



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**AMANDA MARTINS BATISTA**

**INFLUÊNCIAS ESPACIAIS E TEMPORAIS NA DINÂMICA DO  
FITOPLÂNCTON EM TRECHO DO BAIXO RIO DOCE PÓS  
ROMPIMENTO DE BARRAGEM**

VITÓRIA - ES

2022

AMANDA MARTINS BATISTA

**INFLUÊNCIAS ESPACIAIS E TEMPORAIS NA DINÂMICA DO  
FITOPLÂNCTON EM TRECHO DO BAIXO RIO DOCE PÓS  
ROMPIMENTO DE BARRAGEM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de concentração: Fisiologia Vegetal.

Orientador(a): Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Valéria de Oliveira Fernandes

VITÓRIA - ES

2022

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de  
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

B333i Batista, Amanda Martins, 1998-  
Influências espaciais e temporais na dinâmica do fitoplâncton  
em trecho do Baixo rio Doce pós rompimento de barragem /  
Amanda Martins Batista. - 2022.  
122 f. : il.

Orientadora: Valéria de Oliveira Fernandes.  
Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade  
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e  
Naturais.

1. Fitoplâncton. 2. Limnologia. 3. Biodiversidade. 4. Clorofila.  
5. Ecologia de água doce. 6. Cianobactéria. I. Fernandes,  
Valéria de Oliveira. II. Universidade Federal do Espírito Santo.  
Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

---

**Amanda Martins Batista**

**“Influências espaciais e temporais na dinâmica do fitoplâncton em trecho do Baixo rio Doce pós rompimento de barragem”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Vegetal.

Aprovada em 11 de novembro de 2022.

Comissão Examinadora:

**Profª Drª Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)**  
Orientadora e Presidente da Banca

**Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)**  
Examinador Interno

**Profª Drª Lucineide Maria Santana (FEST)**  
Examinadora Externa



Documento assinado digitalmente

LUCINEIDE MARIA SANTANA

Data: 17/11/2022 11:25:16-0300

Verifique em <https://verificador.iti.br>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
VALERIA DE OLIVEIRA FERNANDES - SIAPE 2206666  
Departamento de Ciências Biológicas - DCB/CCHN  
Em 11/11/2022 às 20:01

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/602754?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA - SIAPE 1099750  
Departamento de Oceanografia e Ecologia - DOE/CCHN  
Em 14/11/2022 às 07:23

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/602885?tipoArquivo=O>

Sei o que devo ser e ainda não sou,  
mas rendo graças a Deus por estar  
trabalhando, embora lentamente,  
por dentro de mim próprio, para chegar,  
um dia, a ser o que devo ser.

Emmanuel – Chico Xavier

Não é o gênio, nem a glória, nem o amor que  
medem a elevação da alma: é a bondade.

Henri Lacordaire

Aos meus avós, que estão presentes em todos os dias da minha vida, imortalizados por uma longa trajetória de amor, humildade e força...

Irene e Gercino. *In memoriam*, dedico.



## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela generosidade e cuidado, me permitindo chegar até aqui e me mantendo de pé a cada dia.

À Fundação Renova pelo apoio financeiro, concedendo os recursos necessários a realização deste trabalho integrado ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, por meio do acordo firmado entre a Fundação Espírito-Santense de Tecnologia e Fundação Renova.

Ao PPGBV por proporcionar meu desenvolvimento acadêmico e a população brasileira que o subsidia, permitindo sua existência.

À Professora Dra. Valéria, minha orientadora, por me conduzir durante esse processo. Expresso aqui toda a minha admiração e gratidão por me aceitar como uma de suas orientandas.

Aos Subprojetos de Hidrologia, Limnologia e Metais e Contaminantes Orgânicos por cederem dados fundamentais para a realização do estudo, o qual seria inviável sem a contribuição dessas importantes equipes. Além disso, gostaria de agradecer as equipes de campo pelo auxílio durante a coleta de dados. Agradeço também aos colegas do Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais, coordenado por minha orientadora.

Aos colegas que dividem o Laboratório de Biologia da FAESA comigo, os quais nutro muito carinho e amizade: Alessandra, Fabrício, Larissa e Maria Caroline. Especialmente à Prof.a Dra. Alessandra, para a qual não tenho palavras para agradecer a confiança em mim para integrar a equipe Fitoplâncton Dulcícola. Deixo meus agradecimentos ao Fabrício, que compartilhou muito conhecimento comigo, ajudando nas análises estatísticas e discutindo assuntos que interessam desde aos nossos trabalhos até as coisas da vida.

Agradeço também ao meu amigo Felipe e as amigas queridas que conheci no mestrado, Maria Cecília e Érika.

Aos meus pais, Beta e Osmar, que acreditaram em mim sem nunca medirem esforços para o meu melhor desenvolvimento acadêmico e como ser humano.

Ao Thiago, meu querido companheiro e exemplo de perseverança, por toda ajuda e suporte emocional.

## RESUMO GERAL

Com a importância dos sistemas fluviais atribuída aos múltiplos usos da água, promoção da qualidade de vida e manutenção dos ecossistemas continentais a ele interligados, estudos limnológicos integrados a biota dulcícola são prioritários para o conhecimento dos organismos fitoplanctônicos sensíveis a variações no ambiente. Sendo assim, o fitoplâncton fluvial varia fortemente entre diferentes corpos d'água e períodos de tempo, considerando alguns fatores como regime hidrológico, propriedades abióticas, disponibilidade de recursos e intervenções antrópicas. Diante disso, a abordagem do presente estudo é tratada nos vieses taxonômicos e funcionais do fitoplâncton, objetivando analisar a influência dos padrões espaciais e temporais na dinâmica da comunidade e dos grupos funcionais, bem como das variáveis ambientais, investigando quais destes fatores são os principais controladores dos organismos fitoplanctônicos em trecho no Baixo rio Doce. O estudo integrou os períodos seco e chuvoso em quatro estações amostrais, com dados coletados nos anos de 2018 a 2022, posteriores ao rompimento da barragem em Mariana (MG) com a passagem de elevado volume de rejeitos de mineração até o mar. Foram avaliados os atributos estruturais e biovolume da comunidade fitoplanctônica, grupos funcionais e variáveis ambientais. Houve considerável variação temporal para os fatores abióticos, no entanto poucos variaram espacialmente. Não ocorreu separação espacial entre os grupos funcionais, tampouco para os atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica. Em escalas temporais, a maior diversidade e dominância esteve atribuída às estações seca e chuvosa, respectivamente. Os grupos funcionais foram, em sua maioria típicos de águas meso-eutróficas (A, B, C, D, F, J, K, Lo, MP, NA, P, S1, SN, TB, Tc, Td, W1, W2, X1 e X2), sendo A, J e TB comuns a estação seca, enquanto K e Lo característicos de estação chuvosa sob elevado teor de metais, principalmente ferro total. As variáveis mais importantes para a dinâmica dos grupos funcionais foram nitrogênio inorgânico dissolvido, material particulado em suspensão, ferro total e temperatura. As classes mais representativas foram Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae. As espécies *Trachelomonas volvocina* e *Raphidiopsis raciborskii* foram associadas a temperatura, turbidez, fósforo total e fosfato, enquanto *Monoraphidium contortum* a clorofila *a*. O estudo contribui para o conhecimento da dinâmica do fitoplâncton e das variáveis abióticas deste ecossistema fluvial, revelando que a variabilidade das condições ambientais exerceu papel importante na estruturação da comunidade e grupos funcionais do fitoplâncton.

**Palavras-chave:** Abordagem funcional • algas • lótico • nutrientes

## ABSTRACT

With the importance of river systems attributed to the multiple uses of water, life quality promotion and maintenance of interconnected continental ecosystems, limnological studies integrated with freshwater biota are priority for the knowledge of phytoplankton organisms that are sensitive to environmental variability. Thus, fluvial phytoplankton varies strongly between different water bodies and time periods, considering some factors such as hydrological regime, abiotic properties, availability of resources and anthropic interventions. That said, the approach of the present study is based on the taxonomic and functional biases of phytoplankton, aiming to analyze the influence of spatial and temporal patterns on the dynamics of the community and functional groups, as well as environmental variables, investigating which of these factors are the main controllers of phytoplankton organisms in the stretch of the Lower Doce river. The study integrated the dry and rainy periods in four sampling stations, with data collected in the years 2018 to 2022, after the dam rupture in Mariana (MG) with the passage of a high volume of mining tailings to the sea. The structural attributes and the biovolume of the phytoplankton community, functional groups and environmental variables were evaluated. There was considerable temporal variation between abiotic factors, however, few varied spatially. There wasn't spatial separation between the functional groups, nor for the structural attributes of the phytoplankton community. In temporal scales, the greatest diversity and dominance were attributed to the dry and rainy seasons, respectively. The functional groups were mostly typical of meso-eutrophic waters (A, B, C, D, F, J, K, Lo, MP, NA, P, S1, SN, TB, Tc, Td, W1, W2, X1 and X2), with A, J and TB common to the dry season, while K and Lo are characteristic of the rainy season under high metal content, mainly total iron. The most important variables for the dynamics of the functional groups were dissolved inorganic nitrogen, suspended particulate matter, total iron and temperature. The most representative classes were Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cyanophyceae. The species *Trachelomonas volvocina* and *Raphidiopsis raciborskii* were associated with temperature, turbidity, total phosphorus and phosphate, while *Monoraphidium contortum* with chlorophyll *a*. The study contributes to the knowledge of phytoplankton dynamics and abiotic variables of this river ecosystem, revealing that the environmental variability played an important role in structuring the phytoplankton community and functional groups.

**Keywords:** Algae • functional approach • lotic • nutrients

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa do Baixo rio Doce com a localização das estações amostrais, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26). ..... 30
- Figura 2. Aspectos das proximidades das estações amostrais localizadas no Baixo rio Doce. Período chuvoso: a) b) EA21; c) EA22. Período seco: d) EA22; e) EA21; f) EA0. Fotos: Lucineide M. Santana e Carlos E. Stein. .... 31
- Figura 3. Localização das estações amostrais no curso do Baixo rio Doce, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26). ..... 53
- Figura 4. Dados de vazão fluvial mensurados em três estações amostrais no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3), cedidos pelo HidroLab/UFES. As linhas tracejadas verticais representam a separação entre os períodos. .... 57
- Figura 5. Dados de precipitação pluviométrica mensurados em três estações automáticas próximas aos locais de amostragem no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3), fornecidos pela base de dados do PMQQS. As linhas tracejadas verticais representam a separação entre os períodos. .... 57
- Figura 6. Estado trófico das quatro estações amostradas no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3). As linhas tracejadas horizontais representam a separação dos graus de trofia segundo Lamparelli (2004). .... 60
- Figura 7. Análise de Componentes Principais entre as variáveis abióticas mensuradas nas quatro estações amostrais do Baixo rio Doce ao longo dos anos estudados, de out/18 a set/21. Os dados foram cedidos pelos laboratórios LimnoLab/ES e LEC/MG (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AlT= Alumínio total; FeT= Ferro total; IET= Índice de Estado Trófico). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso. .... 61
- Figura 8. Variação temporal da contribuição relativa dos grupos funcionais fitoplancctônicos (%) nas estações amostrais EA0 (a), EA21 (b), EA22 (c) e EA26 (d), respectivamente. ... 67
- Figura 9. Análise de Redundância relacionando as variáveis abióticas aos grupos funcionais nas quatro estações amostrais situadas na calha do Baixo rio Doce. (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AlT= Alumínio total; FeT= Ferro total;

IET= Índice de Estado Trófico). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso. Os grupos funcionais significativos estão destacados em vermelho.....	69
Figura 10. Localização das estações amostrais no curso do Baixo rio Doce, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26).....	90
Figura 11. Variabilidade espacial dos valores de clorofila <i>a</i> (a), IET (b) e profundidade (c) das quatro estações amostrais do Baixo rio Doce entre dez/20 a jan/22, representadas por cores diferentes (EA0= Azul; EA21= Laranja; EA22= Verde; EA26= Vermelho). Os resultados significativos estão destacados em negrito segundo a ANOVA One-Way e as letras evidenciam as diferenças entre as estações amostrais conforme o teste de TukeyHSD ( $p<0,05$ ).....	94
Figura 12. Dados de precipitação pluviométrica das proximidades das estações amostrais do Baixo rio Doce, obtidos no banco de dados do PMQQS. As linhas tracejadas verticais representam a separação dos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-mar/21 e nov/21-jan/22).....	95
Figura 13. Dados de vazão fluvial mensurados nas estações amostrais do Baixo rio Doce no decorrer deste estudo, fornecidos pelo HidroLab. As linhas tracejadas verticais representam a separação dos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-mar/21 e nov/21-jan/22) .....	95
Figura 14. Dados obtidos para as variáveis abióticas Temp. (a), Turb. (b), CE (c), STD (d), OD (e), pH (f), PO <sub>4</sub> (g), PT (h), Prof. (i) e NID (j) (abreviaturas e unidades de medida descritas na Tab.8) nos períodos seco e chuvoso nas quatro estações amostrais do Baixo rio Doce, cedidos pelo LimnoLab/UFES. A linha tracejada em preto representa os valores médios da época chuvosa e a linha em cinza representa as médias da época seca.....	98
Figura 15. Concentração de clorofila <i>a</i> e riqueza específica das quatro estações amostrais do Baixo rio Doce nos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-fev/21 e nov/21-jan/22). As barras representam a concentração de clorofila <i>a</i> e as linhas a riqueza específica. ....	100
Figura 16. Valores do Índice de Estado Trófico das quatro estações amostradas no Baixo rio Doce nos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-fev/21 e nov/21-jan/22) segundo Lamparelli (2004). As linhas tracejadas horizontais indicam a separação dos níveis de trofia. ....	100
Figura 17. Variabilidade temporal dos valores de diversidade específica das estações amostrais EA0 (a), EA21 (b), EA22 (c) e EA26 (d) do Baixo rio Doce. Os períodos	

hidrológicos estão representados por cores diferentes (Branco = Seco; Cinza = Chuvoso). Os resultados significativos estão destacados em negrito segundo a ANOVA One-Way ( $p < 0,05$ ). .....	101
Figura 18. Variação temporal do biovolume total ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e contribuição relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas na estação amostral EA0. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae. ....	104
Figura 19. Variação temporal do biovolume total ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e contribuição relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas na estação amostral EA21. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae. ....	104
Figura 20. Variação temporal do biovolume total ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e contribuição relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas na estação amostral EA22. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae. ....	105
Figura 21. Variação temporal do biovolume total ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e contribuição relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas na estação amostral EA26. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae. ....	105
Figura 22. Análise de Redundância relacionando as variáveis abióticas as espécies fitoplanctônicas frequentes e muito frequentes nas quatro estações amostrais situadas na calha do Baixo rio Doce. As variáveis foram selecionadas de acordo com a função VIF ( $< 5$ ). (CE= Condutividade elétrica; Clo_a= Clorofila a; Temp= Temperatura da água; Turb= Turbidez; OD= Oxigênio dissolvido; STD= Sólidos totais dissolvidos; pH= Potencial hidrogeniônico; PT= Fósforo total; PO4= Fosfato; Chlsp= <i>Chlamydomonas</i> sp.; Crbra= <i>Cryptomonas brasiliensis</i> ; Crysp= <i>Cryptomonas</i> sp.; Frasp= <i>Fragilaria</i> sp.; Mocon= <i>Monoraphidium contortum</i> ; Pllim= <i>Planktolyngbya limnetica</i> ; Rarac= <i>Raphidiopsis raciborskii</i> ; Syaqu= <i>Synechocystis aquatilis</i> ; Synsp= <i>Synechocystis</i> sp. e Trvol= <i>Trachelomonas volvocina</i> ). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso. As espécies significativas estão destacadas em vermelho. ....	109

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas geográficas e UTM das estações amostrais (EA0, EA21, EA22 e EA26) compreendidas na calha fluvial do Baixo rio Doce. ....	31
Tabela 2. Classificação da trofia de cursos lóticos com base no cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) descrito por Lamparelli (2004). ....	33
Tabela 3. Classificação dos táxons com base na frequência de ocorrência nas amostras, adaptado de Matteucci e Colma (1982). ....	35
Tabela 4. Estatística descritiva das variáveis abióticas com o número amostral, mínima, máxima, média, desvio padrão e coeficiente de variação para as estações amostrais no Baixo rio Doce. Os dados foram fornecidos pelo LimnoLab/ES e LEC/MG. (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= fosfato; NID= nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AlT= Alumínio total; FeT= Ferro total; IET= Índice de Estado Trófico). ....	58
Tabela 5. Grupos funcionais do fitoplâncton <i>sensu</i> Reynolds <i>et al.</i> (2002) e Padisák <i>et al.</i> (2009) identificados no Baixo rio Doce e registros nos períodos temporais (s= seco; c= chuvoso). ....	63
Tabela 6. Representantes típicos dos códons encontrados nas estações amostrais do Baixo rio Doce e ambientes que habitam segundo Reynolds <i>et al.</i> (2002) e Padisák <i>et al.</i> (2009). ....	65
Tabela 7. Resultados da análise de Valor Individual de Indicação (IndVal; $p < 0,05$ ) dos grupos funcionais fitoplancônicos encontrados nas estações amostrais do Baixo rio Doce nos períodos seco e chuvoso. ....	68
Tabela 8. Estatística descritiva das variáveis abióticas com os valores médios, mínimos e máximos e as diferenças significativas entre os períodos seco e chuvosos nas estações de amostragem do Baixo rio Doce. Os dados foram cedidos pelo LimnoLab/UFES. (Prof.= Profundidade; Temp.= Temperatura da água; Turb.= Turbidez; STD= Sólidos totais dissolvidos; CE= Condutividade elétrica; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; Clo <sub>a</sub> = Clorofila <i>a</i> e IET= Índice de Estado Trófico). Os dados da época chuvosa estão sublinhados em cinza e da seca em branco. Os resultados dos testes de significância com $p$ -valor $< 0,05$ estão em negrito (* = Teste F Anova One-Way; ■ = Pontuação Z Mann-Whitney, conforme a normalidade de cada variável). ....	96

Tabela 9. Estatística descritiva das variáveis bióticas com os valores médios, mínimos e máximos e as diferenças significativas entre os períodos seco e chuvosos nas estações de amostragem do Baixo rio Doce (Riqueza= Riqueza específica; BV. Total= Biovolume total; BV. Baci.= Biovolume de Bacillariophyceae; BV. Cyan.= Biovolume de Cyanophyceae; BV. Chlo.= Biovolume de Chlorophyceae. BV. Cryp.= Biovolume de Cryptophyceae. BV. Eugl.= Biovolume de Euglenophyceae; BV. Outros= Biovolume de Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae; H'= Diversidade; J'= Equitabilidade; D'= Dominância). Os dados dos períodos chuvosos estão sublinhados em cinza e do período seco em branco. Os resultados dos testes de significância com  $p < 0,05$  estão em negrito na tabela (\* = Teste F Anova One-Way; ■ = Pontuação Z Mann-Whitney, conforme a normalidade de cada variável)..... 102

Tabela 10. Classificação da frequência de ocorrência dos táxons nas estações amostrais entre dez/20 e jan/22, segundo Matteucci e Colma (1982). (■ = Raros; ■ = Pouco frequentes; ■ = Frequentes; ■ = Muito frequentes; ● = Cianobactérias tóxicas em outros ecossistemas brasileiros – Sant’Anna *et. al.*, 2008; Clas.= Classe; Cód.= Código; Baci= Bacillariophyceae; Chlo= Chlorophyceae; Cosc= Coscinodiscophyceae; Cryp= Cryptophyceae; Cyan= Cyanophyceae; Dino= Dinophyceae; Eugl= Euglenophyceae; Medi= Mediophyceae; Treb= Trebouxiophyceae; Zygn= Zygnematophyceae). ..... 106



## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	19
2. OBJETIVO GERAL .....	26
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	26
4. HIPÓTESES .....	27
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
5.1 Área de estudo.....	28
5.2 Período de amostragem e estações amostrais .....	29
5.3 Variáveis abióticas.....	32
5.3.1 Índice de Estado Trófico.....	33
5.4 Comunidade fitoplanctônica.....	34
5.4.1 Amostragem dos dados.....	34
5.4.2 Análises qualitativas.....	34
5.4.3 Análises quantitativas.....	34
5.4.4 Frequência de ocorrência.....	35
5.4.5 Biovolume fitoplanctônico .....	35
5.4.6 Grupos Funcionais .....	36
5.4.7 Índice de Diversidade e Equitabilidade.....	36
5.4.8 Índice de Dominância.....	37
5.5 Tratamento Estatístico.....	37
6. REFERÊNCIAS.....	39
CAPÍTULO 1 - ABORDAGEM DOS GRUPOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON EM RIO ATINGIDO POR REJEITOS DE MINERAÇÃO NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL.....	48
RESUMO .....	49
ABSTRACT .....	50
1. INTRODUÇÃO .....	51
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	52
2.1 Área de Estudo e Período de Amostragem .....	52
2.2 Coleta de Dados e Análises dos Fatores Abióticos .....	53
2.3 Coleta de Dados e Análises do Fitoplâncton.....	54
2.4 Tratamento Estatístico.....	55
3. RESULTADOS.....	56
3.1 Variáveis Abióticas.....	56
3.2 Grupos Funcionais do Fitoplâncton .....	62
3.3 Interação entre os grupos funcionais e fatores abióticos .....	68

4. DISCUSSÃO .....	70
4.1 Variáveis Abióticas.....	70
4.2 Grupos Funcionais do Fitoplâncton.....	73
4.3 Interação entre os grupos funcionais e fatores abióticos .....	73
5. CONCLUSÕES .....	77
6. REFERÊNCIAS.....	78
CAPÍTULO 2 - COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS DE TRECHO DO BAIXO RIO DOCE (ESPÍRITO SANTO, BRASIL) .....	85
RESUMO .....	86
ABSTRACT .....	87
1. INTRODUÇÃO .....	88
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	90
2.1 Período de Amostragem e Estações Amostrais.....	90
2.2 Coleta de Dados e Análises das Variáveis Abióticas .....	90
2.3 Coleta de Dados e Análises da Comunidade Fitoplanctônica.....	91
2.4 Tratamento Estatístico.....	92
3. RESULTADOS .....	93
3.1 Variáveis Abióticas .....	93
3.2 Comunidade Fitoplanctônica.....	101
3.3 Relação entre as variáveis abióticas e espécies fitoplanctônicas .....	108
4. DISCUSSÃO .....	110
4.1 Variáveis Abióticas.....	110
4.2 Comunidade Fitoplanctônica.....	111
4.3. Relação entre as variáveis abióticas e espécies fitoplanctônicas .....	114
5. CONCLUSÕES .....	116
6. REFERÊNCIAS.....	117

## 1. INTRODUÇÃO

Dentre os importantes ecossistemas que compreendem águas superficiais, os sistemas lóticos se destacam por apresentar características inerentes, como fluxo d'água contínuo em sentido único e intenso aporte de material orgânico de origem alóctone. Logo, os rios estão constantemente sujeitos a alterações de seu funcionamento em função do tempo e espaço (BARBOSA e ESPÍNDOLA, 2003; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O tempo de residência da água é controlado pela dinâmica fluvial, conforme o fluxo de correnteza, turbulência, vazão e profundidade, os quais simultaneamente permitem a absorção de nutrientes pela biota dulcícola (ENSING e DOYLE, 2006).

Os rios apresentam elevada vulnerabilidade, uma vez que os recursos hídricos são fortemente explorados devido ao seu valor econômico para os setores industriais, energéticos e agropecuários. Além disso, a escassez da água é uma ameaça mundial, não somente pelos seus múltiplos usos, mas por ser fundamental à vida e possibilitar a manutenção dos ecossistemas (BOBADILHO, 2014).

A bacia hidrográfica do rio Doce está localizada nos estados brasileiros de Minas Gerais e Espírito Santo, e nestas regiões há importantes reservas minerais, sendo, portanto, alvo de intensa extração mineral. Historicamente, a bacia sofre pressões antrópicas que ao longo do tempo vem provocando degradação deste recurso hídrico, como assoreamento em diversos trechos, ocupação desordenada das margens e usos inadequados dos solos, além da degradação da vegetação ripária e adjacente para extensas áreas de pastagem (ANA, 2016; SILVA *et al.*, 2010) e agricultura, atividades estas que promovem sérios distúrbios físicos, químicos e biológicos nas águas superficiais (ANA, 2016; TUCCI, 2008).

Com o passar dos anos, as modificações na bacia do rio Doce têm afetado a dinâmica de vazão fluvial, que tem contribuído para alterações na disponibilidade hídrica, além dos possíveis efeitos das mudanças climáticas. Dessa forma, os eventos de enchentes são ainda mais frequentes pela redução na permeabilidade dos solos, visto que a maior parte da precipitação é escoada para dentro do leito (COELHO, 2006; TUCCI, 2003). Este processo, assim como atividades relacionadas a mineração podem causar o escoamento de sedimentos e intensificar o assoreamento instalado no rio Doce. As poucas chuvas durante a estação seca, assim como a operação de várias usinas hidrelétricas no curso do rio podem promover a diminuição no volume da água do rio Doce (COELHO, 2006), deixando a paisagem marcada por bancos de areia visíveis ao longo do rio, evidenciados pela baixa descarga.

A disponibilidade de água beneficia as comunidades da região do Baixo rio Doce pelo abastecimento público, geração de energia elétrica, captação de água para irrigação e indispensável fonte de renda às famílias regionais através da pesca (SOUZA *et al.*, 2014). No entanto, apesar de proporcionar qualidade de vida e exercer serviços ecossistêmicos, este rio vem sendo submetido a grande volume de substâncias diversas, seja pelo lançamento constante de efluentes domésticos e industriais ou pelo enriquecimento por fertilizantes utilizados em áreas agrícolas (SILVA *et al.*, 2010). Além disso, a atividade mineradora constitui base econômica de grande parte da bacia, sendo os eventos de rompimento de barragens de rejeitos de mineração mais propícios a provocar desordens ambientais de elevada magnitude (CARVALHO *et al.*, 2017).

O maior desastre ambiental no território nacional ocorreu em 05 de novembro de 2015 com a liberação de grande volume de rejeitos de mineração contidos pela Barragem de Fundão da Samarco Mineração S.A. em Mariana (MG). A barragem continha cerca de 55 milhões de metros cúbicos de rejeitos e no momento do rompimento houve a liberação instantânea de aproximadamente 35 milhões de metros cúbicos, os quais alcançaram o rio Doce formando uma pluma de rejeitos que percorreu mais de 600 km até a foz do rio, alcançando o Oceano Atlântico, em Linhares (ES). O desastre causou sérios danos contaminando os solos, cursos d'água e provocando óbito de pessoas e animais (DIAS *et al.*, 2018; IBAMA, 2015).

A qualidade da água pode ser avaliada através de estudos ecofisiológicos de organismos bioindicadores, como o plâncton, devido ao fato de serem sensíveis aos estímulos ambientais, gerando respostas rápidas às condições a que estão submetidos (HENRY *et al.*, 1998). O conceito de plâncton refere-se ao conjunto de organismos que “suspensos” estão sujeitos ao fluxo de água, sendo passivamente deslocados nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

Nos rios, além das microalgas planctônicas, constantemente são encontradas microalgas bentônicas no plâncton, que em sua maioria são compostas por diatomáceas que se desprenderam do substrato (ABONYI *et al.*, 2012). No fitoplâncton fluvial, as formas de vida planctônicas e bentônicas são encontradas simultaneamente em uma variedade de estudos ao redor do globo (CHÉTELAT E PICK, 2006; EL-OTIFY E ISKAROS, 2015; FARAHANI *et al.*, 2006; FUENTES *et al.*, 2010; HENRY *et al.*, 2006).

O fitoplâncton, grupo polifilético composto por organismos fotossintetizantes, são contribuintes imprescindíveis para os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos cursos fluviais (BRASIL e HUSZAR, 2011; STEVENSON, 2009). Grande proporção da produção

primária do planeta é atribuída às algas (NASELLI-FLORES *et al.*, 2020), sendo componentes essenciais na teia alimentar aquática (STEVENSON, 2009). Ainda desempenham importante função nos ciclos biogeoquímicos (DESCY *et al.*, 2011), demonstrando papel fundamental para a manutenção dos ambientes aquáticos.

Alguns córregos e rios parecem apresentar grupos de microalgas particulares a seu ambiente, com uma composição pouco presumível (BLUM, 1956), portanto, estes sistemas podem apresentar uma vasta variação em espécies e quantidade, não somente entre ecossistemas como em épocas distintas (ABONYI *et al.*, 2012; STEVENSON, 2009). Os principais fatores ambientais que agem sobre a biota fluvial, segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008), referem-se à dinâmica de fluxo, correnteza, características do substrato e os teores de oxigênio dissolvido e temperatura da água. Diante disso, as mudanças ambientais durante eventos extremos, como cenários de enchentes devido às chuvas intensas, afetam a distribuição e sobrevivência de grupos algais, podendo resultar em reestruturação da comunidade (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Sendo assim, a velocidade das correntes consiste em fator fundamental ao desenvolvimento das populações no ambiente (BLUM, 1956). Outro fator associado é a retenção hídrica por barramentos, relatado por Zalocar de Domitrovic *et al.* (2007) como provável causador de mudança na estrutura e incidência de outras espécies nos trechos a jusante devido a continuidade fragmentada do curso (Abonyi *et al.*, 2012). Ademais, Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) enfatiza que o conjunto de organismos planctônicos e materiais associados, transportados a jusante, variam conforme as características hidrológicas são alteradas, como o nível e o fluxo de água, em períodos de seca e precipitação.

Reynolds (1994) aponta algumas condições determinantes para o crescimento e a sobrevivência do fitoplâncton em rios, como o maior tempo de residência da água, profundidade e turbulência suficiente, de modo a permitir a suspensão das microalgas e penetração de luz pela redução das partículas suspensas no corpo hídrico. Segundo Reynolds e Descy (1996), o ambiente fluvial pode exibir uma comunidade fitoplanctônica mais diversa e exuberante quando as condições físicas se tornam menos austeras. Todavia, um crescimento notório do fitoplâncton geralmente é impossibilitado quando o sistema fluvial exibe alta taxa de diluição, resultando em remoção da biomassa como efeito da descarga elevada (DESCY, 1993; DESCY *et al.*, 1987; KÖHLER *et al.*, 2002; REYNOLDS, 1988). Isto demonstra a importância dos fatores de natureza física no crescimento de espécies que compõe o fitoplâncton (DESCY *et al.*, 2011; GOSSELAIN *et al.*, 1994; NASELLI-FLORES *et al.*, 2020).

A composição da comunidade fitoplanctônica é regulada ao longo de um gradiente temporal em função dos dinâmicos processos ambientais nos corpos hídricos, evidenciando graves alterações por ações antrópicas, podendo ser avaliadas em função dos atributos estruturais da comunidade, de eventos de possíveis florações, dominância de espécies oportunistas adaptadas às condições hostis, não obstante provocando o desaparecimento de outras com baixa tolerância aos ambientes estressores (REYNOLDS, 2006).

Naturalmente, as espécies fitoplanctônicas apresentam um intervalo de variação tolerável da intensidade de mistura, luminosidade e nutricional do ecossistema (ABONYI *et al.*, 2012). Assim, o requerimento de recursos pelo fitoplâncton, bem como a competição de espécies e pastoreio pelo zooplâncton refletem na estrutura da comunidade (LITCHMAN e KLAUSMEIER, 2008). A variação na estrutura do plâncton é abordada em muitos contextos, seja na avaliação de mudanças ambientais pós barramento (AGOSTINHO *et al.*, 2009; GRACO-ROZA *et al.*, 2021; MATSUURA *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2009; ZALOCAR de DOMITROVIC *et al.*, 2007), no teor de nutrientes (COSTA *et al.*, 2009; MACHADO *et al.*, 2022; ROLLWAGEN-BOLLENS *et al.*, 2022) ou mesmo após contaminação por rejeitos de mineração.

A clorofila *a* é um importante pigmento fotossintético encontrado em todas as algas fitoplanctônicas, sendo utilizada como medida de biomassa da comunidade (CETESB, 2014). No entanto, a clorofila está relacionada ao grau de eutrofização das águas naturais, tornando-a uma variável extensivamente utilizada em índices de estado trófico. Em razão disto, alterações drásticas nos teores de nutrientes podem provocar mudanças nas concentrações de clorofila *a* em cursos de água (CROSSETTI e BICUDO, 2005), portanto a evolução do estado trófico dos ambientes aquáticos deve ser investigada. A contaminação e eutrofização dos corpos hídricos são, atualmente, relevantes vias de degradação dos ecossistemas aquáticos continentais (MATSUMURA-TUNDISI, 2008), evidenciando claramente a importância do monitoramento do estado trófico das águas naturais.

Ressalta-se que uma das principais preocupações quanto a proliferação de algas em virtude do enriquecimento por compostos nitrogenados e fosforados deve-se a depleção do oxigênio dissolvido (REYNOLDS *et al.*, 1991; TORGAN, 1989), bem como a liberação de toxinas na água (CHORUS e WELKER, 2021; CUNHA *et al.*, 2017; PAERL e OTTEN, 2013). Tais circunstâncias afetam a qualidade da água, uma vez que a toxicidade compromete a captação para abastecimento, tornando o seu fornecimento uma ameaça iminente à saúde humana. Os prejuízos são ainda excedentes, causam efeitos deletérios na

biota aquática, podendo levar a mortandade de organismos e biomagnificação de substâncias tóxicas ao longo da teia trófica (BLUM, 1956).

Há, na literatura, a descrição de efeitos drásticos na fisiologia dessas microalgas, como a produção de compostos tóxicos, provenientes do estresse pelas elevadas concentrações de metais associadas aos aspectos físico-químicos do meio (MARTÍNEZ-RUIZ e MARTÍNEZ-JERÓNIMO, 2016; POLYAK *et al.*, 2013), principalmente referindo-se a síntese de microcistinas em resposta aos altos teores de ferro (AMÉ e WUNDERLIN, 2005; LI *et al.*, 2009; UTKILEN e GJOLME, 1995). Além disso, estudos indicam que determinados metais em concentrações elevadas, como cobre, cádmio e zinco, são capazes de interferir na fotossíntese dos organismos fitoplanctônicos nos diversos ecossistemas aquáticos dulcícolas (CORCOLL *et al.*, 2011; DEWEZ *et al.*, 2005).

A forma em que a comunidade fitoplanctônica está organizada revela muito sobre as mudanças nas condições dos ecossistemas aquáticos (REYNOLDS *et al.*, 2002). A abordagem pautada somente em linhagens filogenéticas não necessariamente integra a variedade de formas, tamanhos, pigmentos fotossintéticos e motilidade entre as espécies. As diferentes estratégias adaptativas também são cruciais nas respostas dos organismos fitoplanctônicos à dinâmica do meio que estão inseridos, reforçando a importância da heterogeneidade do fitoplâncton (REYNOLDS, 1984). Nesse contexto, esforços foram empregados em um sistema de classificação de algas do plâncton para unificar a necessidade de entendimento da estrutura e do funcionamento da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS *et al.*, 2002).

As associações fitoplanctônicas visam agrupar espécies com características morfológicas e fisiológicas similares (REYNOLDS *et al.*, 2002). O agrupamento de espécies individuais em diferentes grupos funcionais também está baseado nas respostas dos organismos à variabilidade ambiental (REYNOLDS, 1984; 2002), sendo um sistema de classificação funcional de espécies ainda em evolução, que é amplamente utilizado na descrição de comunidades fitoplanctônicas na atualidade (KRUK *et al.*, 2020).

Diversos estudos serviram de sustentação para a abordagem dos grupos funcionais (REYNOLDS, 1980; 1984; 1987; 1997; 2000), os quais foram responsáveis por avanços no modelo construído previamente à sua consolidação com a publicação de Reynolds *et al.* (2002), bibliografia mais propagada entre a comunidade científica. No decorrer do tempo, novos grupos funcionais ou códons foram criados, conferindo a descrição de 31 códons elaborados em caracteres alfa-numéricos, considerando as características funcionais das espécies fitoplanctônicas segundo Reynolds *et al.* (2002). Originalmente, os grupos

funcionais foram desenvolvidos para o fitoplâncton limnético, sendo difundido em abordagens com o fitoplâncton fluvial pela semelhança com ambientes lênticos rasos e turvos (REYNOLDS *et al.*, 1994), principalmente após o aumento no número de códons, incluindo específicos para ambientes lóticos (BORICS *et al.*, 2007; CALLIERI *et al.*, 2006; PADISÁK *et al.*, 2003; 2006; SOUZA *et al.*, 2008), totalizando 40 grupos. Apesar do incremento de novos grupos funcionais, de fato a ausência na inclusão e conhecimento refinado da ecologia de algumas espécies pode levar a interpretações equivocadas por pesquisadores, igualmente relatadas na revisão de Padisák *et al.* (2009).

A classificação em grupos funcionais descreve com precisão um conjunto de propriedades ambientais bem específicas (REYNOLDS, 2000), sendo pertinente a previsibilidade de respostas das espécies do plâncton às mudanças ambientais (REYNOLDS, 2006). Isto é possível pelo sistema sintetizar características adaptativas comuns a uma gama de espécies, baseando-se em suas sensibilidades e tolerâncias, representando uma abordagem funcional robusta (REYNOLDS *et al.*, 2002).

As diferenças morfológicas existentes entre as microalgas têm bases ecológicas (REYNOLDS, 2006), as distintas formas e tamanhos estão associadas à aquisição de recursos e propensão à perda por sedimentação, escoamento ou predação, assim, estabelecendo o quanto os organismos estão adaptados ao ambiente em particular (BRASIL e HUSZAR, 2011; REYNOLDS, 1984). Um componente estrutural que abrange as diferentes dimensões entre as espécies trata-se do biovolume fitoplanctônico, visto que este método de quantificação dos organismos considera a variabilidade nas dimensões celulares de indivíduos de mesma e diferentes espécies na mensuração do volume celular (SUN e LIU, 2003).

No sudeste brasileiro, várias abordagens bem-sucedidas dos grupos funcionais do fitoplâncton foram apresentadas para rios (SOARES *et al.*, 2007), bem como ecossistemas lacustres (ALVES-DE-SOUZA *et al.*, 2006; RANGEL *et al.*, 2009), reservatórios (GEMELGO *et al.*, 2009; LOAIZA-RESTANO *et al.*, 2020; NOGUEIRA *et al.*, 2010; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2011; SANTANA *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018), abrangendo também estuários (COSTA *et al.*, 2009).

Estudos sobre as microalgas foram realizados em ecossistemas lacustres associados à Bacia Hidrográfica do rio Doce. Entretanto, a maioria das publicações se restringem aos ambientes lênticos, seja no estado de Minas Gerais (BARROS *et al.*, 2013; PETRUCIO *et al.*, 2006; TANIGUCHI *et al.*, 2003), incluindo estudos limnológicos em lagos do médio rio Doce (TUNDISI *et al.*, 1978; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1981; TUNDISI *et*



*al.*, 1987), como no Espírito Santo (BOZELLI *et al.*, 1992; CAVATI e FERNANDES, 2008; HUSZAR *et al.*, 1990). Contudo, a publicação de pesquisas em ecossistemas lóticos situados no Espírito Santo ainda é escassa.

Essa carência de estudos da comunidade fitoplanctônica na calha do rio Doce, principalmente na porção capixaba, demonstra o caráter prioritário da ampliação dos estudos na região do Baixo rio Doce. Trata-se do maior manancial do estado do Espírito Santo em termos de volume de água; desta forma, é indispensável a realização de pesquisas que avaliem sua qualidade ecológica em cenário atual e pós passagem de rejeito de minério, de modo a auxiliar nas decisões de múltiplos usos da água, manutenção dos ecossistemas continentais a ele interligados e promoção de qualidade de vida.

Sendo assim, a presente pesquisa, que visa avaliar os aspectos morfofisiológicos (agrupamentos funcionais) e estruturais da comunidade fitoplanctônica (riqueza específica, diversidade, equitabilidade, dominância e frequência de ocorrência), além da biomassa (clorofila *a* e biovolume) associados as variáveis abióticas (químicas, físicas e biológicas) no trecho do Baixo rio Doce, permitindo a investigação dos fatores controladores da comunidade para a maior compreensão das respostas do fitoplâncton à variabilidade ambiental em diferentes regimes hidrológicos no sistema e possíveis relações com a passagem do rejeito de minério.

O presente estudo está vinculado ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), o qual vem desenvolvendo o monitoramento da qualidade ambiental do rio Doce e área costeira adjacente e é coordenado pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), tendo iniciado os trabalhos em outubro de 2018.

## 2. OBJETIVO GERAL

- Analisar a influência dos padrões espaciais e temporais na dinâmica da comunidade e dos grupos funcionais fitoplanctônicos, bem como nas variáveis ambientais, investigando quais destes fatores são os principais controladores do fitoplâncton em um trecho no Baixo rio Doce – ES, em período posterior a passagem do rejeito de mineração.

## 3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os atributos estruturais e biomassa (biovolume e clorofila *a*) da comunidade fitoplanctônica após a passagem do rejeito de mineração;
- Classificar o estado trófico das estações amostrais no eixo longitudinal do rio a partir do Índice de Estado Trófico;
- Analisar a variação dos fatores abióticos e bióticos nas quatro estações amostrais entre os períodos seco e chuvoso;
- Identificar os grupos funcionais do fitoplâncton;
- Relacionar os grupos funcionais e as espécies fitoplanctônicas aos fatores abióticos, determinando as principais variáveis ambientais influenciadoras de sua dinâmica.

#### **4. HIPÓTESES**

- O fator tempo será mais importante para explicar a dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos do que a espacialidade em trecho da porção capixaba do rio Doce (capítulo 1);
- Os grupos funcionais respondem às condições ambientais, demonstrando a eficiência da abordagem dessas associações fitoplanctônicas neste ecossistema aquático (capítulo 1);
- Os fatores ambientais e atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica variarão espacial e temporalmente, evidenciando maior diversidade da comunidade no período seco (com base no Índice de Diversidade) (capítulo 2).

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do rio Doce está localizada na Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste, compreendida nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo ( $17^{\circ}45'$  -  $21^{\circ}15'S$  e  $39^{\circ}55'$  -  $43^{\circ}45'W$ ), com maior extensão em território mineiro, de 86%, e menor no capixaba, 14%. A nomenclatura atribuída ao rio é devido a confluência do rio Piranga com o Carmo, nas cidades mineiras rio Doce, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado. A Bacia Hidrográfica drena uma área de cerca de 84.000 km<sup>2</sup> e sua extensão total é de aproximadamente 888 km a partir do principal curso d'água, com princípio na cabeceira do rio Xopotó no município de São Geraldo/MG até sua foz no Oceano Atlântico, em Linhares/ES (ANA, 2016).

O bioma predominante é a Mata Atlântica, mas uma pequena parcela da Bacia concentra-se no Cerrado. O clima é o tropical úmido, sendo variável devido principalmente as condições distintas em que os trechos estão localizados geograficamente. Geralmente, apresentam temperaturas do ar elevadas durante o ano, alcançando médias anuais superiores principalmente nas áreas litorâneas, ultrapassando 24 °C na região do Baixo rio Doce. O relevo da bacia é acidentado e apresenta território geográfico considerado “mar de morros”, com maior pluviosidade total anual na região do alto rio Doce, de aproximadamente 1500 mm e menor na região do Baixo rio Doce, geralmente com até 1000 mm anuais. Este ambiente lótico, assim como a maioria dos rios brasileiros, apresenta regime fluvial perene. O regime hidrológico da bacia hidrográfica do rio Doce acompanha a variação no regime de chuvas na região, divididos em períodos de vazante e cheia. As menores vazões são concentradas nos meses de agosto a setembro, durante a estação seca, e as maiores ocorrem entre os meses de dezembro a março, estação chuvosa (COELHO, 2009; ANA, 2016).

A Bacia abrange 225 municípios, 200 em Minas Gerais e 25 no Espírito Santo, totalizando cerca de 3,6 milhões de habitantes. As principais ações antrópicas na região da Bacia são: atividades agropecuárias e industriais, exploração mineral, descarga de efluentes e outros resíduos, captação de água para a irrigação, abastecimento público e geração de energia elétrica (ANA, 2016). A maioria das usinas hidrelétricas existentes ao longo da calha central do rio operam a fio d'água, com menor capacidade de retenção e armazenamento de elevados volumes de água. Apesar disso, o barramento permite a reserva de água para o aproveitamento hidrelétrico, como é o caso da Usina Hidrelétrica de Mascarenhas, que apresenta um reservatório com menor capacidade (COELHO, 2009). A maior parte da cobertura do solo é destinada à pastagem, ocasionando erosão que somada a supressão

vegetal resultaram em trechos bastante assoreados ao longo do rio Doce. Todavia, trechos cobertos por vegetação nativa ainda são presentes, além de parcelas destinadas a áreas reflorestadas, atividades agrícolas e mineradoras. Apesar da extração mineral demandar curta área na Bacia do rio Doce, essa atividade é capaz de impactar os recursos hídricos no decorrer dos anos, causando inúmeros prejuízos socioambientais, que se excederam com o rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG (ANA, 2016).

### *5.2 Período de amostragem e estações amostrais*

As amostragens ocorreram mensalmente na subsuperfície da calha central do rio Doce de outubro de 2018 a março de 2020 e dezembro de 2020 a janeiro de 2022, com exceção dos meses de outubro compreendidos nesse intervalo, março e novembro de 2021 (este último apenas na EA22). O período chuvoso foi considerado o intervalo entre os meses de outubro a março e o período seco esteve compreendido entre abril a setembro, considerando o regime pluvial da Bacia descrito pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2021).

A localização das estações amostrais foi definida pela Fundação Renova, Câmaras Técnicas, Órgãos Ambientais Estaduais e outras entidades, tendo em vista critérios como: locais de referência para o monitoramento a longo prazo que sofreram o impacto da passagem da pluma de rejeitos, pontos providos de dados históricos da rede básica de monitoramento da qualidade da água e trechos importantes para os municípios que dependem do abastecimento de água.

Logo, as estações amostrais situadas no Baixo rio Doce (Fig. 1) foram definidas como: estação amostral 0 (EA0) - em Itapina, Colatina, à jusante da UHE Mascarenhas, com distância de 109km da foz; estação amostral 21 (EA21), situada a 75 km da EA0 e 34 km da foz (EA26), em Linhares sob ponte da BR-101; estação amostral 22 (EA22), localizada no distrito de Povoação, Linhares, a cerca de 13,2 km da foz e a estação amostral 26 (EA26), localizada no porto de Regência, Linhares, região da foz com pouca influência do mar (Fig. 2). As coordenadas geográficas dos pontos amostrais estão apresentadas na Tabela 1.

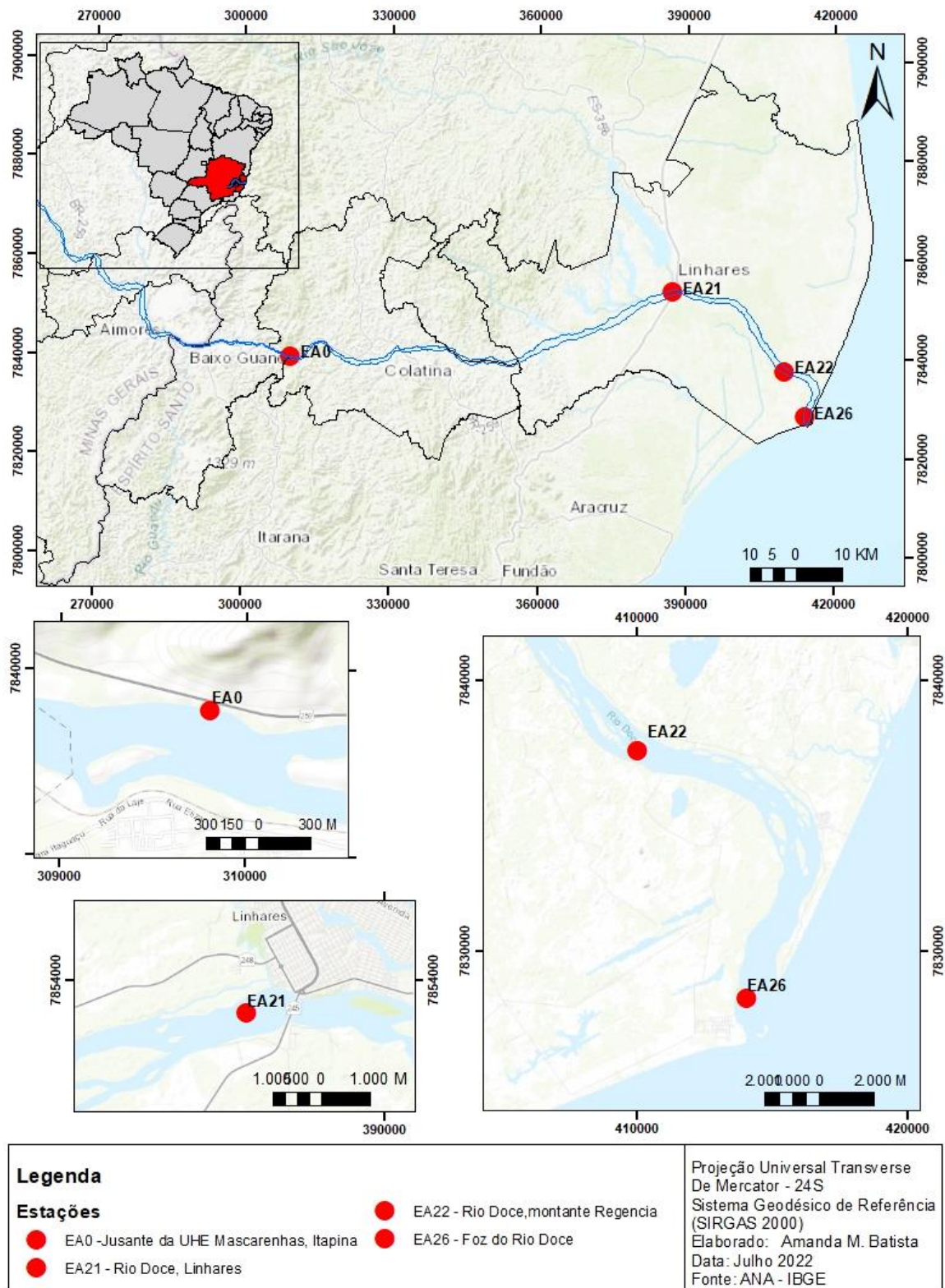


Figura 1. Mapa do Baixo rio Doce com a localização das estações amostrais, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26).

Tabela 1. Coordenadas geográficas e UTM das estações amostrais (EA0, EA21, EA22 e EA26) compreendidas na calha fluvial do Baixo rio Doce.

Estações Amostrais	Coordenadas Geográficas		Coordenadas UTM (1)	
	Latitude	Longitude	Leste	Norte
EA0	19°31'39.5"S	40°48'45.2"W	309812,02	7839784,07
EA21	19°24'40.9"S	40°04'28.2"W	387184,71	7853303,85
EA22	19°33'25.4"S	39°51'27.8"W	410065,52	7837362,97
EA26	19°38'21.2"S	39°49'10.2"W	414080,55	7828233,84



Figura 2. Aspectos das proximidades das estações amostrais localizadas no Baixo rio Doce. Período chuvoso: a) b) EA21; c) EA22. Período seco: d) EA22; e) EA21; f) EA0. Fotos: Lucineide M. Santana e Carlos E. Stein.

### 5.3 Variáveis abióticas

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela plataforma Monitoramento rio Doce de responsabilidade do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS, 2022) - Fundação Renova medidos em pontos próximos às estações amostrais.

Os dados ambientais foram cedidos pelo Subprojetos de Hidrologia, Limnologia e Metais e Contaminantes Orgânicos que fazem parte do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA).

*In situ*, as variáveis temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e profundidade foram mensuradas utilizando a sonda multiparamétrica YSI (Horiba U-53). As amostras para a quantificação em laboratório foram coletadas na subsuperfície da água e armazenadas em frascos de polipropileno sob refrigeração.

No Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental da UFES (LimnoLab) foram determinados os nutrientes totais (N e P) seguindo método proposto em Valderrama (1981). As amostras de água de cada estação amostral foram filtradas à vácuo em membranas de acetato de celulose de 47 mm com porosidade nominal de 0.45 µm para a determinação do material particulado em suspensão e os nutrientes dissolvidos fosfato, silicato e nitrogênio inorgânico dissolvido (constituído pelo somatório dos valores de nitrito, nitrato e amônio), os quais foram obtidos pela Análise de Fluxo Contínuo (CFA) com o Seal Autoanalyzer (AA3) que contém métodos certificados USEPA. A concentração de clorofila *a* foi determinada segundo Strickland e Parsons (1972), adaptado por Barroso e Littlepage (1998). A alcalinidade total foi determinada com base em APHA (2005) no LimnoLab da UFES.

Os metais ferro e alumínio totais foram mensurados por Espectrometria Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado com detecção por Espectrometria de Massas (ICP-MS) segundo a EPA3515A no Laboratório de Ensaio de Combustíveis da UFMG (LEC-UFMG). As vazões fluviais foram medidas utilizando os medidores acústicos ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) e RiverRay e as análises foram processadas utilizando o software Winriver II (RDInstruments) no Laboratório de Hidráulica e Monitoramento Ambiental da UFES (HidroLab).

Para fins consultivos, a Resolução CONAMA 357/05 para a água doce, classe 02, foi utilizada no enquadramento do trecho do Baixo rio Doce, considerando que a classe preconiza a destinação da água ao abastecimento público após tratamento convencional,



irrigação de hortaliças e áreas públicas como parques e campos de lazer, usos recreativos de contato primário, aquicultura, pesca e proteção da vida aquática (BRASIL, 2005).

### 5.3.1 Índice de Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi calculado utilizando a concentração de clorofila *a* e fósforo total da subsuperfície da coluna d'água como proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos seguindo as expressões:

$$\mathbf{IET (Clo\_a)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln Clo\_a)) / \ln 2)) - 20$$

$$\mathbf{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$$

$$\mathbf{IET} = [\mathbf{IET (PT)} + \mathbf{IET (Clo\_a)}] / 2$$

Onde:

Clo\_*a* = Concentração de clorofila *a* mensurada em µg.L<sup>-1</sup>;

PT = Concentração de fósforo total mensurado em µg.L<sup>-1</sup>.

A classificação do estado trófico das estações amostrais ocorreu de acordo com a ponderação do IET (µg.L<sup>-1</sup>), conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da trofia de cursos lóticos com base no cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) descrito por Lamparelli (2004).

<b>Categorias do Grau de Trofia</b>	<b>Ponderação do IET</b>
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

## 5.4 Comunidade fitoplanctônica

### 5.4.1 Amostragem dos dados

Em cada estação amostral, as amostras para as análises qualitativas do fitoplâncton foram coletadas por meio de arrastos horizontais com rede de plâncton com abertura de malha de 20  $\mu\text{m}$  na subsuperfície da coluna d'água, com em média 10 lançamentos da rede. As amostras qualitativas foram acondicionadas em frascos de vidro transparentes, com parte das amostras mantidas vivas e parte das amostras fixadas com solução formalina 4%. A amostragem para as análises quantitativas do fitoplâncton foram realizadas por meio da submersão manual do frasco na subsuperfície da água (profundidade aproximada de 15 cm). As amostras foram fixadas imediatamente com solução de lugol acético 5% e acondicionadas em frasco âmbar no escuro.

### 5.4.2 Análises qualitativas

As amostras para análise qualitativa foram detalhadamente analisadas em microscópio óptico Motic Panthera com câmera fotográfica acoplada. Os táxons foram esquematizados e fotografados por captura de imagens. Os indivíduos foram analisados morfológicamente e medidos através do software Motic Images Plus 3.0, sempre em análise populacional. A comunidade fitoplanctônica foi identificada (composição taxonômica) em menor nível taxonômico possível através da consulta às bibliografias específicas como Bicudo e Menezes (2017), Komárek e Anagnostidis (1999; 2005), Komárek e Fott (1983); Prescott *et al.* (1981) e outros. A nomenclatura foi revisada segundo a classificação taxonômica do banco de dados global Algaebase (GUIRY e GUIRY, 2022).

### 5.4.3 Análises quantitativas

A quantificação do fitoplâncton foi realizada em laboratório seguindo o método de sedimentação em câmaras (5 e 10 mL) de Uthermöhl (1958). A contagem ocorreu em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) utilizando microscópio óptico invertido Nikon Eclipse TS 100 em aumento de 400 vezes, com registro mínimo de 100 indivíduos da espécie predominante, com erro de +- 20% ou até o mínimo de 400 indivíduos com erro de ca. de 10% (LUND *et al.*, 1958) e até a estabilização do número de táxons na amostra (BICUDO, 1990). Durante o procedimento, cada filamento, célula e colônia foi considerado um

indivíduo. A riqueza foi determinada pelo número total de táxons em cada amostra. O registro de cianobactérias potencialmente tóxicas foi devidamente realizado com base em Sant'anna *et al.* (2008) e recentes registros na literatura para o território brasileiro.

#### 5.4.4 Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies do fitoplâncton foi calculada com base em Matteucci e Colma (1982), considerando o número de amostras que cada espécie ocorreu em relação ao número total de amostras, classificando-as em quatro categorias (raras, pouco frequentes, frequentes e muito frequentes) conforme a Tabela 3, com os resultados expressos em porcentagem segundo a expressão:

$$FO (\%) = \frac{n \times 100}{N}$$

Onde:

FO = Frequência de ocorrência dos táxons;

n = Número de amostras em que o referido táxon ocorreu;

N = Número total de amostras.

Tabela 3. Classificação dos táxons com base na frequência de ocorrência nas amostras, adaptado de Matteucci e Colma (1982).

<b>Classificação dos Táxons</b>	
Raros	FO ≤ 10%
Pouco frequentes	10% < FO ≤ 50%
Frequentes	50% < FO ≤ 80%
Muito frequentes	FO > 80%

#### 5.4.5 Biovolume fitoplanctônico

O biovolume dos táxons foi estimado considerando o cálculo do volume médio de cada célula, tendo em base as dimensões médias dos táxons, considerando assim, as formas geométricas tridimensionais que se assemelham aos indivíduos (HILLEBRAND *et al.*, 1999; SUN e LIU, 2003). Para este cálculo, foram utilizadas medições de no mínimo 20 indivíduos de cada táxon registrado para obtenção da média de seu volume. O biovolume específico de cada táxon foi multiplicado por sua densidade na amostra. Os dados de biovolume foram

estimados em  $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$ , que após a conversão (divisão por  $10^6$ ), foram expressos em  $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ .

#### 5.4.6 Grupos Funcionais

Os grupos funcionais do fitoplâncton foram determinados baseando-se em Reynolds *et al.* (2002) e atualizações revisadas por Padisák *et al.* (2009). A abordagem consiste no agrupamento de espécies similares, no que se refere aos seus atributos morfo-fisiológicos e ecológicos, trazendo uma descrição definida das características do ambiente que habitam. Como critério para o agrupamento, os táxons que apresentaram contribuição acima de 5% do biovolume total da amostra foram considerados representativos, sendo enquadrados em grupos funcionais.

#### 5.4.7 Índice de Diversidade e Equitabilidade

O Índice de Diversidade Específica de Shannon-Weanner (1963), assim como o Índice de Equitabilidade de Pielou (1975) foram calculados com base nos dados de biovolume fitoplanctônico. Nesse sentido, valores altos de diversidade indicam que a comunidade apresenta uma contribuição mais igualitária do domínio dos táxons, sobretudo com contribuição semelhante de cada táxon para o biovolume total da amostra. O oposto disso refere-se a baixa diversidade, cujos valores demonstram domínio desproporcional de um táxon como reflexo da sua contribuição em alta proporção para o biovolume total da comunidade. A diversidade de Shannon é expressa segundo a equação:

$$H' = - \sum p_i \log_e p_i$$

Onde:

$$p_i = n_i/N$$

$n_i$  = Biovolume de cada táxon na amostra;

$N$  = Biovolume total da amostra.

Derivado do Índice de Diversidade, o Índice de Equitabilidade de Pielou (1975) expressa a proporção da diversidade encontrada em relação a diversidade máxima, considerando a distribuição dos indivíduos entre os táxons que compõe a comunidade, de modo a estimar sua equidade. Os valores da equação variam em escala de 0 a 1, aumentando

de forma proporcional à uniformidade da comunidade na amostra. O Índice de Equitabilidade foi calculado pela seguinte expressão:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}} (\log_e S)}$$

Onde:

$H'$  = Diversidade da amostra;

$H'_{\text{max}}$  = Diversidade máxima esperada da amostra;

S = Número de táxons da amostra.

#### 5.4.8 Índice de Dominância

O Índice de Dominância de Simpson (1949) com base no biovolume fitoplanctônico estima a probabilidade de coleta aleatória de dois indivíduos pertencentes ao mesmo táxon na comunidade. O valor do índice está compreendido de 0 a 1, sendo que os maiores valores são observados em amostras com exacerbada proporção de um ou poucos táxons. O Índice é expresso de acordo com a fórmula a seguir:

$$D' = \frac{\sum [n_i (n_i - 1)]}{[N (N - 1)]}$$

Onde:

$n_i$  = Biovolume de cada táxon na amostra;

N = Biovolume total da amostra.

#### 5.5 Tratamento Estatístico

Os dados foram resumidos a partir de estatística descritiva. O teste de Normalidade de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar se a distribuição do conjunto de dados segue uma distribuição normal ou não normal. As diferenças espaciais e temporais da comunidade fitoplanctônica e dos fatores ambientais foram avaliadas utilizando os testes de significância Análise de Variância (ANOVA) One-Way com teste *post-hoc* de TukeyHSD (paramétricos), Mann Whitney e Kruskal Wallis (não paramétricos).

Para testar a significância das diferenças dos grupos funcionais do fitoplâncton entre os períodos temporais (seco e chuvoso) e pontos amostrais, utilizou-se a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) considerando a dissimilaridade de Bray-Curtis com 999 permutações. De forma adicional, a Análise de Espécies Indicadoras (*IndVal*) desenvolvida por Dufrêne e Legendre (1997), foi utilizada para determinar a preferência dos grupos funcionais aos diferentes períodos temporais (seco e chuvoso).

A multicolinearidade das variáveis ambientais foi testada pelo Fator de Inflação da Variância (VIF), com seleção de variáveis que apresentaram VIF inferior a cinco. O método multivariado utilizado para analisar a distribuição espacial e temporal das amostras em relação as variáveis ambientais foi a Análise de Componentes Principais (PCA).

Os grupos funcionais e espécies fitoplanctônicas que apresentaram frequência de ocorrência superior a 50% (frequentes e muito frequentes) foram relacionadas às variáveis ambientais pela Análise de Redundância (RDA). A significância do modelo estatístico e dos eixos canônicos individuais da RDA foi avaliada por meio da Análise de Variância (ANOVA) baseada em 999 permutações aleatórias. As análises estatísticas foram realizadas no Ambiente RStudio, versão 4.2.0 (RSTUDIO TEAM, 2021), com padronização prévia do conjunto de dados em  $\log_{10}(x + 1)$ , exceto pH, e nível de significância de 5%.

## 6. REFERÊNCIAS

- ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANCON A.M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 233-249, 2012.
- AGOSTINHO, A.A.; BONECKER, C.C.; GOMES, C. Effects of water quantity on connectivity: the case of the upper Paraná River floodplain. **Ecohydrology e Hydrobiology**, v. 9, n.1, p. 99-113, 2009.
- ALVES-DE-SOUZA, C.; MENEZES, M.; HUSZAR, V. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 701-708, 2006.
- AMÉ, M.V.; WUNDERLIN, D.A. Effects of iron, ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 168, p. 235-248, 2005.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Encarte especial sobre a bacia do rio Doce: rompimento da barragem em Mariana/MG**. Brasília. DF: ANA, 2016.
- APHA – **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. In: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation (eds.). United Book Press, Baltimore (MD). 21 Ed., 2005.
- BARBOSA, D.S.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mongi-Guaçu**. São Carlos, Rima SP, 2003.
- BARROS, C.F.A.; SANTOS, A.M.M.; BARBOSA, F.A.R. Phytoplankton diversity in the middle rio Doce lake system of southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 2, 2013.
- BARROSO, G.F.; LITTLEPAGE, J. Protocolo para análise de clorofila-*a* e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD700). **Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental**: Vitória, 1998.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 3 Ed. São Carlos (SP): RiMa, 2017.
- BICUDO, D.C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, n. 1, p. 459-475, 1990.
- BLUM, J.L. The Ecology of River Algae. **The Botanical Review**, v. 22, p. 291-341, 1956.
- BOBADILHO, R.S. A problemática dos rios urbanos costeiros: entraves e possibilidades para a qualidade ambiental e social. **Dissertação de Mestrado em Gerenciamento Costeiro**, Universidade Federal do Rio Grande, 2014.
- BORICS, G.; VARBIRO, G.; GRIGORSZKY, I.; KRASZNAI, E.; SZABO, S.; KISS, K.T. A new evaluation technique of potamoplankton for the assesemnt of the ecological status of rivers. **Large Rivers**, v. 17, n. 3-4, p. 465–486, 2007.

BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F.; SUZUKI, M.S. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-*a* (ES - Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 4, n. 1, p. 13-31, 1992.

BRASIL, J.; HUSZAR, V.L.M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 2005. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/publicacao/resolucao\\_conama\\_n\\_357](http://pnqa.ana.gov.br/publicacao/resolucao_conama_n_357); Acesso em: 10 junho de 2022.

CALLIERI, C.; CARAVATI, E.; MORABITO, G.; OGGIONI. The unicellular freshwater cyanobacterium *Synechococcus* and mixotrophic flagellates: evidence for a functional association in an oligotrophic, subalpine lake. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 263–273, 2006.

CARVALHO, M.S.; MOREIRA, R.M.; RIBEIRO, K.D.; ALMEIDA, A.M. Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 1, n. 3, p. 37-41, 2017.

CAVATI, B.; FERNANDES, V. O. Algas perifíticas em dois ambientes do Baixo rio Doce (lagoa Juraparanã e rio Pequeno - Linhares, estado do Espírito Santo, Brasil): variação espacial e temporal. **Acta Scientiarum. Biologica Sciences**, v. 30, n. 4, p. 439-448, 2008.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Determinação de Clorofila *a* e Feofitina *a*: método espectrofotométrico. **Norma técnica**. 3ª Ed. Publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo, Caderno Executivo I, v. 124, p. 53-55, 2014.

CHÉTELAT, J.; PICK, F.R. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: influence of river size and nutrient concentrations. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 681-689, 2006.

CHORUS, I.; WELKER, M. (Eds.). **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. 2. Ed. CRC Press., 2021.

COELHO, A.L.N. 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**, Uberlândia v. 6, n. 19, p. 56-79, 2006.

COELHO, A.L.N. Bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. **GEOGRAFARES**, n. 7, 2009.

CORCOLL, N.; BONET, B.; LEIRA, M.; GUASCH, H. Chl-*a* fluorescence parameters as biomarkers of metal toxicity in fluvial biofilms: an experimental study. **Hydrobiologia**, v. 673, p. 119–136, 2011.

COSTA, L.S.; HUSZAR, V.L.M.; OVALLE, A.R. Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: hydrological control and nutrient limitation. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 508-521, 2009.



CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Pesquisa Recursos Minerais. Sistema de Alerta Hidrológico da Bacia do rio Doce: relatório técnico de operação no período de novembro de 2020 a março de 2021 - **Relatório de Atividades nº 1 - Ano 2021**. Belo Horizonte, 2021.

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C.E.M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond.), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 541, p. 71-85, 2005.

CUNHA, D.G.F.; CASALI, S.P.; FALCO, P.B.; THORNHILL, I.; LOISELLE, S.A. The contribution of volunteer-based monitoring data to the assessment of harmful phytoplankton blooms in Brazilian urban streams. **Science of The Total Environment**, p. 584-585, 2017.

DESCY, J.P. Phytoplankton composition and dynamics in the river Mouse (Belgium). **Archiv fuer Hydrobiologie**, v. 78, p. 225-245, 1987.

DESCY, J.P. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbance on community structure and diversity. **Hydrobiologia**, v. 249, n. 1-3, p. 111-116, 1993.

DESCY, J.P.; LEITÃO, M.; EVERBECQ, E.; SMITZ, J.S.; DELIEGE, J.F. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. **Journal of Plankton Research**, 2011.

DEWEZ, D.; GEOFFROY L.; VERNET G.; POPOVIC R. Determination of photosynthetic and enzymatic biomarkers sensitivity used to evaluate toxic effects of copper and fludioxonil in alga *Scenedesmus obliquus*. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 2, p. 150-159, 2005.

DIAS, C.A.; COSTA, A.S.V.; GUEDES, G.R.; UMBELINO, G.J.M.; SOUSA, L.G.; ALVES, J.H.; SILVA, T.G.M. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, v. 7, n. 1, p. 21-35, 2018.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EL-OTIFY, A.M.; ISKAROS, I.A. Water quality and potamoplankton evaluation of the Nile River in Upper Egypt. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 171-190, 2015.

ENSIGN, S.H.; DOYLE, M.W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of geophysical research**, v. 111, p. 1-13, 2006.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**, 3 Ed. Interciência: Rio de Janeiro, 2011.

FARAHANI, F.; KOREHI, F.; MOLLAKARAMI, S.; SKANDARI, S. Phytoplankton diversity and nutrients at the Jajerood River in Iran. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 9, p. 1787-1790, 2006.

FUENTES, E.; OLIVEIRA, H.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; SEVERI, W.; MOURA, A. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do rio de Contas, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia e Pesca**, v. 5, n. 2, p. 13-25, 2010.

GEMELGO, M.C.P.; MUCCI, J.L.N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, 2009.

GOSSELAIN, V.; DESCY, J. P.; EVERBECQ, E. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 179–191, 1994.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **Algae Base**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org>. Acesso em: 01 jun. 2022.

HENRY, R.; NUNES, M.A.; MITSUKA, P.M.; LIMA, N.D.E.; CASANOVA, S.M.C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.

HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 3, 2006.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; ESTEVES, F.A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 585-598, 1990.

IBAMA, DIPRO, CGEMA – **Laudo Técnico Preliminar**: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, 2015.

KÖHLER, J.; BAHNWART, M.; OCKENFELD, K. Growth and loss processes of riverine phytoplankton in relation to water depth. **International Review of Hydrobiology**, v. 87, p. 241-254, 2002.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl H.; Gärtner, G.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (eds.) **Sübwasserflora von Mitteleuropa 19**. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p. 1-548, 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Kienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (eds.) **Sübwasserflora von Mitteleuropa 19**. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München, p. 1-759, 2005.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, G.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (eds.) **Das phytoplankton des Sübwassers: systematik und biologie**. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1983.

KRUK, C.; DEVERCELLI, M.; HUSZAR, V.L. Reynolds Functional Groups: a trait-based pathway from patterns to predictions. **Hydrobiologia**, 2020.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese de Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo – USP, 2004.

LI, H.; MURPHY, T.; GUO, J.; PARR, T.; NALEWAJKO, C. Iron-stimulated growth and microcystin production of *Microcystis novacekii* UAM 250. **Limnologia**, v. 39, p. 255-259, 2009.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C.A. Trait-Based community ecology of phytoplankton. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 615-639, 2008.

LOAIZA-RESTANO, A.M.; MARQUARDT, G.C.; FERRAGUR, C.; BICUDO, C.E.M. Spatial and temporal variation of the phytoplankton structure in cascading oligotrophic reservoirs of southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LE CREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiology**, v. 11, p. 143–170, 1958.

MACHADO, K.; BINI, L.; MELO, A. *et al.* Functional and taxonomic diversities are better early indicators of eutrophication than composition of freshwater phytoplankton. **Hydrobiologia**, 2022.

MARTÍNEZ-RUIZ, E.; MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 133, p. 36-46, 2016.

MATSUURA, P.; PERBICHE-NEVES G.; FERREIRA, R.A.R.; NOGUEIRA, M.G. Changes in the phytoplankton structure downstream a large reservoir: effects of tributaries on the assemblages attributes. **Biologia**, v. 70, p. 320–327, 2015.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: The General Secretarial of The Organization of American States (Serie Biologia/Monografia, 22), 1982.

NASELLI-FLORES, L.; ZOHARY, T.; PADISÁK, J. Life in suspension and its impact on phytoplankton morphology: an homage to Colin S. Reynolds. **Hydrobiologia**, 2020.

NOGUEIRA, M.G.; FERRAREZE, M.; MOREIRA, M.L.; GOUVÊA, R.M. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical - subtropical river (SE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 781-793, 2010.

PÁDISAK, J.I; BARBOSA, F.A.R.; KOSHEL, R.; KRIENITZ, L. Deep layer Cyanoprokariota maxima in temperate and tropical lakes. **Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology**, v. 58, p. 175-199, 2003.

PADISÁK, J.I; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PADISÁK, J.I.; GRIGORSZKY, I.; BORICS, G.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.

PAERL, H.W.; OTTEN, T.G. Harmful Cyanobacterial Blooms: causes, consequences and controls. **Microbial Ecology**, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013.

PERBICHE-NEVES, G.; FERREIRA, R.S.; NOGUEIRA, M.G. Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Parapanema River, Southeast Brazil). **Biologia**, v. 66, p. 967-976, 2011.

PETRUCIO, M.M.; BARBOSA, A.R.; FURTADO A.L.S. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the middle rio Doce basin, south-east Brazil. **Limnologia**, v. 36, p. 192-203, 2006.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975.

POLYAK, Y.; ZAYTSEVA, T.; MEDVEDEVA, N.G. Response of Toxic Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to Environmental Pollution. **Water Air and Soil Pollution**, v. 224, 2013.

PMQQS – Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce. **Portal Monitoramento rio Doce [online]**. Espírito Santo, 2022. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com>. Acesso em: 24 jul. 2022.

PRESCOTT, G.W.; BICUDO, C.E.M.; VINYARD, H.T. **A synopsis of North American Desmids**: part. II. Desmidiaceae: Placodermae (Section 4). Lincoln: University of Nebraska Press, 1981.

RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ARCIFA, M.S.; PERTICARRARI, A. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 75–85, 2009.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lakes systems. **Holarctic Ecology**, v. 3, p. 141-159, 1980.

REYNOLDS, C.S. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. In: F.E. ROUND (Ed.) **Algae and the Aquatic Environment**. Bristol: Biopress, p. 283–311, 1988.

REYNOLDS, C.S. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. **Schweiz. Z. Hydrol.**, v. 49, p. 220-236, 1987.

REYNOLDS C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge Studies in Ecology, Camb. Univ. Press., 1984.

REYNOLDS, C.S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 9-14, 1994.

REYNOLDS C.S. **Vegetation processes in the pelagic**: a model for ecosystem theory. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute, 1997.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton designer, or how to predict compositional responses to trophic-state change. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 123-132, 2000.

REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University, 2006.

REYNOLDS, C.S.; CARLING, P.A.; BEVEN, K.J. Flow in river channels: new insights into hydraulic retention. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 121, n. 2, p. 171-179, 1991.

REYNOLDS, C.S.; DESCY, J.P.; PADISÁK, J. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? **Hydrobiologia**, v. 289, p. 1-7, 1994.

REYNOLDS, C.S.; DESCY J.P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Archiv für Hydrobiologie Supplement.**, v. 113, n. 1-4, p. 161-187, 1996.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponível em: <http://www.rstudio.com>. Acesso em: 05 mai. 2022.

GRACO-ROZA, C.; SOININEN, J.; CORREIA, G.; PACHECO, F.; MIRANDA, M.; DOMINGOS, P.; MARINHO, M. Functional rather than taxonomic diversity reveals changes in the phytoplankton community of a large dammed river. **Ecological Indicators**, v. 121, 2020.

RODRIGUES, L.C.; TRAIN, S.; BOVO-SCOMPARIM, V.M.; JATI, S.; BORSALLI, C.C.J.; MARENGONI, E. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 501-516, 2009.

ROLLWAGEN-BOLLENS, G.; HOLMLUND, T.; WAIT, J. Actively participating in university-sponsored ecological research increases high school student's knowledge of and attitudes about science. **Frontiers in Environmental Science**, 2022.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, W.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R.; CARVALHO, L.R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v. 126, p. 249-263, 2008.

SANTANA, L.M.; CROSSETTI, L.O.; FERRAGUT, C. Ecological status assessment of tropical reservoirs through the assemblage index of phytoplankton functional groups. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, p. 1-10, 2017.

SANTOS, L.G.; MACHADO, L.S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. Os grupos funcionais fitoplantônicos nos reservatórios. **Iheringia, Série Botânica**, v. 73, n. 2, p. 135-145, 2018.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois University Press, Urbana, 1964.

SILVA, D.F.; GALVÍNIO, J.D.; ALMEIDA, H.R.R.C. A qualidade de água na totalidade da bacia hidrográfica do rio São Francisco e suas causas. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v.7, n.4, p.133-151, 2010.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, 1949.

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, n. 7, p. 698-714, 2007.

SOUZA, J.R.; MORAES, M.E.B.; SONODA, S.L.; SANTOS, H.C.R.G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista eletrônica do PRODEMA**, v. 8 n. 1, 2014.

SOUZA, M.B.G.; BARROS, C.F.A.; BARBOSA, F.A.R.; HAJNAL, E.; PADISAK, J. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hidrobiologia**, v. 607, p. 211–224, 2008.

STEVENSON, R.J. **Algae of River Ecosystems**. Encyclopedia of Inland Waters, 2009.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada. 2 Ed. Ottawa: Bulletin, 1972.

SUN J.; AND LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1331-1346, 2003.

TANIGUCHI, G.M.; ROCHA, O.; SENNA, P.A.C. A comunidade fitoplanctônica de um lago tropical no sudeste do Brasil (Lago Dom Helvécio, Estado de Minas Gerais). **Caderno de Pesquisa Série Biologia**, v. 15, n. 1, p. 29-55, 2003.

TORGAN, L.C. **Floração de algas: composição causa e consequências**. *Ínsula*, v. 19, p. 15-34, 1989.

TUCCI, C.E.M. Drenagem urbana. **Ciência e Cultura (online)**, v. 55, n. 4, 2003.

TUCCI, C.E.M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

TUNDISI, J.G.; GALIJURI, M.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; IBAÑEZ, M.S.R.; MIRAMURA, O. Limnology of fifteen lakes in the middle rio Doce lake system. In: SAIJO, Y.; TUNDISI, J.G. **Limnological studies in Rio Doce Valley lakes and Pantanal wetland, Brazil**. Nagoya University, Nagoya, p. 147-162, 1987.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. 1 Ed. Oficina de textos, 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; BARBOSA, F.A.R.; GENTIL, J.G.; RUGAM, C.; PONTES, M.C.F.; ALEIXO, R.C.; OKANO, W.Y.; SANTOS, L.C. **Estudos limnológicos no Parque Florestal do Rio Doce, MG**. São Carlos: UFSCar, 1978.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PONTES, M.C.F.; GENTIL, J.G. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake D. Helvecio. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 5-14, 1981.

UEHLINGER, V. Étude statistique des methods de dénombrement planctonique. **Arch. Sci.**, v. 17, p. 121-123, 1964.

UTHERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-39, 1958.

UTKILEN H.; GJOLME, N. Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 61, p. 797-800, 1995.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; DEVERCELLI, M.; GARCÍA DE EMILIANI, M.O. Phytoplankton. In: IRIONDO, M.; PAGGI, J.C.; PARMA, J. (Ed.). **The Middle Paraná River**. Limnology of a Subtropical Wetland. Springer-Verlag, Berlin, p. 177-203, 2007.

## **CAPÍTULO 1**

**Abordagem dos grupos funcionais do fitoplâncton em rio atingido por rejeitos de mineração no estado do Espírito Santo, Brasil**

**Phytoplankton functional groups approach in a river affected by ore tailings in the state of Espirito Santo, Brazil**

Autores: Amanda Martins Batista<sup>1</sup> • Valéria de Oliveira Fernandes<sup>2</sup>

<sup>(1)</sup> Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, CEP 29075-910, Vitória, ES, Brasil.

<sup>(2)</sup> Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Ciências Biológicas, CEP 29075-910, Vitória, ES, Brasil.

\*Autor para correspondência: ama98nda@gmail.com



## RESUMO

A importância da abordagem funcional na associação de organismos que detém aspectos morfofisiológicos e ecológicos similares, é atribuída à busca por entendimento dos padrões de respostas que apresentam ao longo de mudanças nos ecossistemas em escalas espaciais e temporais. Sendo os grupos funcionais do fitoplâncton amplamente utilizados na descrição de comunidades fitoplanctônicas, que inseridas em diferentes cenários antrópicos e naturais podem exibir respostas variáveis. Em razão disto, este estudo objetivou analisar a dinâmica dos grupos funcionais do fitoplâncton no espaço e tempo, determinando sua relação com as variáveis ambientais em trecho no Baixo rio Doce em período posterior a passagem dos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Mariana (MG). As hipóteses foram pautadas na eficiência da abordagem funcional, revelando respostas dos grupos funcionais às condições ambientais do rio, sendo a variação temporal mais importante para explicar a dinâmica dos grupos funcionais que a espacial. O estudo integrou dados coletados nos anos de 2018 a 2021 durante os períodos seco e chuvoso, na subsuperfície de quatro estações amostrais situadas no Baixo rio Doce. Não houve variação espacial dos grupos funcionais entre as estações amostrais, no entanto foi constatada a variação em escalas temporais. As espécies foram reunidas em 20 grupos funcionais (A, B, C, D, F, J, K, Lo, MP, NA, P, S1, SN, TB, Tc, Td, W1, W2, X1 e X2), com maior relevância para A, J, K, Lo, TB, W2, X1 e X2. Cinco códons foram característicos de períodos seco (A, J e TB) e chuvoso (K e Lo). Os grupos funcionais foram comuns a ambientes lóticos meso-eutróficos, típicos de águas misturadas e turvas. Temperatura da água, material particulado em suspensão, fosfato, alumínio e ferro totais foram maiores na estação chuvosa, enquanto o oxigênio dissolvido e salinidade na estação seca. Os códons X1, TB, W2 foram relacionados principalmente a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido e X1 a temperatura da água. Foi evidenciado maior grau de trofia nas estações amostrais próximas a foz. O presente estudo mostrou a influência da variabilidade das propriedades físicas e químicas na seleção das associações fitoplanctônicas ao longo dos períodos temporais.

**Palavras-chave:** Clorofila *a* • fluvial • fluxo • microalgas • nutrientes

## ABSTRACT

The importance of the functional approach in the association of organisms that have similar morphophysiological and ecological aspects is attributed to the search for understanding the patterns of responses that they present along changes in ecosystems in spatial and temporal scales. The functional groups of phytoplankton are widely used in the description of phytoplankton communities, which, when inserted in different anthropic and natural scenarios, can exhibit variable responses. As a result, this study aimed to analyze the dynamics of phytoplankton functional groups in time and spatial variation, determining their relation with environmental variables in a stretch of the Lower river Doce in a period after the passage of mining tailings from the Mariana (MG) dam's rupture. The hypotheses were based on the efficiency of the functional approach, revealing responses of the functional groups to the environmental conditions of the river, with the temporal variation being more important to explain the dynamics of the functional groups than the spatial one. The study integrated data collected in the years 2018 to 2021 during the dry and rainy seasons, in the subsurface and in the limnetic region of four sampling stations located in the Lower Doce river. There was no spatial variation of the functional groups between the sampling stations, however the variation in temporal scales was observed. The species were grouped into 20 functional groups (A, B, C, D, F, J, K, Lo, MP, NA, P, S1, SN, TB, Tc, TD, W1, W2, X1 and X2), with bigger relevance for A, J, K, Lo, TB, W2, X1 and X2. Five codons were characteristic of dry (A, J and TB) and rainy (K and Lo) periods. The functional groups were common to meso-eutrophic lotic environments, typical of mixed and turbid waters. Water temperature, suspended particulate matter, phosphate, aluminum and total iron, were higher in the rainy season, while dissolved oxygen and salinity were higher in the dry season. Codons X1, TB, W2 were mainly related to the concentration of dissolved inorganic nitrogen and X1 to water temperature. A bigger degree of trophic was evidenced in the sampling stations close to the river mouth. The present study showed the influence of the variability of physical and chemical properties on the selection of phytoplankton associations throughout the dry and rainy seasons.

**Keywords:** Chlorophyll *a* • flow • microalgae • nutrients • riverine

## 1. INTRODUÇÃO

Uma variedade de fatores influencia a dinâmica das espécies do fitoplâncton (REYNOLDS *et al.*, 2002), e se relacionam com os critérios adaptativos particulares das espécies, uma vez que definem suas respostas frente alterações nas características ambientais (REYNOLDS, 1984). Deste modo, à medida em que condições críticas particulares predominam em um ambiente, maior será a vantagem seletiva de organismos que toleram tais condições (REYNOLDS, 2006). Certamente, a principal característica do fitoplâncton fluvial se refere à sua capacidade de resistir as forças de seleção destes ambientes dinâmicos, mantendo seu crescimento em condições de mistura e fluxo permanente (DESCY *et al.*, 2011; NASELLI-FLORES *et al.*, 2020; REYNOLDS, 1994), além de apresentarem mecanismos compensatórios para os processos de perda relacionados principalmente as restrições físicas dos ambientes lóticos (DEVERCELLI e O'FARRELL, 2013).

O conceito de grupos funcionais considera a preferência de determinadas espécies em relação as características das águas superficiais, como as condições de mistura na coluna d'água, irradiância, sazonalidade e status trófico do curso hídrico (REYNOLDS *et al.*, 2002; 2006), não se limitando as relações filogenéticas (BRASIL e HUSZAR, 2011). Esta abordagem parte de um modelo de associações de espécies que compartilham características similares no que se refere a morfologia, fisiologia e respostas as condições do meio (PADISÁK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002; 2006), tendo em vista a necessidade de descrever o funcionamento das comunidades (BRASIL e HUSZAR, 2011; KRUK *et al.*, 2020).

É de consenso que os ecossistemas aquáticos continentais estão sujeitos a modificações em seu funcionamento seja por origem natural ou antrópica em um contexto espacial e temporal (GIARDINO *et al.*, 2019). No entanto as alterações nas propriedades hidrológicas (DEVERCELLI, 2010; REYNOLDS *et al.*, 1993), a sazonalidade (YANG *et al.*, 2015), os avanços das atividades antrópicas (ABONYI *et al.*, 2012; 2014), assim como a disponibilidade de recursos nos sistemas (COSTA *et al.*, 2009; REYNOLDS, 2006; SOUZA *et al.*, 2016) e processos de eutrofização (SOARES *et al.*, 2007) são fatores influenciadores da dinâmica dos grupos funcionais, visto que é intrínseco dos organismos fitoplanctônicos a ampla variabilidade entre diferentes ambientes e períodos de tempo (ABONYI *et al.*, 2012).

Considerando os períodos temporais e a espacialidade, este trabalho busca elucidar como os grupos funcionais do fitoplâncton estão distribuídos e quais os fatores ambientais

influenciadores de sua dinâmica durante os anos 2018 a 2021 na porção capixaba do rio Doce. As hipóteses foram: (i) o fator tempo será mais importante para explicar a distribuição dos grupos funcionais fitoplanctônicos do que a espacialidade no trecho do Baixo rio Doce; (ii) os grupos funcionais do fitoplâncton respondem às condições ambientais, demonstrando a eficiência da abordagem dessas associações funcionais. Este estudo está vinculado ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Ambiental, responsável pelo monitoramento da comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas de trecho do Baixo rio Doce e ecossistemas aquáticos associados em período posterior ao rompimento da barragem de Fundão.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo e Período de Amostragem

O rio Doce é um importante ecossistema fluvial do estado do Espírito Santo e a Bacia Hidrográfica onde está inserido e que recebe seu nome é extremamente relevante para do Sudeste do Brasil. O rio Doce percorre trechos com vegetação ripária, erodidos, com elevada urbanização e industrialização, áreas agrícolas, pastagens, desmatamento da vegetação marginal, assoreados pela grande quantidade de material alóctone depositado em seu leito, sendo utilizado para múltiplos fins, como abastecimento público, irrigação, atividade pesqueira, produção de energia elétrica e como receptor de efluentes de diversas origens. A calha do rio recebeu elevada carga de rejeitos de mineração provenientes da ruptura na barragem de Fundão localizada no Complexo Industrial de Germano, na cidade de Mariana, em Minas Gerais, em novembro de 2015.

A amostragem ocorreu em quatro estações amostrais localizadas ao longo do Baixo rio Doce no Espírito Santo. A estação amostral EA0 situada no distrito de Itapina, a montante do centro de Colatina/ES, (EA0: 19°31'39.5"S e 40°48'45.2"W) e três estações amostrais localizadas em Linhares/ES (EA21: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W; EA22: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W; EA26: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W) (Fig.3). A coleta das amostras para o estudo dos grupos funcionais fitoplanctônicos e variáveis ambientais ocorreram mensalmente durante o período de out/18 a mar/20 e dez/20 a set/21, com exceção dos meses de out/19 e mar/21. Foram considerados os períodos chuvosos (C1: out/18 a mar/19; C2: nov/19 a mar/20; C3: dez/20 a mar/21) e secos (S1: abr/19 a set/19; S3: abr/21 a set/21) conforme o regime pluvial da Bacia descrito pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2021).

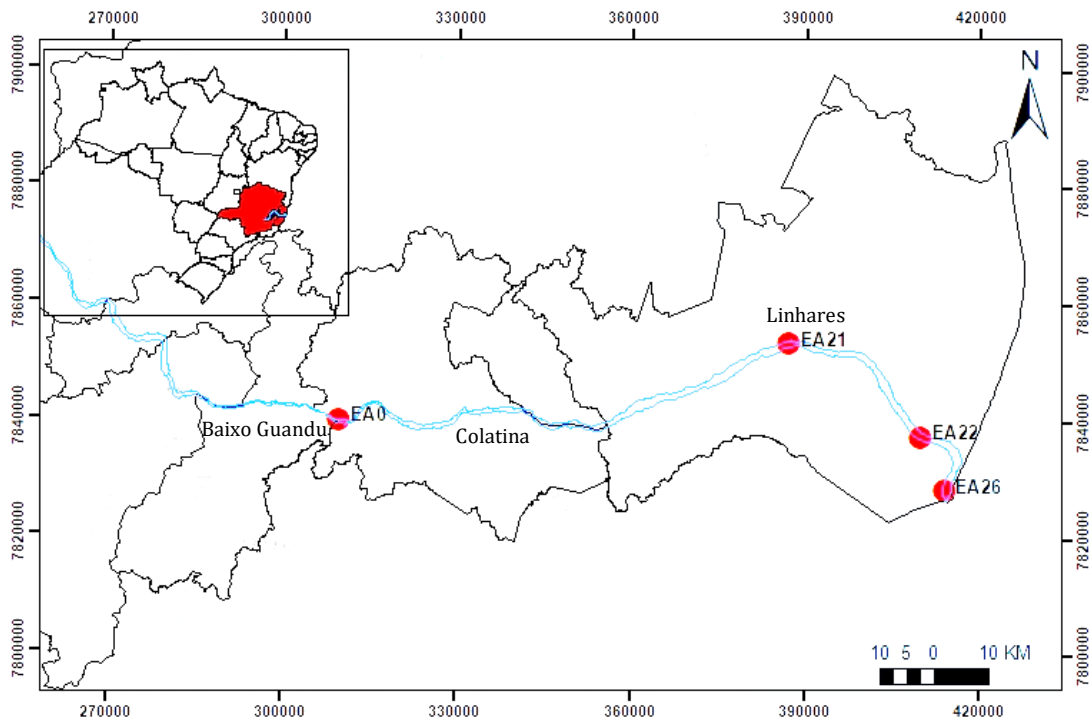


Figura 3. Localização das estações amostrais no curso do Baixo rio Doce, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26).

## 2.2. Coleta de Dados e Análises dos Fatores Abióticos

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela plataforma Monitoramento rio Doce de responsabilidade do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS, 2022) e Fundação Renova medidos em pontos próximos das estações amostrais.

As vazões fluviais foram mensuradas utilizando os medidores acústicos ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) e RiverRay, com o processamento das análises no software Winriver II (RDInstruments) no Laboratório de Hidráulica e Monitoramento Ambiental da UFES (HidroLab) e os dados foram cedidos pelo Subprojeto Hidrologia do PMBA.

As variáveis temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e salinidade foram mensuradas *in situ* com sonda multiparamétrica YSI (Horiba U-53). As amostras para a quantificação no Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental da UFES (LimnoLab) foram coletadas na subsuperfície da água e armazenadas em frascos de polipropileno sob refrigeração. Os dados foram cedidos pelo Subprojeto Limnologia do

PMBA. As amostras de água de cada estação amostral foram filtradas à vácuo em membranas de acetato de celulose de 47 mm com porosidade nominal de 0.45 µm para a determinação do material particulado em suspensão e dos nutrientes dissolvidos fosfato, silicato e nitrogênio inorgânico dissolvido (constituído pelo somatório dos valores de nitrito, nitrato e amônio), os quais foram obtidos pela Análise de Fluxo Contínuo (CFA) com o Seal Autoanalyzer (AA3) que contém métodos certificados USEPA. A concentração de clorofila *a* foi determinada segundo Strickland e Parsons (1972), adaptado por Barroso e Littlepage (1998). A alcalinidade total foi determinada com base em APHA (2005) no LimnoLab. Os metais ferro e alumínio totais foram mensurados por Espectrometria Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado com detecção por Espectrometria de Massas (ICP-MS) segundo a EPA3515A no Laboratório de Ensaio de Combustíveis da UFMG (LEC-UFMG) e cedidos pelo Subprojeto Metais e Contaminantes Orgânicos do PMBA.

O Índice de Estado Trófico foi calculado utilizando a concentração de fósforo total e clorofila *a*, como proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, classificando como ultraoligotrófico ( $IET \leq 47$ ), oligotrófico ( $47 < IET \leq 52$ ), mesotrófico ( $52 < IET \leq 59$ ), eutrófico ( $59 < IET \leq 63$ ) e supereutrófico ( $63 < IET \leq 67$ ).

A Resolução CONAMA 357/05 para a água doce, classe 02, foi utilizada para fins consultivos, considerando que a classe preconiza a destinação da água ao abastecimento público após tratamento convencional, irrigação de hortaliças e áreas públicas como parques e campos de lazer, usos recreativos de contato primário, aquicultura, pesca e proteção da vida aquática (BRASIL, 2005).

### 2.3. Coleta de Dados e Análises do Fitoplâncton

As amostras para as análises qualitativas do fitoplâncton foram coletadas por meio de arrastos horizontais com rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm na subsuperfície da água e armazenadas em frascos de vidro transparentes, com parte das amostras mantidas vivas e parte das amostras fixadas com solução formalina 4%. A comunidade fitoplanctônica foi identificada (composição taxonômica) em menor nível taxonômico possível através da consulta às bibliografias específicas (BICUDO e MENEZES, 2017; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 1999; 2005; KOMÁREK e FOTT, 1983, PRESCOTT *et al.*, 1981 entre outras) e a nomenclatura revisada conforme a classificação taxonômica do banco de dados global Algaebase (GUIRY e GUIRY, 2022).

As amostras para a quantificação do fitoplâncton foram coletadas manualmente na subsuperfície da água, fixadas com lugol acético 5% e acondicionadas em frasco âmbar no escuro. A análise quantitativa ocorreu em microscópio óptico invertido pelo método de sedimentação em câmaras proposto por Uthermöhl (1958), com contagem em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964).

O biovolume do fitoplâncton foi calculado com base na semelhança dos organismos com formas geométricas tridimensionais (HILLEBRAND *et al.*, 1999; SUN E LIU, 2003). A dimensão celular média de cada táxon foi obtida em microscópio com câmera e régua acoplada, através da medição de pelo menos 20 indivíduos. O cálculo do biovolume ocorreu a partir da multiplicação do biovolume específico de cada táxon por sua densidade na amostra. O biovolume foi convertido e obtido em  $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ . Os táxons que apresentaram contribuição superior a 5% do biovolume total da amostra foram considerados representativos para o agrupamento funcional de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Padisák *et al.* (2008).

#### 2.4. Tratamento Estatístico

A Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), considerando a dissimilaridade de Bray-Curtis com 999 permutações, foi utilizada para investigar a significância das diferenças das associações fitoplancônicas entre os pontos amostrais e períodos temporais. Adicionalmente, para estabelecer os grupos funcionais característicos dos períodos seco e chuvoso, foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras pela função *IndVal* de Dufrêne e Legendre (1997). Visto que este método possibilita a análise individual das associações sem limitação no modo de divisão das condições ambientais. A colinearidade das variáveis ambientais selecionadas foi verificada pelo Fator de Inflação da Variância, pela função VIF ( $< 5$ ). As variáveis abióticas foram analisadas por meio da Análise de Componentes Principais (PCA). As relações entre os grupos funcionais do fitoplâncton e as variáveis abióticas foram avaliadas pela Análise de Redundância (RDA), utilizando a Análise de Variância (ANOVA) como teste de permutação para testar a significância do modelo estatístico e dos eixos canônicos individuais da RDA. Foi adotado o nível de significância 5%. A matriz de dados foi previamente padronizada em  $\log_{10}(x + 1)$ , exceto pH, e as análises estatísticas foram realizadas através do Ambiente RStudio, versão 4.2.0 (RSTUDIO TEAM, 2021).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Variáveis Abióticas

Os dados abióticos estão dispostos na Tabela 4. A temperatura da água variou entre 21 e 32 °C nas estações amostrais, com os valores máximos registrados na estação EA21. De modo geral, temperaturas mais elevadas foram registradas nos meses chuvosos e as menores nos meses secos. Os materiais particulados em suspensão (MPS) variaram de 0,53 a 310 mg.L<sup>-1</sup>, com médias de 29,60 (EA0), 41,10 (EA21), 47,70 (EA22) e 73,00 mg.L<sup>-1</sup> (EA26) durante o período amostrado, sendo o fator abiótico com os maiores coeficientes de variação, com 109,70% (EA22) a 150,31% (EA26) no decorrer do estudo. As maiores quantidades de MPS estiveram associadas aos meses com elevada precipitação (Fig. 5), sobretudo no segundo período chuvoso, com o aumento na vazão fluvial (Fig. 4).

A estação EA26 apresentou valores mais elevados de salinidade, que variaram de 0,03 a 0,64, sendo verificado que as estações EA0, EA21 e EA22 possuíam pouca variabilidade dos dados, em oposição a EA26, que apresentou coeficiente de variação de 166,29% devido a intrusão salina ocorrida no primeiro período seco, em set/19. Os maiores valores de salinidade foram verificados com frequência nos períodos secos em todas as estações amostrais. O pH variou de 5,88 a 8,98 nas estações amostrais, com o valor médio de 7,92, houve o registro de pH ácido no terceiro período seco (em jun/21) e básico principalmente nas amostragens do primeiro período seco e segundo período chuvoso para todas as estações amostrais.

A média de oxigênio dissolvido na água foi 7,71 mg.L<sup>-1</sup>, variando de 4,41 a 11,62 mg.L<sup>-1</sup>, estando acima do limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para classe 2 (< 5 mg.L<sup>-1</sup>) na maioria das amostragens, com exceção apenas para a EA0 no mês de abr/21, no terceiro período seco. Os valores de alcalinidade total oscilaram de 10 a 52 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, com as maiores concentrações ocorrendo principalmente nas EA22 e EA26 nas primeiras estações seca e chuvosa, com redução nos períodos subsequentes.

Quanto aos nutrientes dissolvidos, a concentração de silicato na água variou de 0,14 a 5,47 mg.L<sup>-1</sup>, com média de 3,06 mg.L<sup>-1</sup>, sendo o menor valor registrado na EA22 em nov/19 no segundo período chuvoso e os maiores em todas as estações amostrais em mai/22 no terceiro período seco.



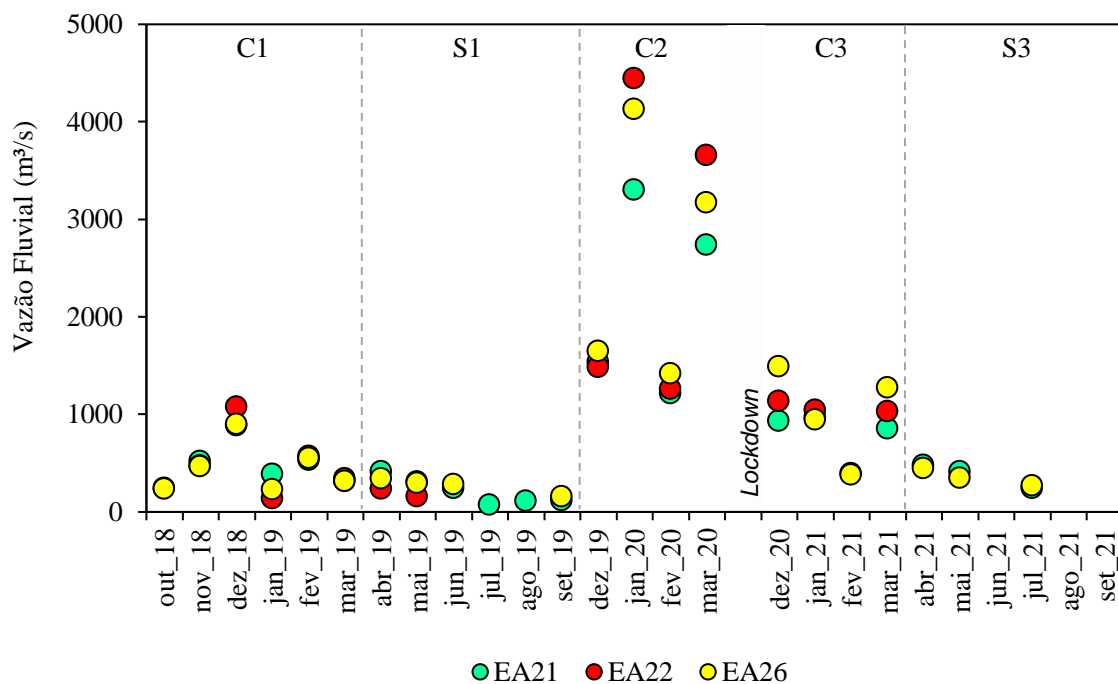


Figura 4. Dados de vazão fluvial mensurados em três estações amostrais no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3), cedidos pelo HidroLab/UFES. As linhas tracejadas verticais representam a separação entre os períodos.

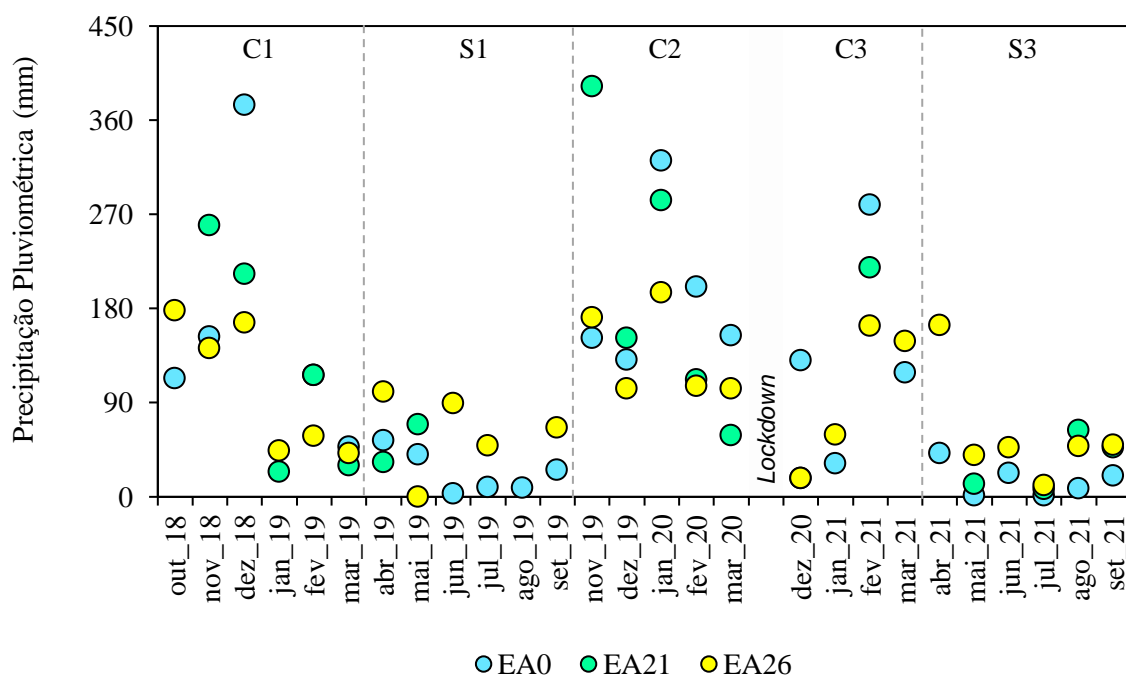


Figura 5. Dados de precipitação pluviométrica mensurados em três estações automáticas próximas aos locais de amostragem no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3), fornecidos pela base de dados do PMQQS. As linhas tracejadas verticais representam a separação entre os períodos.

Tabela 4. Estatística descritiva das variáveis abióticas com o número amostral, mínima, máxima, média, desvio padrão e coeficiente de variação para as estações amostrais no Baixo rio Doce. Os dados foram fornecidos pelo LimnoLab/ES e LEC/MG. (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= fosfato; NID= nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AlT= Alumínio total; FeT= Ferro total; IET= Índice de Estado Trófico).

	EA 0						EA 21					
	N	mín.	máx.	Média	DP	CV %	N	mín.	máx.	Média	DP	CV %
<b>T.ág (°C)</b>	25.00	22.91	31.48	27.21	2.44	8.98	26.00	20.98	31.99	27.80	2.54	9.14
<b>MPS (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	0.53	148.40	29.65	40.51	136.60	26.00	4.13	162.40	41.19	45.88	111.36
<b>Sal</b>	25.00	0.03	0.08	0.04	0.01	23.86	26.00	0.03	0.05	0.04	0.00	12.58
<b>pH</b>	25.00	5.88	8.85	7.87	0.65	8.20	26.00	6.15	8.65	7.91	0.54	6.79
<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	4.41	11.58	7.39	1.48	20.01	26.00	6.25	10.35	8.01	0.87	10.84
<b>Alc (mgCaCO3.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	10.00	38.10	25.70	7.06	27.46	26.00	15.00	35.70	24.84	5.26	21.16
<b>PO4 (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	5.57	50.48	26.26	10.72	40.82	26.00	7.08	43.07	19.15	7.29	38.07
<b>NID (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	648.68	3149.03	1946.41	790.08	40.59	26.00	818.87	3201.79	1974.07	763.12	38.66
<b>SiO4 (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	0.33	5.36	2.62	1.41	53.91	26.00	1.03	5.47	3.05	1.20	39.20
<b>AlT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	24.00	165.87	2030.98	808.61	554.68	68.60	26.00	107.07	2198.23	727.22	565.55	77.77
<b>FeT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	24.00	660.10	2960.56	1623.29	697.02	42.94	26.00	435.55	8361.79	2314.27	1707.89	73.80
<b>IET (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	44.93	54.65	50.02	2.58	5.15	26.00	38.91	59.88	53.18	4.47	8.41

	EA 22						EA 26					
	N	mín.	máx.	Média	DP	CV %	N	mín.	máx.	Média	DP	CV %
<b>T.ág (°C)</b>	25.00	22.56	32.63	27.74	2.81	10.11	26.00	23.33	30.49	27.08	2.25	8.32
<b>MPS (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	5.47	168.80	43.53	47.75	109.70	26.00	2.50	310.00	48.59	73.03	150.31
<b>Sal</b>	25.00	0.03	0.08	0.05	0.02	33.74	26.00	0.03	0.64	0.07	0.12	166.29
<b>pH</b>	25.00	6.08	8.98	8.01	0.65	8.15	25.00	6.09	8.79	7.90	0.59	7.46
<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	5.62	11.62	7.75	1.26	16.21	26.00	5.07	9.31	7.69	1.05	13.67
<b>Alc (mgCaCO3.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	16.00	52.00	27.09	8.80	32.49	26.00	15.00	48.00	27.23	7.83	28.77
<b>PO4 (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	2.12	42.86	17.88	7.84	43.87	26.00	4.17	34.36	17.85	6.81	38.16
<b>NID (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	951.65	3515.88	1996.12	797.91	39.97	26.00	593.54	3503.52	2006.59	818.66	40.80
<b>SiO4 (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	0.14	5.32	3.21	1.38	42.86	26.00	0.60	5.41	3.34	1.23	36.87
<b>AlT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	220.24	2980.06	762.96	709.12	92.94	26.00	107.02	1721.61	612.91	424.66	69.29
<b>FeT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	587.99	10363.38	2794.06	2107.06	75.41	26.00	558.74	9497.94	2566.92	1915.02	74.60
<b>IET (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	25.00	39.40	62.30	54.85	5.15	9.38	26.00	42.53	60.14	54.00	4.12	7.63

A concentração de fosfato oscilou de 2,12 a 50,48  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , com média de 20,30  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo o menor valor registrado na EA22 em fev/19 e o maior na EA0 em dez/18, ambos no primeiro período chuvoso. O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) oscilou de 593,54 a 3.515,88  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , apresentando teores máximos reduzidos no primeiro período chuvoso, não ultrapassando 1.500  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , as concentrações foram maiores no período seguinte e conservaram-se elevadas durante a segunda metade do estudo.

Quanto ao teor de metais na água, a concentração de alumínio total variou de 570 a 2.980  $\mu\text{g.L}^{-1}$  nas estações amostrais, sendo menores e com pouca oscilação durante os períodos chuvoso e seco iniciais, não excedendo 780  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . O segundo período chuvoso apresentou elevada concentração de alumínio, com o maior valor registrado na EA22 em jan/20. No terceiro período seco houve a redução no acúmulo de alumínio na água em todas as estações amostrais. Os teores de ferro total variaram entre 435,55 e 10.363,38  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , mostrando-se similares durante os primeiros períodos seco e chuvoso. No entanto, em fev e mar/20, na segunda estação chuvosa, apresentou valores acima de 6.000  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para as estações amostrais EA21, EA22 e EA26; em contrapartida, a segunda estação seca foi marcada por menor concentração de ferro na água.

O Índice de Estado Trófico (IET) permitiu classificar o trecho estudado do Baixo rio Doce como mesotrófico, abrangendo diferentes graus de trofia ao longo do estudo, com variação de ultraoligotrófico (38,90  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) a eutrófico (62,30  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), já muito próximo de supereutrófico (Fig. 6).

Na estação EA0, as condições variaram de ultraoligotrofia a mesotrofia e nas demais estações amostrais (EA21, EA22 e EA26) oscilaram entre ultraoligotrofia e eutrofia. Sendo assim, a EA0 apresentou o menor grau de trofia, sendo classificada como oligotrófica em ambos períodos temporais e mesotrófica em amostragens nos primeiros anos (2018-2019). As estações EA21 e EA22 foram caracterizadas na maioria das amostragens como mesotróficas, embora em alguns meses, principalmente a EA22 atingindo eutrofia na estação seca e chuvosa; EA21 e EA22 variaram de oligo a mesotróficas no ano seguinte (2021). A estação EA26 apresentou os maiores valores do IET, sendo classificada como mesotrófica em quase todas as amostragens, com exceção dos períodos chuvosos dos primeiros anos, quando foi definida como eutrófica.

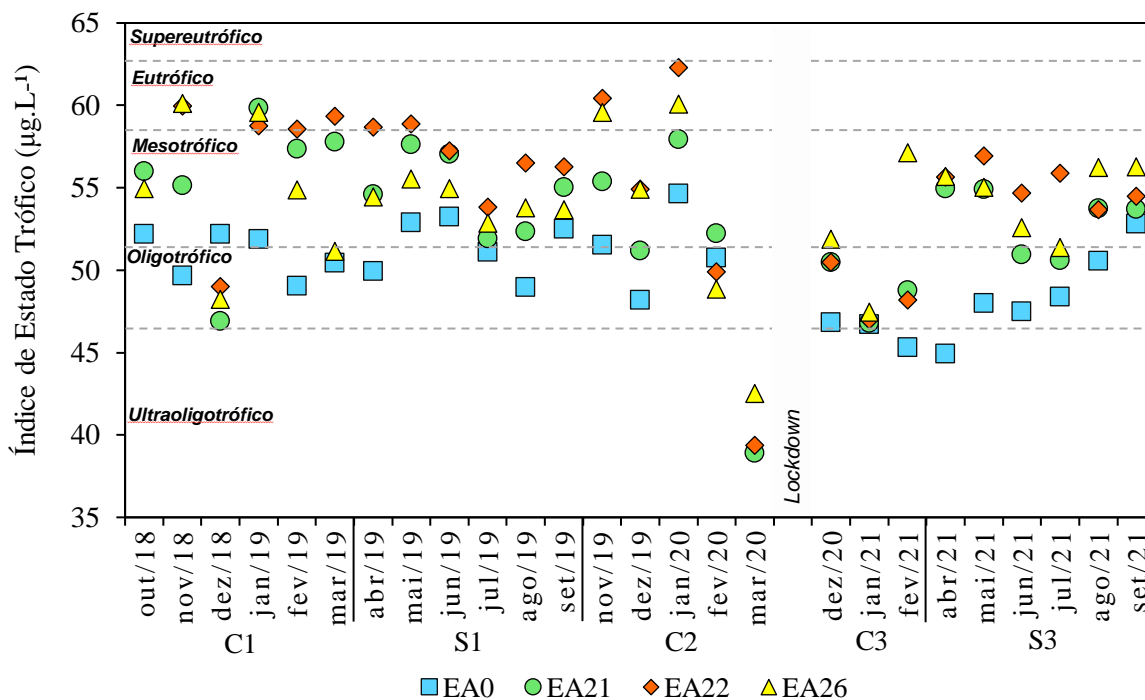


Figura 6. Estado trófico das quatro estações amostradas no Baixo rio Doce nos períodos secos (S1 e S3) e chuvosos (C1, C2 e C3). As linhas tracejadas horizontais representam a separação dos graus de trofia segundo Lamparelli (2004).

A Análise de Componentes Principais (PCA) mostrou que existe variação temporal das variáveis ambientais no rio Doce, apesar da ausência de espacialidade (Fig. 7). O eixo 1 da PCA explicou 23,44% da variação dos dados e o eixo 2 explicou 17,28%, que conjuntamente explicaram 40,72% da variabilidade dos dados. Os fatores temperatura da água, MPS, fosfato, alumínio e ferro totais apresentaram os maiores valores nas amostras coletadas em período chuvoso, enquanto o oxigênio dissolvido e a salinidade apresentaram valores mais elevados durante o período seco. As variáveis temperatura da água, MPS, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade, NID, fosfato, silicato, IET, alumínio e ferro totais foram utilizadas no modelo, visto que não houve restrição por colinearidade segundo a função VIF ( $< 5$ ).

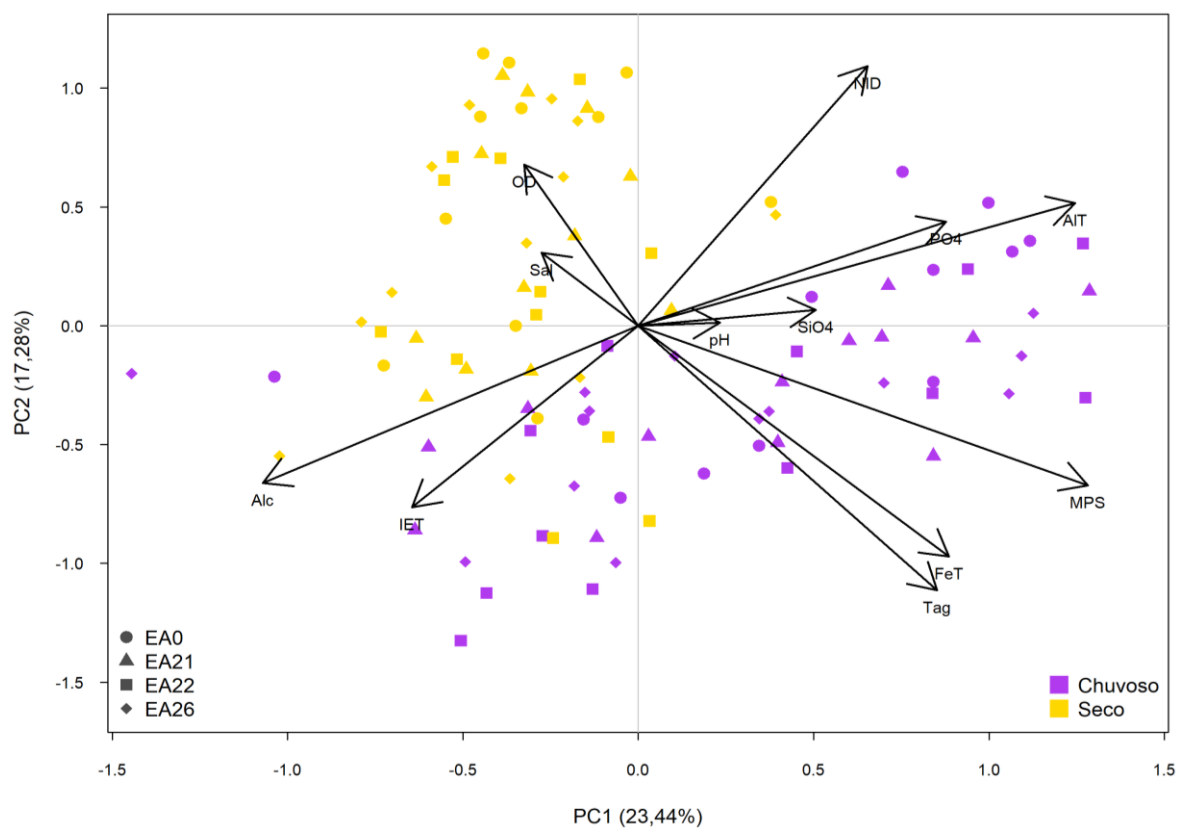


Figura 7. Análise de Componentes Principais entre as variáveis abióticas mensuradas nas quatro estações amostrais do Baixo rio Doce ao longo dos anos estudados, de out/18 a set/21. Os dados foram cedidos pelos laboratórios LimnoLab/ES e LEC/MG (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AIT= Alumínio total; FeT= Ferro total; IET= Índice de Estado Trófico). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso.

### 3.2 Grupos Funcionais do Fitoplâncton

Foram registrados 169 táxons, sendo que destes, 91 táxons foram considerados para o agrupamento por apresentarem biovolume correspondente ou superior a 5% do biovolume total (Tab. 5). Os táxons foram distribuídos nas classes fitoplanctônicas Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae, Xanthophyceae e Zygnematophyceae.

Foram identificados 20 grupos funcionais fitoplanctônicos (A, B, C, D, F, J, K, Lo, MP, NA, P, S<sub>1</sub>, S<sub>N</sub>, T<sub>B</sub>, T<sub>C</sub>, T<sub>D</sub>, W<sub>1</sub>, W<sub>2</sub>, X<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>) nas quatro estações amostrais. Dentre estes, 18 associações foram identificadas nas estações amostrais EA0 e EA26, enquanto 17 foram identificados para a EA21 e EA22. Além disso, 14 associações fitoplanctônicas foram comuns aos quatro pontos amostrados: A, C, D, F, J, K, Lo, NA, S<sub>1</sub>, S<sub>N</sub>, T<sub>B</sub>, W<sub>2</sub>, X<sub>1</sub> e X<sub>2</sub> (Fig. 8).

Da totalidade dos códons determinados, cinco agruparam o maior número de táxons: T<sub>B</sub> (24), J (8), F (6), NA (6) e W<sub>2</sub> (6). A descrição dos representantes dos códons identificados está contida na Tabela 6. Embora a elevada representatividade do códon X<sub>2</sub> em termos de biovolume, o aumento considerável em sua contribuição relativa ocorreu a partir do segundo período chuvoso, enquanto a contribuição do códon J se intensificou durante o terceiro período seco e do códon Lo no primeiro período chuvoso nas estações amostrais. Os códons B, T<sub>C</sub> e T<sub>D</sub> ocorreram apenas nos períodos secos, enquanto W<sub>1</sub> apenas nos períodos chuvosos.

Os grupos funcionais não apresentaram variação espacial significativa ( $F=1,17$ ;  $p=0,318$ ) segundo a PERMANOVA. No entanto foi verificada a variação significativa dos grupos funcionais entre os períodos temporais ( $F=5,60$ ;  $p=0,001$ ). O Valor Indicador Individual determinou cinco grupos funcionais capazes de representar os períodos seco e chuvoso, o K ( $p=0,011$ ) e Lo ( $p=0,005$ ) foram característicos do período chuvoso e os códons A ( $p=0,009$ ), J ( $p=0,001$ ) e T<sub>B</sub> ( $p=0,027$ ) foram característicos do período seco (Tab.7).

Tabela 5. Grupos funcionais do fitoplâncton *sensu* Reynolds *et al.* (2002) e Padišák *et al.* (2009) identificados no Baixo rio Doce e registros nos períodos temporais (s= seco; c= chuvoso).

Códon	EA0	EA21	EA22	EA26	Táxons
A	s	s	c s	s	<i>Urosolenia eriensis</i>
B	s	-	-	-	<i>Hydrosera whampoensis</i>
C	s	s	c	s	<i>Asterionella</i> sp., <i>Aulacoseira ambigua</i> e <i>Aulacoseira</i> sp.
D	c s	c s	c s	c s	<i>Encyonema</i> sp., <i>Nitzschia</i> sp., <i>Synedra goulardii</i> , <i>Synedra</i> sp. e <i>Ulnaria ulna</i>
F	c	c s	s	c	Chlorophyceae 1, <i>Coenococcus planctonicus</i> , <i>Kirchneriella lunaris</i> , <i>Mucidosphaerium pulchellum</i> , <i>Selenastrum bibraianum</i> e <i>Westella botryoides</i>
J	s	c s	c s	c s	<i>Actinastrum hantzschii</i> , <i>Centrtractus</i> sp., <i>Desmodesmus opoliensis</i> , <i>Pediastrum duplex</i> , <i>Scenedesmus obtusus</i> , <i>Scenedesmus quadricaudatus</i> , <i>Tetradesmus bernardii</i> e <i>Tetradesmus lagerheimii</i>
K	c s	c s	c s	c s	<i>Aphanocapsa anullata</i> e <i>Synechococcus nidulans</i>
Lo	c s	c s	c s	c s	<i>Gymnodinium</i> sp., <i>Synechocystis aquatilis</i> e <i>Synechocystis</i> sp.
MP	s	c	-	s	<i>Characiopsis longipes</i> , <i>Oscillatoria</i> sp. e <i>Terpsinoe musica</i>
NA	c	c s	c	c s	<i>Cosmarium contractum</i> , <i>Cosmarium margaritatum</i> , <i>Cosmarium obtusatum</i> , <i>Cosmarium</i> sp., <i>Cosmarium</i> sp.2 e <i>Staurodesmus subulatus</i>
P	c	-	c s	c	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium</i> sp. e <i>Closterium setaceum</i>
S1	c s	c s	c s	c s	<i>Planktolyngbya limnetica</i> , <i>Pseudanabaena catenata</i> e <i>Pseudanabaena limnetica</i>
SN	c s	c s	s	c s	<i>Raphidiopsis raciborskii</i>

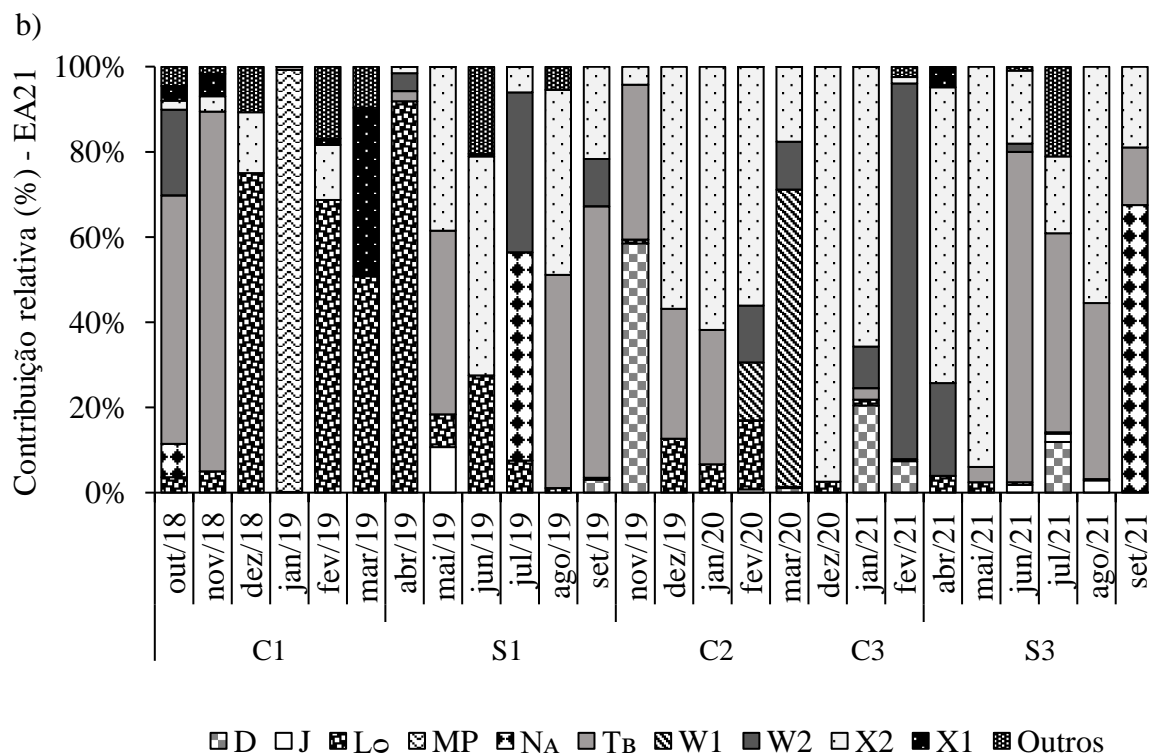
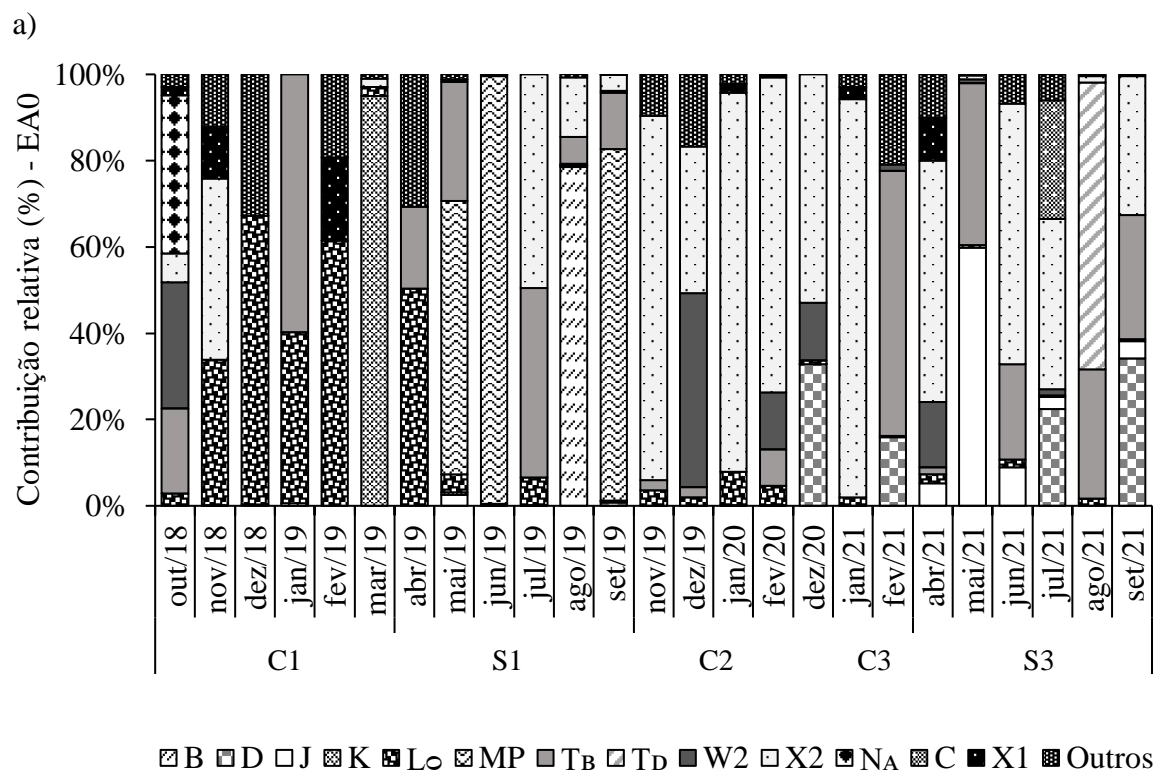
Tabela 5. Continuação.

Códon	EA0	EA21	EA22	EA26	Táxons
T <sub>B</sub>	c s	c s	c s	c s	<i>Achnantheidium minutissimum</i> , <i>Cocconeis</i> sp., <i>Cocconeis disculus</i> , <i>Cymbella</i> sp., <i>Cymbella</i> cf. <i>tumida</i> , <i>Frustulia rhomboides</i> , <i>Fragilaria</i> sp., <i>Gomphonema parvulum</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Navicula rostellata</i> , <i>Navicula</i> sp., <i>Navicula</i> sp.2, Pennales 1, Pennales 2, Pennales 3, Pennales 4, <i>Pinnularia</i> sp., <i>Pinnularia</i> sp.2, <i>Pinnularia</i> sp.3, <i>Pleurosira laevis</i> , <i>Surirella linearis</i> , <i>Surirella</i> sp., <i>Surirella</i> sp.2, <i>Surirella</i> sp.3 e <i>Surirella</i> sp.4.
T <sub>C</sub>	-	s	s	s	<i>Kamptonema formosum</i>
T <sub>D</sub>	s	-	-	-	<i>Oedogonium</i> sp.
W <sub>1</sub>	-	c	c	c	<i>Euglena</i> sp., <i>Lepocinclis fusiformis</i> , <i>Lepocinclis ovum</i> , <i>Lepocinclis</i> sp. e <i>Phacus pleuronectes</i>
W <sub>2</sub>	c s	c s	c s	c s	<i>Strombomonas</i> sp., <i>Strombomonas</i> sp.2, <i>Trachelomonas armata</i> , <i>Trachelomonas hispida</i> , <i>Trachelomonas</i> cf. <i>volvocinopsis</i> e <i>Trachelomonas volvocina</i>
X <sub>1</sub>	c s	c s	c s	c s	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Choricystis</i> sp., <i>Monoraphidium contortum</i> e <i>Monoraphidium griffithii</i>
X <sub>2</sub>	c s	c s	c s	c s	<i>Chlamydomonas epibiotica</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Cryptomonas brasiliensis</i> , <i>Cryptomonas</i> sp.



Tabela 6. Representantes típicos dos códons encontrados nas estações amostrais do Baixo rio Doce e ambientes que habitam segundo Reynolds *et al.* (2002) e Padisák *et al.* (2009).

<b>Códon</b>	<b>Descrição dos Representantes e Habitats</b>
A	Diatomáceas de ambientes oligotróficos claros e misturados
B	Diatomáceas de ambientes mesotróficos misturados
C	Diatomáceas de ambientes eutróficos misturados
D	Diatomáceas de ambientes rasos, túrbidos e enriquecidos
F	Clorofíceas coloniais de ambientes com epilímnio claro
J	Algas verdes de rios rasos e enriquecidos, sensíveis a pouca luz
K	Pequenas cianobactérias unicelulares ou coloniais de sistemas ricos em nutrientes
Lo	Dinoflagelados e cianobactérias coccóides adaptadas a ambientes oligo-eutróficos, rasos ou profundos
MP	Diatomáceas e cianobactérias de sistemas rasos e túrbidos
NA	Desmídias de ambientes oligo-mesotróficos e de baixas latitudes
P	Diatomáceas e desmídias de corpos d'água eutróficos
S1	Cianobactérias filamentosas boas antenas de luz, comuns a ambientes túrbidos e misturados
SN	Cianobactérias filamentosas boas antenas de luz, adaptadas a ambientes túrbidos, mesclados e quentes
TB	Diatomáceas de ambientes altamente lóticos
Tc	Cianobactérias filamentosas de ambientes enriquecidos ou com baixo fluxo e macrófitas submersas
Td	Clorofíceas filamentosas de ambientes mesotróficos ou com baixo fluxo e macrófitas submersas
W1	Euglenofíceas de águas ricas em matéria orgânica
W2	Euglenofíceas (providas de lóricas) de ambientes mesotróficos
X1	Pequenas algas verdes de ambientes misturados, rasos e eutróficos
X2	Nanoplâncton móvel por flagelos, comuns a águas meso-eutróficas



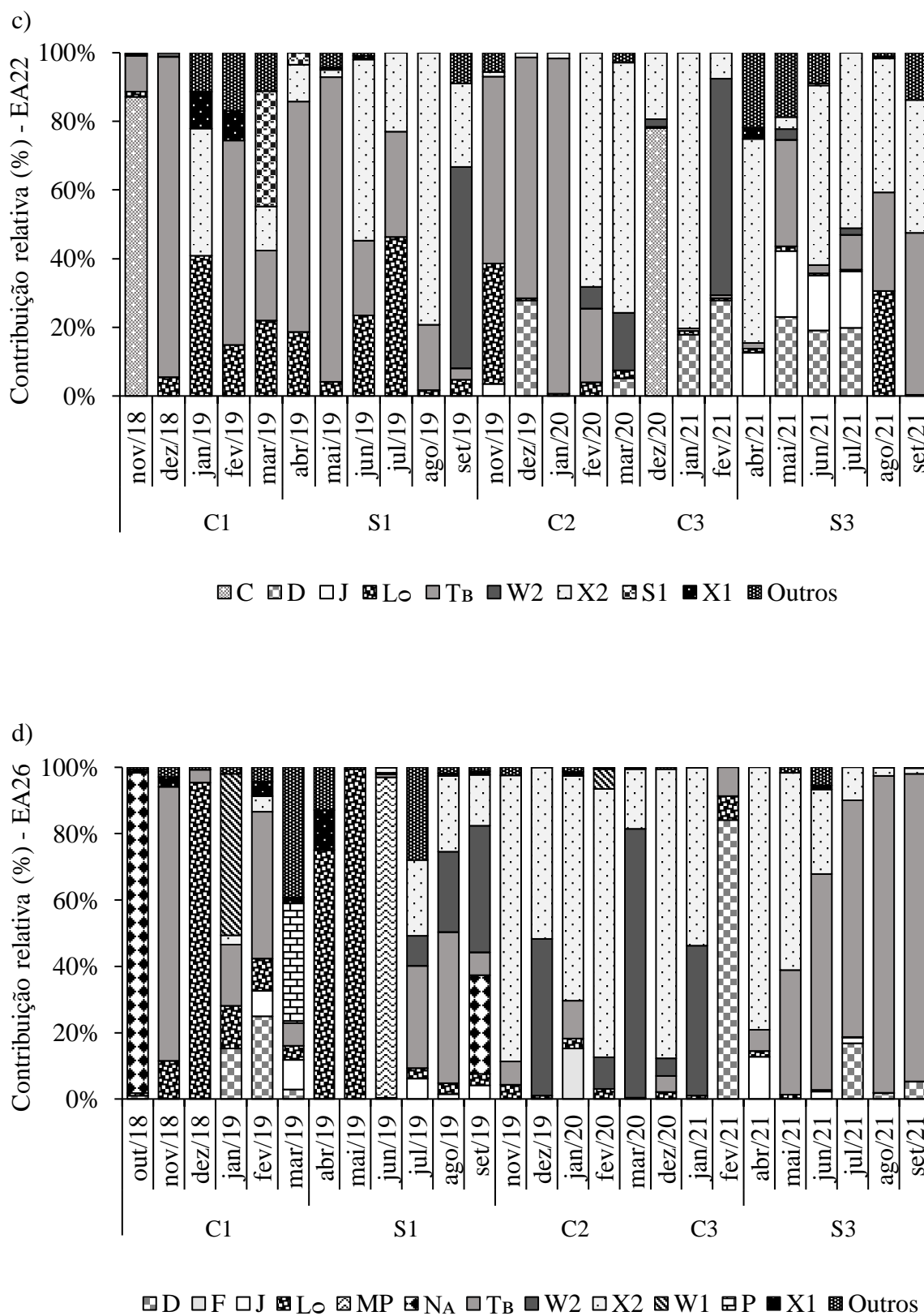


Figura 8: Variação temporal da contribuição relativa dos grupos funcionais fitoplancctônicos (%) nas estações amostrais EA0 (a), EA21 (b), EA22 (c) e EA26 (d), respectivamente.

Tabela 7. Resultados da análise de Valor Individual de Indicação (IndVal;  $p < 0,05$ ) dos grupos funcionais fitoplanctônicos encontrados nas estações amostrais do Baixo rio Doce nos períodos seco e chuvoso.

<b>Códons</b>	<b>Valor de Indicação</b>	<b><i>p</i></b>	<b>Período</b>
A	13,27%	0,009	Seco
J	39,62%	0,001	Seco
K	41,21%	0,011	Chuvoso
Lo	52,88%	0,005	Chuvoso
TB	48,33%	0,027	Seco

### 3.3 Interação entre os grupos funcionais e fatores abióticos

A análise de redundância (RDA) foi executada com 12 variáveis abióticas e 20 grupos funcionais (Fig. 9). Os autovalores dos eixos 1 (3,59) e 2 (2,90) explicaram 13,74% da variação dos dados. A RDA apresentou 23,20% da variação total dos grupos funcionais fitoplanctônicos explicada pelas variáveis abióticas. Embora o  $R^2$  ajustado seja reduzido, obtendo 12,23% da variação total quando ajustado ao número de variáveis explicativas, o teste de randomização apontou significância estatística da RDA ( $F=2,11$ ;  $p=0,001$ ). Sendo assim, o modelo estatístico refere-se ao componente restrito, a significância também foi observada nos dois primeiros eixos canônicos, RDA 1 ( $F=8,30$ ;  $p=0,001$ ) e RDA 2 ( $F=6,71$ ;  $p=0,002$ ).

As principais correlações positivas do eixo 1 foram com a temperatura ( $r=0,35$ ) e alcalinidade ( $r=0,32$ ) e negativas com NID ( $r=-0,64$ ) e Al total ( $r=-0,35$ ). O eixo 2 apresentou correlação positiva com o IET ( $r=0,30$ ) e moderada negativa com o Fe total ( $r=-0,54$ ) e MPS ( $r=-0,47$ ). Entre os grupos funcionais, o eixo 1 correlacionou-se positivamente com o grupo X1 ( $r=0,59$ ), K ( $r=0,35$ ) e Lo ( $r=0,34$ ) e negativamente com X2 ( $r=-0,66$ ), TB ( $r=-0,49$ ), J ( $r=-0,41$ ) e W2 ( $r=-0,43$ ). O eixo 2 apresentou correlação positiva com os códons TB ( $r=0,54$ ) e J ( $r=0,47$ ) e negativa com W2 ( $r=-0,67$ ), K ( $r=-0,43$ ) e Lo ( $r=-0,33$ ). As correlações citadas apresentaram  $p < 0,005$ .

Ainda referindo-se a RDA, os grupos X2 e TB foram relacionados a maiores concentrações de NID, sendo que TB foi igualmente relacionado ao IET. Enquanto o códon W2, composto por espécies de euglenófitas tecadas, foi positivamente relacionado aos maiores teores de nutrientes na água (NID e PO4), X1 apresentou correlação com a temperatura da água e alcalinidade.

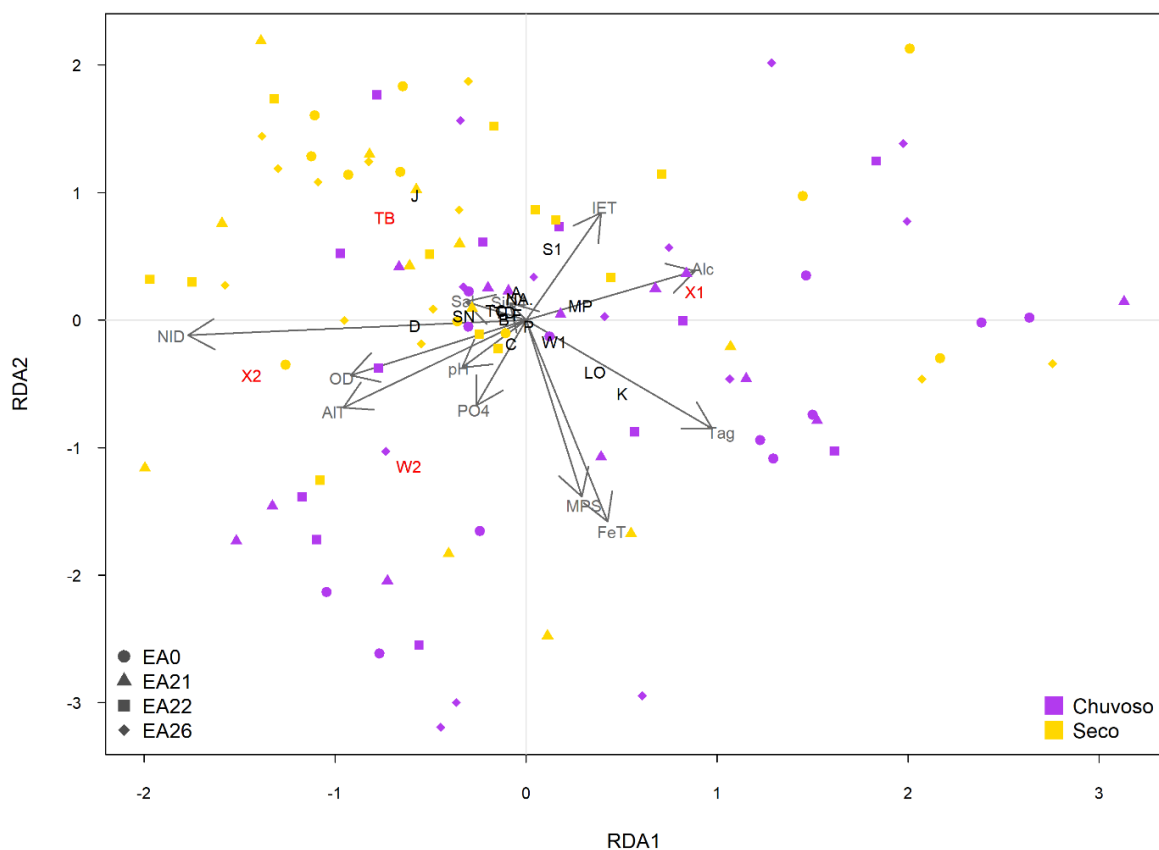


Figura 9. Análise de Redundância relacionando as variáveis abióticas aos grupos funcionais nas quatro estações amostrais situadas na calha do Baixo rio Doce. (T.ág= Temperatura da água; MPS= Material particulado em suspensão; Sal= Salinidade; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; Alc= Alcalinidade; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; SiO4= Silicato; AIT= Alumínio total; FeT= Ferro total; IET= Índice de Estado Trófico). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso. Os grupos funcionais significativos estão destacados em vermelho.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Variáveis Abióticas

A qualidade da água no trecho estudado do Baixo rio Doce esteve em concordância com a Resolução CONAMA 357/05 na maioria das amostragens, com águas bem oxigenadas e neutras a levemente alcalinas assegurando a sobrevivência dos organismos aquáticos (ESTEVES, 2011). Os teores dessas variáveis foram semelhantes aos observados em outros trechos na calha principal da porção mineira do rio Doce, constatado por Jardim *et al.* (2014) com dados de dez estações amostrais ao longo de quatro anos.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram mais elevadas nos períodos secos e a certa homogeneidade do pH no decorrer do tempo foram semelhantes àqueles obtidos por Figueiredo (2008), ao estudar a variação dos fatores abióticos nas estações seca e chuvosa em trecho do rio Jucu/ES destinado a captação de água para abastecimento entre os anos de 2006 e 2007. Houve maior registro de oxigênio dissolvido em épocas de menores temperaturas, evidenciando a influência da temperatura como um dos fatores determinantes para a solubilidade desse gás (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008) no trecho do rio Doce estudado.

A alcalinidade, que expressa a fração de ácido suficiente para neutralizar as bases contidas na água, implica intensamente nos valores de pH (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). A alcalinidade esteve, na maioria dos meses, próxima ao intervalo médio que os ecossistemas aquáticos naturais geralmente apresentam, de 30 a 500 mg.L<sup>-1</sup> (MORAES, 2008). Segundo Esteves (2011), o teor adequado de bases carbonatadas torna o pH do meio menos susceptível a variações, como resultado à capacidade tamponante do sistema. Durante a estação seca, a queda da vazão volumétrica associada à preamar, foi responsável por ocasionar o fenômeno de intrusão de cunha salina, causando salinização da água em amostragens pontuais na estação EA26, localizada próximo à foz do rio.

A carga de material particulado em suspensão (MPS) na água apresentou nítida variação temporal, com valores extremamente elevados durante a estação chuvosa em comparação a seca, devido ao escoamento superficial e entrada de material alóctone no ambiente causado pelo maior volume de chuvas. Durante a turbulência, no período de cheia do rio, houve a ressuspensão de sedimento para a coluna d'água, podendo apresentar componentes de rejeitos de mineração advindos da barragem de Fundão (RRDM, 2019). A vazão fluvial apresentou-se elevada principalmente na segunda estação chuvosa (C2), em

oposição a primeira (C1), que com vazão em menor proporção resultou em baixo incremento na carga de MPS, ferro e alumínio totais.

O ferro e alumínio, abundantes em rochas e minerais, são constituintes importantes da formação geológica do país (DAMASCENO, 2017; VIGLIO e CUNHA, 2016). Sendo assim, o intemperismo e a erosão do solo, tendo em vista a geologia da bacia, são as principais fontes naturais desses elementos nos cursos fluviais (ESTEVES, 2011). O ferro é essencial para funções metabólicas da biota aquática como elemento-traço, ou seja, em baixas concentrações. No entanto altos níveis de ferro e outros metais, tais como registrados nas estações amostrais do rio Doce, são indicativos de ações antrópicas, tornando o ambiente passível de toxicidade (ESTEVES, 2011; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008), que por sua vez, é influenciada pela concentração da espécie química biodisponível, fontes de captação e processos bioquímicos individuais dos organismos no meio (DORNFELD, 2002; FALQUETO, 2008). Além da ressuspensão do sedimento mobilizar os metais para a coluna d'água (OLIVEIRA e MARINS, 2011), a biodisponibilidade, incluindo do ferro, é dependente da variação do pH, composição iônica, temperatura da água e especiação química (FALQUETO, 2008).

Os dados obtidos por Reis *et al.*, (2021) para o rio Jequitinhonha, mostrou teores inferiores de ferro total em pontos que compreendem áreas recreativas frequentadas pela população da cidade de Almena/MG, contrariamente aos aqui obtidos no rio Doce, visto que a extração mineral é uma das principais atividades econômicas da porção mineira da bacia (RRDM, 2019) e o rio foi impactado pela ruptura da barragem de Fundão ocorrida em 2015.

O Baixo rio Doce apresentou médias elevadas de NID semelhantes às encontradas no trecho do rio Muriaé localizado no município Cardoso Moreira/RJ (CORRÊA, 2021) e, no entanto, as concentrações foram superiores àquelas registradas para os rios Colonia e Salgado em um estudo hidroquímico em trechos próximos a região de confluência dos rios em Itapé/BA por Silva (2016), que constatou que os teores de nutrientes nitrogenados dissolvidos não acompanharam a variação na vazão nos rios, do mesmo modo que o observado no rio Doce. Apesar do teor de nitrogênio na água do Baixo rio Doce estar em conformidade com os limites permitidos pela CONAMA 357/05 para a classe 2, sabe-se que a bacia é utilizada para a diluição de efluentes, sendo o lançamento de efluentes industriais o maior contribuinte para a carga de nitrogênio (RRDM, 2019). Segundo Von Sperling (2005), o despejo de efluentes industriais e domésticos, uso de fertilizantes e atividades agrícolas no solo do entorno são vias antrópicas de nitrogênio, e todos se constituem em usos da Bacia do rio Doce.

O aporte de fosfato no ambiente por fontes naturais advém da desagregação de partículas de rochas fosfatadas, assim como matéria orgânica em decomposição (VON SPERLING, 2005). As fontes artificiais consistem em lançamento de efluentes domésticos e industriais, bem como o escoamento de áreas agrícolas fertilizadas, sendo as fontes antrópicas mais significativas do que as fontes naturais em corpos d'água próximos a polos urbanos (ESTEVEES, 2011).

A bacia do Alto rio Pardo, assim como o Baixo rio Doce, apresentou variação do fosfato com menores valores no período seco e maiores no chuvoso, porém em níveis mais elevados que os aqui obtidos (REIS e SARDINHA, 2021). Nestes corpos d'água, o transporte de matéria e lixiviação dos solos em decorrência de eventos de precipitação e vazão elevadas podem causar o aumento no nível de fosfato, forma assimilável, a exemplo do que ocorreu no rio Doce. Os teores mais elevados de fosfato registrados pelos autores (100 a 900  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) foram atribuídos a intensa aplicação de fertilizantes nitrogenados e fosfatados em áreas agrícolas das adjacências, visto que a geologia da bacia do rio Pardo não apresenta minerais fosfatados em abundância. Da mesma forma que Corrêa (2021) estimou concentração maior deste íon no rio Muriaé que a observada no presente estudo na maioria das amostragens. No entanto, as médias de fosfatos do rio Doce foram semelhantes às de zonas específicas na Bacia Hidrográfica do rio Guaraguaçu/PR, onde há o estabelecimento de colônias agrícolas (ELSTE *et al.*, 2021), do mesmo modo que as concentrações do íon silicato, forma solúvel, foram similares às encontradas por Zanlorenzi (2020) para trecho do mesmo rio.

No que se refere ao grau de trofia, a estação EA0, classificada como oligotrófica na maioria das amostragens, exibiu boas condições de qualidade da água. Essa estação é caracterizada por menor crescimento dos organismos fitoplanctônicos, uma vez que está situada a montante dos núcleos urbanos mais populosos da porção capixaba, Colatina e Linhares. Sendo assim, o aumento da classificação trófica dos pontos EA21, EA22 e EA26, localizados a jusante e na cidade, é devido possivelmente a carga de efluentes lançadas na calha do rio e usos dos solos nas proximidades das estações, causando o maior incremento de nutrientes e possibilitando maior crescimento fitoplanctônico, visto que o nível de tratamento de efluentes é uma das principais problemáticas conhecidas no curso do Baixo rio Doce (RRDM, 2019).



#### 4.2 Grupos Funcionais do Fitoplâncton

Este estudo revelou que a variação temporal, ao invés da espacial, foi o fator chave na distribuição dos grupos funcionais ao longo das estações amostradas. Dentre os grupos funcionais de maior contribuição e relevância para o trabalho, destacaram-se os códons de ambientes meso-eutróficos (J, K, W<sub>2</sub>, X<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>), característicos de rios (J e T<sub>B</sub>) com águas turvas (D e MP) e profundidades variáveis (Lo). Assim como códons adaptados a mistura (A, B, C, X<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>), condições de enriquecimento (P, W<sub>1</sub> e T<sub>C</sub>), tolerância a turbidez (F e D) e sensibilidade a deficiência luminosa (J e N<sub>A</sub>), diatomáceas e cianobactérias boas receptoras de luz (B, C, MP, S<sub>1</sub> e S<sub>N</sub>), além de outras cianobactérias e clorofíceas filamentosas que habitam corpos fluviais (T<sub>C</sub> e T<sub>D</sub>), segundo Reynolds *et al.*, (2002) e Padisák *et al.*, (2009). Muitos desses agrupamentos foram registrados por Zanco (2017) para rios de diversas regiões brasileiras, apresentando em comum os códons A, C, F, J, K, Lo, MP, N<sub>A</sub>, P, S<sub>N</sub>, S<sub>1</sub>, T<sub>D</sub>, T<sub>B</sub>, W<sub>1</sub>, W<sub>2</sub>, X<sub>2</sub>, com a maior parte dos táxons agrupados em códons de diatomáceas (A, C, MP, P, T<sub>B</sub>) e clorofíceas (F, J, P, X<sub>2</sub>).

Os grupos B e T<sub>D</sub> ocorreram exclusivamente na estação amostral EA0, ambos são típicos de ambientes mesotróficos. Apesar de transitar entre as classificações ultraoligotrófica a mesotrófica durante os meses estudados, a EA0, foi classificada de maneira geral como oligotrófica em ambos períodos seco e chuvoso. Em contrapartida, T<sub>C</sub> e W<sub>1</sub> foram comuns a todas as estações amostrais com exceção da estação a montante (EA0), que possivelmente devido a oligotrofia é menos propícia a ocorrência desses grupos em relação as demais estações mais enriquecidas por nutrientes, localizadas a jusante. Segundo Reynolds *et al.*, (2002) e Padisák *et al.*, (2009) os códons T<sub>C</sub> e W<sub>1</sub> são típicos de ambientes enriquecidos e com muita matéria orgânica, respectivamente.

#### 4.3 Interação entre os grupos funcionais e fatores abióticos

O códon T<sub>B</sub> agrupou a maioria dos táxons encontrados nas estações amostrais; a contribuição de diatomáceas aumenta ainda mais ao considerar a composição dos demais grupos (A, B, C, D e MP). No entanto, sabe-se que as espécies de diatomáceas bentônicas, como representantes do códon T<sub>B</sub>, apresentam considerável contribuição em ecossistemas fluviais, sendo frequentemente registradas no plâncton (ABONYI *et al.*, 2012; HENRY *et al.*, 2006). Apesar da importância atribuída a silicificação das frústulas, no presente estudo não foram observadas relações entre as concentrações dos silicatos e agrupamentos formados por diatomáceas. Entretanto, esses organismos podem ser beneficiados pela disponibilidade

de nutrientes na água, como indicam Lobo *et al.* (2004) ao analisarem processos de eutrofização envolvendo diatomáceas em um gradiente de poluição nas Bacias Hidrográficas dos arroios Sampaio, Bonito e Grande. Esses pesquisadores concluíram que pequenos táxons do gênero *Navicula* e a espécie *Gomphonema parvulum* (códon T<sub>B</sub>), também encontrados no rio Doce, atendem ao alto grau de tolerância a eutrofização. Esta última espécie foi correlacionada com fósforo total por Bere e Tundisi (2006) em córregos da Bacia do rio Monjolinho, cujo fluxo d'água encontra-se a jusante da área urbana de São Carlos. Tal fato foi também reforçado em uma avaliação de impactos antrópicos no Arroio Bolacha, cujo aumento na biomassa de *Achnanthydium minutissima*, *Navicula rostellata* e *Cocconeis* sp. (códon T<sub>B</sub>) esteve associado às condições de enriquecimento na água (GUIMARÃES e GARCIA, 2016). Conforme Sabater *et al.* (2016), as diatomáceas podem proliferar em condições de moderada e alta disponibilidade de nutrientes na água, corroborando os resultados apresentados.

Os códons A e T<sub>B</sub>, que agrupam diatomáceas comuns a águas claras, rasas e mistas e características de ambientes lóticos, respectivamente (REYNOLDS *et al.*, 2002; PADISÁK *et al.*, 2009), foram considerados representantes de estação seca, indicando preferência por descargas menos severas. Entretanto, é inerente aos rios as condições de fluxos mais ou menos perturbados (DESCY, 1993), pois a turbulência moderada é importante para a manutenção das algas na coluna d'água, auxiliando na suspensão (REYNOLDS, 1994).

O período de chuvas influenciou a distribuição de W<sub>1</sub>, cuja ocorrência foi restrita a estação chuvosa, o agrupamento W<sub>2</sub> também foi predominante neste período, apesar da presença em ambos períodos temporais, demonstrando a tolerância desses grupos ao fluxo d'água (LOVERDE-OLIVEIRA e HUSZAR, 2019). Contudo, o grupo W<sub>2</sub>, comum de sistemas mesotróficos (PADISÁK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002), foi favorecido pelo aumento na disponibilidade de nutrientes na água, assim como o observado por Nabout e Nogueira (2007) e Bortolini (2014), principalmente nos meses chuvosos, uma vez que a precipitação aumenta o transporte de material alóctone e nutrientes para o leito do rio (MOURA, 2013).

Os grupos funcionais Lo e K, representados por cianobactérias, em sua maioria, de ambientes oligo-eutróficos (REYNOLDS *et al.*, 2002), foram característicos de estação chuvosa. A dinâmica de elevada vazão em razão do aumento pluviométrico promove a ressuspensão dos sedimentos para a coluna d'água, que por conter metais em sua composição, corrobora com os valores muito elevados de alumínio e ferro totais observados

durante a turbulência. Dessa forma, o aumento nos teores de ferro na água, especialmente durante a cheia, acompanhou a dinâmica dos grupos Lo e K, formados principalmente por cianobactérias picoplânctônicas. Sabe-se que o pleno crescimento do fitoplâncton requer fontes de ferro (ESTEVEES, 2011). Dessa forma, cianobactérias como *Synechocystis* spp. são influenciadas pela disponibilidade e concentração de ferro na água, apresentando uma série de mecanismos diversificados para a absorção de ferro. Todavia, nem todas as espécies químicas de ferro são absorvidas pelas cianobactérias, portanto uma concentração muito elevada de ferro no ambiente não necessariamente resulta em uma capacidade maior de absorção (QIU *et al.*, 2021; WILHELM, 1995). Contudo, a exposição ao ferro e outros metais pesados pode ser tóxica e causar danos a vida aquática (SABATER *et al.*, 2003).

A redução na vazão pode aumentar o tempo de residência da água e diminuir a turbidez pelo aumento na taxa de sedimentação do material suspenso, elevando a luz disponível na coluna d'água (REYNOLDS, 1994; REYNOLDS e DESCY, 1996). Em suma, estas condições coerentes com as estações secas foram favoráveis as clorofíceas do agrupamento J, consideradas indicadoras de período seco no rio Doce. Isto é consistente com o observado por Cunha e Calijuri (2011) em um reservatório na Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba, em que a maior disponibilidade luminosa atuou a favor dos organismos do grupo J. Uma vez que as algas verdes de rios rasos, mistos e enriquecidos (códon J) são sensíveis as condições de pouca luz (REYNOLDS *et al.*, 2002), demonstrou-se no presente estudo que o acúmulo de MPS, fator que implica em elevada turvação da água, limitou a contribuição desse códon.

A temperatura da água foi determinante para o grupo X1. Sua contribuição durante temperaturas elevadas é explicada pela adaptação dos organismos deste códon a águas quentes e moderadamente túrbidas, segundo Abonyi *et al.*, (2021). Essas pequenas algas de crescimento rápido são bem adaptadas a rios eutróficos com coluna d'água misturada (NASELLI-FLORES e BARONE, 2012; REYNOLDS *et al.*, 2002). A contribuição em biomassa do códon X1 também foi registrada na cabeceira do rio Paraibuna durante os meses secos por Soares *et al.* (2007) e esteve relacionada a altas temperaturas nos estudos de Cunha e Calijuri (2011). Um trabalho desenvolvido por Solari *et al.* (2014) referente aos efeitos das anomalias climáticas no fitoplâncton da Bacia Hidrográfica do rio Salado, em território Argentino, demonstrou que a maior contribuição em densidade do códon X1 foi acompanhada por águas com maiores valores de alcalinidade. A associação do grupo X1 com águas alcalinas encontrada para o rio Doce também foi observada por Amorim e Moura

(2021) em estudo realizado em dez reservatórios com diferentes graus de trofia, de oligo a hipereutróficos, do estado de Pernambuco.

O códon X<sub>2</sub>, que inclui táxons dos gêneros *Chlamydomonas* e *Cryptomonas*, apresentou o aumento dos teores de NID como impulsionador de sua dinâmica. As águas relativamente enriquecidas favoreceram o estabelecimento de X<sub>2</sub>, grupo funcional de ambientes meso-eutróficos (PADISÁK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002). Similarmente ao reportado por Crossetti *et al.* (2018), cujo códon X<sub>2</sub> foi associado ao aumento de nitrato na água de uma lagoa costeira rasa (Lagoa Mangueira/RS). Devercelli e O'Farrell (2013) destacaram a capacidade das pequenas criptófitas do grupo X<sub>2</sub>, que foram dominantes no rio Salado, predominarem durante circunstâncias atípicas como secas e enchentes, sendo menos afetadas pelos processos de perda por possuírem aceleradas taxas de reprodução e crescimento (DEVERCELLI, 2010), corroborando os resultados desse estudo, cuja dominância deste códon foi observada no segundo período chuvoso, caracterizado por enchentes intensas. Além de apresentarem vantagens competitivas relacionadas a alta razão superfície/volume e pequeno tamanho celular, essas algas são favorecidas pela rápida absorção de nutrientes (BOVO-SCOMPARI e TRAIN, 2008; BRASIL e HUSZAR, 2011; FERRAGUT e BICUDO, 2012), embora sejam sensíveis a predação pelo zooplâncton (REYNOLDS *et al.*, 2002). Ademais, podem abranger uma gama de ecossistemas aquáticos e não se limitarem a uma única estação do ano (DEVERCELLI, 2010; KRUK *et al.*, 2010), visto que o movimento ativo permite a regulação na coluna d'água para exploração de melhores condições de luz e recursos (BORTOLINI *et al.*, 2014; BRASIL e HUSZAR, 2011).

Embora alguns grupos funcionais não terem evidenciado relação direta com os períodos seco e chuvoso, as hipóteses puderam ser confirmadas à medida em que a variabilidade das condições abióticas regulou a distribuição dos grupos funcionais nas estações amostrais, uma vez que apresentou códons ora sensíveis a deficiência de luz e ora tolerantes a condições de turbulência ao longo dos períodos temporais.

## 5. CONCLUSÕES

Concluimos que no Baixo rio Doce, a variação temporal das condições ambientais principalmente em relação a vazão fluvial, nutrientes inorgânicos dissolvidos, materiais particulados em suspensão, ferro e temperatura da água desempenharam um papel importante na dinâmica dos grupos funcionais do fitoplâncton. Vários fatores associados ao regime hidrológico foram determinantes para a contribuição dos grupos funcionais, como a precipitação, intensidade de fluxo, disponibilidade luminosa e interferências antrópicas. A abordagem funcional demonstrou ser uma eficiente ferramenta para o conhecimento ecológico do fitoplâncton e das forças capazes de controlar sua dinâmica, confirmando a aplicabilidade dos grupos funcionais neste ecossistema fluvial. Recomendamos um estudo mais robusto considerando dados de trechos da região do Alto e Médio rio Doce para melhorar a compreensão espacial na alternância dos agrupamentos funcionais durante os diferentes períodos hidrológicos e gradientes de estado trófico ao longo da calha principal do rio.

## 6. REFERÊNCIAS

ABONYI, A.; DESCY, J.P.; BORICS, G.; SMETI, E. From historical backgrounds towards the functional classification of river phytoplankton sensu Colin S. Reynolds: what future merits the approach may hold? **Hydrobiologia**, v. 848, p. 131–142, 2021.

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANCON A.M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 233–249, 2012.

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; STANKOVIC, L.; BORICS, G.; VÁRBIRÓ, G.; PADISÁK, J. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: do they display river zones in similar ways? **Ecological Indicators**, v. 46, p. 11–22, 2014.

AMORIM, C.A.; MOURA, A.N. Habitat templates of phytoplankton functional groups in tropical reservoirs as a tool to understand environmental changes. **Hydrobiologia**, v. 849, 2021.

APHA – **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. In: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation (Ed.). United Book Press, Baltimore, MD. 21st Ed., 2005.

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

BERE, T.; TUNDISI, J.G. Epipsammic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 921-930, 2010.

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: chave para identificação e descrições. 3 Ed. São Carlos (SP): RiMa, 2017.

BORTOLINI, J.C.; RODRIGUES, L.C.; JATI, S.; TRAIN, S. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 98-108, 2014.

BOVO-SCOMPARIN, V.M.; TRAIN, S. 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, 2008.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 2005. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/resolucao\\_conama\\_n\\_357](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/resolucao_conama_n_357). Acesso em: 10 junho de 2022.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

CÔRREA, L.P. Nutrientes (N e P) na bacia hidrográfica do rio Muriaé, afluyente do rio Paraíba do Sul, em um período atípico de seca. **Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais**. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2021.

COSTA, L.S.; HUSZAR, V.L.M.; OVALLE, A.R. Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: hydrological control and nutrient limitation. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 508–521, 2009.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Pesquisa Recursos Minerais. Sistema de Alerta Hidrológico da Bacia do rio Doce: relatório técnico de operação no período de novembro de 2020 a março de 2021 - **Relatório de Atividades nº 1 - Ano 2021**. Belo Horizonte, 2021.

CROSSETTI, L.O.; FREITAS-TEIXEIRA, L.M.; BOHNENBERGER, J.E.; SCHULZ, U.H.; RODRIGUES, L.R.; MOTTA-MARQUES, D. Responses of the phytoplankton functional structure to the spatial and temporal heterogeneity in a large subtropical shallow lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 25, p. 822-831, 2011.

DAMASCENO G. C. **Geologia, mineração e meio ambiente**. 1 Ed. Universidade Federal do Reconcavo Baiano (UFRB). Cruz das Almas: 2017.

DESCY, J.P. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbance on community structure and diversity. **Hydrobiologia**, v. 249, n. 1-3, p. 111-116, 1993.

DESCY, J.P; LEITÃO, M.; EVERBECQ, E.; SMITZ, J.S.; DELIEGE, J.F. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. **Journal of Plankton Research**, 2011.

DEVERCELLI, M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná river (Argentina). **Hydrobiologia**, v. 639, p. 5-19, 2010.

DEVERCELLI, M.; O'FARRELL, I. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. **Limnologica**, v. 43, p. 67-78, 2013.

DORNFELD, C.B. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). **Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

ELSTE, G.A.S.; ZANLORENCI, G.A.; LAUTERT, L.F.C.; NAZÁRIO, M.G.; MARQUES, P.H.C.; QUADROS, J. A contaminação do rio Guaraguaçu (litoral do Paraná): limites e riscos ao desenvolvimento territorial regional. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável**, v. 5, n. 2, 2019.

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

FALQUETO, M.A. Avaliação do Índice de qualidade da água (IQA) e dos elementos químicos nas águas e nos sedimentos do rio Corumbataí-SP. **Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2008.

FERRAGUT C.; BICUDO, D.C. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community succession in a tropical oligotrophic reservoir. **Limnology**, v. 13, p. 131-141, 2012.

FIGUEIREDO, C. C. Variações da comunidade fitoplanctônica em uma área de captação de água do rio Jucu (Vila Velha/ES) e ocorrência de cianobactérias. **Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, 2008.

GIARDINO, C.; BRANDO, V.E.; GEGE, P.; PINNEL, N.; HOCHBERG, E.; KNAEPS, E.; REUSEN, I.; DOERFFER, R.; BRESCIANI, M.; BRAGA, F.; FOERSTER, S.; CHAMPOLLION, N.; DEKKER, A. Imaging Spectrometry of Inland and Coastal Waters: state of the art, achievements and perspectives. **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 401-429, 2019.

GUIMARÃES, P.S.; GARCIA, M. Importância do habitat e do forófito para a composição da comunidade de diatomáceas perifíticas. **Iheringia Série Botânica**, v. 71, p. 99-112, 2016.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **Algae Base**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org>. Acesso em: 01 jun. 2022.

HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 3, 2006.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.

JARDIM, F.A.; SPERLING, E.V.; JARDIM, B.F.M.; ALMEIDA, K.C. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n. 3, p. 207-218, 2014.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl H.; Gärtner, G.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (eds.) **Süßwasserflora von Mitteleuropa 19**. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p. 1-548, 1999.



KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: BÜDEL, B.; KIENITZ, L.; GÄRTNER, G.; SCHAGERL, M. (eds.) **Süßwasserflora von Mitteleuropa 19**. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München, p. 1-759, 2005.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. HUBER-PESTALOZZI, G.; HEYNIG, H.; MOLLENHAUER, D. (eds.) **Das phytoplankton des Süßwassers: systematik und biologie**. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1983.

KRUK, C.; DEVERCELLI, M.; HUSZAR, V.L. Reynolds Functional Groups: a trait-based pathway from patterns to predictions. **Hydrobiologia**, 2020.

KRUK, C.; HUSZAR, V.L.M.; PEETERS, E.T.H.M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LÜRLING, M.; REYNOLDS, C; SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese de Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), 2004.

LOBO, E.; CALLEGARO, V.L.M.; HERMANY, G.; BES, D.; WETZEL, C.; LINTON, M. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, p. 25-40, 2004.

LOVERDE-OLIVEIRA, S.; HUSZAR, V. Phytoplankton functional groups driven by alternative states in a tropical floodplain lake (Pantanal, Brazil). **Oecologia Australis**, v. 23, p. 926-939, 2019.

LUZIA, A.P. Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHi-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico. **Tese de Doutorado em Ciências Biológicas**. Universidade Federal de São Carlos, 2009.

MORAES, P.B. Tratamento biológico de efluentes líquidos/tratamento físico-químico de efluentes líquidos. **Curso Superior de Tecnologia em Saneamento Ambiental**, (CESET). UNICAMP, Campinas, 2008.

MOURA, C.A. Avaliação de tendência a enchentes das bacias hidrográficas do município de Caraguatatuba/SP. **Revista de Geografia** (UFPE), v. 30, n. 2, 2013.

NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S. Variação temporal da comunidade fitoplanctônica em lagos urbanos eutróficos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n.4, p. 383-391, 2011.

NASELLI-FLORES L.; BARONE, R. Phytoplankton dynamics in permanent and temporary Mediterranean waters: is the game hard to play because of hydrological disturbance? In: SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L., CERASINO, L.; FLAIM, G.; TOLOTTI, M.; PADISÁK, J. (Ed.). **Phytoplankton Responses to Human Impacts at Different Scales**, Developments in Hydrobiology, v. 221, p. 147–159, 2012.

NASELLI-FLORES, L.; ZOHARY, T.; PADISÁK, J. Life in suspension and its impact on phytoplankton morphology: an homage to Colin S. Reynolds. **Hydrobiologia**, 2020.

OLIVEIRA, R.C.B.; MARINS, R.V. Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, p. 88-102, 2011.

PADISÁK, J.I.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PMQQS – Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce. **Portal Monitoramento rio Doce** [online]. Espírito Santo, 2022. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com>. Acesso em: 24 jul. 2022.

PRESCOTT, G.W.; BICUDO, C.E.M.; VINYARD, H.T. **A synopsis of North American Desmids**: part. II. Desmidiaceae: Placodermae (Section 4). Lincoln: University of Nebraska Press, 1981.

QIU, G.; KOEDOODER, C.; QIU, B-C.; SHAKED, Y.; KEREN, N. Iron transport in cyanobacteria – from molecules to communities. **Trends in Microbiology**, 2021.

REIS, A.C.P.; GAMA, E. M.; MATOS, R. P. Determinação dos parâmetros físico-químicos da água do rio Jequitinhonha na cidade de Almenara-MG. RECIMA21 - **Revista Científica Multidisciplinar**, v. 2, n. 11, p. 1-6, 2021.

REIS, R.I.; SARDINHA, D.S. Transporte fluvial de sedimentos e nutrientes a montante do Reservatório da Hidrelétrica Caconde, bacia do Alto Rio Pardo (MG). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n. 5, p. 2646-2663, 2021.

RSTUDIO TEAM. **RStudio**: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponível em: <http://www.rstudio.com>. Acesso em: 05 mai. 2022.

REYNOLDS C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge Studies in Ecology, Camb. Univ. Press., 1984.

REYNOLDS, C.S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 9-14, 1994.

REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University, 2006.

REYNOLDS, C.S.; DESCY J.P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Archiv für Hydrobiologie Supplement.**, v. 113, n. 1–4, p. 161-187, 1996.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J.; SOMMER, U. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 183–188, 1993.

RRDM – Rede Rio Doce-Mar. **Relatório Anual** - Anexo 3 Dulcícola, 2019. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-riodoce-mar>. Acesso em: 01 jun. 2022.

SABATER, S.; BUCHACA, T.; CAMBRA, J.; CATALAN, J.; GUASH, H.; IVORRA, N.; MUNOZ, I.; NAVARRO, E.; REAL, M.; ROMANÍ, A. Structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river. **Journal of Phycology**, v. 39, p. 481-489, 2003.

SABATER, S.; TIMONER, X.; BORREGO, C.; ACUÑA, V. Stream biofilm responses to flow intermittency: From cells to ecosystems. **Frontiers in Environmental Science**, p. 4-14, 2016.

SILVA, K. Caracterização das bacias dos rios Colônia, Salgado e Cachoeira e suas contribuições para estudos de confluências. **Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente** - PRODEMA, 2016.

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, n. 7, p. 698–714, 2007.

SOLARI, L.; GABELLONE, N.; CLAPS, C.; CASCO, M.; QUAINI, K.; NESCHUK. Phytoplankton chlorophyte structure as related to ENSO events in a saline lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). **Ecology and Evolution**, v. 4. p. 918-32, 2014.

SOUZA, D.G., BUENO, N.C., BORTOLINI, J.C., RODRIGUES, L.C., BOVO-SCOMPARIN, V.M.; SOUZA FRANCO, G.M. Phytoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. **Hydrobiologia**, v. 779, n. 1, p. 47-57, 2016.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada. 2 Ed. Ottawa: Bulletin, 1972.

SUN J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1331-1346, 2003.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. 1 Ed. Oficina de textos, 2008. UEHLINGER, V. Étude statistique des methods de dénombrement planctonique. **Arch. Sci.**, v. 17, p. 121–123, 1964.

UTHERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie**, v. 9, p. 1–39, 1958.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

VIGLIO, E. P.; CUNHA, F. G. **Atlas geoquímico da bacia do rio Doce**: Minas Gerais e Espírito Santo. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 Ed., DESA-UFMG, Belo Horizonte, 2005.

WILHELM, S.W. Ecology of iron-limited cyanobacteria: a review of physiological responses and implications for aquatic ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 9, p. 295-303, 1995.

YANG, J.; N.V. J; LIU, Q.; NAN F.; LI, B.; XIE, S.; FENG, J. Seasonal and spatial patterns of eukaryotic phytoplankton communities in an urban river based on marker gene. **Scientific Reports**, v. 11, 2021.

ZANCO, B.F.; PINEDA, A. BORTOLINI, J.C.; JATI, S.; RODRIGUES, L.C. Phytoplankton functional groups indicators of environmental conditions in floodplain rivers and lakes of the Paraná Basin. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.

ZANLORENCI, G.A. Análise limnológica na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, Litoral do Paraná, e sua contribuição para a conservação da Lontra Neotropical. **Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável**. Universidade Federal do Paraná, Matinhos/PR, 2020.

## **CAPÍTULO 2**

**Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais de trecho do Baixo rio Doce  
(Espírito Santo, Brasil)**

**Phytoplankton community and environmental variables in a stretch of the Lower  
Doce river (Espírito Santo, Brazil)**

Autores: Amanda Martins Batista<sup>1</sup> • Valéria de Oliveira Fernandes<sup>2</sup>

<sup>(1)</sup> Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, CEP 29075-910, Vitória, ES, Brasil.

<sup>(2)</sup> Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Ciências Biológicas, CEP 29075-910, Vitória, ES, Brasil.

\*Autor para correspondência: ama98nda@gmail.com

## RESUMO

Os rios são ecossistemas de fluxo unidirecional altamente dinâmicos, que fornecem importantes serviços ecossistêmicos e cada vez mais estão sujeitos a ações humanas em altas ou baixas intensidades. O estudo objetivou analisar os atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ambientais em escalas temporais e espaciais em trecho do Baixo rio Doce. Foram analisadas mensalmente quatro estações amostrais na calha principal do rio durante os períodos seco (abr - set/21) e chuvosos (dez/20 - fev/21 e nov/21 - jan/22). As variáveis abióticas temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, vazão e profundidade foram mensuradas *in situ* e clorofila *a*, nitrogênio total, fósforo total e fosfato em laboratório. Foram realizadas análises quali-quantitativas do fitoplâncton e de cianobactérias para a determinação da riqueza específica, biovolume, diversidade, equitabilidade, dominância e frequência de ocorrência, além da determinação do Índice de Estado Trófico (IET) e registro de cianobactérias potencialmente tóxicas. Os testes estatísticos utilizados foram o de normalidade de Shapiro-Wilk, assim como testes não paramétricos (Mann-Whitney e Kruskal-Wallis) e paramétricos (Análise de Variância One-Way e post-hoc de TukeyHSD). A Análise de Redundância (RDA) e o teste de permutação foram realizados para testar a relação entre as espécies fitoplanctônicas e variáveis ambientais. As estações amostrais diferiram em termos de profundidade, estado trófico e concentração de clorofila *a*, apresentando separação temporal para os fatores abióticos, influenciada mais expressivamente pelas variáveis temperatura da água, turbidez, fósforo total e clorofila *a* em todas as estações amostrais. Não houve separação espacial nos atributos estruturais avaliados para a comunidade fitoplanctônica, no entanto a comunidade apresentou maior diversidade no período seco. A composição de espécies foi semelhante entre as estações amostrais, sendo 94 táxons distribuídos em dez classes, com maior representatividade para Bacillariophyceae (39,35%) seguido por Chlorophyceae (19,15%) e Cyanophyceae (12,76%). As classes que mais contribuíram em termos de biovolume foram Bacillariophyceae e Cryptophyceae, responsáveis pelos maiores valores de dominância. Dentre os táxons encontrados, a maioria foi classificado como raros (68,10%), em seguida como pouco frequentes (45%), frequentes (21,30%) e muito frequentes (3,20%). As espécies *Trachelomonas volvocina* e *Raphidiopsis raciborskii* foram mais associadas a temperatura, turbidez, fósforo total e fosfato, enquanto *Monoraphidium contortum* a clorofila *a*. Este trabalho contribui para o conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica e das variáveis abióticas desse trecho do ambiente fluvial.

**Palavras-Chave:** Corpos hídricos • lótico • potamoplâncton • turbulência

## ABSTRACT

Rivers are highly dynamic unidirectional flow ecosystems that provide important ecosystem services and are increasingly subject to human actions at high or low intensities. The study aimed to analyze the structural attributes of the phytoplankton community and the environmental variables in temporal and spatial scales in a stretch of the Lower Doce river. Four sampling stations were analyzed monthly in the main channel of the river during the dry (apr - sep/21) and rainy (dec/20 - feb/21 and nov/21 - jan/22) periods. The abiotic variables water temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH, total dissolved solids, electrical conductivity, flow and depth, were measured in situ and chlorophyll *a*, total nitrogen, total phosphorus and phosphate in the laboratory. Quali-quantitative analyzes of phytoplankton and cyanobacteria were performed to determine taxonomic richness, biovolume, diversity, equitability, dominance and frequency of occurrence, in addition to determining the Trophic State Index (TSI) and recording potentially toxic cyanobacteria. The statistical tests used were the Shapiro-Wilk normality test, as well as non-parametric (Mann-Whitney and Kruskal-Wallis) and parametric tests (One-Way Analysis of Variance and TukeyHSD post-hoc). A Redundancy Analysis (RDA) and a permutation test were performed to test the relation between descriptor species and environmental variables. The sampling stations differed in terms of depth, trophic state and concentration of chlorophyll *a*, presenting temporal separation for abiotic factors, influenced more significantly by the variables water temperature, turbidity, total phosphorus and chlorophyll *a* in all sampling stations. There was no spatial separation in the structural attributes evaluated for the phytoplankton community, however the community presented a bigger diversity in the dry period. The species composition was similar between the sampling stations, with 94 taxon distributed in ten classes, with greater representation for Bacillariophyceae (39,35%) followed by Chlorophyceae (19,15%) and Cyanophyceae (12.76%). The classes that most contributed in terms of biovolume were Bacillariophyceae and Cryptophyceae, responsible for the highest dominance values. Among the taxon found, most were classified as rare (68,10%), then as uncommon (45%), frequent (21,30%) and very frequent (3,20%). The species *Trachelomonas volvocina* and *Raphidiopsis raciborskii*, were more associated with temperature, turbidity, total phosphorus and phosphate, while *Monoraphidium contortum* with chlorophyll *a*. This work contributes to the knowledge of the dynamics of the phytoplankton community and the abiotic variables of this stretch of the river environment.

**Keywords:** Lotic • potamoplankton • turbulence • water courses

## 1. INTRODUÇÃO

O fitoplâncton consiste em um conjunto de microalgas fotossintetizantes adaptadas à forma de vida suspensa (ESTEVES, 2011), com importância fundamental para a produção primária, cadeia alimentar e ciclagem de nutrientes, contribuindo para os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ecossistemas aquáticos (NASELLI-FLORES *et al.*, 2020; STEVENSON, 2009). As espécies fitoplanctônicas são exímias indicadoras das condições ambientais dos sistemas que habitam (REYNOLDS *et al.*, 2002), uma vez que respondem rapidamente a uma série de mudanças nas propriedades das águas continentais (DESCY *et al.*, 2011), tais alterações podem ser intensificadas por ações antrópicas (CROSSETTI e BICUDO, 2008).

As condições de águas turbulentas, com baixo tempo de residência, elevada concentração de partículas em suspensão e alta disponibilidade de nutrientes são aspectos compartilhados por sistemas lóticos (DESCY, 1993) e discutidos como determinantes no controle das microalgas, assim como a velocidade da corrente, disponibilidade luminosa (REYNOLDS *et al.*, 1994) e temperatura da água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Ainda considerando as limitações físicas e químicas, os cenários críticos de seca e inundação, além das interações bióticas como competição e pastoreio, são meios capazes de modificar a distribuição e afetar a sobrevivência desses organismos (DOKULIL, 2014; LITCHMAN e KLAUSMEIER, 2008; SCHEFFER, 1998; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Como a composição do fitoplâncton é fortemente influenciada pela variabilidade sazonal do regime hidrológico, pode variar consideravelmente ao longo de um ciclo anual no ambiente (ABONYI *et al.*, 2012; STEVENSON, 2009). Portanto, avaliar os processos ambientais que agem sobre estes organismos em termos espaciais e temporais são fundamentais para entender a estruturação da comunidade (LITCHMAN e KLAUSMEIER, 2008).

A diversidade de espécies é considerada importante indicativo de distúrbios no ambiente, sobretudo referentes ao processo de eutrofização das águas (MACHADO *et al.*, 2022), sendo primordial na compreensão da organização e funcionamento do sistema lótico (MARGALEF, 1972), considerado um indício de estabilidade e complexidade do ambiente (SCHUSTER *et al.*, 2015).

Neste estudo, buscamos analisar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e os fatores ambientais em escala espacial e temporal, durante períodos hidrológicos distintos,



caracterizados por vazão elevada (estação chuvosa) e reduzida (estação seca) na calha central do Baixo rio Doce (Espírito Santo). Portanto, hipotetizamos que os fatores ambientais e atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica variarão espacial e temporalmente, de modo que a comunidade será mais diversa durante o período seco.

O presente trabalho integra o Programa de Monitoramento da Biodiversidade Ambiental (PMBA), com uma das finalidades de monitorar a biodiversidade aquática e variáveis ambientais do Baixo rio Doce e áreas adjacentes em período subsequente ao rompimento de barragem.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Período de Amostragem e Estações Amostrais

A amostragem ocorreu em quatro estações amostrais localizadas em trecho do Baixo rio Doce no estado do Espírito Santo, Brasil. A estação amostral EA0 localiza-se no distrito de Itapina, a montante do centro de Colatina/ES, (EA0: 19°31'39.5"S e 40°48'45.2"W) e as demais três estações amostrais localizam-se em Linhares/ES (EA21: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W; EA22: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W; EA26: 19°31'39.5"S 40°48'45.2"W) (Fig. 10). A coleta dos dados ambientais e da comunidade fitoplanctônica ocorreu de dez/20 a jan/22, com exceção de mar/21 e out/21 em todas as estações amostrais e nov/21 na EA22. Foi considerado período chuvoso o intervalo entre dez/20 a fev/21 e nov/21 a jan/22, o período seco esteve compreendido entre abr/21 e set/21, segundo o regime pluviométrico da Bacia caracterizado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2021).

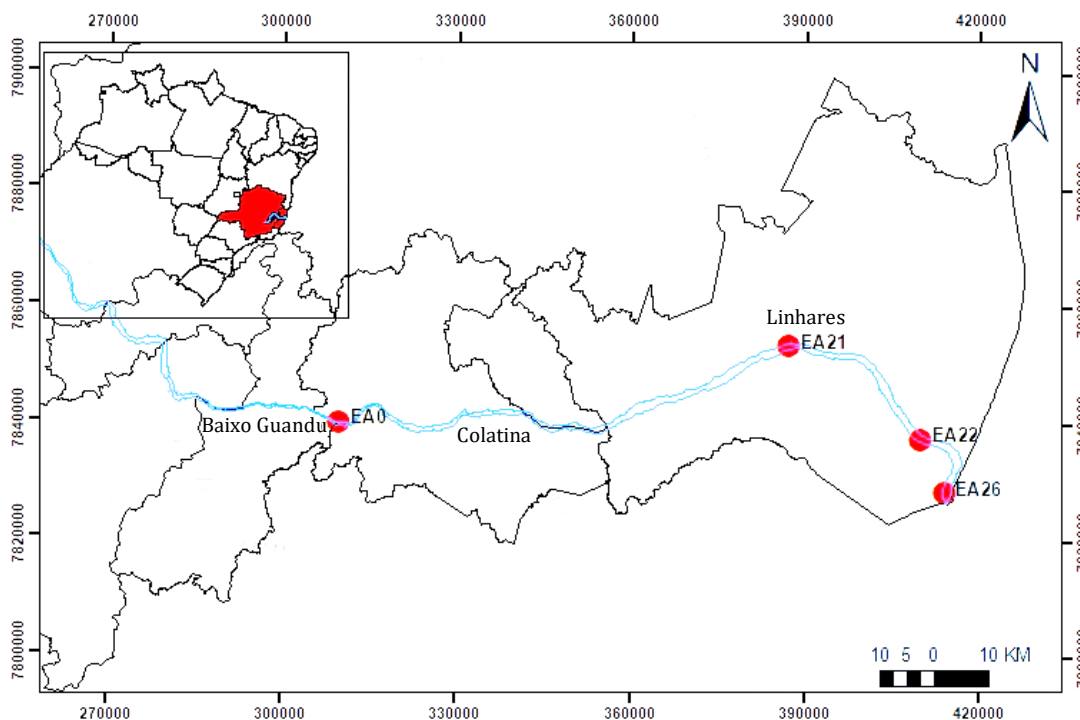


Figura 10. Localização das estações amostrais no curso do Baixo rio Doce, situadas nos municípios de Colatina (EA0) e Linhares (EA21, EA22 e EA26).

### 2.2 Coleta de Dados e Análises das Variáveis Abióticas

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos na plataforma Monitoramento rio Doce de responsabilidade do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo

Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS, 2022)/Fundação Renova, mensurados em pontos próximos às estações amostrais.

As vazões fluviais foram medidas utilizando os medidores acústicos ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) e RiverRay, as análises foram processadas no software Winriver II (RDInstruments) no Laboratório de Hidráulica e Monitoramento Ambiental da UFES (HidroLab) e cedidas pelo Subprojeto Hidrologia do PMBA.

As variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e profundidade foram mensuradas *in situ* utilizando a sonda multiparamétrica YSI (Horiba U-53), as amostras para a determinação de nutrientes e clorofila *a* foram coletadas na subsuperfície da água e acondicionadas sob refrigeração em frascos de polipropileno para a análise no Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental da UFES (LimnoLab), com os dados cedidos pelo Subprojeto Limnologia do PMBA. O fósforo total foi mensurado pelo método de Valderrama (1981) e as amostras para as frações fosfato e nitrogênio inorgânico dissolvido (constituído pelo somatório dos valores de nitrito, nitrato e amônio) foram filtradas em membrana de acetato de celulose de 47 mm com porosidade nominal de 0,45 µm, com mensuração a partir da Análise de Fluxo Contínuo (CFA) com o Seal Autoanalyzer (AA3) que contém métodos certificados USEPA. A concentração de clorofila *a* foi determinada com base em Strickland e Parsons (1972) adaptado por Barroso e Littlepage (1998) e cedidas pelo LimnoLab.

O Índice de Estado Trófico foi calculado considerando a concentração de fósforo total e clorofila *a*, como proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, classificando como ultraoligotrófico ( $IET \leq 47$ ), oligotrófico ( $47 < IET \leq 52$ ), mesotrófico ( $52 < IET \leq 59$ ), eutrófico ( $59 < IET \leq 63$ ) e supereutrófico ( $63 < IET \leq 67$ ).

A Resolução CONAMA 357/05 para a água doce, classe 02, foi utilizada para fins consultivos, considerando que a classe preconiza a destinação da água ao abastecimento público após tratamento convencional, irrigação de hortaliças e áreas públicas como parques e campos de lazer, usos recreativos de contato primário, aquicultura, pesca e proteção da vida aquática (BRASIL, 2005).

### 2.3 Coleta de Dados e Análises da Comunidade Fitoplanctônica

As amostras para as análises qualitativas do fitoplâncton foram coletadas por meio de arrastos horizontais com rede de plâncton com abertura de malha de 25 µm na subsuperfície da água e armazenadas em frascos de vidro transparentes, com parte das amostras mantidas vivas e parte das amostras fixadas com solução formalina 4%. A comunidade fitoplanctônica

foi identificada (composição taxonômica) em menor nível taxonômico possível através da consulta às bibliografias especializadas (BICUDO e MENEZES, 2017; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 1999; 2005; KOMÁREK e FOTT, 1983; PRESCOTT *et al.*, 1981 entre outras) e a nomenclatura revisada conforme a classificação taxonômica do banco de dados global Algaebase (GUIRY e GUIRY, 2022). As amostras para a quantificação do fitoplâncton foram coletadas manualmente na subsuperfície da água, fixadas com lugol acético 5% e acondicionadas em frasco âmbar no escuro. A análise quantitativa ocorreu em microscópio óptico invertido pelo método de sedimentação em câmaras proposto por Uthermöhl (1958), com contagem em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964).

O biovolume do fitoplâncton foi calculado com base na semelhança dos organismos com formas geométricas tridimensionais (HILLEBRAND *et al.*, 1999; SUN e LIU, 2003). A dimensão celular média de cada táxon foi obtida em microscópio com câmera e régua acoplada, através da medição de pelo menos 20 indivíduos. O biovolume foi determinado a partir da multiplicação do biovolume específico pela densidade do táxon na amostra, sendo convertido em  $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ . A riqueza foi determinada pelo número total de táxons em cada amostra. A frequência de ocorrência (FO) foi realizada com base em Matteucci e Colma (1982), considerando os táxons como raros ( $\text{FO} \leq 10\%$ ), pouco frequentes ( $10\% < \text{FO} \leq 50\%$ ), frequentes ( $50\% < \text{FO} \leq 80\%$ ) e muito frequentes ( $\text{FO} > 80\%$ ). As cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas em ecossistemas aquáticos brasileiros foram registradas com base em Sant'anna *et al.* (2008). O Índice de Diversidade Específica (SHANNON-WEANNER, 1963), Índice de Equitabilidade (PIELOU, 1975) e Índice de Dominância (SIMPSON, 1949) foram calculados com base no biovolume.

#### 2.4 Tratamento Estatístico

As diferenças espaciais (estações amostrais) e temporais (períodos seco e chuvosos) da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais foram verificadas a partir de testes de significância. Segundo o teste de normalidade Shapiro-Wilk, para as variáveis que apresentaram distribuição não normal dos dados foram realizados os testes não paramétricos de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis para as diferenças temporais e espaciais, respectivamente. Para as variáveis que apresentaram distribuição normal dos dados, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) One-Way e o teste post-hoc de TukeyHSD para identificar quais estações amostrais diferem entre si.

As espécies frequentes e muito frequentes ( $FO > 50\%$ ) foram relacionadas às variáveis ambientais pela Análise de Redundância (RDA). As variáveis ambientais selecionadas apresentaram o Fator de Inflação da Variância abaixo de cinco, segundo a função VIF. A Análise de Variância (ANOVA) com 999 permutações foi utilizada para testar a significância da RDA e dos eixos canônicos individuais. As análises estatísticas foram realizadas no Ambiente RStudio, versão 4.2.0 (RSTUDIO TEAM, 2021), com padronização dos dados em  $\log_{10}(x + 1)$ , com exceção do pH, ao nível de significância de 5%.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Variáveis Abióticas

As variáveis físicas, químicas e físico-químicas das estações amostrais no Baixo rio Doce estão resumidos na Tabela 8. A maioria das variáveis apresentou distribuição normal dos dados conforme o teste de Shapiro-Wilk, com exceção da turbidez, condutividade elétrica, oxigênio e sólidos totais dissolvidos, que foram considerados normais ou não normais conforme a estação amostral.

As variáveis temperatura da água, turbidez, fósforo total, fosfato, nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD) não apresentaram variação significativa entre as quatro estações amostrais estudadas. Diferenças espaciais significativas foram evidenciadas pela Análise de Variância (ANOVA,  $p < 0,05$ ) para as variáveis profundidade, clorofila *a* e Índice de Estado Trófico (IET) e vale ressaltar que a concentração de clorofila *a* está inclusa no cálculo do IET. Os dados mostraram que a estação EA22 é mais rasa que a EA26 e estas apresentaram maior grau de trofia e concentração de clorofila *a* em comparação a EA0 (Fig. 11).

No que se refere aos períodos hidrológicos, nenhuma estação amostral apresentou variação significativa nos valores de pH e sólidos totais dissolvidos (STD). Por outro lado, as quatro estações amostrais apresentaram temperatura da água, turbidez e fósforo total com valores significativamente maiores nos meses chuvosos, em oposição à clorofila *a* que atingiu concentrações superiores nos meses secos segundo a ANOVA ( $p < 0,05$ ) e o teste de Mann Whitney ( $p < 0,05$ ).

O teor de fosfato e a profundidade da água nos meses chuvosos foi estatisticamente maior para algumas estações amostrais, ao passo que condutividade elétrica e IET apresentaram valores significativos mais elevados nos meses secos. A variação temporal

também influenciou na concentração de oxigênio e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), que foram estatisticamente maiores durante os meses secos somente nas estações amostrais EA26 e EA0, respectivamente.

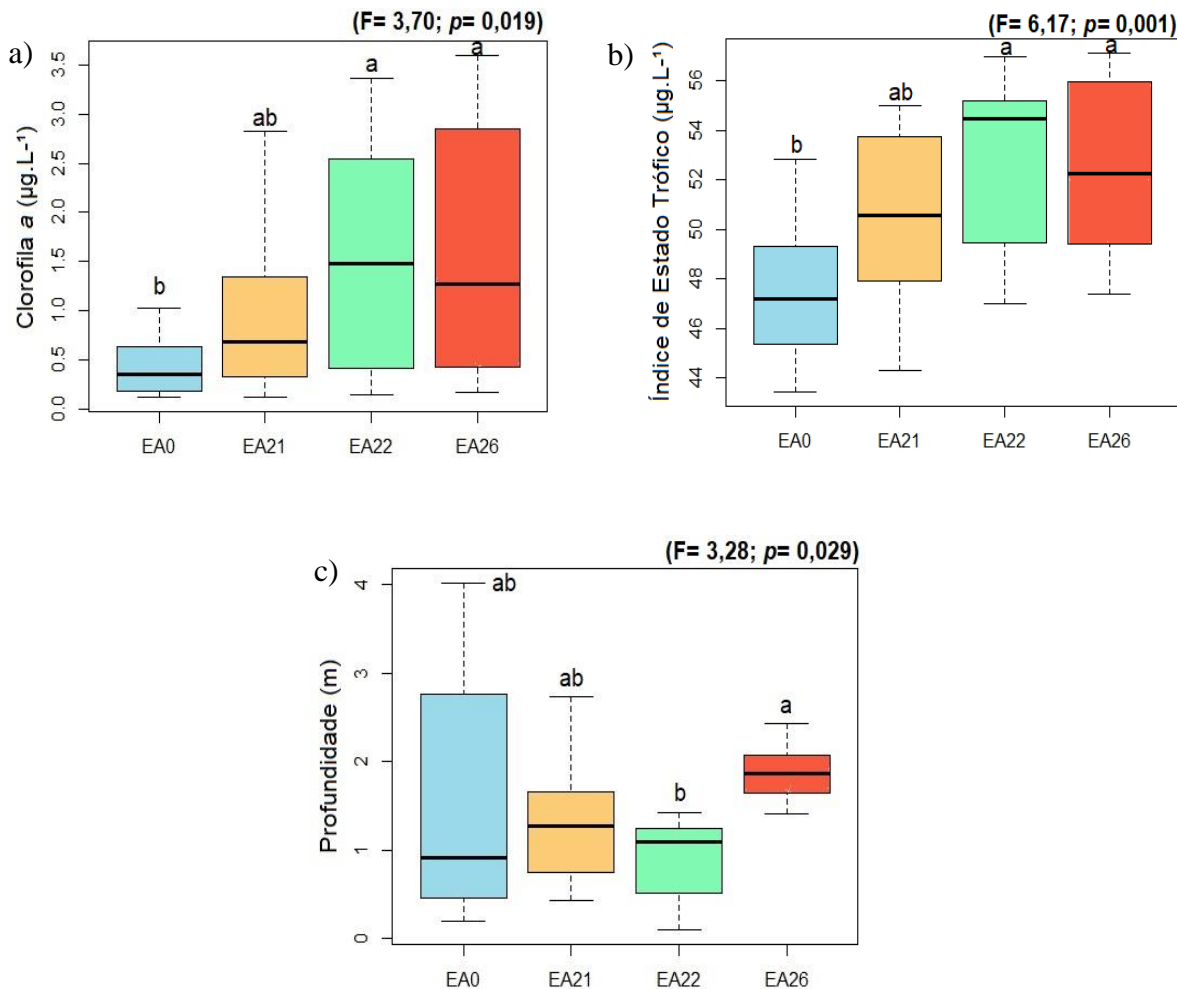


Figura 11. Variabilidade espacial dos valores de clorofila *a* (a), IET (b) e profundidade (c) das quatro estações amostrais do Baixo rio Doce entre dez/20 a jan/22, representadas por cores diferentes (EA0= Azul; EA21= Laranja; EA22= Verde; EA26= Vermelho). Os resultados significativos estão destacados em negrito segundo a ANOVA One-Way e as letras evidenciam as diferenças entre as estações amostrais conforme o teste de TukeyHSD ( $p<0,05$ ).

Os valores de pluviosidade variaram de 1,01 a 278,90 mm, sendo o menor valor registrado em mai/21 e o maior em fev/21 para a estação amostral EA0 (Fig. 12). A vazão fluvial variou de 246 a 5.432  $\text{m}^3/\text{s}$ , indicando maiores fluxos durante os meses chuvosos, com valores elevados no intervalo de nov/21 a jan/22.

No período seco, compreendido entre abr/21 e set/21, as condições foram menos instáveis, fato este comprovado com os menores fluxos fluviais (Fig. 13) e com a redução na profundidade (Fig. 11c). Houve maior variação da profundidade nas estações EA0, EA21

e EA22, uma vez que estas apresentaram baixos níveis d'água nos meses secos, com mínimas de 0.20 m, 0.44 m e 0.10 m, respectivamente. A estação amostral EA26 apresentou profundidades superiores a 1,40 m durante o estudo.

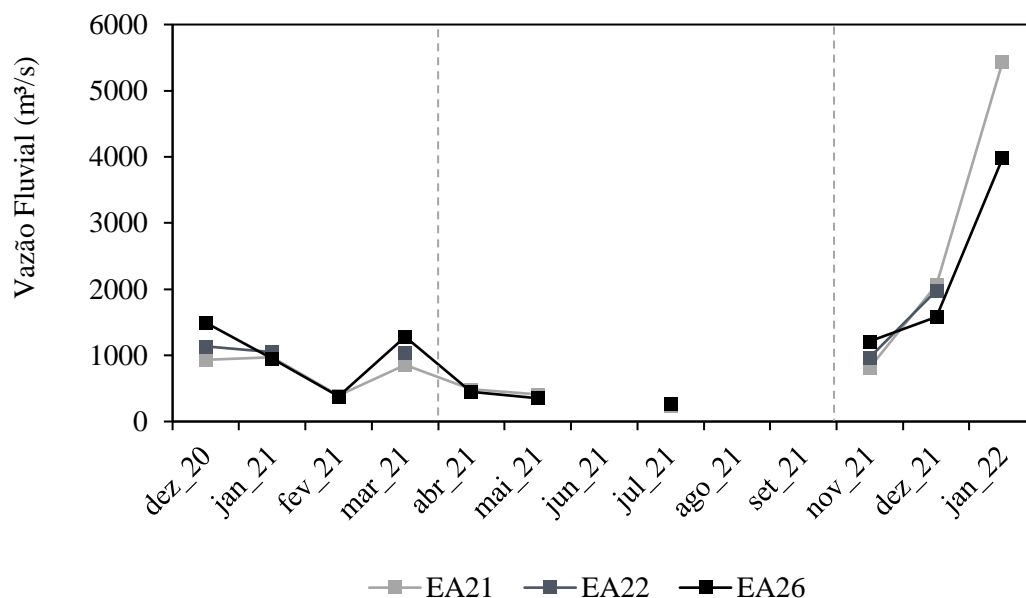


Figura 13. Dados de vazão fluvial mensurados nas estações amostrais do Baixo rio Doce no decorrer deste estudo, fornecidos pelo HidroLab. As linhas tracejadas verticais representam a separação dos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-mar/21 e nov/21-jan/22).

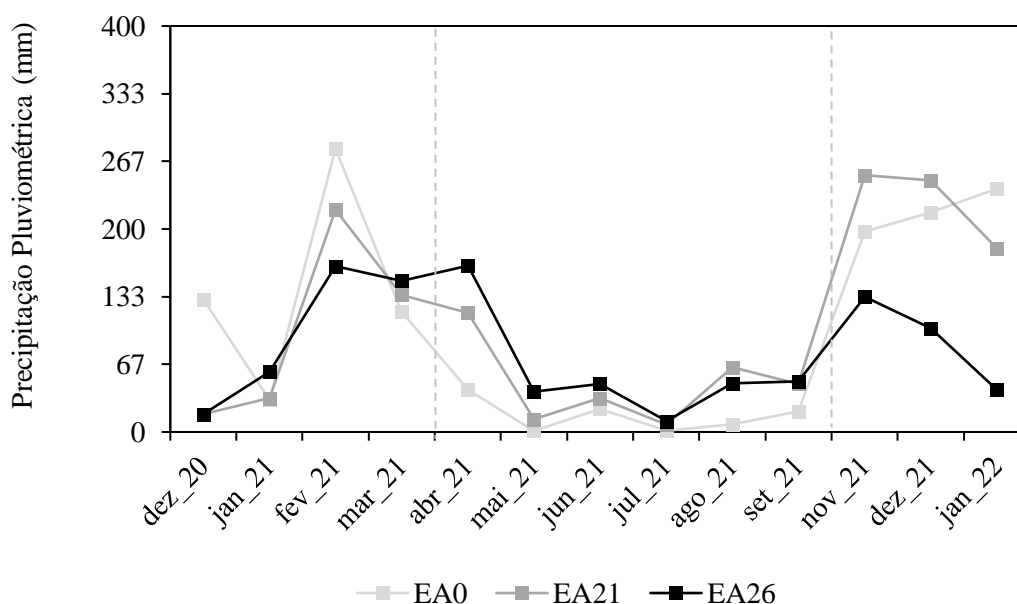


Figura 12. Dados de precipitação pluviométrica das proximidades das estações amostrais do Baixo rio Doce, obtidos no banco de dados do PMQSS. As linhas tracejadas verticais representam a separação dos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-mar/21 e nov/21-jan/22).

Tabela 8. Estatística descritiva das variáveis abióticas com os valores médios, mínimos e máximos e as diferenças significativas entre os períodos seco e chuvosos nas estações de amostragem do Baixo rio Doce. Os dados foram cedidos pelo LimnoLab/UFES. (Prof.= Profundidade; Temp.= Temperatura da água; Turb.= Turbidez; STD= Sólidos totais dissolvidos; CE= Condutividade elétrica; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; PO4= Fosfato; NID= Nitrogênio inorgânico dissolvido; Clo\_a= Clorofila a e IET= Índice de Estado Trófico). Os dados da época chuvosa estão sublinhados em cinza e da seca em branco. Os resultados dos testes de significância com *p*-valor < 0,05 estão em negrito (\* = Teste F Anova One-Way; ▪ = Pontuação Z Mann-Whitney, conforme a normalidade de cada variável).

Variáveis Abióticas	EAO			EA21			EA22			EA26		
			<i>p</i>			<i>p</i>			<i>p</i>			<i>p</i>
Prof. (m)	2.67 (1.20 - 4.02)			1.60 (0.70 - 2.74)			1.28 (1.10 - 1.43)			2.03 (1.60 - 2.84)		
	0.44 (0.2 - 0.62)	53.58 *	<b>0.000</b>	0.99 (0.44 - 1.58)	3.33 *	0.098	0.58 (0.10 - 1.20)	10.52 *	<b>0.010</b>	1.82 (1.41 - 2.09)	0.75 *	0.407
Temp. (°C)	28.44 (26.77 - 29.58)			28.84 (27.55 - 30.31)			29.55 (27.67 - 30.95)			28.63 (27.41 - 30.21)		
	25.04 (22.90 - 27.70)	14.74 *	<b>0.003</b>	26.31 (23.64 - 29.10)	7.23 *	<b>0.023</b>	25.65 (22.78 - 28.94)	12.38 *	<b>0.007</b>	25.35 (23.33 - 28.42)	9.49 *	<b>0.012</b>
Turb. (UNT)	157.75 (88.85-257.67)			197.90(105.90-448.00)			160.7(77.50-208.00)			186.42 (31.15-280.00)		
	5.03 (1.7 - 13.00)	2.88 ▪	<b>0.003</b>	8.12 (3.70 - 17.75)	105.00*	<b>0.000</b>	9.43 (5.00 - 20.05)	2.73 ▪	<b>0.006</b>	9.06 (3.45 - 16.93)	50.20 *	<b>0.000</b>
STD (mg.L <sup>-1</sup> )	65.17 (34.00 - 97.00)			68.17 (34.00 - 103.00)			65.20 (34.00-110.00)			71.66 (35.00 - 109.00)		
	84.33 (46 - 109.00)	-1.76 ▪	0.078	88.00 (50.00 - 111.00)	-1.76 ▪	0.078	88.50 (50.00-111.00)	-1.55 ▪	0.119	138.63 (51.00-375.00)	2.00 *	0.187
CE (µS/cm)	62.87 (53.88 - 72.34)			66.18 (54.11 - 76.34)			89.42 (54.41-176.13)			86.58 (55.18 - 175.00)		
	74.59 (61.06 - 81.00)	7.08 *	<b>0.024</b>	77.08 (71.51 - 82.32)	8.90 *	<b>0.014</b>	76.06 (65.84 - 82.00)	-0.73 ▪	0.464	119.98 (72.98-322.94)	-1.76 ▪	0.078
pH	7.85 (7.11 - 8.45)			7.83 (7.33 - 8.30)			7.89 (7.36 - 8.42)			7.87 (7.37 - 8.65)		
	7.93 (5.88 - 8.85)	0.02 *	0.883	7.89 (6.15 - 8.65)	0.02 *	0.888	8.00 (6.08 - 8.98)	0.03 *	0.860	7.55 (6.09 - 8.50)	0.60 *	0.445
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	7.68 (6.65 - 11.58)			7.64 (7.03 - 10.35)			8.07 (7.10 - 11.62)			7.11 (6.73 - 7.42)		
	7.35 (4.41 - 8.29)	0.10 *	0.753	8.10 (7.68 - 8.45)	-1.92 ▪	0.054	8.02 (6.08 - 8.65)	0.00 *	0.963	8.14 (7.34 - 8.39)	-2.72 ▪	<b>0.006</b>
PT (µg.L <sup>-1</sup> )	96.07 (58.77 - 159.39)			113.00 (72.08 - 151.58)			122.04(63.06-193.1)			117.20 (55.63-201.40)		
	43.98 (29.16 - 77.94)	13.52 *	<b>0.004</b>	47.97 (27.64 - 80.93)	20.88 *	<b>0.001</b>	51.12 (33.33 - 70.56)	16.92 *	<b>0.003</b>	42.25 (29.17 - 55.11)	20.23 *	<b>0.001</b>
PO4 (µg.L <sup>-1</sup> )	44.58 (23.13 - 62.67)			37.94 (21.46 - 57.32)			33.87 (17.29 - 48.47)			32.84 (13.96 - 52.13)		
	24.08 (17.42 - 31.82)	9.90 *	<b>0.010</b>	17.23 (12.32 - 23.53)	15.16 *	<b>0.003</b>	14.93 (6.81 - 21.51)	9.24 *	<b>0.014</b>	18.26 (4.17 - 34.36)	3.50 *	0.091
NID (µg.L <sup>-1</sup> )	2045.10 (1907-2418)			2093.67 (1384.2-2678.8)			2679.8(1939.4-3515.8)			2648.3(2089.4-3503.5)		
	2631.78 (2321-2981)	20.52 *	<b>0.001</b>	2613.81 (2223.6-3058.7)	4.82 *	0.052	2483.5(2049.7-2851.5)	0.33 *	0.576	2546.5(2154.5-2951.4)	0.11 *	0.739
Clo_a (µg.L <sup>-1</sup> )	0.25 (0.12 - 0.66)			0.30 (0.12 - 0.45)			0.52 (0.15 - 1.32)			0.88 (0.17 - 3.41)		
	0.63 (0.29 - 1.03)	7.95 *	<b>0.018</b>	1.68 (0.93 - 2.82)	32.05 *	<b>0.000</b>	2.47 (1.48 - 3.36)	28.04*	<b>0.000</b>	2.42 (1.20 - 3.60)	8.43 *	<b>0.016</b>
IET (µg.L <sup>-1</sup> )	46.33 (43.42 - 50.20)			47.91 (44.30 - 50.49)			49.75 (46.99 - 54.63)			50.44 (47.38 - 57.14)		
	48.71 (44.92 - 52.84)	2.75 *	0.128	53.16 (50.63 - 54.98)	17.68 *	<b>0.002</b>	55.23 (53.68 - 56.96)	16.98 *	<b>0.003</b>	54.55 (51.41 - 56.29)	5.46 *	<b>0.042</b>



A turbidez variou amplamente entre os períodos hidrológicos (Fig. 14), com valor mínimo de 1,70 UNT registrado na EA0 em ago/21 no período seco e máximo de 448 UNT em nov/21 no chuvoso. Foi verificado que nos meses chuvosos os valores dessa variável foram superiores aos padrões da Resolução CONAMA 357/05 para a classe 2 (< 100 UNT) para todos os pontos verificados. Os valores de temperatura da água registrados foram entre 22,78 e 30,95 °C, oscilando em torno da média de 28,86 °C nos meses chuvosos e 25,60 °C nos secos, considerando as quatro estações amostrais.

O teor médio de fosfato no trecho estudado foi 27,84  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , com valor mínimo de 4,17  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em abr/21 (EA26) e máximo de 62,67  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em nov/21 (EA0), variando consideravelmente entre os meses chuvosos (média de 37,31  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e secos (média de 18,63  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nas estações amostrais. A concentração média de fósforo total foi 78,29  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e variou de 27,64  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em jul/21 (EA21) a 201,40  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em jan/21 (EA26), estando em concordância com a Resolução CONAMA 357/05 para classe 2 durante toda a estação seca, com até 100  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (média de 46,33  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), contrariamente a maioria dos meses chuvosos, em que este nutriente ultrapassou o valor máximo recomendado nas estações amostrais (média de 112,08  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Apesar das concentrações de fosfato e fósforo não evidenciarem separação espacial significativa, a EA0 apresentou tendência a concentrações médias pouco mais elevadas da fração dissolvida e menores da fração total, em oposição ao observado principalmente na EA22.

As concentrações de NID variaram de 1384,20  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em dez/20 (EA21) a 3515,88  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em jan/21 (EA22), com os teores apresentando separação temporal apenas para a estação EA0, com maiores valores atribuídos ao período seco e menores aos chuvosos, padrão não observado para as demais, principalmente a EA26, que apresentou valores médios semelhantes para os nutrientes nitrogenados.

O valor médio do pH foi 7,85, sendo neutro a ligeiramente alcalino na maioria dos meses, com os valores variando de 5,88 em jun/21 (EA0) a 8,98 em mai/21 (EA22). O OD apresentou concentração média de 7,76  $\text{mg.L}^{-1}$  no trecho estudado, com o valor mínimo de 4,41  $\text{mg.L}^{-1}$  em abr/21 (EA0) e máximo de 11,62  $\text{mg.L}^{-1}$  em dez/20 (EA22). As médias das variáveis pH e OD foram semelhantes entre as estações amostrais e períodos seco e chuvosos, apresentando na maior parte das amostragens, valores de pH ( $6 < \text{pH} < 9$ ) e OD ( $> 5 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em concordância com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para classe 2.

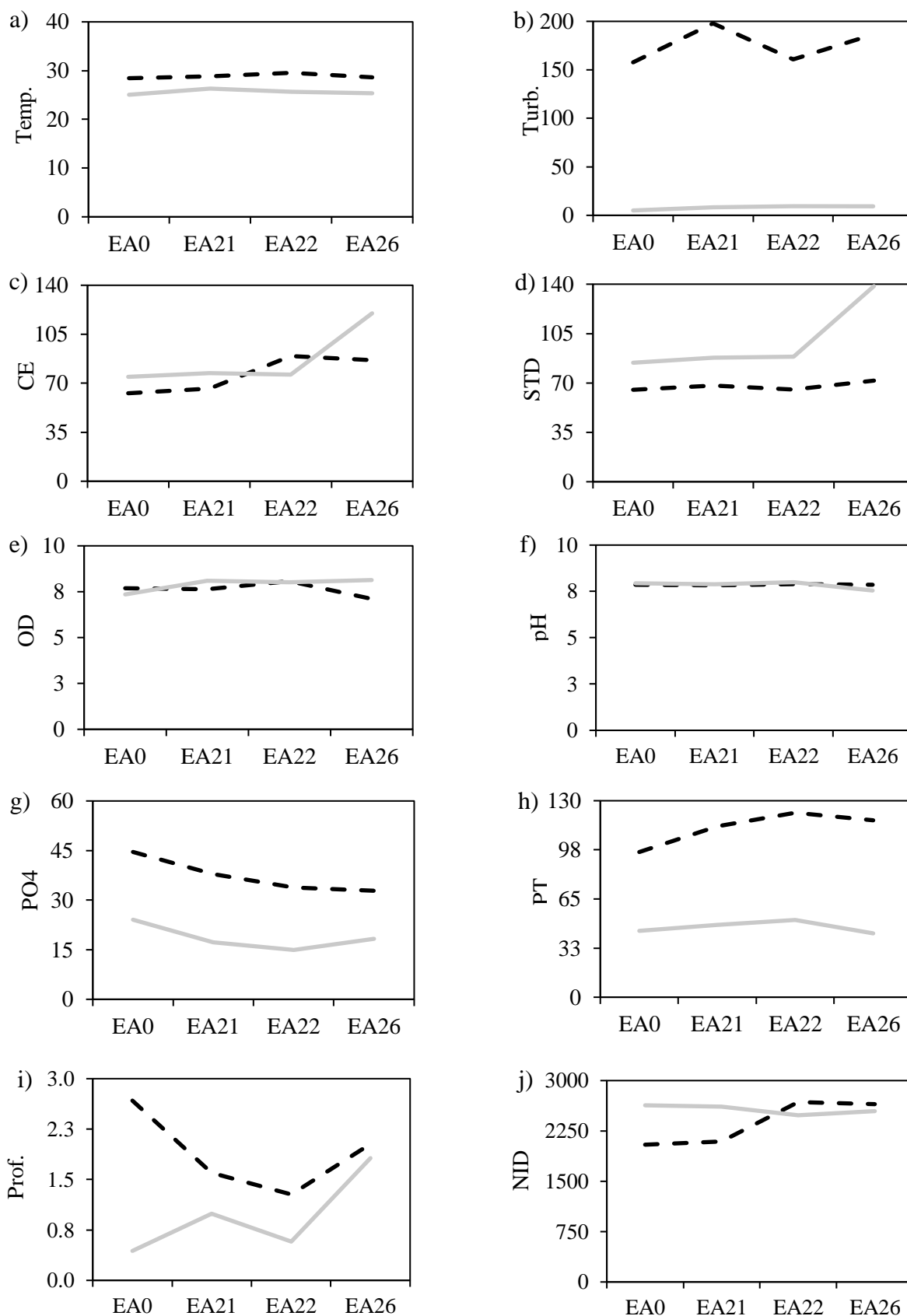


Figura 14. Dados obtidos para as variáveis abióticas Temp. (a), Turb. (b), CE (c), STD (d), OD (e), pH (f), PO<sub>4</sub> (g), PT (h), Prof. (i) e NID (j) (abreviaturas e unidades de medida descritas na Tab.8) nos períodos seco e chuvoso nas quatro estações amostrais do Baixo rio Doce, cedidos pelo LimnoLab/UFES. A linha tracejada em preto representa os valores médios da época chuvosa e a linha em cinza representa as médias da época seca.

O teor médio dos STD foi 84,10 mg.L<sup>-1</sup>, com o valor mínimo registrado de 34 mg.L<sup>-1</sup> em jan/21 nas estações amostrais EA0, EA21 e EA22 e máximo de 375 mg.L<sup>-1</sup> em set/21 na EA26, apresentando valores em concordância com a Resolução CONAMA 357/05 para classe 2 (< 500 mg.L<sup>-1</sup>) em todos os meses.

A condutividade elétrica variou entre 53,88 e 322,94 µS/cm no trecho estudado. As estações amostrais EA0 e EA21 apresentaram maiores valores de condutividade elétrica no período seco, com registros de 81 e 82,32 µS/cm em set/21, respectivamente. Apesar disso, as estações amostrais EA22 e EA26 mostraram valores elevados de condutividade elétrica em ambos os períodos hidrológicos, com os maiores valores registrados em dez/20 na EA22 (176,13 µS/cm) e set/21 na EA26 (322,94 µS/cm).

No geral, a concentração média de clorofila *a* foi 1,16 µg.L<sup>-1</sup>, variando entre o valor mínimo de 0,12 µg.L<sup>-1</sup> em nov/21 registrado nas estações amostrais EA0 e EA21 e máximo de 3,60 µg.L<sup>-1</sup> em abr/21 na EA26, com concentrações estatisticamente menores nos períodos chuvosos e maiores no seco para as estações amostrais EA21, EA22 e EA26 (Fig.15).

A ponderação do IET permitiu classificar as estações amostrais do Baixo rio Doce em diferentes graus de trofia, que variaram de ultraoligotrofia (43,42 µg.L<sup>-1</sup>) a mesotrofia (57,14 µg.L<sup>-1</sup>) no período estudado. Nas estações amostrais EA0 e EA21, as condições oscilaram de ultraoligotrofia a mesotrofia, enquanto em EA22 e EA26 de oligotrofia a mesotrofia.

Em termos gerais, a EA0 foi caracterizada como oligotrófica nos meses secos, sendo mesotrófica somente em set/21 e ultraoligotrófica nos chuvosos; a EA21 foi oligo-mesotrófica nos meses secos e ultra-oligotrófica nos chuvosos, enquanto as estações EA22 e EA26 foram classificadas como mesotróficas na maioria dos meses secos e oligotróficas nos meses chuvosos, com exceção de jan/22 (EA22) e fev/21 (EA26), quando as condições foram mesotróficas, demonstrando maior grau de trofia em comparação à EA0 (Fig. 16).

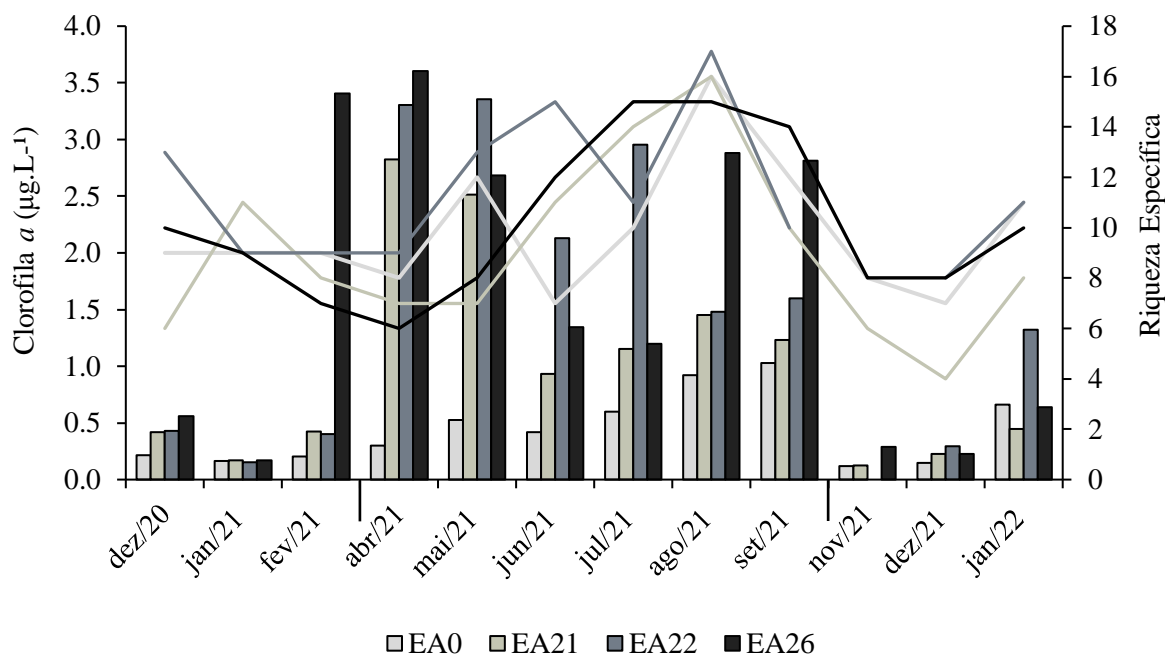


Figura 15. Concentração de clorofila *a* e riqueza específica das quatro estações amostrais do Baixo rio Doce nos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-fev/21 e nov/21-jan/22). As barras representam a concentração de clorofila *a* e as linhas a riqueza específica.

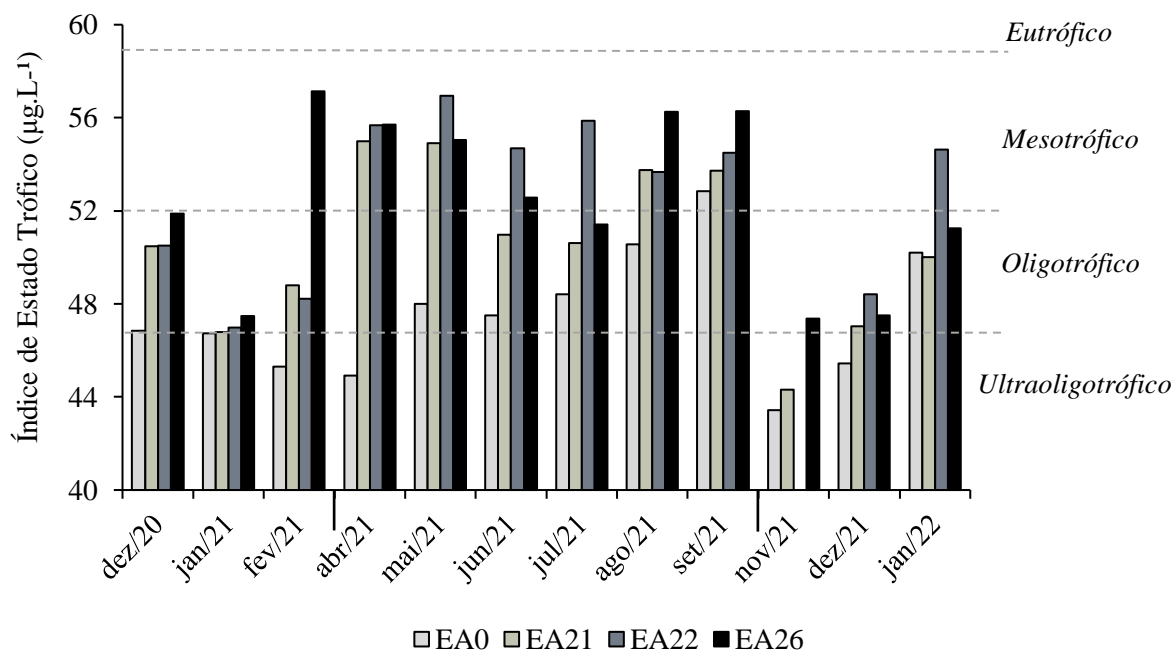


Figura 16. Valores do Índice de Estado Trófico das quatro estações amostradas no Baixo rio Doce nos períodos seco (abr/21-set/21) e chuvosos (dez/20-fev/21 e nov/21-jan/22) segundo Lamparelli (2004). As linhas tracejadas horizontais indicam a separação dos níveis de trofia.

### 3.2 Comunidade Fitoplanctônica

A riqueza específica e os índices de diversidade ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) apresentaram normalidade na distribuição dos dados e os valores de biovolume total e de classes foram não normais, conforme o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. As variáveis riqueza específica e biovolume fitoplanctônico não apresentaram diferenças significativas entre as estações amostrais, assim como os índices biológicos. No entanto, diferenças temporais significativas foram verificadas pela Análise de Variância (ANOVA,  $p < 0,05$ ) para os índices de diversidade e dominância nas estações amostrais EA0 e EA22 (Tab. 9).

A diversidade variou de 0,42 em dez/20 (EA21) a 2,09 em jun/21 (EA22), com registro de maiores valores na estação seca (Fig. 17). A equitabilidade variou de 0,23 em dez/20 (EA21) a 0,85 em dez/21 (EA21) no trecho do rio. Já a dominância apresentou variação de 0,16 em jun/21 (EA22) a 0,82 em dez/20 (EA21), com os maiores valores concentrados na estação chuvosa. Nos períodos amostrados, os valores médios de diversidade e dominância na estação EA0 foram de 1,08 e 0,47 (chuvoso) e 1,58 e 0,32 (seco), enquanto na estação EA22 foram de 1,24 e 0,42 (chuvoso) e 1,75 e 0,23 (seco), respectivamente.

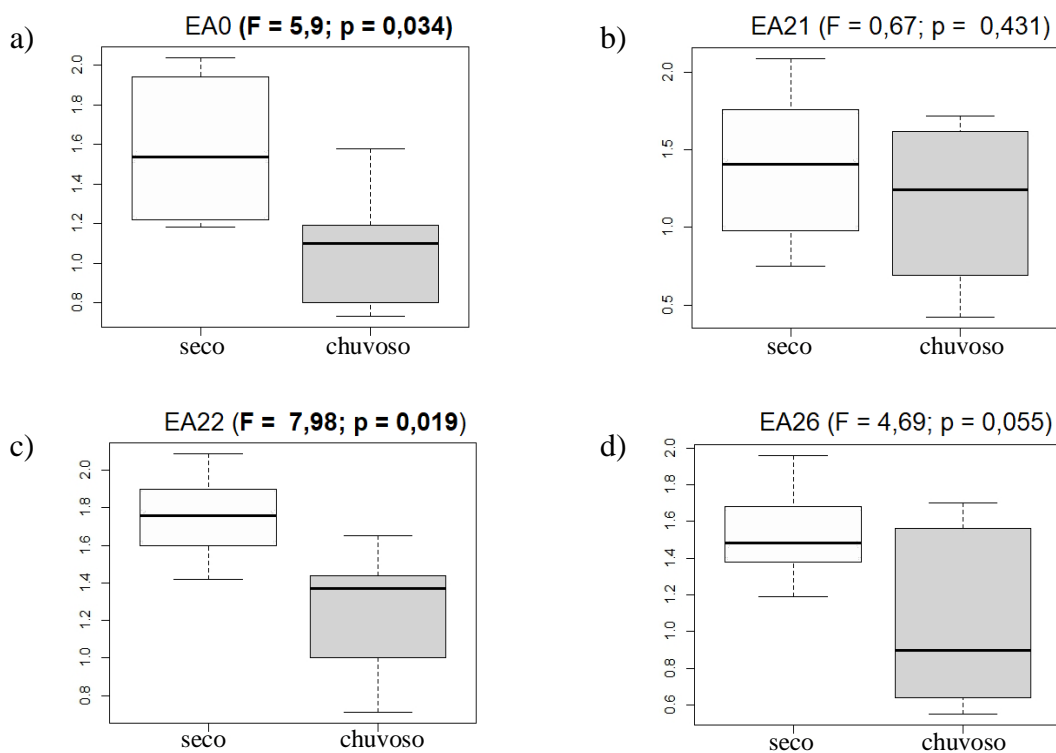


Figura 17. Variabilidade temporal dos valores de diversidade específica das estações amostrais EA0 (a), EA21 (b), EA22 (c) e EA26 (d) do Baixo rio Doce. Os períodos hidrológicos estão representados por cores diferentes (Branco = Seco; Cinza = Chuvoso). Os resultados significativos estão destacados em negrito segundo a ANOVA One-Way ( $p < 0,05$ ).

Tabela 9. Estatística descritiva das variáveis bióticas com os valores médios, mínimos e máximos e as diferenças significativas entre os períodos seco e chuvosos nas estações de amostragem do Baixo rio Doce (Riqueza= Riqueza específica; BV. Total= Biovolume total; BV. Baci.= Biovolume de Bacillariophyceae; BV. Cyan.= Biovolume de Cyanophyceae; BV. Chlo.= Biovolume de Chlorophyceae. BV. Cryp.= Biovolume de Cryptophyceae. BV. Eugl.= Biovolume de Euglenophyceae; BV. Outros= Biovolume de Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae; H'= Diversidade; J'= Equitabilidade; D'= Dominância). Os dados dos períodos chuvosos estão sublinhados em cinza e do período seco em branco. Os resultados dos testes de significância com  $p < 0,05$  estão em negrito na tabela (\* = Teste F Anova One-Way; ■ = Pontuação Z Mann-Whitney, conforme a normalidade de cada variável).

Variáveis Bióticas	EA0		EA21		EA22		EA26	
		p		p		p		p
Riqueza	9 (7 - 11)		7 (4 - 11)		10 (8 - 13)		9 (7 - 10)	
	11 (7 - 16)		11 (7 - 16)		13 (9 - 17)		12 (6 - 15)	
BV. Total (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.58 (0.03 - 1.15)		0.52 (0.01 - 1.65)		1.66 (0.03 - 6.69)		0.95 (0.06 - 4.10)	
	0.28 (0.12 - 0.80)		0.40 (0.14 - 0.82)		0.39 (0.23 - 0.66)		0.49 (0.30 - 0.63)	
BV. Baci. (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.13 (0.00 - 0.39)		0.08 (0.00 - 0.38)		1.10 (0.00 - 5.17)		0.06 (0.00 - 0.19)	
	0.06 (0.00 - 0.12)		0.18 (0.00 - 0.64)		0.09 (0.02 - 0.13)		0.31 (0.02 - 0.49)	
BV. Cyan. (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.02 (0.00 - 0.02)		0.02 (0.01 - 0.02)		0.03 (0.00 - 0.11)		0.02 (0.00 - 0.04)	
	0.01 (0.00 - 0.02)		0.01 (0.00 - 0.05)		0.01 (0.00 - 0.03)		0.01 (0.00 - 0.01)	2.40 ■ <b>0.016</b>
BV. Chlo. (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.04 (0.00 - 0.12)		0.02 (0.00 - 0.09)		0.00 (0.00 - 0.01)		0.01 (0.00 - 0.02)	
	0.09 (0.01 - 0.45)		0.03 (0.01 - 0.07)		0.09 (0.05 - 0.13)	-2.76 ■ <b>0.005</b>	0.04 (0.00 - 0.10)	-2.22 ■ <b>0.022</b>
BV. Cryp. (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.27 (0.00 - 1.01)		0.32 (0.00 - 0.99)		0.44 (0.00 - 1.26)		0.53 (0.00 - 2.20)	
	0.08 (0.01 - 0.11)		0.11 (0.04 - 0.29)		0.12 (0.01 - 0.39)		0.12 (0.04 - 0.27)	
BV. Eugl. (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.11 (0.00 - 0.49)		0.10 (0.00 - 0.41)		0.08 (0.00 - 0.23)		0.33 (0.00 - 1.85)	
	0.01 (0.00 - 0.03)		0.01 (0.00 - 0.03)		0.01 (0.00 - 0.03)		0.00 (0.00 - 0.00)	2.67 ■ <b>0.007</b>
BV.Outros (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	0.02 (0.00 - 0.09)		0.00 (0.00 - 0.00)		0.00 (0.00 - 0.00)		0.00 (0.00 - 0.01)	
	0.04 (0.00 - 0.11)		0.06 (0.00 - 0.33)		0.08 (0.00 - 0.15)		0.00 (0.00 - 0.02)	
H'	1.08 (0.73 - 1.58)		1.16 (0.42 - 1.72)		1.24 (0.71 - 1.65)		1.04 (0.55 - 1.70)	
	1.58 (1.18 - 2.04)	5.99 * <b>0.034</b>	1.40 (0.75 - 2.08)		1.75 (1.42 - 2.09)	7.98 * <b>0.019</b>	1.53 (1.19 - 1.96)	
J'	0.51 (0.30 - 0.81)		0.60 (0.23 - 0.85)		0.55 (0.28 - 0.78)		0.48 (0.25 - 0.75)	
	0.67 (0.47 - 0.82)		0.59 (0.31 - 0.75)		0.70 (0.61 - 0.79)		0.65 (0.44 - 0.77)	
D'	0.47 (0.27 - 0.67)		0.45 (0.21 - 0.82)		0.42 (0.22 - 0.67)		0.53 (0.24 - 0.73)	
	0.32 (0.18 - 0.47)		0.39 (0.16-0.70)		0.23 (0.16 - 0.32)	6.40 * <b>0.032</b>	0.31 (0.18 - 0.44)	

A riqueza durante o estudo variou entre 4 e 13 táxons nos períodos chuvosos e entre 6 e 17 táxons no período seco. Os valores de biovolume fitoplanctônico variaram de 0,01 a 6,69 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>, apresentando as médias de 0,43 (EA0), 0,46 (EA21), 1,03 (EA22) e 0,72 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup> (EA26) (Fig. 18-21). O biovolume da classe Chlorophyceae foi maior no período seco (0 a 0,45 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) em EA22 e EA26, enquanto das classes Cyanophyceae (0 a 0,11 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e Euglenophyceae (0 a 1,85 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) foram maiores nos períodos chuvosos na EA26.

A comunidade fitoplanctônica apresentou 94 táxons distribuídos em dez classes. A biodiversidade deste trecho do rio durante este estudo mostrou pouca variação espacial, sendo maior em EA22 (51 táxons) e menor na EA21 (43 táxons). As classes fitoplanctônicas com as maiores contribuições, considerando-se as estações amostrais e os períodos do ciclo hidrológico, foram Bacillariophyceae (37 táxons – 39,35%) em todas as estações amostrais, seguida por Chlorophyceae (18 táxons – 19,15%), mais predominante na EA0, e Cyanophyceae (12 táxons – 12,76%) com maior predominância na EA22.

As demais classes registradas foram Euglenophyceae (9 táxons – 9,57%), Zygnematophyceae (4 táxons – 4,25%), Dinophyceae (4 táxons – 4,25%), Trebouxiophyceae (3 táxons – 3,20%), Cryptophyceae (3 táxons – 3,20%), Coscinodiscophyceae e Mediophyceae (2 táxons cada – 2,13%). Os gêneros predominantes foram *Nitzschia*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus*, *Trachelomonas* (com 4 táxons cada), *Cymbella* e *Cosmarium* (ambos com 3 táxons).

Conforme a frequência de ocorrência, dos 94 táxons registrados 68,10% (64 táxons) foram raros, 21,30% (20 táxons) foram pouco frequentes, 7,45% (7 táxons) frequentes e 3,20% (3 táxons) muito frequentes (Tab. 10). Visto que *Fragilaria* sp., *Synechocystis aquatilis* e *Synechocystis* sp. foram classificados como muito frequentes e *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas brasiliensis*, *Cryptomonas* sp., *Monoraphidium contortum*, *Planktolyngbya limnetica*, *Raphidiopsis raciborskii* e *Trachelomonas volvocina* foram frequentes.

Foram registradas quatro espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas para o trecho estudado: *Pseudanabaena limnetica*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Synechococcus nidulans* e *Synechocystis aquatilis*.

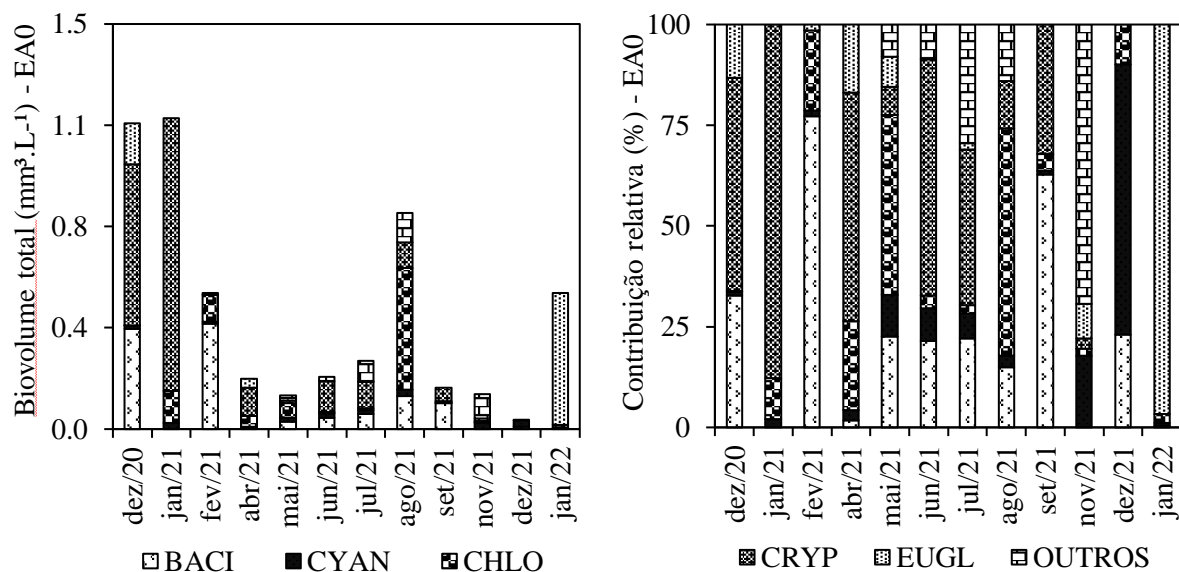


Figura 18. Variação temporal do biovolume total (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e contribuição relativa (%) das classes fitoplantônicas registradas na estação amostral EA0. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae.

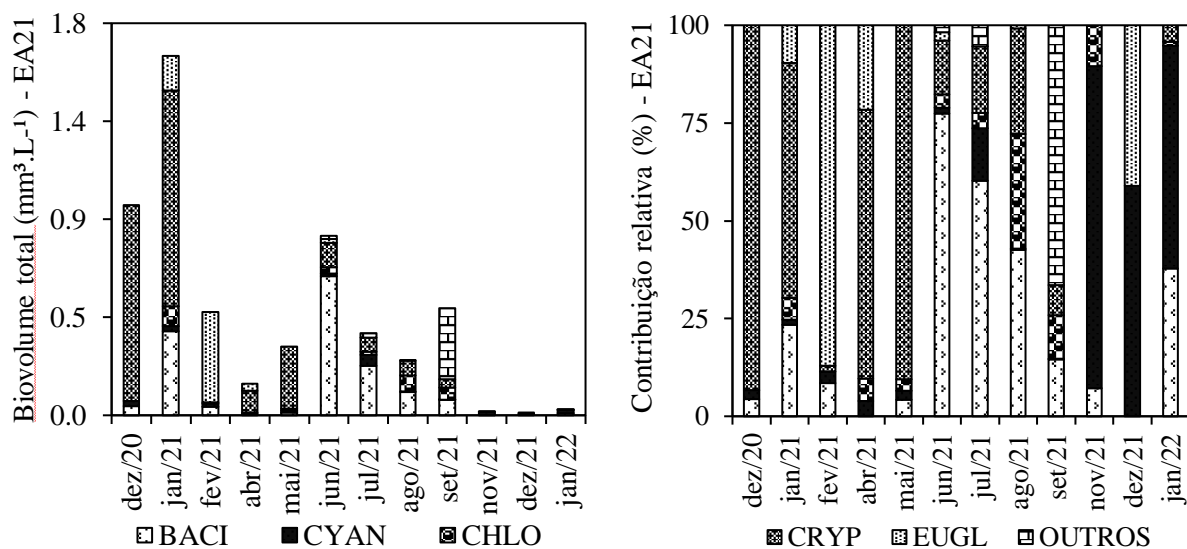


Figura 19. Variação temporal do biovolume total (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e contribuição relativa (%) das classes fitoplantônicas registradas na estação amostral EA21. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae.



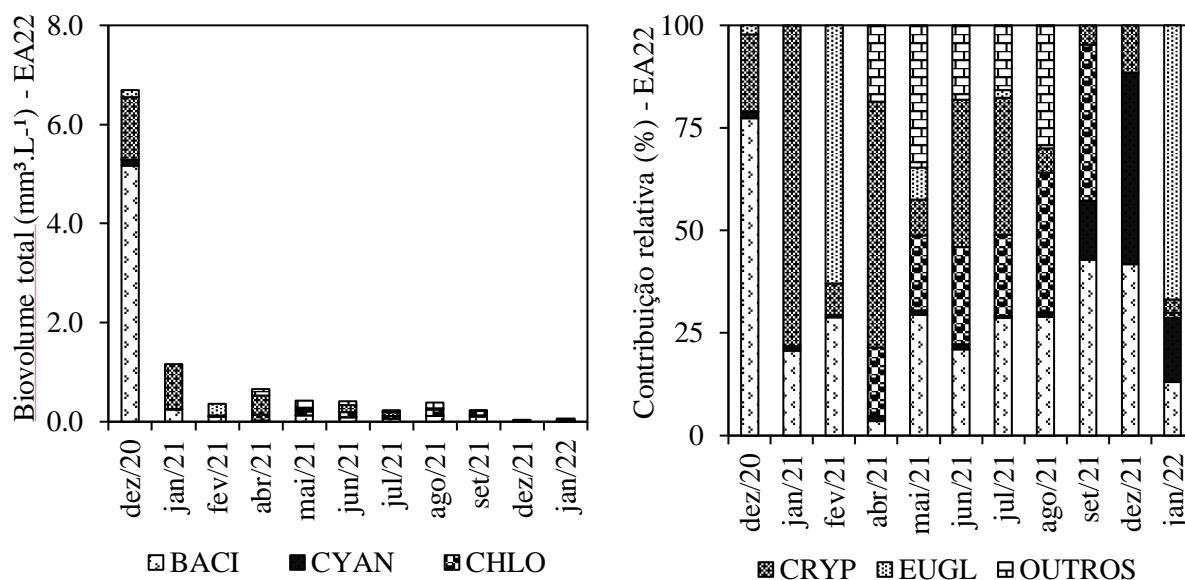


Figura 20. Variação temporal do biovolume total (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e contribuição relativa (%) das classes fitoplancônicas registradas na estação amostral EA22. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae.

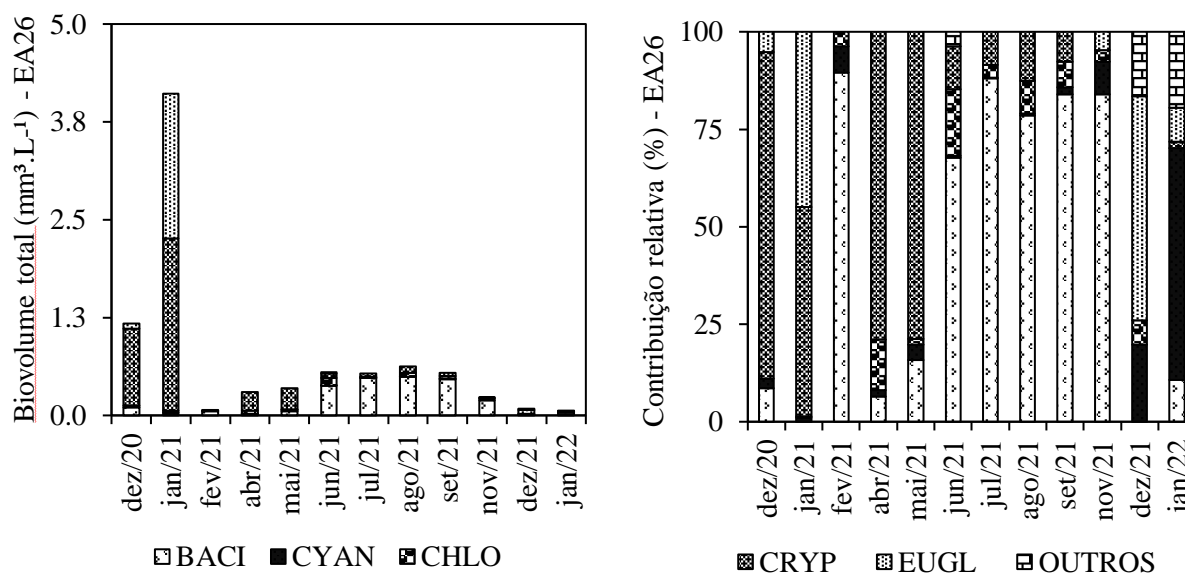


Figura 21. Variação temporal do biovolume total (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e contribuição relativa (%) das classes fitoplancônicas registradas na estação amostral EA26. Outros: Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae.

Tabela 10. Classificação da frequência de ocorrência dos táxons nas estações amostrais entre dez/20 e jan/22, segundo Matteucci e Colma (1982). (■ = Raros; ■ = Pouco frequentes; ■ = Frequentes; ■ = Muito frequentes; ● = Cianobactérias tóxicas em outros ecossistemas brasileiros – Sant’Anna *et. al.*, 2008; Clas.= Classe; Cód.= Código; Baci= Bacillariophyceae; Chlo= Chlorophyceae; Cosc= Coscinodiscophyceae; Cryp= Cryptophyceae; Cyan= Cyanophyceae; Dino= Dinophyceae; Eugl= Euglenophyceae; Medi= Mediophyceae; Treb= Trebouxiophyceae; Zygn= Zygnematophyceae).

Clas.	Cód.	Táxons	EA0	EA21	EA22	EA26
Baci	Achsp	<i>Achnanthes</i> sp.				■
Baci	Acmin	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki 1994	■			■
Baci	Acsp	<i>Achnantheidium</i> sp.		■		
Baci	Brsp	<i>Brachysira</i> sp.		■	■	■
Baci	Copla	<i>Cocconeis cf. placentula</i> Ehrenberg 1838			■	
Baci	Cosp	<i>Cocconeis</i> sp.	■	■	■	■
Baci	Cysp	<i>Cymbella</i> sp.		■	■	■
Baci	Cysp2	<i>Cymbella</i> sp.2				■
Baci	Cytum	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck 1880	■	■	■	
Baci	Disp	<i>Diploneis</i> sp.		■		
Baci	Ensp	<i>Encyonema</i> sp.	■	■	■	■
Baci	Ensp2	<i>Encyonema</i> sp.2	■			
Baci	Eusp	<i>Eunotia</i> sp.		■		
Baci	Frasp	<i>Fragilaria</i> sp.	■	■	■	■
Baci	Frasp2	<i>Fragilaria</i> sp.2	■	■	■	
Baci	Goexi	<i>Gogorevia exilis</i> (Kützing) Kulikovskiy e Kociolek 2020		■		■
Baci	Gopar	<i>Gomphonema cf. parvulum</i> (Kützing) Kützing 1849	■			
Baci	Gosp	<i>Gomphonema</i> sp.				■
Baci	Gyrsp	<i>Gyrosigma</i> sp.	■		■	
Baci	Gyrsp2	<i>Gyrosigma</i> sp.2			■	
Baci	Icten	<i>Iconella tenera</i> (W.Gregory) Ruck e Nakov 2016				■
Baci	Nasp	<i>Navicula</i> sp.	■	■	■	■
Baci	Nasp2	<i>Navicula</i> sp.2			■	
Baci	Nipal	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1856		■		■
Baci	Nisp	<i>Nitzschia</i> sp.	■			
Baci	Nisp2	<i>Nitzschia</i> sp.2		■		
Baci	Nisp3	<i>Nitzschia</i> sp.3		■		
Baci	Pisp	<i>Pinnularia</i> sp.			■	■
Baci	Pisp2	<i>Pinnularia</i> sp.2	■	■		
Baci	Sesp	<i>Sellaphora</i> sp.	■		■	
Baci	Sulin	<i>Surirella linearis</i> W.Smith 1853	■	■		■
Baci	Susp	<i>Surirella</i> sp.	■			■
Baci	Sygou	<i>Synedra gouldardii</i> Brébisson ex Cleve e Grunow 1880	■	■		■
Baci	Tasp	<i>Tabularia</i> sp.			■	■
Baci	Uisp	<i>Ulnaria</i> sp.		■	■	
Baci	Ululn	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère 2001			■	
Chlo	Chlsp	<i>Chlamydomonas</i> sp.	■	■	■	■
Chlo	Chsp2	<i>Chlamydomonas</i> sp.2	■			

Chlo	Cofot	<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) Tsarenko 1990				
Chlo	Deopo	<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald 2000				
Chlo	Kilun	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius 1894				
Chlo	Megra	<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) T.S.Garcia 2016				
Chlo	Moarc	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák 1970				
Chlo	Mocon	<i>Monoraphidium contortum</i> Thuret, Komárková-Legnerová 1969				
Chlo	Mogri	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová 1969				
Chlo	Momin	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová 1969				
Chlo	Oesp	<i>Oedogonium</i> sp.				
Chlo	Psfin	<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) Hegewald e Deason 1989				
Chlo	Sceco	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat 1926				
Chlo	Scobt	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen 1829				
Chlo	Scqua	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson 1835				
Chlo	Scsp1	<i>Scenedesmus</i> sp.				
Chlo	Teber	<i>Tetradesmus bernardii</i> (G.M.Smith) M.J.Wynne 2016				
Chlo	Telag	<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling 1916				
Cosc	Auamb	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen 1979				
Cosc	Ureri	<i>Urosolenia eriensis</i> (H.L.Smith) Round e R.M.Crawford 1990				
Cryp	Crbra	<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, C.E.Bicudo e D.Bicudo 1992				
Cryp	Crysp	<i>Cryptomonas</i> sp.				
Cryp	Crysp2	<i>Cryptomonas</i> sp.2				
Cyan	Apdel	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West e G.S.West 1912				
Cyan	Arpla	<i>Arthrospira platensis</i> Gomont 1892				
Cyan	Gespl	<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnost. 1989				
Cyan	Kafor	<i>Kamptonema formosum</i> (Bory ex Gomont) S.K. e J. 2014				
Cyan	Meten	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann 1898				
Cyan	Plcon	<i>Planktolynghya contorta</i> (Lemmermann) Anag. e Komárek 1988				
Cyan	Pllim	<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmermann) K; L e Cronberg 1992				
Cyan	Pslim	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek 1974				
Cyan	Rarac	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera <i>et al.</i> 2018				
Cyan	Synid	<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek 1970				
Cyan	Syaqu	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau 1892				
Cyan	Synsp	<i>Synechocystis</i> sp.				
Dino	Cehir	<i>Ceratium</i> sp.				
Dino	Glsp	<i>Glochidinium</i> sp.				
Dino	Gysp	<i>Gymnodinium</i> sp.				
Dino	Pesp	<i>Peridinium</i> sp.				
Eugl	Eugra	<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz 1884				
Eugl	Euvir	<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg 1830				
Eugl	Eucau	<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W.Hübner) Ishikawa e W.Linton 2010				
Eugl	Leacu	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin e Melkonian 2003				
Eugl	Stsp	<i>Strombomonas</i> sp.				
Eugl	Trarm	<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F.Stein 1878				
Eugl	Trhis	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein 1878				
Eugl	Trvol	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg 1834				

Eugl	Trvolc	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko 1914				
Medi	Cymen	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844				
Medi	Cycsp	<i>Cyclotella</i> sp.				
Medi	Pllae	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère 1982				
Treb	Achan	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim 1882				
Treb	Mipus	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius 1858				
Treb	Mupul	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood)B.P. e Krienitz 2011				
Zygn	Cocon	<i>Cosmarium contractum</i> O.Kirchner 1878				
Zygn	Comar	<i>Cosmarium margaritatum</i> (P.Lundell) J.Roy e Bisset 1886				
Zygn	Coobt	<i>Cosmarium obtusatum</i> (Schmidle) Schmidle 1898				
Zygn	Stsmi	<i>Staurastrum smithii</i> Teiling 1946				

### 3.3 Relação entre as variáveis abióticas e espécies fitoplanctônicas

A análise de redundância (RDA) foi realizada com 09 variáveis abióticas selecionadas segundo a função VIF: temperatura da água (Temp), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (PT), fosfato (PO<sub>4</sub>), pH e clorofila *a* (Clo\_*a*) e 10 táxons considerados frequentes e muito frequentes segundo a frequência de ocorrência: *Chlamydomonas* sp. (Chlsp), *Cryptomonas brasiliensis* (Crbra), *Cryptomonas* sp. (Crysp), *Fragilaria* sp. (Frasp), *Monoraphidium contortum* (Mocon), *Planktolyngbya limnetica* (Pllim), *Raphidiopsis raciborskii* (Rarac), *Synechocystis aquatilis* (Syaqu), *Synechocystis* sp. (Synsp) e *Trachelomonas volvocina* (Trvol).

A RDA indicou que os eixos 1 (7.51) e 2 (4.74) conjuntamente explicaram 34,83% da variação dos dados (Fig. 22). A ordenação apresentou 45,43% da variação total das espécies fitoplanctônicas explicadas pelas variáveis ambientais, com o R<sup>2</sup> ajustado de 32,16%. A RDA apresentou significância estatística (F=3,42; p=0,001) segundo o teste de randomização, com significância para os dois primeiros eixos canônicos, eixo 1 (F=14,48; p=0,001) e eixo 2 (F= 9,14; p= 0,001).

O eixo 1 foi correlacionado positivamente com os sólidos totais dissolvidos (r=0,53; p=0,000) e fosfato (r=0,45; p=0,001) e negativamente com o oxigênio dissolvido (r=-0,29; p=0,049). O eixo 2 correlacionou-se positivamente com a turbidez (r=0,67; p=0,000), temperatura (r=0,54; p=0,000), fósforo total (r=0,53; p=0,000) e fosfato (r=0,38; p=0,007), enquanto esteve correlacionado negativamente com a clorofila *a* (r=-0,61; p=0,000) e os sólidos totais dissolvidos (r=-0,43; p=0,002).

Dentre os táxons representantes da comunidade fitoplanctônica, o eixo 1 apresentou correlação positiva com Rarac ( $r=0,79$ ;  $p=0,000$ ) e Pllim ( $r=0,45$ ;  $p=0,001$ ) e este eixo correlacionou-se negativamente com Synsp ( $r=-0,83$ ;  $p=0,000$ ), Crysp ( $r=-0,72$ ;  $p=0,000$ ) e Crbra ( $r=-0,71$ ;  $p=0,000$ ). O eixo 2 foi correlacionado positivamente com Trvol ( $r=0,74$ ;  $p=0,000$ ) e Syaqu ( $r=0,44$ ;  $p=0,002$ ). As principais correlações negativas do eixo 2 foram com Mocon ( $r=-0,68$ ;  $p=0,000$ ), Frasp ( $r=-0,62$ ;  $p=0,000$ ) e Chlsp ( $r=-0,52$ ;  $p=0,000$ ). A espécie Trvol esteve relacionada a águas mais turvas, sob condições em que há o aumento na temperatura e enriquecimento por fósforo. Rarac foi correlacionado positivamente com fosfato e STD. Os táxons Mocon, Frasp, Chlsp e Crysp foram positivamente relacionadas a clorofila *a*, enquanto Mocon mostrou correlação negativa com as variáveis turbidez e fosfato. O táxon Crbra foi correlacionado negativamente aos STD, ao passo que Crysp apresentou relação positiva com o oxigênio dissolvido.

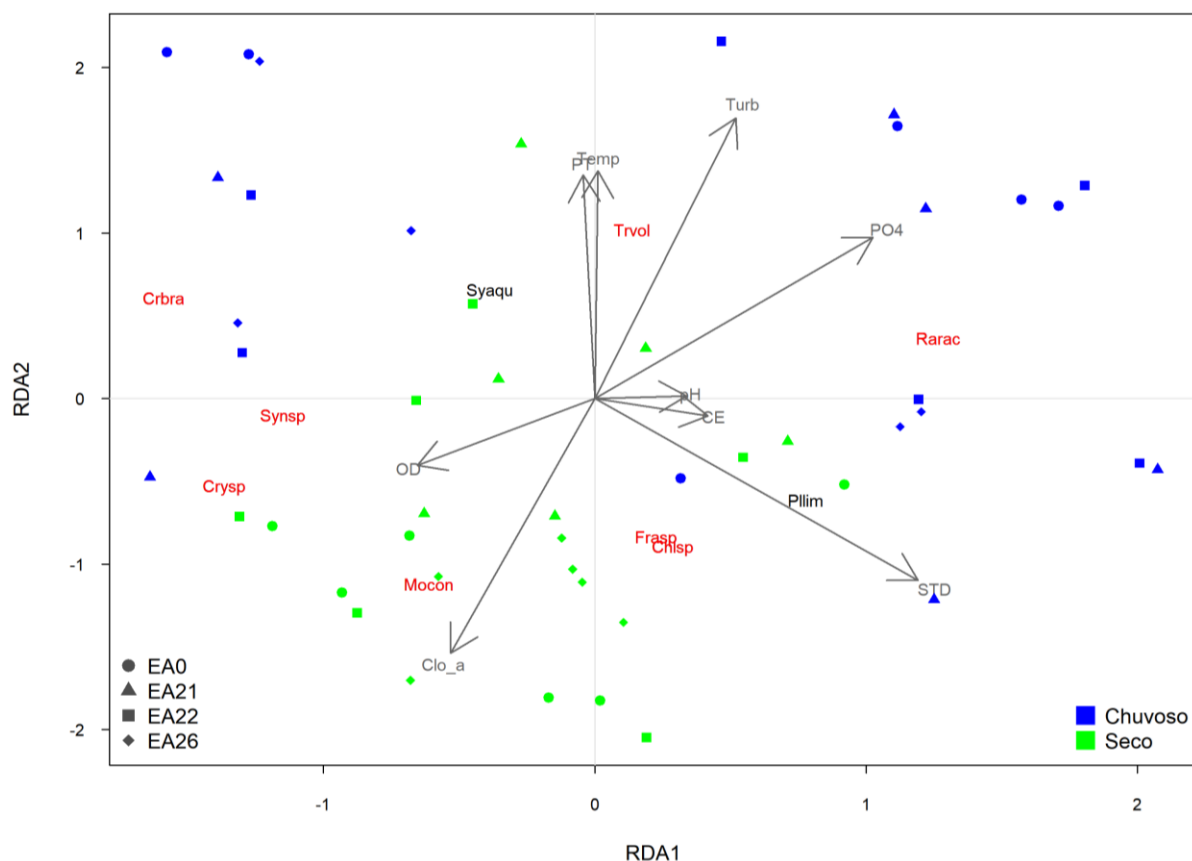


Figura 22. Análise de Redundância relacionando as variáveis abióticas as espécies fitoplanctônicas frequentes e muito frequentes nas quatro estações amostrais situadas na calha do Baixo rio Doce. As variáveis foram selecionadas de acordo com a função VIF ( $<5$ ). (CE= Condutividade elétrica; Clo\_a= Clorofila *a*; Temp= Temperatura da água; Turb= Turbidez; OD= Oxigênio dissolvido; STD= Sólidos totais dissolvidos; pH= Potencial hidrogeniônico; PT= Fósforo total; PO4= Fosfato; Chlsp= *Chlamydomonas* sp.; Crbra= *Cryptomonas brasiliensis*; Crysp= *Cryptomonas* sp.; Frasp= *Fragilaria* sp.; Mocon= *Monoraphidium contortum*; Pllim= *Planktolyngbya limnetica*; Rarac= *Raphidiopsis raciborskii*; Syaqu= *Synechocystis aquatilis*; Synsp= *Synechocystis* sp. e Trvol= *Trachelomonas volvocina*). Os pontos amostrais foram representados por diferentes ícones e as cores representam os períodos seco e chuvoso. As espécies significativas estão destacadas em vermelho.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Variáveis Abióticas

Dentre as variáveis abióticas analisadas, houve pouca variabilidade espacial no trecho do Baixo rio Doce, no entanto, os padrões de trofia e profundidade diferiram ao longo do curso fluvial. A análise combinada das concentrações de clorofila *a* (com diferenças significativas) e fósforo total (não significativas) pelo Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004) foi essencial para evidenciar o aumento gradativo do grau de trofia em direção à foz. Uma vez que as estações amostrais EA22 e EA26 apresentaram os maiores graus de trofia, provavelmente influenciadas pela localização a jusante das cidades com maior contingente populacional (Colatina e Linhares/ES) e pontos de despejos de efluentes líquidos em maiores proporções da porção capixaba (RRDM, 2019), embora a calha do rio Doce seja receptora de efluentes por toda extensão da bacia, incluindo a porção mineira. É importante ressaltar que os centros urbanos e polos industriais, que, juntamente com os usos do solo, são consideráveis fontes antrópicas de nutrientes provenientes de efluentes e outros resíduos no leito do rio Doce (RRDM, 2019).

Em relação ao oxigênio dissolvido, apesar da estação amostral EA26 apresentar maiores concentrações nos meses secos, é importante ressaltar que este padrão não predominou entre as estações amostrais. Os valores máximos de oxigênio dissolvido foram registrados pontualmente nas estações EA0, EA21 e EA22 durante a época chuvosa, no qual o rio estava com maior fluxo de água. Tal fato deve ter provocado a difusão do oxigênio da atmosfera para a água, com a entrada deste gás em momentos de maior velocidade de correnteza e aumento na superfície de contato entre o ar atmosférico e a água, promovendo sua aeração. Registro semelhante ocorreu durante o período chuvoso no córrego do Zerede, localizado na região do vale do rio Doce sob condições de vazão elevada (COLUNA *et al.*, 2007).

No geral, o trecho estudado apresentou boa qualidade no que se refere ao oxigênio dissolvido segundo a Resolução CONAMA 357/05, apesar do despejo de efluentes no leito do Baixo rio Doce e em seu percurso em Minas Gerais, fato este corroborado inclusive com o trabalho desenvolvido por Braum *et al.* (2018) ao estudar o trecho do rio Doce em Baixo Guandu/ES.

No que se refere à condutividade elétrica, embora a variação temporal das estações amostrais EA0 e EA21 mostrem o aumento da condutividade no período seco, as estações

EA22 e EA26 apresentaram maiores valores em amostragens específicas nos meses chuvosos, sendo que a EA26 apresentou valores extremos em ambos os períodos hidrológicos (acima de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), o que pode indicar impactos por poluentes, sendo que estes contêm muitos íons dissolvidos (CETESB, 2019; ESTEVES, 2011). Na região do Médio rio Doce, Petrucio *et al.* (2005) desenvolveram estudos em trechos do rio durante dois períodos hidrológicos e chegaram à conclusão que os rios mais influenciados por atividades antrópicas apresentaram valores mais elevados de condutividade elétrica, enquanto trechos mais conservados apresentaram baixos valores de condutividade. Em síntese, os teores de sólidos totais dissolvidos, que podem indicar a presença de sais, ácidos minerais e contaminantes (CARVALHO e OLIVEIRA, 2003), apresentaram tendência semelhante à de condutividade elétrica, uma vez que integra os sólidos totais dissolvidos. Além disso, os valores elevados dessa variável na estação amostral EA26 em condições de vazão reduzida (meses secos), pode sugerir influências da salinidade devido à proximidade com o mar.

Os meses de alta pluviosidade apresentaram águas com temperatura e turbidez mais elevadas, assim como maiores concentrações de fósforo total e fosfato na água, atribuídas a drenagem dos solos urbanos e áreas agrícolas, contribuindo para o enriquecimento do sistema (CETESB, 2019). O rio Doce recebe o incremento de nutrientes oriundos de descargas de efluentes tratados e não tratados na calha do rio, independente do período hidrológico, conforme dados disponibilizados pelo Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) (RRDM, 2019).

No que se refere aos nutrientes assimiláveis pelos produtores, a baixa disponibilidade de fosfatos no meio pode ser explicada pelo rápido consumo e pela precipitação com outros íons na água (ESTEVES, 2011). Por outro lado, segundo Wetzel (1993), muitas espécies fitoplanctônicas suportam concentrações de fosfato em torno de 20  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , inferiores a média encontrada no rio Doce, sob condições de disponibilidade acima ou abaixo deste valor, conforme os requisitos mínimos para o crescimento de cada organismo. As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido neste estudo apresentaram conformidade com a legislação em vigor (BRASIL, 2005).

#### *4.2 Comunidade Fitoplanctônica*

O aumento na clorofila *a* coincidiu com a redução da vazão fluvial no período seco, demonstrando que a variação hidrológica controla a concentração deste atributo considerado indicador de biomassa fitoplanctônica (CETESB, 2014). A concentração de clorofila *a* e

riqueza específica foram maiores valores no período seco. As classes que mais contribuíram com a riqueza foram Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae, as quais, segundo Reynolds (1994) abrigam espécies mais comuns a ambientes fluviais, assim como registrado por Zanco (2017), cujos dados mostraram tais classes com maior representatividade em vários ecossistemas lóticos brasileiros.

O rio apresentou baixa diversidade específica de acordo com Margalef (1978), com diversidade média variando entre 1,28 e 1,50, que segundo a classificação de Wilhm e Dorris (1968) corresponde a águas moderadamente poluídas e Shekhar *et al.*, (2008) muito poluídas (dentre as classificações de água limpa, poluição leve, moderada e elevada).

A variabilidade temporal da maioria das variáveis abióticas avaliadas, por sua vez influenciou aspectos estruturais da comunidade fitoplanctônica, sendo mais diversa e uniforme durante a estação seca e, por conseguinte, com menor dominância. A variação no padrão de diversidade, equitabilidade e riqueza analisado por Padilha (2015), mostrou valores semelhantes aos registrados neste estudo em ambos os períodos hidrológicos no trecho Ribeirão Faria na Bacia do rio Paranã/GO, caracterizado como ambiente de águas turvas com matas ciliares relativamente preservadas no entorno.

As condições menos turbulentas e, possivelmente, a maior disponibilidade de luz devido à redução na turbidez, favoreceram a composição mais variada dos grupos fitoplanctônicos que foram ausentes ou tiveram pouca contribuição durante os meses chuvosos. Destaca-se o aumento na contribuição em biovolume da classe Chlorophyceae e de outras classes menos predominantes como Trebouxiophyceae, Dinophyceae e Zygnematophyceae nos meses secos. Segundo Reynolds (1994), desde que supram os elevados requisitos de luz, os rios com profundidades reduzidas podem sustentar grandes populações de algas verdes.

A faixa de variação do biovolume fitoplanctônico durante o ciclo anual mostrou similaridade ao apresentado por Cunha (2004) para o rio Piraquê-Açu em Aracruz/ES, com valores compreendidos entre 0,88 e 2,70 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>. A redução no biovolume fitoplanctônico do rio Doce coincidiu com as maiores vazões no período chuvoso, registradas entre nov/21 e jan/22, intervalo que mostrou aumento na contribuição relativa de Cyanophyceae, enquanto o maior biovolume correspondeu a vazões em menores proporções (dez/20 e jan/21), associados principalmente as classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae, responsáveis pelos maiores valores de dominância durante o estudo.

Apesar dos valores de biovolume apresentarem tendência de aumento nas estações EA22 e EA26 como o verificado para as concentrações de clorofila *a*, não exibiram



separação espacial significativa, nem tampouco diferenças temporais como esta variável, pois o biovolume não acompanhou a tendência da clorofila *a* nos meses de dez/20 e jan/21, com altos valores atribuídos a poucos táxons dominantes (*Cryptomonas brasiliensis* e *Cryptomonas* sp., bem como *Pleurosira laevis* dotada por células maiores); semelhante ao registrado por Oliveira (2004), que associou a dominância de uma diatomácea que possui considerável tamanho celular e contribui com baixa concentração de clorofila *a* em amostras com padrões distintos de biovolume e clorofila em estudos realizados na represa e córrego da bacia do Descoberto/DF.

Entretanto, um estudo comparativo da análise de clorofila e biovolume desenvolvido por Buchaca *et al.* (2005), verificou expressivas associações entre estes atributos (biovolume e clorofila *a*) somente para algumas classes taxonômicas, demonstrando que mesmo com dimensões celulares semelhantes, é possível que diferentes táxons apresentem contribuição variável na concentração de pigmentos, incluindo de clorofila; contudo, o padrão de variação temporal exibido pela clorofila *a* e diversidade de espécies no trecho estudado foi semelhante.

As espécies da classe Cryptophyceae ocorreram em ambos os períodos hidrológicos e nas quatro estações amostrais, demonstrando que os fitoflagelados apresentaram baixas exigências quanto às condições físicas do sistema, além de serem consideradas oportunistas (DEVERCELLI, 2010; ZALOCAR DE DOMITROVIC, 2002). Conforme descrito por Reynolds (1994), as *Cryptomonas* são intrinsecamente potamoplanctônicas, com o sucesso no ambiente atrelado a capacidade de migração vertical, células relativamente pequenas e tolerância a baixas condições de luminosidade.

No que se refere às diatomáceas, o registro desse grupo nos diferentes regimes hidrológicos demonstra a tolerância de algumas espécies a turbulência e atenuação de luz (REYNOLDS *et al.*, 2002) causada pelo aumento da turbidez durante a época chuvosa nas estações amostrais. As diatomáceas contribuíram consideravelmente para a riqueza de espécies, como o observado por Ribeiro e Bortolini (2022) em um estudo da biodiversidade de ecossistemas aquáticos da área de preservação Legado Verdes do Cerrado em Niquelândia/GO, em que as diatomáceas foram predominantes nos rios e riachos avaliados.

Apesar da baixa contribuição, em termos de biovolume, de cianobactérias durante este estudo, eventos de florações de cianobactérias são recorrentes na calha principal e bacias afluentes do rio Doce (ANA, 2012); portanto, existe a preocupação sanitária quanto a produção de toxinas. Esta informação é consistente com eventos de florações da espécie *Raphidiopsis raciborskii* com liberação de toxinas documentadas no Médio rio Doce

segundo Jardins *et al.* (2014), assim como episódios de florações dominadas por cianobactérias não tóxicas como *Dolichospermum solitarium* e *D. planctonicum*, além de proliferação de *Aphanocapsa* sp. sem registros de produção de toxinas no rio. Do mesmo modo que *R. raciborskii*, a porção capixaba do rio Doce no período analisado apresentou contribuição de *Pseudanabaena limnetica* e das picoplanctônicas *Synechocystis aquatilis* e *Synechococcus nidulans* com potencial tóxico (SANT'ANNA *et al.*, 2008).

#### 4.3. Relação entre as variáveis abióticas e espécies fitoplanctônicas

Efeitos combinados da pouca disponibilidade de luz subaquática e elevadas concentrações de fosfato podem favorecer o crescimento de *Raphidiopsis raciborskii* (OKECHUKWU e UGWUMBA, 2012), como verificado no trecho do rio, pois podem apresentar vantagens competitivas sobre outras espécies, sendo considerada oportunista pela eficácia na assimilação e armazenamento de fósforo e fixação de nitrogênio, além da capacidade de regulação na coluna d'água devido a presença de vesículas de gás nas células (ANTUNES, 2015; BORICS *et al.*, 2000; PADISAK, 1997).

Estudos apontam a importância da conexão com corpos lânticos ou fluxos menos instáveis para que notórias populações de cianofíceas de crescimento lento prosperem no percurso dos rios (GOSSELAIN *et al.*, 1994; REYNOLDS *et al.*, 1991; 1994). No córrego Samambaia em Goiânia/GO, um estudo realizado por Souza (2017) evidenciou que cianobactérias foram influenciadas por cargas de STD na água em período associado a elevada concentração de nutrientes, essa relação foi atribuída à assimilação dos componentes dos STD por esses organismos.

A espécie *Trachelomonas volvocina* esteve associada a águas quentes e turvas, bem como ao aumento nas cargas de fósforo durante a estação chuvosa, período comumente marcado por um cenário de transbordamento das margens e áreas adjacentes alagadas. Portanto, a drenagem de elementos fosforados para o leito do rio intermediado pela precipitação é evidente durante este período. As euglenofíceas são vastamente apontadas como indicadoras da disponibilidade de nutrientes como fósforo, nitrogênio e presença de matéria orgânica nos ambientes aquáticos (PADISAK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002). O aumento na turbidez não tornou o ambiente severo a ocorrência de *T. volvocina*, dado que essas espécies flageladas podem explorar camadas de água com maiores intensidades luminosas, como atribuiu Matsuzaki *et al.* (2004) a presença dessas algas durante o período de fortes chuvas em pesqueiro de São Paulo. Assim como Rodrigues *et al.*

(2015), cuja contribuição de euglenofíceas foi relacionada a concentração de materiais particulados em suspensão, pouca luminosidade e turvação na coluna d'água durante os meses chuvosos no rio Pindaré/MA.

A contribuição da classe Chlorophyceae, mais especificamente de *Monoraphidium contortum*, foi facilitada durante o período seco, consideravelmente marcado por baixas profundidades no rio Doce e a mesma tendência foi observada para o rio São Francisco/SE por Souza *et al.* (1999), com predominância de clorofíceas na época seca, quando o aumento na transparência da água possibilitou a maior atividade fotossintética. Segundo Reynolds e Descy (1996), este gênero é altamente adaptado aos cursos fluviais, estando comumente relacionado a ambientes rasos e enriquecidos (REYNOLDS *et al.*, 2002). Deste modo, a diminuição da vazão fluvial e profundidade da água foram essenciais para a ocorrência de *M. contortum* no rio, limitada nos intervalos com precipitações elevadas.

Foi evidente que o ciclo hidrológico promoveu condições que favoreceram espécies de determinadas classes, em relação a outras, visto que a turbidez da água e, possivelmente, condições de baixa luminosidade na estação chuvosa não restringiram a ocorrência de espécies de cianobactérias (*R. raciborskii*) e euglenófitas (*T. volvocina*), favorecidas por águas com maiores concentrações de compostos fosforados. Em contrapartida, a redução nas restrições físicas na estação seca possibilitou o aumento da concentração de clorofila *a* e diversidade da comunidade, resultando em declínio na dominância de espécies.

## 5. CONCLUSÕES

Embora tenha ocorrido certa homogeneidade das variáveis abióticas entre as estações amostrais, demonstrando pouca variação espacial para o trecho estudado, a dinâmica espacial foi atribuída ao aumento do estado trófico e clorofila *a* em direção a foz. Contrariando as nossas expectativas, os atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica não diferiram em termos espaciais, porém o estudo demonstrou a influência das fases do ciclo hidrológico na estruturação da comunidade em termos de índices biológicos. Apesar da baixa diversidade do sistema, houve maior biodiversidade fitoplanctônica no período seco, atendendo aos pressupostos do trabalho. Considerando a grande complexidade dos rios, este estudo pode fornecer interessantes dados sobre a variação dos atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica ao longo de um gradiente espacial e temporal, colaborando para o conhecimento a respeito do fitoplâncton de ecossistemas fluviais do Espírito Santo, cujas microalgas nestes ambientes são ainda pouco exploradas.

## 6. REFERÊNCIAS

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANCON A.M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 233–249, 2012.

ANA – Agência Nacional das Águas. Ocorrência de cianobactérias na bacia hidrográfica do rio Doce. **Relatório Técnico de 2012**. Brasília (DF): ANA, 2012.

ANTUNES, J.T.; LEÃO, P.N.; VASCONCELOS, V.M. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. **Frontiers in Microbiology**, 2015.

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

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: chave para identificação e descrições. 3 Ed. São Carlos (SP): RiMa, 2017.

BORICS, G.; GRIGORSZKY, I.; SZABO, S.; PADISÁK, J. Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control. **Hydrobiologia**, v. 424, n. 1-3, p. 79-90, 2000.

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 2005. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/resolucao\\_conama\\_n\\_357](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/resolucao_conama_n_357). Acesso em: 10 junho de 2022.

BRAUM, E.S.; LIMA, G.B.; PINTO, W.P. Estimativa de esgoto e modelagem da autodepuração dos efluentes domésticos lançados no rio Doce na cidade de Baixo Guandu, ES. **Natureza online**, v. 16, n. 3, p. 40-48, 2018.

BUCHACA, T.; FELIP, M.; CATALAN, J. A comparison of HPLC pigment analyses and biovolume estimates of phytoplankton groups in an oligotrophic lake. **Journal of Plankton Research**, v. 27, p.91-101, 2005.

CARVALHO, R.A; OLIVEIRA, M.C.V. **Princípios Básicos de Saneamento do Meio**. São Paulo. 3 Ed. Editora SENAC. São Paulo, 2003.

COLUNA, N.M.E.; DIAS, H.C.T.; PINHEIRO, J.A.C. Análise temporal e espacial da qualidade da água na bacia hidrográfica do Zerede, Timóteo - MG. **I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul**: o eucalipto e o ciclo hidrológico, Taubaté, Brasil, p. 207-214, 2007.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico. **Norma técnica**. 3ª Ed. Publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo, Caderno Executivo I, v. 124, p. 53-55, 2014.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, 2019.

COSTA, C.F.G. Processos hidrobiogeoquímicos de carbono e nitrogênio em diferentes usos da terra nas mesobacias dos rios Jaguari e Camanducaia. **Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada**. Universidade de São Paulo, 2018.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Pesquisa Recursos Minerais. Sistema de Alerta Hidrológico da Bacia do rio Doce: relatório técnico de operação no período de novembro de 2020 a março de 2021. **Relatório de Atividades nº 1 - Ano 2021**. Belo Horizonte, 2021.

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C.E.M. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 91-105, 2008.

CUNHA, K.J.O. Variações espaciais e temporais da biomassa fitoplanctônica no trecho final dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Aracruz - ES. **Monografia em Oceanografia**, Universidade Federal do Espírito Santo, 2004.

DESCY, J.P. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbance on community structure and diversity. **Hydrobiologia**, v. 249, n. 1-3, p. 111-116, 1993.

DESCY, J.P.; LEITÃO, M.; EVERBECQ, E.; SMITZ, J.S.; DELIEGE, J.F. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. **Journal of Plankton Research**, 2011.

DEVERCELLI, M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). **Hydrobiologia**, v. 639, p. 5-19, 2010.

DOKULIL, M.T. Phytoplankton of the River Danube: Composition, Seasonality and Long-term Dynamics. In I. LISKA (Ed.) **The Danube River Basin**. Heidelberg: Springer, 2013.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**, 3 Ed. Interciência, Rio de Janeiro, 2011.

GOSSELAIN, V., DESCY, J.P. e EVERBECQ, E. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 179–191, 1994.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **Algae Base**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org>. Acesso em: 01 jun. 2022.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.

JARDIM, F.A.; SPERLING, E.V.; JARDIM, B.F.M.; ALMEIDA, K.C. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n. 3, p. 207-218, 2014.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl H.; Gärtner, G.; Heynig, H.; Mollehnauer, D. (eds.) **Sübwasserflora von Mitteleuropa 19**. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p. 1-548, 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Kienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (eds.) **Sübwasserflora von Mitteleuropa 19**. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München, p. 1-759, 2005.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, G.; Heynig, H.; Mollehnauer, D. (eds.) **Das Phytoplankton des Sübwassers: systematik und biologie**. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1983.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese de Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), 2004.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C.A. Trait-Based community ecology of phytoplankton. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 615-639, 2008.

MACHADO, K.; BINI, L.; MELO, A. *et al.* Functional and taxonomic diversities are better early indicators of eutrophication than composition of freshwater phytoplankton. **Hydrobiologia**, 2022.

MARGALEF, R. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. **Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences**, v. 44, p. 211-235, 1972.

MARGALEF, R. Life Forms of Phytoplankton as Survival Alternatives in an Unstable Environment. **Oceanology Acta**, v. 1, p. 493-509, 1978.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.L.N.; ROCHA, A.A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**, v. 38, n. 1, p. 679-86, 2004.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: The General Secretarial of The Organization of American States (Serie Biologia/Monografia, 22), 1982.

MENEZES, V.C.; BUENO, N.C.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of the phytoplankton community in a section of the Iguazu River, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 2, p. 279-290, 2013.

NASELLI-FLORES, L.; ZOHARY, T.; PADISÁK, J. Life in suspension and its impact on phytoplankton morphology: an homage to Colin S. Reynolds. **Hydrobiologia**, 2020.

OKECHUKWU I.O.; UGWUMBA, A.O. Response of phytoplankton functional groups to fluctuating water level in two shallow floodplain lakes in Cross River, Nigeria. **Inland Waters**, v. 2, p. 37-46, 2012.

OLIVEIRA, E.C.A. Comunidades fitoplanctônicas em ambientes lêntico e lótico na Bacia do rio Descoberto, DF, em períodos de chuva e seca. **Dissertação de Mestrado em Ecologia**. Universidade de Brasília, 2004.

PADILHA, J.B.D. Aspectos ecológicos da comunidade fitoplanctônica de águas do alto trecho da bacia do rio Paranã, Goiás, em períodos de chuva e seca. **Dissertação em Ecologia**. Universidade de Brasília, 2005.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raja, an expanding highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch für Hydrobiology**, v. 107, p. 563-593, 1997.

PADISÁK, J.I.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PETRUCIO, M.M.; BARBOSA, A.R.; FURTADO A.L.S. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the middle rio Doce basin, south-east Brazil. **Limnologica**, v. 36, p. 192-203, 2006.

PIELOU, E.C. **Ecological Diversity**. New York: Wiley, 1975.

PMQQS – Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce. **Portal Monitoramento rio Doce** [online]. Espírito Santo, 2022. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com>. Acesso em: 24 jul. 2022.

PRESCOTT, G.W.; BICUDO, C.E.M.; VINYARD, H.T. **A synopsis of North American Desmids**: part. II. Desmidiaceae: Placodermae (Section 4). Lincoln: University of Nebraska Press, 1981.

REYNOLDS, C.S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 9-14, 1994.

REYNOLDS, C.S.; CARLING, P.A.; BEVEN, K.J. Flow in river channels: new insights into hydraulic retention. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 121, n. 2, p. 171-179, 1991.

REYNOLDS, C.S.; DESCY, J.P.; PADISÁK, J. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes?. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 1-7, 1994.

REYNOLDS, C.S.; DESCY J.P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Archiv für Hydrobiologie Supplement.**, v. 113, n. 1-4, p. 161-187, 1996.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.



RIBEIRO, A.K.N.; BORTOLINI, J.C. Diversidade fitoplanctônica e traços funcionais em ecossistemas aquáticos de uma área de preservação do cerrado brasileiro. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 19, n. 1, p. 9-22, 2022.

RODRIGUES, E.H.C.; BARRETO, L.N.; FERREIRA-CORREIA, M.M.; SILVA, M.R.C. Variação temporal do fitoplâncton em um rio tropical pré-amazônico (rio Pindaré, Maranhão, Brasil). **Ciência e Natura**, v. 37, n. 2, 2015.

RRDM – Rede Rio Doce-Mar. **Relatório Anual** - Anexo 3 Dulcícola, 2019. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-riodoce-mar>. Acesso em: 01 jun. 2022.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponível em: <http://www.rstudio.com>. Acesso em: 05 mai. 2022.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, W.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R.; CARVALHO, L.R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v. 126, p. 249-263, 2008.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Chapman e Hall, London UK, 1998.

SCHUSTER, K.F.; TREMARIN, P.I.; SOUZA-FRANCO, G.M. Alpha and beta diversity of phytoplankton in two subtropical eutrophic streams in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 4, p. 597-607, 2015.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois University Press, Urbana, 1964.

SHEKHAR, T.R.; KIRAN, B.R.; PUTTAIAH, E.T.; SHIVARAJ, Y.; MAHADEVAN, K.M. Phytoplankton as index of water quality with reference to industrial pollution. **Journal of Environmental Biology**, v. 29, n. 2, p. 6-233, 2008.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.

SOUZA, C.A. Influência de parâmetros morfométricos e do uso e ocupação da terra na densidade de cianobactérias em bacias hidrográficas de captação de água para abastecimento público. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária**. Universidade Federal de Goiás, 2017.

SOUZA, M.R.M.; SILVA-CUNHA, M.G.G.; MONTES, M.J.F.; NEUMANN-LEITÃO, S.; PORTO-NETO, F.F.; MOURA, M.C.O.; CHAMIXAES-LOPEZ, C.C.B. Hidrologia e fitoplâncton do sistema estuarino do rio São Francisco, Nordeste do Brasil. **Trab. Oceanog. Universidade Federal de Pernambuco**. PE, Recife, v. 27, n. 1, p. 15-32, 1999.

STEVENSON, R.J. **Algae of River Ecosystems**. Encyclopedia of Inland Waters, 2009.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada. 2 Ed. Ottawa: Bulletin, 1972.

SUN J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1331-1346, 2003.

TRAIN, S. JATI, S.; RODRIGUES, L.; PIVATO, B.M. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. In: RODRIGUES, L. *et al.* (ed.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, c. 6, p. 73-85, 2005.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. 1 Ed. Oficina de textos, 2008.

UEHLINGER, V. Étude statistique des methods de dénombrement planctonique. **Arch. Sci.**, v. 17, p. 121-123, 1964.

UTHERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-39, 1958.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.

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

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Structure and variation of the Paraguay River phytoplankton in two periods of its hydrological cycle. **Hydrobiologia**, v. 472, p. 177-196, 2002.

ZANCO, B.F.; PINEDA, A. BORTOLINI, J.C.; JATI, S.; RODRIGUES, L.C. Phytoplankton functional groups indicators of environmental conditions in floodplain rivers and lakes of the Paraná Basin. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.