



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DOUTORADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

CAMILA BEZERRA AMARAL

**RELAÇÃO PRODUTIVIDADE-DIVERSIDADE TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS**

**CAMPINA GRANDE-PB
2025**

CAMILA BEZERRA AMARAL

**RELAÇÃO PRODUTIVIDADE- DIVERSIDADE TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANTÔNICA EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS**

Tese apresentada à Coordenação do Curso de
Doutorado em Ecologia e Conservação da
Universidade Estadual da Paraíba, como
requisito parcial à obtenção do título de Doutora
em Ecologia e Conservação

Linha de Pesquisa: Biodiversidade e
Conservação em Ecossistemas.

Orientador: Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Coorientadora: Dra. Juliana dos Santos Severiano

**CAMPINA GRANDE
2025**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

A485r Amaral, Camila Bezerra.

Relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais [manuscrito] / Camila Bezerra Amaral. - 2025.

76 f. : il. color.

Digitado.

Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2025.

"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, UEPB".

1. Diversidade taxonômica. 2. Reservatórios tropicais. 3. Eutrofização. 4. Ecologia aquática. I. Título

21. ed. CDD 577.6

CAMILA BEZERRA AMARAL

RELAÇÃO PRODUTIVIDADE-DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS

Tese apresentada à Coordenação
do Curso de Doutorado em
Ecologia e Conservação da
Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito parcial à obtenção
do título de Doutora em Ecologia e
Conservação

Linha de Pesquisa: Biodiversidade
e Conservação em Ecossistemas.

Aprovada em: 12/12/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado eletronicamente por:

- **José Etham de Lucena Barbosa** (***.666.494-**), em **20/12/2025 13:42:09**
com chave **d3924f8addc211f0a6377ec582409bfa**.
- **Felipe Antonio Dos Santos** (***.303.054-**), em **20/12/2025 13:46:22** com
chave **6aaf6196ddc311f0b8d122e98e3902d1**.
- **Ênio Wocyli Dantas** (***.410.834-**), em **22/12/2025 10:22:55** com chave
535d9ea0df3911f0928122e98e3902d1.
- **Ranielle Daiana dos Santos Silva** (***.183.954-**), em **22/12/2025 15:50:48**
com chave **2194dc52df6711f0bdcd22e98e3902d1**.

Documento emitido pelo SUAP. Para comprovar sua autenticidade, faça
a leitura do QRCode ao lado ou acesse [https://suap.uepb.edu.br/
comum/autenticar_documento/](https://suap.uepb.edu.br/comum/autenticar_documento/) e informe os dados a seguir.

Tipo de Documento: Folha de Aprovação do Projeto Final

Data da Emissão: 22/12/2025

Código de Autenticação: 13b66f



AGRADECIMENTOS

Uma das partes mais importantes dessa tese será essa. E aprendi isso com o tempo. Sendo assim, irei me demorar pois vou fazer aqui um agradecimento a todos aqueles que passaram na minha trajetória até chegar aqui, nessa defesa de tese de doutorado.

Começo claro, agradecendo aos meus pais, eles são os primeiros, pois sem o incentivo e apoio deles, eu não teria saído do sertão de Pernambuco, lá do interior, e ido a capital, cursar uma federal. Aí começa a trajetória, no meu primeiro caminho importante, Dra. Juliana já estava presente, foi ela quem me ensinou as primeiras coisas que precisava saber nesse mundo da ciência. Uma mulher dedicada, paciente, me ensinou muito, e assim foram 4 anos de faculdade.

No meu mestrado, nossos caminhos se separaram, mas aí o mundo da ciência me presenteou com pessoas maravilhosas. Em meio as mudanças, a amizade de longa data de meu querido amigo Yuri Albuquerque se fortaleceu, companheiro de curso e universidade, continuamos juntos em muitas idas ao R.U. (melhor do Brasil) para se apoiar. Na ciência, novas pessoas foram fazendo a diferença em minha vida. Não tem como chegar aqui sem agradecer a pessoas que me apoiaram durante o mestrado como o coordenador da Botânica Reginaldo e minha orientadora de mestrado Dra. Karine Matos Magalhães. A profa. Karine foi essencial em minha trajetória, os ensinamentos, o acolhimento que tive no Leaqua, as linhas de pesquisa, o ambiente marinho, as pessoas com quem convivi como Gabriel, Alana, Ingrid e tantos outros que ainda hoje me fazem falta! Por isso, aqui agradeço também ao meu coorientador de mestrado Dr. Thiago Gonçalves e Dr. José Pacheco, por todo apoio, ensinamentos e positividade nessa fase de minha vida acadêmica. Precisei dizer aqui o nome de todas essas pessoas, pois, por mais que eu tenha sido grata a todos em cada momento, foi no doutorado que de fato, entendi e valorizei mais ainda, a diferença que faz na vida, as pessoas com quem convivemos no caminho da ciência, vocês irão entender agora o porquê.

No início do doutorado estávamos no meio de uma pandemia, onde passamos a ressignificar muita coisa em nossas vidas. Para mim, foi a realização de um sonho estar cursando o doutorado em ecologia e conservação, que sempre foi meu objetivo. Esse objetivo pode ser realizado graças ao convite de quem? Juliana dos Santos Severino e ao acolhimento de Dr. José Ethan que abriu as portas do Léa para mim. Nós reencontramos anos depois para mais uma caminhada. No segundo ano de doutorado tudo mudou. A ciência a quem me dediquei 100% desde quando entrei na universidade teve que abrir espaço para uma vida, Ian o nome dele, meu filho. Que nasceu no segundo ano do doutorado e mudou tudo. Nessa fase, se misturou mulher, mãe, ciência, e aí no período mais delicado de minha vida, ter ao meu lado meus orientadores

Juliana e Ethan fez toda diferença. Em meio ao nascimento de uma nova mulher, pois a maternidade me transformou, precisei de pessoas humanas, só consigo pensar nessa palavra. E Etham e Juliana fizeram isso com mestria. A paciência, compreensão, palavras de apoio, tempo, ensinamentos, tudo contribuiu para que eu não desistisse e continuasse nesse meio acadêmico, continuasse buscando esse sonho de ser doutora em ecologia. Foi aí que a gratidão tomou conta da minha vida e se faz necessário deixar escrito isso. Assim como agradeço ao prof. Dr. Ênio Wocyli que esteve presente em minhas bancas desde qualificação, seminário III e defesa, contribuindo de forma essencial no meu trabalho e sendo um ser humano fantástico em suas falas ao longo desses anos, assim como a Dr. Felipe e Dra. Ranielle por sua dedicação e suas contribuições.

Agradeço ao PPGEC que é um programa incrível, me fez crescer muito na profissão. Aos professores que fazem parte do programa, que muito me ensinaram e contribuíram na minha formação. Um agradecimento especial ao coordenador Dr. André Luiz e a secretária Alana que tanto aperreei esses anos e são pessoas fundamentais na estrutura do PPGEC. Ao Leaq e as pessoas que fazem parte dele, principalmente a Dayrlla que me ajudou em muitas análises, e a Elizabeth, que se tornou uma amiga para a vida. Aos programas de bolsa que fizeram parte da minha história e possibilitaram minha formação como a FAPESQ no doutorado.

Deixei por último, pois este se faz presente em todo caminho, meu esposo Izaildo. Desde quando entrei na faculdade seu apoio, suas palavras, seu incentivo fizeram diferença na minha trajetória. Principalmente depois que formamos uma família e tivemos Ian. Izaildo presenciou na íntegra essa mudança que teve em minha vida me tornar mãe. E como foi difícil conciliar o doutorado com a maternidade. E ele esteve ali, com muito carinho, respeito, presença, me incentivando a continuar. E a Ian, que hoje tem três anos, mas seu olhar, suas pequenas mãos de alguma forma me fizeram continuar. Se tornou necessário, além de ser um sonho, finalizar minha tese e ter meu título.

Então a todos vocês, desde meus pais, a Karine, Etham, Juliana, Izaildo, Yuri, Ian e muitos outros que fizeram parte do caminho, eu agradeço, e claro, não podia deixar de agradecer a Deus, em todos momentos se fazendo presente, me dando o que precisava no momento certo. Esse doutorado é muito importante para mim e vocês me ajudaram a conquistá-lo.

RESUMO

O objetivo do estudo foi identificar a relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica em reservatórios tropicais. O estudo foi conduzido em reservatórios situados no Nordeste do Brasil. Como medida de produtividade utilizamos clorofila-*a* e índices de diversidade taxonômica e funcional para diversidade do zooplâncton. Os resultados demonstram que o aumento da produtividade fitoplanctônica, medido pela clorofila-*a*, é um fator central na redução da diversidade zooplancônica, atuando como um filtro ambiental seletivo. De forma geral, o aumento da produtividade esteve associado a um declínio na diversidade taxonômica, com relações lineares negativas consistentes para grupos como os cladóceros. Para a diversidade funcional da comunidade como um todo, a relação com a produtividade se mostrou unimodal para a divergência funcional. Análises estatísticas identificaram que algumas espécies (três cladóceros e um rotífero) respondeu negativamente ao gradiente de produtividade, enquanto uma espécie de copépode apresentou associação positiva. Além disso, a produtividade intensificada por maiores temperaturas e concentrações de fósforo, especialmente em climas semiáridos, é o principal motor na estruturação dessas comunidades, explicando uma parcela significativa (18%) da redução da diversidade funcional. Portanto, o controle da eutrofização, por meio da gestão de nutrientes, é crucial para a conservação da biodiversidade zooplancônica nesses ecossistemas aquáticos tropicais vulneráveis. Estes achados destacam a importância de considerar a heterogeneidade taxonômica e funcional ao avaliar a resposta da comunidade zooplancônica à produtividade, fornecendo informações de como a diversidade responde a essa produtividade. Especialmente em regiões mais quentes, onde a produtividade e a qualidade físico-química da água precisam ser monitoradas para garantir a conservação da biodiversidade zooplancônica.

Palavras-chave: relação produtividade-diversidade; reservatórios tropicais; eutrofização.

ABSTRACT

The objective of this study was to identify the relationship between productivity and the taxonomic and functional diversity of the zooplankton community in tropical reservoirs. The study was conducted in reservoirs located in Northeast Brazil. We used chlorophyll-*a* as a measure of productivity and taxonomic and functional diversity indices for zooplankton diversity. The results demonstrate that the increase in phytoplankton productivity, measured by chlorophyll-*a*, is a central factor in reducing zooplankton diversity, acting as a selective environmental filter. Overall, increased productivity was associated with a decline in taxonomic diversity, with consistent negative linear relationships for groups such as cladocerans. For the functional diversity of the community as a whole, the relationship with productivity was unimodal for functional divergence. Statistical analyses identified that some species (three cladocerans and one rotifer) responded negatively to the productivity gradient, while one copepod species showed a positive association. Furthermore, productivity, intensified by higher temperatures and phosphorus concentrations, especially in semi-arid climates, is the main driver structuring these communities, explaining a significant portion (18%) of the reduction in functional diversity. Therefore, controlling eutrophication through nutrient management is crucial for the conservation of zooplankton biodiversity in these vulnerable tropical aquatic ecosystems. These findings highlight the importance of considering both taxonomic and functional heterogeneity when assessing the response of the zooplankton community to productivity, providing insights into how diversity responds to this productivity. This is especially relevant in warmer regions, where productivity and physico-chemical water quality need to be monitored to ensure the conservation of zooplankton biodiversity.

Keywords: productivity-diversity relationship; tropical reservoirs; eutrophication;

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	8
2	PERGUNTAS	12
3	HIPÓTESES	13
4	OBJETIVOS	14
4.1	Objetivos gerais	14
4.2	Objetivos específicos	14
5	ARTIGO I	15
5.1	Resumo	16
5.2	Highlights	16
5.3	Resumo gráfico	17
5.4	Introdução	18
5.5	Material e Métodos	20
5.6	Resultados	24
5.7	Discussão	28
5.8	Conclusão	31
5.9	Referências	32
5.10	Material Suplementar	38
6	ARTIGO II	41
6.1	Resumo	42
6.2	Introdução	43
6.3	Material e Métodos	45
6.4	Resultados	52
6.5	Discussão	56
6.6	Conclusão	58
6.7	Referências	59
6.8	Material Suplementar	67
7	REFERENCIAS	73

1 INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade abrange uma vasta gama de organismos, habitats e ecossistemas, desempenhando papéis cruciais na prestação de serviços ecossistêmicos (Ashok, 2016). Contudo, atividades humanas como poluição, degradação de habitats, queimadas e mudanças climáticas têm impactado severamente a biodiversidade, resultando em perdas significativas (Prakash, 2017; Kumar e Verma, 2017). Diante desses desafios, o número de estudos que investigam os fatores que influenciam a diversidade tem aumentado significativamente (Korhonen et al., 2011).

Um dos gradientes mais importantes de serem estudados que estão relacionados com a variação da diversidade de espécies é a produtividade dos ecossistemas. A produtividade é a capacidade dos organismos vivos em produzir matéria orgânica através da fotossíntese. Em ambientes aquáticos, a medida da clorofila-a é uma importante estimativa da produtividade primária de um ecossistema. Ela é o principal pigmento fotossintético presente nos organismos fitoplanctônicos (Gonzalez-Rodriguez et al., 2017) que são os principais responsáveis pela produtividade primária (Wahhab e Hassan 2022).

Sua importância abrange tanto a manutenção das funções vitais dos autótrofos quanto o suporte ao metabolismo dos heterótrofos (Wetzel, 1981; Odum, 1983), estando diretamente relacionada ao número de espécies que integram a cadeia alimentar (Duffy et al., 2005; Cardinale et al., 2006). Essa produtividade é fortemente impactada por ações antrópicas, como o aporte de nutrientes (Paerl e Barnard, 2020) e o aumento da temperatura (Zohary et al., 2021; Woolway et al., 2019). Em ambientes aquáticos, a eutrofização e as mudanças climáticas têm contribuído com o aumento da proliferação de fitoplâncton em lagos e reservatórios de todo o mundo (Ho et al., 2019; Griffith e Gobler, 2020).

A relação entre a diversidade de espécies e a produtividade dos ecossistemas é uma das relações mais importantes e amplamente estudadas na biologia (Cardinale 2009), tendo aplicações diretas para muitas questões ambientais importantes, como a conservação da biodiversidade e as funções e serviços do ecossistema. Essa relação entre produtividade e diversidade- PDR (do inglês “productivity-diversity relationships”) possui uma ampla variedade de padrões, podendo ser classificada como linear positiva, unimodal, linear negativa, em forma de U e sem relação, que são aquelas que não apresentam padrões significativos (Whittaker, 2010).

Dentre esses padrões, os mais observados e discutidos em estudos são: (I) A relação unimodal ou côncava, explicada pela teoria da razão de recursos (*Resource ratio theory*- RRT), onde a riqueza das espécies aumenta e depois diminui com a produtividade), por conta da competição e coexistência, pois é teoricamente impossível altos níveis infinitos de todos os recursos necessários para o desenvolvimento das espécies; (II) A linear positiva, nela a riqueza de espécies aumenta à medida que a produtividade de um ecossistema aumenta, essa relação é explicada pela teoria da espécie-energia (*Species energy theory*- SET) proposta por Wright DH, 1983 que tem como objetivo prever como a riqueza de espécies em uma comunidade é influenciada pela energia disponível, relacionando o aumento da riqueza de espécies ao aumento da produtividade de um ecossistema. Sendo em ambientes aquáticos, o tipo mais comum de relação encontrada foi a unimodal ou côncava (Mittelbach et al., 2001, Dodson 1992 , Leibold 1999 , Waide et al. 1999 , Dodson et al. 2000).

Embora se espere uma relação côncava ou linear positiva entre riqueza e produtividade, em ambientes aquáticos tropicais é comum que o fitoplâncton seja dominado por espécies de cianobactérias, que formam florações perenes, muitas vezes tóxicas (Bittencourt-Oliveira et al., 2014; Lorenzi et al., 2019; Moura et al., 2018). Além de serem tóxicas, essas cianobactérias podem formar grandes filamentos e colônias, dificultando a ingestão pelo zooplâncton, além de serem pouco palatáveis e de baixa qualidade nutricional (Moustaka-Gouni e Sommer, 2020). Desse modo, elas atuam como um filtro (Horas, 1999), influenciando a estrutura e diversidade taxonômica (Haney, 1987; Bouvy et al., 2001) e funcional (Josué et al. 2019) da comunidade zooplanctônica. Assim, pode ocorrer uma relação negativa entre diversidade e produtividade, uma vez que há uma homogeneização dos recursos fitoplâncton que é um dos principais alimentos para a comunidade zooplanctônica (Amorim e Moura, 2021).

Além de prejudicarem diretamente o zooplâncton por não serem um recurso de qualidade (Wilson et al., 2006; Müller-Navarra et al., 2000; Tillmanns et al., 2008), as florações podem desencadear sérias alterações nos ecossistemas aquáticos (Reid et al., 2019), como aumento da turbidez e o pH da água (Visser et al., 2016). Vários estudos indicam que fatores como precipitação, temperatura, material em suspensão, pH e salinidade podem influenciar a riqueza, diversidade taxonômica e funcional e a estrutura da comunidade zooplanctônica (Branco et al., 2002; Schwind et al., 2017; Amorim, 2020; Duré et al., 2021). A magnitude dessa influência pode variar a depender da localização climática dos corpos d'água, pois a pressão ambiental pode variar significativamente, influenciando a biota aquática de diferentes maneiras (Höök et al., 2020). Por exemplo, na região semiárida, a escassez de água e a irregularidade das chuvas, aliadas à alta evaporação, são fatores determinantes (Sousa et al., 2008; Da Costa et al., 2016)

que impactam as adaptações locais das populações e as interações dentro da biota aquática (Boven & Brendonck, 2009; Incagnone et al., 2015).

Por serem organismos tão sensíveis as alterações nos processos ecológicos naturais e aos distúrbios causados pela atividade humana (Pinel-alloul, 2021), bem como por servirem como uma importante via de transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores (Heneghan et al., 2016; Hébert et al., 2017), a comunidade zooplanctônica representa um valioso modelo biológico para compreender como a diversidade é impactada ao longo do tempo e no espaço (Borics et al., 2020). Isso se deve aos seus ciclos de vida curtos, rápido crescimento e reprodução, juntamente com uma ampla variedade de respostas morfológicas, comportamentais e fisiológicas percebida por análise dos atributos funcionais como tipo de tamanho do corpo, alimentação, habitat, tipos de reprodução e capacidade de escape de predador, que são fortemente regulados pelas condições ambientais (Barton et al., 2013, Brun et al., 2016).

Essas respostas variam a depender do grupo considerado (Castilho-Noll et al., 2023), e suas características. Em ambientes dominados por cianobactérias, por exemplo, espécies de copépodes que possuem receptores, conseguem selecionar espécies mais palatáveis (Diniz et al., 2019). Já herbívoros generalistas como cladóceros podem ser prejudicados por florações perenes (Ghadouani et al., 2004), sendo prevalente nesses ambientes mais espécies onívoras (Jeppesen et al., 2005). O tamanho do corpo da comunidade zooplanctônica também irá responder a qualidade da produtividade, em climas mais quentes, espécies de corpo pequeno conseguem maior sucesso em coexistir com cianobactérias (Bouvy et al., 2001, Lacerot et al., 2013). Essas diferentes respostas do zooplâncton nos fornecem informações sobre as condições dos ecossistemas (Litchman et al., 2013; Hébert, Beisner & Maranger, 2017). Sendo assim, faz-se necessário estudos que abordem essas respostas da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica (Castilho-Noll, 2023).

A diversidade funcional estuda a variedade de funções e interações que as espécies têm em um ecossistema, incluindo as diferentes formas em que as espécies interagem com outras espécies, e também com os recursos disponíveis no ambiente. Essa diversidade funcional é importante para estabilidade dos ecossistemas (Mouillot et al., 2013) pois a diminuição ou aumento de atributos funcionais em uma comunidade pode impactar os processos do ecossistema e serviços por eles prestados (McGill et al. 2006; Yvon-Durocher & Allen 2012). Além disso, a diversidade funcional tem impacto na produtividade dos ecossistemas, Cadotte et al. (2013) relatam que ecossistemas com maior diversidade funcional produzem mais biomassa do que ecossistemas com baixa diversidade funcional. Isso ocorre porque as espécies

desempenham funções complementares, tornando o ecossistema mais eficiente no uso dos recursos disponíveis.

Na PDR é mais comum estudos taxonômicos, sendo a riqueza (número de espécies) amplamente utilizada como métrica da diversidade (Chase 2004; Korhonen 2011), e estudos em ambientes marinhos e lacustres de regiões temperadas (Paquette et al., 2022; Korhonen et al., 2011; Irigoien et al., 2004; Vereshchaka et al., 2016; Aranguren-Riaño, 2018), onde os sistemas em questão apresentam uma diferença significativa dos ambientes tropicais. Diferenças como temperatura, luminosidade, profundidade (Esteves, 2011) que são fatores que influenciam na produtividade e estrutura de um ecossistema. Sendo assim, necessário estudos que preencham essa lacuna sobre a relação entre a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton e a produtividade e fatores ambientais. Principalmente em regiões tropicais como nordeste do Brasil, que é uma região particularmente vulnerável às mudanças climáticas, onde estudos com essa temática podem oferecer informações importantes para prever cenários futuros e desenvolver estratégias de adaptação.

2 PERGUNTAS

- Como se dá a relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica total e por grupo taxonômico em reservatórios tropicais?
- Como a produtividade e as variáveis físicas e químicas da água influenciam a diversidade da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais, e se essa influência varia entre diferentes climas?

3 HIPÓTESES

H1: A diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica de reservatórios tropicais apresentará um padrão linear negativo com a produtividade, de modo que à medida que a produtividade aumenta teremos uma redução na diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica.

H2: Em ambientes de maior produtividade os atributos prevalentes do zooplâncton serão: a) forma de obter alimento e tipo de alimento: raptoriais (busca e captura ativa), carnívoros e onívoros, isso porque com a presença de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e formadora de longas colônias, apenas organismos com capacidade de selecionar as presas não seriam prejudicados, e conseguiriam coexistir. b) tamanho do corpo: os menores tamanhos estariam em ambientes de maior produtividade.

H3: Em reservatórios tropicais, a diversidade zooplanctônica é predominantemente explicada pela produtividade, seguida pelas variáveis físico-químicas da água, sendo esses efeitos mais intensos em climas quentes e de baixa precipitação.

H4: Variáveis como volume do reservatório, temperatura da água, precipitação e nutrientes exercem efeitos diretos positivos sobre a produtividade e efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade do zooplâncton, sendo este negativo.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

Entender a relação produtividade- diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais.

4.2 Objetivos específicos

- Avaliar a diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais;
- Analisar as relações entre produtividade, variáveis físicas e químicas da água, e a diversidade da comunidade zooplanctônica.
- Determinar se a diversidade do zooplâncton em reservatórios tropicais é mais fortemente influenciada pela produtividade ou pelas variáveis físico-químicas da água;
- Avaliar as relações entre variáveis ambientais, produtividade e diversidade do zooplâncton sob diferentes regimes climáticos.

5 ARTIGO I-

Artigo a ser submetido à revista:



Relação Produtividade-Diversidade do zooplâncton em reservatórios tropicais

Camila Bezerra Amaral^{a*}, Juliana dos Santos Severiano^a, José Etham de Lucena Barbosa^a

^aÁrea de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, Rua Baraúnas, nº. 351, universitário, 58.429-500, Campina Grande, PB, Brasil.

*Autor para correspondência: Camilabezamaral@gmail.com

Resumo

A relação entre a diversidade de espécies e a produtividade dos ecossistemas é uma das relações mais importantes e amplamente estudadas na biologia. Os padrões mais observados e discutidos em estudos é a relação unimodal ou côncava, e a linear positiva. O objetivo do nosso trabalho é entender a relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais. Para o zooplâncton total, a riqueza e o índice de equidade de pielou apresentaram relação linear negativa para riqueza e linear positiva para Pielou. Para os cladóceros, todos os índices apresentaram relação linear negativas. Para os índices de diversidade funcional da comunidade zooplanctônica total, a divergência funcional estabeleceu uma relação unimodal com a produtividade. Para a análise de TITAN, foram identificados uma associação negativa de três espécies do grupo dos cladóceros e uma dos rotíferos ao aumento do gradiente de produtividade, e uma associação positiva de uma espécie de copepoda. O presente estudo fornece uma visão abrangente sobre a diversidade da comunidade zooplanctônica e sua relação com a produtividade em reservatórios tropicais.

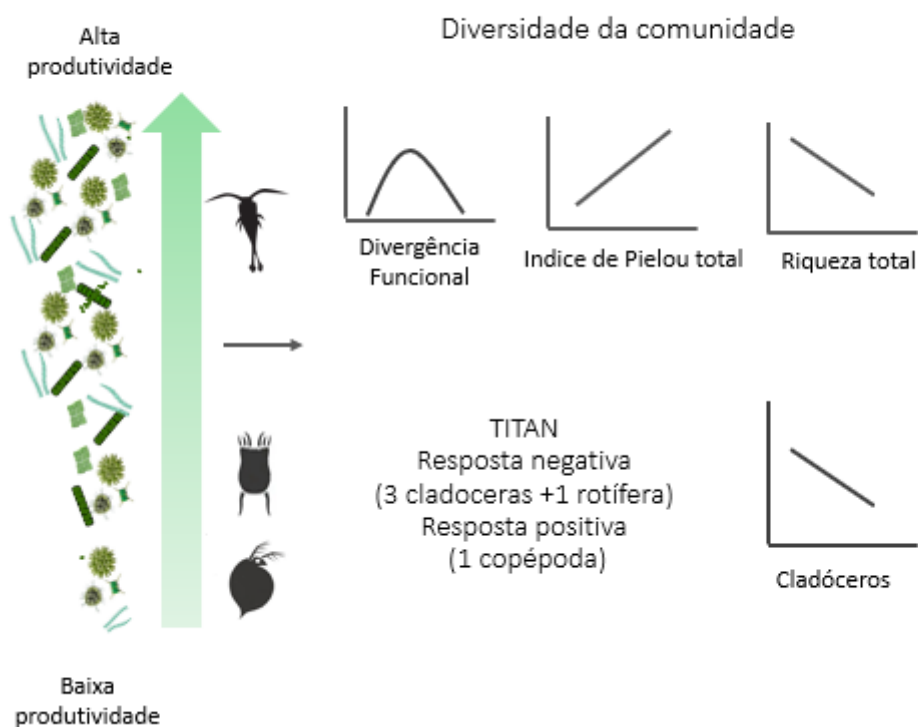
Palavras-Chave: clorofila-a, diversidade funcional, diversidade taxonômica, índices de diversidade.

Highlights

1. Para o zooplâncton total, a riqueza apresentou relação linear positiva e o índice de equidade de pielou linear positiva com a produtividade.
2. Rotíferos e os copépodes não responderam de forma significativa a produtividade.
3. Para os cladóceros, todos os índices apresentaram relação linear negativa com a produtividade.

4. Para os índices de diversidade funcional da comunidade zooplancônica total, a divergência funcional estabeleceu uma relação unimodal com a produtividade.
5. Foi identificada uma associação negativa de três espécies do grupo dos cladóceros e uma dos rotíferos ao aumento do gradiente de produtividade, e uma associação positiva de uma espécie de copepoda.

Resumo Gráfico



1. Introdução

A relação entre a diversidade de espécies e a produtividade dos ecossistemas é uma das relações mais importantes e amplamente estudadas na biologia. A produtividade é a capacidade dos organismos vivos em produzir matéria orgânica através da fotossíntese, sendo em ambientes aquáticos o fitoplâncton o principal responsável pela produtividade primária (Wahhab e Hassan 2022). Essa produtividade é muito impactada por ações antrópicas como aporte de nutrientes (Paerl e Barnard, 2020) e aumento de temperatura (Zohary et al., 2021; Woolway et al., 2019). Sua importância se estende tanto à manutenção das atividades vitais dos autótrofos quanto ao suporte do metabolismo dos heterótrofos (Wetzel, 1981; Odum, 1983).

Essa relação entre produtividade e diversidade- PDR (do inglês “productivity-diversity relationships”) possui uma ampla variedade de padrões, sendo os mais observados e discutidos em estudos: (I) A relação unimodal ou côncava, explicada pela teoria da razão de recursos (*Resource ratio theory*- RRT), onde a riqueza das espécies aumenta e depois diminui com a produtividade RRT). Isso acontece por conta da competição e coexistência, pois é teoricamente impossível altos níveis infinitos de todos os recursos necessários para o desenvolvimento das espécies; (II) A linear positiva, nela a riqueza de espécies aumenta à medida que a produtividade de um ecossistema aumenta. Essa relação é explicada pela teoria da espécie-energia (*Species energy theory*- SET) proposta por Wright DH, 1983 que tem como objetivo prever como a riqueza de espécies em uma comunidade é influenciada pela energia disponível. De acordo com essa teoria, regiões com maior disponibilidade de energia, sustentam maior biodiversidade, por ter maior produtividade. Em ambientes aquáticos, o tipo mais comum de relação encontrada foi a côncava (Mittelbach et al., 2001).

Embora seja esperada essa relação côncava ou linear positiva entre a riqueza e produtividade, em ambientes aquáticos tropicais, é comum o fitoplâncton (principal responsável pela produtividade primária) (Wahhab e Hassan 2022) ser dominado por espécies de cianobactérias que formam florações perenes e muitas vezes tóxicas (Bittencourt- Oliveira et al., 2014; Lorenzi et al., 2019; Moura et al., 2018). Podendo não ser um recurso de qualidade para os níveis tróficos superiores como a comunidade zooplanctônica (Wilson et al., 2006; Müller-Navarra et al., 2000; Tillmanns et al., 2008). Servindo de filtro (Horas, 1999) e influenciando a estrutura da comunidade zooplanctônica (Haney, 1987; Bouvy et al., 2001). Podendo assim, acontecer uma relação negativa entre a diversidade e produtividade, pois o fitoplâncton é um dos principais alimentos para a comunidade zooplanctônica (Amorim e Moura, 2021).

Devido à sua elevada sensibilidade às alterações nos processos ecológicos naturais e aos distúrbios causados pela atividade humana (Pinel-alloul, 2021), bem como por servirem como uma importante via de transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores (Heneghan et al., 2016; Hébert et al., 2017), a comunidade zooplanctônica representa um valioso modelo biológico para compreender como a diversidade é impactada ao longo do tempo e no espaço (Borics et al., 2020). Isso se deve aos seus ciclos de vida curtos, rápido crescimento e reprodução, juntamente com uma ampla variedade de respostas morfológicas, comportamentais e fisiológicas percebida por análise dos atributos funcionais como tipo de tamanho do corpo, alimentação, habitat, tipos de reprodução e capacidade de escape de predador, que são fortemente regulados pelas condições ambientais (Barton et al., 2013, Brun et al., 2016).

Essas respostas variam a depender do grupo considerado (Castilho-Noll et al., 2023), e suas características. Em ambientes dominados por cianobactérias, por exemplo, espécies de copépodes que possuem receptores, conseguem selecionar espécies mais palatáveis (Diniz et al., 2019). Já herbívoros generalistas como cladóceros podem ser prejudicados por florações perenes (Ghadouani et al., 2004), sendo prevalente nesses ambientes mais espécies onívoras (Jeppesen et al., 2005). O tamanho do corpo da comunidade zooplanctônica também irá responder a qualidade da produtividade, em climas mais quentes, espécies de corpo pequeno conseguem maior sucesso em coexistir com cianobactérias (Bouvy et al., 2001, Lacerot et al., 2013). Essas diferentes respostas do zooplâncton nos fornecem informações sobre as condições dos ecossistemas (Litchman et al., 2013; Hébert, Beisner & Maranger, 2017). Sendo assim, faz-se necessário estudos que abordem essas respostas da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica (Castilho-Noll, 2023).

Tradicionalmente no estudo da PDR é utilizada uma abordagem taxonômica, sendo a riqueza (número de espécies) amplamente utilizada como métrica da diversidade (Chase 2004; Korhonen 2011). Porém, analisar apenas taxonomicamente pode não ser suficiente pois parte do princípio que as espécies são equivalentes dentro das comunidades, exigindo assim outras abordagens mais abrangentes (Zhao et al., 2018). Nesse contexto, usar a diversidade funcional como parâmetro para medir a diversidade de um ambiente torna-se importante (Duré et al., 2021; Braghin et al., 2018). Por levar em consideração as características das espécies presentes no ecossistema, a diversidade funcional tem se mostrado uma métrica mais sensível do que a taxonômica na detecção de respostas da comunidade a diferentes impactos e gradientes ambientais (Diniz et al., 2021).

Além de preencher lacunas acerca da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica, estudos que relacionem a produtividade a índices de diversidade taxonômica e

funcional em ambientes tropicais são necessários, pois a maior parte dos estudos sobre PDR estão concentrados em ambientes marinhos e lacustres de regiões temperadas (Paquette et al., 2022; Korhonen et al., 2011; Irigoien et al., 2004; Vereshchaka et al., 2016; Aranguren-Riaño, 2018), onde os sistemas em questão apresentam uma diferença significativa dos ambientes tropicais. Diferenças como temperatura, luminosidade, profundidade (Esteves, 2011) e são fatores que influenciam na produtividade de um ecossistema

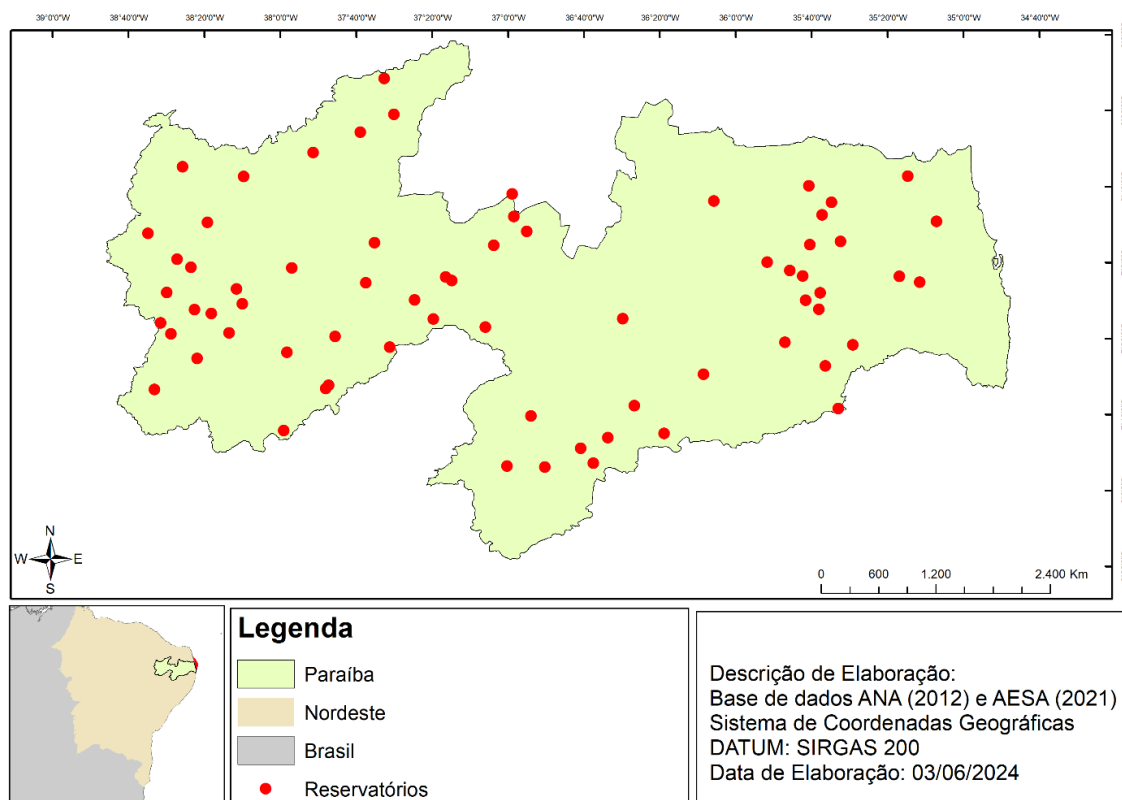
Tendo em vista esses aspectos, o objetivo do nosso trabalho é entender a relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais. Temos como hipóteses que (i) a diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica de reservatórios tropicais apresentará um padrão linear negativo com a produtividade, de modo que à medida que a produtividade aumenta teremos uma redução na diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica. Isso se dará porque nesses ambientes a produtividade está relacionada a espécies pouco palatáveis ao zooplâncton, levando à especialização das espécies em nichos específicos, resultando em uma redução da diversidade. (ii) Em ambientes de maior produtividade os atributos prevalentes do zooplâncton serão: a) forma de obter alimento e tipo de alimento: raptoriais (busca e captura ativa), carnívoros e onívoros, isso porque com a presença de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e formadora de longas colônias, apenas organismos com capacidade de selecionar as presas não seriam prejudicados, e conseguiriam coexistir. b) tamanho do corpo: os menores tamanhos estariam em ambientes de maior produtividade.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado em 70 reservatórios localizados no estado da Paraíba (6°02'12" e 8°19'18" S; 34°45'54" e 38°45'45" W), na região Nordeste do Brasil (Figura 1), que são utilizados prioritariamente para o abastecimento público, além de irrigação, iniciativas de pesca e lazer e turismo regional (AESAs, 2021). Segundo a classificação de Köppen (1936) atualizada por Alvarez (2013), a região do estudo compreende climas que variam entre: clima tropical (AS), com estação seca de verão e precipitações anuais de 700 à 1800mm; e semiárido quente (Bsh), se estendendo por todo Planalto da Borborema, onde no vale do rio Paraíba, a precipitação anual é de cerca de 400mm.

Figura 1. Localização dos reservatórios amostrados no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil.



Amostragens foram realizadas em cada reservatório entre os meses de agosto e novembro de 2019. As amostras foram coletadas em um único ponto dos reservatórios (próximo ao barramento), na região litorânea.

2.2 Produtividade

A clorofila ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi utilizada em nosso estudo como um proxy da produtividade. A sua concentração foi determinada pelo método de extração do pigmento em acetona 90% (Lorenzen, 1967), na ausência de luz, e leituras das absorbâncias utilizando o método espectrofotométrico de Richards e Thompson (1952). Nos ambientes aquáticos, a medida da clorofila-a é uma importante estimativa da produtividade primária de um ecossistema, por ser o principal pigmento fotossintético presente nos organismos fitoplancônicos (Gonzalez-Rodriguez et al., 2017) que neste estudo foram considerados como o principal recurso do zooplâncton.

2.3 Zooplâncton

As amostras da comunidade zooplancônica foram obtidas filtrando 100 L de água usando uma rede de plâncton com uma abertura de malha de 45 μm . Uma solução de

formaldeído glicosado a 8% foi usada para fixar as amostras. Foram realizadas amostras qualiquantitativas, os organismos foram identificados no nível taxonômico mais baixo possível com a ajuda de literatura específica (Koste e Voigt, 1978; Takako Matsumura-Tundisi, 1986; Elmoor-Loureiro, 1997; Ueda et al., 2003; Perbiche-Neves et al., 2015). Quando necessário, as amostras foram diluídas para facilitar a contagem de um mínimo de 100 indivíduos por subamostra. Análises integrais também foram realizadas quando o número mínimo de organismos não pôde ser alcançado. A densidade de organismos por amostra foi expressa em organismos por metro cúbico (org. m⁻³).

A biomassa ($\mu\text{g C m}^{-3}$) foi considerada como sendo o produto entre o peso individual médio ($\mu\text{g C ind.}^{-1}$) e a densidade (ind. m^{-3}). Para rotífera, o peso seco foi calculado com base no cálculo do biovolume (Ruttner-Kolisko, 1977), o qual foi convertido em peso úmido ($10^6 \mu\text{m}^3$ equivalem a 1 μg de peso úmido; Bottrell et al., 1976), e posteriormente em peso seco [PS é igual a 10% do peso úmido; Pace & Orcutt (1981)]. Foram obtidas medidas de comprimento, largura e altura para rotíferos, e de comprimento do corpo para os microcrustáceos (Azevedo et al., 2012), de, no mínimo, 30 indivíduos para os táxons mais abundantes. Para amostras com baixas densidades de indivíduos, os mesmos foram mensurados em sua totalidade.

2.4 Métricas de diversidade taxonômica e funcional

A análise da diversidade taxonômica do zooplâncton foi realizada através da riqueza de espécies (calculada com base na matriz de presença-ausência), índices de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon, 1948; Krebs, 2014) e índice de equidade de Pielou (proporção dos indivíduos de cada uma das espécies presentes em uma comunidade em relação ao total de indivíduos desta comunidade) (Pielou, 1966).

Foram utilizados sete atributos funcionais do zooplâncton, distribuídos em 19 categorias (Tabela 1). Os atributos foram selecionados seguindo o trabalho de Litchman *et al.* (2013). O tamanho do corpo foi obtido concomitantemente com a quantificação do zooplâncton pela medida de tamanho do corpo (μm). A diversidade funcional da comunidade zooplânctônica foi calculada por três índices de diversidade funcional diferentes, cada uma explorando um aspecto diferente da diversidade: Riqueza funcional (FRic), que mede o volume preenchido dentro do espaço funcional ocupado pelas espécies (Villéger et al., 2008); Equitabilidade funcional (FEve), que mede a equidade da distribuição das espécies no espaço funcional, considerando sua abundância (Villéger et al., 2008); e a Divergência funcional (FDiv), que quantifica a distribuição das abundâncias das espécies ao longo do espaço multivariado de atributos funcionais, e dispersão funcional (Villéger et al., 2008; Laliberté et al., 2010).

Tabela 1. Atributos morfológicos, categorias, e suas respectivas respostas ecológicas usados para estimar os índices de diversidade funcional.

Atributos morfológicos	Categorias	Papel Ecológico
Comprimento médio do corpo	Média do corpo (µm)	Esta característica pode influenciar na produtividade secundária e na transferência energética (Litchman, Ohman, & Kiørboe, 2013).
Modo de reprodução	Assexuado Sexuado Raptorial Filtrador	Sobrevivência, capacidade de dispersão e distribuição. A reprodução pode indicar a condição do ambiente.
Forma de obtenção de alimento	Raspador Sugador Suspensívoro	Diferentes grupos e espécies diferem significativamente em suas proporções médias de nutrientes e exigências (Andersen & Hessen, 1991), afetando diferentemente a produtividade secundária e o ciclo de nutrientes
Resposta de fuga	Nenhum Baixo Médio Alto	A resposta de fuga é medida em níveis e descreve diferentes adaptações para evitar a predação. Esta característica pode ser afetada pela forma e tamanho do corpo (Dodson & Brooks, 1965), pela agilidade na natação e pela visibilidade de um predador (Zar, 1974).
Expectativa de vida	Curto Longo	Está relacionada com a duração do ciclo de vida. Rotíferos e cladóceros, por exemplo, têm ciclos de vida mais curtos e, portanto, desenvolvem grandes populações. Os copépodes, por sua vez, exibem ciclos de vida mais longos e menos gerações (Allan, 1976)
Tipo de <i>habitat</i>	Litorâneo Pelágico	O tipo de <i>habitat</i> define onde a espécie pode ser mais facilmente encontrada. Representa a participação de espécies na rede trófica, em que compartimento do ambiente a espécie contribui com a transferência energética e pode influenciar o ciclo de nutrientes.
Grupo trófico	Herbívoro Carnívoro Onívoro	Refere-se às preferências alimentares.

2.5 Análises estatísticas

Para quantificar a influência da produtividade primária, representada pela variável clorofila-a, nos índices de diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplânctônica, primeiramente calculamos os índices de diversidade taxonômica através do pacote ‘*vegan*’ (Oksanen et al., 2019), enquanto os índices de diversidade funcional foram calculados através do pacote ‘*FD*’ (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014). Posteriormente, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com função polinomial quadrática, a fim de verificar se a relação entre as variáveis apresentava uma tendência linear ou não linear. Para os dados de riqueza, a família de distribuição de erros utilizada na construção dos GLMs foi Poisson. Para o índice de Shannon-Wiener e índice de equidade de Pielou, usamos a distribuição gaussiana.

Para detectar os pontos de mudança das espécies e dos atributos funcionais dentro do gradiente de clorofila, foi utilizado a análise do táxon indicador de limiar (*Threshold Indicator Taxa Analysis* – TITAN). Para parte taxonômica do TITAN foram utilizadas uma matriz taxonômica (biomassa das espécies) e uma matriz com a produtividade. Para a parte funcional, primeiro foi feita uma análise de média ponderada (CWM – *Community Weighed Means*), essa

CWM foi feita a partir de uma matriz taxonômica (com a biomassa das espécies presentes nos reservatórios) e uma matriz com os atributos funcionais das espécies. A matriz originada da CWM foi utilizada no TITAN, junto com uma matriz com a clorofila (medida da produtividade) do ambiente.

Seguindo as orientações, espécies que apresentarem presença em menos de 3 locais ao longo do gradiente de clorofila serão retirados para remover os outliers que representem uma tendência potencial (Baker e King, 2010). Com o intuito de diminuir a influência de espécies altamente abundantes nas pontuações do IndVal foi remodelados os dados de abundância (logaritmização), por meio da função “decostand” método “log”. Além disso, foi efetuado 500 replicações de bootstrap para gerar pureza e confiabilidade da taxa de indicador do limiar individual, e estabelecido uma pureza de 0,95 e confiabilidade de 0,95 para considerar significativamente associado ao baixo ou alto nível de produtividade (Baker e King, 2010).

Também foram construídas curvas de rarefação para avaliar a suficiência amostral e verificar se a maioria das espécies foi amostrada. As curvas foram construídas com base na presença ou ausência das espécies (Gotelli e Colwell, 2001), em função do número de parcelas amostradas e do número de indivíduos por parcela. Todas as análises estatísticas foram realizadas considerando um nível de significância de $p < 0,05$ e feitas no software R v. 4.2.1 (R Core Team, 2022).

3. Resultados

3.1 Produtividade

A produtividade variou entre 0.48 (clorofila - $\mu\text{g L}^{-1}$) para o reservatório de São Francisco a 175.06 (clorofila - $\mu\text{g L}^{-1}$) para o reservatório de Gavião. O valor médio da produtividade foi de 9.35 ± 29.25 (clorofila - $\mu\text{g L}^{-1}$).

3.2 Estrutura da comunidade zooplânctônica

Foram identificadas um total de 120 espécies, distribuídas em três grupos taxonômicos: rotíferos (58), cladóceros (44), e copépodes (18). O grupo de maior biomassa foram os rotíferos ($7.895 \times 10^{13} \mu\text{g C m}^{-3}$) sendo a espécie *Filinia opoliensis* a de maior biomassa ($5.56 \times 10^{13} \mu\text{g C m}^{-3}$). Em relação aos atributos funcionais do zooplâncton, os atributos mais presentes foram: tipo de habitat: litorâneo (60 espécies), forma de obter alimento: suspensívoro (51), tipo de alimentação: herbívoro (92), tempo de vida: curto (93), tipo de reprodução: assexuada (94), e por fim, a resposta ao escape do predador: sem escape (54). As curvas de rarefação chegaram

próximas à assíntota (Fig.1) indicando boa representatividade da riqueza real dos reservatórios estudados.

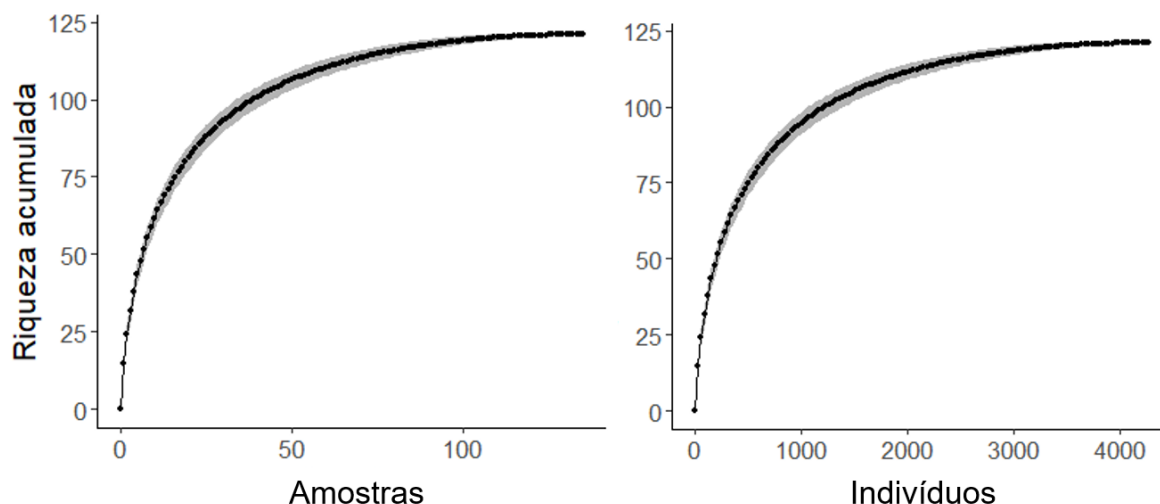


Fig. 1. Curvas de rarefação de riqueza de espécies. A curva à esquerda representa a riqueza acumulada em função do número de amostras coletadas, enquanto a curva à direita mostra a riqueza acumulada em relação ao número de indivíduos. A linha preta representa a média da riqueza acumulada, e as áreas sombreadas indicam o intervalo de confiança em torno da média.

3.3 Relação produtividade-diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica

Para o zooplâncton total, a riqueza e o índice de equidade de pielou responderam de forma significativa a produtividade, sendo essa relação linear negativa para riqueza (GLM: $p=0,03$) e linear positiva para Pielou (GLM: $p=0,006$) (Fig. 2, A e C). Quando analisado por grupo taxonômico, os rotíferos e os copépodes não responderam de forma significativa a produtividade. Para os cladóceros, todos os índices responderam significativamente a influência da produtividade (Fig. 2 G, H e I), sendo essas relações lineares negativas.

Para os índices de diversidade funcional da comunidade zooplanctônica total, a FRic e FEve não responderam significativamente a produtividade (Fig.3 A e B respectivamente), já a divergência funcional (FDiv) respondeu significativamente, estabelecendo uma relação unimodal com a produtividade (GLM: $p=0.009$) (Fig. 3 C). Quando avaliado por grupo

taxonômico, nenhum índice dos grupos analisados (rotíferos, cladóceros e copépodes) respondeu significativamente a produtividade (Fig. 3 D a L).

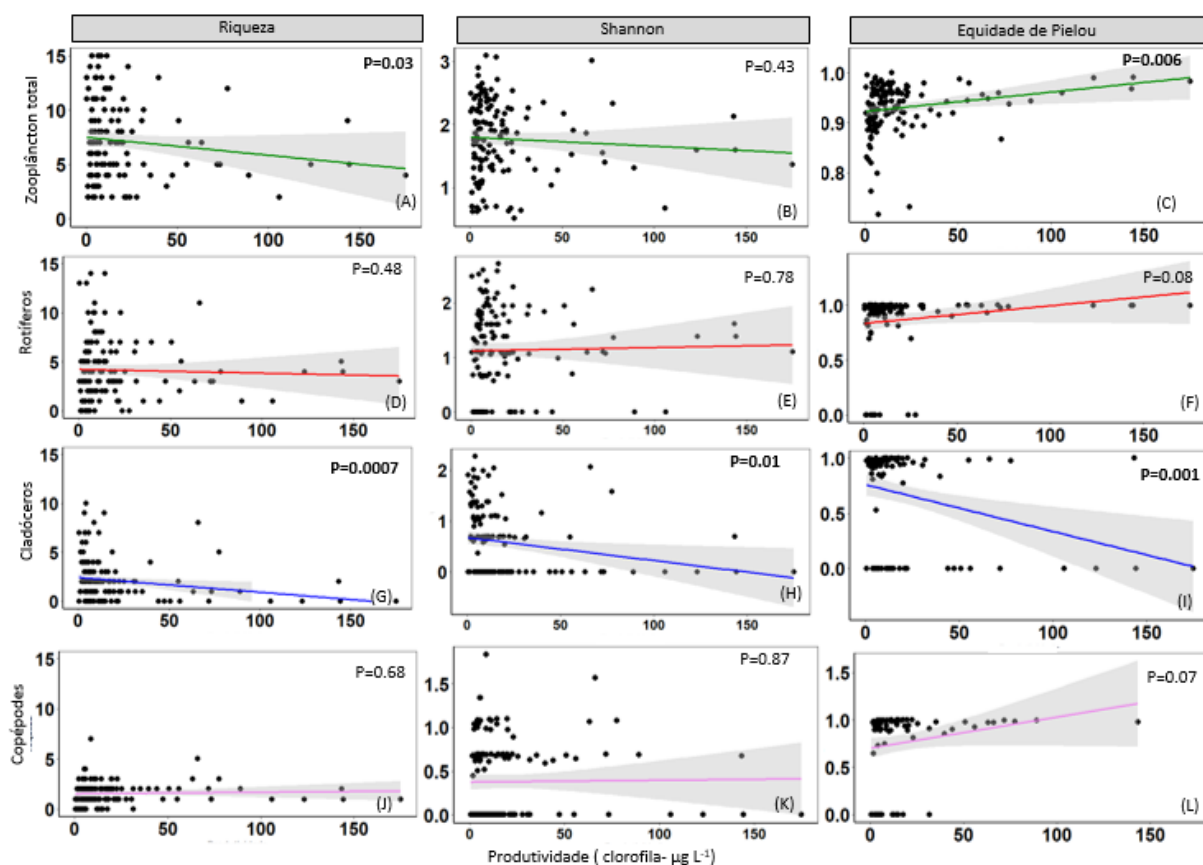


Figura 2. Regressão linear ou quadrática da relação da produtividade com a diversidade taxonômica da comunidade zooplanctônica. Zooplâncton Total (A, B e C) e por grupo taxonômico: Rotíferos (D, E e F), Cladóceros (G, H e I) e Copépodes (J, K e L) a produtividade. O modelo de regressão selecionado tanto para o zooplâncton total quanto por grupo foi o modelo linear. Os resultados significativos estão em negrito.

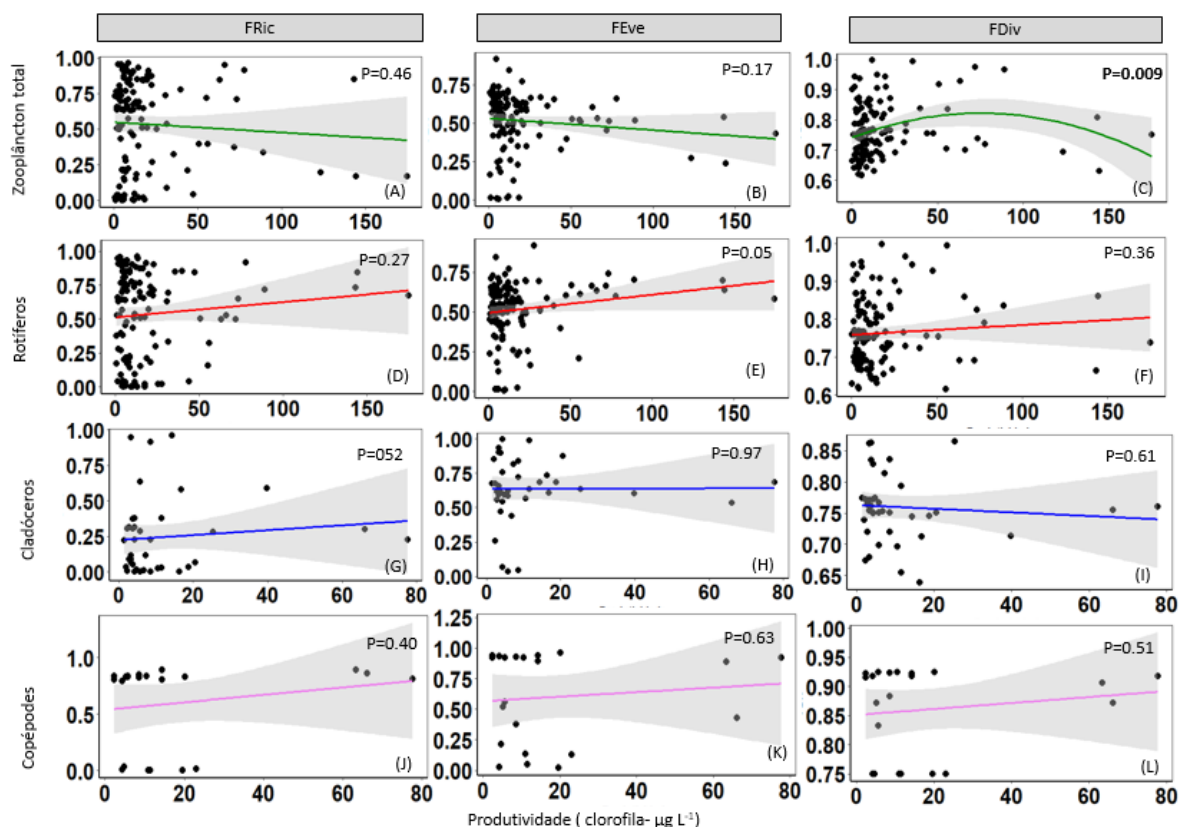


Figura 3. Regressão linear ou quadrática da comunidade zooplanctônica: zooplâncton total (A, B, C), Rotíferos (D, E, F), Cladóceros (G, H, I) e Copépodes (J, K, L) a produtividade. Foram avaliadas a relação entre a Riqueza Funcional (FRic), Equitabilidade Funcional (FEve) e Divergência Funcional (FDiv) e a produtividade. O modelo de regressão selecionado para a Divergência funcional do zooplâncton total foi o quadrático. Os demais foram relações lineares. Os resultados significativos estão em negrito.

Para a análise de TITAN (Fig. 4) foram identificados valores significativos para as três espécies do grupo dos cladóceros, sendo elas: *Ephemeroporus hybridus* com limiar de 40,70 (IndVal), *Chydorus eurynotus* limiar de 33,94 (IndVal) e *Macrothrix triserialis* limiar de 27,29 (IndVal), e para o rotífero *Filinia pejeri* limiar de 15,91 (IndVal). Sendo essas espécies pertencentes ao grupo associado negativamente ao aumento do gradiente de produtividade. Já a espécie de copepoda *Thermocyclops decipiens*, teve uma associação positiva ao gradiente de produtividade, com limiar de 29,82 (IndVal). Para os atributos funcionais, nenhum atributo se relacionou com o gradiente de produtividade.

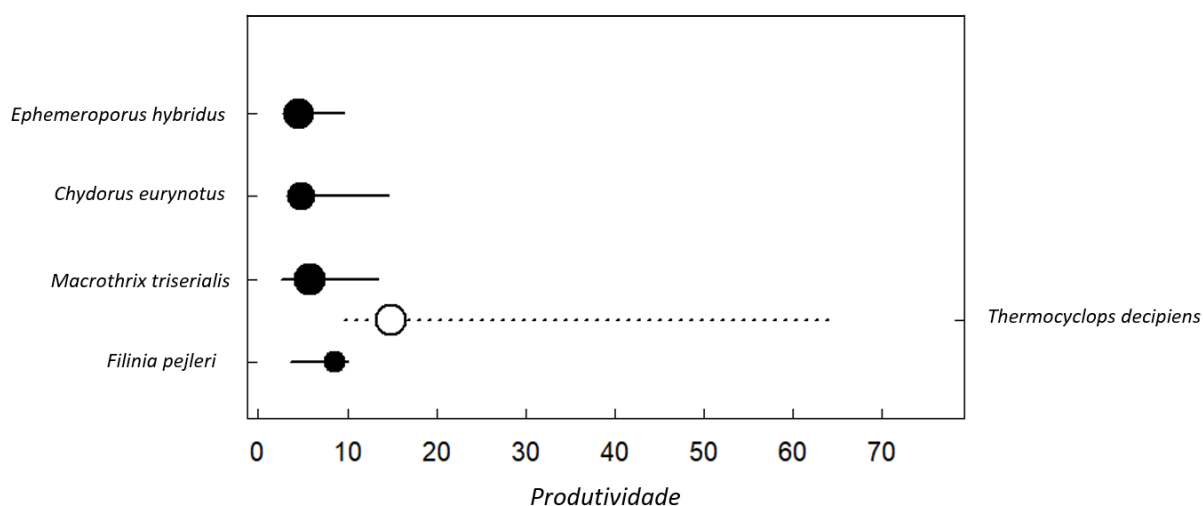


Figura 4. Espécies indicadoras significativas identificadas pelo TITAN em resposta ao gradiente de produtividade. A magnitude dos pontos de mudança é representada por círculos preenchidos, sendo o fechado referente a espécies indicadoras do baixo valor (z-) e aberto para alto gradiente de produtividade (z+) e são dimensionados em proporção (tamanho dos círculos). Dentro do painel, as linhas horizontais cruzando cada círculo são os 5º e 95º quartis da distribuição bootstrap de pontos de mudança para cada táxon (linhas de confiança ou variabilidade dos pontos de mudança).

4. Discussão

A produtividade em nosso estudo apresentou uma ampla variação de valores, com médias que indicam uma alta heterogeneidade entre os reservatórios analisados. Estudos anteriores em reservatórios tropicais também evidenciam essa variação, influenciada por fatores como disponibilidade de nutrientes, tempo de retenção da água e intensidade da eutrofização (Huszar et al., 2006; Barbosa et al., 2012; Becker et al., 2016). Esses valores sugerem que os reservatórios estudados apresentam diferentes níveis de produtividade, impactando a estrutura da comunidade zooplancônica de diferentes maneiras.

Nossa primeira hipótese, de que a diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica apresentaria um padrão linear negativo com a produtividade, foi parcialmente confirmada. Quando analisado o zooplâncton total, sem separação por grupo, observamos que a riqueza apresentou uma relação linear negativa, enquanto o índice de equidade de Pielou teve uma relação linear positiva com a produtividade. Esses resultados sugerem que o aumento da produtividade, que em nossos ambientes está relacionada a associações de florações perenes e muitas

vezes tóxicas de cianobactérias (Bittencourt-Oliveira et al., 2014; Lorenzi et al., 2019; Moura et al., 2018), pode levar à perda de espécies sensíveis a essas condições, reduzindo a riqueza (Amorim, 2021). Por outro lado, a equidade positiva indica que, apesar da redução na riqueza, a distribuição das espécies nos reservatórios estudados permanece relativamente uniforme.

Para o grupo dos rotíferos, observamos um alto número de indivíduos, o que já é amplamente relatado na literatura, pois são organismos de rápida reprodução, curto ciclo de vida e grande adaptabilidade ambiental, consumindo uma ampla variedade de alimentos (Allan, 1976). Sendo considerados onívoros, por consumirem micropartículas orgânicas, microalgas de pequeno porte e bactérias (Arndt, 1993; Branco e Senna, 1996; Bonecker e Aoyagui, 2005). No entanto, apesar de sua ampla distribuição, os rotíferos não apresentaram resposta significativa a produtividade, com exceção da espécie *Filinia pejeri*, que foi negativamente associada ao aumento da produtividade, conforme apontado pela análise TITAN. Essa resposta indica que essa espécie tem uma maior sensibilidade a ambientes de alta produtividade, podendo ser mais vulnerável à presença de cianobactérias filamentosas que dominam esses ambientes.

Para os copépodes, a única resposta significativa à produtividade foi observada na espécie *Thermocyclops decipiens*, que apresentou associação positiva com o aumento da produtividade. Essa espécie é amplamente reconhecida como bioindicadora de ambientes eutrofizados (Landa et al., 2007; Perbiche-Neves et al., 2016), o que reforça a relação entre produtividade elevada e a dominância dessa espécie.

Os cladóceros apresentaram uma resposta negativa significativa de todos os índices analisados em relação à produtividade. Além disso, as espécies *Ephemeroporus hybridus*, *Chydorus eurynotus* e *Macrothrix triserialis* também apresentaram uma associação negativa com a produtividade, indicando que os cladóceros foram altamente impactados pelo aumento da produtividade. Essas espécies pertencentes as famílias Chydoridae e Macrothricidade tem como habito alimentar filtrar ou raspar alimentos (Fryer 1968, 1974). Então os hábitos alimentares dessas espécies e dos cladóceros além da preferência por ambientes oligotróficos (Nogueira, 2001; Sendacz et al., 2006; Parra et al., 2009) pode justificar esse grupo ter sido tão impactado pelo aumento da produtividade.

Isso porque nos nossos ambientes a uma redução da qualidade alimentar associada a florações de cianobactérias. Essas cianobactérias podem ser tóxicas e formar colônias ou filamentos que dificultam a filtração do alimento pelos cladóceros, levando à mortalidade (Brito et al., 2011). Embora os cladóceros sejam capazes de selecionar o alimento com base no tamanho

e características do fitoplâncton (Alves, 2011), eles não conseguem diferenciar células tóxicas e não tóxicas (DeMott & Moxter, 1991), tornando-os vulneráveis a ambientes dominados por cianobactérias (Jiang et al., 2013; Amorim & Moura, 2021). A relação entre cladóceros e cianobactérias pode variar regionalmente (Jeppesen et al., 2020), e, em ambientes tropicais, onde os cladóceros são menores, a dificuldade no forrageamento pode ser ainda maior.

Apesar de serem um grupo capaz de selecionar seu alimento por tamanho e por características do fitoplâncton (como presença de mucilagem, paredes celulares duras, colônias, longos, filamentos, etc.) (Alves, 2011), eles não são capazes de diferir células tóxicas e não tóxicas (DeMott & Moxter, 1991), fazendo com que essa alta abundância de cianobactérias e toxinas prejudiquem esse grupo (Jiang et al., 2013; Amorim e Moura, 2021). Além de que, essa relação entre cladóceros e cianobactérias pode variar de acordo com a região (Jeppesen et al., 2020), as espécies de ambientes tropicais possuem tamanhos menores, podendo ter uma maior dificuldade no forrageamento.

Para a diversidade funcional do zooplâncton total, o índice de divergência funcional (FDiv) foi o único a responder a produtividade, estabelecendo uma relação unimodal com a produtividade. O FDiv descreve a irregularidade na distribuição dos atributos funcionais dentro do espaço funcional da comunidade (Garnier et al., 2015). Esse padrão unimodal pode ser explicado pela grande heterogeneidade ambiental dos reservatórios estudados (70 reservatórios inseridos em climas distintos), possibilitando a coexistência de espécies com diferentes traços funcionais (Segóvia et al., 2015; Bomfim et al., 2018; Sodré & Bozelli, 2019).

Quando analisada por grupo, apenas os rotíferos apresentaram uma resposta significativa a produtividade, com uma relação negativa entre sua riqueza funcional e a produtividade, como havíamos hipotetizado. Isso indica que, com o aumento da produtividade, há uma redução da riqueza funcional dos rotíferos, sugerindo uma limitação das funções ecológicas desempenhadas por esse grupo (Ger et al., 2014) pois apesar da alta produtividade, ela não é completamente utilizada pelos rotíferos.

Isso pode se dar pela dominância de algumas espécies desse grupo, levando a uma redução na variedade de funções desempenhadas por esses organismos no ecossistema como observado por Sendacz et al. (2006), nesse estudo o autor compara a abundância e biomassa zooplanctônica em reservatórios de diferentes graus tróficos. Em nosso estudo, houve dominância da família Brachionidae, sendo observado dominância de três espécies. A dominância de espécies das famílias Brachionidae tem sido observada em rios e lagos tropicais

(Serafim-Júnior et al., 2003). Sendo até utilizadas como bioindicadoras do processo de eutrofização (Gannon & Stemberger, 1978; Sládecek, 1983; Pontin & Langley, 1993).

5. Conclusão

O presente estudo fornece uma visão abrangente sobre diversidade da comunidade zooplanctônica e sua relação com a produtividade em reservatórios tropicais. Estes achados destacam a importância de considerar a heterogeneidade taxonômica e funcional ao avaliar a resposta da comunidade zooplanctônica à produtividade, fornecendo informações de como a diversidade responde a essa produtividade.

6. Referências

- Allan, JD. 1976. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*. 110(971):165-180. <https://doi.org/10.1086/283056>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6), 711-728.
- Amorim, C.A., Moura, A.N., 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Sci. Total Environ.* 758, 143605 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>.
- Aranguren-Riaño, N. J., Guisande, C., Shurin, J. B., Jones, N. T., Barreiro, A., & Duque, S. R. 2018. Amino acid composition reveals functional diversity of zooplankton in tropical lakes related to geography, taxonomy and productivity
- Azevedo, F.; Dias, J. D.; Braghin, L. S. M. & Bonecker, C. C. 2012. Length-weight regressions of the microcrustacean species from a tropical floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(1):1-11.
- Barton, Andrew D. et al. 2013. The biogeography of marine plankton traits. *Ecology letters*, v. 16, n. 4, p. 522-534.
- Bittencourt-Oliveira, M.C.D., PICCIN-SANTOS, V. M., A. N., ARAGÃO-TAVARES, N. K., & Cordeiro-Araújo, M. K. 2014. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 297-310. *Oecologia*, 187, 719-730.
- Bomfim FF, Braghin LSM, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA. 2018. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. *Int Rev Hydrobiol.* 103(1–2):26–34. <https://doi.org/10.1002/iroh.201701923>
- Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Rossa, D. C. (2001). The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia*, 453, 375-384.
- Borics, Gábor, et al. 2020. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. *Hydrobiologia*, 1-23.
- Bottrell, H.H., Ducan, A., Gliwicz, Z., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T.A., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24, 419-456.

Bouvy, M., Pagano, M., & Troussellier, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25(3), 215-227.

Braghin, L. D. S. M., Almeida, B. D. A., Amaral, D. C., Canella, T. F., Gimenez, B. C. G., & Bonecker, C. C. 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63(7), 721-730.

Brun, P., Payne, M. R., & Kiørboe, T. 2016. Trait biogeography of marine copepods—an analysis across scales. *Ecology Letters*, 19(12), 1403-1413.

Cardinale B.J., Srivastava D.S., Duffy J.E., Wright J.P., Downing A.L., Sankaran M., Jouseau C. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443: 989–992.

Cardinale, B. J., Bennett, D. M., Nelson, C. E., & Gross, K. (2009). Does productivity drive diversity or vice versa? A test of the multivariate productivity–diversity hypothesis in streams. *Ecology*, 90(5), 1227-1241.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989–992.

Castilho-Noll, Maria Stela Maioli et al. 2023. A review of 121 years of studies on the freshwater zooplankton of Brazil. *Limnologica*, p. 126057.

Chase, Jonathan M.; Ryberg, Wade A. 2004. Connectivity, scale-dependence, and the productivity–diversity relationship. *Ecology Letters*, v. 7, n. 8, p. 676-683.

de Esteves, F. A. (2011). *Fundamentos de limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.

De-Carli, B.P., De Albuquerque, F.P., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M., 2018. Zooplankton community and their relationship with water quality in São Paulo State reservoirs. *Iheringia-Serie Zoologia*.

Diniz, LP, Braghin, LDSM, Pinheiro, TSA, Melo, PAMDC, Bonecker, CC, & Melo Junior, MD (2021). O filtro ambiental impulsiona a diversidade β taxonômica e funcional do zooplâncton em lagos tropicais rasos. *Hydrobiologia*, 848, 1881-1895.

Duré, G. A. V., Simões, N. R., Braghin, L. D. S. M., & Ribeiro, S. M. M. S. (2021). Effect of eutrophication on the functional diversity of zooplankton in shallow ponds in Northeast Brazil. *Journal of Plankton Research*, 43(6), 894-907.

Elmoor-Loureiro, L.M.A., 1997. *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*. Universo. UCB.

Francisco, P.R.M., Soares, J.F., Silva, A.R., 2015. Classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física* 8 (4), 1006-1016.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Plath, K., Codd, G. A., & Lampert, W. (2004). Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulicaria*. *Limnology and Oceanography*, 49(3), 666-679.

Haney, J. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1987, 21(3), 467-475.

Hébert, M.P., Beisner, B.E., Maranger, R., 2017. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, 39(1), 3-12.

Heneghan, R.F., Everett, J.D., Blanchard, J.L., Richardson, A.J. Zooplankton are not fish: improving zooplankton realism in size-spectrum models mediates energy transfer in food webs. *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00201> (2016).

Hoffmann, M.D., Dodson, S.I., 2005. Land use, primary productivity, and lake area as descriptors of zooplankton diversity. *Ecology* 86 (1), 255-261.

IPBES, 2019. Relatório de Avaliação Global sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos da Política Científica Intergovernamental Plataforma sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos.

Irigoien, X., Huisman, J., Harris, R.P. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature*, v. 429, n. 6994, p. 863-867, 2004.

Jeppesen, E. (2005). Lake Restoration and Biomanipulation in Temperate Lakes: Relevance for Subtropical and Tropical Lakes: 5 and Flavio Scasso3. In *Restoration and management of tropical eutrophic lakes* (pp. 365-384). CRC Press.

Koppen, W. (1936). Das geographische System de Klimate. *Handbuch der klimatologie*.

Korhonen, J.J., Wang, J., Soininen, J., 2011. Productivity-Diversity Relationships in Lake Plankton Communities. *PLoS ONE* 6(8): e22041.

Koste, W., 1978. Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. *Überordnung Monogonta*. Gebrüder Borntraeger.

Krebs, C.J., 2014. *Ecological methodology*. Third edition. London: Addison Wesley Longman.

Lacerot, G., Kruk, C., LUeRLING, M. I. Q. U. E. L., & Scheffer, M. (2013). The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *Freshwater Biology*, 58(3), 494-503.

Laliberté E, Legendre P, Shipley B. 2015. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version. 1. 0-12.

Landa, G. G., Barbosa, F. A. R., Rietzler, A. C., & Maia-Barbosa, P. M. (2007). *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929)(Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 695-705.

Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. Maringá. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>

FRYER, G. 1968. Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B 254**: 221-385.

FRYER, G. 1974. Evolution and adaptive radiation in the Macrothricidae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London (B) 269**: 137-274.

Litchman, E., Ohman, M.D., Kjørboe, T., 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research* 35, 473–484.

Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12 (2), 343-346.

Lorenzi, A.S., Chia, M.A., Lopes, F.A.C., Silva, G.G.Z., Edwards, R.A., Bittencourt-Oliveira, M.D.C., 2019. Cyanobacterial biodiversity of semiarid public drinking water supply reservoirs assessed via next-generation DNA sequencing technology. *Journal of microbiology*, 57, 450-460.

Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111 (1), 112-118.

Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., ... & Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity?. *Ecology*, 82(9), 2381-2396.

Müller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Liston, A.M., Goldman, C.R., 2000. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 403(6765), 74-77. <http://dx.doi.org/10.1038/47469> PMID:10638754.

Pace, M.L., Orcutt, J.D., 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustacean in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography* 26, 822-830.

Paerl, H. W., & Barnard, M. A. (2020). Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Moving targets in a human-and climatically-altered world. *Harmful Algae*, 96, 101845.

Perbiche-Neves, G., Saito, V. S., Previattelli, D., Da Rocha, C. E., & Nogueira, M. G. (2016). Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents?. *Ecological Indicators*, 70, 340-347.

Perbiche-Neves, G.; Boxshall, G. A.; Previattelli, D.; Nogueira, M. G. & Da Rocha, C. E. F. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys* 111(497):1-111.

Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144.

Pinel-Alloul, B., Patoine, A., Marty, J., 2021. Multi-scale and multi-system perspectives of zooplankton structure and function in Canadian freshwaters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 78, n. 10, p. 1543-1562.

Richards, F.A., Thompson, T.G., 1952. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis: II a spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. *J. Mar. Res.* 11 (2), 156-172.

Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Gregg, J.W., Lenton, T.M., Palomo, I., Eikelboom, J.A.J., et al. 2021. Scientists’ Warning of a Climate Emergency 2021. *BioScience* 71, 894–8.

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. *Archiv fur Hydrobiologie* 8, 71-77.

Segovia BT, Pereira DG, Bini LM, de Meira BR, Nishida VS, Lansac-Tôha FA, Velho LFM. 2015. The Role of Microorganisms in a Planktonic Food Web of a Floodplain Lake. *Microb Ecol.* 69(2):225–233. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0486-2>

Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.

Elmoor-Loureiro, L. (2007). Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paranã River Valley, Goiás, Brazil. *Revista brasileira de Zoologia*, 24, 344-352.

Silva, C.O., R Junior, A., Perbiche-Neves, G., Pinheiro, A.P., Lacerda, S.R., 2020. Low zooplankton richness indicating adverse drought and eutrophication conditions in a reservoir in northeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 110, e2020009.

Simões NR, Dias JD, Leal CM, de Souza Magalhães Braghin L, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC. 2013. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquat Sci.* 75(4):607–617. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0304-9>

Tillmanns, A.R., Wilson, A.E., Pick, F.R., Sarnelle, O., 2008. Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: Species-specific responses. *Fundam. Appl. Limnol.* 171: 285–295. doi:10.1127/1863-9135/2008/0171-0285.

Vereshchaka, A., et al. 2016. A novel approach reveals high zooplankton standing stock deep in the sea. *Biogeosciences*, v. 13, n. 22, p. 6261-6271.

Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.

Woolway, R. I., & Merchant, C. J. (2019). Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nature Geoscience*, 12(4), 271-276.

Zohary, T., Flaim, G., & Sommer, U. (2021). Temperature and the size of freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 848, 143-155.

KOSTE, W. New Rotifera from the River Murray, sudeste da Austrália, com uma revisão das espécies australianas de *Brachionus* e *Keratella*. **Marine and Freshwater Research** , v. 30, n. 2, p. 237-253, 1979.

Suplementar

Tabela 1. Dados dos reservatórios: classificação climática, localização, temperatura da água (Tágua), pH, turbidez (turb), oxigênio dissolvido(OD), sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade (Sal), Nitrito (Nitri), Nitrato (Nitra), Amônia (Am), PT (fósforo total), PSR, Chl-a.

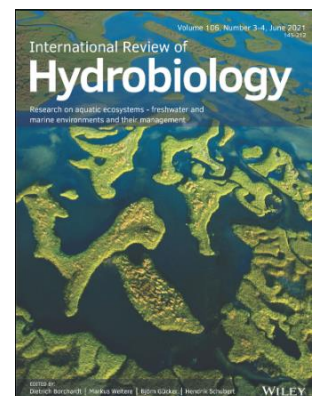
Reservatório	clima	Latitude	Longitude	Tágua	pH	Pr	CE	Turb	OD	STD	Sal	Nitri	Nitra	Am	PT	PSR	Chl
Acauã	AS1	-7.5197	-35.61211	27.3	8.4	162	1.8	49.7	6.6	1.2	0.9	5.6	33.9	21.9	700.3	653.0	71.9
Albino	AS2	-7.40237	-37.52651	25.5	8.5	184	0.2	0.1	2.9	0.1	0.1	13.4	49.7	78.3	53.7	8.0	4.3
Araçagi	AS1	-6.85209	-35.29432	26.9	7.4	253	0.8	0.2	4.4	0.5	0.4	22.4	569.3	19.0	267.0	238.0	1.9
Arcoverde	As2	-6.8924	-37.72167	26.4	8.3	236	0.2	4.5	NA	0.2	0.1	11.2	49.7	18.3	103.7	23.0	7.2
Baião	As2	-6.34471	-37.49614	25.0	8.5	130	0.4	39.5	NA	0.3	0.2	4.5	3.6	26.8	97.0	23.0	10.6
Bartolomeu	As2	-7.32144	-38.48264	24.3	8.0	228	0.3	0.0	0.7	0.2	0.2	4.5	18.2	19.0	97.0	73.0	3.4
Bichinhos	BSh	-7.74807	-36.31374	25.2	8.2	187	0.4	32.4	6.1	0.2	0.2	28.0	36.3	17.6	110.3	78.0	5.8
Bom Jesus	AS2	-7.45792	-37.64178	25.7	8.2	206	0.7	22.0	2.7	0.5	0.4	7.8	24.2	36.7	63.7	33.0	77.7
Boqueirão	BSh	-7.48613	-36.1398	25.0	8.4	169	0.3	5.5	6.4	0.2	0.2	3.4	13.3	16.2	107.0	48.0	7.2
Brejinho	AS1s	-7.132603	-35.627856	26.9	8.3	183	0.5	20.0	6.1	0.3	0.2	91.8	509.9	29.6	53.7	13.0	31.7
Cachoeira dos cegos	AS2	-7.09253	-37.61621	27.0	8.3	218	0.2	8.5	NA	0.1	0.1	6.7	24.2	21.9	107.0	53.0	8.6
Cachoeira dos Alves	AS2	-7.34291	-39.20438	27.7	7.8	229	0.2	0.0	1.9	0.1	0.1	23.5	38.8	31.0	70.3	43.0	4.8
Cafundó	AS2	-7.21557	-38.37331	26.2	8.0	221	0.1	6.2	5.2	0.1	0.1	30.2	36.3	21.9	43.7	28.0	16.3
Camalau	BSh	-7.88125	-36.62539	23.9	7.8	173	0.4	29.6	3.9	0.3	0.2	11.2	224.1	67.7	77.0	18.0	17.7
Camará (nova camará)	AS1	-7.0273	-35.74724	26.0	6.4	352	0.9	16.6	8.8	0.6	0.0	0.0	4.0	36.1	57.0	11.0	18.2
Campos	BSh	-6.48429	-35.3827	24.1	8.0	217	0.3	22.6	3.2	0.2	0.1	25.7	70.2	81.8	50.3	18.0	12.5
Canafístula II	AS1	-6.78776	-35.55181	28.7	6.9	260	0.3	7.3	9.7	0.2	0.0	0.0	16.9	34.8	27.0	7.7	5.8
Capivara	AS2	-6.57873	-38.42839	27.6	8.4	208	0.4	50.0	3.1	0.3	0.2	88.4	162.3	264.4	97.0	23.0	21.1
Capoeira	AS2	-7.16404	-37.40988	25.7	8.0	178	0.2	0.0	NA	0.1	0.1	3.4	31.5	19.7	83.7	58.0	0.0
Carneiro	AS2	-6.53542	-37.84004	27.6	8.1	235	0.3	22.3	NA	0.2	0.2	5.6	25.4	57.1	117.0	33.0	24.0
Chã dos pereira	AS1	-7.21142	-35.63284	26.8	8.2	181	1.6	14.0	6.7	1.0	0.8	6.7	30.3	15.5	653.7	878.0	7.2
Chupadouro	AS1	-7.165784	-35.69176	25.1	8.0	172	0.4	17.0	5.5	0.3	0.2	36.9	42.4	64.9	110.3	63.0	11.5

Cochos	AS2	-7.1862	-37.95452	30.0	8.4	224	0.2	0.0	7.1	0.2	0.0	0.0	5.4	24.8	25.0	16.0	2.4
Condado	AS2	-7.55951	-38.52963	25.9	8.4	212	0.3	33.0	0.5	0.2	0.1	28.0	37.5	16.9	43.7	13.0	1.9
Cordeiro	BSh	-7.79844	-36.66021	24.2	7.9	194	0.3	38.9	5.0	0.2	0.1	35.8	198.6	33.8	63.7	33.0	11.0
Coremas	AS2	-7.02362	-37.9496	27.8	8.2	238	0.2	0.5	NA	0.1	0.1	26.9	36.3	16.9	30.3	18.0	3.8
Engenheiro Ávidos	AS2	-6.98471	-38.45275	31.1	8.1	240	0.2	3.1	7.5	0.2	0.0	0.0	28.3	48.0	55.0	21.0	4.8
Farinha	BSh	-7.0783	-37.2458	26.4	8.3	241	0.3	12.5	NA	0.2	0.1	6.7	7.3	18.3	147.0	93.0	10.1
Frutuoso	AS2	-7.11604	-38.19144	31.3	6.8	296	0.27	5.5	8.2	0.1	0.1	0.32	8.2	33.4	33	22.7	3.3
Gavião	AS1	-7.35012	-35.78319	26.4	8.3	176	1.5	48.0	5.3	1.0	0.8	48.1	60.6	22.6	383.7	28.0	73.4
Jenipapeiro	AS2	-7.32509	-37.75864	28.4	8.6	209	0.6	45.3	0.7	0.4	0.3	23.5	38.8	18.3	43.7	23.0	13.4
Gloria	AS2	-7.51491	-37.64064	26.7	8.7	172	0.6	11.8	2.7	0.4	0.4	2.2	13.3	24.7	40.3	13.0	5.8
Gurjão	BSh	-7.2458	-36.49502	24.1	8.9	199	0.3	65.9	3.5	0.2	0.2	17.9	161.1	23.3	160.3	63.0	6.2
Jandaia	AS1	-6.7186	-35.73177	28.7	6.6	273	1.6	62.9	7.3	1.0	0.1	4.7	119.7	117.5	61.0	16.0	27.8
Jangada	AS1	-6.81889	-35.11802	26.6	7.9	195	0.1	1.0	5.2	0.1	0.0	15.7	293.1	37.4	17.0	3.0	5.8
Jatobá I	BSh	-7.05557	-37.26511	26.4	8.3	236	0.2	4.5	NA	0.2	0.1	4.5	81.1	21.9	70.3	18.0	4.8
Jatobá II	AS2	-7.63184	-37.88753	25.5	8.3	196	0.5	20	2.3	0.3	0.3	39.1	96.8	26.0	53.6	8.0	3.8
Jeremias	BSh	-7.28294	-37.09868	24.1	8.6	139	0.3	0.5	1.3	0.2	0.1	23.5	35.1	19.7	57.0	28.0	1.9
José Americo	BSh	-6.79783	-36.97344	26.8	8.3	234	1.0	24.2	NA	0.7	0.5	6.7	12.1	25.4	50.3	23.0	3.4
Junco	BSh	-6.86384	-36.91712	25.3	8.4	214	0.8	56.5	NA	0.5	0.4	11.2	21.8	21.2	47.0	18.0	6.2
Lagoa do arroz	AS2	-6.871776	-38.580259	26.1	8.1	165	0.3	15.0	NA	0.2	0.1	2.2	13.3	21.9	93.7	58.0	2.9
Lagoa do matias	AS1	-6.76683	-35.57817	26.8	6.3	373	0.2	0.0	5.0	0.1	0.0	0.0	18.3	29.8	49.0	17.7	20.1
Nascença	AS1	-6.62054	-35.2442	26.8	8.4	90	0.1	2.1	0.9	0.1	0.1	12.3	220.4	22.6	47.0	8.0	5.3
Natuba	AS1	-7.64116	-35.54935	24.8	8.3	187	0.1	0.4	5.3	0.1	0.1	6.7	140.5	26.8	47.0	13.0	1.0
Olho d'água	AS1	-6.59412	-35.27654	25.4	7.5	91	0.2	16.5	2.4	0.1	0.1	14.6	48.4	57.8	47.0	18.0	6.7
Paraíso de S. Francisco	AS2	-6.60693	-38.10211	29.0	8.2	222	0.2	39.5	0.4	0.1	0.1	4.5	10.9	22.6	90.3	13.0	12.9
Pendurão	BSh	-7.88138	-36.62502	26.0	8.0	187	0.3	37.2	5.4	0.2	0.1	19.0	37.5	40.9	77.0	33.0	7.7
Pereiros	AS2	-7.26546	-38.52497	30.5	7.7	271	0.3	0.0	8.6	0.2	0.0	0.0	25.4	35.7	15.0	9.3	1.9
Pimenta	AS2	-7.2509	-38.30119	24.9	7.82	232	0.3	0	3.3	3.3	0.1	7.8	14.5	41.6	73.6	53	3.84

Poções	BSh	-7.89357	-37.00362	25.6	8.1	217	0.4	24.6	3.5	0.3	0.2	3.4	2.4	15.5	293.7	308.0	16.8
Poleiros	BSh	-6.7264	-36.06706	25.4	6.8	283	2.1	65.0	6.6	1.4	0.1	0.0	8.3	30.2	51.0	16.0	12.0
Queimados	AS2	-7.39381	-37.96996	28.0	8.1	223	0.2	6.3	0.9	0.1	0.1	2.2	10.9	16.2	87.0	63.0	5.3
Riacho_das_mocas	BSh	-6.90212	-37.90770	25.3	8.5	175	0.3	3.7	4.4	0.2	0.2	5.6	18.2	29.6	33.7	8.0	8.6
Riacho_dos_cavalos	AS2	-6.37039	-37.69302	28.2	8.0	238	0.4	16.9	NA	0.2	0.2	2.2	9.7	18.3	137.0	98.0	14.4
Riacho_dos_ferros	AS2	-6.35002	-37.50005	27.2	8.2	223	0.6	24.5	NA	0.4	0.3	3.4	0.1	21.2	183.7	68.0	21.1
Salgado_de_sao_felix	AS1	-7.36131	-35.48567	27.0	7.1	267	3.2	3.8	8.8	2.0	0.2	-0.3	6.9	14.8	247.0	137.7	11.5
Sao_domingos_cariri	BSh	-7.62797	-36.44421	25.8	7.8	234	1.6	0.2	3.5	1.0	0.8	5.6	10.9	38.1	87.0	33.0	8.6
Sao_francisco	BSh	-7.28291	-37.09877	24.3	8.3	180	0.8	12.0	3.5	0.5	0.4	24.6	37.5	31.0	110.3	33.0	6.7
Sao_goncalo	AS2	-6.82346	-38.31893	30.2	7.7	291	0.2	10.0	8.4	0.2	0.0	-0.3	15.4	36.1	19.0	14.3	4.3
Sao_jose_I	AS2	-7.13072	-38.49883	27.9	8.2	246	0.2	30.7	NA	0.1	0.1	29.1	37.5	28.9	50.3	23.0	89.2
Sao_mamede	BSh	-6.92405	-37.06199	27.5	8.2	243	0.5	45.9	NA	0.3	0.2	7.8	9.7	24.7	137.0	23.0	19.7
Sao_salvador	AS1	-7.08593	-35.19175	25.4	7.8	237	0.5	36.5	5.6	0.3	0.2	4.5	35.1	19.0	67.0	8.0	47.5
Saulo_maia	AS1	-6.92126	-35.67451	29.7	6.6	297	0.5	0.5	6.4	0.3	0.0	0.0	9.7	38.9	13.0	6.0	3.4
Sindo_ribeiro	AS1	-7.05955	-35.70471	26.3	7.0	296	1.5	37.0	8.8	1.0	0.1	0.0	4.0	30.7	27.0	16.0	35.5
Sume	BSh	-7.67356	-36.89828	24.3	7.7	215	0.4	29.4	3.2	0.2	0.2	23.5	30.3	38.8	147.0	123.0	4.8
Taua	AS1	-6.54244	-35.32075	27.2	7.6	224	0.3	6.1	3.8	0.2	0.2	10.1	33.9	43.0	40.3	13.0	2.9
Tavares	AS2	-7.55290	-37.80060	26.3	8.6	189	0.5	0.0	2.7	0.3	0.2	12.3	155.0	28.2	20.3	18.0	2.4
Vazante	AS2	-7.42162	-38.36474	29.7	8.4	202	0.2	0.0	9.5	0.1	0.0	0.0	14.0	31.1	41.0	19.3	1.4
Veados	AS2	-6.69790	-36.98115	27.4	8.7	212	0.1	63.2	NA	0.1	0.1	2.2	12.1	20.4	160.3	53.0	16.8

6 ARTIGO II-

Artigo a ser submetido à revista:



Produtividade e Fatores Físicos e Químicos da água na Determinação da Diversidade
Zooplancônica em Reservatórios Tropicais sob Diferentes Climas

Camila Bezerra Amaral^a Juliana dos Santos Severiano^a, José Etham de Lucena Barbosa^a

^aÁrea de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB,

Rua Baraúnas, nº. 351, Universitário, 58.429-500, Campina Grande, PB, Brasil.

*Autor para correspondência: camilabezamaral@gmail.com

Resumo

O objetivo do estudo é determinar se a diversidade do zooplâncton em reservatórios tropicais é mais influenciada pela produtividade ou pelas variáveis físicas e químicas da água e como se dá a relação em diferentes tipos climáticos. Nossas hipóteses são (i) em reservatórios tropicais, a diversidade do zooplâncton é majoritariamente explicada pela produtividade, seguida das variáveis físicas e químicas da água, com uma contribuição maior dessas variáveis em climas de maior temperatura e menor precipitação do que em climas mais amenos; (ii) as variáveis físicas e químicas da água como volume, temperatura e nutrientes têm efeitos diretos positivos na produtividade e, tanto diretos quanto indiretos, na diversidade do zooplâncton, sendo esse efeito negativo. O estudo foi conduzido em reservatórios situados no Nordeste do Brasil. Como medida de produtividade utilizamos clorofila-a e índices de diversidade taxonômica e funcional para diversidade do zooplâncton. Os resultados demonstraram que o aumento da produtividade fitoplanctônica, principalmente no clima semiárido (BSh), foi o principal fator na estruturação da comunidade zooplancônica, explicando 18% da variação na diversidade funcional. O modelo de equações estruturais indicou que o fósforo total e a temperatura da água influenciaram positivamente a produtividade, enquanto a temperatura afetou negativamente a diversidade. Conclui-se que o incremento da produtividade, associado a maiores temperaturas e concentrações de fósforo, atua como um filtro ambiental seletivo em regiões semiáridas, reduzindo a diversidade funcional do zooplâncton. Portanto, o controle da produtividade, via gestão de nutrientes, é crucial para a conservação da biodiversidade zooplancônica nessas regiões vulneráveis.

Palavras-Chave: clorofila-a, eutrofização, qualidade da água.

1. Introdução

A diversidade do zooplâncton desempenha um papel fundamental na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, atuando como elo essencial entre os produtores primários, como o fitoplâncton, e os níveis tróficos superiores (Heneghan et al., 2016; Hébert et al., 2017; Declerck & De Senerpont Domis, 2023). Esses organismos contribuem significativamente para a manutenção da qualidade da água e para o equilíbrio ecológico dos sistemas aquáticos. Por serem sensíveis a alterações ambientais e responderem rapidamente a variações nas condições físicas e químicas, como mudanças na concentração de nutrientes e nas variações sazonais (Paquette et al., 2022; Bomfim et al., 2021; Xiong et al., 2016), o zooplâncton é conhecido como um ótimo bioindicador ambiental (Dodson et al., 2000; Vinebrooke et al., 2003).

A estrutura e a diversidade das comunidades zooplanctônicas são influenciadas direta e indiretamente por fatores como produtividade, características físicas e químicas da água e condições climáticas regionais. Entre os fatores ambientais mais relevantes, destaca-se a precipitação, que regula a disponibilidade e o volume de água nos reservatórios. Baixos índices pluviométricos tendem a reduzir o volume hídrico, aumentando a concentração de íons, nutrientes, salinidade e turbidez (Jeppesen et al., 2015; Brasil et al., 2020). Em contrapartida, períodos de alta precipitação promovem maior diluição, reduzindo a condutividade e a concentração de nutrientes, o que pode alterar a estrutura das comunidades zooplanctônicas (Schwind et al., 2017; Amorim, 2020). Outros fatores como temperatura, pH e material em suspensão também exercem forte influência sobre a riqueza, composição funcional e diversidade dessas comunidades (Branco et al., 2002; Duré et al., 2021).

Essas variações na estrutura dos reservatórios afetam o zooplâncton tanto direta quanto indiretamente. A diminuição do volume de água e o consequente aumento de nutrientes favorecem processos de eutrofização, criando condições propícias para o desenvolvimento de florações fitoplanctônicas (Bouvy et al., 2003; Câmara et al., 2009; Esteves, 2011 Brasil et al., 2016). Em reservatórios tropicais, esse aumento de produtividade está frequentemente associado à dominância de cianobactérias (Kosten et al., 2012; Meerhoff et al., 2012; Jeppesen et al., 2014; Bittencourt-Oliveira et al., 2014; Lorenzi et al., 2019; Moura et al., 2018). Essas florações, muitas vezes perenes e tóxicas, podem formar colônias ou filamentos envoltos por mucilagem, dificultando a ingestão e digestão pelo zooplâncton (Tillmanns et al., 2008; Yang, 2012) e apresentando baixo valor nutricional (Ghadouani et al., 2003). Assim, o fitoplâncton dominado por cianobactérias representa um recurso de baixa qualidade alimentar para o

zooplâncton, atuando como um filtro ecológico que limita a diversidade e o funcionamento dessa comunidade (Josué et al. 2019; Wilson et al., 2006; Müller-Navarra et al., 2000; Haney, 1987; Bouvy et al., 2001).

A magnitude desses efeitos pode variar conforme o regime climático. Em regiões semiáridas, por exemplo, as elevadas temperaturas, a baixa precipitação, o tempo de residência prolongado da água e o balanço hídrico negativo, somados às pressões antrópicas, tornam os reservatórios mais suscetíveis à eutrofização do que aqueles localizados em regiões úmidas (et al., 2012; Andrade et al., 2020; Braghin et al. 2021). Tais condições ambientais moldam as adaptações locais das populações e as interações entre os organismos, influenciando a estrutura e a diversidade das comunidades aquáticas (Boven & Brendonck, 2009; Incagnone et al., 2015; Sousa et al., 2008; Da Costa et al., 2016).

Por estarem em regiões mais suscetíveis, o estudo de reservatórios do Semiárido, como sua conservação e manejo sustentável tornam-se especialmente relevantes (Barbosa et al., 2012). Contudo, a maioria dos estudos sobre a comunidade zooplanctônica concentra-se em sistemas lacustres, marinhos ou de regiões temperadas (Korhonen et al., 2011; Irigoien et al., 2004; Vereshchaka et al., 2016; Aranguren-Riaño, 2018; Paquette et al., 2022), os quais apresentam dinâmicas ecológicas distintas das observadas em reservatórios tropicais (Eskinazi-Sant'Anna et al., 2013; Severiano et al., 2017; Esteves, 2011).

Diante desse contexto, os objetivos deste estudo são: (i) determinar se a diversidade do zooplâncton em reservatórios tropicais é mais fortemente influenciada pela produtividade ou pelas variáveis físico-químicas da água; e (ii) avaliar as relações entre variáveis ambientais, produtividade e diversidade do zooplâncton sob diferentes regimes climáticos. As hipóteses testadas são: (i) em reservatórios tropicais, a diversidade zooplanctônica é predominantemente explicada pela produtividade, seguida pelas variáveis físico-químicas da água, sendo esses efeitos mais intensos em climas quentes e de baixa precipitação; e (ii) variáveis como volume do reservatório, temperatura da água, precipitação e nutrientes exercem efeitos diretos positivos sobre a produtividade e efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade do zooplâncton, sendo este negativo.

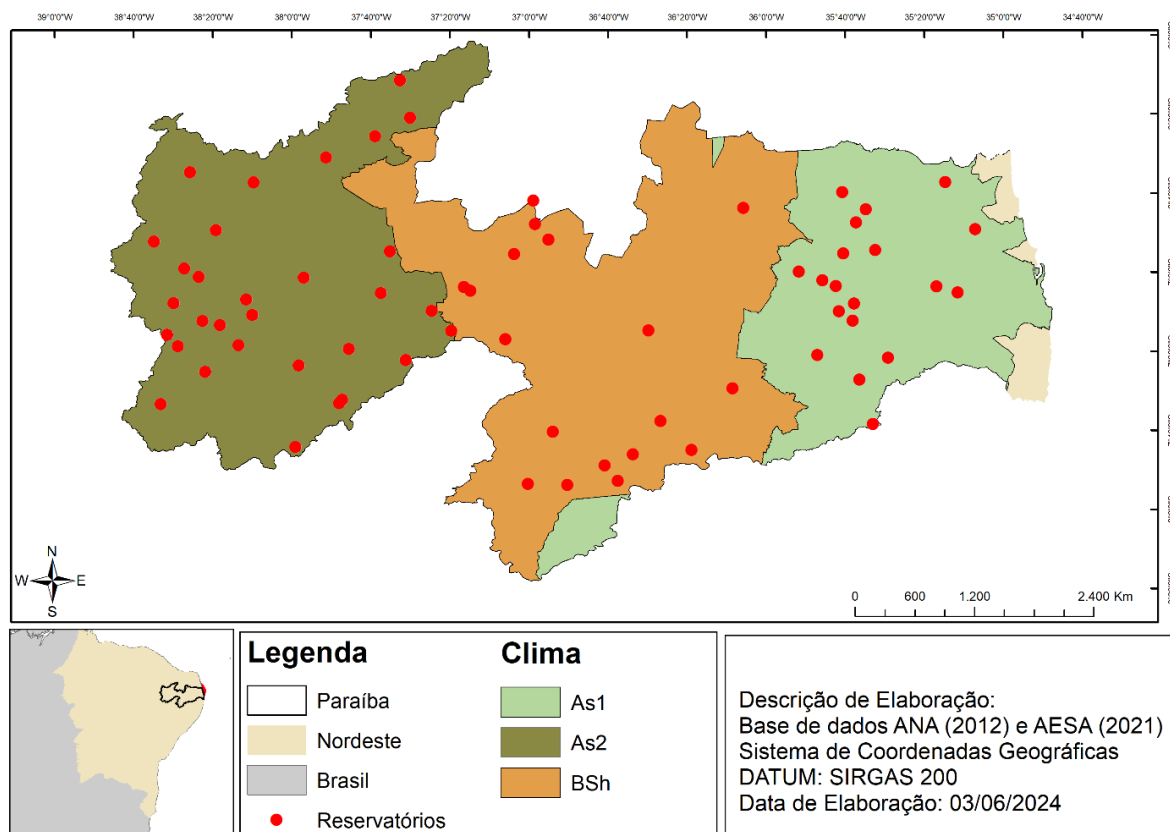
2. Material e métodos

2.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi conduzido em 70 reservatórios situados no estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (Figura 1). Esses reservatórios são utilizados predominantemente para o abastecimento público, além de desempenharem papéis importantes na irrigação, pesca, lazer e turismo regional (AESAs, 2021). O estado da Paraíba é conhecido por apresentar uma grande variabilidade espacial de precipitação, onde totais médios anuais variam de valores em torno dos 300mm em áreas do Cariri paraibano a superiores a 1700mm na faixa litorânea (Becker et al., 2011). De acordo com a classificação climática de Köppen (1936), atualizada por Alvarez (2013), a nossa área de estudo apresenta uma variação climática que inclui os tipos climáticos tropical AS, que dominam em sua maioria, as regiões parte do Litoral, Brejo, Agreste, em pequena faixa da região do Sertão e em toda a área do Alto Sertão. E o tipo climático Bsh que é predominante da área do Cariri/Curimataú e de boa parte da área do Sertão e o semiárido quente.

Como o clima As é separado territorialmente pelo BSh e as áreas formadas mostram diferença quando à temperatura e precipitação, assumimos em nosso estudo que esse clima é formada por dois subclimas: As1 e As2. O clima As1 é a parte que representa o Brejo, Agreste e Litoral com precipitações em torno de 900 a 1.800 mm, temperatura entre 19 a 30°C, com representatividade territorial de 29,8%; e, As2 é a parte do Alto Sertão com precipitações em torno de 700 a 900 mm, temperatura variando entre 18 e 28°C, representando 27,2 % de área territorial no estado da Paraíba. Já o clima BSh se estende por todo Planalto da Borborema (Alvares et al., 2013). Suas características gerais são baixa latitude e altitude, chuvas escassas, com precipitação anual menor que 800 mm e temperatura variando entre 19 e 29 °C (Francisco et al., 2015). Essa região é considerada um dos locais mais secos do Brasil, chegando a uma precipitação anual de cerca de 400mm no vale do rio paraíba (Guerra 1955).

Figura 1. Mapa da localização dos reservatórios do estudo no estado da Paraíba- Brasil.



Em nosso estudo, 31 reservatórios estão localizados no tipo climático AS2, 20 no AS1 e 19 no BSh. Amostragens foram realizadas em cada reservatório, entre agosto de 2019 e março de 2020. As amostragens foram coletadas em um ponto dos reservatórios (próximo ao barramento na região litorânea), em triplicata.

2.2 variáveis físicas e químicas da água

Foram mensurados *in situ* as variáveis ambientais temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), turbidez (UNT), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg. L^{-1}), e sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}), salinidade, potencial redox ($\mu\text{g L}^{-1}$) com auxílio da sonda multiparamétrica HORIBA© U-50. As amostras de nutrientes foram coletadas diretamente da água do reservatório, armazenadas em recipientes plásticos e preservadas em isopor com gelo para até chegada em laboratório, onde permaneceram congeladas até momento de análise. As análises de nutrientes como amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo reativo solúvel ($\mu\text{g L}^{-1}$), foram medidas de acordo com método *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O volume da água foi obtido

para cada reservatório na base de dados da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs), observando a data que foram realizadas as coletas.

2.3 Produtividade (Clorofila-a)

A concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi determinada através do método de extração do pigmento utilizando acetona a 90% (Lorenzen, 1967), mantendo a amostra protegida da luz, com subsequente medição das absorbâncias por espectrofotometria, conforme descrito por Richards e Thompson (1952). Em ecossistemas aquáticos, a clorofila-a é amplamente utilizada como indicador da produtividade primária, uma vez que é o principal pigmento fotossintético presente no fitoplâncton, considerado o principal recurso alimentar para o zooplâncton.

2.4 Zooplâncton

As amostras da comunidade zooplancônica foram coletadas por meio da filtragem de 100 L de água, utilizando uma rede de plâncton com malha de 45 μm . As amostras foram fixadas com formaldeído glicolado a 8%. Foram realizadas amostras qualitativas, os organismos foram identificados no nível taxonômico mais baixo possível com a ajuda de literatura específica (Koste e Voigt, 1978; Takako Matsumura-Tundisi, 1986; Elmoor-Loureiro, 1997; Ueda et al., 2003; Perbiche-Neves et al., 2015). Quando necessário, as amostras foram diluídas para facilitar a contagem de um mínimo de 100 indivíduos por subamostra. Análises integrais também foram realizadas quando o número mínimo de organismos não pôde ser alcançado. A densidade de organismos por amostra foi expressa em organismos por metro cúbico (org. m^{-3}).

A biomassa ($\mu\text{g C m}^{-3}$) foi calculada como o produto do peso individual médio ($\mu\text{g C ind.}^{-1}$) pela densidade (ind. m^{-3}). Para os Rotífera, o peso seco foi estimado a partir do biovolume (Ruttner-Kolisko, 1977), que foi convertido para peso úmido (106 μm^3 equivalem a 1 μg de peso úmido; Bottrell et al., 1976), e posteriormente transformado em peso seco [PS correspondendo a 10% do peso úmido, conforme Pace & Orcutt (1981)]. As medidas de comprimento, largura e altura foram obtidas para os rotíferos, e o comprimento corporal foi registrado para os microcrustáceos (Azevedo et al., 2012), com no mínimo 30 indivíduos medidos para os táxons mais abundantes. Em amostras com baixa densidade, todos os indivíduos presentes foram mensurados.

2.6 Métricas de diversidade: índices de riqueza e diversidade

Para diversidade taxonômica do zooplâncton nós utilizamos a riqueza de espécies (calculada com base na matriz de presença-absência) e para diversidade funcional foi utilizado o índice de riqueza funcional (FRic), ela mede o volume preenchido dentro do espaço funcional ocupado pelas espécies (Villéger et al., 2008), indicando como o espaço de nicho é potencialmente usado ou não (Schleuter et al. 2010). Esse é um dos índices de diversidade funcional mais utilizados em estudos, para calcular esses índices é utilizada uma tabela de atributos funcionais.

Neste estudo, os atributos funcionais do zooplâncton foram distribuídos em 19 categorias (Tabela 1). Eles foram selecionados seguindo o trabalho de Litchman *et al.* (2013). Nós utilizamos literatura especializada na área de diversidade funcional do zooplâncton para que fosse possível identificar à categoria funcional (estratégia alimentar, mobilidade, modo de reprodução, obtenção de alimento e tipo de desenvolvimento) que cada espécie correspondia (Tabela 1).

Tabela 1 - Atributos morfológicos, categorias, e suas respectivas respostas ecológicas usados para estimar os índices de diversidade funcional.

Atributos morfológicos	Categorias	Papel Ecológico
Comprimento médio do corpo	Média do corpo (μm)	Esta característica pode influenciar na produtividade secundária e na transferência energética (Litchman, Ohman, & Kjørboe, 2013).
Modo de reprodução	Assexuado Sexuado	Sobrevivência, capacidade de dispersão e distribuição. A reprodução pode indicar a condição do ambiente.
Forma de obtenção de alimento	Raptorial Filtrador Raspador Sugador Suspensívoro	Diferentes grupos e espécies diferem significativamente em suas proporções médias de nutrientes e exigências (Andersen & Hessen, 1991), afetando diferentemente a produtividade secundária e o ciclo de nutrientes
Resposta de fuga	Nenhum Baixo Médio Alto	A resposta de fuga é medida em níveis e descreve diferentes adaptações para evitar a predação. Esta característica pode ser afetada pela forma e tamanho do corpo (Dodson & Brooks, 1965), pela agilidade na natação e pela visibilidade de um predador (Zar, 1974).
Expectativa de vida	Curto Longo	Está relacionada com a duração do ciclo de vida. Rotíferos e cladóceros, por exemplo, têm ciclos de vida mais curtos e, portanto, desenvolvem grandes populações. Os copépodes, por sua vez, exibem ciclos de vida mais longos e menos gerações (Allan, 1976)
Tipo de <i>habitat</i>	Litorâneo Pelágico	O tipo de <i>habitat</i> define onde a espécie pode ser mais facilmente encontrada. Representa a participação de espécies na rede trófica, em que compartimento do ambiente a espécie contribui com a transferência energética e pode influenciar o ciclo de nutrientes.
Grupo trófico	Herbívoro Carnívoro Onívoro	Refere-se às preferências alimentares.

2.7 Análise dos dados

Para avaliar diferenças na estrutura da comunidade zooplanctônica entre os climas (AS1, AS2 e BSh), foi feita uma NMDS (*nonmetric multidimensional scaling*) para composição taxonômica, utilizando a distância de Bray-Curtis (matriz de biomassa). A composição funcional foi avaliada por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA), (matriz de CWM). Antes da PCA, os traços funcionais contínuos foram padronizados, em ambos os casos, a significância das diferenças entre climas foi testada por meio de uma **PERMANOVA** com 999 permutações.

Para determinar a importância relativa da produtividade e variáveis físicas e químicas da água e de suas interações na explicação dos padrões de organização das dimensões taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica, foram realizadas análises de partição de variância (*Variance partition*) para cada clima. Para os grupos de preditores também foi calculado a multicolinearidade pelo VIF, e posteriormente foram montadas duas matrizes ambientais preditoras: (1) variáveis físicas e químicas da água – VFQ e (2) produtividade. E duas matrizes resposta (1) taxonômica (matriz de composição, preenchida com biomassa) e (2) funcional com as características funcionais (categóricos e contínuos). Para a matriz funcional, foi aplicada uma análise de média ponderada (CWM - *Community Weighed Means*) das características em relação a biomassa de todas as espécies presentes em cada unidade amostral por meio da função “functcomp”. Os valores resultantes da média ponderada foram empregues na partição da variância.

Após a montagem das matrizes, para a análise de Partição de variância foi utilizada a função ‘varpart’. Essa função é utilizada para decompor a variação total em um conjunto de dados em várias componentes explicadas por diferentes conjuntos de variáveis explicativas. Essa abordagem é útil para entender a contribuição relativa de diferentes grupos de variáveis na explicação da variabilidade observada em uma resposta. A relação entre as variáveis explicativas e variáveis respostas, assim como a significância dos componentes de variância foi realizada uma RDA e utilizada a função ‘anova.cca’. Por fim, utilizamos o diagrama de Venn para representar os valores de variação únicas e comum entre os preditores.

Para avaliar os efeitos diretos e indiretos das variáveis físicas e químicas da água na produtividade e diversidade do zooplâncton, assim os efeitos da produtividade na diversidade do zooplâncton nós usamos modelagem de equação estrutural (SEM). Esta análise permite avaliar os efeitos diretos e indiretos da variável preditora sobre a variável resposta

(Grace, 2006). Para isso, construímos um modelo estrutural (Fig. 2) onde iniciamos o teste dos efeitos das variáveis físicas e químicas e produtividade na diversidade. Como parâmetro de diversidade taxonômica nós utilizamos a riqueza, calculada através do pacote ‘*vegan*’ (Oksanen et al., 2019), enquanto para a diversidade funcional foi utilizada a Fric, calculada através do pacote ‘*FD*’ (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014).

A potencial multicolinearidade entre as variáveis preditoras foram testadas com o fator de Inflação da Variância ($VIF > 10$; Legendre e Legendre, 2012). O melhor modelo foi selecionado usando um procedimento *progressive* baseado em CFI (Akaike, 1974; Anderson, 2008), onde observamos os resultados dos testes de *directed separation* e do critério de Fisher-C (*C-Fisher*), e que novos caminhos poderiam ser adicionados ao modelo para melhorar o ajuste. Caminhos adicionais foram incluídos com base nos valores críticos mais altos, ajustando sucessivamente o modelo. No modelo selecionado, foram estimados a raiz do Erro Quadrático Médio de Aproximação (RMSEA), variância explicada (R^2) e o índice de ajuste comparativo (CFI). Tanto o CFI quanto a (RMSEA) foram utilizados para testar o quão bem o modelo esteve ajustado aos dados. A construção dos diagramas do SEM foram realizadas utilizando a função “Plot” no pacote “pieceWiseSEM”.

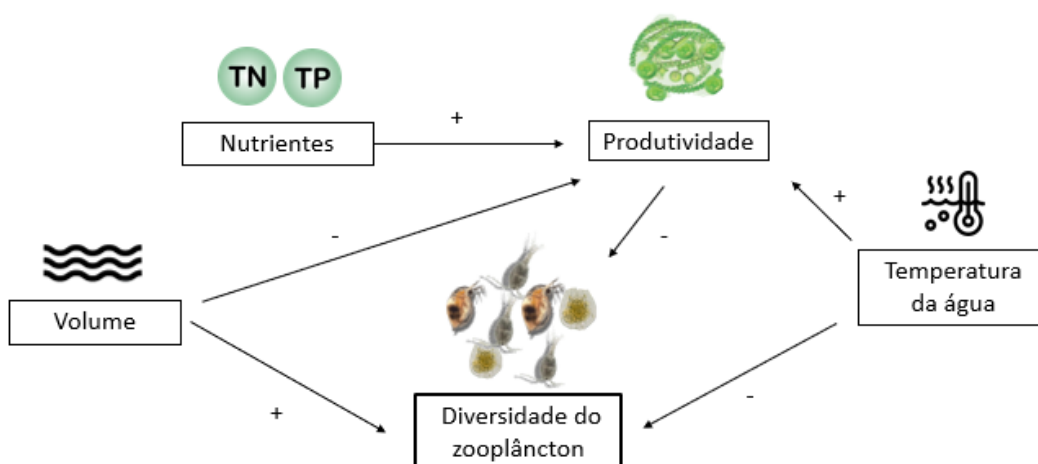


Figura 2. Modelo conceitual de equação estrutural (SEM) mostrando as relações diretas entre variáveis físicas e químicas da água, produtividade e diversidade do zooplâncton.

3. Resultados

3.1 Variações da produtividade e variáveis físicas e químicas da água

Foram observadas diferenças significativas entre os climas para algumas variáveis físicas e químicas da água (Kruskal–Wallis, $p < 0.05$). A condutividade elétrica (CE) foi maior em AS2 que em BSh ($p = 0,0268$), enquanto a produtividade (clorofila-a) foi mais alta em AS1 que em AS2 ($p = 0,0329$). Fósforo total (PT) seguiu uma tendência $AS1 > AS2 > BSh$ (PT: $p = 0,0004$; turbidez: $p = 0,0010$). O pH foi menor em AS1 que em BSh ($p = 0,0343$), e a temperatura da água foi maior em AS2 que em BSh ($p = 0,0008$).

3.2 Variação taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica nos diferentes climas

Foram identificadas um total de 165 espécies, distribuídas em três grupos taxonômicos: rotíferos (81), cladóceros (63), e copépodes (21). A biomassa (peso seco) zooplanctônica foi predominantemente composta por rotíferos, que apresentaram os maiores valores (26.008,14 $\mu\text{g DW L}^{-1}$), enquanto os cladóceros e copépodes tiveram menores contribuições, com 11.278,06 $\mu\text{g DW L}^{-1}$ e 3.557,74 $\mu\text{g DW L}^{-1}$, respectivamente. Em relação aos atributos funcionais do zooplâncton, os atributos mais presentes foram: tipo de habitat: litorâneo (59 espécies), forma de obter alimento: suspensívoro (50), tipo de alimentação: herbívoro (91), tempo de vida: curto (92), tipo de reprodução: assexuada (93), e por fim, a resposta ao escape do predador: sem escape (53).

Não foram observadas diferenças significativas na estrutura da comunidade zooplanctônica (taxonômica e funcional) para os diferentes climas, as análises NMDS (taxonômico) e PCA (funcional) mostraram uma **sobreposição na composição taxonômica e funcional**, não evidenciando agrupamentos claros. Essa tendência foi confirmada pela PERMANOVA, que não apontou diferenças significativas entre os climas (Taxonômico: $F = 1.12$; $R^2 = 0.021$; $p = 0.174$; Funcional: $F = 1.28$; $R^2 = 0.024$; $p = 0.233$).

3.3 Importância da produtividade e variáveis físicas e químicas da água na diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica

A partição da variância evidenciou diferenças na contribuição da produtividade (clorofila-a) e das variáveis físicas e químicas da água (VFQ) sobre a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton nos diferentes climas avaliados (Figura 3).

De forma geral, a produtividade foi o fator com maior poder explicativo tanto para diversidade taxonômica quanto para funcional. Para a diversidade taxonômica, a maior contribuição exclusiva da produtividade ocorreu no clima BSh (7%), seguida pelos climas As2 (0,3%) e As1 (0,3%). A fração explicada exclusivamente pelas VFQ foi baixa em todos os casos, com valores de 2% no BSh e 1% no As1.

Para a diversidade funcional, observou-se uma tendência semelhante, mas com maiores percentuais de variação explicada. A produtividade manteve-se como principal fator explicativo, especialmente no clima BSh, onde respondeu por 18% da variação funcional, enquanto a fração compartilhada entre VFQ e produtividade foi de 1% para BSh e AS2 e 2% para AS1.

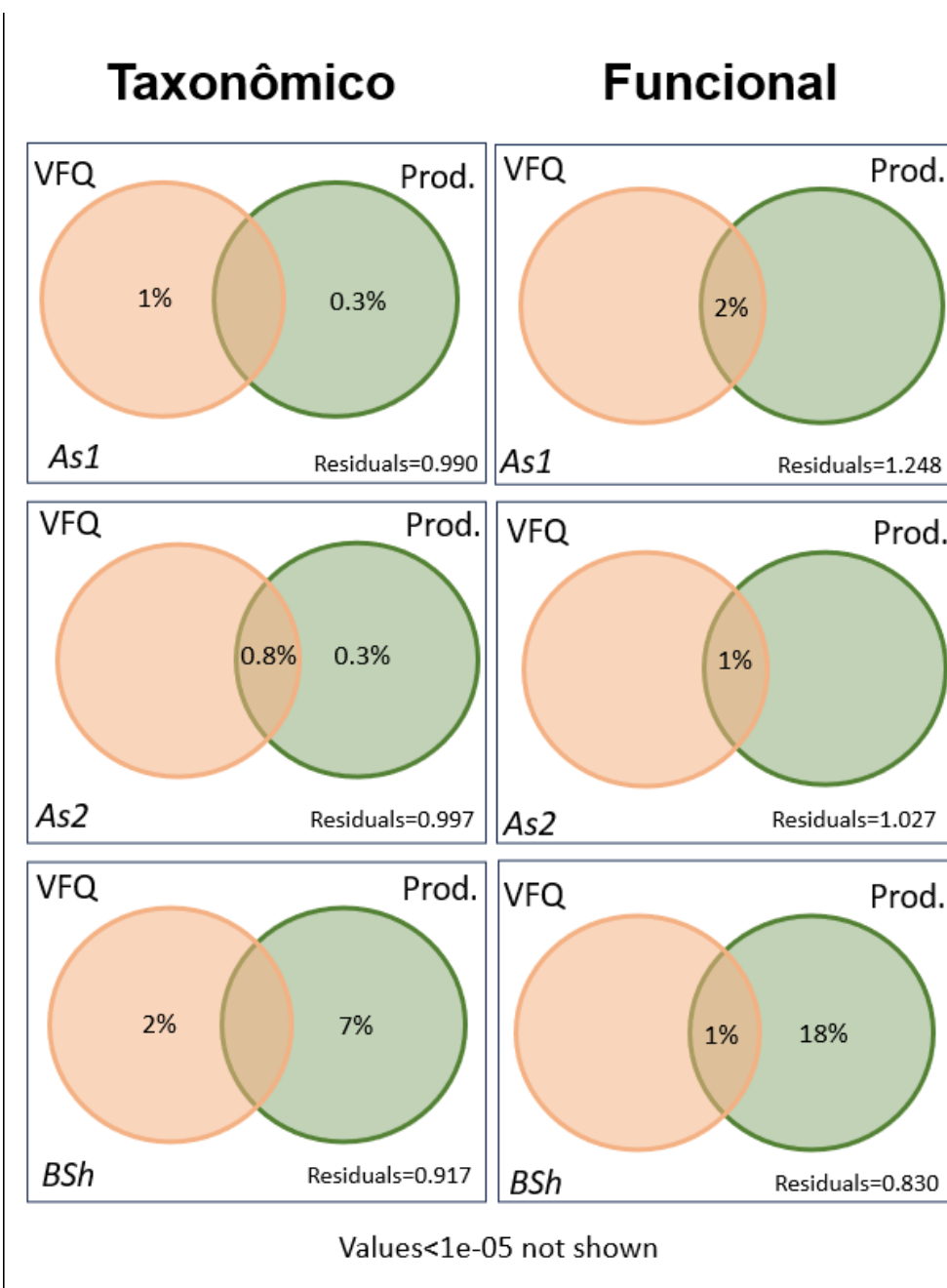


Figura 3. Diagrama de Venn representando o poder explicativo variáveis físicas e químicas (VFQ) e produtividade (Prod.) nos climas As1, As2 e BSh

3.4 Relação entre os fatores físicos e químicos da água, produtividade e diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica.

O modelo de Equações Estruturais para a diversidade taxonômica apresentou ajuste adequado aos dados (Fisher's C = 9.23, P = 0,161), explicando 34% da variação na produtividade e 20% na riqueza de espécies (Figura 4A). A produtividade foi influenciada positivamente pelo

fósforo total (PT = 0,233, $P < 0,001$), enquanto a transparência da água e o volume do reservatório não apresentaram efeitos significativos. A riqueza de espécies foi negativamente relacionada com a temperatura da água (coeficiente = -0,037, $P = 0,029$), mas não foi significativamente influenciada pela produtividade ou volume.

Para a diversidade funcional, o modelo mostrou um ajuste ainda melhor (Fisher's C = 9,44, $P = 0,051$), explicando 27% da variação na produtividade e 13% na riqueza funcional (Figura 4). Neste modelo, a produtividade foi positivamente influenciada pelo fósforo total (PT = 0,093, $P < 0,001$) e pela temperatura da água (coeficiente = 2,773, $P < 0,001$), e negativamente pela transparência (coeficiente = -0,041, $P = 0,008$). A riqueza funcional apresentou uma tendência negativa com a produtividade ($P = 0,088$) e foi significativamente reduzida pela temperatura da água (coeficiente = -0,030, $P = 0,001$).

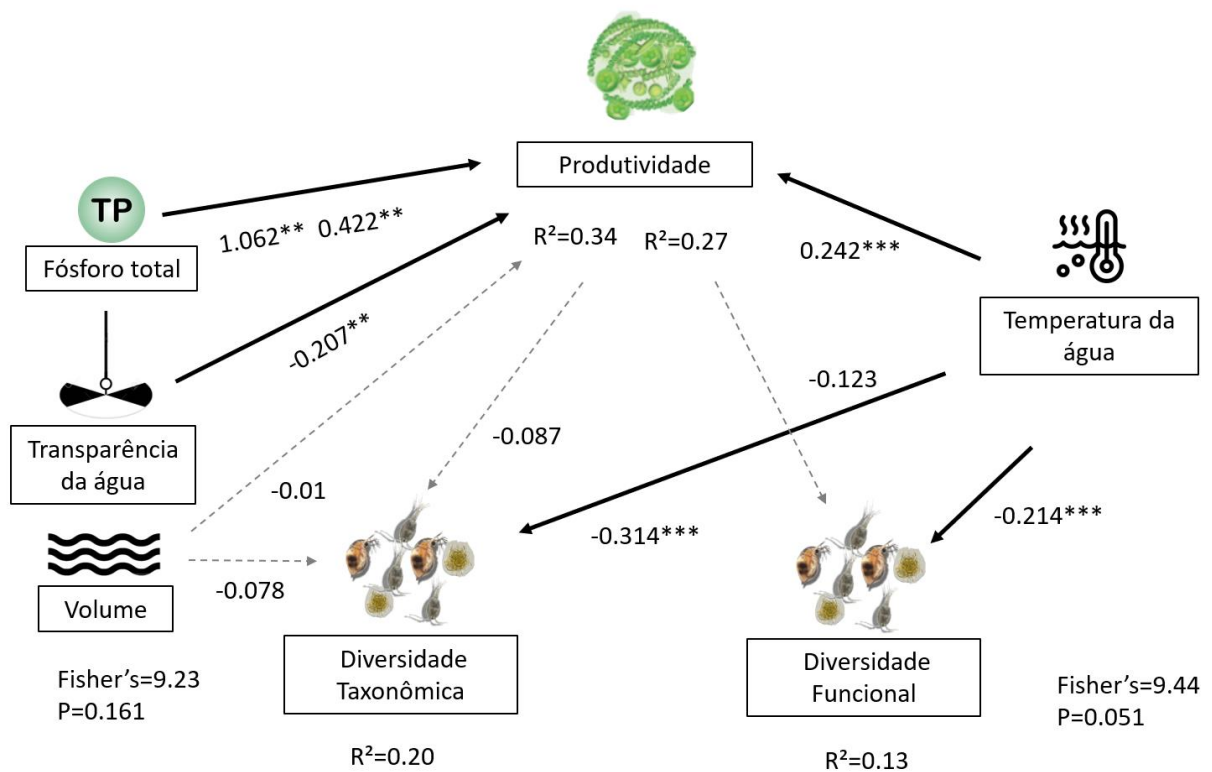


Figura 4. Modelo de equação estrutural final mostrando as relações entre os fatores físicos e químicos da água na produtividade e diversidade, assim como a influência da produtividade na diversidade. Setas pretas indicam correlações positivas e significativas, enquanto as setas pontilhadas cinza não foram significativas. Os números ao longo das linhas correspondem a

coeficientes de caminho (valores padronizados), com nível de significância: *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

4. Discussão

Em nosso estudo, observamos que a estrutura da comunidade zooplanctônica foi dominada por rotíferos, tanto em número de espécies quanto em biomassa. Essa dominância é conhecida em reservatórios tropicais eutrofizados (Bouvy et al., 2001; Wilson et al., 2006). Por possuírem hábitos alimentares amplos, ciclo de vida curto, elevada taxa reprodutiva e capacidade de rápida colonização, esses organismos obtêm vantagem competitiva nestes ambientes (Segers, 2008).

Além disso, a eutrofização, frequentemente associada à dominância de cianobactérias em ambientes tropicais, reduz a qualidade nutricional dos produtores, limitando a disponibilidade de alimento de qualidade para filtradores maiores como cladóceros (Kosten et al., 2012; Meerhoff et al., 2012; Lorenzi et al., 2019). As cianobactérias produzem colônias mucilaginosas ou filamentosas que dificultam a ingestão e digestão pelo zooplâncton (Tillmanns et al., 2008; Yang et al., 2012). Dessa forma, a comunidade zooplanctônica fica composta predominantemente por espécies de pequeno porte, como os rotíferos, que são organismos capazes de consumir partículas menores e se reproduzir rapidamente.

Por outro lado, cladóceros e copépodes, que demandam partículas de maior tamanho e possuem ciclos de vida mais longos, são menos competitivos sob condições de elevada biomassa fitoplanctônica e baixa qualidade alimentar (Bouvy et al., 2001). Além disso, fatores como menor transparência da água e a redução do oxigênio dissolvido em ambientes eutrofizados também limitam esses grupos, favorecendo a dominância dos rotíferos. A predominância dos atributos funcionais encontrados no nosso estudo, como modo de alimentação suspensívoro, ciclo de vida curto e reprodução assexuada, reforçam esse padrão, sendo típicos de organismos adaptados a ambientes instáveis e de alta produtividade como ambientes eutrofizados (Villéger et al., 2008; Litchman et al., 2013).

A nossa primeira hipótese de que a diversidade do zooplâncton seria predominantemente explicada pela produtividade, seguida pelas variáveis físico-químicas foi confirmada. Em nossos resultados a produtividade apresentou maior poder explicativo que as variáveis físicas e químicas da água, tanto para diversidade taxonômica, quanto para funcional. Essa relação é consistente com estudos que apontam a produtividade como um dos principais fatores de

modificação da diversidade zooplanctônica em ecossistemas aquáticos (Declerck & De Senerpont Domis, 2023; Jeppesen et al., 2015; Paquette et al., 2022).

O poder de explicação da produtividade foi mais evidente no clima BSh (semiárido), que apresentou a maior variação explicada pela produtividade (7% para a diversidade taxonômica e 18% para a funcional). Essa expressividade maior pode ser devido a localização ser em uma região mais quente e seca, fazendo com que esses reservatórios e a comunidade zooplanctônica fiquem mais sujeitos a pressões ambientais. Características como longo tempo de residência da água, alta evaporação e menor renovação hídrica intensificam a concentração de nutrientes e favorecem a eutrofização (Bouvy et al., 2003; Barbosa et al., 2012). Assim, a produtividade exerce influência mais direta sobre a comunidade zooplanctônica nesses sistemas, levando à dominância de espécies tolerantes e à redução da diversidade funcional.

Em contrapartida, nos climas mais úmidos (As1 e As2), por apresentarem características como maiores taxas de renovação da água e diluição de nutrientes, a comunidade é mais estável (Schwind et al., 2017), apresentando um menor impacto da produtividade nessa comunidade. Esses resultados distintos entre tipos climáticos corroboram com estudos como (Andrade et al., 2020; Da Costa et al., 2016) que apontam o clima como importante modulador das relações entre produtividade e biodiversidade. Já as variáveis físico-químicas (VFQ) mostraram baixo poder explicativo quando comparadas à Produtividade. Essa baixa influência pode estar associada ao fato de que em sistemas altamente produtivos, a estrutura da comunidade zooplanctônica tende a ser mais fortemente controlada por interações tróficas (como disponibilidade e qualidade do fitoplâncton) do que por variáveis físicas e químicas, cujo efeito pode ser indireto ou mediado pela produtividade (Declerck et al., 2005; Heneghan et al., 2016).

Nossa segunda hipótese, previa que variáveis como volume do reservatório, temperatura da água, precipitação e nutrientes exercem efeitos diretos positivos sobre a produtividade e efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade do zooplâncton, sendo este negativo foi parcialmente corroborada. O modelo de Equações Estruturais indicou que a produtividade foi positivamente influenciada pelo fósforo total e pela temperatura da água, enquanto a diversidade taxonômica e funcional foi negativamente relacionada à temperatura.

A influência positiva da temperatura e do fósforo sobre a produtividade é amplamente reconhecida. O aumento da temperatura acelera a taxa metabólica do fitoplâncton e intensifica os processos de reciclagem de nutrientes, elevando a clorofila-a (Kosten et al., 2012; Jeppesen et al., 2014). O fósforo, por sua vez, é o principal nutriente limitante da produção primária em

sistemas aquáticos continentais (Esteves, 2011). Assim, a combinação de altas temperaturas e disponibilidade de fósforo potencializa a eutrofização, principalmente em regiões semiáridas.

A relação negativa entre temperatura e diversidade zooplanctônica pode ser explicada por seus efeitos na qualidade da água e na estrutura da comunidade. Temperaturas elevadas reduzem a solubilidade do oxigênio, aumentam a taxa respiratória dos organismos e aceleram a decomposição da matéria orgânica, resultando em ambientes menos favoráveis a espécies sensíveis e de maior porte (Hernández-León et al., 2019). Dessa forma, a elevação da temperatura favorece espécies oportunistas e tolerantes, levando à redução da diversidade e da amplitude funcional da comunidade. Já o volume do reservatório não apresentou efeito significativo no modelo, sugerindo que, na escala analisada, este fator não atua como determinante principal da diversidade, provavelmente devido à influência predominante de características locais como tempo de residência da água, carga de nutrientes e grau de trofia (Declerck et al., 2005).

Conclusão

Nosso estudo demonstra que a produtividade, mediada pelo fósforo total e pela temperatura da água, é o principal fator estruturador das comunidades zooplanctônicas em reservatórios tropicais. Contudo, este efeito é fortemente influenciado pelo contexto climático, sendo mais expressivo no semiárido (BSh), onde a diversidade funcional mostrou-se mais sensível que a taxonômica. Esses resultados destacam a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos semiáridos às pressões antrópicas e climáticas. Estratégias de conservação e manejo devem priorizar o controle de entradas de nutrientes que associados a maiores temperaturas aumentam a produtividade, atuando como um filtro ambiental seletivo em regiões semiáridas, reduzindo a diversidade funcional do zooplâncton. Portanto, o controle da produtividade, via gestão de nutrientes, é crucial para a conservação da biodiversidade zooplanctônica nessas regiões vulneráveis.

5. Referências

- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. (2022). Dados hidrológicos. <https://www.aesa.pb.gov.br>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, *19*(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, *22*(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- American Public Health Association (APHA). (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater (22nd ed.). APHA.
- Amorim, C. A., & Moura, A. N. (2021). Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment*, *758*, 143605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>
- Anderson, D. R. (2008). Model based inference in the life sciences: A primer on evidence. Springer.
- Andrade, V. S., Rocha, O., & Diniz, L. P. (2020). Effects of climate change on the distribution of invasive species in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, *847*(5), 1185–1198. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04177-x>
- Aranguren-Riaño, N. J., Guisande, C., Shurin, J. B., Jones, N. T., Barreiro, A., & Duque, S. R. (2018). Amino acid composition reveals functional diversity of zooplankton in tropical lakes related to geography, taxonomy and productivity. *Limnology and Oceanography*, *63*(3), 1074–1085. <https://doi.org/10.1002/lno.10675>
- Azevedo, F., Dias, J. D., Braghin, L. S. M., & Bonecker, C. C. (2012). Length-weight regressions of the microcrustacean species from a tropical floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *24*(1), 1–11. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000002>
- Barbosa, J. E. L., Medeiros, P. R., Rocha, R. M., & Silva, M. C. B. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: Limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *24*(1), 103–118. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>
- Barton, A. D., Pershing, A. J., Litchman, E., Record, N. R., Edwards, K. F., Finkel, Z. V., Kiørboe, T., & Ward, B. A. (2013). The biogeography of marine plankton traits. *Ecology Letters*, *16*(4), 522–534. <https://doi.org/10.1111/ele.12063>

Becker, C. T., Melo, M. M. M. S., Costa, M. D. M., & Ribeiro, R. E. P. (2011). Caracterização climática das regiões pluviometricamente homogêneas do estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, *4*(2), 286–299.

Bittencourt-Oliveira, M. C., Piccin-Santos, V., Moura, A. N., Aragão-Tavares, N. K., & Cordeiro-Araújo, M. K. (2014). Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, *86*(1), 297–310. <https://doi.org/10.1590/0001-37652014213070>

Bomfim, F. F., Mantovano, T., Schwind, L. T. F., & Bonecker, C. C. (2021). Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of El Niño and La Niña in floodplain shallow lakes. *Aquatic Sciences*, *83*(2), 41. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00796-6>

Borics, G., Abonyi, A., Salmaso, N., & Ptasnik, R. (2020). Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. *Hydrobiologia*, *848*(1), 53–75. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04332-9>

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., & Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, *24*(4), 419–456.

Bouvy, M., Pagano, M., & Troussellier, M. (2001). Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, *25*(3), 215–227. <https://doi.org/10.3354/ame025215>

Boven, L., & Brendonck, L. (2009). Impact of hydroperiod on seasonal dynamics in temporary pool cladoceran communities. *Fundamental and Applied Limnology*, *174*(2), 147–157. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0147>

Braghin, L. S. M., Almeida, B. A., & Bonecker, C. C. (2021). Zooplankton diversity in tropical reservoirs: The role of environmental and spatial factors. *Hydrobiologia*, *848*(10), 2345–2358. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04562-5>

Branco, C. W. C., Rocha, M. I. A., Pinto, G. F. S., & Barbosa, P. M. M. (2002). Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, *7*(2), 87–101. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2002.00177.x>

Brasil, J., Attayde, J. L., Vasconcelos, F. R., Dantas, D. D. F., & Huszar, V. L. M. (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, *770*(1), 145–164. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2578-5>

Câmara, S. F., Rocha, O., & Santos, R. M. (2009). Zooplankton community structure in two cascade reservoirs in the Paraná River basin (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, *21*(4), 451–461.

Cardinale, B. J., Hillebrand, H., Harpole, W. S., Gross, K., & Ptacnik, R. (2009). Separating the influence of resource 'availability' from resource 'imbalance' on productivity–diversity relationships. *Ecology Letters*, *12*(5), 475–487. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01306.x>

Castilho-Noll, M. S. M., Câmara, C. F., & Chicone, M. F. (2023). A review of 121 years of studies on the freshwater zooplankton of Brazil. *Limnologica*, *99*, 126057. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.126057>

Costa, M. R. A., Menezes, R. F., Sarmiento, H., Attayde, J. L., Sternberg, L. D. S. L., & Becker, V. (2019). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia*, *831*(1), 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3588-x>

Da Costa, M. R. A., Attayde, J. L., & Becker, V. (2016). Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hydrobiologia*, *778*(1), 75–89. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2593-6>

Dantas, Ê. W., Bittencourt-Oliveira, M. C., & Moura, A. N. (2012). Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica*, *42*(1), 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.09.001>

Declerck, S. A. J., & De Senerpont Domis, L. N. (2023). Contribution of freshwater metazooplankton to aquatic ecosystem services: an overview. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05001-9>

Declerck, S. A. J., De Meester, L., & Mergeay, J. (2005). Cyclomorphosis in *Daphnia*: Morphological and demographic responses to predation. *Journal of Plankton Research*, *27*(7), 707–715. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi044>

Dodson, S. I. (1992). Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography*, *37*(4), 848–856. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.4.0848>

Dodson, S. I., Arnott, S. E., & Cottingham, K. L. (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, *81*(10), 2662–2679. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2662:TRILCB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2662:TRILCB]2.0.CO;2)

Du, C. L., Yang, L., Zhao, Y., Wu, X. M., Xu, M., Wang, L. Q., & Zhang, W. (2019). Temporal and spatial variation of zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dianshan Lake, Shanghai. *Huan Jing Ke Xue*, *40*(10), 4513–4522.

Duré, G. V., Rocha, O., & Santos-Wisniewski, M. J. (2021). Zooplankton community structure in tropical reservoirs: Spatial and temporal patterns. *Aquatic Ecology*, *55*(2), 517–531. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09844-7>

Elmoor-Loureiro, L. M. A. (1997). Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa.

Eskinazi-Sant'Anna, E. M., Menezes, R. F., & Attayde, J. L. (2013). Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Brazilian Journal of Biology*, *73*(1), 115–126. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100013>

Esteves, F. A. (2011). Fundamentos de limnologia (3rd ed.). Interciência.

Francisco, P. R. M., Soares, J. F., & Silva, A. R. (2015). Classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, *8*(4), 1006–1016.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., & Prepas, E. E. (2003). Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology*, *48*(2), 363–381. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01010.x>

Grace, J. B. (2006). Structural equation modeling and natural systems. Cambridge University Press.

Griffith, A. W., & Gobler, C. J. (2020). Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. *Harmful Algae*, *91*, 101590. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.008>

Guerra, P. B. (1955). Climatologia do Nordeste brasileiro. Ministério da Agricultura.

Haney, J. F. (1987). Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, *21*(3), 467–475. <https://doi.org/10.1080/00288330.1987.9516242>

Hébert, M. P., Beisner, B. E., & Maranger, R. (2017). Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, *39*(1), 3–12. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068>

Heneghan, R. F., Everett, J. D., Blanchard, J. L., & Richardson, A. J. (2016). Zooplankton are not fish: improving zooplankton realism in size-spectrum models mediates energy transfer in food webs. *Frontiers in Marine Science*, *3*, 201. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00201>

Hernández-León, S., Portillo-Hahnefeld, A., & Almeida, C. (2019). Zooplankton metabolic rates in the Canary Current System: The role of temperature and nutrient limitation. *Journal of Plankton Research*, *41*(4), 479–491. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbz032>

Huang, M., Ding, L., Wang, J., Ding, C., & Tao, J. (2021). The impacts of climate change on fish growth: A summary of conducted studies and current knowledge. *Ecological Indicators*, *121*, 106976. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106976>

Incagnone, G., Marrone, F., Barone, R., Robba, L., & Naselli-Flores, L. (2015). How do freshwater organisms cross the "dry ocean"? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia*, *750*(1), 103–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2110-3>

Irigoien, X., Huisman, J., & Harris, R. P. (2004). Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature*, *429*(6994), 863–867. <https://doi.org/10.1038/nature02593>

Josué, I. I. P., Cardoso, S. J., & Miranda, M. (2019). Effects of cyanobacterial blooms on zooplankton communities in tropical reservoirs. *Aquatic Ecology*, *53*(2), 215–228. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09684-6>

Koppen, W. (1936). Das geographische System der Klimate. In W. Koppen & G. Geiger (Eds.), *Handbuch der Klimatologie* (Vol. 1, pp. 1–44). Gebrüder Borntraeger.

Korhonen, J. J., Wang, J., & Soininen, J. (2011). Productivity–diversity relationships in lake plankton communities. *PLoS ONE*, *6*(8), e22041. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022041>

Koste, W. (1978). *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta.* Gebrüder Borntraeger.

Kosten, S., Huszar, V. L. M., & Mazzeo, N. (2012). Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, *18*(1), 118–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>

Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). FD: Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Leibold, M. A. (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research*, *1*(1), 73–95.

Li, Y., Xu, E. G., Liu, W., Chen, Y., Liu, H., Li, D., & Yu, H. (2017). Spatial and temporal ecological risk assessment of unionized ammonia nitrogen in Tai Lake, China (2004–2015). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *140*, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.051>

Litchman, E., Ohman, M. D., & Kiørboe, T. (2013). Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, *35*(3), 473–484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>

Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, *12*(2), 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>

Lorenzi, A. S., Sant'Anna, C. L., & Azevedo, M. T. P. (2019). Cyanobacterial blooms in Brazilian reservoirs: Occurrence and toxicity. *Brazilian Journal of Botany*, *42*(2), 315–325. <https://doi.org/10.1007/s40415-019-00535-0>

Mason, N. W. H., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, *24*(5), 794–806. <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>

Matsumura-Tundisi, T. (1986). Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, *46*(3), 527–553.

Meerhoff, M., Audet, J., & Davidson, T. A. (2012). Effects of climate warming on shallow lakes and their communities. *Hydrobiologia*, *684*(1), 1–4. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1151-8>

Moura, A. N., Dantas, Ê. W., & Bittencourt-Oliveira, M. C. (2018). Cyanobacterial blooms in Brazilian aquatic systems: Current knowledge and perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *30*, e303. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2117>

Müller-Navarra, D. C., Brett, M. T., & Park, S. (2000). Evidence that polyunsaturated fatty acids control *Daphnia pulex* populations. *Nature*, *403*(6767), 74–77. <https://doi.org/10.1038/47469>

Pace, M. L., & Orcutt, J. D. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, *26*(5), 822–830. <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.5.0822>

Paquette, C., Gregory-Eaves, I., & Beisner, B. E. (2022). Environmental drivers of taxonomic and functional variation in zooplankton diversity and composition in freshwater lakes across Canadian continental watersheds. *Limnology and Oceanography*, *67*(5), 1081–1097. <https://doi.org/10.1002/lno.12059>

Perbiche-Neves, G., Fileto, C., & Serafim-Júnior, M. (2015). Advances in studies on Neotropical freshwater copepods. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *27*(1), 94–105. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2214>

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, *13*, 131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)

Pinel-Alloul, B., Patoine, A., & Marty, J. (2021). Multi-scale and multi-system perspectives of zooplankton structure and function in Canadian freshwaters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *78*(10), 1543–1562. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0271>

Prakash, S. (2021). Impact of Climate change on Aquatic Ecosystem and its Biodiversity: An overview. *International Journal of Biological Innovations*, *3*(2), 1–13. <https://doi.org/10.46505/IJBI.2021.3201>

Reynolds, C. S. (1997). *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Ecology Institute.

Richards, F. A., & Thompson, T. G. (1952). The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis: II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. *Journal of Marine Research*, *11*(2), 156–172.

Rocha Junior, C. A. N., Costa, M. R. A., Menezes, R. F., Attayde, J. L., & Becker, V. (2018). Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *30*, e203. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2117>

Ruttner-Kolisko, A. (1977). Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. *Archiv für Hydrobiologie*, *8*(1), 71–77.

Schleuter, D., Daufresne, M., & Veslot, J. (2010). Geographic isolation and climate govern the functional diversity of native fish communities in European drainage basins. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(3), 365–375. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00522.x>

Severiano, J. S., Tavares, N. K., & Moura, A. N. (2017). Zooplankton community structure in reservoirs of the Brazilian semi-arid region. *Iheringia, Série Zoologia*, *107*, e2017034. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017034>

Sousa, W., Attayde, J. L., & Rocha, E. S. (2008). The cascading effects of water level reduction on the plankton of semi-arid shallow lakes. *Aquatic Ecology*, *42*(4), 611–621. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9135-x>

Tillmanns, A. R., Wilson, A. E., Pick, F. R., & Sarnelle, O. (2008). Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: Species-specific responses. *Fundamental and Applied Limnology*, *171*(4), 285–295. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0171-0285>

Ueda, H., Ohtsuka, S., & Takeda, M. (2003). Taxonomy and ecology of brackish-water Copepoda from Taiwan. *Plankton Biology and Ecology*, *50*(2), 85–95.

Vereshchaka, A., Lunina, A., & Sutton, T. (2016). A novel approach reveals high zooplankton standing stock deep in the sea. *Biogeosciences*, *13*(22), 6261–6271. <https://doi.org/10.5194/bg-13-6261-2016>

Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Vinebrooke, R. D., Cottingham, K. L., & Norberg, J. (2003). Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: The role of species co-tolerance. *Oikos*, *104*(2), 451–457. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2003.13255.x>

Wilson, A. E., Sarnelle, O., & Tillmanns, A. R. (2006). Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: Meta-analyses of laboratory experiments. *Limnology and Oceanography*, *51*(4), 1915–1924. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1915>

Xiong, W., Li, J., & Wang, W. (2016). Seasonal variation and correlation with environmental factors of zooplankton in a eutrophic reservoir. *Journal of Freshwater Ecology*, *31*(2), 271–282. <https://doi.org/10.1080/02705060.2015.1137850>

Yang, J., Zhang, X., Xie, Y., Song, C., Sun, J., Zhang, Y., Giesy, J. P., & Yu, H. (2017). Ecogenomics of zooplankton community reveals ecological threshold of ammonia nitrogen. *Environmental Science & Technology*, *51*(5), 3057–3064. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05606>

Yang, Y., Ni, P., Gao, Y., Xiong, W., Zhao, Y., & Zhan, A. (2018). Geographical distribution of zooplankton biodiversity in highly polluted running water ecosystems: Validation of fine-scale species sorting hypothesis. *Ecology and Evolution*, *8*(10), 4830–4840. <https://doi.org/10.1002/ece3.4027>

Yang, Z., Kong, F., & Shi, X. (2012). Morphological response of *Microcystis aeruginosa* to grazing by different sorts of zooplankton. *Hydrobiologia*, *691*(1), 139–146. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1062-8>

Suplementar

Tabela 1. Dados dos reservatórios: classificação climática, localização, temperatura do ar (Tar), temperatura da água (Tágua), pH, Condutividade Elétrica (CE), turbidez (turb), oxigênio dissolvido(OD), sólidos totais dissolvidos(STD), salinidade(Sal),Nitrito (Nitri), Nitrato (Nitra),Amônia (Am), PT(fósforo total), PSR, Chl-a e volume.

Reservatório	Ano	Tar	Tágua	pH	CE	Turb	OD	STD	Sal	Nitri	Nitrato	Amônia	PT	PSR	Chl	volume
acaua	2019	26,7	32,64	8,16	1,84	124	4,41	1,18	0,9	2,088	5,429	22,955	429,000	187,667	144,36	29.523.779
acaua	2020	25,23	27,3	8,37	1,82	49,7	6,55	1,16	0,9	5,60	33,91	21,86	700,33	653	71,94	21.292.551
albino	2019	26,7	25,48	8,51	0,177	0,1	2,89	0,116	0,1	13,43	49,66	78,27	53,67	8	4,32	991,246
albino	2020	26,15	28,77	8,1	0,213	10	7,09	0,139	0,1	0,618	38,286	32,955	37,000	11,000	14,87	978,66
aracagi	2019	26,09	29,58	7,01	1,05	21,09	4,96	0,674	0,5	1,206	5,429	28,409	85,000	37,667	66,19	63.654.148
araçagi	2020	25,75	26,9	7,35	0,839	0,2	4,35	0,538	0,4	22,39	569,25	19,04	267,00	238	1,92	49.333.636
arco_verde	2019	24,5	30,65	7,94	0,297	15,7	2,54	0,193	0,1	5,029	19,714	57,045	29,000	7,667	11,51	7.920.390
arco_verde	2020	25,4	26,38	8,33	0,237	4,5	NA	0,154	0,1	11,19	49,66	18,33	103,67	23	7,19	5.880.745
baiao	2019	22,55	25,01	8,5	0,441	39,5	NA	0,286	0,2	4,48	3,63	26,79	97,00	23	10,55	13.387.405
baiao	2020	24,3	28,76	7,68	0,58	53,1	2,87	0,378	0,3	1,500	9,714	30,682	113,000	14,333	20,62	10.049.783
bartolomeu	2019	25,54	28,41	7,45	0,368	0	2,98	0,239	0,2	0,00	24,00	33,86	33,00	9,33	2,40	9.107.704
bartolomeu	2020	23	24,25	7,96	0,317	0	0,73	0,206	0,2	4,48	18,17	19,04	97,00	73	3,36	7.293.620
bichinhos	2019	24,6	25,23	8,22	0,366	32,4	6,1	0,236	0,2	27,99	36,34	17,63	110,33	78	5,76	1.768.986
bichinhos	2020	27,43	30,56	7,85	0,414	58,4	2,78	0,269	0,2	1,500	5,429	40,227	139,000	71,000	11,03	816,712
bom_jesus	2019	27,8	29,49	7,76	0,816	0	7,72	0,523	0,4	0,618	2,571	25,227	19,000	6,000	4,32	78,788
bom_jesus	2020	24,9	25,69	8,15	0,737	22	2,73	0,472	0,4	7,84	24,22	36,67	63,67	33	77,70	354,648
boqueirao	2019	26,29	28,87	7,82	0,301	25,2	2,49	0,196	0,1	0,912	0,000	26,591	81,000	31,000	23,02	1.958.058
boqueirao	2020	24,8	25	8,42	0,349	5,5	6,4	0,227	0,2	3,36	13,32	16,22	107,00	48	7,19	1.592.012
brejinho	2019	25,22	26,9	8,28	0,52	20	6,07	0,333	0,2	91,79	509,91	29,62	53,67	13	31,65	293,744
brejinho	2020	30,15	31,2	7,12	0,563	75,1	2,77	0,36	0,3	1,794	2,571	41,136	101,000	34,333	50,84	162,492
cachoeira_cegos	2019	25,28	29,29	7,35	0,197	3,6	4,4	0,128	0,1	2,382	12,571	22,955	21,000	11,000	3,84	31.399.808
cachoeira_cegos	2020	25	26,96	8,25	0,165	8,5	NA	0,108	0,1	6,72	24,22	21,86	107,00	53	8,63	25.051.055

cachoeira_dos_alves	2019	26,66	31,3	7,07	0,202	6,5	4,86	0,131	0,1	3,559	8,286	22,955	23,000	2,667	4,32	NA
cachoeira_dos_alves	2020	24,2	27,67	7,78	0,187	0	1,85	0,121	0,1	23,51	38,76	31,03	70,33	43	4,80	NA
cafundo	2019	25,47	28,98	7,61	0,144	14,3	3,85	0,093	0,1	0,62	61,14	71,59	43,00	29,33	10,55	227,612
cafundo	2020	24,8	26,15	7,98	0,131	6,2	5,16	0,084	0,1	30,22	36,34	21,86	43,67	28	16,31	176,85
camalau	2019	22,6	23,86	7,8	0,393	29,6	3,88	0,255	0,2	11,19	224,07	67,69	77,00	18	17,75	2.882.520
camalau	2020	29,22	30,6	7,17	0,296	14,6	3,27	0,193	0,1	1,206	4,000	53,864	97,000	24,333	14,39	20.266.192
camara	2019	26,9	26,65	7,51	1,05	18,2	3,75	0,672	0,5	1,206	276,857	151,591	69,000	19,333	14,39	NA
camara	2020	24,5	26,04	6,39	0,863	16,6	8,84	0,55	0,042	0,00	4,00	36,14	57,00	11,00	18,23	NA
campo_verde	2019	30,25	27	6,42	0,171	3,3	7	0,111	0,008	1,79	18,29	6,59	35,00	4,33	10,55	NA
campo_verde	2020	26,8	27,55	7,43	0,223	110	3,22	0,145	0,1	2,971	19,714	92,500	95,000	16,000	16,79	NA
campos	2019	25	24,14	8,04	0,281	22,6	3,2	0,182	0,1	25,75	70,25	81,79	50,33	18	12,47	1.743.764
campos	2020	30,37	30,85	7,82	0,357	104	3,67	0,232	0,2	0,912	6,857	55,227	149,000	34,333	143,41	890,917
canafistula_ii	2019	31	28,7	6,91	0,261	7,3	9,69	0,17	0,012	0,00	16,86	34,77	27,00	7,67	5,76	767,981
canafistula_ii	2020	26,97	29,64	7,52	0,26	36,9	3,28	0,169	0,1	1,500	8,286	18,864	55,000	12,667	9,11	305,93
capivara	2019	24,15	27,62	8,35	0,394	50,02	3,12	0,256	0,2	88,43	162,30	264,42	97,00	23,00	21,10	589,218
capivara	2020	27,1	31,3	7,15	0,513	136	4,43	0,328	0,2	2,971	22,571	1134,318	205,000	42,667	55,16	293,361
capoeira	2019	23,47	29,87	7,02	0,202	9,8	3,68	0,131	0,1	0,00	15,43	32,50	17,00	6,00	3,36	14.735.030
capoeira	2020	22,8	25,73	7,98	0,187	0	NA	0,121	0,1	3,36	31,49	19,74	83,67	58	0,00	14.657.840
carneiro	2019	23,39	27,96	7,4	0,388	24,3	2,31	0,252	0,2	1,206	12,571	32,045	95,000	17,667	22,54	7.342.380
carneiro	2020	27,65	27,62	8,09	0,334	22,3	NA	0,217	0,2	5,60	25,43	57,12	117,00	33	23,98	4.843.345
cha_dos_pereira	2019	27,3	31,7	8,3	1,56	165	3,87	0,999	1	4,147	15,429	30,682	469,000	239,333	123,26	517,257
cha_dos_pereira	2020	24,4	26,83	8,22	1,57	13,99	6,67	1,01	0,8	6,72	30,28	15,51	653,67	878	7,19	532,403
chupadouro	2019	28,89	31,7	8,34	0,454	70,8	3,38	0,304	0,2	26,500	432,571	247,045	91,000	49,333	14,87	173,976
chupadouro	2020	24	25,14	7,99	0,428	17	5,5	0,278	0,2	36,94	42,39	64,87	110,33	63	11,51	134,591
cochos	2019	28,8	29,95	8,44	0,242	0	7,09	0,157	0,011	0,00	5,43	24,77	25,00	16,00	2,40	622,696
cochos	2020	30,4	32,44	7,09	0,286	5	1,96	0,186	0,1	2,088	4,000	86,591	75,000	36,000	11,51	942,097
condado	2019	25,21	29,46	7,55	0,304	5,9	3,89	0,198	0,1	2,971	31,143	32,955	25,000	4,333	3,84	9.733.490
condado	2020	22,17	25,92	8,44	0,28	33	0,5	0,182	0,1	27,99	37,55	16,92	43,67	13	1,92	7.627.950
cordeiro	2019	29,3	29,27	7,46	0,293	22,8	2,7	0,19	0,1	1,794	22,571	30,227	85,000	41,000	10,07	8.275.785
cordeiro	2020	23	24,2	7,9	0,303	38,9	4,95	0,197	0,1	35,82	198,63	33,85	63,67	33	11,03	6.474.837
coremas	2019	25,6	27,84	8,15	0,2	0,5	NA	0,13	0,1	26,87	36,34	16,92	30,33	18	3,84	94.935.169

coremas	2020	27,3	30,99	7,6	0,22	7,8	4,33	0,143	0,1	0,00	9,71	30,23	27,00	7,67	18,71	62.212.776
duas_estradas	2019	28,5	31,21	6,71	0,47	12,8	2,57	0,305	0,2	1,206	0,000	26,136	31,000	7,667	22,06	NA
duas_estradas	2020	25,67	26,21	7,35	0,425	4,8	2,99	0,276	0,2	13,43	42,39	16,22	50,33	28	10,55	NA
emanoel_macionilo	2019	23,43	23,58	8,75	0,372	17	0,8	0,241	0,2	6,72	20,59	49,36	57,00	38	11,99	NA
emanoel_macionilo	2020	23,95	26,8	7,75	0,427	36,5	4,35	0,279	0,2	0,00	25,43	26,14	57,00	7,67	9,59	NA
engenheiros_avidos	2019	27,4	30,06	7,36	0,28	4,4	4,51	0,182	0,1	0,324	2,571	32,045	11,000	9,333	5,76	47.572.516
engenheiros_avidos	2020	28,4	31,06	8,07	0,217	3,1	7,52	0,18	0,013	0,00	28,29	47,95	55,00	21,00	4,80	47.819.959
farinha	2019	27,22	30,89	7,55	0,34	9,1	2,68	0,221	0,2	0,912	9,714	28,864	37,000	12,667	8,63	18.351.085
farinha	2020	24,74	26,4	8,27	0,306	12,5	NA	0,199	0,1	6,72	7,27	18,33	147,00	93	10,07	16.030.800
frutuoso_II	2019	30,2	31,31	6,81	0,27	5,5	8,25	0,178	0,013	0,32	8,29	33,41	33,00	22,67	3,36	373,673
frutuoso_II	2020	27,96	32,67	6,24	0,323	32,9	5,77	0,21	0,2	0,00	42,57	47,05	51,00	4,33	7,19	892,426
gaviao	2019	24,8	29,08	7,37	2,02	165	3,78	1,29	1	1,794	5,429	42,500	217,000	92,667	175,06	428,811
gaviao	2020	25	26,4	8,25	1,52	48	5,3	0,972	0,8	48,13	60,56	22,56	383,67	28	73,38	252,768
genipapeiro	2019	25,83	28,43	8,64	0,632	45,3	0,66	0,405	0,3	23,51	38,76	18,33	43,67	23	13,43	657,45
genipapeiro	2020	28,7	30,65	7,43	0,657	15,5	4,73	0,42	0,3	0,618	1,143	26,136	21,000	7,667	44,12	814,015
gloria	2019	24	26,73	8,68	0,579	11,75	2,74	0,37	0,4	2,24	13,32	24,68	40,33	13	5,76	275,9
gloria	2020	28,7	31,6	8,24	0,605	37	6,79	0,386	0,3	1,500	25,429	54,318	31,000	16,000	17,75	132,64
gramame	2019	27,1	27,37	6,3	0,112	0,1	6,66	0,068	0,005	2,09	338,29	6,59	39,00	7,67	3,84	NA
gramame	2020	25,59	27,64	7,48	0,104	35,8	3,25	0,068	0	1,794	42,571	18,409	73,000	6,000	5,28	NA
gurjao	2019	27,2	28,42	8,88	0,154	14,1	1,29	0,1	0,1	1,500	4,000	62,045	59,000	7,667	5,76	451,98
gurjao	2020	25	24,1	8,9	0,296	65,9	3,48	0,193	0,2	17,91	161,09	23,27	160,33	63	6,24	1.444.607
jandaia	2019	25,75	28,74	6,6	1,56	62,9	7,28	0,996	0,078	4,74	119,71	117,50	61,00	16,00	27,82	482,533
jandaia	2020	25,48	30,07	7,39	2,31	110	3,19	1,48	1,2	9,735	16,857	39,773	167,000	59,333	8,63	455,4
jangada	2019	25,25	26,57	7,92	0,09	1	5,24	0,058	0,01	15,67	293,11	37,37	17,00	3	5,76	482
jangada	2020	26,01	30,02	8,89	0,125	15,7	0,92	0,081	0,1	4,441	108,286	22,955	33,000	12,667	39,81	324,85
jatoba	2019	28,7	32,03	7,57	0,266	2,4	3,08	0,173	0,1	1,206	21,143	47,500	37,000	9,333	5,76	5.213.464
jatoba	2020	25,4	26,38	8,33	0,237	4,5	NA	0,154	0,1	4,48	81,15	21,86	70,33	18	4,80	5.095.185
jatoba_ii	2019	26	25,51	8,36	0,53	20	2,35	0,341	0,3	39,18	96,89	26,09	53,67	8	3,84	316,634
jatoba_ii	2020	29,7	32,68	7,47	0,933	89	7,45	0,597	0,5	12,09	362,57	250,68	63,00	6,00	22,06	123,315
jeremias	2019	23,96	27,67	8,22	0,339	2,5	5,96	0,219	0,2	0,324	5,429	31,591	17,000	7,667	4,32	1.837.602
jeremias	2020	23,37	24,08	8,61	0,309	0,5	1,32	0,2	0,1	23,51	35,12	19,74	57,00	28	1,92	1.226.421

jose_americo	2019	25,8	26,84	8,32	1,04	24,2	NA	0,664	0,5	6,72	12,11	25,38	50,33	23	3,36	NA
jose_americo	2020	27,4	29,56	6,95	1,37	72,5	3,34	0,875	0,7	0,912	8,286	30,682	81,000	7,667	9,59	NA
junco	2019	25,45	25,3	8,37	0,788	56,5	NA	0,504	0,4	11,19	21,80	21,15	47,00	18	6,24	NA
junco	2020	27	27,68	7,98	1,2	103	4,03	0,768	0,6	3,559	8,286	31,591	109,000	26,000	31,65	NA
lagoa_do_arroz	2019	35,1	32,13	7,83	0,261	5,4	3,97	0,169	0,1	0,029	-0,286	21,591	17,000	6,000	1,44	10.052.939
lagoa_do_arroz	2020	21,9	26,1	8,14	0,27	15	NA	0,176	0,1	2,24	13,32	21,86	93,67	58	2,88	9.933.760
lagoa_do_matias_	2019	26	28,61	8,37	0,279	10,1	1,57	0,182	0,1	0,618	12,571	27,045	45,000	6,000	8,63	855,386
lagoa_do_matias_	2020	28,84	26,8	6,25	0,191	0	5	0,12	0,009	0,00	18,29	29,77	49,00	17,67	20,14	395,28
mares	2019	24,22	28,35	8,1	0,111	18,7	3,2	0,073	0,1	4,735	359,714	28,409	37,000	17,667	28,78	NA
mares	2020	24,87	27,64	7,95	0,141	7,3	3,09	0,091	0,1	22,39	2399,35	51,47	90,33	108	20,62	NA
nascenca	2019	27,38	26,75	8,44	0,119	2,1	0,9	0,077	0,1	12,31	220,43	22,56	47,00	8	5,28	NA
nascença	2020	27,66	29,28	8,57	0,124	4,4	1,42	0,081	0,1	1,206	4,000	25,682	19,000	4,333	3,84	NA
natuba	2019	24,66	28,52	7,74	0,232	2,1	1,25	0,151	0,1	0,912	14,000	21,136	21,000	9,333	4,32	NA
natuba	2020	23,27	24,75	8,27	0,105	0,4	5,28	0,125	0,1	6,72	140,50	26,79	47,00	13	0,96	NA
olho_dagua	2019	26,8	30,04	7,56	0,206	6,2	2,43	0,134	0,1	2,971	96,857	50,682	13,000	7,667	5,76	868,32
olho_dagua	2020	26,36	25,35	7,53	0,173	16,5	2,36	0,113	0,1	14,55	48,45	57,82	47,00	18	6,71	733,248
paraíso	2019	25,1	29,04	8,2	0,217	39,5	0,39	0,141	0,1	4,48	10,90	22,56	90,33	13,00	12,95	1.436.600
paraíso	2020	27,8	31,8	7,63	0,271	30,2	3,34	0,176	0,1	1,794	11,143	33,864	73,000	16,000	19,66	927,287
pendurao	2019	24,5	26	7,99	0,276	37,2	5,44	0,18	0,1	19,03	37,55	40,90	77,00	33	7,67	NA
pendurao	2020	28,68	33,3	8,11	0,314	199	3,91	0,204	0,1	21,206	51,143	64,773	329,000	124,333	22,54	NA
pereiros	2019	27,23	29,25	7,13	0,346	0	3,61	0,225	0,2	0,324	8,286	25,682	13,000	4,333	3,84	NA
pereiros	2020	30,2	30,5	7,71	0,315	0	8,64	0,204	0,015	0,00	25,43	35,68	15,00	9,33	1,92	NA
pimenta	2019	24,9	26,4	7,82	0,305	0	3,3	0,198	0,1	7,84	14,53	41,60	73,67	53	3,84	NA
pocoas	2019	23,8	25,62	8,05	0,448	24,6	3,45	0,292	0,2	3,36	2,42	15,51	293,67	308	16,79	1.359.151
poços	2020	24,2	25,43	6,75	2,12	65	6,61	1,35	0,108	0,00	8,29	30,23	51,00	16,00	11,99	3.495.768
poleiros	2019	24,2	25,43	6,75	2,12	65	6,61	1,35	0,108	0,00	8,29	30,23	51,00	16,00	11,99	355,603
poleiros	2020	24,2	25,43	6,75	2,12	65	6,61	1,35	0,108	0,00	8,29	30,23	51,00	16,00	11,99	318,205
prata	2019	23,7	24,5	7,98	0,111	14,5	39	0,072	0,1	17,91	82,36	19,74	67,00	68	1,44	NA
prata	2020	25,2	26,92	7,36	0,72	160	0	0,078	0,1	1,794	5,429	21,591	561,000	134,333	5,28	NA
queimados	2019	26,3	28,03	8,1	0,208	6,3	0,85	0,133	0,1	2,24	10,90	16,22	87,00	63	5,28	7.196.712
queimados	2020	28	32,84	7,36	0,226	16,1	5	0,147	0,1	0,618	1,143	30,227	19,000	6,000	8,15	6.643.849

riacho_das_mocas	2019	25	25,3	8,45	0,328	3,7	4,4	0,213	0,2	5,60	18,17	29,62	33,67	8	8,63	786,885
riacho_das_moças	2020	25,9	29,18	8	0,367	6,6	4,8	0,238	0,2	3,265	0,000	20,682	27,000	7,667	12,95	593,791
riacho_dos_cavalos_	2019	26,53	28,2	7,95	0,369	16,9	NA	0,24	0,2	2,24	9,69	18,33	137,00	98	14,39	2.690.725
riacho_dos_cavalos_	2020	24,34	28,14	7,11	0,648	42,4	1,49	0,415	0,3	1,206	6,857	21,136	123,000	12,667	30,70	1.107.081
riacho_dos_ferros	2019	26,91	27,17	8,23	0,565	24,5	NA	0,362	0,3	3,36	0,08	21,15	183,67	68	21,10	NA
riacho_dos_ferros	2020	25,4	29,79	7,88	0,884	128	3,61	0,566	0,4	1,794	11,143	29,773	441,000	131,000	106,00	NA
rio_tibiri	2019	26,12	26,55	7,91	0,069	1,8	3,75	0,045	0,1	16,79	1440,09	45,13	120,33	108	0,48	NA
rio_tibiri	2020	26,1	26,36	7,28	0,089	29	1,32	0,052	0	4,441	354,000	31,136	57,000	22,667	3,36	NA
saco	2019	25,9	27,79	8,2	0,418	0	1,2	0,272	0,2	32,46	305,22	19,74	27,00	23	2,40	NA
saco	2020	28,65	31,46	7,42	0,426	0	5,15	0,277	0,2	0,324	1,143	23,864	9,000	6,000	2,40	NA
salgado_de_sao_felix	2019	24,95	26,96	7,1	3,17	3,8	8,83	2,03	0,165	-0,26	6,86	14,77	247,00	137,67	11,51	NA
salgado_de_são_felix	2020	25,09	28	6,46	2,55	47,6	2,28	1,66	1,3	2,971	18,286	30,227	705,000	506,000	56,12	NA
sao_domingos_do_cariri	2019	24,5	25,8	7,8	1,62	0,2	3,5	1,04	0,8	5,60	10,90	38,08	87,00	33	8,63	1.104.878
são_domingos_do_cariri	2020	29,58	30,7	7,31	0,629	12	2,69	0,402	0,3	1,794	4,000	22,955	51,000	17,667	11,51	2.429.271
sao_francisco	2019	24,2	24,3	8,33	0,783	12	3,45	0,501	0,4	24,63	37,55	31,03	110,33	33	6,71	731,054
são_francisco	2020	25,7	27,5	8	0,938	10,27	6,87	0,6	0,5	2,971	14,000	29,773	75,000	22,667	0,48	273,272
sao_goncalo	2019	29,4	30,18	7,7	0,246	10	8,43	0,159	0,011	-0,26	15,43	36,14	19,00	14,33	4,32	14.019.884
são_gonçalo	2020	26,16	31,31	7,13	0,269	5,3	4,05	0,175	0,1	0,618	1,143	27,045	25,000	6,000	5,76	27.602.807
sao_jose_1	2019	26	27,87	8,2	0,167	30,7	NA	0,108	0,1	29,10	37,55	28,91	50,33	23	89,21	1.909.091
são_jose_1	2020	27,28	30,65	7,51	0,198	19,4	3,73	0,129	0,1	0,618	4,000	32,045	27,000	14,333	14,87	1.872.123
sao_jose_lagoa_tapada	2019	28	27,75	8,25	0,17	16	NA	0,11	0,1	24,63	38,76	18,33	63,67	13	16,31	NA
são_jose_lagoa_tapada	2020	24,37	30,21	7,37	0,194	21,1	3,69	0,126	0,1	1,794	22,571	45,227	41,000	12,667	10,07	NA
sao_mamede	2019	26,81	27,5	8,24	0,492	45,9	NA	0,32	0,2	7,84	9,69	24,68	137,00	23	19,66	1.171.971
são_mamede	2020	28,4	31,25	7,37	0,729	86,9	3	0,466	0,3	2,382	5,429	20,682	325,000	16,000	13,91	576,666
sao_salvador	2019	24,7	25,36	7,76	0,52	36,5	5,62	0,333	0,2	4,48	35,12	19,04	67,00	8	47,48	NA
são_salvador	2020	24,1	28,57	7,97	0,63	45	2,12	0,403	0,3	1,206	16,857	17,500	103,000	34,333	63,31	NA
saulo_maia	2019	31,58	29,65	6,63	0,455	0,5	6,36	0,296	0,022	0,00	9,71	38,86	13,00	6,00	3,36	NA
saulo_maia	2020	29,23	26,65	6,51	0,372	0,15	6,76	0,314	0,01	0,324	1,143	26,136	17,000	4,333	5,76	NA
sindo_ribeiro	2019	24,36	26,25	6,95	1,54	37	8,84	0,986	0,077	0,00	4,00	30,68	27,00	16,00	35,49	1.419.156
sindo_ribeiro	2020	30,2	33,68	7,62	1,57	45,5	4,06	1,01	0,8	1,206	0,000	25,682	47,000	16,000	25,42	1.257.237
sume	2019	23,38	24,27	7,72	0,369	29,4	3,2	0,24	0,2	23,51	30,28	38,78	147,00	123	4,80	NA

sume	2020	26,34	27,12	7,83	0,152	129	0	0,099	0,1	0,618	12,571	33,409	439,000	201,000	2,88	NA
taua	2019	25	27,23	7,58	0,251	6,1	3,84	0,163	0,2	10,07	33,91	43,01	40,33	13	2,88	7.697.588
taua	2020	29	31,98	7,33	0,271	7,1	2,76	0,176	0,1	1,206	2,571	19,773	15,000	6,000	5,28	5.575.972
tavarez	2019	25,7	26,3	8,6	0,473	0	2,7	0,307	0,2	12,31	155,03	28,21	20,33	18	2,40	7.021.858
tavarez	2020	30	31,37	8,19	0,463	0	6,21	0,301	0,2	0,00	25,43	40,68	19,00	11,00	4,80	6.918.468
vazante	2019	26,32	29,65	8,41	0,199	0	9,5	0,128	0,009	0,00	14,00	31,14	41,00	19,33	1,44	6.852.074
vazante	2020	23,02	28,5	8,39	0,205	0	4,76	0,133	0,1	0,912	4,000	30,227	13,000	4,333	0,48	6.897.238
veados	2019	24,16	27,37	8,67	0,131	63,2	NA	0,084	0,1	2,24	12,11	20,45	160,33	53	16,79	NA

7 REFERÊNCIAS

- Amorim, C. A., Dantas, Ê. W., & do Nascimento Moura, A. (2020). Modeling cyanobacterial blooms in tropical reservoirs: The role of physicochemical variables and trophic interactions. *Science of the Total Environment*, 744, 140659.
- Amorim, C.A., Moura, A.N., 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Sci. Total Environ.* 758, 143605 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>.
- Aranguren-Riaño, N. J., Guisande, C., Shurin, J. B., Jones, N. T., Barreiro, A., & Duque, S. R. 2018. Amino acid composition reveals functional diversity of zooplankton in tropical lakes related to geography, taxonomy and productivity
- Barton, Andrew D. et al. 2013. The biogeography of marine plankton traits. *Ecology letters*, v. 16, n. 4, p. 522-534.
- Bittencourt-Oliveira, M.C.D., PICCIN-SANTOS, V. M., A. N., ARAGÃO-TAVARES, N. K., & Cordeiro-Araújo, M. K. 2014. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 297-310. *Oecologia*, 187, 719-730.
- Borics, Gábor, et al. 2020. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. *Hydrobiologia*, 1-23.
- Bouvy, M., Pagano, M., & Troussellier, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25(3), 215-227.
- Boven, L., & Brendonck, L. (2009). Impact of hydroperiod on seasonal dynamics in temporary pool cladoceran communities.
- Branco, C. W., Rocha, M. I. A., Pinto, G. F., Gômara, G. A., & Filippo, R. D. (2002). Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 7(2), 87-92.
- Cadotte, M. W. (2013). Experimental evidence that evolutionarily diverse assemblages result in higher productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(22), 8996-9000.
- Cardinale, B. J., Bennett, D. M., Nelson, C. E., & Gross, K. (2009). Does productivity drive diversity or vice versa? A test of the multivariate productivity–diversity hypothesis in streams. *Ecology*, 90(5), 1227-1241.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989–992.

Castilho-Noll, Maria Stela Maioli et al. 2023. A review of 121 years of studies on the freshwater zooplankton of Brazil. *Limnologica*, p. 126057.

Chase, Jonathan M.; Ryberg, Wade A. 2004. Connectivity, scale-dependence, and the productivity–diversity relationship. *Ecology Letters*, v. 7, n. 8, p. 676-683.

da Costa, M. R. A., Attayde, J. L., & Becker, V. (2016). Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hydrobiologia*, 778, 75-89.

Diniz, A. S., Severiano, J. S., Júnior, M. M., Dantas, Ê. W., & Moura, A. N. (2019). Phytoplankton–zooplankton relationships based on phytoplankton functional groups in two tropical reservoirs. *Marine and Freshwater Research*, 70(5), 721-733.

Dodson, S. (1992). Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography*, 37(4), 848-856.

Dodson, S. I., Arnott, S. E., & Cottingham, K. L. (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81(10), 2662-2679.

Duré, G. A. V., Simões, N. R., Braghin, L. D. S. M., & Ribeiro, S. M. M. S. (2021). Effect of eutrophication on the functional diversity of zooplankton in shallow ponds in Northeast Brazil. *Journal of Plankton Research*, 43(6), 894-907.

Esteves, F. A. (2011). Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Plath, K., Codd, G. A., & Lampert, W. (2004). Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulex*. *Limnology and Oceanography*, 49(3), 666-679.

Griffith, A. W., & Gobler, C. J. (2020). Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. *Harmful Algae*, 91, 101590.

Haney, J. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1987, 21(3), 467-475.

Hébert, M.P., Beisner, B.E., Maranger, R., 2017. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, 39(1), 3-12.

Heneghan, R.F., Everett, J.D., Blanchard, J.L., Richardson, A.J. Zooplankton are not fish: improving zooplankton realism in size-spectrum models mediates energy transfer in food webs. *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00201> (2016).

Incagnone, G., Marrone, F., Barone, R., Robba, L., & Naselli-Flores, L. (2015). How do freshwater organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia*, 750, 103-123.

Irigoin, X., Huisman, J., Harris, R.P. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature*, v. 429, n. 6994, p. 863-867, 2004.

Jeppesen, E. (2005). Lake Restoration and Biomanipulation in Temperate Lakes: Relevance for Subtropical and Tropical Lakes: 5 and Flavio Scasso3. In *Restoration and management of tropical eutrophic lakes* (pp. 365-384). CRC Press.

Korhonen, J.J., Wang, J., Soininen, J., 2011. Productivity-Diversity Relationships in Lake Plankton Communities. *PLoS ONE* 6(8): e22041.

Lacerot, G., Kruk, C., LUeRLING, M. I. Q. U. E. L., & Scheffer, M. (2013). The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *Freshwater Biology*, 58(3), 494-503.

Leibold, M. A. (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research*, 1(1), 73-95.

Litchman, E., Ohman, M.D., Kjørboe, T., 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research* 35, 473–484.

Lorenzi, A.S., Chia, M.A., Lopes, F.A.C., Silva, G.G.Z., Edwards, R.A., Bittencourt-Oliveira, M.D.C., 2019. Cyanobacterial biodiversity of semiarid public drinking water supply reservoirs assessed via next-generation DNA sequencing technology. *Journal of microbiology*, 57, 450-460.

Mason, N. W., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794-806.

Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111 (1), 112-118.

McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 178–185

Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., ... & Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity?. *Ecology*, 82(9), 2381-2396.

Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167-177.

Müller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Liston, A.M., Goldman, C.R., 2000. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 403(6765), 74-77. <http://dx.doi.org/10.1038/47469> PMid:10638754.

Pinel-Alloul, B., Patoine, A., Marty, J., 2021. Multi-scale and multi-system perspectives of zooplankton structure and function in Canadian freshwaters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 78, n. 10, p. 1543-1562.

Tillmanns, A.R., Wilson, A.E., Pick, F.R., Sarnelle, O., 2008. Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: Species-specific responses. *Fundam. Appl. Limnol.* 171: 285–295. doi:10.1127/1863-9135/2008/0171-0285.

Vereshchaka, A., et al. 2016. A novel approach reveals high zooplankton standing stock deep in the sea. *Biogeosciences*, v. 13, n. 22, p. 6261-6271.

Woolway, R. I., & Merchant, C. J. (2019). Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nature Geoscience*, 12(4), 271-276.

Yvon-Durocher G, Allen AP (2012) Linking community size structure and ecosystem functioning using metabolic theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 367: 2998–3007

Zohary, T., Flaim, G., & Sommer, U. (2021). Temperature and the size of freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 848, 143-155.