

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

LUANA SILVA DE CASTRO

**Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o fitoplâncton de
reservatórios**

Belém
2024

LUANA SILVA DE CASTRO

Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o fitoplâncton de reservatórios

Exame de defesa de Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

Orientador(a): Prof. Dra. Bárbara Dunck Oliveira

Belém
2024

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

C355e Castro, Luana Silva de.
Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o
fitoplâncton de reservatórios / Luana Silva de Castro. — 2024.
viii, 22 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Bárbara Dunck Oliveira
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Belém, 2024.

1. diversidade beta. 2. pré e pós-enchimento. 3. rio
Tocantins. 4. tributários. I. Título.

CDD 574.526322

LUANA SILVA DE CASTRO

Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o fitoplâncton de reservatórios

Exame de defesa de Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia, sendo a Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a Dr^a Bárbara Dunck Oliveira
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Universidade Federal do Pará (Titular)

Prof^a Dr^a Luzia Cleide Rodrigues
Universidade Estadual de Maringá (Titular)

Prof^a Dr^a Francieli de Fátima Bonfim
Universidade Federal do Pará (Suplente)

LUANA SILVA DE CASTRO

Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o fitoplâncton de reservatórios

Esta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica Aquatic Sciences, disponível em: <https://link.springer.com/journal/27>

Belém
2024

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha orientadora professora Bárbara Dunck pelos ensinamentos científicos, profissionais e pessoais. Agradeço também pelo incentivo e paciência.

À Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pela oportunidade de fazer parte do curso de mestrado. Também agradeço a todos os professores do programa por tanto conhecimento compartilhado.

À Universidade do Tocantins – Unitins e ao Núcleo de Meteorologia e Recursos Hídricos – NEMET – RH pela disponibilidade dos dados.

À Idelina Gomes pela constante ajuda e troca de ideias.

Ao Lucas Colares e Idelina Gomes pela ajuda nas análises estatísticas e gráficas.

Agradeço também as outras componentes do nosso grupo de pesquisa: Ellen Guimarães e Leandra Palheta pela parceria.

Aos alunos e toda a equipe da escola Ouro Verde na comunidade Ilha Palmas – Lago de Tucuruí.

Aos membros da banca por aceitarem avaliar este trabalho.

À minha família por todo o apoio.

Efeito do barramento, sazonalidade e tipo de ambiente sobre o fitoplâncton de reservatórios

RESUMO

Os reservatórios transformam as características físicas, químicas e biológicas dos rios, alterando a dinâmica dos fluxos e a disponibilidade de nutrientes. Devido ao efeito de uma barragem, cria-se um novo ambiente com características diferentes daquelas observadas no ambiente original. Após o represamento, a composição de espécies no reservatório e seus afluentes tendem a mudar em resposta às novas condições geradas a partir do barramento dos rios. Nesse contexto, este trabalho investigou rios tributários e pontos no canal principal do trecho médio do rio Tocantins entre os anos de 2009 e 2013 em períodos pré e pós-enchimento para avaliar o efeito do barramento sobre o fitoplâncton. Testamos as hipóteses: (I) a sazonalidade (seca e chuva) promove aumento na riqueza e densidade do fitoplâncton durante a seca; (II) mudanças geradas a partir do barramento reduzem riqueza e densidade do fitoplâncton no período pós-enchimento, assim como reduzem a contribuição local na diversidade beta (LCBD) em todos os pontos amostrados; (III) no período pós-enchimento as espécies do fitoplâncton que mais contribuem para a diversidade beta são as mais resistentes ou que se adaptaram ao ambiente barrado e apresentam maiores contribuições para a diversidade beta (SCBD). A área de estudo foi localizada no médio Rio Tocantins, área da usina hidrelétrica de Estreito. As amostras para análise do fitoplâncton e das variáveis limnológicas foram obtidas concomitantemente e foram realizadas em pontos localizados no canal principal do rio Tocantins e em rios tributários. As variáveis amônio, nitrato e fósforo inorgânico foram as que mais contribuíram para a variação ambiental no período de pós-enchimento, e a estação sazonal chuvosa esteve mais relacionada com maiores valores de nutrientes avaliados, condutividade, turbidez e alcalinidade. As classes do fitoplâncton apresentaram maiores riquezas de espécies no período de pré-enchimento, na estação sazonal seca e em ambientes do canal principal do rio, e se destacaram as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae. Verificamos que o efeito do barramento foi negativo para as comunidades fitoplancônicas, reduzindo a riqueza e densidade nos períodos pós-enchimento no rio Tocantins. Os resultados do LCBD foram determinados apenas pela sazonalidade, com maiores valores na estação de seca. O SCBD mostrou que as espécies encontradas com maiores contribuições para a diversidade beta no pós-enchimento são frequentemente comuns e abundantes sugerindo que o efeito do barramento do rio Tocantins levou a perda de espécies sensíveis e especialistas, e a biota aquática que resiste são espécies mais generalistas ou tolerantes as alterações ambientais proporcionadas pelo barramento.

Palavras-chave: diversidade beta, pré e pós-enchimento, rio Tocantins, tributários.

Effect of damming, seasonality, and type of environment on phytoplankton in reservoirs

ABSTRACT

Reservoirs transform the physical, chemical and biological characteristics of rivers, changing the dynamics of flows and the availability of nutrients. Due to the effect of a dam, a new environment is created with characteristics different from those observed in the original environment. After damming, the species composition in the reservoir and its tributaries tends to change in response to the new conditions generated by damming the rivers. In this context, this work investigated tributary rivers and points in the main channel of the middle section of the Tocantins River between 2009 and 2013 in pre- and post-filling periods to evaluate the effect of the dam on phytoplankton. We tested the hypotheses: (I) seasonality (drought and rain) promotes an increase in phytoplankton richness and density during drought; (II) changes generated from the dam reduce phytoplankton richness and density in the post-fill period, as well as reducing the local contribution to beta diversity (LCBD) at all sampled points; (III) in the post-fill period, the phytoplankton species that contribute most to beta diversity are the most resistant or that have adapted to the barred environment and present greater contributions to beta diversity (SCBD). Samples for analysis of phytoplankton and limnological variables were obtained concomitantly and were taken at points located in the main channel of the Tocantins River and in tributary rivers. The variables ammonium, nitrate and inorganic phosphorus were those that most contributed to the environmental variation in the post-filling period, and the rainy seasonal season was more related to higher values of evaluated nutrients, conductivity, turbidity and alkalinity. The phytoplankton classes showed greater species richness in the pre-filling period, in the dry seasonal season and in environments of the main river channel, and the classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cyanophyceae stood out. We found that the damming effect was negative for phytoplankton communities, reducing richness and density in the post-filling periods in the Tocantins River. The LCBD results were determined only by seasonality, with higher values in the dry season. The SCBD showed that the species found with the greatest contributions to post-fill beta diversity are often common and abundant, suggesting that the effect of damming the Tocantins River led to the loss of sensitive and specialist species, and the aquatic biota that resists are species more generalists or tolerant of environmental changes caused by the damming.

Keywords: beta diversity, pre and post filling, Tocantins river, tributaries.

SUMÁRIO

1. Introdução	9
2. Materiais e Métodos	11
2.1 Área de Estudo	11
2.2 Amostragem	12
2.3 Comunidade Fitoplanctônica	13
2.4 Análises dos Dados	13
3. Resultados.....	14
3.1 Variação Limnológica – Análise de Componentes Principais (PCA)	14
3.2 Comunidade Fitoplanctônica	15
3.3 Diversidade Beta Total (DB Total), Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) e Contribuição das Espécies para Diversidade Beta (SCBD)	19
4. Discussão	20
5. Conclusão	23
6. Referências	23
7. Apêndice	29

1. Introdução

A construção de barragens nos ecossistemas fluviais configura um dos impactos mais graves que o homem causa nos ambientes naturais (Wei et al. 2023). Ao longo da história, a humanidade represou rios para atender diferentes e crescentes demandas, como de controle de cheias, irrigação, abastecimento de água e geração de energia (Ruan et al. 2024), assim, as barragens representam uma das principais ameaças à biodiversidade dos ecossistemas de água doce, pois fragmentam a paisagem e impedem o fluxo natural dos rios (Pineda et al. 2020).

Os reservatórios transformam as características físicas, químicas e biológicas dos rios, alterando a dinâmica dos fluxos e a disponibilidade de nutrientes (Agostinho et al. 2016). Devido ao efeito de uma barragem, cria-se um novo ambiente com características diferentes daquelas observadas no ambiente original. A intensidade dessas mudanças altera a biota local, as características morfológicas e hidrológicas do reservatório, a operação da barragem e as interações com outros usos da bacia, incluindo outros reservatórios (Agostinho et al. 2016; Ferreira e Fernandes 2022). Assim, as grandes barragens impactam o funcionamento dos ecossistemas fluviais, porque o regime hidrológico, as cargas de sedimentos e as condições ambientais locais são alteradas de forma permanente (Poff et al. 1997; Silva et al. 2020). A variação limnológica em áreas de hidrelétrica é fortemente influenciada pela hidrologia em períodos de seca e chuva (Chellappa et al. 2009) e diferenças no fluxo de água entre as zonas formadas pelo represamento (Agostinho et al. 2008). O maior movimento da coluna d'água, por exemplo, na estação chuvosa é uma das principais variáveis ambientais que afetam a dinâmica do fitoplâncton (Reynolds 2006). Após o represamento, a composição de espécies no reservatório e seus afluentes tendem a mudar em resposta às novas condições geradas a partir do barramento dos rios (Rangel et al. 2016).

Ainda neste contexto, os tributários presentes nas bacias dos reservatórios inserem novas espécies nas comunidades aquáticas (Graco-Roza et al. 2021). Para espécies fitoplanctônicas os tributários de médio ou grande porte influenciam positivamente na entrada de espécies (Soares et al. 2007; Rodrigues et al. 2009; Nogueira et al. 2010) em sistemas fluviais-reservatórios no Brasil (Matsuura et al. 2015). Por isso, manter a integridade ecológica dos tributários é de suma importância para servirem como fonte de espécies (Silva et al. 2015; Krebs e Budiono 2005; Graco-Roza et al. 2021).

As alterações ocasionadas nos ambientes naturais, a exemplo dos barramentos dos rios, podem promover homogeneidade abióticas e bióticas nos ecossistemas (Petsch 2016). Na homogeneização biótica as comunidades podem se tornar mais semelhantes entre si quanto a composição tanto em termos taxonômicos, funcionais, filogenéticos e genéticos, sendo assim, algumas diferenças biológicas são perdidas (Olden et al. 2011). Contudo, a perda ou o ganho de espécies que levam a

homogeneização biótica não são aleatórias e podem ser influenciados pelas características das espécies, por exemplo, espécies menos tolerantes podem ser substituídas por espécies mais resistentes após determinadas mudanças ambientais (Petsch 2016).

A homogeneidade ambiental também pode alterar a contribuição dos locais e das espécies para a variação da composição das espécies por exemplo (Legendre e de Cáceres 2013; Moura et al. 2022). Entre as diferentes medidas associadas à diversidade beta está a singularidade ecológica (Legendre e de Cáceres 2013). Uma abordagem que consiste em verificar essa contribuição na diversidade beta total pela contribuição local (LCBD) e a contribuição das espécies para a beta total (SCBD) foi proposta por Legendre & de Cáceres (2013). Assim, maiores valores de LCBD em um determinado local podem corresponder a ambientes com condições ecológicas únicas, que por sua vez podem ter combinações únicas de espécies. E quanto maior o valor de SCBD, mais influente é a distribuição de uma determinada espécie para a diversidade beta. Desse modo, investigar a distribuição das comunidades através do LCBD e SCBD pode fornecer inferências sobre mecanismos que afetam os padrões de diversidade beta, assim como, para ações de conservação, medidas mitigadoras quando já ocorreu a perda de biodiversidade e práticas de biomonitoramento (Legendre e de Cáceres 2013).

Entre as comunidades aquáticas o fitoplâncton é considerado um elemento chave para indicar mudanças em ambientes aquáticos devido à rápida resposta a mudanças ambientais e a sua sensibilidade a mudanças na estrutura biótica, física e química em corpos de água (Reynolds 2006; Graco-Roza et al. 2021). São organismos responsáveis por vários processos ecológicos como produtividade primária líquida e oxigenação da água, sendo um componente chave na teia trófica (Bicudo e Menezes 2006). Essa comunidade é afetada por mudanças na hidrologia, como as proporcionadas pelos barramentos, pois a distribuição desses organismos é regulada por filtros locais, como luz, nutrientes e herbivoria, e filtros regionais, como regime hidrológico, dispersão e clima (Margalef 1978; Reynolds 1999; Silva et al. 2020).

As condições ambientais geradas a partir do barramento dos rios podem ser estruturadas temporalmente causando variações no fitoplâncton, alterando parâmetros como riqueza, abundância, densidade e dos índices de diversidade beta (Wojciechowski et al 2017). No geral, o represamento de rios pode afetar a diversidade por meio alguns mecanismos principais como filtro de dispersão, reduzindo o fluxo do organismo; como barreira ambiental, modificando as condições de fluxo e filtrando as espécies de acordo com suas características, podendo selecionar espécies tolerantes às novas condições ambientais geradas pelo barramento. Sendo assim, avaliar estes aspectos das comunidades fitoplanctônicas é uma forma de verificar os efeitos de gradientes ambientais (Villéger et al. 2012), para compreender as forças subjacentes que influenciam na estrutura das comunidades em várias escalas espaciais (Moura et al. 2022).

Diante do exposto e da importância dos tributários para a manutenção da biodiversidade dos grandes rios, este trabalho investigou rios tributários e o canal principal do trecho médio do rio Tocantins em períodos pré e pós-enchimento para avaliar o efeito do barramento sobre o fitoplâncton. Investigamos as hipóteses de que I) a sazonalidade (seca e chuva) promove aumento na riqueza e densidade do fitoplâncton durante a seca; (II) mudanças geradas a partir do barramento reduzem riqueza e densidade do fitoplâncton no período pós-enchimento, assim como reduzem a contribuição local na diversidade beta (LCBD) em todos os pontos amostrados; (III) no período pós-enchimento as espécies do fitoplâncton que mais contribuem para a diversidade beta são as mais resistentes ou que se adaptaram ao ambiente barrado e apresentam maiores contribuições para a diversidade beta (SCBD). Esperamos que os ambientes impactados por barramento apresentem redução da variabilidade sazonal e limnológicas reduzindo assim a heterogeneidade ambiental e alterando as comunidades fitoplanctônicas.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

O rio Tocantins possui extensão de cerca de 2.500 km, e é considerado o principal eixo da bacia. Esse rio corre no sentido sul-norte em direção à Ilha do Marajó, próximo à confluência do rio Amazonas com o oceano Atlântico. Atualmente seu canal principal é regulado por sete grandes barragens hidrelétricas, que criaram grandes represas e alteraram o regime natural de fluxo (Pelicice et al. 2021).

A área de estudo está localizada no médio Rio Tocantins (Figura 1), a hidrelétrica de Estreito é a sétima barragem hidrelétrica em uso instalada neste rio. Implantada em 2011, a barragem de energia (6°35'19,63" S, 47°27'52,68" W) inundou uma área de 400 km² do rio Tocantins que hoje é usado como hidrelétrica reservatório, que possui período de retenção de 15 dias (Pelicice et al. 2015). Esta barragem hidrelétrica encontra-se numa região ecótona entre o Savana do Cerrado e Floresta Amazônica, os dois maiores biomas no Brasil.

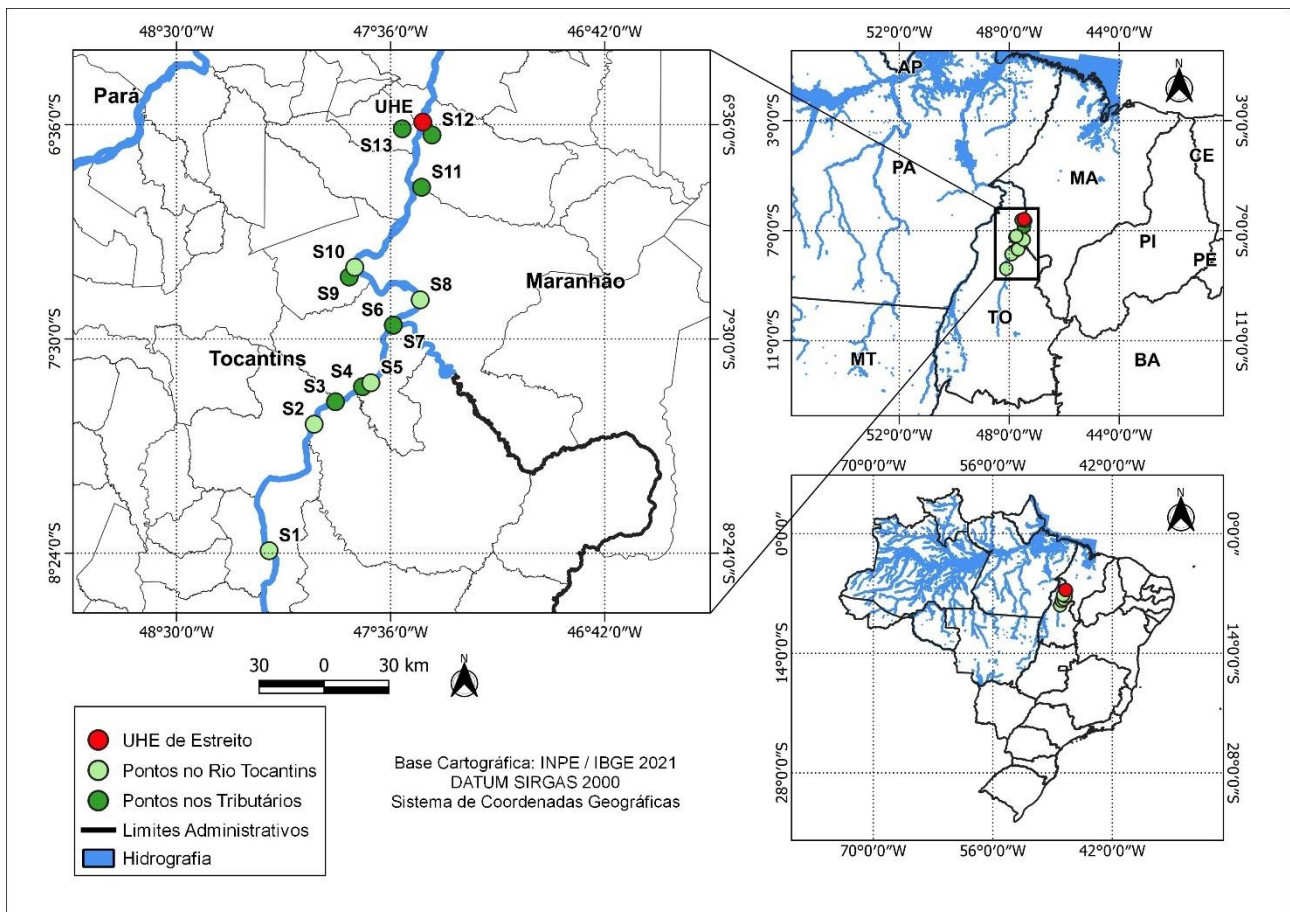


Figura 1. Área de estudo compreendendo pontos de coleta localizados do estudo: S1 - Rio Tocantins; S2 - Rio Tocantins; S3 - João Aires; S4 - Tauá; S5 - Rio Tocantins; S6 - Rio Vermelho; S7 - Manuel Alves Grande; S8 - Tocantins; S9 - Rio Corrente; S10 - Rio Tocantins; S11 - Rio Farinha; S12 - Rio Santana e S13 - Rio Mosquito.

2.2 Amostragem

As amostragens foram realizadas trimestralmente em 13 pontos de coleta em área de influência da UHE Estreito (Figura 1). Elas ocorreram no pré-enchimento entre setembro de 2009 a setembro de 2010, no pós-enchimento entre agosto de 2012 a setembro de 2013. Dentre os pontos de coleta, 5 são localizados no canal principal do rio Tocantins e 8 são localizados em rios tributários, todos a montante. Na fase de pré-enchimento do reservatório foram realizadas 2 campanhas na estação seca e 2 campanhas na estação chuvosa, na fase pós-enchimento foram 2 campanhas na seca e 2 campanhas na chuva. No total foram realizadas 8 campanhas em 13 pontos de coletas, totalizando assim 104 amostras.

As amostras de água para análise das variáveis limnológicas e do fitoplâncton foram obtidas concomitantemente da subsuperfície (30 centímetros de profundidade) em cada ponto amostral com frascos de 1 litro. As variáveis físico/químicas utilizadas foram: Alcalinidade (mg/L), Sólidos Totais Dissolvidos (STD, mg/L), Oxigênio Dissolvido (OD, mg/L), Turbidez (NTU), Condutividade da

Água ($\mu\text{S cm}$), Fósforo Inorgânico (P_Inorgânico, mg/L), Nitrato (mg/L), Amônio (mg/L), Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$), potencial Hidrogeniônico (pH). Das variáveis limnológicas utilizadas, a temperatura da água o pH, o OD, a condutividade elétrica e a turbidez foram medidas *in situ* usando uma sonda multiparamétrica (YSI 6920). As análises dos demais parâmetros foram feitas em laboratório de acordo com APHA (2005).

2.3 Comunidade Fitoplanctônica

As amostras de fitoplâncton foram fixadas *in situ* com lugol acético (Bicudo e Menezes 2006). A densidade fitoplanctônica foi estimada, segundo o método de Utermöhl (1958), por meio da contagem de 100 campos aleatórios mediante o uso de microscópio invertido com tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef 1978). O resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro (APHA 2005). Como riqueza de espécies será considerado o número de táxons presentes em cada amostra de fitoplâncton total e o sistema de classificação utilizado foi proposto por Round (1965; 1971). Para a identificação dos táxons, utilizou bibliografias especializadas, como Bicudo e Bicudo (1970), Prescott et al. 1975, Komárek e Fott (1983), Anagnostidis e Komárek (1985), Zakrys e Walne (1994), Lange-Bertalot 1995, Sant'Anna e Azevedo (2000), Bicudo e Menezes (2006).

2.4 Análises dos Dados

Para analisar as variáveis limnológicas (Sólidos Totais Dissolvidos, Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Condutividade da Água, Fósforo Inorgânico, Nitrato, Amônio, Temperatura da Água, pH) calculamos a média aritmética de cada variável. Aplicamos também uma Análise de Componentes Principais (PCA) para essas variáveis que foram previamente padronizadas e os eixos da PCA foram selecionados seguindo o critério de Broken-Stick (Legendre e Legendre 2012).

Utilizamos o método desenvolvido por Legendre e De Cáceres (2013) que visa estimar quanto cada local e cada espécie contribuem para a diversidade beta total. O método consiste em verificar essa contribuição na diversidade beta total pela contribuição local (LCBD) e a contribuição das espécies para a beta total (SCBD). Para isso, primeiramente, a matriz de espécies foi transformada pela transformação de Hellinger, e posteriormente usada para calcular a diversidade beta total (DB total), e os valores de LCBD e SCBD para cada período estudado (Legendre e De Cáceres 2013).

Para testar as diferenças dos efeitos dos fatores período, sazonalidade e tipo de ambiente sobre a riqueza, densidade e LCBD do fitoplâncton (hipóteses I e II), realizamos Análise de Variância (Anova) de três fatores. Verificamos o melhor modelo de interações (ou não) entre os três fatores avaliados na Anova utilizando o *Likelihood-ratio test* (LRT), em que mostra quando a interação não é importante para escolher o modelo mais simples na interpretação dos resultados da Anova (Da Silva

et al. 2022). E para verificar a contribuição das espécies para a beta total calculamos o SCBD (hipótese III). Os pressupostos foram avaliados e as análises descritas acima foram realizadas utilizando as funções `prcomp`, `t.test`, `aov` e `beta.div`, dos pacotes `stats`, `rstatix` e `adespaial` (Kassambara 2020, Dray et al. 2021), utilizando o software R (R Core Team, 2021).

3. Resultados

3.1 Variação Limnológica – Análise de Componentes Principais (PCA)

Os maiores valores médios registrados para as variáveis limnológicas foram STD (29.613 mg/L) no período de pré-enchimento, alcalinidade (24.005 mg/L) na estação sazonal da chuva, pH (7.613) no pós-enchimento, OD (7.152 mg/L) no pré-enchimento, turbidez (35.759 NTU) na chuva, P_inorgânico (0.016 mg/L) na chuva, amônio (0.459 mg/L) no pré-enchimento, nitrato (0.019 mg/L) na chuva. A PCA mostrou que os dois primeiros eixos (Figura 2) resumiram 57.06% da variabilidade das variáveis limnológicas. O eixo 1 explicou 29.13% e o eixo 2 explicou 27.93% dessa variabilidade. As variáveis que mais contribuíram para a variabilidade ambiental foram pH, alcalinidade e condutividade no período de pré-enchimento e amônio, nitrato e fósforo inorgânico no pós-enchimento (Figura 2). Os resultados demonstraram que a estação sazonal chuvosa esteve mais relacionada com maiores valores de nutrientes avaliados, condutividade, turbidez e alcalinidade (Figura 2).

Tabela 1. Autovalores (*loadings*) da Análise de Componente Principal - PCA aplicada para ordenar as amostras de acordo com as variáveis ambientais.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Alcalinidade	0.408	0.37
STD	0.325	0.464
pH	0.399	-0.079
OD	0.083	-0.040
Turbidez	-0.283	0.261
Condutividade	0.36	0.430
Fósforo inorgânico	-0.269	0.401
Amônio	-0.354	0.276
Nitrato	-0.349	0.379
Temperatura água	0.174	-0.054
Autovalor	2.913	2.793
Porcentagem de explicação (%)	29.13%	27.93%
Broken-stick	2.928	1.928

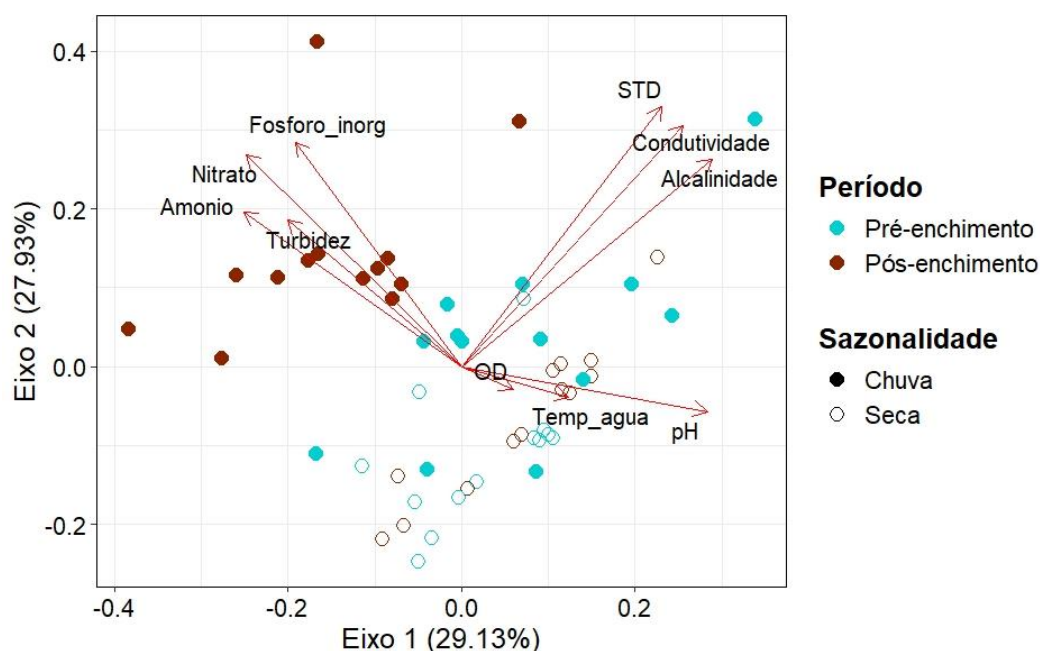


Figura 2. Variação limnológica representada nos dois primeiros eixos da Análise de Componente Principal – PCA, nos períodos de pré e pós-enchimento e nas estações sazonais de chuva e seca. Para as variáveis: Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura da água (Temp_agua), pH, Alcalinidade, Condutividade, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Fósforo inorgânico (Fosforo_inorg), Nitrato, Amônio e Turbidez.

3.2 Comunidade Fitoplanctônica

No total foram encontradas 290 espécies distribuídas em 13 classes: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Klebsormidiophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae, Xanthophyceae, Zygnematophyceae. Avaliando a riqueza de espécies por classe do fitoplâncton, as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae foram as de maiores destaque no período de pré-enchimento, na estação sazonal seca e no ambiente do canal principal do rio (Figuras 3 a, b e c).

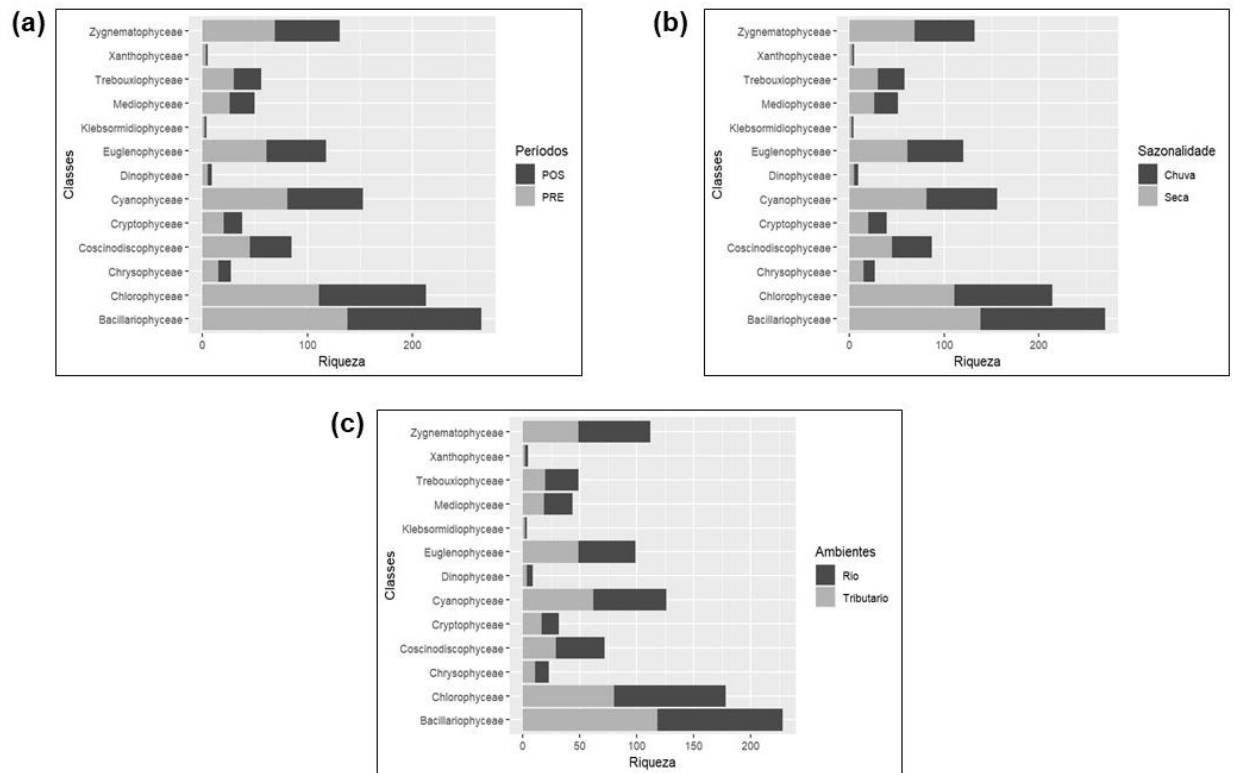


Figura 3. Riqueza de espécies por classe do fitoplâncton Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Klebsormidiophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae, Xanthophyceae e Zygnematoiphyceae para o fator período de pré e pós-enchimento (a), para estação sazonal de chuva e seca (b), e para o ambiente de rio e tributário (c).

As classes do fitoplâncton que apresentaram as maiores densidades no estudo foram Euglenophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae no período de pré-enchimento, na estação sazonal seca e no ambiente de rio (Figuras 4 a, b e c).

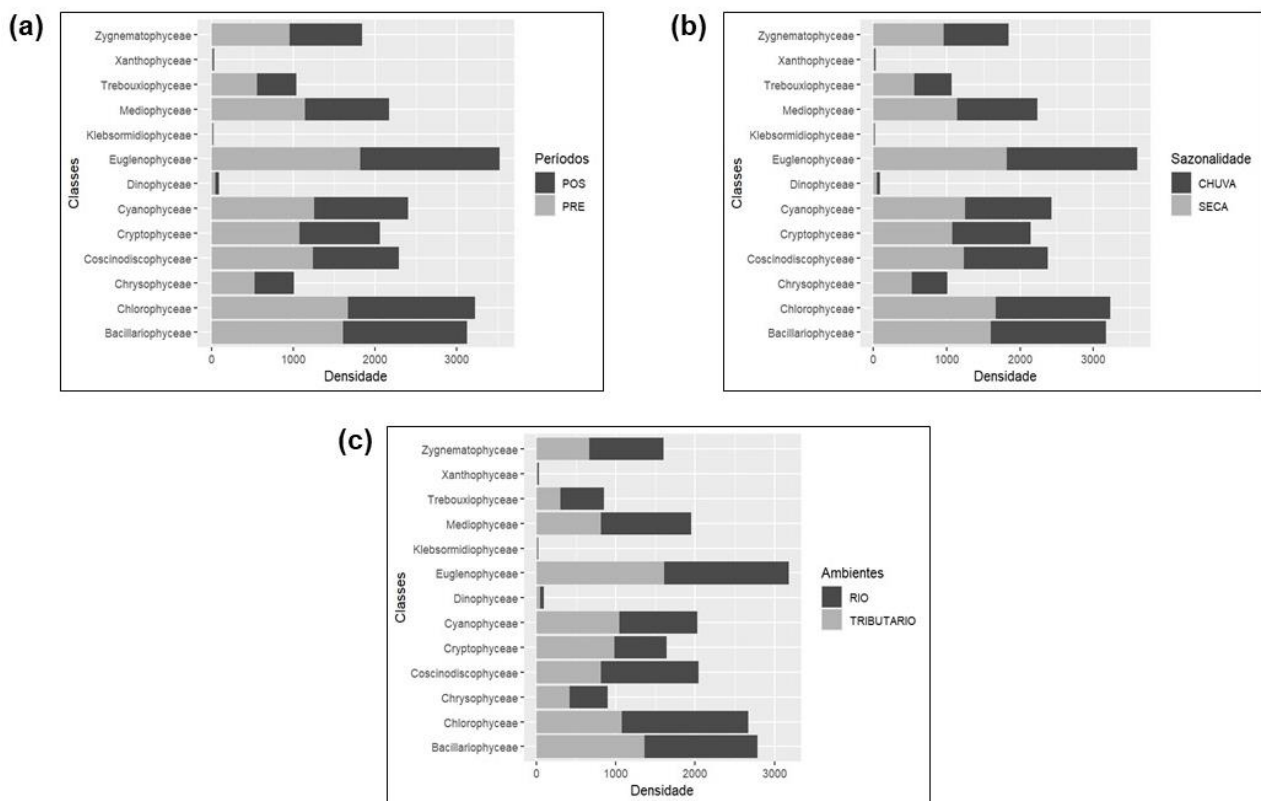


Figura 4. Densidade por classe do fitoplâncton Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Klebsormidiophyceae, Mediophyceae, Trebouxiophyceae, Xanthophyceae e Zygnematophyceae para o fator período de pré e pós-enchimento (a), para estação sazonal de chuva e seca (b), e para o ambiente de rio e tributário (c).

Para a riqueza de espécies, a partir da anova de três fatores avaliamos os modelos com interação e sem interação, e o resultado do teste LRT mostrou que a interação não é importante ($p > 0.05$). Dessa forma, escolhemos o modelo sem interação para seguir com a Anova três fatores (riqueza ~ período + sazonalidade + ambiente). Os resultados da Anova demonstraram que a riqueza de espécies foi maior no período de pré-enchimento ($DF= 1, F= 79.548, p<0.001$, figura 5a), na estação seca ($DF= 1, F= 13.556, p<0.001$, figura 5b) e no ambiente do canal principal do rio ($DF= 1, F= 31.260, p<0.001$, figura 5c).

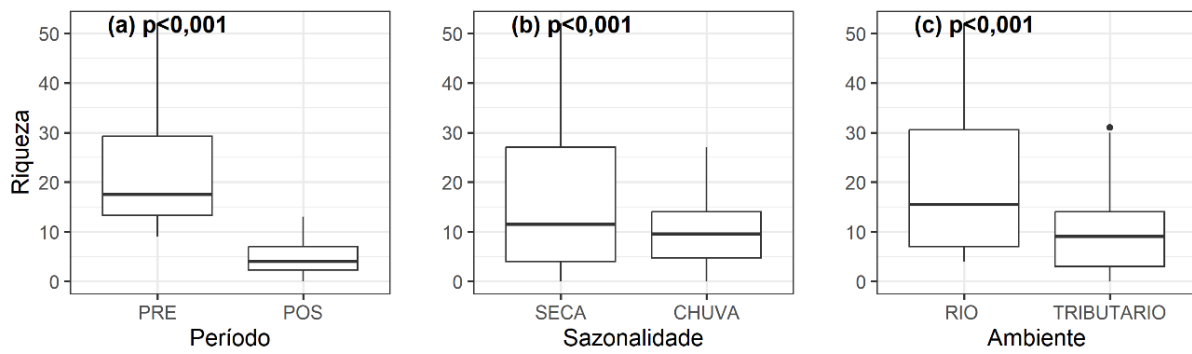


Figura 5. Resultados das análises anova de três fatores para riqueza de espécies para o fator período com maior média para o pré-enchimento (a), para o fator a sazonalidade com maior média para a estação seca (b) e para o fator ambiente com maior média para o rio (c).

Para a densidade do fitoplâncton, analisando os resultados da anova de três fatores e avaliando os modelos com interação e sem interação, o teste LRT mostrou que o melhor modelo ($p < 0.05$) é o que apresenta a interação do período com sazonalidade e exclui a interação do ambiente (densidade \sim período * sazonalidade + ambiente). Os resultados da Anova demonstraram que a densidade foi maior no período de pré-enchimento (DF= 1, F= 35.017, $p < 0.001$, figura 6a) e no ambiente do canal principal do rio (DF= 1, F= 18.435, $p < 0.001$, figura 6b).

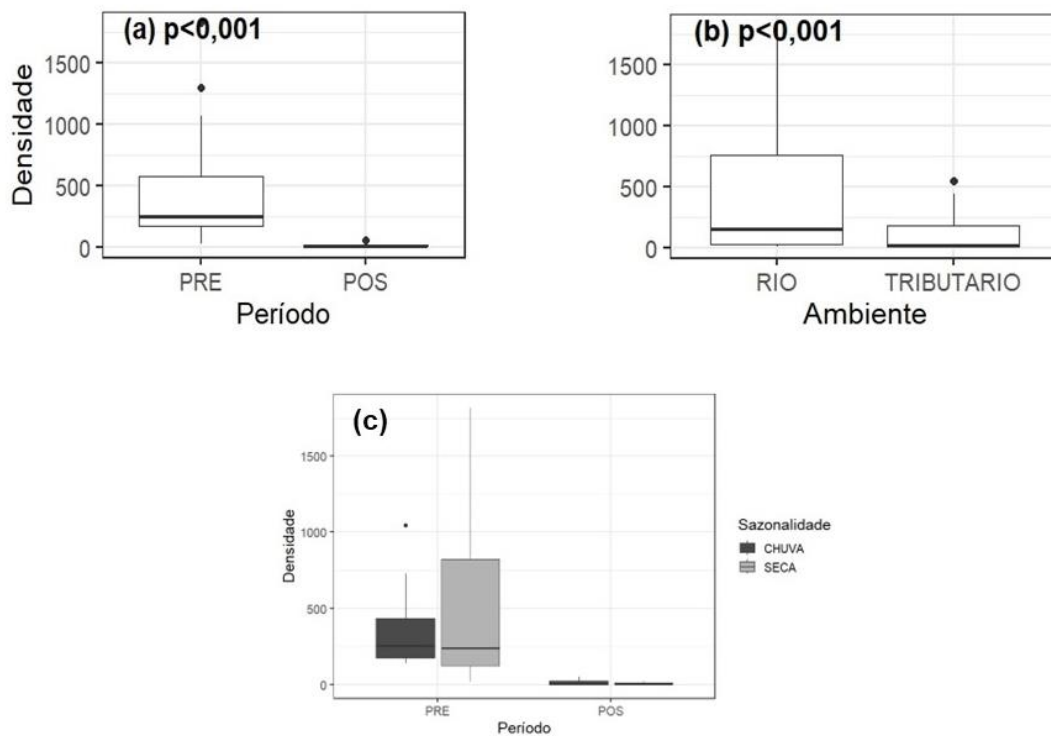


Figura 6. Resultado anova de três fatores para densidade, avaliamos os fatores período e sazonalidade com maior valor para o período de pré-enchimento (a) e para o ambiente de rio (b). A interação entre período e sazonalidade não foi significativa (c).

3.3 Diversidade Beta Total (DB Total), Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) e Contribuição das Espécies para Diversidade Beta (SCBD)

O resultado da DB Total para o período de pré-enchimento foi 0.696 e para o período de pós-enchimento foi de 0.629, Para Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) também avaliamos os modelos com interação e sem interação a partir da Anova de três fatores, e o resultado do teste LRT ($p > 0.05$), mostrou que a interação não foi importante. Sendo assim, escolhemos o modelo sem interação (LCBD ~ período + sazonalidade + ambiente) para seguir com a Anova de três fatores. O resultado da Anova mostrou que os valores de LCBD foram maiores na estação sazonal seca (DF= 1, F= 5.645, $p < 0.001$, figura 7b)

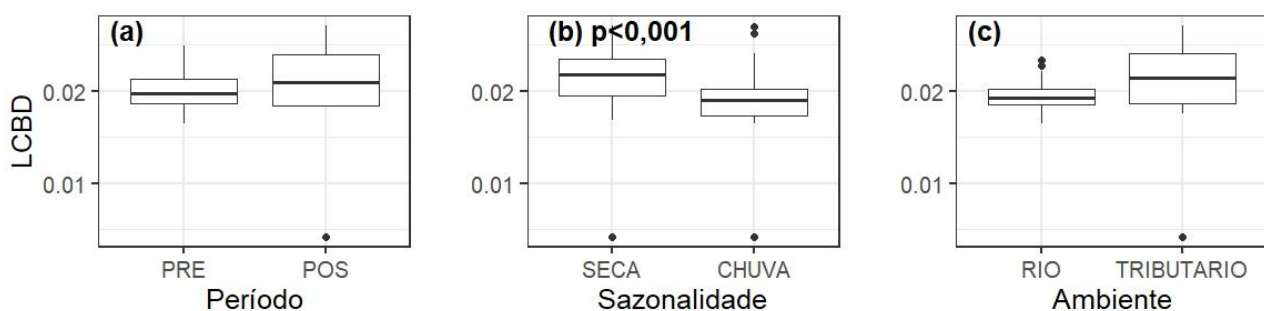


Figura 7. Resultado anova de três fatores para Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) para o fator período não houve diferença estatística (a), para o fator sazonalidade o resultado foi significativo com maior valor para a seca (b) e para o fator ambiente não houve diferença estatística (c).

Os resultados de SCBD demonstraram que as espécies que mais contribuíram para a diversidade beta no período de pré-inundação (Figura 8a) foram: *Cryptomonas* sp. (sp69), *Trachelomonas* sp. (sp283), *Frustulia saxonica* (sp123) e *Phormidium* sp. (196). No pós-enchimento (Figura 8b) as espécies *Monoraphidium arcuatum* (sp163), *Trachelomonas armata* (sp279), *Aulacoseira* sp. (sp32), *Fragilaria capucina* (sp116), *Staurastrum* sp. (sp245) foram as que mais contribuíram para a diversidade beta.

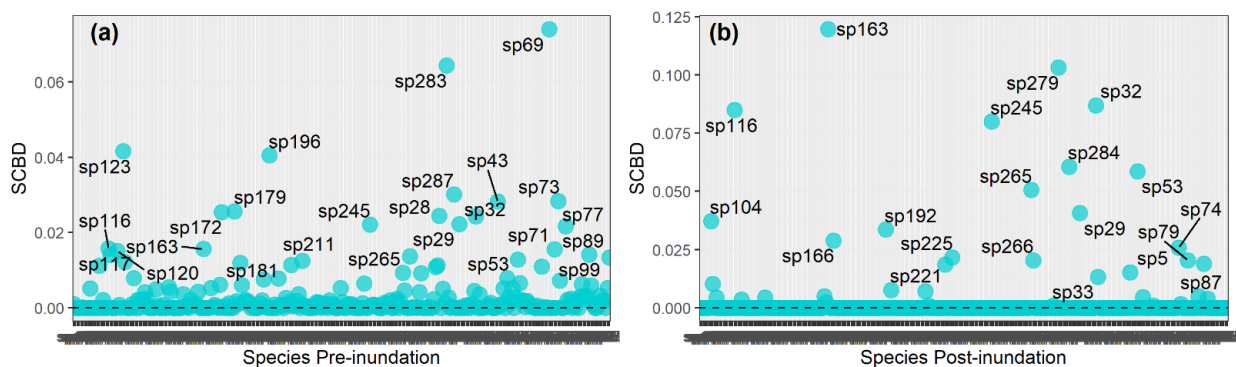


Figura 8. Espécies que mais contribuíram para a diversidade beta no período de pré-inundação (a): *Cryptomonas* sp. (sp69), *Trachelomonas* sp. (sp283), *Frustulia saxonica* (sp123) e *Phormidium* sp. (196). Espécies que mais contribuíram para a diversidade beta no período pós-enchimento (b): *Monoraphidium arcuatum* (sp163), *Trachelomonas armata* (sp279), *Aulacoseira* sp. (sp32), *Fragilaria capucina* (sp116), *Staurastrum* sp. (sp245).

4. Discussão

Nosso estudo demonstrou que o barramento do rio Tocantins modificou os ambientes e as comunidades fitoplanctônicas. As variáveis amônio, nitrato e fosforo inorgânico foram as que mais contribuíram para a variação ambiental no período de pós-enchimento, e que a estação sazonal chuvosa esteve mais relacionada com maiores valores de nutrientes avaliados, condutividade, turbidez e alcalinidade. Nossa hipótese de que o barramento do rio afeta a comunidade do fitoplâncton e leva a diminuição dos valores de riqueza e densidade após represamento foi corroborada. Dessa forma, o efeito do barramento foi negativo para as comunidades fitoplanctônicas, reduzindo a riqueza e densidade nos períodos pós-enchimento no rio Tocantins. Estudos anteriores nessa mesma área de estudo também demonstraram impactos em comunidades de fitoplâncton e de zooplâncton após o represamento (Silva et al. 2020; Silva et al. 2023).

Nosso estudo demonstrou que o impacto do barramento do rio Tocantins foi negativo para as comunidades uma vez que reduziu tanto a riqueza quanto a densidade. Estudos anteriores também mostraram que a construção de barragens afetou negativamente a riqueza do fitoplâncton (Nogueira et al. 2010; Rodrigues et al. 2015; Santos et al. 2016; Hu et al. 2017; Silva et al. 2020). Estes estudos indicaram que fragmentação do habitat levou a essa redução e em perda de biodiversidade. Alterações nas comunidades fitoplanctônicas podem gerar efeitos em todo o ecossistema aquático pois esses organismos possuem papel de produção primária através do sequestro de carbono, são fonte de nutrientes para níveis tróficos mais elevados e participam na ciclagem de nutrientes (Reynolds 2006; Dunck et al. 2015; Bortolini et al. 2016; Teixeira et al. 2022).

Pineda et al. (2020) em estudo realizado na área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta demonstraram que após o barramento não só as espécies, mas

também a presença de grupos funcionais completos diminuiu. Os autores atribuem essas perdas ao barramento e indicam que a região represada perdeu organismos e grupos de organismos que desempenham funcionalidades semelhantes, afetando a produtividade primária e consequentemente a transferência de energia para níveis tróficos superiores. Já em pequenas barragens, Arcifa et al. (2023) demonstraram que o impacto dessas barragens no rio Jurema na bacia amazônica não levou a efeitos negativos para a riqueza do fitoplâncton na fase pós-barragem, pois, no geral, os fatores limnológicos não sofreram grandes alterações após o represamento, e assim a riqueza de espécies da comunidade não foi afetada. Por isso, diferentemente da presente pesquisa, pequenos barramentos podem ter efeito distinto do observado pelo nosso estudo.

A maior riqueza de espécies do fitoplâncton em nosso estudo ocorreu na estação seca. Isso pode ter ocorrido pelo baixo fluxo de água devido à menor pluviosidade, o que pode diminuir a capacidade de dispersão dos organismos, promovendo maior heterogeneidade na distribuição dos táxons (Moura et al. 2022). Na estação chuvosa verifica-se uma distribuição mais homogênea da riqueza entre os pontos, provavelmente associada ao efeito de homogeneização das condições ambientais que ocorre nesta estação, reduzindo a variação espacial no reservatório e promovendo maior dispersão dos táxons (Moura et al. 2022).

Nas hidrelétricas de fio d'água, como o do nosso estudo, o canal principal pode apresentar ligeiro aumento de nível e poucas alterações físicas e químicas (Almeida et al. 2019). Porém, essas modificações podem ser suficientes para impactar as condições ambientais em áreas onde os afluentes se conectam com o rio principal (Fearnside 2013). Quanto as comunidades biológicas, os afluentes podem ser grandes o suficiente para permitir o desenvolvimento de um diferencial na comunidade planctônica e promover um ligeiro aumento na riqueza de plâncton de grandes rios e reservatórios (Matsuura 2015). Isso foi observado na presente pesquisa, pois o ambiente do rio principal apresentou as maiores densidades e a maiores riquezas de espécies do fitoplâncton.

As classes Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae apresentaram os maiores valores na densidade do fitoplâncton, sendo que Euglenophyceae foi destaque tanto no pré como no pós-enchimento. Os organismos das classes Euglenophyceae são favorecidos em ambientes com maiores concentrações de nutrientes, observados nesse estudo para o período de pós-enchimento, são indicadores de contaminação orgânica e são investigados principalmente por sua importância ecológica como fitoplâncton (Sultana et al. 2024).

Algumas características de Bacillariophyceae como capacidade de crescimento em condições turbulentas, tolerar pouca disponibilidade de luz e ser relativamente resistente a choques mecânicos, favorecem as diatomáceas (Reynolds et al. 1994; Rodrigues et al. 2009), impulsionando suas altas densidades em ambientes como os reservatórios. Já Chlorophyceae é um grupo que possui ampla variabilidade morfológica, sendo cosmopolita e bastante recorrente em águas tropicais, refletindo

suas respostas sobre os variados fatores ambientais (Kruk e Segura 2012). Assim, a presença de clorofíceas tem sido frequente em reservatórios tropicais e subtropicais e nos diferentes compartimentos desses ecossistemas (Carneiro e Bini 2020; Amorim e Moura 2022).

A hipótese II de que mudanças geradas a partir do barramento reduzem riqueza e densidade do fitoplâncton no período pós-enchimento, assim como reduzem a contribuição local na diversidade beta (LCBD) em todos os pontos amostrados, foi corroborada em partes, pois os valores de LCBD não diferiram entre pré e pós-enchimento, e dessa forma, o barramento não foi determinante na contribuição local para a diversidade beta. Porém, detectamos que a sazonalidade foi um fator importante para os valores de LCBD, e os maiores valores foram observados na estação seca. Esse resultado demonstra que na seca os ambientes do rio Tocantins apresentaram condições ecológicas únicas e combinações únicas de espécies, e que a variação sazonal nas condições ambientais locais pode ser estruturada temporalmente causando variações na riqueza e LCBD do fitoplâncton (Wojciechowski et al. 2017). Já Moura et al. (2022) não detectaram influência de nenhuma variável ambiental sobre LCBD do fitoplâncton em dois reservatórios subtropicais sequenciais na bacia do rio Iguaçu Paraná. Estes autores sugerem que os valores de LCBD não podem ser totalmente explicados pelas variáveis ambientais e especulam que outros fatores que não foram mensurados no estudo, como as características da bacia de drenagem, poderiam estar atuando na diversidade beta da comunidade fitoplanctônica.

Em nosso estudo, encontramos no pós-enchimento condições de alto impacto ambiental com reduzidas densidades e riquezas de espécies, confirmando em parte a hipótese II. A barragem ainda pode ter retirado diferenças encontradas no pré-enchimento entre rio e tributários e assim, tributários próximos ao rio também são afetados pela mistura das águas do rio, com conseqüente aumento da similaridade de espécies entre os ambientes. Dessa forma, as alterações ambientais no curso principal do rio provavelmente também foram as principais responsáveis pelas alterações da diversidade beta fitoplanctônica em seus tributários, mas os resultados da não diferença entre pré e pós-enchimento e também entre os pontos do canal principal do rio e os tributários, sugerem que mesmo com esse impacto do barramento os tributários ainda continuam a manter a contribuição para a diversidade beta. Rios tributários livres de barragens são importantes para a manutenção da biodiversidade do rio principal (Vasconcelos et al. 2021; Arif et al. 2021), e embora o represamento tenha afetado a confluência de seus tributários, verificamos alta contribuição para diversidade oriunda desses locais.

A classe da Cyanophyceae teve uma espécie, *Phormidium* sp., em destaque nos valores de SCBD para o período de pré-enchimento. Esse resultado pode estar relacionado a temperatura da água que apresentou um valor mais elevado no pré-enchimento comparado ao pós-enchimento. A classe Cyanophyceae geralmente é associada as concentrações mais elevadas de nutrientes (Alexander et al. 2017), mas, outros estudos mostraram o importante papel da temperatura no desenvolvimento destes

organismos em reservatórios (Kosten et al. 2012; Cha et al. 2017; Haakonsson et al. 2017). Além disso, a UHE Estreito é a sétima barragem instalada no Rio Tocantins e a sexta na posição da cascata de usinas (Silva et al. 2020; Silva et al. 2023), configurando assim um ambiente já anteriormente impactado pela implantação de outras barragens.

No pós-barramento as espécies *Monoraphidium arcuatum* e *Trachelomonas armata* que apresentaram os maiores valores de SCBD, são cosmopolitas, frequentemente comuns e abundantes. Esses resultados corroboram em partes com as nossas hipóteses e também sugerem o mostrado em estudos anteriores que após o barramento de rio pode ocorrer perda de espécies sensíveis e especialistas, e a biota aquática que resiste são espécies mais generalistas ou tolerantes as alterações no ambiente (Braghin et al. 2018; Castro et al. 2021; Poff et al. 2007; Zhang et al. 2021; Silva et al. 2023).

5. Conclusão

Nossos resultados comprovaram que o barramento afetou negativamente a comunidade fitoplanctônica pois houve redução na riqueza e densidade desses organismos, assim como diferenças de contribuição local para a diversidade após o barramento. Estudos realizados antes e depois da construção da barragem utilizando o fitoplâncton como bioindicador podem fornecer informações sobre as condições ambientais e sobre como e quais espécies são mais afetadas. Na nossa pesquisa, no período de pós-enchimento, espécies mais generalistas apresentaram a maior contribuição na diversidade beta, sugerindo, por exemplo, perda de espécies especialistas.

6. Referências

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119-1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, Ortega JCG, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173:26-36. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Alexander TJ, Vonlanthen P, Seehausen O (2017) Does eutrophication driven evolution change aquatic ecosystems? *Philos Trans R Soc Lond B* 372: 20160041. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0041>
- Almeida RM, Hamilton SK, Rosi EJ et al (2019) Limnological effects of a large Amazonian run-of-river dam on the main river and drowned tributary valleys. *Scientific Reports* 9:16846. [10.1038/s41598-019-53060-1](https://doi.org/10.1038/s41598-019-53060-1)

- Amorim CA, Moura AN (2022) Habitat templates of phytoplankton functional groups in tropical reservoirs as a tool to understand environmental changes. *Hydrobiologia* 849:1095–1113. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-021-04750-3>
- Anagnostidis K, Komárek J (1985) Modern approach to the classification of cyanophytes.1-introduction. *Archiv fur Hydrobiologie* 71 (1/2): 291–302
- APHA (2005) Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21st edn. (Ed. W.E.F. American Public Health Association, American Water Works Association), Washington DC
- Arcifa MS, Coelho PN, da Silva LHS, Righi-Cavallaro KO (2023) Impacts of small dams on the phytoplankton and invertebrates in an Amazonian river. *River Research and Applications* 39:661-674. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/rra.4103>
- Arif M, Jie Z, Wokadala C, Songlin Z, Zhongxun Y, Zhangting C, Zhi D, Xinrui H, Changxiao L (2021) Assessing riparian zone changes under the influence of stress factors in higher-order streams and tributaries: Implications for the management of massive dams and reservoirs. *Science of The Total Environment* 776: 146011. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721010780>
- Bicudo CEM, Bicudo RMT (1970) Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino das Ciências, São Paulo
- Bicudo CEM, Menezes M (2006) Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. RIMA, São Carlos
- Bortolini JC, Moresco GA, Paula ACM, Jati S, Rodrigues LC (2016) Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767:151–163. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-015-2490-z>
- Braghin LSM, Almeida BA, Amaral DC, Canella TF, Gimenez BCG, Bonecker CC (2018) Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology* 63:1-10. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1111/fwb.13117>
- Carneiro FM, Bini LM (2020) Revisiting the concept of longitudinal gradients in reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32:e8. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1319>
- Castro LS, Lopes AAS, Colares L, Palheta L, Menezes MS, Fernandes LM, Dunck B (2021) Dam promotes downriver functional homogenization of phytoplankton in a transitional river-reservoir system in Amazon. *Limnology* 22:245-257. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10201-021-00650-6>

- Cha Y, Cho KH, Lee H, Kang T, Kim JH (2017) The relative importance of water temperature and residence time in predicting cyanobacteria abundance in regulated rivers. *Water Research* 124:11–19. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.040>
- Chellappa NT, Chellappa T, Cãmara FRA, Rocha O, Chellappa S (2009) Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. *Limnologia* 39:273–282. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.006>
- Da Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provete DB, Vancine MH (2022). *Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo*. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.
- Dray S, Bauman D, Blanchet G et al (2021). *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3-14. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.
- Dunck B, Rodrigues L, Bicudo DC (2015) Functional diversity and functional traits of periphytic algae during a short-term successional process in a Neotropical floodplain lake. *Brazilian Journal of Biology* 75:587–597. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.17813>
- Fearnside PM (2013) Credit for climate mitigation by Amazonian dams: loopholes and impacts illustrated by Brazil's Jirau Hydroelectric Project. *Carbon Management* 4: 681–696. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.57>
- Ferreira DM, Fernandes CVS (2022) Integrated water quality modeling in a river-reservoir system to support watershed management. *Journal of Environmental Management* 324:116447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116447>
- Graco-Roza C, Soininen J, Corrêa G, Pacheco FS, Miranda M, Domingos P, Marinho MM (2021) Functional rather than taxonomic diversity reveals changes in the phytoplankton community of a large dammed river. *Ecological Indicators* 121:107048. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107048>
- Haakonsson S, Rodriguez-Gallego L, Somma A, Bonilla S (2017) Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Sci Total Environ* 609:1132–1139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.067>
- Hu R, Duan X, Peng L, Han B, Naselli-Flores L (2017) Phytoplankton assemblages in a complex system of interconnected reservoirs: the role of water transport in dispersal. *Hydrobiologia* 800:17–30. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-017-3146-y>
- Kassambara A (2020) Package “rstatix.” R topics documented.
- Komárek J, Fott B (1983) Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: Huber P, Stalholz G, Heynig H, Mollenhauer D (eds) *des Süßwassersflora band (1)*. Gustav Fischer, Jena
- Kosten S, Huszar VLM, Becares E et al (2012) Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18:118–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>

Kreb D, Budiono (2005) Conservation management of small core areas: Key to survival of a Critically Endangered population of Irrawaddy river dolphins *Orcaella brevirostris* in Indonesia. *Oryx* 39:178–188. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1017/S0030605305000426>

Kruk C, Segura AM (2012) The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698: 191-202. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-012-1072-6>

Lange-Bertalot H (1995) Die diatomeen (Bacillariophyceae) em Ehrenberg's Material von Cayenne, Guyana Gallica, von Erwin Reichardt (1843). *Iconographia diatomologica* Koenigstein: Koeltz Scientific Books

Legendre P (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1324-1334. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1111/geb.12207>

Legendre P, De Caceres M (2013) Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16:951–963. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1111/ele.12141>

Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam

Margalef R (1978) Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* 1:493–509

Matsuura P, Perbiche-Neves G, Ferreira RAR, Nogueira MG (2015) Changes in the phytoplankton structure downstream a large reservoir: effects of tributaries on the assemblages attributes. *Biologia* 70/3:320-327. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1515/biolog-2015-0037>

Moura WB, da Silva PRL, Baumgartner G, Bueno NC (2022) Site contributions to phytoplankton beta diversity along two subtropical reservoirs. *Aquatic Sciences* 84:59. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00027-022-00890-3>

Nogueira MG, Ferrareze M, Moreira ML, Gouvêa RM (2010) Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical - subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70:781–793. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400009>

Olden JD, Lockwood JL, Parr CL (2011) Biological Invasions and the Homogenization of Faunas and Floras. In: Whittaker RJ, Ladle RJ (ed) *Conservation Biogeography*, John Wiley & Sons, Oxford, pp 224–243

Pelicice FM, Agostinho AA, Akama A et al (2021) Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management* 68:445–452. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01513-7>

- Pelicice FM, Pompeu PS, Agostinho AA (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16:697–715. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1111/faf.12089>
- Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 101:113–122. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/iroh.201601850>
- Pineda A, Iatskiu P, Jati S, Paula ACM, Zanco BF, Bonecker CC, Moresco GA, Ortega LA, Souza YR, Rodrigues LC (2020) Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. *Hydrobiologia* 847:3857–3875. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-020-04311-0>
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, E. Sparks RE, Stromberg JC (1997) A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769–784. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.2307/1313099>
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:5732-5737. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1073/pnas.0609812104>
- Prescott GW, Croasdale HT, Viniard WC (1975), A synopsis of north American desmids: Parte II Desmidiaceae: Placodermae. Section 3. Lincoln, University Nebraska Press
- Rangel LM, Soares MCS, Paiva R, Silva LHS (2016) Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. *Ecol Indicators* 64:217–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.041>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reynolds CS (1999) Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management. *Hydrobiologia* 395-396:123–131.
- Reynolds CS (2006) Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, UK
- Reynolds CS, Descy JP, Padisák J (1994) Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes?. *Hydrobiologia* 289:1-7.
- Rodrigues LC, Simoes NR, Bovo-Scomparin VM, Jati S, Santana NF, Roberto MC, Train S (2015) Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators* 48:334–341. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.009>
- Rodrigues LC, Train S, Bovo-Scomparin VM, Jati S, Borsalli CCJ, Marengoni E (2009) Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Parana River floodplain, Brazil: influence

of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 501–516. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300006>

Round FE (1965) *The biology of the algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd, London

Round FE (1971) The taxonomy of the Chlorophyta. II. *British Phycological Journal* 6:235-264.

Ruan Q, Liu H, Dai Z, Wang F, Cao W (2024) Damming exacerbates the discontinuities of phytoplankton in a subtropical river in China. *Journal of Environmental Management* 351:119832. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119832>

Sant'Anna CL, Azevedo MTDP (2000) Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71:359–385. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1127/nova/71/2000/359>

Santos NCL, Santana HS, Dias RM, Borges HLF, Melo VF, Severi W, Gomes LC, Agostinho AA (2016) Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiologia* 765:265–275. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10750-015-2419-6>

Silva IG, Colares LF, Palheta L, Gadelha E, Dunck B (2023) Taxonomic and functional homogenisation of zooplankton after river damming in Central Brazil. *Freshwater Biology* 68:1776-1788. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1111/fwb.14165>

Silva IG, Pelicice FM, Rodrigues LC (2020) Loss of phytoplankton functional and taxonomic diversity induced by river regulation in a large tropical river. *Hydrobiologia* 847: 3471–3485. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04355-2>

Silva OS, Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Assumpção L, Paula S, Dias JHP, Marques H (2015) Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper paraná river. *River Research and Applications* 31:313-322. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/rra.2755>

Soares MCS, Huszar VLM, Roland F (2007) Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications* 23:698–714. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/rra.987>

Sultana S, Khan S, Shaika NA, Hena SM, Mahmud Y, Haque MM (2024) Ecology of freshwater harmful euglenophytes: A review. *REVISTA HELIYON* 10(1):e29625. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29625>

Teixeira AP, Bortolini JC, Carneiro FM (2022) Taxonomic and functional spatial distribution model of phytoplankton in tropical cascading reservoirs. *Brazilian Journal of Botany* 45, 791–805. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s40415-022-00810-7>

Utermohl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der International Vereinigung für theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1-38.

- Vasconcelos LP, Alves DC, da Câmara LF, Hahn L (2021) Dams in the Amazon The importance of maintaining free-flowing tributaries for fish reproduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:1106-1116. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/aqc.3465>
- Villéger S, Miranda JR, Hernandez DF, Mouillot D (2012) Low functional β -diversity despite high taxonomic β -diversity among tropical estuarine fish communities. *PLoS ONE* 7(7):e40679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040679>
- Wei J, Li W, Yang W, Zeng Y, Liu Q, Gao Y, Li H, Wang C (2023) Phytoplankton species richness as an ecological indicator in a subtropical, human-regulated, fragmented river. *River Research and Applications* 39:718–733. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/rra.4094>
- Wojciechowski J, Heino J, Bini LM, Padial AA (2017) The strength of species sorting of phytoplankton communities is temporally variable in subtropical reservoirs. *Hydrobiologia* 800:31–43. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-017-3245-9>
- Zakrys B, Walne PL (1994) Floristic, taxonomic and phytogeographic studies of green Euglenophyta from the Southeastern United States, with emphasis on new and rare species. *Archiv für Hydrobiologie* 72:71-114
- Zhang H, Huo S, Cao X, Ma C, Zhang J, Wu F (2021). Homogenization of reservoir eukaryotic algal and cyanobacterial communities is accelerated by dam construction and eutrophication. *Journal of Hydrology* 603:126842. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jhydrol.2021.126842>

7. Apêndice

Apêndice 1. Tabela de valores médios das variáveis limnológicas: Alcalinidade, STD (sólidos totais dissolvidos), pH, OD (oxigênio dissolvido), Turbidez, Condutividade, Fósforo inorgânico, Amônio, Nitrato, Temperatura da água, nos períodos de pré e pós-enchimento, nas estações sazonais de seca e chuva, e para nos ambientes de rio Tocantins e tributários.

Variáveis Limnológicas	Pré-enchimento	Pós-enchimento	Seca	Chuva	Rio	Tributário
Alcalinidade	18.065	22.792	16.852	24.006	21.700	21.700
STD	29.614	23.999	23.390	28.936	28.348	28.348
pH	7.070	7.614	7.364	7.319	7.394	7.394
OD	7.153	6.967	7.141	6.979	7.088	7.088
Turbidez	24.896	18.916	8.053	35.759	13.502	13.502
Condutividade	46.297	40.061	40.789	45.569	50.031	50.031
Fósforo inorgânico	0.012	0.013	0.008	0.017	0.011	0.011
Amônio	0.459	0.075	0.200	0.334	0.261	0.261
Nitrato	0.018	0.013	0.012	0.019	0.017	0.017
Temperatura da água	27.812	26.912	27.837	26.886	28.486	28.486

Apêndice 2. Tabelas resultados da Anova para a riqueza, densidade e LCBD de espécies fitoplanctônicas para os fatores período, sazonalidade e ambiente (Df= graus de liberdade, F: valor do teste da Anova, p= probabilidade).

Riqueza	Df	F	p
Período	1	79.548	9.334e-12
Sazonalidade	1	13.556	0.0005
Ambiente	1	31.260	1.050e-06

Densidade	Df	F	p
Período	1	35.017	3.587e-07
Sazonalidade	1	0.909	0.3450
Ambiente	1	18.435	8.731e-05
Período*Sazonalidade	1	1.071	0.3059

LCBD	Df	F	p
Período	1	1.071	0.3058
Sazonalidade	1	5.645	0.0215
Ambiente	1	0.017	0.8950