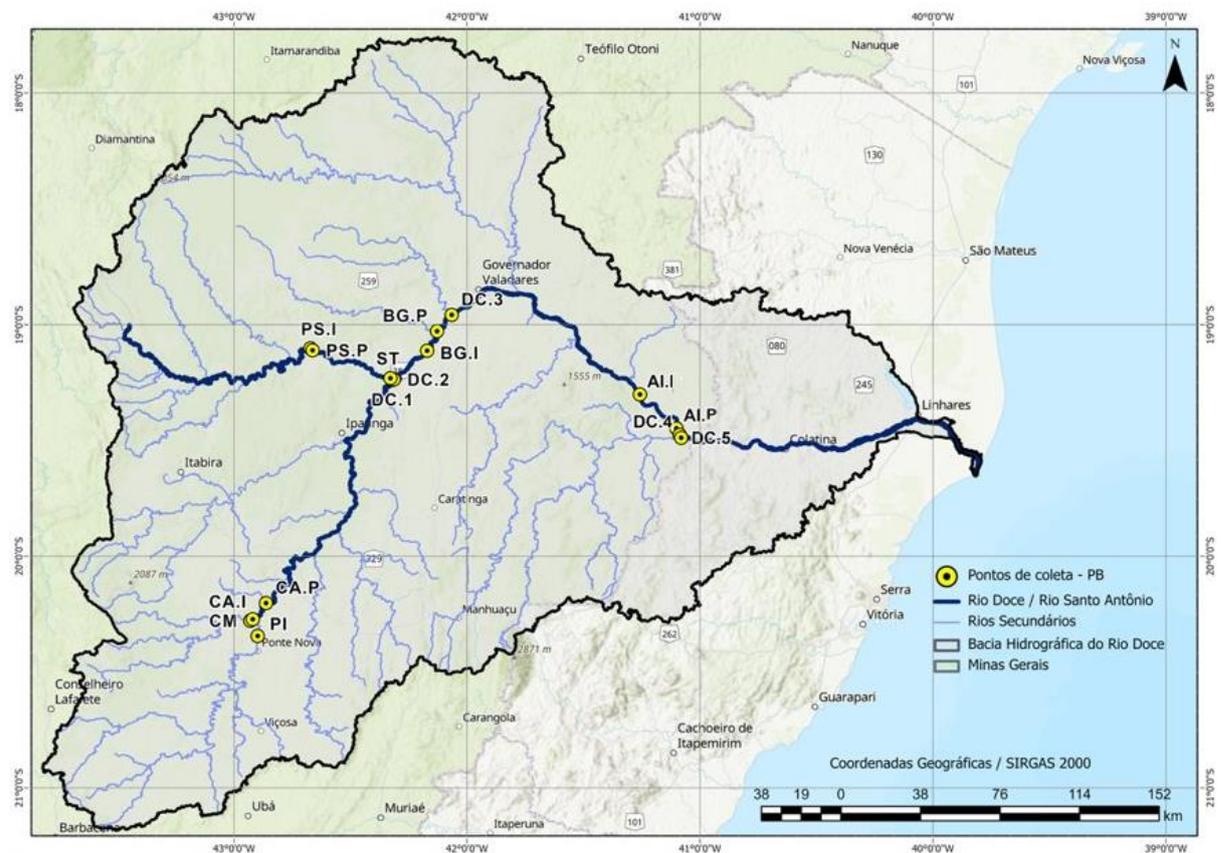


Figura 1: Estações amostrais ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce. Nomenclatura dos pontos de coleta: CM rio do Carmo; PI rio Piranga; CA.I Início do reservatório de Candonga; CA.P Próximo a barragem de Candonga; DC.1 rio Doce a montante da confluência com rio Santo Antônio; PS.I Início do reservatório de Porto estrela; PS.P Próximo a barragem Porto estrela; ST rio Santo Antônio; DC.2 rio Doce a jusante da confluência com rio Santo Antônio BG.I Início do reservatório Baguari; BG.P

Próximo a barragem Baguari; DC.3 rio Doce jusante do reservatório de Baguari, AI.I início do reservatório de Aimorés, AI.P Próximo do reservatório de Aimorés; DC.4 rio Doce montante da entrada do rio Manhuaçu; DC.5 rio Doce jusante da entrada do rio Manhuaçu.

A bacia do rio Doce se encontra, em sua maior parte, degradada, sendo escassas as áreas que podem compor um cenário de referência. Muitos trechos estão sujeitos a uma série de impactos antrópicos, que vão desde desmatamentos à poluição doméstica e industrial, além da prática de piscicultura intensiva (Figura 2). No entanto, dentro desse cenário desafiador, destaca-se a sub-bacia do rio Santo Antônio como uma possível área de referência. Com base no conceito de Hughes (1995), um cenário referência deveria ser determinado com base em condições observadas em áreas que sofreram a menor interferência antrópica possível, tanto em escala regional quanto sítio-específico.

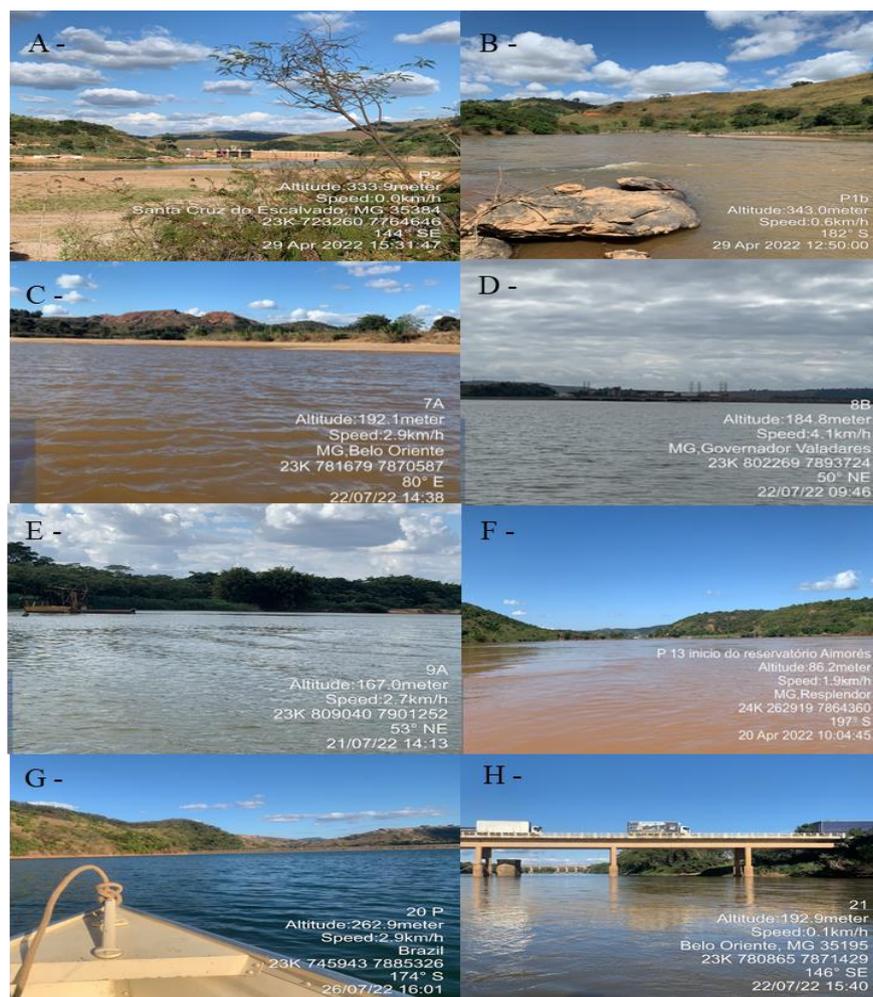


Figura 2 - Vista das estações amostrais ao longo da Bacia do rio Doce. (A) CA.P Reservatório de Candonga com vista para barragem; (B) CA.I Reservatório de Candonga; (C) DC.1 com

degradação nas margens; (D) BG.P Reservatório de Baguari com vista para barragem; (E) DC.3 dragagem de areia no leito do rio; (F) AI.I início do reservatório de Aimorés; (G) PS.P Reservatório de Porto Estrela; (H) ST região urbanizada.

A sub-bacia hidrográfica do rio Santo Antônio está inserida na bacia do rio Doce, ocupando cerca de 15% do seu território e abrange 29 municípios (IGAM, 2020) (Figura 1). Sua relativa preservação faz dela uma candidata promissora para atender a definição de um cenário de referência. Ao compararmos com outras áreas da bacia do Rio Doce, onde os efeitos negativos das ações humanas já são intensamente visíveis, a sub-bacia do rio Santo Antônio se destaca como um espaço que oferece condições favoráveis para a preservação dos recursos naturais e a manutenção dos serviços ecossistêmicos, tendo seu percentual de mata nativa atingindo 40,30%, suprimindo o mínimo exigido pela legislação do Código Florestal Brasileiro vigente que é de 20% (MACIEL *et al.* 2017).

A rede amostral foi definida de forma a abranger diferentes regiões da bacia do rio Doce, incluindo trechos localizados no rio Doce, Santo Antônio, Piranga e Carmo (Figura 1). Foram selecionados dois pontos de amostragem na cabeceira do rio Doce (CM e PI), dois pares de pontos em ambientes lóticos (a montante e a jusante de tributários – DC.1, DC.2, DC.4, DC.5) e dez pontos em ambientes lênticos e semi-lênticos, formados pelas Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Candonga, Baguari, Aimorés e Porto Estrela (Figura 3). Esses pontos incluíram trechos a montante e a jusante de cada UHE, totalizando 16 pontos de amostragem (Tabela 1). As amostragens nos reservatórios ocorreram em intervalos trimestrais e foram realizadas nos meses de abril, julho e outubro de 2022 e janeiro de 2023, e as amostragens nos trechos lóticos foram realizadas em dois períodos, julho de 2022 e janeiro de 2023.



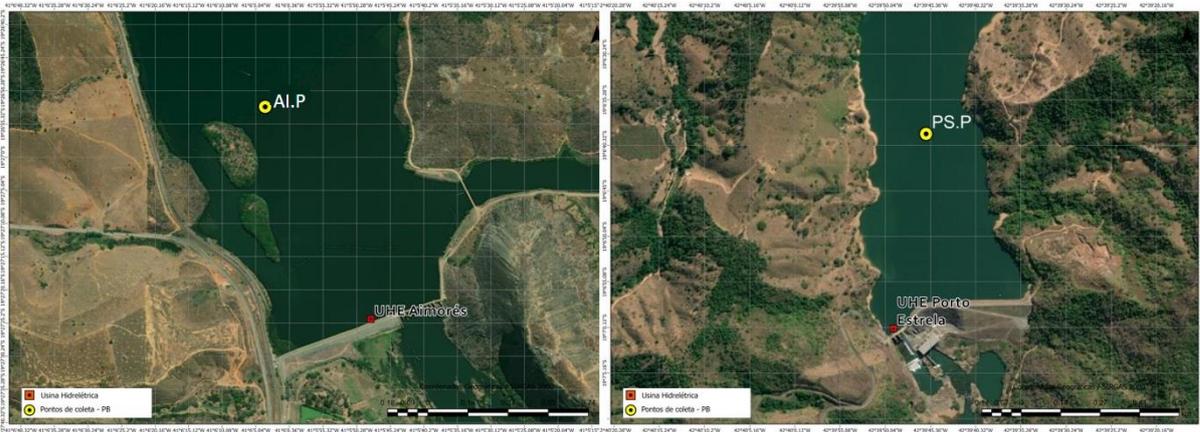


Figura 3: Imagem de satélite da área de estudo, com destaque para os pontos de coleta nos reservatórios de CA.P = UHE de Candonga; BG.P = UHE de Baguari; AI.P = UHE de Aimorés; PS.P = UHE de Porto Estrela.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas e identificação dos pontos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce.

Pontos	Coordenadas (UTM)	Município	Rio	Tipo
CM	23k 716207; 7756379	Rio Doce	Rio do Carmo	Rio
PI	23K 719409; 7749043	Ponte Nova	Rio Piranga	Rio
CA.I	23k 717319; 7757053	Rio Doce	Rio Doce	UHE
CA.P	23k 723367; 7764715	Santa Cruz do Escalvado	Rio Doce	UHE
DC.1	23k 781679; 7870587	Naque	Rio Doce	Rio
DC.2	23k 782396; 7870809	Naque	Rio Doce	Rio
BG.I	23k 797650; 7884298	Fernandes Tourinho	Rio Doce	UHE
BG.P	23K 802291; 7893563	Periquito	Rio Doce	UHE
DC.3	23k 809040; 7901252	Distrito de Baguari	Rio Doce	Rio
AI.I	24k 262765; 7864271	Resplendor	Rio Doce	UHE
AI.P	24k 279429; 7848266	Aimorés	Rio Doce	UHE
DC.4	24k 280937; 7845226	Aimorés	Rio Doce	Rio
DC.5	24k 281639; 7843780	Aimorés	Rio Doce	Rio
PS.I	23k 744935; 7886197	Joanésia	Santo Antônio	UHE
PS.P	23k 745898; 7885274	Joanésia	Santo Antônio	UHE
ST	23k 780865; 7871429	Naque	Santo Antônio	Rio

2.2 Coleta e análise das variáveis ambientais e biológicas

Os parâmetros abióticos como temperatura da água (Temp), pH, oxigênio dissolvido (OD), potencial de redução/oxidação (ORP) e condutividade elétrica (CE) padronizada pela temperatura a 25°C, foram mensuradas através da sonda multiparâmetros YSI-PRO DSS a 50 cm de profundidade. A turbidez (Turb) foi medida utilizando um turbidímetro DIGIMED DM-C2. Para a determinação do nitrogênio total (N-total), as amostras de água foram coletadas em triplicatas, em frascos de 0,5 L foram coletadas e congeladas a -20°C. No dia anterior às análises, as amostras passaram por um processo de descongelamento, homogeneização e posterior leitura em um TOC analyzer (TOC-VCPN, Shimadzu, Japão).

O fósforo total (P-total) foi coletado em duplicata, preservado mediante a adição de ácido nítrico bidestilado em frascos de 50 mL, os quais foram mantidos refrigerados até o momento do processamento em laboratório. Por fim, o fósforo foi submetido à digestão em microondas utilizando um digestor Ethos Lean (Milestone) com a adição de ácido nítrico bidestilado e ácido clorídrico, sendo posteriormente analisado em um espectrômetro de massa com plasma acoplado indutivamente operado (ICP-MS, série 7700, Agilent Technology).

Os dados de precipitação utilizados neste estudo foram coletados por meio do Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS), disponibilizados pela plataforma MONITORAMENTO RIO DOCE. Esses dados correspondem à precipitação acumulada ao longo de um período de 30 dias.

As amostras para análise qualitativa do fitoplâncton foram coletadas usando uma rede de plâncton de 20 µm, por meio de arrastos verticais e horizontais. Em seguida, as amostras foram fixadas em uma solução de formaldeído, com uma concentração final entre 2% e 4% e armazenadas em frascos de polipropileno (250 mL), conforme a metodologia 10200 B do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Os espécimes foram identificados sob um microscópio óptico até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia específica: (BICUDO; MARIÂNGELA MENEZES, 2017; FÖRSTER, 1969; GUIRY; GUIRY, 2023; HINO, 1977; KOMAREK J; ANAGNOSTIDIS, 1999; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS,

1989; LOAIZA-RESTANO; BICUDO, 2014; DUNCK; NOGUEIRA; SOUZA, 2012; PRESCOTT; CROASDALE; VINYARD, 1977; RAMOS *et al.*, 2012, dentre outros).

Para a análise quantitativa, foram integradas amostras coletadas com uma garrafa de Van Dorn nas profundidades correspondentes à subsuperfície (aprox. 50 cm), 10% e 1% de penetração de luz, e fixadas com uma solução de lugol acético. As amostras foram coletadas e analisadas em duplicatas. A densidade dos organismos foi determinada pelo método de sedimentação em câmaras de Utermöhl (1958), sendo analisadas por meio de um microscópio óptico invertido. Para amostras provenientes de ecossistemas lênticos, foram contados 400 indivíduos da espécie dominante (LUND; KIPLING; LE CREN, 1958). Para amostras de ambientes lóticos, foram fixados 120 campos de contagem e respeitado o limite de confiança de 95%. Cada alga unicelular, colonial e filamentosa foi considerada um indivíduo.

Foram usadas câmaras de sedimentação de 2 até 50 mL, dependendo da densidade da amostra, e o tempo de sedimentação foi de 3h por centímetro de altura da câmara (LUND; KIPLING; LE CREN, 1958). A contagem foi feita em campos aleatórios (UHELINGER, 1964).

2.3 Análise estatística

A análise estatística dos dados abióticos abordou a relação entre variáveis de interesse, como turbidez, condutividade, nitrogênio total (N - Total) e fósforo total (P - Total), utilizando um nível de significância de 5%. Para avaliar a sazonalidade e padrões de distribuição espacial, aplicamos um modelo aditivo generalizado (General Additive Model, GAM) específico para cada parâmetro de qualidade da água. Nossa escolha considerou diferentes famílias de distribuição, incluindo gaussiana, t student, tweed e gamma, com o objetivo de selecionar a distribuição mais adequada para cada parâmetro. A adequação do ajuste foi verificada a partir da análise gráfica dos resíduos.

Em situações em que os dados não se ajustaram adequadamente a nenhuma das famílias de distribuição, aplicamos à transformação de Box-Cox aos dados e, em seguida, foi reavaliada a adequação dentro das mesmas famílias de distribuição.

Para avaliar o impacto das variáveis preditoras (i.e. campanha, local e tipo de ambiente) na diversidade alfa, inicialmente foram calculados quatro índices a partir dos dados: Riqueza, Equitabilidade de Pielou, Diversidade de Simpson e Diversidade de Shannon. Em seguida, aplicou-se uma transformação estatística denominada escore padronizado a cada índice individualmente, resultando em novos índices padronizados e que apresentavam valores com média aritmética zero e desvio padrão unitário. Esse procedimento permitiu que os quatro índices pudessem ser analisados em conjunto, onde cada ponto amostral de cada campanha foi representado por quatro valores de escore padronizado, um de cada índice. A variável resultante desse processo foi denominada, no contexto deste trabalho, de Diversidade Padronizada. Valores positivos de diversidade padronizada podem ser interpretados como valores de diversidade alfa acima da média e, de maneira oposta, valores negativos podem ser interpretados como valores de diversidade alfa abaixo da média.

Para investigar a contribuição das diversidades alfa (α) e beta (β) e gama (γ), aplicamos o particionamento aditivo da diversidade (riqueza de espécies) nos pontos de reservatório estudados para campanha de seca (Julho) e chuva (Janeiro), utilizando o pacote "vegan". Para isso consideramos a diversidade local (α) de cada amostra, a variação entre pontos no reservatório (β_1), a variação entre reservatórios (β_2) e a variação entre sub-bacias (β_3) (Figura 4). A diversidade regional (γ) foi calculada como a soma dos componentes α e β_{1-3} .

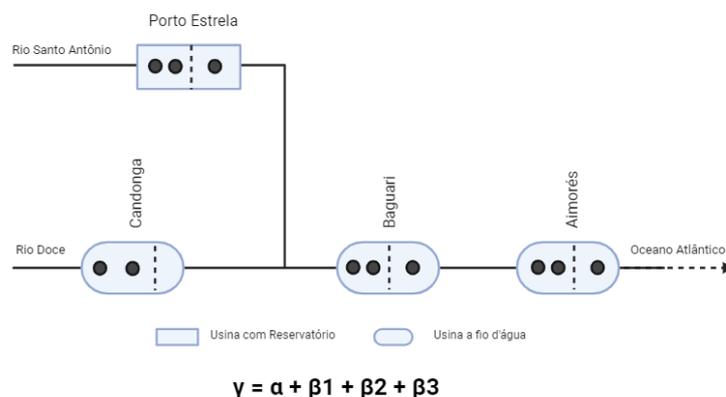


Figura 4 - Modelo usado na análise de partição aditiva da diversidade. Os pontos pretos representam locais de coleta, e os azul a área de reservatório.

Adicionalmente, foram realizadas as análises de componentes principais (ACP) com base nos índices de diversidade, na matriz de presença e ausência das espécies, e outra utilizando os dados de densidade previamente transformada pela transformação de Hellinger. Todas as análises estatísticas foram conduzidas utilizando a ferramenta de software R versão 4.2.3, (R CORE TEAM, 2020).

3 Resultados

3.1 Variáveis abióticas

Durante o período seco, a temperatura média da água manteve-se em 23,9 °C, enquanto no período chuvoso, a temperatura média aumentou para 26,8 °C. O pH no rio Doce apresentou-se levemente alcalino em comparação com o rio Santo Antônio. Além disso, observaram-se variações nas concentrações de OD na água ao longo da bacia, com as concentrações mais elevadas registradas no reservatório de Aimorés, atingindo 10,2 mg L⁻¹ no mês de julho, enquanto o valor mais baixo foi observado no reservatório de Porto Estrela, com 7,32 mg L⁻¹ em abril (ANEXO II).

Foram observadas variações nos valores de turbidez, condutividade, N - Total e P - Total em relação aos diferentes ambientes (Rios e Reservatórios) e aos meses de medição. Os diferentes tipos de ambientes estão associados a níveis distintos de turbidez, sendo que o ambiente de rio apresentou níveis mais elevados de turbidez no mês de janeiro ($p < 0,001$). No mês de julho, observou-se a menor turbidez, com uma média de 12,3 NTU e uma variação de $0.4 \pm 29,9$ NTU. Por outro lado, o mês de janeiro apresentou os valores mais elevados de turbidez, atingindo uma média de 349 NTU com uma variação de 72 ± 607 NTU (Tabela 2). É importante ressaltar que o valor máximo de turbidez ocorreu no início do reservatório de candonga durante a estação chuvosa, a turbidez alcançou aproximadamente 607 NTU, enquanto no ponto próximo a barragem essa variável marcou 311 NTU (Tabela 2). Em contrapartida, no reservatório de Porto Estrela, a redução dos valores de turbidez foi maior, sendo no início do reservatório 447 NTU e, próximo a barragem, 72 NTU.

Avaliando os dados de Rio, o ponto DC.4, a jusante da barragem de Aimorés, apresentou os menores valores de turbidez no mês de julho, de 3 NTU, enquanto o ponto ST no rio Santo Antônio registrou os maiores valores 589 NTU, em janeiro.

Os valores de condutividade elétrica também foram influenciados tanto pelos ambientes quanto pelos meses de coleta ($p < 0,001$). Observou-se que o ambiente de rio apresentou valores mais elevados durante o mês de julho, com uma média de $120 \mu\text{S cm}^{-1}$. O menor valor de condutividade registrada nesse período foi de $36,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ (chuva/verão) no ponto PS.I localizado na UHE de Porto Estrela e o maior foi de $181 \mu\text{S cm}^{-1}$ no ponto DC.4 no rio Doce (seca/inverno) (Tabela 1). A condutividade foi maior nos pontos do rio Doce quando comparados com o rio Santo Antônio. No rio Santo Antônio os maiores valores foram de $71 \mu\text{S cm}^{-1}$ no ponto ST (seca/inverno) enquanto no rio Doce os valores mais elevados foram obtidos nas campanhas durante o período de seca no inverno, ultrapassando $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabela 2).

Os ambientes exerceram influência na concentração de P-Total ($p < 0,001$) e N-total ($p = 0,047$). O mês também mostrou um efeito na concentração desses nutrientes na bacia (P-Total; $p = 0,011$ / N-Total; $p < 0,001$), as quais se mostraram mais elevadas no ambiente de rio em Janeiro.

O rio Doce registrou o maior valor de P - Total no ponto de coleta no início do reservatório de Candonga (CA.I), com $288,35 \mu\text{g L}^{-1}$, seguidos dos pontos de rio PI (rio Piranga) e CM (rio do Carmo) com $179,7$ e $124,1 \mu\text{g L}^{-1}$. As demais amostras de P - Total com valores de $11,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ficaram abaixo do limite de quantificação. Os níveis de fósforo excederam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para classe 2, em ambientes lóticos ($P \leq 100 \mu\text{g L}^{-1}$) e intermediários ($P \leq 50 \mu\text{g L}^{-1}$). Em abril, apenas o ponto AI.I excedeu esses limites. No mês de julho, os pontos DC., DC.2, AI.I, DC.4, DC.5 e ST exibiram concentrações de fósforo acima dos limites estabelecidos, e em janeiro, os pontos CM, PI, CA.I, DC.1, DC.2 e ST estiveram acima dos limites estabelecidos.

Para o N-total, apenas três pontos amostrados tiveram valores maiores que $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, são esses os pontos BG.P próximo a barragem de Baguari ($1,66 \text{ mg L}^{-1}$) e DC.3, a jusante da barragem de Baguari ($1,51 \text{ mg L}^{-1}$) e DC.5, a jusante da confluência do Doce com Manhuaçu ($1,48 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 2).

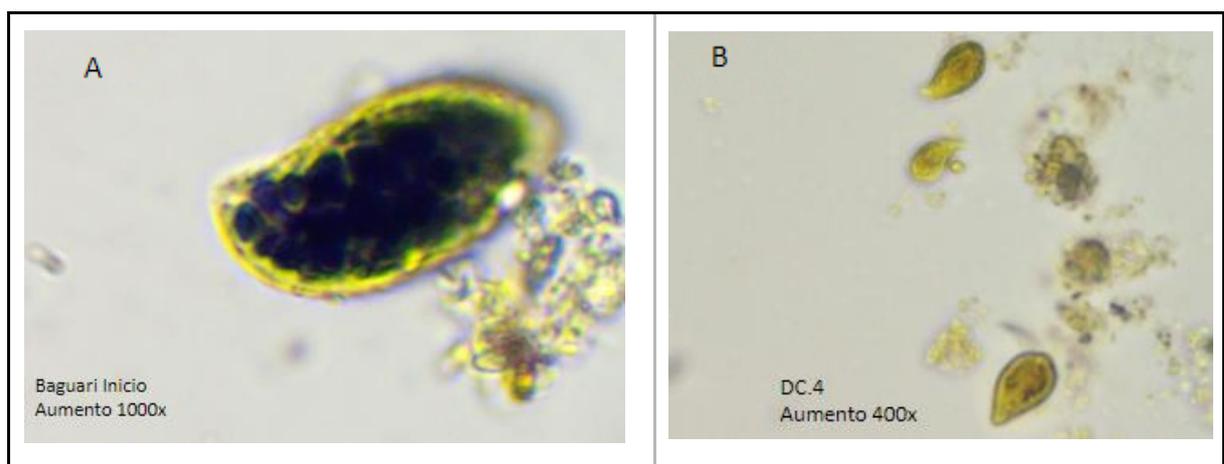
Tabela 2 - Valores médios das variáveis físico-químicas nos pontos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce: Turbidez (NTU), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$), Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$) e Nitrogênio Total (mg L^{-1}).

	Turbidez (NTU)				Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)				Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)				Nitrogênio total (mg L^{-1})			
	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23
PI	-	17.1	-	257	-	109	-	107	-	<11.9	-	179.7	-	0.36	-	0.55
CM	-	8.1	-	196	-	110	-	109	-	34.8	-	124.1	-	0.65	-	0.57
CA.I	24.0	7.4	276	607	-	93	68.9	67.2	<92.2	36.4	<11.9	288.4	0.58	0.47	0.41	0.43
CA.P	27.0	6.5	203	311	-	91	65.8	64.3	<92.2	29.6	<11.9	41.0	0.66	0.46	0.41	0.51
DC.1	-	29.9	-	378	-	166	-	90.1	-	122.1	-	59.7	-	0.74	-	0.56
DC.2	-	27.9	-	409	-	139	-	78.1	-	110.6	-	46.5	-	0.62	-	0.45
BG.I	112.0	20.9	31.4	434	-	130.5	126	71.1	<92.2	98.7	18.4	39.4	0.54	0.60	0.67	0.46
BG.P	40.0	18.5	29.1	486	-	114.6	107.4	82.7	<92.2	93.9	<11.9	60.8	0.64	0.88	0.57	1.66
DC.3	-	11.1	-	388	-	120	-	77.9	-	91.3	-	35.3	-	0.86	-	1.52
AI.I	71.0	13.3	54.3	302	-	125.3	112.4	108.4	159	92.8	18.6	14.6	0.74	0.54	0.61	0.35
AI.P	34.0	8.8	71	284	-	129.3	105.6	92.3	<92.2	50.4	14.7	<11.9	0.65	0.49	0.51	0.34
DC.4	-	3	-	239	-	-	-	84.1	-	83.3	-	<11.9	-	0.62	-	0.31
DC.5	-	12	-	185	-	-	-	88.4	-	73.4	-	18.4	-	0.46	-	1.49
PS.I	15.5	1.2	34	447	-	55	51.7	36.3	<92.2	89.8	<11.9	57.4	0.39	0.24	0.12	0.43
PS.P	21.0	0.4	6.54	72	-	45.6	52.7	38	103	69.2	<11.9	<11.9	0.45	0.28	0.15	0.20
ST	-	11.2	-	589	-	71	-	43.9	-	145.0	-	145.2	-	0.20	-	0.21

3.2 Diversidade Gama

Foram identificadas 244 espécies de fitoplâncton distribuídas em 14 classes taxonômicas. As classes que mais se destacaram em termos de representatividade foram Bacillariophyceae (82 *taxa*), Zygnematophyceae (57) e Chlorophyceae (43), seguidas por Cyanophyceae (17), Euglenophyceae (12), Trebouxiophyceae (9), Dinophyceae (5). Chrysophyceae e Mediophyceae apresentaram 4 *taxa*, Coscinodiscophyceae e Ulvophyceae 3 *taxa*, Florideophyceae e Klebsormidiophyceae apenas um táxon (ANEXO I).

Os ambientes de reservatório, que caracterizam uma feição semi-lêntica, apresentaram a maior riqueza fitoplanctônica, somando um total de 225 *taxa*, enquanto, os ambientes lóticos registraram 181. A distribuição das classes manteve-se similar, com Bacillariophyceae (74 e 60, ambientes lêntico e lótico, respectivamente), Zygnematophyceae (50 e 38, respectivamente) e Chlorophyceae (42 e 37, respectivamente) com maior representatividade. As espécies mais frequentes foram *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith 1856, *Fragilaria* sp1, *Cryptomonas* sp1, *Cryptomonas* sp2 e *Navicula cryptocephala* Kützing 1844, as quais foram registradas em todos os pontos estudados (Figura 5).



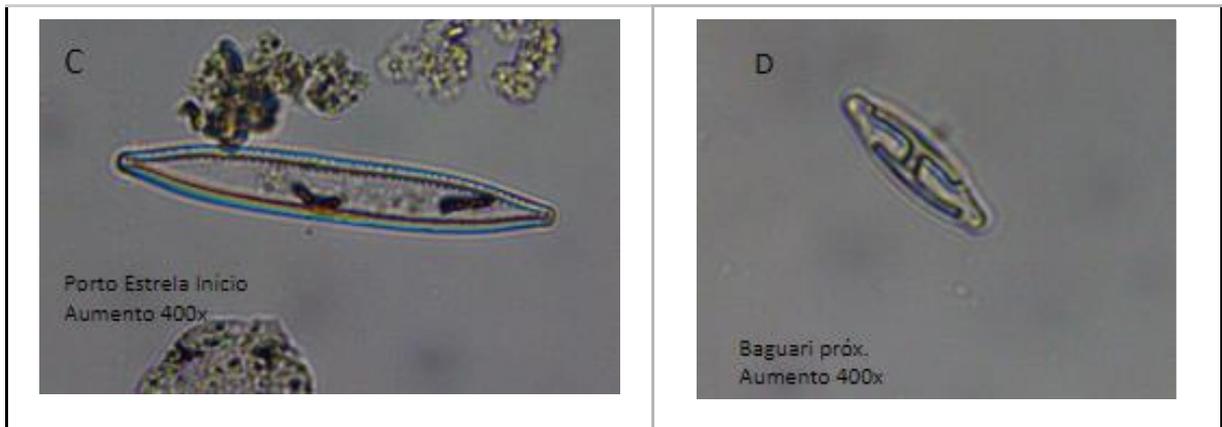


Figura 5: Fotomicrografia das espécies fitoplanctônicas identificadas ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce. A: *Cryptomonas* sp1, aumento de 1000x; B: *Cryptomonas* sp2, aumento de 400x; C: *Nitzschia palea*, aumento de 400x; D: *Navicula cryptocephala* aumento 400x.

Ao analisar a distribuição da riqueza em relação à contribuição de cada classe durante os meses de julho e janeiro, as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Zygnematophyceae também ganham destaque (Figura 6). Além disso, ao considerar o número total de *taxa* em cada ponto do reservatório, observamos que a riqueza de espécies tende a aumentar nas proximidades das barragens dos reservatórios de Aimorés e Baguari. Na região de Porto Estrela, o ponto a jusante apresentou um maior número de *taxa*, esse padrão se repete em Aimorés.

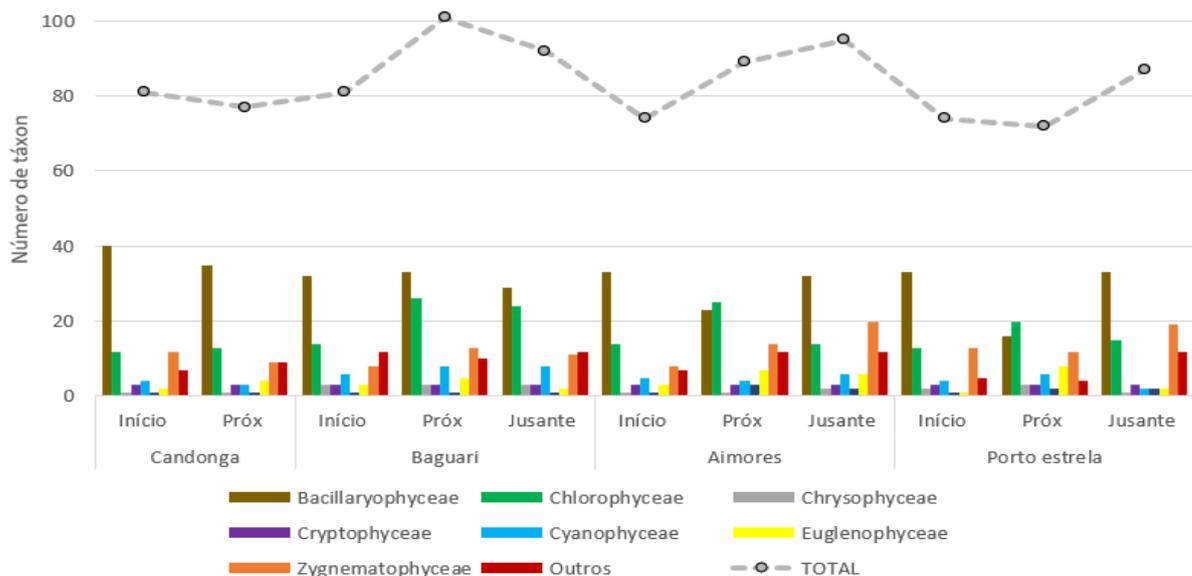


Figura 6 – Número total de táxons das classes taxonômicas para o total de espécies registrado em pontos dos reservatórios amostrados, considerando início, próximo e a jusante de cada barramento nos meses de julho/2022 e janeiro/2023. Classes com baixa riqueza como Coscinodiscophyceae,

Dinophyceae, Florideophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Ulvophyceae foram agrupadas em “Outros”.

3.3 Diversidade Alfa

As métricas de riqueza, diversidade de Shannon, diversidade de Simpson e equitabilidade de Pielou apresentaram correlações positivas entre si, especialmente entre os índices de Shannon e Simpson ($r = 0,96$, $p < 0,001$), enquanto o coeficiente de correlação entre riqueza e equitabilidade de Pielou foi de $r = 0,39$ ($p < 0,001$). Não foram observadas diferenças da diversidade padronizada entre os distintos ambientes (rio e reservatório) e entre as sub-bacias (Santo Antônio e Doce) (Figura 7).

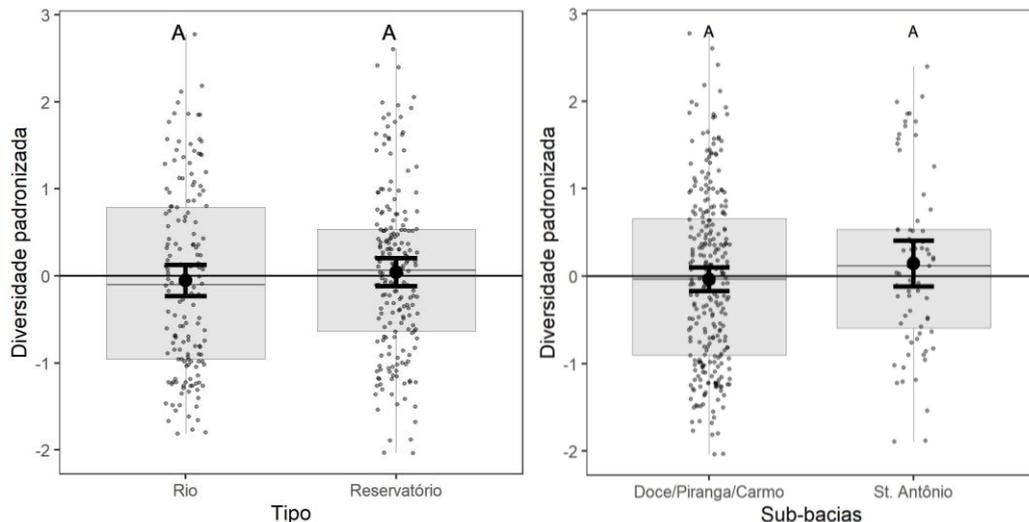


Figura 7 - Variação da diversidade padronizada entre diferentes sub-bacias (rio Doce e rio Santo Antônio) em relação às Campanhas de Coleta e entre ambientes (Rio e Reservatório) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

3.3.1 Variabilidade sazonal na comunidade fitoplanctônica no rio Doce

A análise da diversidade padronizada em relação às diferentes estações do ano revelou uma variação sazonal bem definida. O mês de janeiro exibiu o menor valor de diversidade, enquanto abril se destacou por apresentar os maiores valores. Além disso, observa-se uma tendência à queda na diversidade padronizada de abril/22 até

o mês de janeiro/23. Entre os meses de julho e outubro não se observou diferença em termos de diversidade padronizada (Figura 8).

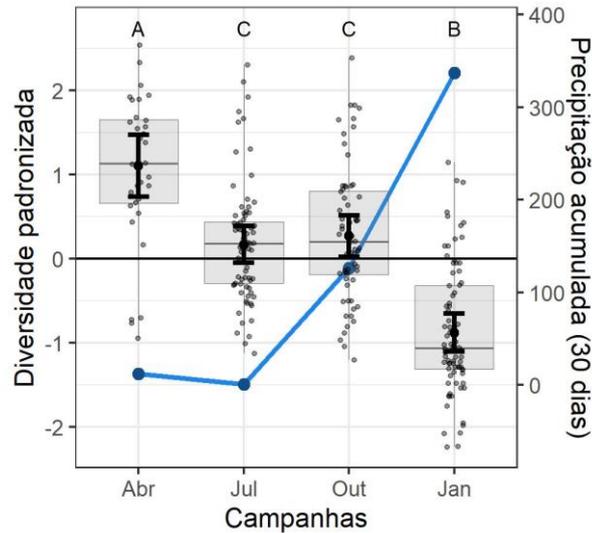


Figura 8- Variação da diversidade padronizada ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce em relação às Campanhas de Coleta (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). A linha azul representa a evolução da precipitação acumulada de 30 dias (mm).

No período analisado, pode-se observar uma relação inversamente proporcional entre os valores de diversidade padronizada e o volume da precipitação registrada na região (Figura 8). O valor mais alto de diversidade foram registrados nos meses com os menores volumes de chuvas (abril), enquanto os valores mais baixos ocorrem no período de maior ocorrência de chuvas (janeiro).

Ao analisar o tipo de feição ou sub-bacia, juntamente com a variável Campanha, observou-se o mesmo efeito da variação sazonal, com redução da diversidade em janeiro (Figura 9).

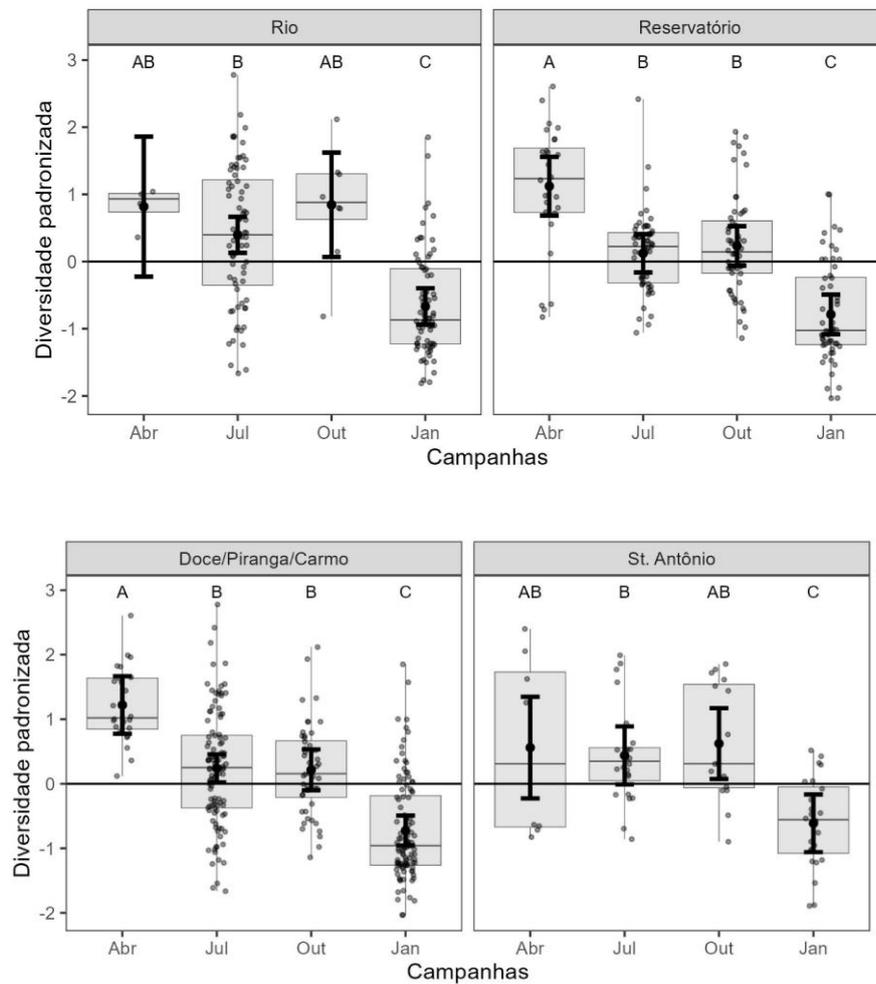


Figura 9 - Variação da diversidade padronizada entre diferentes ambientes (Rio e Reservatório) em (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

3.3.2 Variabilidade da comunidade fitoplanctônica dentro dos reservatórios

A análise da métrica de diversidade padronizada evidenciou uma distinção significativa no ponto DC.4, localizado a jusante do reservatório de Aimorés, em comparação com os demais pontos dentro desse reservatório (AI.P) (Figura 10). Notavelmente, a diversidade no ponto DC.4 foi substancialmente inferior em relação aos demais pontos internos ao mesmo reservatório, assim como em comparação com os pontos de outros reservatórios investigados.

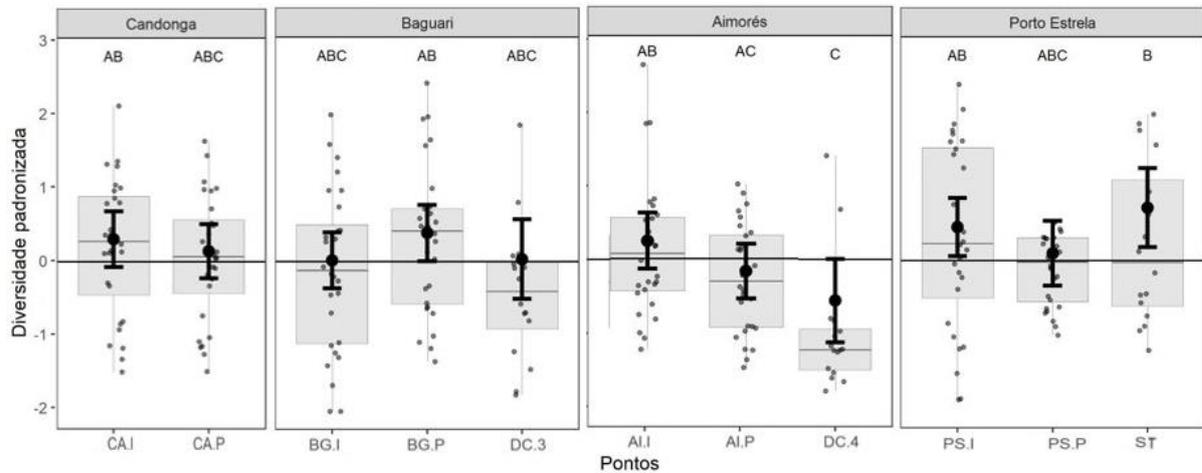


Figura 10 - Variação da diversidade alfa padronizada para reservatórios longo do Rio Doce (Aimorés/Baguari e Candonga) e no Rio Santo Antônio (Porto Estrela) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média).

3.3.3 Padrões sazonais na diversidade e abundância do fitoplâncton

Ao analisar rios e reservatórios conjuntamente, observa-se que a maior separação entre pontos se dá entre as campanhas. O mês de janeiro se destaca com os maiores valores de abundância, contrastando com as amostragens realizadas em abril, que demonstram uma influência mais pronunciada dos índices de Simpson e Shannon (Figura 11).

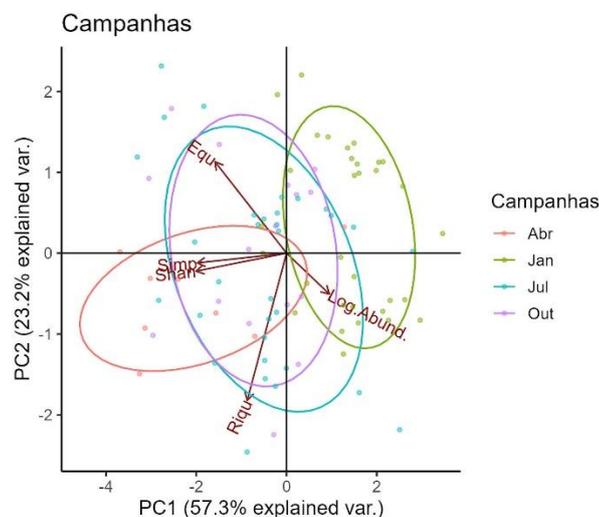


Figura 11: Análise de Componentes Principais com os índices de diversidade Simpson, Shannon e Equitabilidade, Riqueza e Logaritmo da abundância ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, nos meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023.

Na análise dos dados referentes aos rios e reservatórios separadamente, surgem padrões distintos. Nos rios, a maior abundância no mês de janeiro se torna mais evidente. Em contrapartida, quando se observam os reservatórios, a abundância está mais correlacionada com o PC2 (20,2%), que representa a dimensão vertical, com maior influência no mês de julho. Ambos os tipos de ambiente tiveram valores menores de equitabilidade para o mês de janeiro (Figura 12).

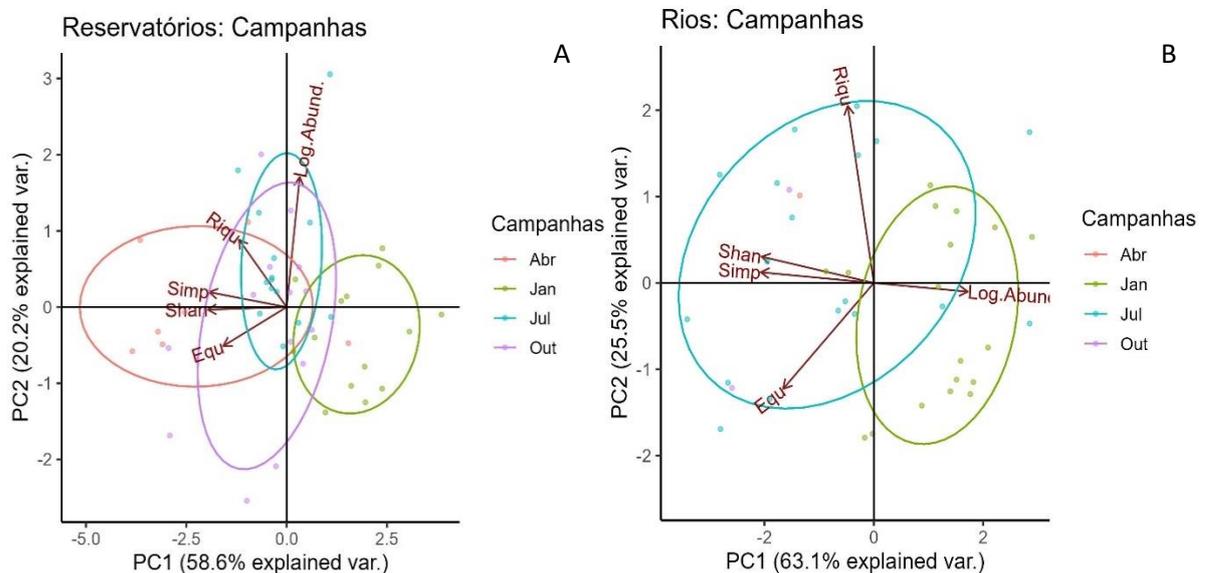


Figura 12: Análise de Componentes Principais com os índices de diversidade Simpson, Shannon e Equitabilidade, Riqueza e Logaritmo da abundância para os ambientes (rios e reservatórios) ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, (A) no ambiente de Reservatório e (B) no ambiente de rio, para os meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023

3.4 Diversidade Beta

A variação espacial (β_1) comparando a diversidade dentro de cada reservatório apresentou a maior proporção de explicação da diversidade γ , destacando a importância da diversidade beta em escalas menores. Observa-se uma alta heterogeneidade nos pontos analisados em cada reservatório, seguida pela diferença entre sub-bacias e, por último, entre reservatórios (Figura 13). Esse padrão foi consistente nos dois períodos estudados, seca e chuva, porém, apenas o β_1 foi

significativo em julho (Valor $p = 0,01$). Para a diversidade γ nas campanhas de julho/2022 e janeiro/2023 foram registradas 187 e 138 *taxa*, respectivamente.

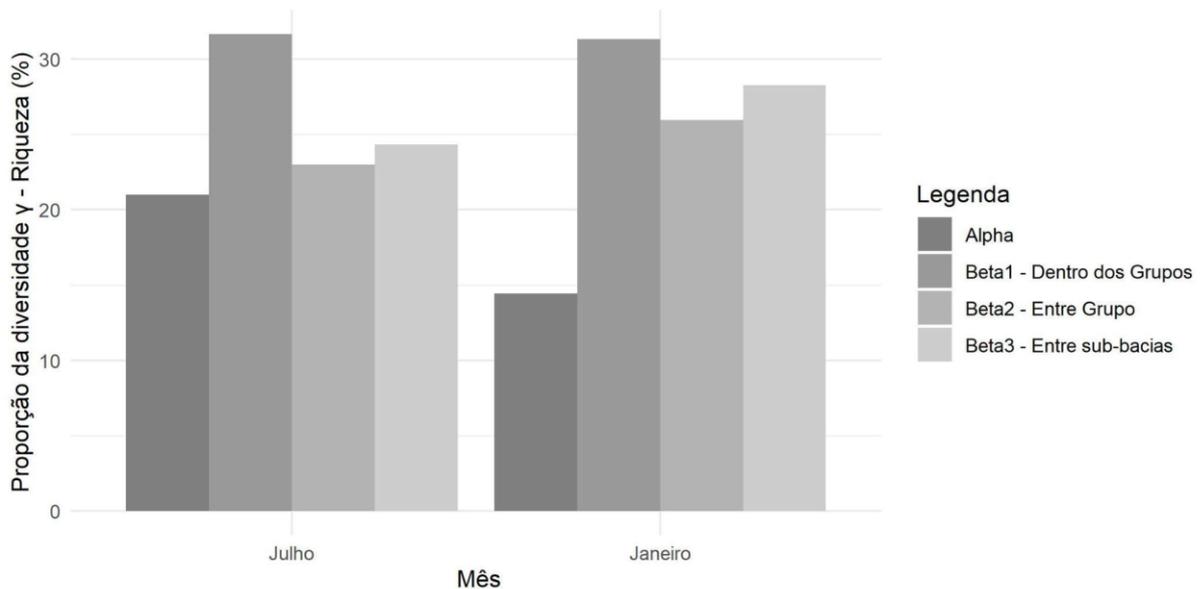


Figura 13 - Contribuição dos componentes da diversidade gama (γ), nos períodos de seca (julho) e chuva (janeiro), nos pontos dos amostrados na Bacia Hidrográfica do Rio Doce. $\beta.1$ = diversidade beta dos pontos amostrados em cada reservatório; $\beta.2$ = Diversidade beta entre os reservatórios; $\beta.3$ = diversidade beta entre as sub-bacias, Santo Antônio e Doce.

A média da riqueza ($\alpha_m.1$) de cada ponto individualmente foi de 39 *taxa* em julho e 19 *taxa* em janeiro. A $\alpha_m.2$ de cada um dos 6 grupos foi de 98 em julho e 63 em janeiro. A média de riqueza de cada uma das duas sub-bacias (Doce e Santo Antônio) foi de 141 ($\alpha.3$) em julho e 99 *taxa* em janeiro. Sendo assim, concluímos que a diversidade beta entre pontos amostrados no mesmo grupo ($\beta.1$) foi igual a 59 *taxa* e 43 *taxa*, respectivamente. A diversidade beta entre os reservatórios ($\beta.2$) foi igual a 43 *taxa* e 35,83. Assim, a diversidade beta entre as duas sub-bacias ($\beta.3$) foi igual a 45,50 e 39 *taxa*.

Colocando em termos relativos, para os meses de julho e janeiro, a diversidade alfa correspondeu a 21,08% e 14%, respectivamente. A $\beta.1$ correspondeu a 31,78% e 31,32%, respectivamente. A $\beta.2$ correspondeu a 23,0% e 25,9%, respectivamente e a $\beta.3$ correspondeu a 24,3% e 28,2%, respectivamente, da diversidade gama regional.

3.5 Análise da estrutura do Fitoplâncton

Não houve diferença da densidade fitoplanctônica entre os ambientes e sub bacias quando avaliadas separadamente (Figuras 14 e 15). Quando avaliada a diferença entre os meses, também não foi identificada diferença (Figura 16). Observou-se que as densidades do fitoplâncton foram mais elevadas no mês de janeiro para os pontos lóticos, e não apresentaram diferença entre os meses amostrados para os pontos amostrados lênticos (Figura 17).

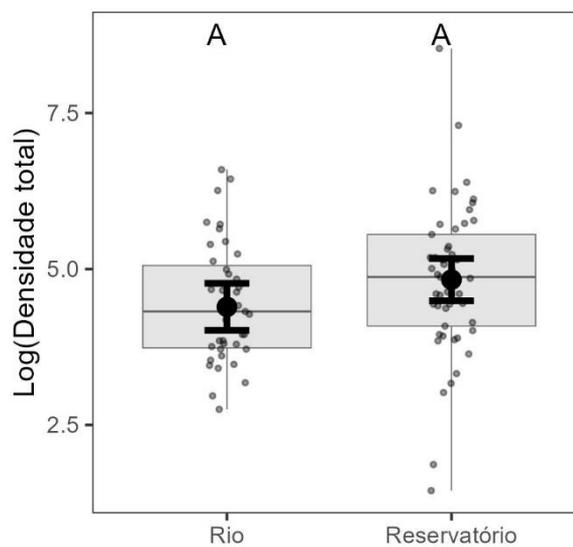


Figura 14 - Variação do logaritmo da densidade fitoplanctônica total entre diferentes ambientes (Rio e Reservatório). Pontos em cinza representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto cheio em preto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média. Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

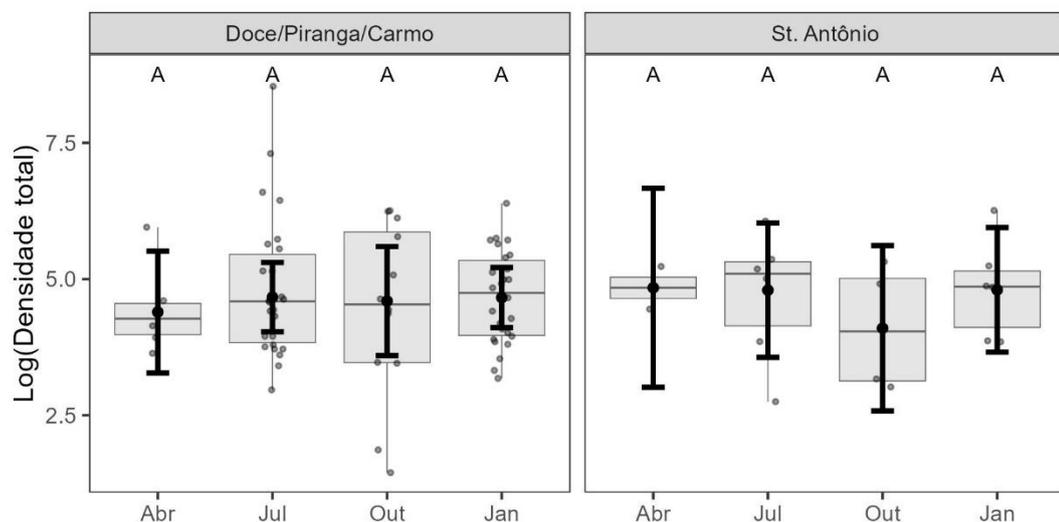


Figura 15 - Variação da densidade fitoplanctônica total diferentes sub-bacias (Rio Doce e Rio Santo Antônio) em relação aos meses amostrados (pontos representam os valores observados e os boxplot

representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

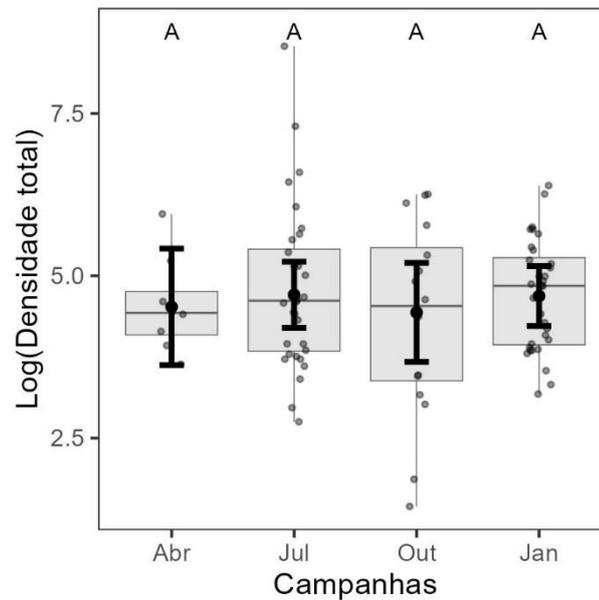


Figura 16 - Variação da densidade fitoplanctônica total entre os meses amostrados na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

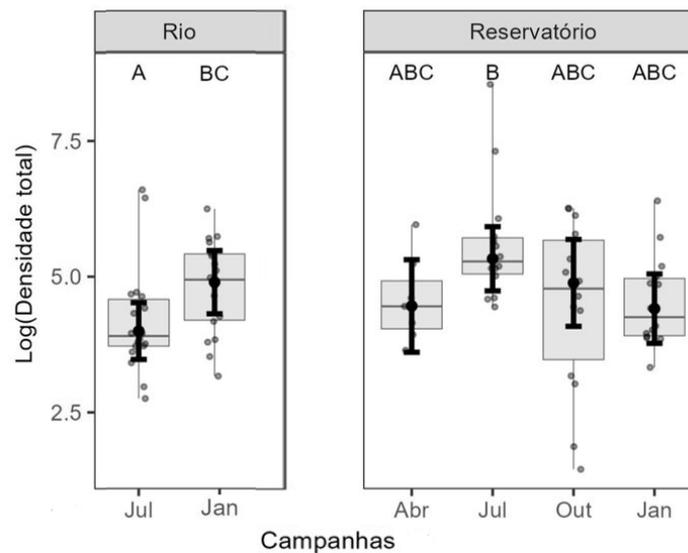


Figura 17 - Variação da densidade fitoplanctônica da Bacia Hidrográfica do Rio Doce em relação às Campanhas de Coleta e ambientes (Rio e Reservatório) (pontos representam os valores observados e os boxplot representa o máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo. O ponto cheio em preto representa a média do grupo e as barras de erro representam os intervalos de 95% de confiança para

a média). Significância representada pelas letras, letras iguais = sem diferença significativa; letras diferentes = com diferença significativa.

A maior e a menor densidade total do fitoplâncton foram registradas no reservatório de Aimorés. O valor máximo de $6.575 \text{ ind/mL}^{-1}$ ocorreu no ponto próximo a barragem de Aimorés (Al.P.Jul), e o valor mais baixo de 8 ind/mL^{-1} , no ponto localizado no início do reservatório (Al.I.Out).

Quando observamos a variação temporal da densidade fitoplanctônica nos pontos lóticos, os resultados indicam uma possível influência da densidade fitoplanctônica proveniente do rio Santo Antônio (ST) sobre o rio Doce no mês de janeiro, onde é perceptível que o ponto DC.2 apresenta uma densidade mais próxima à do Santo Antônio do que a montante do rio Doce (DC.1). Nota-se também a influência do reservatório de Aimorés sobre o ponto DC.4. Os pontos referentes ao Rio Piranga (PI) e ao Rio do Carmo (CM) exibiram variações temporais semelhantes, nesses e os demais pontos lóticos tiveram os máximos de densidade por espécies da família Cryptomonadaceae (Figura 18).

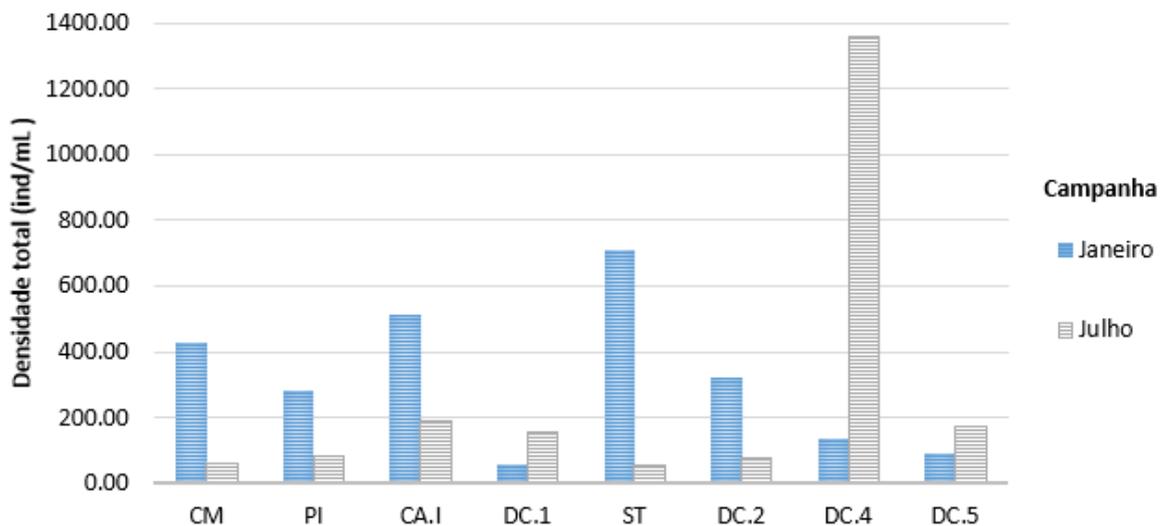


Figura 18 - Densidade fitoplanctônica registrada nos pontos lóticos amostrados na bacia hidrográfica do rio Doce, nos pontos amostrado no rio do Carmo (CM), Piranga (PI), Santo Antônio (ST) e ao longo do rio Doce (CA.I/ DC.1 / DC.2/ DC.4 e DC.5) durante os meses de julho/2022 e janeiro/2023.

Observaram-se diferentes padrões na variação temporal da densidade entre os reservatórios (Figura 19). Em julho, os pontos na UHE Aimorés (Al.) e UHE Porto Estrela (PS.) exibiram densidade fitoplanctônica mais elevada devido à dominância

de *Cryptomonas* sp2 (4.5 ind.mL^{-1}) e *Aphanocapsa holsatica* (Lemmermann) G.Cronberg e Komárek 1994 (459 ind.mL^{-1}), respectivamente. Enquanto em Baguari (BG) atingiu maior densidade em outubro, com maior contribuição do gênero *Nitzschia palea* (240 ind/mL^{-1}) e, em Candonga (CA), ocorreu em janeiro por *Cryptomonas* sp3 (667 ind/mL^{-1}).

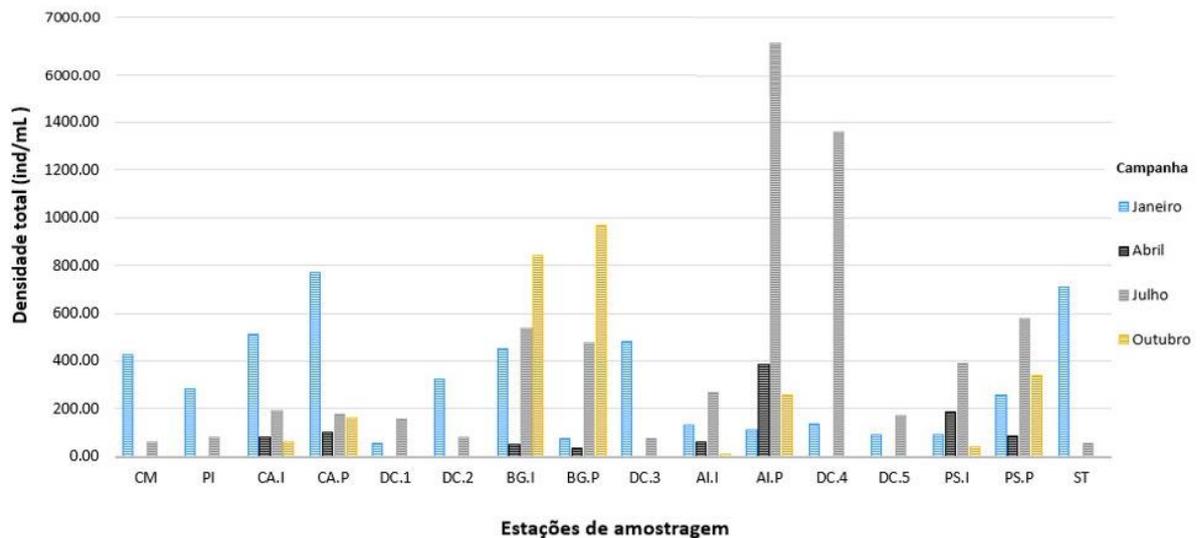


Figura 19 - Densidade fitoplanctônica na bacia hidrográfica do rio Doce, nos pontos Início do reservatório, próximo a barragem e jusante dos reservatórios na bacia hidrográfica no rio Doce (CA.I/CA.P/ BG.I/ BG.P/ DC.3.A/AI.I/AI.P/ DC.4) e no rio Santo Antônio (PS.I / PS.P / ST) nos meses de Abril, Julho e Outubro/2022 e Janeiro/2023.

As classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae estiveram presentes como as mais representativas na maioria das amostras analisadas. No mês de julho, os valores mais elevados foram registrados nos reservatórios de Aimorés com a classe Cryptophyceae e Porto Estrela com Cyanophyceae. Durante todo o período amostral, Cryptophyceae foi a classe taxonômica predominante, com exceção do ponto Rio do Carmo (CM) em julho e nos reservatórios de Candonga e Baguari em abril, nos quais Bacillariophyceae foi predominante. Na UHE de Porto Estrela, observou-se um maior equilíbrio na contribuição das classes taxonômicas para a densidade total (Figura 20).

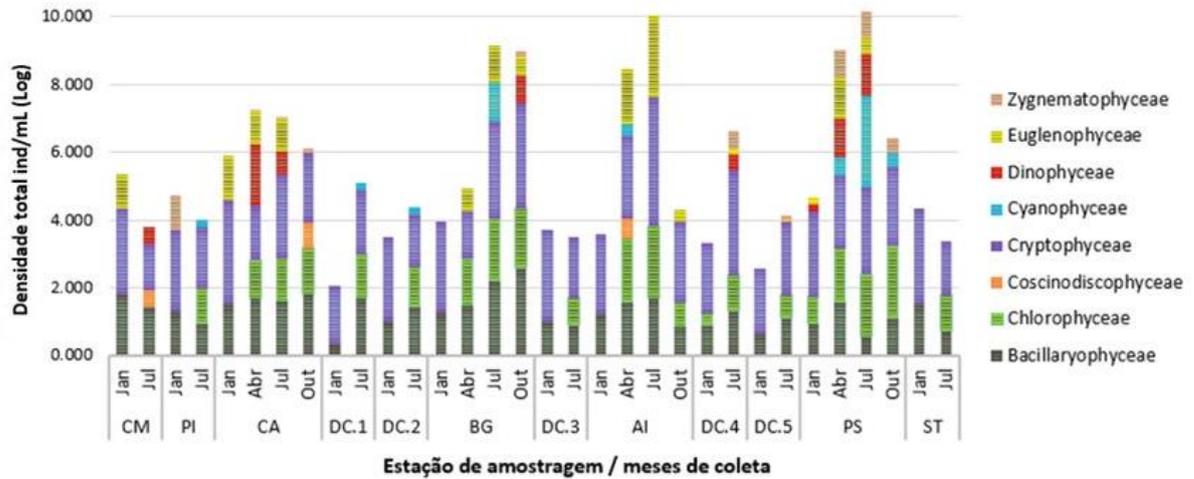


Figura 20 - Logaritmo da densidade fitoplânctônica por classe taxonômica nos pontos de amostragem na Bacia do Rio Doce, Rio do Carmo (CM), Piranga (PI), Rio Doce (CA.I/CA..P/DC.1/DC.2/BG.I/BG.P/DC.3.A/DC.4/PL.15.B), e Rio Santo Antônio (PS.I/PS.P/CA.1) ao longo dos meses de Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023.

A ACP realizada com a matriz de presença e ausência das espécies encontradas nos reservatórios evidenciou uma clara distinção entre as amostras coletadas no reservatório de Porto Estrela (PS) e as do reservatório de Candonga (CA) (Figura 21). O reservatório de Baguari (BG) ocupou uma posição intermediária, exibindo similaridades com amostras de ambos os reservatórios de Porto Estrela e Candonga. No entanto, o reservatório de Aimorés (AI) apresentou separação entre os pontos de coleta localizados no início do reservatório e próximos à barragem para as amostragens de abril a outubro, bem como a separação das amostras coletadas no mês de janeiro em relação às demais.

Foi identificado que algumas espécies exerceram uma maior influência na caracterização dos reservatórios. Especificamente, a presença das espécies *Amphipleura lindheimer* Grunow 1862, *Terpsinoë musica* (Ehrenberg) 1843, *Hydrosera whampoensis* (Schwarz) Deby 1891 e *Pleurosira laevis* (Ehrenberg) Compère 1982, foram identificadas como contribuintes proeminentes para a distinção principalmente do reservatório de Candonga. Por outro lado, no reservatório de Porto Estrela, as espécies *Scenedesmus* sp, *Sphaerocystis* sp2 e *Desmodesmus* sp1 se destacaram como as que influenciam as diferenças na composição fitoplânctônica.

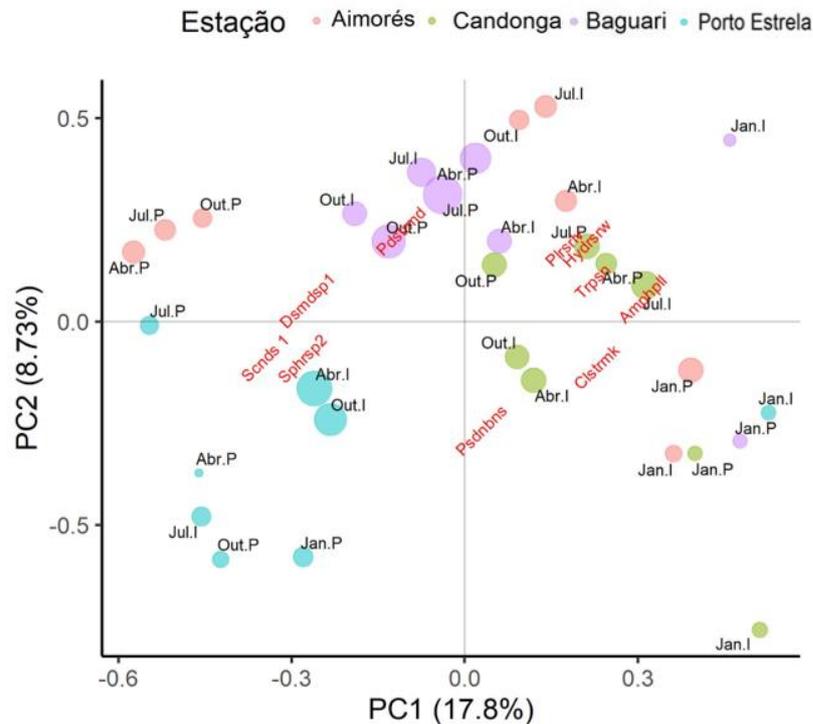


Figura 21- Análise de Componentes Principais da composição em espécies nos pontos amostrados dentro dos Reservatórios, (P) indica que o ponto está localizado próximo à barragem, enquanto a letra (I) indica que o ponto está localizado no início da barragem, ao longo dos meses de coleta Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023. O diâmetro dos círculos é proporcional à sua riqueza. Espécies descritoras: *Amphipleura lindheimer* (Amhplli); *Closterium kuetzingii* (Clstrmk); *Desmodesmus* sp (Dsmdsp1); *Hydrosera whampoensis* (Hydrsrw); *Pediastrum duplex* (Pdstrmd); *Pleurosira leavis* (Plrsrlv); *Pseudanabaena* sp (Psdnbns); *Scenedesmus* sp1 (Scnds1); *Sphaerocystis* sp2 (Sphrsp2); *Terpsinoë musica* (Trpsn).

A ordenação por meio da Análise de Componentes Principais (ACP), considerando a abundância das espécies, revelou 75% da variabilidade dos dados, sendo 61% no primeiro eixo e, 14,9% no segundo eixo (Figura 22). No primeiro eixo, observamos agrupamento dos pontos devido a espécie *Cryptomonas* sp3, que predominou em janeiro, e a presença de *Cryptomonas* sp2 nos demais meses. Isso resultou na formação de dois grupos distintos, destacando uma variação sazonal na distribuição das espécies. Além disso, notamos que espécies como *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová 1969, *Monoraphidium caribeum* Hindák 1970 e *Sphaerocystis* sp2 ficaram predominantemente associadas ao mês de julho.

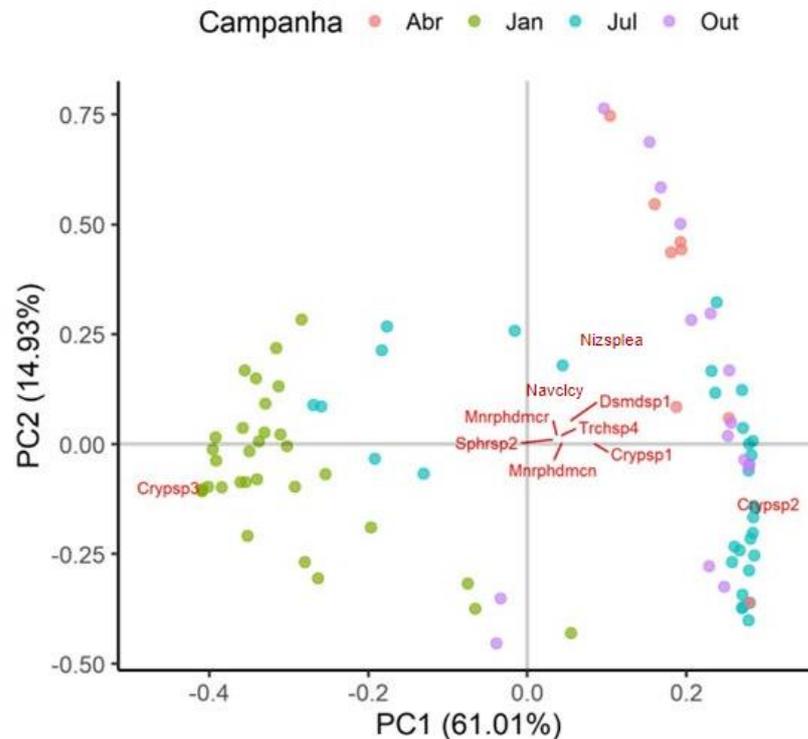


Figura 22 - Análise de Componentes Principais da composição fitoplanctônica (ind.ml⁻¹) dos pontos amostrados em ambientes lóticos e lênticos, ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, nos meses Abril, Julho, Outubro/2022 e Janeiro/2023. Espécies descritoras: *Cryptomonas* sp1 (Crypsp1); *Cryptomonas* sp2 (Crypsp2); *Cryptomonas* sp3 (Crypsp3); *Desmodesmus* sp1 (Dsmdsp1); *Monoraphidium caribeum* (Mrphdmcr); *Monoraphidium contortum* (Mnrphdmcn); *Navicula cryptocephala* (Navclcy); *Nitzschia palea* (Nitzsplea); *Sphaerocystis* sp2 (Sphrsp2); *Trachelomonas* sp4 (Trchsp4).

4 Discussão

Observaram-se diferenças entre os pontos de amostragem localizados nos rios e nos reservatórios, assim como variações na composição e diversidade do fitoplâncton entre os diversos reservatórios estudados, além da influência marcante das variações sazonais sobre o fitoplâncton. Em janeiro, ocorreu uma forte diminuição da diversidade em função das chuvas intensas e dos altos níveis de turbidez, acompanhado do aumento de densidade nos rios e baixa equitabilidade nos dois ambientes. A análise da partição aditiva da diversidade destacou a importância da diversidade beta em escalas menores, indicando alta heterogeneidade entre as 3 regiões do mesmo reservatório. Discutiremos cada parâmetro de análise, respeitando

a ordem dos resultados, com o intuito de aprofundar a compreensão dessas influências e de suas implicações.

4.1 Variáveis abióticas

Os testes estatísticos aplicados destacam a importância das características hidrológicas do ambiente, representadas pelos ambientes, bem como da flutuação sazonal representada pelos meses, na determinação dos parâmetros de qualidade da água em relação à turbidez, condutividade elétrica e concentrações de nitrogênio e fósforo total.

A turbidez mostrou-se um indicador sensível dos efeitos das precipitações intensas, com maiores valores em janeiro/23. Observou-se, em geral, valores de turbidez reduzidos nos reservatórios devido ao processo de sedimentação. Baguari (PL.8) não seguiu esse padrão devido ao acúmulo de matéria orgânica particulada em função da intensa atividade de piscicultura em tanques-rede. Observou-se uma redução da turbidez em direção à barragem (Tabela 2), indicando a importância dessa estrutura para a deposição do material transportado pelo curso de água. Esse processo de sedimentação é causado pela significativa redução da velocidade da água na zona de transição entre o rio e a represa, e, em alguns casos, pode ser bastante pronunciado mesmo em trechos relativamente curtos (HENRY, R. *et al.*, 1998). Mesmo em reservatórios do tipo fio d'água, como é o caso dos reservatórios do rio Doce, a velocidade da água não é uniforme, e suas águas se renovam a cada dois ou cinco dias, apresentando características mais condizentes com sistema lótico (BÁRBARA *et al.*, 2010).

A luz subaquática disponível depende de vários fatores, incluindo a profundidade crítica de mistura, intensidades de luz flutuantes e padrões de circulação, como descrito por Dokulil (1994). Em reservatórios, a atenuação da luz é influenciada por componentes como material particulado, substâncias dissolvidas e fatores externos, tais como as cargas de sedimentos provenientes dos afluentes (HENRY, 1998). Durante períodos chuvosos, essas cargas de sedimentos tendem a aumentar modificando a penetração de luz e intensificando ainda mais esses efeitos. Oito anos

após o rompimento da barragem de Fundão, ainda são registrados valores elevados de turbidez no rio Doce, principalmente no período chuvoso (607 NTU, Tabela 2). Essa turbidez impacta diretamente na disponibilidade de energia necessária para o crescimento do fitoplâncton, pois a quantidade de luz subaquática disponível desempenha um papel crucial nesse processo.

Dados fornecidos pelo IGAM (2015;2016) relatam que nos primeiros dias após o rompimento da barragem, os valores de turbidez atingiram níveis alarmantes. Nos compartimentos que abrangem desde a barragem de Fundão até a barragem da UHE de Candonga e da UHE Candonga até a barragem da UHE Baguari, respectivamente, foram registrados valores de turbidez entre 400.000 e 600.000 NTU, ultrapassando os máximos históricos em até 1.500 a quase 2.000 vezes, respectivamente. Esse aumento significativo na turbidez, causado pela ressuspensão do sedimento e pelo aumento da carga na bacia hidrográfica, resulta em uma maior turbidez inorgânica (não algal).

Os valores de condutividade elétrica estiveram acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ somente nos pontos localizados no rio Doce. Segundo Branco (1986), a condutividade elevada da água pode indicar a presença potencial de fontes de poluição em ecossistemas aquáticos. As principais fontes de sais de origem antropogênica incluem descargas industriais e sanitárias, enquanto as fontes naturais podem variar, abrangendo fatores como excretas animais, composição do solo, transporte de material particulado e outros processos naturais (PIRH, 2010).

Os níveis de fósforo também excederam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para classe 2 em alguns dos pontos amostrados. Esse resultado pode estar relacionado com compostos derivados da degradação de insumos agrícolas, despejo de efluentes não tratados ou até mesmo à erosão do solo.

4.2 Diversidade Gama

As classes Bacillariophyceae e Zygnematophyceae se destacaram em termos de riqueza, no entanto, suas diversidades não se alinharam com a abundância desses

organismos, visto que a dominância das Cryptophyceae foi amplamente distribuída entre os pontos.

A elevada riqueza de diatomáceas e seu aumento nas amostragens realizadas nos períodos de chuva pode ser explicada pela sua capacidade de se adaptar às condições de alta turbulência (REYNOLDS *et al.* 1994; SOARES *et al.*, 2007). Esse grupo apresenta estruturas de fixação como os pedúnculos de mucilagem e a produção de matrizes mucilaginosas que auxiliam sua adesão ao substrato (CETTO *et al.*, 2004; SIVER *et al.*, 2006). Os trechos em estudo podem ser considerados turbulentos, inclusive nos pontos de início do reservatório, devido à elevada velocidade da corrente, que tende a diminuir em direção à barragem. Muitas espécies são colonizadoras rápidas e eficientes, podendo ocupar os substratos em curto espaço de tempo sendo pioneiras em processos de sucessão após distúrbios (STEVENSON, *et al.*, 1996).

As algas da classe Zygnematophyceae, que foram o segundo grupo de maior riqueza, apresentam estruturas como processos alongados, verrugas e ornamentações na parede celular que, de acordo com Margalef (1982), representam uma adaptação à vida em suspensão aumentando a superfície de contato. As espécies dessa classe se desenvolvem melhor em águas oligotróficas, com valores de temperaturas aproximadas a 30°C, baixos valores de pH e condutividade elétrica (COESEL, 1982). Essa descrição alinha-se com os dados observados no rio Santo Antônio neste estudo. Alguns representantes deste grupo de hábitos planctônicos na área de estudo foi *Cosmarium* sp. e dentre as formas filamentosas está *Spirogyra* sp.

Os pontos de reservatório apresentaram maior riqueza fitoplanctônica quando comparados aos ambientes lóticos. Moro *et al.* (2003) verificaram na represa Alagados-PR, que a medida que o ambiente torna-se lêntico, a riqueza e a densidade fitoplanctônica tendem a aumentar. A maior estabilidade hidrodinâmica dos sistemas lênticos pode proporcionar habitats mais estáveis, possibilitando maior riqueza de táxons. Por outro lado, o fluxo contínuo e unidirecional dos ambientes lóticos determina uma constante instabilidade nestes ambientes, contribuindo para que a riqueza seja formada por poucas espécies verdadeiramente planctônicas e mais por componentes perifíticos (MORO, 2003).

4.3 Diversidade Alfa

O índice de diversidade padronizada indicou que a assembleia fitoplanctônica foi influenciada pela sazonalidade, diferindo do observado em outros estudos, que destacaram a importância das condições espaciais e locais em detrimento da sazonalidade na determinação da composição das comunidades aquáticas. No sudeste da China, um estudo realizado entre 2012 e 2016, em um rio que drena uma bacia hidrográfica em urbanização, observou que o fitoplâncton apresentou maiores diferenças entre os tipos de habitat na bacia hidrográfica do que devido à sazonalidade (ISABWE, 2022). Em paralelo, na Europa, ao longo do rio Danúbio, os resultados de um estudo conduzido por Rusanov *et al.* (2022) também apontaram para a importância das variáveis espaciais em comparação com os fatores climáticos no controle da composição das espécies e dos grupos funcionais.

No contexto específico do rio Doce, as variações hidrológicas sazonais parecem exercer uma influência determinante. O aumento da turbidez é induzido pelo aumento da pluviosidade e, conseqüentemente, da vazão do rio. Durante este período, os trechos lóticos apresentaram aumento nos valores de densidade, em função principalmente da dominância de espécies adaptadas a ambientes turvos (Cryptophyceae - Figura 17). Essa dominância resultou na diminuição da equitabilidade, riqueza e abundância das demais espécies no mês de janeiro. Nos reservatórios, a maior heterogeneidade de habitat e retenção da água parecem gerar uma condição na qual a dominância é menor (RANGEL *et al.* 2016).

As flutuações sazonais podem ter sido acentuadas pelo rejeito proveniente do rompimento da barragem, uma vez que a carga de sedimentos aportada ao rio em 2015 foi extremamente elevada (IGAM 2015, 2016). Esse evento atuou como importante fator estruturados da assembleia fitoplanctônica, juntamente com os fatores climáticos, que favorecem a ressuspensão do sedimento em questão, selecionando a ocorrência das espécies (DEVERCELLI, 2010). Graco-Roza *et al.* (2020), em estudo semelhante, identificaram concentrações mais baixas de nutrientes e maiores descargas de água na estação chuvosa, resultando em uma menor

heterogeneidade ambiental. No entanto, ao contrário do nosso estudo, não observaram a homogeneização das comunidades.

Contudo, oito anos após o rompimento, constatou-se que o índice de diversidade padronizada não foi capaz de distinguir variações na diversidade entre as diferentes sub-bacias e ambientes. Em reservatórios, o ingresso de cargas alóctones de sedimento pode exibir flutuações sazonais, resultando em modificações temporais e espaciais nos *taxa* de sedimentação (HENRY e MARCATO, 1996). Nesse sentido, a tendência a valores mais altos em abril pode ser relacionada à presença de material alóctone introduzido nos meses anteriores, durante o período de maior pluviosidade, associada à queda nos valores de turbidez, o que promoveu condições favoráveis para o desenvolvimento de outras espécies de algas e, por conseguinte, contribuiu para o aumento da diversidade.

Ao analisar a diversidade padronizada em cada reservatório, houve uma queda apenas no reservatório de Aimorés, fenômeno atribuído à predominância de uma espécie do gênero *Cryptomonas* (Figura 10). Um fator que contribui para a diferença entre o ponto de início do reservatório de Aimorés em Resplendor (Al.I) e o ponto a jusante (DC.4) é a drástica mudança na variação no fluxo do rio. O local a jusante do reservatório encontra-se posicionado abaixo da estrutura extravasora, um vertedouro projetado para gerenciar os níveis de água e passar as águas de inundação, principalmente na cheia, com segurança para jusante da barragem quando o reservatório estiver transbordando (NOVAK *et al.*, 2017). É crucial observar o excedente de afluência que não é direcionado à geração de energia é prontamente liberado através desse vertedouro. Além disso, em períodos de estiagem, observa-se uma redução significativa no fluxo de água no ponto a jusante do vertedouro, corroborando ainda mais com a influência do fluxo controlado na dinâmica do fitoplâncton.

4.4 Diversidade Beta

A análise da partição aditiva da diversidade destacou a importância da diversidade beta em escalas menores, com uma alta heterogeneidade entre as 3 regiões do

mesmo reservatório, seguida pela diferença entre sub-bacias e, por último, entre reservatórios. Os resultados indicam uma resposta do fitoplâncton à maior heterogeneidade ambiental entre os pontos dos reservatórios, seguida das diferenças entre as sub-bacias.

As mudanças na dinâmica do rio causadas pelos reservatórios influenciam a forma pela qual o ambiente estrutura a comunidade. Diferentes condições ecológicas são formadas em várias partes do reservatório, permitindo a coexistência de espécies de ambientes lóticos e semi-lênticos. Em um estudo na região central do Brasil, a avaliação da diversidade beta em oito reservatórios revelou uma correlação significativa entre as mudanças na estrutura do fitoplâncton e as características do ambiente, indicando diferenciação de nicho (SANTOS *et al.*, 2016). Além disso, no rio Danúbio, foi identificado que processos locais de seleção de espécies foram mais importantes em condições de baixo fluxo, de forma que as mudanças hidrológicas relacionadas ao clima passam a ser os principais impulsionadores da diversidade beta do fitoplâncton (RUSANOV, 2022), corroborando os resultados encontrados em nossa pesquisa.

Nesse sentido, a heterogeneidade espacial pode ser um fator importante a ser considerado ao avaliar os possíveis efeitos em longo prazo do rompimento da barragem de Fundão, uma vez que diferentes áreas do reservatório podem responder de maneira única às mudanças ambientais resultantes desse evento.

4.5 Análise da estrutura do Fitoplâncton

De forma geral, as densidades observadas neste estudo são consideradas baixas. Ferrareze e Nogueira (2006) analisaram a comunidade fitoplanctônica na bacia Rio Paranapanema, observando maior densidade de organismos totais durante o inverno, variando de 48.557 a 589.179 ind.ml⁻¹. No verão, as variações foram entre 136.212 e 453.278 ind. ml⁻¹. Outros estudos que exploram os níveis de densidade fitoplanctônica em outras regiões de reservatórios (RODRIGUES *et al.* 2019; DE CASTRO *et al.* 2021; RESENDE *et al.* 2022) e rios (ABOIM *et al.* 2020), também indicam que os valores

observados no Rio Doce durante o período analisado foram baixos, com a penetração da luz emergindo como o fator limitante preponderante.

Variações temporais na densidade do fitoplâncton foram observados somente nos trechos lóticos, corroborando a influência determinante da precipitação nesses ambientes, auto correlacionada com a ressuspensão de sedimento. Nos reservatórios, não observamos um padrão em relação às variações temporais da densidade.

Nos ambientes de rio, a maior densidade em janeiro, pode ser atribuída ao predomínio de espécies adaptadas a condições de baixa luminosidade, como as criptofíceas. Em situações em que há um fornecimento constante de luz, a espécie com um valor menor de I_k (intensidade luminosa de saturação) tende a excluir competitivamente outras espécies (WEISSING e HUISMAN, 1994). Segundo a teoria da competição por recursos, a espécie capaz de atenuar a luz até o ponto mais baixo, medido no fundo da coluna d'água, geralmente prevalece na competição (LITCHMAN, 2003).

No baixo rio Doce, foi verificado que o aumento das concentrações de sólidos totais em suspensão e fósforo total durante as estações chuvosas criou condições estressantes para a comunidade perifítica de lagoas naturais mesmo após três anos do rompimento da barragem de rejeito (ZORZAL-ALMEIDA e FERNANDES, 2021). A área contemplada no presente estudo se localiza no trecho médio da bacia do rio Doce e abrange localidades bem mais próximas ao ponto de derramamento da lama. Dessa forma, é razoável assumir que os sedimentos provenientes desse evento ainda exerçam efeito importante na dinâmica do rio e de suas comunidades, especialmente nos teores de sólidos em suspensão e nos valores de turbidez.

Estudos indicam que as criptofíceas alcançam maiores densidades em ambientes caracterizados por níveis moderados de enriquecimento de água e baixa intensidade luminosa, conforme destacado por estudos anteriores (REYNOLDS, 1997; RODRIGUES *et al.*, 2005; TRAIN *et al.*, 2005; PIVATO *et al.*, 2006). Registros de dominância de Cryptophyceae também foram documentados em outros reservatórios brasileiros (BORGES *et al.* 2008; PIVATO *et al.* 2006) e em rios urbanos na China (ZHANG *et al.* 2021). Espécies do gênero *Cryptomonas* apresentam alta vantagem competitiva por possuírem reduzidas dimensões e capacidade migratória, permitindo assim, maximizar o aproveitamento de recursos (REYNOLDS, 1997). Além disso, a

disponibilidade de luz atua como um importante força seletiva neste grupo (DEVERCELLI, 2010).

Segundo Resende *et al.* (2022), o aumento da densidade permite inferir quais espécies têm sucesso em relação às demais, fornecendo respostas sobre a estrutura da comunidade. Duas espécies de *Cryptomonas* dominaram em períodos distintos ao longo do ano (Figura 15). *Cryptomonas* sp3 foi predominante no mês de janeiro, enquanto *Cryptomonas* sp2 dominou nos demais meses. Os fitoflagelados são organismos frequentemente classificados como oportunistas e colonizadores, pois possuem tolerância a estresses ambientais estabelecidos e uma alta taxa de crescimento. Eles podem ocorrer em várias épocas do ano, aproveitando-se das condições ambientais adversas (OLRIK, 1998). Além disso, as Cryptophyceae são consideradas estrategistas do tipo 'C' devido à sua alta relação entre superfície e volume, o que lhes permite absorver nutrientes rapidamente e crescer de forma acelerada (BOVO-SCOMPARI E TRAIN, 2008).

De forma semelhante, Shen *et al.* (2022) identificaram a presença de Cryptophyceae em dois grupos funcionais distintos, Y e X2 (conforme definidos por Padisák *et al.*, 2009), em reservatórios em cascata na China. O Grupo Y, caracterizado por Cryptophyceae maiores, manteve sua presença constante ao longo de todo o ano, predominando na região a jusante. Observou-se uma correlação positiva entre a presença desse grupo e os níveis de fósforo e sólidos suspensos (SST), enquanto houve uma correlação negativa com o pH e a relação entre as profundidades da camada eufótica e de mistura (Zeu: Zmix). Por outro lado, o Grupo X2, caracterizado por criptofíceas menores, apresentou correlações positivas com sólidos suspensos voláteis (SSV) e nutrientes (nitrogênio e silício), e uma correlação negativa com a zona eufótica (Zeu) e a condutividade.

Espécies pertencentes à classe Chlorophyceae e Bacillariophyceae, juntamente com as espécies *Trachelomonas* sp4 e *Cryptomonas* sp1, se destacaram especialmente no mês de julho (Figura 20). Um estudo realizado por Calijuri *et al.* (2002) na Represa de Barra Bonita-SP, do tipo acumulação, também constatou uma maior abundância de Chlorophyceae durante o período de circulação da água, quando houve elevada

transparência e concentrações mais altas de nutrientes, especialmente nitrato e fosfato.

A variação na densidade do fitoplâncton ao longo do rio Doce, tal como evidenciada nos pontos DC.1 e DC.2, sinaliza uma dinâmica complexa de transporte e interações biológicas. A introdução da assembleia fitoplanctônica proveniente do rio Santo Antônio pode exercer um impacto positivo sobre o ecossistema do rio Doce. Isso se torna particularmente relevante ao considerarmos a avaliação atual da qualidade das águas na sub-bacia do rio Santo Antônio. Perfis longitudinais revelam discreta variação nas concentrações médias de poluentes, indicando que as condições da água são mantidas em um estado satisfatório (PIRH, 2022). O aporte de fitoplâncton proveniente desse tributário pode ser um importante contribuinte para manter a diversidade dessa comunidade nos trechos a jusante do rio Doce.

Alguns pontos como UHE Porto Estrela (PS.) apresentaram variação temporal da densidade em função do aumento de outras espécies, com maior contribuição de *Aphanocapsa holsatica*. Reynolds (1996) descreveu o gênero *Aphanocapsa* como sendo bem adaptado a águas calmas, com moderadas concentrações de nutrientes. Em Baguari (BG) a densidade atingiu os maiores valores em outubro, devido à espécie *Nitzschia palea*, considerados organismos de crescimento acelerado e tolerantes a ambientes turbulentos e turvos (REYNOLDS, 1997).

Em termos de composição de espécies (Figura 21), as diatomáceas cêntricas (Mediophyceae) tiveram maior influência no reservatório de Candonga e as Chlorophyceae no reservatório de Porto Estrela. As espécies de Mediophyceae encontradas neste estudo compartilham características em comum, uma vez que suas células são agrupadas em grandes colônias por meio da mucilagem secretada. *Terpsinoë musica* e *Pleurosira laevis* foram identificadas no estado do Paraná (NARDELLI *et al.* 2014; DUNCK *et al.* 2018).

As espécies *Scenedesmus* sp, *Sphaerocystis* sp2 e *Desmodesmus* sp1 destacaram-se no reservatório de Porto Estrela (PL.20). Elas pertencem à classe Chlorophyceae, grupo mais diversificado em termos de riqueza de taxa em águas continentais brasileiras.

Em Candonga, a separação das amostras de janeiro de 2023 em relação às demais (Figura 21) pode ser atribuída ao processo de enchimento em andamento do reservatório que teve seu início no mês anterior, conforme apontado pelo relatório do CT-GRSA (2022). Esse processo de enchimento pode influenciar substancialmente as condições ambientais e a estrutura das comunidades aquáticas, desencadeando mudanças na composição do fitoplâncton e o aumento dos valores de densidade total para este ponto. Durante essa fase, a composição da assembleia fitoplanctônica e as condições ambientais podem ser particularmente suscetíveis a mudanças, diferindo da dinâmica do reservatório de Candonga que estava sendo acompanhada no início deste estudo.

4.6 Contribuições para a conservação do rio Doce

Os dados coletados no rio Doce, revelaram informações importantes sobre a assembleia fitoplanctônica nesta bacia. Os reservatórios desempenharam um papel fundamental contribuindo para alta diversidade gama, destacando a importância desses corpos d'água para a manutenção da diversidade, atuando também na redução dos níveis de turbidez através do processo de sedimentação. Durante os períodos de precipitação, ocorre a homogeneização do fitoplâncton no rio, resultando em elevada turbidez que, por sua vez, interferiu na densidade fitoplanctônica. Ressalta-se ainda, o rio Santo Antônio como uma fonte de espécies e na melhoria da qualidade da água do doce, sendo um importante tributário de referência na bacia.

No entanto, a conservação do Rio Doce depende de uma abordagem integral, que envolva a implementação de medidas de recuperação e preservação que considerem a qualidade ambiental da bacia. Para tanto, é fundamental estabelecer um monitoramento contínuo, que inclua a avaliação de outros indicadores ambientais, a fim de acompanhar de perto as mudanças nos ecossistemas aquáticos da região. Entretanto, é importante reconhecer que a ausência de dados anteriores ao rompimento dificultou a compreensão dos processos no rio. Essa lacuna de informações destaca a urgente necessidade de realizar estudos em outras bacias localizadas em áreas de risco de rompimento de barragens.

Após o rompimento da barragem de Fundão, foi elaborada a Portaria nº 14/2016, que impôs a exigência de apresentação de cópias físicas do Plano de Ação de Emergência de Barragem de Mineração (PAEBM) às prefeituras e às defesas civis municipais e estaduais. No entanto, um fator crítico que merece destaque é a eficácia da gestão de fiscalização. Independentemente dessa questão, a regulação e fiscalização da gestão de barragens deveriam ter sido tratadas como uma prioridade de segurança pública (NEVES, 2018). Portanto, é essencial abordar essa lacuna na gestão e fiscalização das barragens para garantir a segurança e prevenir futuros incidentes similares.

A abordagem baseada em evidências científicas deve ser combinada com a colaboração entre órgãos governamentais, instituições de pesquisa e comunidades locais. Somente através dessa cooperação e compromisso conjunto, poderemos garantir a saúde a longo prazo do Rio Doce e a sustentabilidade dos recursos hídricos para as gerações futuras. A pesquisa contínua desempenha um papel fundamental nesse processo, fornecendo informações valiosas para a tomada de decisões e a implementação de práticas de gestão eficazes.

5 Conclusão

Os resultados destacam a sazonalidade como principal fator determinante da estrutura do fitoplâncton no rio Doce, superando fatores espaciais como a localização dos reservatórios, diferentes sub-bacias e sua distância em relação ao local de rompimento da barragem. As diferenças intra-reservatório foram observadas apenas na UHE de Aimorés, reservatório com sistema de manejo distinto dos demais, o que ressalta o impacto do trecho de vazão reduzida sobre o fitoplâncton.

Os resultados desse estudo também indicam que os efeitos das variações naturais, bem como aquelas decorrentes dos impactos antrópicos já existentes em ambas as sub-bacias antes do rompimento da barragem de Fundão precisam ser colocados como efeitos aditivos ou sinérgicos na compreensão da estruturação da comunidade fitoplanctônica no rio Doce. A diminuição da diversidade, além da presença de espécies de diatomáceas oportunistas e tolerantes ao estresse, corroboram a existência de problemas na qualidade ambiental do corpo hídrico. Além disso, o predomínio de criptofíceas nesses ambientes, acompanhado da baixa equitabilidade

nos meses de maior precipitação indicam o aumento da turbidez como fator limitante ao desenvolvimento do fitoplâncton, sendo mais claro em ambientes lóticos, podendo se configurar como um efeito de médio prazo do rompimento da barragem de fundão.

Os resultados reforçam a necessidade da criação de medidas de recuperação em toda a bacia, visando a preservação da diversidade e a qualidade da água. Recomenda-se a continuidade das amostragens e a associação dos resultados obtidos com outros indicadores de qualidade ambiental. Essa abordagem integrada é essencial para desenvolver estratégias eficazes de preservação e restauração dos ecossistemas aquáticos na região. Por fim, estudos que abranjam mais áreas de referências da bacia, são importantes para ajudar a entender o funcionamento do gradiente longitudinal do sistema e para desenvolver políticas de manejo do rio.

Referências

ABOIM, Igor Lima; GOMES, Doriedson Ferreira; MAFALDA JUNIOR, Paulo Oliveira. Phytoplankton response to water quality seasonality in a Brazilian neotropical river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-16, 2020.

AIRES, Uilson Ricardo Venâncio; *et al.* Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil - ScienceDirect. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce. O rompimento da barragem de Mariana**. [S. l.]: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. [S. l.: s. n.], 2002. Disponível em: <http://livroaberto.ibict.br/handle/1/531>. Acesso em: 12 jul. 2023.

ANGELER, David G.; DRAKARE, Stina. Tracing alpha, beta, and gamma diversity responses to environmental change in boreal lakes. **Oecologia**, v. 172, n. 4, p. 1191–1202, 1 ago. 2013. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2554-y>.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. [S. l.: s. n.], 2017.

ATAZADEH, Ehsan; BARTON, Andrew; RAZEGHI, Jafar. Importance of Environmental Flows in the Wimmera Catchment, Southeast Australia. **Limnological Review**, v. 20, n. 4, p. 185–198, dez. 2020. <https://doi.org/10.2478/limre-2020-0018>.

ÁVILA, Jorge Luís Teixeira; MONTE-MÓR, Roberto Luis de Melo. Urbanização e Impactos Ambientais: uma análise da Relação entre as características dos espaços urbanos e a poluição hídrica na Região do Médio Rio Doce (MG). **VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**, p. 1–18, 2007.

BARRETO, Davi Almeida et al. SPATIAL AND TEMPORAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON IN A HIGHLY IMPACTED TROPICAL MONTANE RIVER. **Oecologia Australis**, v. 26, n. 2, p. 255-270, 2022.

BÁRBARA, Vinícius Fagundes; CUNHA, Alan Cavalcanti da; RODRIGUES, Aline Sueli de Lima; SIQUEIRA, Eduardo Queija de. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, 2010. Disponível em: <http://periodicos.unitau.br/ojs/index.php/biociencias/article/view/11111>. Acesso em: 21 set. 2023.

BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos; MARIÂNGELA MENEZES. **Gêneros de algas de águas continentais: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima, v. 3ª Edição, 2017.

BORGES, Paula Aparecida Federiche; TRAIN, Sueli; RODRIGUES, Luzia Cleide. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 1, p. 57–65, 28 mar. 2008. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v30i1.1449>.

BOVO-SCOMPARIN, Vânia Mara; TRAIN, Sueli. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 331–344, 1 set. 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9448-3>.

BRANCO, Samuel Murgel. **Hidrobiologia Aplicada À Engenharia Sanitária**. 3. ed. [S. l.]: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASIL, Jandeson; HUSZAR, Vera Lucia De Moraes. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 04, p. 799–834, dez. 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04>.

CALIJURI, M. do C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, Susicley. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP—Brazil). **Journal of plankton research**, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.

CAZASSA, Giovana Cabral; SANTOS, Marcella Cunha dos; OLIVEIRA, Thaís Gonçalves de; PEREIRA, Pedro Henrique Rodrigues; GONÇALVES, José Augusto Costa; VIEIRA, Eliane Maria. Monitoramento de desastres em rios empregando sensoriamento remoto: análise comparativa da turbidez e da reflectância no Rio Doce. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 5, p. 308–318, 24 set. 2018. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.005.0027>.

CBDB, COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS. **Main brazilian dams III: design, construction and performance**. Rio de Janeiro: [s. n.], 2009.

CBH-DOCE. **Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Rio Doce**. [S. l.: s. n.], 2016. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>. Acesso em: 10 jul. 2023.

CETEC (Org.). **Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: CETEC**. [S. l.]: FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS-CETEC, 1983.

CETTO, J.M.; LEANDRINI, Josimeire; FELISBERTO, S.; RODRIGUES, Liliana. Periphyton algae community in Irai reservoir, Paraná state, Brazil. v. 26, p. 1–7, 1 jan. 2004.

COELHO, André Luiz Nascentes. **Alterações Hidrogeomorfológicas no Médio-Baixo Rio Doce/ES**. 2007. Tese de Doutorado – Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Niterói, 2007.

COELHO, André Luiz Nascentes. Situação Hídrico-Geomorfológica Da Bacia Do Rio Doce Com Base Nos Dados Da Série Histórica De Vazões Da Estação De Colatina – ES. **Caminhos de Geografia**, v. 7, n. 19, p. 56–79, 15 out. 2006. <https://doi.org/10.14393/RCG71915489>.

COESEL, P. F. M. Structural Characteristics and Adaptations of Desmid Communities. **Journal of Ecology**, v. 70, n. 1, p. 163–177, 1982. <https://doi.org/10.2307/2259871>.

COIMBRA, Keyla Thayrinne Oliveira; ALCÂNTARA, Enner; DE SOUZA FILHO, Carlos Roberto. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundao dam tailings, Brazil–New constraints based on satellite data. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 138101, 2020.

COIMBRA, Keyla Thayrinne Oliveira; ALCÂNTARA, Enner; DE SOUZA FILHO, Carlos Roberto. Satellite evidence for pervasive water eutrophication in the Doce River reservoirs following the collapse of the Fundao dam in Brazil☆. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 116014, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116014>.

CONAMA (Org.). **Resolução. 357, de 17 de março de 2005**. [S. l.]: Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, 2005. Disponível em: <https://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-conama-no-357-de-17-de-marco-de-2005/view#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20classifica%C3%A7%C3%A3o%20dos,efluentes%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAsncias.> Acesso em: 9 jul. 2023.

CT-GRSA. **RELATÓRIO ANUAL DE ATIVIDADES DA CÂMARA TÉCNICA DE GESTÃO DE REJEITOS E SEGURANÇA AMBIENTAL**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a-informacao/institucional/cif/arquivos/relatorios/cif-rel-ctgrsa-2021-22.pdf>. Acesso em: 4 set. 2023.

DA VITÓRIA, Flávia Constantino da; BANDINI, Brígiti; SILVA, Elenice Rachid da; ALMEIDA, Josimar Ribeiro. DESASTRE AMBIENTAL DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA, MG - ANÁLISE DE IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS. **Revista Internacional de Ciências**, v. 9, n. 3, p. 2–15, 30 dez. 2019. <https://doi.org/10.12957/ric.2019.40296>.

DE CASTRO, Luana Silva *et al.* Dam promotes downriver functional homogenization of phytoplankton in a transitional river-reservoir system in Amazon. **Limnology**, v. 22, p. 245-257, 2021.

DEVERCELLI, Melina. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). **Hydrobiologia**, v. 639, n. 1, p. 5–19, 1 fev. 2010. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0020-6>.

DOKULIL, Martin T. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *In*: DESCY, Jean-Pierre; REYNOLDS, Colin S.; PADISÁK, Judit (orgs.). **Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes: Proceedings of the 9th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP) held in Mont Rigi (Belgium), 10–18 July 1993**. Developments in Hydrobiology. Dordrecht: Springer Netherlands, 1994. p. 65–72. DOI 10.1007/978-94-017-2670-2_6. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-017-2670-2_6. Acesso em: 30 set. 2023.

DONOHUE, Ian; JACKSON, Andrew L.; PUSCH, Martin T.; IRVINE, Kenneth. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3470–3477, 2009. <https://doi.org/10.1890/09-0415.1>.

DUNCK, Bárbara; NOGUEIRA, Ina De Souza; SOUZA, Maria Das Graças Machado. Stenopterobia e Surirella (Bacillariophyceae, Surirellaceae) do Sistema Lago dos

Tigres, Britânia, Goiás. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 525–539, set. 2012. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300004>.

DUNCK, Bárbara; JUNQUEIRA, M. G., BICHOFF, A., SILVA, M. V. D.. Periphytic and planktonic algae records from the upper Paraná river floodplain, **Brazil: an update**. Hoehnea, São Paulo, v. 45, n. 4, p. 560-590, 2018.

ESTEVEZ, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio De Janeiro: Interciência: Finep, 1998.

FERREIRA, Gabriel WD; RIBEIRO, B. T.; WEINDORF, D.C.; TEIXEIRA, B.I.; CHAKRABORTY, S; LI, B; SCOLFORO, J.R.S. Assessment of iron-rich tailings via portable X-ray fluorescence spectrometry: the Mariana dam disaster, southeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, p. 1–19, 2021.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 389-405, 2006.

FIRMIANO, Frederico Daia. Conflitos Socioambientais no estado de Minas Gerais: uma análise do ano de 2019. **Revista de Ciências Sociais: RCS**, v. 52, n. 3, seq. Revista de Ciências Sociais: RCS, p. 135–179, 2021.

FÖRSTER, Kurl. Amazonische Desmidieen 1. Teil : **Areal Santarém**. , p. 5–232, 1969.

GARCIA, Joice Machado; MANTOVANI, Paloma; GOMES, Raissa Caroline; LONGO, Regina Márcia; DEMANBORO, Antônio Carlos; BETTINE, Sueli do Carmo. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, v. 30, p. 228–254, 2020. <https://doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-10>.

GRACO-ROZA, Caio; SANTOS, Juliana B. O.; HUSZAR, Vera L. M.; DOMINGOS, Patrícia; SOININEN, Janne; MARINHO, Marcelo Manzi. Downstream transport processes modulate the effects of environmental heterogeneity on riverine phytoplankton. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135519, 10 fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135519>.

GROSS, Wolfgang. Ecophysiology of algae living in highly acidic environments. **Hydrobiologia**, v. 433, n. 1, p. 31–37, 1 ago. 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1004054317446>.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. AlgaeBase. 2023. **AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway**. Disponível em: <https://www.algaebase.org>. Acesso em: 31 ago. 2023.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N. De; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 571–590, nov. 1998. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400005>.

HENRY, R. [UNESP; MARICATO, F. E. [UNESP. Sedimentation rates of tripton in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Limnologica**, , p. 15, 1 jan. 1996.

HINO, Kozo. **Atlas de algas da represa do Broa**. [S. l.]: Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ciências Biológicas, 1977.

HOLANDA, Francisco S. R.; ROCHA, Igor P. Da; OLIVEIRA, Vandemberg S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 570–575, dez. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000600002>.

HU, Bangqi; LI, Jun; BI, Naishuang; WANG, Houjie; WEI, Helong; ZHAO, Jingtao; XIE, Luhua; ZOU, Liang; CUI, Ruyong; LI, Song; LIU, Ming; LI, Guogang. Effect of human-controlled hydrological regime on the source, transport, and flux of particulate organic carbon from the lower Huanghe (Yellow River). **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 8, p. 1029–1042, 2015. <https://doi.org/10.1002/esp.3702>.

HUGHES, Robert M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. **Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making.**, p. 31–48, 1995.

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Laudo técnico preliminar impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. [S. l.: s. n.], 2015. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf. Acesso em: 5 jul. 2023.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório técnico: Acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. 30/11/2015. Belo Horizonte: SEMAD/IGAM, 2015.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Acompanhamento da qualidade das águas do Rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Relatório Técnico: 19 de outubro de 2016. 100f. Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/4393>. Acesso em: 10 jul. 2023.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Boletim Anual de Qualidade das Águas na Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio**. Belo Horizonte: Igam, 2020. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/bitstream/123456789/3885/1/Boletim%20Anual%20de%20Qualidade%20das%20%C3%81guas%20na%20Bacia%20Hidrog%C3%A1fica%20do%20Rio%20Santo%20Ant%C3%B4nio.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2023.

ISABWE, Alain; YANG, Jun R.; WANG, Yongming; WILKINSON, David M.; GRAHAM, Emily B.; CHEN, Huihuang; YANG, Jun. Riverine bacterioplankton and phytoplankton assembly along an environmental gradient induced by urbanization. **Limnology and Oceanography**, v. 67, n. 9, p. 1943–1958, 2022. <https://doi.org/10.1002/lno.12179>.

KOMAREK J; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. **SuBwasserflora von Mitteleuropa**, v. 19, p. 1–548, 1999.

KOMÁREK, Jiří; ANAGNOSTIDIS, Konstantinos. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 - Nostocales. **Algological Studies**, , p. 247–345, 1 jan. 1989.

LARSEN, T.A., HOFFMANN, S., LÜTHI, C., TRUFFER, B. e MAURER, M. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. **Science**, 352(6288), pp.928-933. 2016.

LITCHMAN, Elena. Competition and coexistence of phytoplankton under fluctuating light: experiments with two cyanobacteria. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 31, n. 3, p. 241-248, 2003.

LOAIZA-RESTANO, Ana Margarita; BICUDO, Carlos Eduardo De Mattos. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. Algas 40: Chlorophyceae (Hydrodictyaceae). **Hoehnea**, v. 41, n. 3, p. 353–364, set. 2014. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062014000300004>.

LOPES, Jayme Karlos Reis; TRIGUEIRO, Aline; CICCARONE, Celeste. ATINGIDOS PELO FUTURO: PERSPECTIVAS E DEBATES NA INSTALAÇÃO DA UHE AIMORÉS/ITUETA - MG, BRASIL. **Revista Sinais**, n. 11, 1 jul. 2012. DOI 10.25067/s.v1i11.4572. Disponível em: <https://periodicos.ufes.br/sinais/article/view/4572>. Acesso em: 5 set. 2023.

LUND, John Walter Guerrier; KIPLING, C; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting | SpringerLink. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143–170, 1958.

MACIEL, Amanda L. *et al.* Uso conflitante da terra nas áreas de preservação permanente ao longo dos rios da bacia rio Santo Antônio-MG utilizando SIG. **XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2017.

MAGURRAN, Anne E. **Ecological diversity and its measurement**. [S. l.]: Princeton university press, 1988. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=CuU9DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP9&dq=MAGURRAN,+1988&ots=WB2bW8IKD9&sig=nF6Jq92DR7AygKTXHO1k_6moync#v=onepage&q=MAGURRAN%2C%201988&f=false. Acesso em: 7 set. 2023.

MARGALEF, R. **Limnología. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 1010 p. - Edmondson - 1984 - Limnology and Oceanography - Wiley Online Library**. Ed Omega S.A. Barcelona: [s. n.], 1982(, Limnologia). Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1984.29.6.1349b>. Acesso em: 7 set. 2023.

MCMANUS, Margaret Anne; WOODSON, C. Brock. Plankton distribution and ocean dispersal. **Journal of Experimental Biology**, v. 215, n. 6, p. 1008–1016, 15 mar. 2012. <https://doi.org/10.1242/jeb.059014>.

MORO, Rosemeri Segecin; FERRARI, Fernanda; SANTOS, Maria Aparecida dos; BARROS, Karina Ferreira de; SCHMITT, Jair. HETEROGENEIDADE ESPACIAL DO FITOPLÂNCTON NA REPRESA ALAGADOS (PONTA GROSSA , PR) (PHYTOPLANKTON SPATIAL HETEROGENEITY IN ALAGADOS RESERVOIR (PONTA GROSSA, PR)). **Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 9, n. 1, 2003. DOI 10.5212/publicatio. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/biologica/article/view/352>. Acesso em: 6 out. 2023.

NABOUT, J. C; DE NOGUEIRA, I. S; DE OLIVERIA, L; G; MORAIS, R. R. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). **Hydrobiologia**, v. 575, n. 455–461, 2007. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-006-0393-8>. Acesso em: 29 set. 2023.

NAIMAN, Robert J.; LATTERELL, Joshua J.; PETTIT, Neil E.; OLDEN, Julian D. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. **Comptes Rendus Geoscience, Ecosystèmes et événements climatiques extrêmes**. v. 340, n. 9, p. 629–643, 1 set. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.01.002>.

NARDELLI, Margaret Seghetto *et al.* Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae (Diatomeae) no rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 28, pág. 127-140, 2014.

NEVES, L. P. Segurança de Barragens – Legislação federal brasileira em segurança de barragens comentada. **E-book**. Brasília: [s.n.]. 2018.

NOVAK, P.; MOFFAT, A. I. B.; NALLURI, C.; NARAYANAN, R. **Hydraulic Structures**. [S. l.]: CRC Press, 2017.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3a, p. 447–458, ago. 2004. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000300008>.

OLRIK, Kirsten. Ecology of mixotrophic flagellates with special reference to Chrysophyceae in Danish lakes. In: **Phytoplankton and Trophic Gradients: Proceedings of the 10th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy & Ecology (IAP), held in Granada, Spain, 21–29 June 1996**. Springer Netherlands, 1998. p. 329-338.

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLI-FLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1–19, 1 mar. 2009. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>.

PADISÁK, Judit; NASELLI-FLORES, Luigi. Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 1, p. 157–176, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04353-4>.

PAERL, HW. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). **Cambridge University Press**, Cambridge University Press. , p. 261–315, 1988.

PETTS, Geoffrey E. Long-term Consequences of Upstream Impoundment. **Environmental Conservation**, v. 7, n. 4, p. 325–332, jan. 1980. <https://doi.org/10.1017/S0376892900008183>.

PINTO-COELHO, Ricardo Motta. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG**, v. 24, n. 1–2, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/mhnbj/article/view/6260>. Acesso em: 7 jul. 2023.

PIRH (Org.). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce: Relatório Final Volume I**. [S. l.: s. n.], 2010. Disponível em: https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf.

PIRH, Doce. **Proposta de Enquadramento e Programa de Efetivação da DO3**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/wp->

content/uploads/2022/11/DO3-Relatorio-da-Proposta-de-Enquadramento-dos-Corpos-de-Agua.pdf. Acesso em: 2 ago. 2023.

PIVATO, Bianca Matias; TRAIN, Sueli; RODRIGUES, Luzia Cleide. Dinâmica nictemeral das assembleias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 1, p. 19–29, 6 mar. 2006. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v28i1.1054>.

PRESCOTT, G.W.; CROASDALE, H.T.; VINYARD, W.C. **A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmideaceae; Placodermae Section 3**. USA, University of Nebraska Press.: Taylor & Francis, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-22-2-215a.1>. Acesso em: 31 ago. 2023.

QUEIROZ, Hermano M.; NÓBREGA, Gabriel N.; FERREIRA, Tiago O.; ALMEIDA, Leandro S.; ROMERO, Thais B.; SANTAELLA, Sandra T.; BERNARDINO, Angelo F.; OTERO, Xosé L. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, 1 out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

RAMOS, Geraldo José Peixoto; BICUDO, Carlos Eduardo De Mattos; GÓES NETO, Aristóteles; MOURA, Carlos Wallace Do Nascimento. Monoraphidium and Ankistrodesmus (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. **Hoehnea**, v. 39, n. 3, p. 421–434, set. 2012. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062012000300006>.

RANGEL, Luciana M. et al. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 217–227, 2016.

RESENDE, N. D. S., SANTOS, J. B. O. D., JOSUÉ, I. I. P., BARROS, N. O., & CARDOSO, S. J. Comparing Spatio-Temporal Dynamics of Functional and Taxonomic Diversity of Phytoplankton Community in Tropical Cascading Reservoirs. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 903180, 2022.

REYNOLDS, Colin S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology**, v. 14, n. 2, p. 111–142, 1984. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00027.x>.

REYNOLDS, Colin S. **The Ecology of Phytoplankton**. [S. l.]: Cambridge University Press, 2006. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=gDz5jGsPWZYC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Reynolds,+C.S.+2006.+Ecology+of+Phytoplankton,+Cambridge+University+Press,+Cambridge,+UK.+535p.,+http://dx>.

doi.org/10.1017/CBO9780511542145&ots=tUCOYhjBkS&sig=h8UwqdvSXXsEedHIK1z5X8p_ipQ#v=onepage&q&f=false. Acesso em: 17 ago. 2023.

REYNOLDS, Colin S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute, 1997(Excellence in ecology, 9).

REYNOLDS, Colin S.; DESCY, J P; PADISÁK, Judit. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? **Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes: Proceedings of the 9th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP) held in Mont Rigi (Belgium), 10–18 July 1993.**, n. Springer Netherlands, p. 1–7, 1994.

REYNOLDS, Colin S. The plant life of the pelagic. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 26, n. 1, p. 97-113, 1996.

RODRIGUES, E. H. C., VICENTIN, A. M., MACHADO, L. D. S., POMPÊO, M. L. M., & CARLOS, V. M. Phytoplankton, trophic state and ecological potential in reservoirs in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.

RODRIGUES LC, TRAIN S, PIVATO BM, BOVO VM, BORGES PA, JATI S. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima. p.57-72; 2005.

R TEAM, Core. R: A language and environment for statistical computing. Published online 2020. **Supplemental Information References S**, v. 1, p. 371-78, 2021.

RUSANOV, Alexander G.; BÍRÓ, Tibor; KISS, Keve T.; BUCZKÓ, Krisztina; GRIGORSZKY, István; HIDAS, András; DULEBA, Mónika; TRÁBERT, Zsuzsa; FÖLDI, Angéla; ÁCS, Éva. Relative importance of climate and spatial processes in shaping species composition, functional structure and beta diversity of phytoplankton in a large river. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150891, 10 fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150891>.

SANTOS, Juliana BO, SILVA, L. H., BRANCO, C. W., & HUSZAR, V. L.. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 764, p. 171-186, 2016.

SERRA, Jane Piton; OLIVEIRA, Thomaz A. Impactos ambientais decorrentes da construção de barragens de usinas hidrelétricas: reflexões e desdobramentos físico-naturais. **Ciências ambientais: diagnósticos ambientais**, 2020. p. 64–83.

SHEN, Henglun; YE, Lin; CAI, Qinghua; TAN, Lu. Longitudinal Variations in Physiochemical Conditions and Their Consequent Effect on Phytoplankton Functional Diversity Within a Subtropical System of Cascade Reservoirs. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 914623, 22 jul. 2022. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.914623>.

SILVA, T. J. M; CALLADO, N. H; VASCONCELOS, M. R. Respostas da qualidade da água e fitoplânctons à redução de vazão e recepção de cargas de sedimentos no reservatório de Xingó/AL. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 17, n. 2020, 2020. DOI <https://doi.org/10.21168/reg.a.v17e15>. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/368>. Acesso em: 18 ago. 2023.

SIVER, Peter A.; HAMILTON, Paul B.; MORALES, Eduardo A. Two new planktic species of Eunotia (Bacillariophyceae) from freshwater waterbodies in North Carolina, U.S.A. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, , p. 1–16, 1 abr. 2006. <https://doi.org/10.1127/1864-1318/2006/0119-0001>.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (southeast Brazil), **River research and applications**, v. 23, p. 698-714, 2007.

SCHMUTZ, S. e MOOG, O. Dams: ecological impacts and management. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**, pp.111-127. 2018.

STEVENSON, R Jan; BAHLS, Loren L. **PERIPHYTON PROTOCOLS**. 2. ed. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1999(Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish).

STEVENSON, R Jan; BOTHWELL, M L; LOWE, R L; THORP, J H. **Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystem**. [S. l.]: Academic Press, 1996.

SUN, Z., LOTZ, T. and CHANG, N.B. Assessing the long-term effects of land use changes on runoff patterns and food production in a large lake watershed with policy implications. **Journal of environmental management**, 204, pp.92-101. 2017.

SYVITSKI, James P. M.; VÖRÖSMARTY, Charles J.; KETTNER, Albert J.; GREEN, Pamela. Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. **Science**, v. 308, n. 5720, p. 376–380, 15 abr. 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>.

TRAIN S, JATI S, RODRIGUES LC, PIVATO BM. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. **Biocenoses em**

reservatórios: padrões espaciais e temporais, L. Rodrigues, SM Thomaz, AA Agostinho y LC Gomes (eds.). RiMa, São Carlos. p.73-85; 2005.

TUNDISI, José Galizia. Theoretical basis for reservoir management. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 25, n. 2, p. 1153–1156, 1 dez. 1993. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900344>.

UHELINGER, Verena. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Arch Science**, v. 17, p. 121–123, 1964.

UTERMÖHL, H. Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. **Mitteilungen-Internationale Vereinigung fur Limnologie**, v. 9, p. 1–38, 1958.

VEECH, Joseph A.; SUMMERVILLE, Keith S.; CRIST, Thomas O.; GERING, Jon C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, v. 99, n. 1, p. 3–9, 2002. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x>.

VERGILIO, Cristiane dos Santos; LACERDA, Diego; DA SILVA SOUZA, Tatiana; DE OLIVEIRA, Braulio Cherene Vaz; FIORESI, Vinicius Sartori; DE SOUZA, Victor Ventura; DA ROCHA RODRIGUES, Giovana; DE ARAUJO MOREIRA BARBOSA, Marjore Kinaip; SARTORI, Echily; RANGEL, Thiago Pessanha; DE ALMEIDA, Diogo Quitete Ribeiro; DE ALMEIDA, Marcelo Gomes; THOMPSON, Fabiano; DE REZENDE, Carlos Eduardo. Immediate and long-term impacts of one of the worst mining tailing dam failure worldwide (Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 756, p. 143697, 20 fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143697>.

WARD, James V.; STANFORD, Jack A. The intermediate disturbance hypothesis: and explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. **Dynamics of Lotic Systems, Ann Arbor Science, Ann Arbor MI**. p. 347–356, 1983.

WEISSING, Franz J.; HUISMAN, Jef. Growth and competition in a light gradient. **Journal of theoretical biology**, v. 168, n. 3, p. 323-336, 1994.

WWF. **Living Planet Report 2020**: Bending the curve of biodiversity loss. In: ALMOND, R. E. A.; GROOTEN M.; PETERSEN, T. (Eds). Gland, Switzerland: WWF, 2020.

ZAHAR, Yadh; GHORBEL, Abdelmajid; ALBERGEL, Jean. Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem dam (Tunisia). **Journal of Hydrology**, v. 351, n. 3, p. 318–330, 15 abr. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.019>.

ZHANG, Yun; GAO, Wanli; LI, Yuying; JIANG, Yeqing; CHEN, Xiaonuo; YAO, Yinlei; MESSYASZ, Beata; YIN, Kun; HE, Wenxiang; CHEN, Yong. Characteristics of the

Phytoplankton Community Structure and Water Quality Evaluation in Autumn in the Huaihe River (China). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 22, p. 12092, jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/ijerph182212092>.

ZORZAL-ALMEIDA, Stéfano; BINI, Luis Mauricio; BICUDO, Denise Campos. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. **Hydrobiologia**, v. 800, n. 1, p. 7–16, 1 out. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3117-3>.

ZORZAL-ALMEIDA, Stéfano; FERNANDES, Valéria De Oliveira. Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 148965, nov. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148965>.

ANEXOS

ANEXO I – Tabela complementar de dados abióticos

	Oxigênio dissolvido (mg-L)				pH				Temperatura da água (°C)				Potencial de redução da oxidação (mV)			
	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23	abr/22	jul/22	out/22	jan/23
PI	-	9.5	-	8.6	-	7.4	-	7.8	-	21.9	-	25.9	-	106.7	-	95.4
CM	-	9.3	-	8.6	-	6.8	-	7.7	-	21.7	-	26.5	-	247.6	-	42.7
CA.I	8.9	9.4	8.5	9.0	6.2	7.4	7.3	7.0	29.1	22.1	26.9	24.0	-	102.6	140.1	108.0
CA.P	8.9	9.5	9.0	8.9	-	7.4	7.3	7.1	24.8	22.9	25.7	24.7	-	105.0	114.5	160.0
DC.1	-	8.9	-	9.7	-	8.0	-	7.0	-	25.3	-	26.0	-	82.0	-	172.7
DC.2	-	9.1	-	9.3	-	7.4	-	7.1	-	24.7	-	29.9	-	97.0	-	300.0
BG.I	8.1	8.9	8.3	8.8	7.2	7.1	7.5	6.9	25.5	23.5	27.0	25.9	-	110.6	140.8	186.5
BG.P	8.1	8.9	8.9	8.8	7.2	6.9	7.8	7.2	25.7	23.6	28.2	26.8	-	111.2	61.6	176.9
DC.3	-	9.6	-	9.1	-	7.8	-	7.0	-	24.9	-	27.2	-	74.3	-	203.9
AI.I	8.4	8.8	8.6	8.6	7.5	7.5	7.7	6.7	27.1	24.7	28.3	27.6	-	96.4	83.4	252.4
AI.P	8.2	10.2	8.3	8.3	7.9	8.1	7.5	7.1	28.9	25.6	28.7	28.0	-	108.6	179.9	205.1
DC.4	-	10.1	-	10.1	-	6.9	-	7.1	-	24.5	-	28.4	-	128.7	-	82.0
DC.5	-	9.5	-	9.0	-	7.3	-	8.0	-	25.1	-	27.9	-	105.9	-	78.8
PS.I	8.0	8.8	8.4	9.0	6.4	7.1	7.3	6.6	28.1	23.4	26.5	25.3	-	143.6	148.0	190.2
PS.P	7.3	9.0	7.8	8.5	4.2	6.8	7.2	6.9	29.3	23.3	26.8	27.6	-	142.4	112.0	150.8
ST	-	9.1	-	8.5	-	7.7	-	6.9	-	24.8	-	26.3	-	95.0	-	174.1

ANEXO II – Lista de espécies

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Achnanthes inflata</i> Kützing Grunow 1868			X													
<i>Achnanthidium exiguum</i> Grunow Czarniecki 1994		X		X				X				X				
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow 1862	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Capartogramma</i> sp													X			
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	X	X		X	X		X	X	X		X	X	X			
<i>Craticula</i> sp1				X							X	X		X		
<i>Craticula</i> sp2	X	X		X			X		X	X	X	X				
<i>Cymbella</i> sp1	X	X		X		X		X	X		X			X	X	
<i>Cymbella</i> sp2	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X		
<i>Cymbella</i> sp3		X														
<i>Diadlesmis confervacea</i> Kützing 1844	X	X						X				X				
<i>Diploneis</i> sp	X		X													
<i>Encyonema</i> sp1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Encyonema</i> sp2		X				X								X		
<i>Eunotia didyma</i> Grunow ex Zimmermann 1915												X				X
<i>Eunotia</i> sp	X	X	X	X		X		X		X	X	X	X	X		
<i>Eunotia</i> sp1		X		X	X			X			X	X				
<i>Eunotia</i> sp2			X	X		X	X	X			X	X	X	X		X
<i>Eunotia</i> sp3	X	X	X				X	X			X	X	X	X	X	
<i>Eunotia</i> sp4		X									X					
<i>Eunotia</i> sp6		X														
<i>Eunotia</i> sp7	X	X	X			X	X	X	X	X			X			X

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Surirella sp6</i>											X					
<i>Surirella tenera</i> W.Gregory 1856	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Synedra goulardii</i> Brébisson ex Cleve & Grunow 1880	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Synedra sp1</i>				X	X									X	X	
<i>Synedra sp2</i>	X	X			X		X	X	X	X	X	X		X		X
<i>Tryblionella sp1</i>			X	X	X	X		X	X		X				X	X
<i>Tryblionella sp2</i>	X	X														
<i>Ulnaria sp</i>	X	X		X		X		X	X		X		X			X
Chlorophyceae																
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korshikov 1953					X							X		X	X	X
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda 1838	X	X		X	X			X			X					
<i>Chlamydomonadales NI</i>				X												
<i>Closteriopsis sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Closteriopsis sp2</i>		X		X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korshikov 1953		X	X			X			X			X		X	X	
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle 1892							X				X	X				
<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin 1896					X									X		
<i>Desmodesmus maximus</i> (West & G.S.West) Hegewald 2000	X	X	X	X			X	X	X		X	X		X		
<i>Desmodesmus sp1</i>	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Desmodesmus sp2</i>		X		X	X		X		X		X	X	X	X		
<i>Desmodesmus sp3</i>		X											X			X
<i>Desmodesmus sp4</i>			X	X	X		X	X			X	X		X	X	X
<i>Desmodesmus tropicus</i> (W.B.Crow) E.Hegewald 2000	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X		X	X	
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A.Braun 1855				X	X	X					X	X		X		
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg 1832					X	X						X	X			
<i>Eutetramorus sp1</i>		X		X	X	X		X			X	X	X	X	X	X

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat 1894						X										
<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dangeard 1889		X			X	X		X		X	X	X	X	X	X	
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius 1894		X			X							X		X	X	
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West 1894					X			X	X		X	X		X	X	
<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West & G.S.West) H.A.McManus 2011		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda 1839		X		X	X	X			X		X	X	X			
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák 1970				X	X				X	X						
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard 1979				X	X			X	X		X	X	X	X		X
<i>Monoraphidium litorale</i> Hindák 1977											X			X	X	
<i>Monoraphidium caribeum</i> Hindák 1970		X		X	X			X			X	X	X	X	X	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Nägeli 1849											X					
<i>Oedogonium sp1</i>		X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Pandorina sp1</i>		X			X	X						X				
<i>Pectinodesmus sp</i>	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen 1829		X		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald 2005		X			X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas Gonzáles 1980												X	X			
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann 1899					X								X			
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen 1829	X	X		X	X			X	X		X	X	X	X		X
<i>Scenedesmus sp1</i>		X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch 1866					X						X	X				
<i>Sphaerocystis sp1</i>				X	X						X		X	X	X	
<i>Sphaerocystis sp2</i>	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald 2005	X	X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling 1916		X			X		X				X	X			X	

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
Chrysophyceae																
<i>Dinobryon sp</i>	X	X				X	X	X			X	X	X	X	X	
<i>Mallomonas sp</i>				X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X
<i>Mallomonas sp2</i>			X						X					X	X	
<i>Synura sp1</i>	X	X	X				X	X			X	X	X			
Coccinodiscophyceae																
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen 1979		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Melosira sp2</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Melosira sp1</i>			X		X	X					X	X			X	X
Cryptophyceae																
<i>Cryptomonas sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas sp2</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas sp3</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cyanophyceae																
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek 1994												X	X	X	X	
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek 1994		X														
<i>Arthrospira sp1</i>												X				
<i>Arthrospira sp2</i>				X		X						X				
<i>Chroococcales NI</i>		X														
<i>Komvophoron sp</i>	X			X	X		X			X	X	X	X	X	X	
<i>Lyngbya sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845	X		X			X	X					X	X	X		
<i>Merismopedia sp1</i>												X				
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann 1898			X		X				X	X	X	X	X			
<i>Microcystis sp</i>		X			X						X	X				
<i>Microcystis sp2</i>			X								X	X				

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Oscillatoria sp</i>	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Oscillatoriales NI</i>	X	X	X						X	X				X	X	X
<i>Phormidium sp</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Planktolyngbya sp</i>					X							X		X	X	
<i>Pseudanabaena sp</i>		X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
Dinophyceae																
<i>Gymnodinium sp</i>		X						X								
<i>Peridinium sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Peridinium sp3</i>									X							
<i>Peridinium sp4</i>					X	X	X									
<i>Peridinium sp2</i>	X				X							X		X	X	X
Euglenophyceae																
<i>Euglena acus</i> (O.F.Müller) Ehrenberg 1830		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Euglena sp1</i>										X	X			X		
<i>Euglena sp2</i>	X				X					X	X					
<i>Lepocinclis sp</i>	X		X		X		X	X	X			X	X	X	X	X
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin 1841			X		X	X	X	X				X			X	
<i>Phacus sp</i>					X	X					X	X		X	X	
<i>Strombomonas ensifera</i> (Daday) Deflandre 1930				X	X	X										
<i>Strombomonas sp</i>					X	X									X	
<i>Strombomonas sp2</i>					X											
<i>Strombomonas sp3</i>															X	
<i>Trachelomonas robusta</i> Svirenko 1914															X	
<i>Trachelomonas sp4</i>	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X		X	X	X
Floriideophyceae																
<i>Batrachospermum sp</i>													X	X		X

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
Klebsormidiophyceae																
<i>Elakatothrix sp</i>											X					
Mediophyceae																
<i>Cyclotella sp</i>						X										
<i>Hydrosera whampoensis</i> (Schwarz) Deby 1891		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Pleurosira leavis</i> (Ehrenberg) Compère 1982	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
<i>Terpsinoë musica</i> (Ehrenberg) 1843		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
Trebouxiophyceae																
<i>Chlorella sp</i>	X	X		X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle 1900		X		X	X		X	X	X		X			X		
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay 1891														X		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood 1873					X							X				
<i>Dictyosphaerium sp1</i>					X									X		
<i>Dictyosphaerium sp2</i>						X			X			X	X	X		
<i>Mallomonas sp</i>																X
<i>Oocystis sp1</i>		X			X							X	X	X	X	X
<i>Oocystis sp2</i>		X			X	X	X				X	X		X	X	
Ulvophyceae																
<i>Cladophorales NI1</i>		X		X			X	X		X	X		X			X
<i>Cladophorales NI2</i>		X							X		X		X	X		
<i>Cladophorales NI3</i>	X	X					X	X	X	X	X					
Zygnematophyceae																
<i>Actinotaenium sp</i>	X		X		X			X				X	X			
<i>Closterium acutum</i> Brébisson 1848			X		X	X	X		X		X	X			X	X
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson 1856	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
<i>Closterium sp1</i>				X				X			X	X				

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Closterium sp2</i>	X			X	X	X							X	X		
<i>Closterium sp3</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Closterium sp4</i>	X	X		X				X		X	X	X		X	X	X
<i>Closterium sp5</i>	X	X	X		X			X								X
<i>Closterium sp6</i>						X					X					
<i>Closterium sp7</i>	X															
<i>Cosmarium granatum</i> Brébisson ex Ralfs 1848				X			X							X		
<i>Cosmarium sp1</i>				X			X	X						X	X	
<i>Cosmarium sp10</i>	X			X		X				X		X	X			X
<i>Cosmarium sp11</i>												X				X
<i>Cosmarium sp12</i>				X								X				
<i>Cosmarium sp13</i>					X		X							X		
<i>Cosmarium sp14</i>														X		
<i>Cosmarium sp2</i>	X	X			X	X		X			X	X		X	X	X
<i>Cosmarium sp3</i>	X	X	X		X	X	X	X			X	X		X	X	X
<i>Cosmarium sp4</i>	X		X		X	X	X				X	X	X			X
<i>Cosmarium sp5</i>	X	X		X		X	X					X	X	X		X
<i>Cosmarium sp6</i>														X	X	
<i>Cosmarium sp7</i>					X		X	X			X			X	X	
<i>Cosmarium sp8</i>		X				X								X		
<i>Cosmarium turpinii</i> Brébisson 1856						X										
<i>Desmidium aptogonum</i> Brébisson ex Kützing 1849		X										X				
<i>Euastrum bidentatum</i> Nägeli 1849	X	X				X	X	X					X	X		X
<i>Euastrum spinulosum</i> Delponte 1876											X	X		X		
<i>Euastrum binale</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848	X							X						X	X	X
<i>Gonatozygon sp</i>												X				

Categoria taxonômica	Sub-bacia do rio Doce													Sub-bacia do rio Santo Antônio		
	CM	PI	CA.I	CA.P	DC.1	DC.2	BG.I	BG.P	DC.3	AI.I	AI.P	DC.4	DC.5	PS.I	PS.P	ST
<i>Teilingia sp</i>									X							