



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

JOÃO VICTOR DA SILVA BARBOSA

**INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS LOCAIS E REGIONAIS NA
COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MICRO E MESOZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO**

AREIA

2024

JOÃO VICTOR DA SILVA BARBOSA

**INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS LOCAIS E REGIONAIS NA
COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MICRO E MESOZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito parcial à
obtenção do título de Licenciado em
Ciências Biológicas pela Universidade
Federal da Paraíba.

Orientador: Prof. Dr. Rosemberg
Fernandes de Menezes

Coorientador: Dr. Anderson Dantas Leal

AREIA

2024

**Catálogo na publicação Seção de
Catálogo e Classificação**

B238i Barbosa, Joao Victor da Silva.

Influência de fatores ambientais locais e regionais na composição das assembleias de micro e mesozoplâncton em reservatórios do semiárido / Joao Victor da Silva Barbosa. - Areia, 2024.

43 f. : il.

Orientação: Rosemberg Fernandes de Menezes.
TCC (Graduação)- UFPB/CCA.

1. Ciências Biológicas. 2. Biodiversidade. 3. Mudanças climáticas. 4. Zooplâncton. I. Menezes, Rosemberg Fernandes de. II. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 573 (02)

Elaborado por JUCCIA NATHIELLE DO NASCIMENTO OLIVEIRA - CRB-930/T

JOÃO VICTOR DA SILVA BARBOSA

**INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS LOCAIS E REGIONAIS NA
COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MICRO E MESOZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito parcial à
obtenção do título de Licenciado em
Ciências Biológicas pela Universidade
Federal da Paraíba.

Aprovado em: 09/10/2024.

BANCA EXAMINADORA



Documento assinado digitalmente
ROSEMBERG FERNANDES DE MENEZES
Data: 11/10/2024 20:02:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. ROSEMBERG FERNANDES DE MENEZES.

Orientador(a) – UFPB



Documento assinado digitalmente
HELDER FARIAS PEREIRA DE ARAUJO
Data: 21/10/2024 12:02:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. HELDER FARIAS PEREIRA DE ARAÚJO.

Examinador(a) – UFPB



Documento assinado digitalmente
FELIPE CAMURUGI ALMEIDA GUIMARAES
Data: 11/10/2024 20:29:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. FELIPE CARAMUGI ALMEIDA GUIMARÃES.

Examinador(a) – UFPB

A minha mãe, Vania Marília por todo amor,
carinho, dedicação e amizade.

Obrigado, por sempre me apoiar, acreditar, e
incentivar meus sonhos.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha mãe, que esteve presente em todos os momentos da minha vida. Pelo amor incondicional, pela educação sólida que me proporcionou, e por todo incentivo que me deu para seguir em frente e realizar meus sonhos. Sua força e resiliência sempre foram uma fonte de inspiração para mim. É essa mesma força que me dá coragem para enfrentar desafios e conquistar meu espaço no mundo. Dedico esta conquista a você, mãe, por tudo o que você representa em minha vida.

À minha madrinha Valéria e ao meu padrinho Valdemir, meu muito obrigado por todo o carinho, apoio e confiança que sempre depositaram em mim. Vocês foram fundamentais ao longo dessa jornada, me oferecendo inspiração e amor incondicionais.

Agradeço de coração à minha vovó Lourdes, à tia Marizete e à tia Viviane, que, mesmo sem compartilharmos laços sanguíneos, sempre me acolheram como parte da família. Vocês cuidaram de mim com tanto zelo e carinho, e isso significou muito para mim.

A minha irmã gêmea Thaynã, meu irmão Neto, meu padrasto Milton e minha sobrinha Clara, sou eternamente grato a vocês por cuidarem tão bem da nossa mãezinha enquanto eu estava distante. Sua compreensão e apoio foram fundamentais durante esse período em que estive ausente nas reuniões familiares.

À minha madrinha Mima, tia Marlene, tia Zeza e tia Renata, e toda família meu sincero agradecimento por nunca se esquecerem de mim. O carinho e o apoio de vocês foram essenciais para que eu pudesse seguir em frente.

Aos meus queridos amigos de Recife, Emily, Castanha, Heloisa, Macena, Karine, Marina (*in memoriam*), Hdavi, Davi Serra Seca, Brayner e Victorchan, agradeço por estarem sempre ao meu lado. Foram incontáveis as vezes que recorri

a vocês para desabafar, rir, conversar e, principalmente, para me sentir acolhido. A amizade de vocês foi um refúgio em meio aos desafios.

Aos amigos que conheci no Residencial Goiás, Anderson, Petrus, Angélica, Mariana e Gustavo, sou grato por todas as conversas despreziosas, pelo apoio mútuo, pelos almoços compartilhados e pelos momentos de descontração com um cafezinho na sacada do prédio. Esses momentos foram especiais e ficarão para sempre na minha memória.

Aos amigos que fiz ao longo do curso, Augusta, Duda, Daniel, Nathan, Chiva, Ernesto, Thiago Cruz, Ester e Nay, vocês tornaram minha experiência em Areia muito mais enriquecedora. A amizade e a camaradagem de vocês fizeram toda a diferença nessa jornada.

À minha namorada Mel, por todo o companheirismo e paciência ao longo dessa jornada. Seu apoio constante e carinho fizeram toda a diferença, me dando força e tranquilidade nos momentos em que mais precisei. Sua presença ao meu lado tornou este caminho muito mais leve e significativo.

Aos professores Rosemberg, Zezinho, Davi e ao pessoal do LEV, Danilo e Roberto, sou profundamente grato por terem contribuído tanto para minha formação. As disciplinas que ministraram, os debates estimulantes e os conselhos sábios não só me ajudaram a desenvolver esta pesquisa, mas também me moldaram como pessoa. Vocês são exemplos de profissionais e seres humanos que admiro e desejo seguir.

Por fim, *in memoriam* de Emerson, Jaciara, tia Luzinete e Marina, guardarei sempre em meu coração o carinho e as lembranças que compartilhei com vocês. Suas presenças continuam vivas em minha memória, e suas influências permanecerão comigo para sempre.

RESUMO

A região semiárida brasileira é caracterizada por uma grande variação espaço-temporal das chuvas. Essas condições levam a alterações na composição física e química da água, tais como aumento de turbidez e eutrofização da água dos reservatórios. Essas alterações podem levar a mudanças na composição das assembleias zooplanctônicas, mas restrições à dispersão associadas ao tamanho corporal do zooplâncton podem levar diferentes classes de tamanho (microzooplâncton: 20–200 μm e mesozooplâncton: > 200 μm) a responderem diferentemente às alterações ambientais e sazonais, dependendo da escala geográfica. Para testar essa hipótese, recorremos tanto a modelos lineares como a modelos lineares generalizados para testar os efeitos do espaço, da sazonalidade e de variáveis ambientais associadas à eutrofização (e.g., nitrogênio, fósforo e clorofila a) e à turbidez da água (e.g. transparência da água, turbidez e sólidos totais suspensos) sobre a diversidade beta do micro e mesozooplâncton de 16 reservatórios do semiárido brasileiro. Dentre esses, oito estão inseridos em uma região mais semiárida, enquanto os outros oito estão situados em uma região menos semiárida, ambas pertencentes à mesma bacia hidrográfica. Avaliamos a importância relativa da turbidez, eutrofização, variação espacial e sazonal para explicar variações sobre os componentes da diversidade beta (substituição e aninhamento) do microzooplâncton, mesozooplâncton e zooplâncton total. Os resultados revelaram que o aumento das concentrações de fósforo total aumentou a diferença de composição das assembleias do zooplâncton total (i.e. causada pela perda de espécies), tanto localmente como regionalmente. Na escala local (dentro dos reservatórios), a substituição de espécies e a diversidade beta total foram maiores na estação seca, ao passo que regionalmente a diversidade beta foi maior na região menos semiárida. No entanto, a direção e a magnitude dos efeitos são contingentes de acordo com a classe de tamanho do zooplâncton. Por exemplo, os resultados para o mesozooplâncton se assemelham ao do conjunto total do zooplâncton, com efeitos do fósforo, região e estação. Enquanto, a turbidez da água e a região foram importantes para determinar a diversidade beta do microzooplâncton, com efeito positivo da turbidez e maior diversidade beta total e substituição de espécies na região mais semiárida. Nossos achados nos dão uma melhor percepção de como alterações nas variáveis ambientais, afetadas por um período de seca prolongada, influenciam a estrutura das assembleias de zooplâncton em diferentes escalas geográficas em regiões semiáridas.

Palavras-Chave: biodiversidade; diversidade beta; mudanças climáticas.

ABSTRACT

Brazil's semi-arid region is characterized by great spatio-temporal variation in rainfall. These conditions lead to changes in the physical and chemical composition of the water, such as increased turbidity and eutrophication of reservoir water. These changes can lead to changes in the composition of zooplankton assemblages, but restrictions on dispersal associated with zooplankton body size can lead different size classes (microzooplankton: 20-200 μm and mesozooplankton: $> 200 \mu\text{m}$) to respond differently to environmental and seasonal changes, depending on the geographical scale. To test this hypothesis, we used both linear and generalized linear models to test the effects of space, seasonality and environmental variables associated with eutrophication (e.g. nitrogen, phosphorus and chlorophyll a) and water turbidity (e.g. water transparency, turbidity and total suspended solids) on the beta diversity of micro- and mesozooplankton from 16 reservoirs in the Brazilian semi-arid region. Of these, eight are located in a more semi-arid region, while the other eight are located in a less semi-arid region, both belonging to the same river basin. We evaluated the relative importance of turbidity, eutrophication, spatial and seasonal variation in explaining variations in the beta diversity components (substitution and nesting) of microzooplankton, mesozooplankton and total zooplankton. The results revealed that increasing concentrations of total phosphorus increased the difference in composition of total zooplankton assemblages (i.e. caused by species loss), both locally and regionally. At the local scale (within reservoirs), species replacement and total beta diversity were higher in the dry season, while regionally beta diversity was higher in the less semi-arid region. However, the direction and magnitude of the effects are contingent according to the size class of the zooplankton. For example, the results for mesozooplankton are similar to those for the total zooplankton, with the effects of phosphorus, region and season. Meanwhile, water turbidity and region were important in determining the beta diversity of microzooplankton, with a positive effect of turbidity and greater total beta diversity and species substitution in the more semi-arid region. Our findings give us a better insight into how changes in environmental variables, affected by a period of prolonged drought, influence the structure of zooplankton assemblages at different geographical scales in semi-arid regions.

Keywords: biodiversity; beta diversity; climate changes.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – <i>Desenho amostral</i>	20
Figura 2 – Efeitos locais do espaço (bacias) e clima (estação).....	25
Figura 3 – Efeitos da concentração de fosforo total e da turbidez nos padrões de diversidade beta local.....	26
Figura 4 – <i>Efeitos do espaço (bacia) e clima (estação) sobre os padrões de diversidade beta regional</i>	27
Figura 5 – <i>Efeito do fosforo total sobre os padrões de diversidade beta regional</i> ...	28
Figura S1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais.....	40
Figura S2 – Comparação entre as variáveis ambientais por região e estação.....	41

LISTA DE TABELAS

- Tabela S1 - Resultados dos modelos lineares generalizados testados os efeitos das variáveis ambientais, temporal e espacial sobre os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton (microzooplâncton, mesozooplâncton e zooplanctons totais) na escala local..... 42
- Tabela S2 - Resultados dos modelos lineares generalizados testados os efeitos das variáveis ambientais, temporal e espacial sobre os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton (*microzooplâncton, mesozooplâncton e zooplanctons totais*) na escala regional..... 44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Organizar por ordem alfabética, seguidas das palavras ou expressões correspondentes grafadas por extenso.

ANA	Agência Nacional de Águas
CHLA	Clorofila a
CT	Carbono Total
PB	Região menos árida (sub-bacia do Piancó)
SB	Região mais árida (sub-bacia do Seridó)
TN	Nitrogênio Total
TP	Fósforo Total
TSS	Total de Sólidos Suspensos

SUMÁRIO

1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	14
2	INTRODUÇÃO.....	16
3	METODOLOGIA.....	20
3.1	<i>Área de estudo.....</i>	20
3.2	<i>A coleta das amostras.....</i>	21
3.3	<i>Variáveis ambientais.....</i>	21
3.4	<i>Análises Biológicas.....</i>	21
3.5	<i>Análises estatísticas</i>	22
4	RESULTADOS.....	24
4.1	<i>Variação ambiental espacial e temporal.....</i>	24
4.2	<i>Efeitos da região e da sazonalidade sobre a diversidade beta local de zooplanctons.....</i>	24
4.3	<i>Efeitos da variação ambiental sobre a diversidade beta local de zooplânctons.....</i>	25
4.4	<i>Efeitos da região e da sazonalidade sobre a diversidade beta regional de zooplanctons.....</i>	27
4.5	<i>Efeitos da variação ambiental sobre a diversidade beta regional de zooplanctons.....</i>	27
5.	DISCUSSÃO.....	29
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	33
	REFERÊNCIAS.....	34
	APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR.....	39

1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A diversidade biológica é um componente essencial para a saúde e funcionalidade dos ecossistemas, e os zooplânctons desempenham um papel crucial nas cadeias alimentares aquáticas. No contexto das mudanças climáticas e da crescente pressão antrópica, a compreensão das dinâmicas que afetam a diversidade das comunidades de zooplâncton se torna cada vez mais relevante. Este trabalho tem como objetivo investigar a influência de variáveis ambientais, como turbidez, eutrofização e sazonalidade, sobre a diversidade beta do microzooplâncton e mesozooplâncton em 16 reservatórios localizados no semiárido brasileiro na Bacia do Rio Piranhas-Açu. A escolha da região se justifica pela diferença nos níveis de precipitação (~50%) entre as sub-bacias do Piancó e do Seridó. Esse contraste reflete as projeções de redução de chuvas em cerca de 50% na região semiárida do Brasil (IPCC, 2021), o que pode aumentar a vulnerabilidade dos sistemas aquáticos às mudanças climáticas.

A pesquisa foi conduzida em dois grupos de reservatórios, um situado em uma área mais semiárida e outro em uma região menos semiárida, ambos pertencentes à mesma bacia hidrográfica (Piranhas-Açu). A metodologia incluiu a coleta de dados sobre a composição das assembleias de zooplâncton, bem como a medição de variáveis ambientais limnológicas. A análise estatística foi realizada utilizando modelos lineares generalizados e análises de variância unifatorial, permitindo avaliar como as variáveis ambientais influenciam a diversidade beta em diferentes escalas espaciais e temporais. Os resultados indicaram que o aumento das concentrações de fósforo total está associado à perda de espécies e à diminuição da diversidade beta, com variações significativas entre as estações do ano e as regiões estudadas, ademais os resultados observados para o micro e mesozooplâncton refletem as hipóteses iniciais de que os efeitos locais teriam maior impacto sobre o microzooplâncton, enquanto os efeitos regionais seriam mais significativos para o mesozooplâncton. As descobertas deste estudo ressaltam a complexidade das interações entre as variáveis ambientais e as diferentes classes de tamanho das comunidades de zooplâncton, evidenciando a necessidade de uma abordagem integrada para a conservação dos ecossistemas aquáticos. A pesquisa não apenas contribui para o entendimento das dinâmicas de diversidade em ambientes

semiáridos, mas também alerta para os riscos de homogeneização biótica e perda de serviços ecossistêmicos em face das mudanças climáticas. Diante da emergência climática, as regiões secas tenderão a apresentar lagos e reservatórios com águas mais turvas e eutrofizadas, devido à redução do nível da água. Esses processos comprometem o funcionamento dos ecossistemas e a manutenção das comunidades biológicas, destacando a importância de estratégias de gestão e conservação adequadas dos recursos hídricos para mitigar os futuros impactos da redução das chuvas em regiões secas do mundo. Assim, é fundamental que futuras investigações continuem a explorar essas interações, visando a preservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos recursos hídricos nas regiões semiáridas do Nordeste brasileiro.

2. INTRODUÇÃO

Entender os processos ecológicos fundamentais que moldam a organização das comunidades biológicas no espaço e no tempo é crucial para desvendar os mecanismos que regem a biodiversidade em diferentes escalas. Isso permite uma compreensão mais profunda de como fatores ambientais e interações ecológicas influenciam a estrutura e a dinâmica das comunidades ao longo do tempo e em distintos contextos geográficos. Localmente, a organização das comunidades é frequentemente moldada por elementos como a taxa de produção biológica, interações entre espécies (e.g. predação e competição) e a frequência de distúrbios ambientais (e.g. estocásticos), ao passo que regionalmente fatores climáticos e históricos desempenham um papel maior ao regular o fluxo de entrada e saída de indivíduos na comunidade local (BEISNER et al., 2006; HUSTON, 1999). A importância relativa dos fatores que influenciam a organização das comunidades em um determinado local e/ou região pode ser organizada em um espectro que reflete os processos que moldam nichos locais, em contraste com aqueles que destacam o papel da dispersão de espécies (LEIBOLD et al., 2004). A organização das comunidades zooplanctônicas pode oferecer uma compreensão valiosa sobre os mecanismos ecológicos que regem a biodiversidade em ecossistemas aquáticos.

A composição das comunidades zooplanctônicas, em ecossistemas aquáticos continentais, pode ser tanto afetada por condições ambientais locais (e.g., eutrofização, salinização e aumento de turbidez da água) quanto regionais (e.g., clima, variações sazonais, conectividade, distância geográfica) (BOTTIN et al., 2014; CARDOSO et al., 2022; CHOI; KIM; KIM, 2020; HEINO et al., 2015). As alterações locais e regionais podem levar a mudanças na composição das comunidades em resposta há processos de filtragem ambiental que afetam as espécies (PICAPEDRA et al., 2020) ou podem ser resultado de extinções seletivas, restrições na dispersão ou eventos de colonização (KRATINA et al., 2012; PICAPEDRA et al., 2020). Fatores locais, como eutrofização e aumento de turbidez podem afetar direta e indiretamente a composição de comunidades zooplanctônicas, alterando disponibilidade de recursos e criando pressões seletivas (FARLEY, 2012). Enquanto, condições geoclimáticas, como variações climáticas, podem exercer um impacto significativo nos padrões de diversidade das comunidades de zooplânctons regionalmente, via a

influência na dispersão e a dinâmica populacional das espécies (HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA; PINEL-ALLOUL; PERES-NETO, 2016; PINEDA et al., 2019; TOLONEN et al., 2001, 2005; TOLONEN; HÄMÄLÄINEN, 2010). Além disso, as alterações das condições nas escalas local e regional podem afetar desproporcionalmente subconjuntos específicos nas comunidades biológicas, particularmente as espécies de maior tamanho corporal, devido às suas maiores necessidades energéticas (MARENCO; SOUZA JUNIOR, 2018). Por exemplo, simulações de aquecimento global revelaram que com as mudanças climáticas, os rotíferos (classificados no geral como microzooplâncton, com o tamanho do corpo de 20 à 200 μm), aumentariam tanto em biomassa quanto em abundância, enquanto os cladóceros e copépodes (classificamos no geral como mesozooplâncton, com tamanho do corpo superior a 200 μm) experimentariam uma diminuição na biomassa, embora a abundância não fosse afetada (STRECKER; COBB; VINEBROOKE, 2004), indicando um processo de substituição de espécies perdedoras e vencedoras das mudanças globais.

O microzooplâncton (20–200 μm), devido ao seu menor tamanho, pode se dispersar mais facilmente através do ambiente aquático, o que significa que a influência do espaço geográfico (distância entre locais) é menos importante em comparação com as condições ambientais locais (por exemplo, temperatura, nutrientes, luz) para determinar a composição do microzooplâncton em diferentes áreas. O mesozooplâncton (> 200 μm), devido ao seu tamanho consideravelmente maior e, conseqüentemente, menor capacidade de dispersão, apresenta variações na composição primariamente atribuídas a efeitos espaciais relacionados à distância geográfica entre diferentes locais. Diferentemente das variações ambientais locais, que desempenham um papel secundário devido à limitada capacidade de deslocamento, a composição do mesozooplâncton pode ser mais fortemente influenciada pela distribuição geográfica das unidades amostrais. Diante das pressões antrópicas e das mudanças climáticas crescentes, aumenta a importância de entender a resposta das comunidades zooplânctônicas às mudanças nas condições na escala local e na escala regional, especialmente em regiões onde há substanciais lacunas de conhecimento sobre o grupo (LOEWEN et al., 2019; MAO et al., 2023; VEZI et al., 2019) e serão fortemente afetadas pelas mudanças climáticas globais, como o semiárido brasileiro (PONTES et al., 2020).

O semiárido brasileiro é caracterizado por apresentar elevado déficit hídrico na maior parte do ano, chuvas com elevada variação espaço-temporal, temperaturas altas estáveis e longos períodos de seca (ROCHA JUNIOR et al., 2018). O seu núcleo apresenta uma longa história de seca de diferentes extensões e intensidades, tendo entre os anos de 2013 e 2015 uma intensidade e impacto não visto há décadas (BARBOSA et al., 2019). Nessa situação, geralmente ocorre a diminuição dos níveis da água durante as estações de seca, que resultam na redução da transparência das águas dos reservatórios e aumenta as concentrações de íons e nutrientes, culminando no processo denominado eutrofização (BOUVY et al., 1999; BRASIL et al., 2016), aumentando ainda mais o papel dos efeitos locais na estruturação das comunidades aquáticas.

Esse processo tende a se intensificar com a redução das chuvas (BRASIL et al., 2016), resultando na alteração da dinâmica trófica dos ambientes aquáticos e impactando significativamente a ciclagem de nutrientes, acelerando a eutrofização e comprometendo a qualidade da água dos lagos e reservatórios. Além disso, a redução do nível da água também pode aumentar a sua turbidez, fato este, causado pela ressuspensão aumentada de sedimentos com origem orgânica e inorgânica que reduz a disponibilidade de luz limitando o crescimento do fitoplâncton (DA COSTA; ATTAYDE; BECKER, 2016; JEPPESEN et al., 2015; MEDEIROS et al., 2015), reduzindo também a quantidade de macrófitas aquáticas que têm relevante papel na formação de micro-habitats e no aumento da complexidade dentro dos lagos. Portanto, a eutrofização e aumento de turbidez da água têm um papel importante na estruturação das comunidades aquáticas de ecossistemas lacustres (QIN et al., 2013), mas poucos estudos abordam como as variações locais causadas por um processo crônico (i.e., eutrofização e aumento de turbidez) que independe da escala pode afetar a composição de espécies localmente e regionalmente em lagos de regiões áridas e semiáridas do mundo.

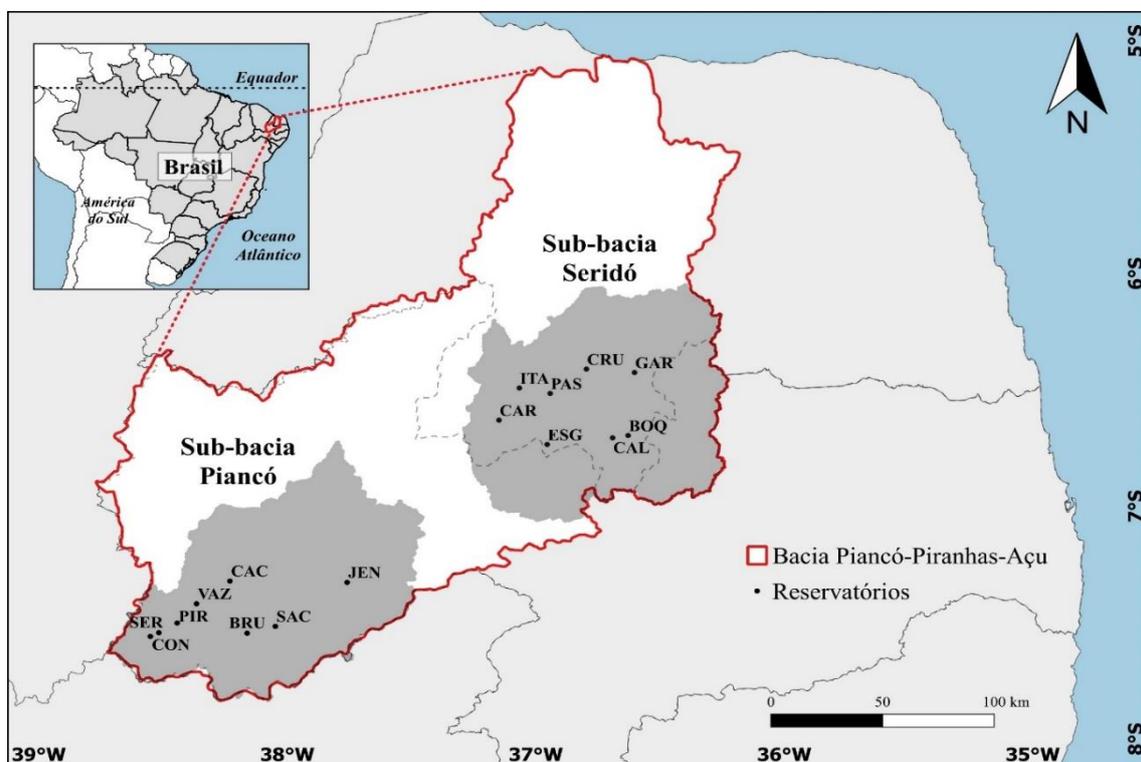
Aqui, buscamos compreender como os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton respondem às variações locais e regionais em ecossistemas lacustres do semiárido brasileiro. Nosso objetivo foi investigar como a diminuição dos níveis de precipitação afeta a heterogeneidade ambiental e como essas potenciais alterações reverbera sobre os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton (aninhamento e substituição de espécies), em seu

conjunto total e em diferentes classes de tamanho do corpo (i.e., microzooplâncton e mesozooplâncton) dentro dos lagos (zona litorânea vs. pelágica) e entre as regiões (i.e. sub-bacias com níveis contrastantes de precipitação). É importante destacar que a seca prolongada pode ter um efeito marcante sobre as variáveis ambientais locais nos ecossistemas lacustres brasileiros, em especial no semiárido. A redução dos níveis de precipitação provoca a diminuição dos níveis de água nos lagos, resultando em condições mais extremas, como aumento de salinidade, concentrações de nutrientes, e turbidez da água (BRASIL et al., 2020; JEPPESEN et al., 2015). Essas mudanças locais no ambiente podem ter um impacto desproporcional sobre o mesozooplâncton devido aos traços de história de vida (ex. tamanho do corpo) e sua capacidade de dispersão limitada em comparação ao microzooplâncton, assim as variações sazonais e espaciais devem ter um papel mais significativo na variação da composição deste grupo específico. Esperamos que a importância relativa das variáveis explicativas mude de acordo com a escala e do subconjunto da comunidade analisado (i.e., microzooplâncton e mesozooplâncton). Essencialmente, acreditamos que com as às variáveis ambientais (ex. mudança na turbidez da água) serão mais importantes para explicar a variação na diversidade beta na escala local (dentro do lago), especialmente para microzooplâncton, enquanto as variações sazonal (seca vs. chuva) e espacial (sub-bacia menos seca vs. mais seca) sendo mais importantes para a variação da diversidade beta na escala regional (entre lagos) do mesozooplâncton, dado que nesta escala o mesozooplâncton teria menor capacidade de dispersão e por isso o regime de chuvas deverá ser o principal motor de variação da diversidade.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

Figura 1 - Desenho amostral (mapa da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu localizado entre os estados da Paraíba e Rio Grande do Norte). Em cinza destacado as sub-bacias do Rio Piancó e Seridó.



Fonte: Autoria própria.

A bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu está totalmente inserida no semiárido brasileiro (04° e 08° de Latitude S e entre 36° e 39° de Longitude W) sua dimensão total de drenagem é de 43.681 Km², sendo 26.183 Km², e corresponde a 60% da área do Estado da Paraíba com 26.183 km², e os outros 40% correspondem a área do Estado do Rio Grande do Norte com 17.498km².

As amostras de água e zooplâncton foram coletadas em 16 açudes localizados ao longo da bacia do rio Piranhas-Açu. Embora essa bacia esteja inserida em uma região semiárida, ela inclui microrregiões com valores contrastantes de precipitação média anual. A sub-bacia Piancó (menos árida) apresenta um regime pluviométrico

relativamente mais alto ($900 \pm 116 \text{ mm.ano}^{-1}$), enquanto a sub-bacia Seridó (mais árida) possui um regime pluviométrico relativamente mais baixo ($584 \pm 115 \text{ mm.ano}^{-1}$), aproximadamente 35% inferior ao da sub-bacia do Piancó. A precipitação média anual foi obtida utilizando o WorldClim versão 2.1, com dados climáticos de 1970-2000 (Fick & Hijmans, 2017).

As amostragens foram realizadas ao final dos períodos seco e chuvoso de 2016. As escolhas dos pontos amostrados foram baseadas em reservatórios públicos regularmente monitorados e com informações disponíveis pela Agência Nacional de Águas (ANA).

3.2 A coleta das amostras

Amostras de água para análise de nutrientes e zooplâncton foram coletadas em duas regiões de cada açude, sendo, região pelágica (próxima a barragem do açude) e litorânea. As amostras de zooplâncton foram coletadas com rede de plâncton com 50 μm de malha arrastada verticalmente, e preservadas em solução de formaldeído a 4%. Temperatura da água, pH e condutividade elétrica foram mensurados in situ (sonda multiparâmetro HORIBA modelo U-22, Kioto, Japão).

3.3 Variáveis ambientais

Além do contraste de precipitação média observado entre as sub-bacias amostradas, realizamos testes de correlações entre as variáveis ambientais através de uma matriz de correlação, algumas das variáveis estavam correlacionadas entre si (Apêndice A - Figura S1), deste modo selecionamos as variáveis que melhor responderam aos nossos modelos. Além disso, testamos como as variações temporal (estação) e espacial (região), influenciavam as variáveis ambientais (Apêndice A- Figura S2), encontramos uma forte influência da região, associada ao regime de precipitação (detalhes acima). Deste modo, incluímos as variáveis que explicam a variação temporal (estação) e espacial (região) como variáveis explicativas.

3.4. Análises Biológicas

A quantificação do zooplâncton foi realizada através de microscópio óptico em câmara de Sedgewick-Rafter de capacidade de 1mL. A densidade do zooplâncton (ind/L) foi determinada a partir da contagem total de subamostras (3 a 5 réplicas), até

que o coeficiente de variação fosse inferior a 20% no caso das espécies mais abundantes. A densidade das espécies nas amostras foi calculada multiplicando-se a média das densidades nas réplicas das subamostras pelo fator de concentração das subamostras e posteriormente dividindo-se este produto pelo volume de água filtrado em cada amostra.

Para estimar a biomassa zooplanctônica, no mínimo 30 indivíduos, escolhidos aleatoriamente, foram medidos da espécie mais abundante. Para rotíferos, fórmulas geométricas foram utilizadas para estimar o biovolume (RUTTNER-KOLISKO, 1977). O peso fresco foi estimado a partir do biovolume de cada indivíduo, assumindo que $106 \mu\text{m}^3$ corresponde a $1 \mu\text{g}$ de peso úmido. O peso seco foi estimado como sendo 10% do peso fresco (PACE; ORCUTT JR, 1981). A biomassa de microcrustáceos (copépodos e cladóceros) foi estimada usando equações de regressões relacionando peso seco e comprimento corporal de acordo com Bottrell et al., (1976).

Antes dos cálculos das medidas de diversidade, subdividimos os dados de zooplâncton total em microzooplâncton (20–200 μm) e mesozooplâncton (200–2.000 μm). A utilização das distribuições de tamanho é considerada um método adequado e padronizado para levantar informações mais detalhas sobre as respostas das diferentes classes de tamanho das comunidades planctônicas às mudanças ambientais (GAEDKE; STRAILE, 1994; PLATT, 1985; VIDONDO et al., 1997), uma vez que o tamanho está relacionado à capacidade de dispersão das espécies de zooplâncton (BEISNER et al., 2006).

3.5 Análises estatísticas

Para testar nossa hipótese de que a importância relativa das variáveis explicativas muda de acordo com a escala observada para determinar os padrões de diversidade beta das comunidades de zooplâncton, construímos uma série de modelos lineares generalizados seguidos de análises de variância unifatorial (one-way ANOVA). Calculamos a diversidade beta a partir do índice de Jaccard (beta total) e seus componentes substituição e aninhamento, com uso do pacote betapart (BASELGA, 2010) para investigar a perda de espécies e/ou a substituição de espécie dentro do açude e entre açudes da mesma região. Adaptamos então a abordagem sugerida por RIBEIRO-NETO et al. (2016) para o cálculo da diversidade beta local

consideramos a diferença da composição entre as comunidades amostradas nas duas regiões do açude (isto é, região pelágica e litorânea), ou seja, a diversidade beta foi considerada apenas dentro de cada açude. Por sua vez, para o cálculo da diversidade beta regional consideramos a diferença entre pares de açude dentro de cada região, ou seja, o cálculo de diversidade beta levou em conta a mudança na composição dentro de cada bacia. Adicionalmente, calculamos a distância euclidiana para o fósforo total e a turbidez especificamente para os modelos que tratam da diversidade beta regional. Neste sentido, nosso número de amostral é de 16 para a diversidade beta local e 112 para a diversidade beta regional (56 por região). Nosso modelo base foi:

$$y \sim TP + Turb + estação + região$$

y é a nossa variável resposta, TP é a concentração de fósforo total na escala local ou a distância euclidiana do fósforo total para cada par de açudes na escala regional, Turb é a turbidez da água na escala local ou a distância euclidiana da turbidez entre pares de açudes na escala regional, estação é uma variável categórica (seca ou chuva) indicando o período da amostragem, e região é uma variável categórica (Seridó ou Piancó) indicando a sub-bacia de amostragem. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (TEAM, 2020), com uso do pacote vegan (OKSANEN et al., 2019).

4. RESULTADOS

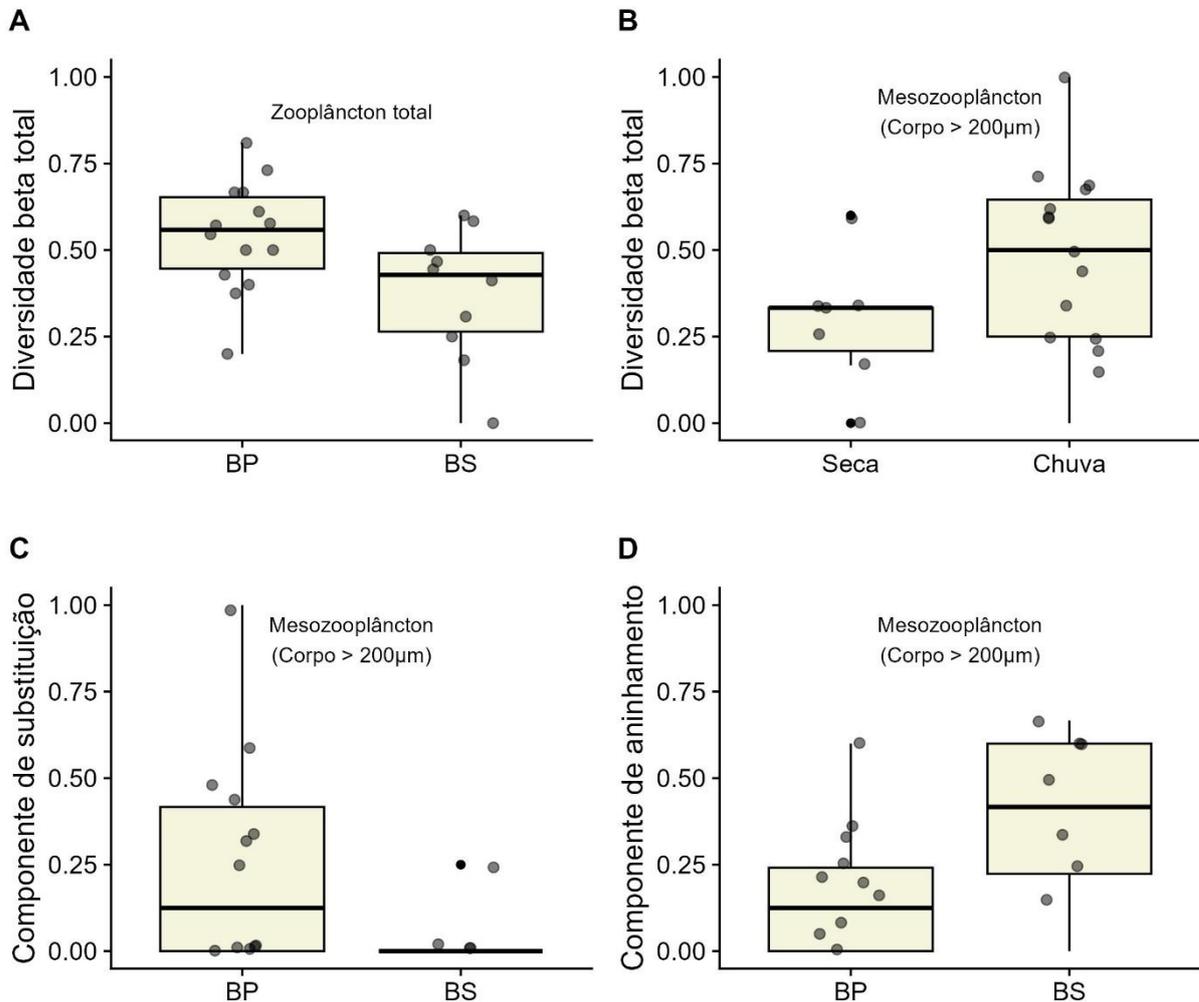
4.1 *Variação ambiental espacial e temporal*

Sete variáveis limnológicas foram relacionadas umas com as outras: Secchi, total de sólidos suspensos (TSS), turbidez da água, clorofila a (CHLA), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e carbono total (CT). O Secchi apresentou correlação negativa com TSS, turbidez, CHLA, TN e TC, enquanto TSS, TN, CHLA e TC foram correlacionados positivamente com as demais variáveis (Figura S1). As variáveis fósforo total (PT) e turbidez da água foram correlacionadas positivamente, mas de forma moderada ($r = 0.519$, $p < 0.001$). Ademais, com exceção TSS e CHLA, todas as variáveis foram influenciadas por estação e/ou região (Figura S2). Na sub-bacia do Seridó, a turbidez da água foi mais alta em relação à sub-bacia do Piancó (Figura S2.A), enquanto a concentração de fósforo total foi maior na estação seca (Figura S2.D).

4.2 *Efeitos da região e da sazonalidade sobre a diversidade beta local de zooplânctons*

A diversidade beta do zooplâncton total (microzooplâncton + mesozooplâncton) foi maior na região menos árida (BP) (Figura 2A), enquanto não encontramos efeitos da estação sobre a diversidade beta total (Tabela S1). Enquanto, a diversidade beta local para o mesozooplâncton foi maior na estação chuvosa (Figura 2B), sem efeito da região. Por sua vez, o componente de substituição de espécies para o mesozooplâncton foi maior na região menos árida (BP) (Figura 2C), e não encontramos efeitos da estação. Adicionalmente, o componente de aninhamento para o mesozooplâncton foi maior na região mais árida (BS) (Figura 2D), também sem efeito da estação. Para a diversidade beta dos microzooplâncton não encontramos qualquer efeito da estação ou região (Tabela S1).

Figura 2. Efeitos locais do espaço (bacias) e clima (estação)



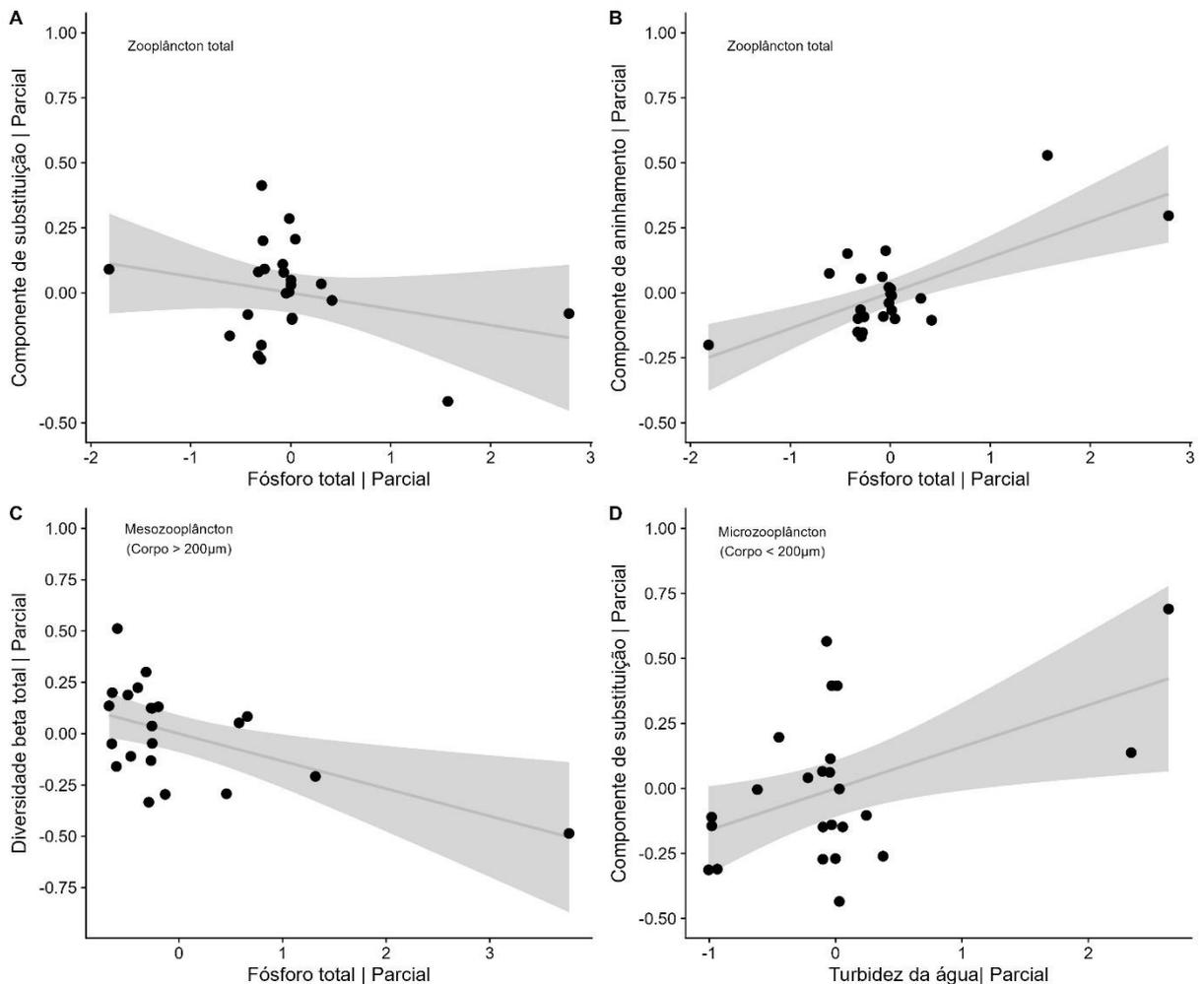
Fonte: Autoria própria.

4.3 Efeitos da variação ambiental sobre a diversidade beta local de zooplânctons

A diversidade beta total do zooplâncton total (microzooplânctom + mesozooplâncton) não foi afetada pelo fósforo total ou turbidez (Tabela S1), mas a substituição de espécies diminuiu ($\beta = -0.062$, $p = 0.027$) e o aninhamento do zooplâncton total aumentou ($\beta = 0.137$, $p = 0.002$) em resposta ao aumento da concentração de fósforo total dissolvido na água (Figuras 3A e 3B respectivamente). A diversidade beta total na escala local para o mesozooplâncton diminuiu ($\beta = -0.134$, $p = 0.020$) em resposta ao aumento da concentração de fósforo (Figura 3C), enquanto

não foi afetada pela turbidez. Adicionalmente, os componentes de substituição de espécies e aninhamento para a diversidade beta na escala local para o mesozooplâncton não foram afetadas pela concentração de fósforo total na água ou pela turbidez da água. Por sua vez, não encontramos nenhum efeito do fósforo total e da turbidez sobre a diversidade beta total ou do componente de aninhamento do microzooplâncton. No entanto, a substituição de espécies aumenta com a turbidez ($\beta = 0.160$, $p = 0.036$) (Figura 3D), mas não é afetada pelo fósforo total.

Figura 3. Efeitos da concentração de fósforo total e da turbidez nos padrões de diversidade beta local.

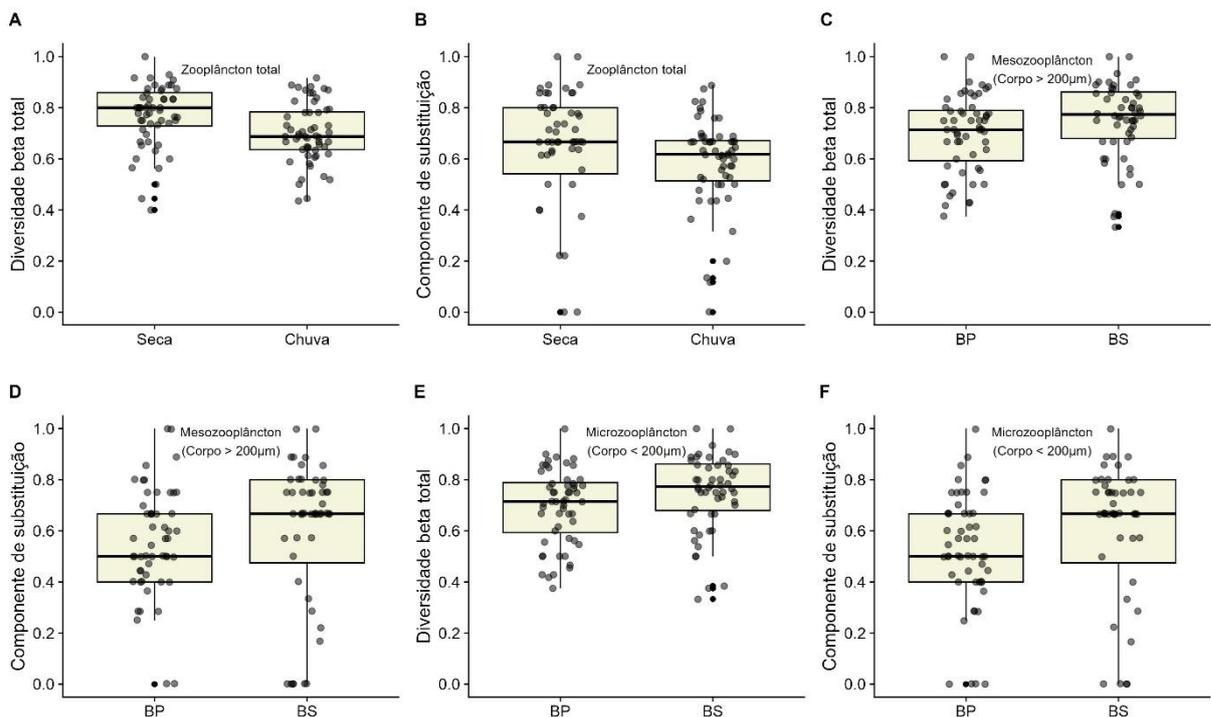


Fonte: Autoria própria.

4.4 Efeitos da região e da sazonalidade sobre a diversidade beta regional de zooplânctons

A diversidade beta total e substituição de espécies do zooplâncton total foram maiores na estação seca (Figura 4A-B). Por sua vez, a diversidade beta total e a substituição de espécies para mesozooplâncton foram maiores na bacia do Seridó (BS) (Figura 4C-D). Adicionalmente, a diversidade beta total e substituição de espécies para o microzooplâncton foram maiores na bacia do Seridó (4E-F).

Figura 4. Efeitos do espaço (bacia) e estação sobre os padrões de diversidade beta regional.



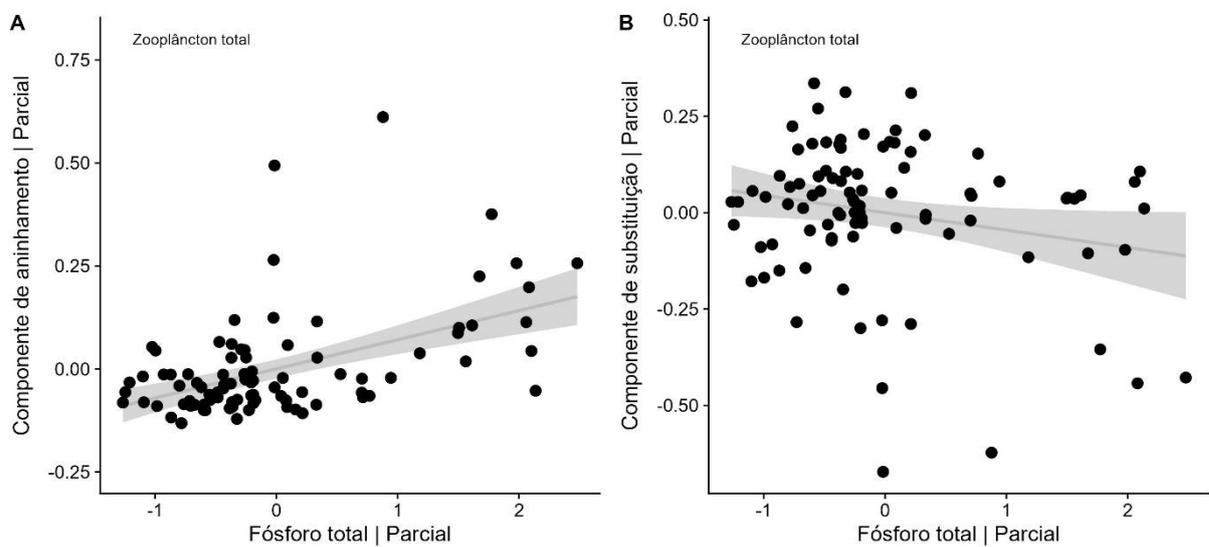
Fonte: Autoria própria.

4.5 Efeitos da variação ambiental sobre a diversidade beta regional de zooplânctons

A concentração de fósforo total aumenta o aninhamento ($\beta = 0.071$, $p < 0.001$) enquanto diminui a substituição de espécies ($\beta = -0.045$, $p = 0.035$) para o zooplâncton

total (Figuras 5A-B), mas não tem efeitos sobre a diversidade beta regional total (Tabela S2). Adicionalmente, não encontramos qualquer efeito da turbidez sobre os padrões de diversidade beta regional para o zooplâncton total (i.e., microzooplâncton + mesozoplâncton). Além disso, a concentração de fósforo total e a turbidez da água não tem qualquer efeito sobre os padrões de diversidade beta para microzooplâncton e mesozoplâncton.

Figura 5. Efeito do fosforo total sobre os padrões de diversidade beta regional.



Fonte: Autoria própria.

5. DISCUSSÃO

A estruturação de comunidades biológicas é influenciada por diferentes fatores em diferentes escalas (DANTAS; FONSECA, 2023). Particularmente, as comunidades de zooplâncton respondem rapidamente às alterações ambientais, como aumento das concentrações de nutrientes na água, variações sazonais e fatores espaciais (BOMFIM et al., 2021; XIONG et al., 2016). Adicionalmente, a diversidade de zooplâncton com diferentes tamanhos pode ser afetada de diferentes maneiras pelos gradientes ambientais (HAVENS; BEAVER, 2011). Nossas descobertas reforçam os estudos anteriores sobre como a eutrofização e turbidez, afetam os zooplânctons, e revelaram uma consonância nos determinantes da diversidade beta do zooplâncton em escalas tanto locais (dentro do açude) quanto regionais (entre mesoregiões). Primeiro, encontramos uma série de efeitos do espaço (bacia) e da estação sobre os padrões de diversidade beta local e regional, relativos as classes de tamanho do zooplâncton. Segundo, demonstramos aqui que o aumento das concentrações de fósforo total (eutrofização) reduz a substituição de espécies em ambas escalas investigadas, enquanto aumenta o efeito de aninhamento (perda de espécies) para o zooplâncton total. Além disso, o aumento da concentração de fósforo total diminui a diversidade beta total na escala local. Encontramos também um efeito negativo da concentração de fósforo sobre a diversidade beta local do mesozooplâncton. Ademais, percebemos um efeito positivo do aumento da turbidez da água sobre a substituição de espécies para o microzooplâncton. No entanto, é importante notar que a direção e a magnitude desses efeitos variam consideravelmente dependendo da classe de tamanho do zooplâncton (microzooplâncton e mesozooplâncton). Dividir o zooplâncton em duas classes de tamanho facilita a análise da estrutura da comunidade e o entendimento de como diferentes tamanhos de organismos respondem a fatores ambientais e de dispersão, ademais, ajuda a identificar padrões que podem ser específicos para cada classe de tamanho.

Padrões espaciais e temporais de precipitação são importantes na determinação dos padrões de diversidade beta local das comunidades biológicas (CARDOSO et al., 2022). A variação espacial na distribuição de chuvas pode desencadear mudanças na composição taxonômica e funcional da vida aquática (BONADA; DOLÉDEC; STATZNER, 2007; KINARD; PATRICK; CARVALLO, 2021; SU et al., 2019). Isso ocorre porque as comunidades de organismos aquáticos são

altamente sensíveis às variações nas condições climáticas (LEI et al., 2018; LI et al., 2017; MARONEZE et al., 2014; SILVINO; BARBOSA, 2015). No entanto, espera-se que na escala local, variações temporais e espaciais tenham importância relativa menor, quando comparados às variações ambientais locais, como as concentrações de nutrientes (QIU et al., 2022). Aqui, no entanto, encontramos um forte efeito da sub-bacia (região) sobre a diversidade beta local. Isso pode ser explicado pelos níveis contrastantes de precipitação observado entre as sub-bacias do Seridó (mais seca) e Piancó (menos seca), levando a mudanças nas concentrações de fósforo total da água, um dos mais importantes preditores da diversidade de zooplâncton em ecossistemas lacustres (SIMOES et al., 2015), afetando a diversidade de espécies de zooplâncton presente nos açudes.

As variações ambientais locais são particularmente importantes para a montagem das comunidades tanto em ecossistemas terrestres quanto aquáticos (DE QUEIROZ; RIBAS; FRANÇA, 2013). O conjunto local de espécies é determinado pela interação entre a variação ambiental local (bióticas e/ou abióticas) e a fatores espaciais (limitação de dispersão) (BRASIL et al., 2020). As variações locais das concentrações de nutrientes (ex. fósforo), levam à eutrofização que conseqüentemente leva a um aumento na biomassa de fitoplâncton, que serve como alimento para os zooplânctons. A eutrofização, envolve o aumento das concentrações de nutrientes como fósforo e nitrogênio, alterando a composição das comunidades ao promover um ambiente onde espécies oportunistas dominam. No entanto, isso também pode favorecer espécies de zooplâncton menores e menos diversificadas, resultando em uma redução da diversidade beta em escalas locais e regionais (DURÉ et al., 2021). Enquanto a turbidez da água pode provocar alterações marcantes na composição de espécies de fitoplâncton e zooplâncton (CARDOSO et al., 2022). O gradiente de turbidez afeta as comunidades zooplanctônicas por causar mudanças significativas em sua estrutura taxonômica, seus parâmetros quantitativos (abundância, biomassa) e suas relações interespecíficas (GOŹDZIEJEWSKA et al., 2019; GOŹDZIEJEWSKA; KRUK, 2022; MA et al., 2019). A turbidez, é frequentemente causada pela ressuspensão de sedimentos, e afeta a composição de espécies dos zooplânctons ao reduzir a diversidade de espécies. Em ambientes altamente turvos, a luz é bloqueada, o que limita a fotossíntese e altera as interações tróficas (ZHOU; QIN; HAN, 2018). Quando a turbidez e a eutrofização ocorrem simultaneamente, os

efeitos podem ser complexos e dependem das condições específicas do ambiente. Em alguns casos, ambos os fatores podem levar a uma substituição de espécies, onde espécies mais tolerantes à baixa qualidade da água substituem aquelas que não conseguem sobreviver nessas condições (ZHOU; QIN; HAN, 2018).

Nossos resultados indicam que o fósforo é o principal vetor de mudança na diversidade beta do zooplâncton, diminuindo a substituição de espécies e aumento do efeito de aninhamento nas comunidades. Esse padrão pode estar associado à eutrofização, em função das altas concentrações de fósforo da água (OLIVEIRA; MACHADO, 2013). A eutrofização pode tornar o ambiente inóspito para muitas espécies de zooplâncton (LI et al., 2022), com impactos possíveis para os componentes da diversidade beta, com o aumento da perda de espécies e aumento da substituição de espécies perdedoras por vencedoras (Tabarelli et al. 2012).

Condições ambientais específicas de cada região (e.g, turbidez e eutrofização) desempenham um papel crucial na diversidade e composição de espécies das comunidades dos zooplânctons (DURÉ et al., 2021). Particularmente, a diversidade de zooplâncton responde de forma distinta às alterações provocadas pela precipitação, com maior diversidade na estação seca (CARDOSO et al., 2022), esse padrão está associado a um aumento da heterogeneidade ambiental neste período e/ou condição. Com o aumento das chuvas e o aumento do nível de água nos reservatórios, as condições ambientais nestes sistemas tendem a se homogeneizar, podendo levar a redução da diversidade de espécies aquáticas (Cardoso et al. 2022). Nossos achados, indicam que a região mais seca (i.e., sub-bacia do Seridó), tem maior diversidade beta regional e maior taxa de substituição de espécies para o mesozooplâncton e o microzooplâncton, ao passo que a estação seca tem maior diversidade beta total para o zooplâncton total no geral. Esses achados corroboram com Diniz et al. 2023, que indicaram que o aumento na heterogeneidade ambiental na estação seca levou a um aumento da diversidade beta das comunidades de zooplâncton.

A eutrofização é um importante processo determinante da diversidade de zooplâncton (GUTIERREZ et al., 2020). Espera-se que a diversidade local de zooplâncton aumente com o incremento das concentrações de fósforo. Na estação seca ou em regiões áridas e semiáridas a concentração do fósforo tende a ser maior em ecossistemas aquáticos (CARDOSO et al., 2022; DURÉ et al., 2021), tendo

consequências possíveis sobre a diversidade de espécies em comunidades aquáticas. Aqui, observamos que o aumento das concentrações de fósforo está associado ao aumento do efeito de aninhamento nas assembleias zooplanctônicas e à redução da substituição de espécies do zooplâncton ao nível regional. Estes resultados sugerem que a eutrofização (processo local), pode ter impactos significativos na estrutura das comunidades zooplânctônicas em uma escala mais ampla. Com a redução prevista das chuvas para o hemisfério sul com as mudanças climáticas globais (PONTES et al., 2020)), a eutrofização deve se tornar um processo ainda mais frequente em ecossistemas aquáticos (JEPPESEN et al., 2015). Assim, nosso achado alerta para um possível processo de homogeneização biótica em escala regional (LIU et al., 2020).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente enfrentamos uma crise climática sem precedentes na história humana. O hemisfério sul deverá sofrer de forma mais intensa com as mudanças climáticas globais, particularmente a Caatinga deverá sofrer uma forte redução das chuvas, o que poderá alterar severamente a organização das comunidades biológicas aquáticas e terrestres. Nossas descobertas, alertam para um efeito nocivo do aumento das concentrações de fósforo e redução das chuvas (através do espaço) sobre os padrões de diversidade beta. Aqui demonstramos, que comunidades expostas a altas concentrações de fósforo e em regiões mais áridas apresentam menor substituição de espécies e são mais aninhadas (maior perda de espécies), e também tem menor diversidade beta total. No entanto, os efeitos são complexos e dependem da classe de tamanho do zooplâncton. Deste modo essa questão merece ser revisitada no futuro. Essencialmente, com as mudanças globais a Caatinga se tornará cada vez mais árida, podendo levar os corpos de água a altos níveis de eutrofização devido ao aumento das concentrações de fósforo, impondo um desafio para a manutenção da diversidade local e regional do zooplâncton. Deste modo, destacamos que nossos achados apontam para um futuro deteriorante para as comunidades zooplanctônicas na Caatinga, com risco de possível homogeneização biótica e perda de serviços ecossistêmicos associados a essas comunidades.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, H. A. et al. Assessment of Caatinga response to drought using Meteosat-SEVIRI normalized difference vegetation index (2008–2016). **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 148, p. 235–252, 2019.
- BASELGA, A. Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. **Ecology**, v. 91, n. 7, p. 1974–1981, 2010.
- BEISNER, B. E. et al. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 2985–2991, 2006.
- BOMFIM, F. DE F. et al. Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of El Niño and La Niña in floodplain shallow lakes. **Aquatic Sciences**, v. 83, n. 2, p. 41, 2021.
- BONADA, N.; DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. **Global Change Biology**, v. 13, n. 8, p. 1658–1671, 2007.
- BOTTIN, M. et al. Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years? **Freshwater Science**, v. 33, n. 2, p. 402–416, 2014.
- BOUVY, M. et al. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, n. 3, p. 285–297, 1999.
- BRASIL, J. et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, p. 145–164, 2016.
- BRASIL, J. et al. Rainfall leads to habitat homogenization and facilitates plankton dispersal in tropical semiarid lakes. **Aquatic Ecology**, v. 54, n. 1, p. 225–241, 2020.
- CARDOSO, M. M. L. et al. Prolonged drought increases environmental heterogeneity and plankton dissimilarity between and within two semiarid shallow lakes over time. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 17–18, p. 3995–4014, 2022.
- CHOI, J.-Y.; KIM, J.-C.; KIM, S.-K. Changing distributions of zooplankton communities in a coastal lagoon in response to rainfall seasonality. **Journal of Coastal Research**, v. 102, n. SI, p. 69–74, 2020.
- DA COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, p. 75–89, 2016.

DANTAS, A.; FONSECA, C. R. Global biogeographical patterns of ants and their abiotic determinants. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2023.

DE QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R.; FRANÇA, F. M. Microhabitat characteristics that regulate ant richness patterns: the importance of leaf litter for epigaeic ants. **Sociobiology**, v. 60, n. 4, p. 367–373, 2013.

DINIZ, L. P. et al. A prolonged drought period reduced temporal β diversity of zooplankton, phytoplankton, and fish metacommunities in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 5, p. 1073–1089, 2023.

DURÉ, G. A. V. et al. Effect of eutrophication on the functional diversity of zooplankton in shallow ponds in Northeast Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 43, n. 6, p. 894–907, 2021.

FARLEY, M. Eutrophication in fresh waters: An international review. **Encyclopedia of lakes and reservoirs**, p. 258–270, 2012.

GAEDKE, U.; STRAILE, D. Seasonal changes of the quantitative importance of protozoans in a large lake: an ecosystem approach using mass-balanced carbon flow diagrams. **Marine Microbial Food Webs**, v. 8, n. 1/2, p. 163–188, 1994.

GOŹDZIEJEWSKA, A. M. et al. Effects of suspended micro-and nanoscale particles on zooplankton functional diversity of drainage system reservoirs at an open-pit mine. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 16113, 2019.

GOŹDZIEJEWSKA, A. M.; KRUK, M. Zooplankton network conditioned by turbidity gradient in small anthropogenic reservoirs. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 3938, 2022.

GUTIERREZ, M. F. et al. Responses of stream zooplankton diversity metrics to eutrophication and temporal environmental variability in agricultural catchments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 12, p. 792, 2020.

HAVENS, K. E.; BEAVER, J. R. Composition, size, and biomass of zooplankton in large productive Florida lakes. **Hydrobiologia**, v. 668, p. 49–60, 2011.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845–869, 2015.

HENRIQUES-SILVA, R.; PINEL-ALLOUL, B.; PERES-NETO, P. R. Climate, history and life-history strategies interact in explaining differential macroecological patterns in freshwater zooplankton. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 12, p. 1454–1465, 2016.

HUSTON, M. A. **Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals** Source: Oikos. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://about.jstor.org/terms>>.

- JEPPESEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201–227, 2015.
- KINARD, S.; PATRICK, C. J.; CARVALLO, F. Effects of a natural precipitation gradient on fish and macroinvertebrate assemblages in coastal streams. **PeerJ**, v. 9, p. e12137, 2021.
- KRATINA, P. et al. Warming modifies trophic cascades and eutrophication in experimental freshwater communities. **Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1421–1430, 2012.
- LEI, Y. et al. A change in phytoplankton community index with water quality improvement in Tolo Harbour, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 823–830, 2018.
- LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.
- LI, B. et al. Stability of macroinvertebrate communities in a newly formed large reservoir with recurrent impoundment events. **Quaternary International**, v. 440, p. 71–77, 2017.
- LI, Y. et al. Eutrophication decrease compositional dissimilarity in freshwater plankton communities. **Science of The Total Environment**, v. 821, p. 153434, 2022.
- LIU, P. et al. Urbanization increases biotic homogenization of zooplankton communities in tropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105899, 2020.
- LOEWEN, C. J. G. et al. Macroecological drivers of zooplankton communities across the mountains of western North America. **Ecography**, v. 42, n. 4, p. 791–803, 2019.
- MA, C. et al. Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 34, n. 1, p. 65–79, 2019.
- MAO, Z. et al. Response of zooplankton to nutrient reduction and enhanced fish predation in a shallow eutrophic lake. **Ecological Applications**, v. 33, n. 1, p. e2750, 2023.
- MARENGO, J. A.; SOUZA JUNIOR, C. Mudanças Climáticas: impactos e cenários para a Amazônia. **São Paulo: ALANA**, 2018.
- MARONEZE, M. M. et al. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 445–458, 2014.
- MEDEIROS, L. DE C. et al. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293–307, 2015.

- OKSANEN, J. et al. Package 'vegan'. **Community ecology package, version**, v. 2, n. 9, 2019.
- OLIVEIRA, M.; MACHADO, A. V. The role of phosphorus on eutrophication: a historical review and future perspectives. **Environmental Technology Reviews**, v. 2, n. 1, p. 117–127, 2013.
- PACE, M. L.; ORCUTT JR, J. D. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community 1. **Limnology and Oceanography**, v. 26, n. 5, p. 822–830, 1981.
- PARA A ELABORAÇÃO, T. DE R. do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piranhas-Açu. 2010. **IBI Engenharia Consultiva, Agência Nacional de Águas. Disponível em: <http://piranhasacu.ana.gov.br/>. Acesso em**, v. 2, 2014.
- PICAPEDRA, P. H. S. et al. Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, p. 701–713, 2020.
- PINEDA, A. et al. The El Niño Southern Oscillation (ENSO) is the main source of variation for the gamma diversity of plankton communities in subtropical shallow lakes. **Aquatic Sciences**, v. 81, p. 1–15, 2019.
- PLATT, T. Structure of marine ecosystems: its allometric basis. **Ecosystem theory for biological oceanography**, 1985.
- PONTES, G. M. et al. Drier tropical and subtropical Southern Hemisphere in the mid-Pliocene Warm Period. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 13458, 2020.
- QIN, B. et al. Lake eutrophication and its ecosystem response. **Chinese Science Bulletin**, v. 58, p. 961–970, 2013.
- QIU, X. et al. Seasonal and spatial variability of zooplankton diversity in the Poyang Lake Basin using DNA metabarcoding. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 6, p. e8972, 2022.
- RIBEIRO-NETO, J. D. et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and conservation**, v. 25, p. 943–956, 2016.
- ROCHA JUNIOR, C. A. N. DA et al. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.
- RUTTNER-KOLISKO, A. Suggestions for biomass calculations of planktonic rotifers. **Arch Hydrobiol Beih**, v. 21, p. 71–76, 1977.
- SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 607–615, 2015.

SIMOES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, p. 3–17, 2015.

STRECKER, A. L.; COBB, T. P.; VINEBROOKE, R. D. Effects of experimental greenhouse warming on phytoplankton and zooplankton communities in fishless alpine ponds. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 4, p. 1182–1190, 2004.

SU, P. et al. Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. **Ecological Engineering**, v. 140, p. 105595, 2019.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

TEAM, R. C. R language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical. **Computing**, 2020.

TOLONEN, K. T. et al. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 152, n. 1, p. 39–67, 2001.

TOLONEN, K. T. et al. Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. **Biodiversity & Conservation**, v. 14, p. 961–980, 2005.

TOLONEN, K. T.; HÄMÄLÄINEN, H. Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. **Fundamental and applied limnology**, v. 176, n. 1, p. 43, 2010.

VEZI, M. et al. Response of zooplankton communities to altered water quality and seasonal flow changes in selected river dominated estuaries in KwaZulu-Natal, South Africa. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 393–406, 2019.

VIDONDO, B. et al. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. **Limnology and oceanography**, v. 42, n. 1, p. 184–192, 1997.

XIONG, W. et al. Determinants of community structure of zooplankton in heavily polluted river ecosystems. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 22043, 2016.

ZHOU, J.; QIN, B.; HAN, X. The synergetic effects of turbulence and turbidity on the zooplankton community structure in large, shallow Lake Taihu. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 1168–1175, 2018.

APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR

INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS LOCAIS E REGIONAIS NA COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MICRO E MESOZOOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO

Figuras e tabelas suplementares

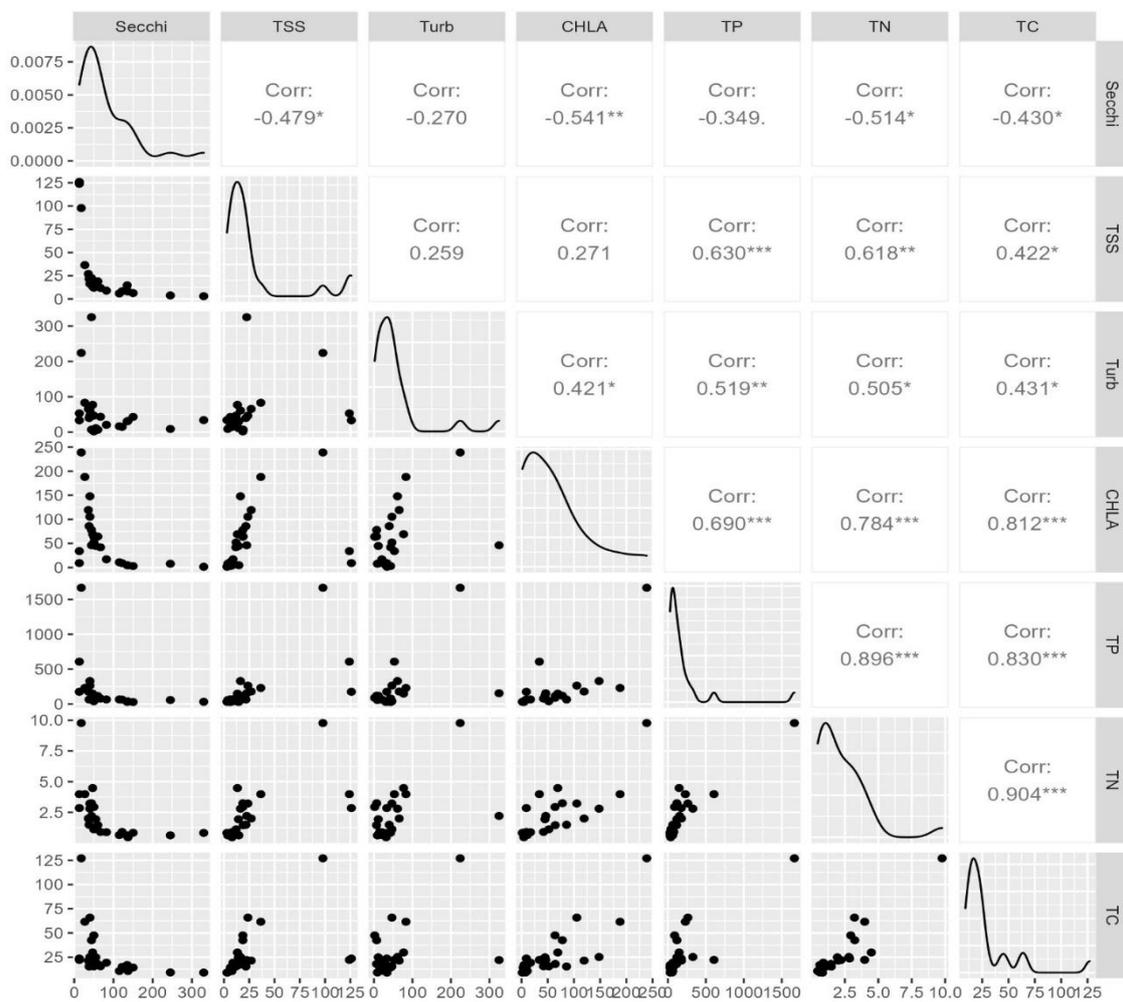
Figura S1: Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais

Figura S2: Boxplots comparando a variação ambiental entre estação e região

Tabela S1: Modelos lineares generalizados para a escala local

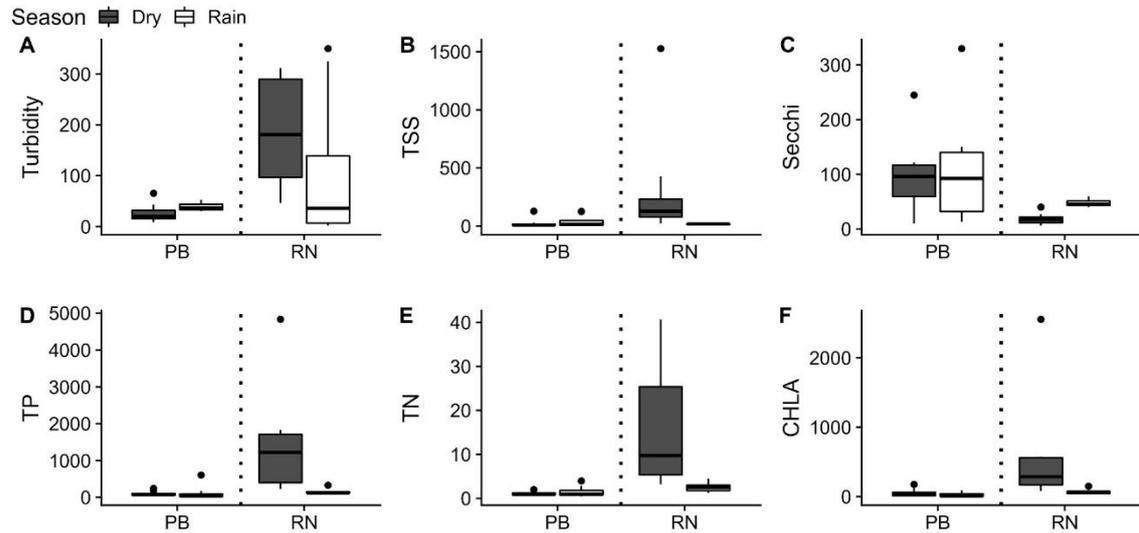
Tabela S2: Modelos lineares generalizados para a escala regional

Figura S1. Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais. Números destacados com asteriscos representam correlações significativas. Secchi, é medida de transparência da água medida pelo equipamento Secchi., TSS é a abreviação em inglês para sólidos suspensos totais, Turb é a turbidez da água medida em loco. CHLA é a clorofila-a, TP é a concentração total fósforo na água, TN é a concentração total de nitrogênio na água e TC é a concentração de carbono.



Fonte: Autoria própria.

Figura S2: Comparação entre as variáveis ambientais por região e estação. Boxplots em cinza escuro indicam a estação seca e em branco indicam a estação das chuvas. A linha tracejada divide as regiões, RN indica a microbacia do Seridó e PB indica a microbacia do Piancó.



Fonte: Autoria própria.

Tabela S1: Resultados dos modelos lineares generalizados testados os efeitos das variáveis ambientais, temporal e espacial sobre os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton (microzooplâncton, mesozoplâncton e zooplânctons totais) na escala local.

Tipo	Componente	Variável explicativa	R ²	inclinação	Erro padrão	F	p
Micro	Aninhamento	Fósforo total	0.21	0.112	0.058	1.603	0.221
		Turbidez		-0.074	0.055	1.111	0.305
		Estação ^{chuva}		0.164	0.105	2.614	0.122
		Região ^{Seridó}		-0.006	0.113	0.003	0.960
Micro	Substituição	Fósforo total	0.27	-0.084	0.071	1.690	0.209
		Turbidez		0.160	0.067	5.101	0.036
		Estação ^{chuva}		0.118	0.127	0.277	0.605
		Região ^{Seridó}		-0.202	0.137	2.191	0.155
Micro	Total	Fósforo total	0.25	0.029	0.066	0.076	0.786
		Turbidez		0.087	0.062	2.235	0.151
		Estação ^{chuva}		0.283	0.118	4.005	0.060
		Região ^{Seridó}		-0.208	0.127	2.684	0.118
Meso	Aninhamento	Fósforo total	0.36	-0.069	0.045	1.194	0.290
		Turbidez		-0.029	0.048	0.186	0.672
		Estação ^{chuva}		-0.062	0.098	0.009	0.927
		Região ^{Seridó}		0.293	0.102	8.326	0.010
Meso	Substituição	Fósforo total	0.42	-0.065	0.050	2.333	0.145

		Turbidez	0.005	0.054	0.162	0.692	
		Estação ^{chuva}	0.279	0.110	3.985	0.062	
		Região ^{Seridó}	-0.278	0.114	5.960	0.026	
Meso	Total	Fósforo total	0.39	-0.134	0.049	6.658	0.020
		Turbidez	-0.023	0.052	0.000	0.986	
		Estação ^{chuva}	0.217	0.106	4.587	0.047	
		Região ^{Seridó}	0.016	0.110	0.021	0.888	
Total	Aninhamento	Fósforo total	0.47	0.137	0.034	13.717	0.002
		Turbidez	-0.046	0.033	2.387	0.139	
		Estação ^{chuva}	0.044	0.058	0.370	0.550	
		Região ^{Seridó}	-0.046	0.060	0.596	0.450	
Total	Substituição	Fósforo total	0.31	-0.062	0.050	5.759	0.027
		Turbidez	-0.017	0.049	0.428	0.521	
		Estação ^{chuva}	0.042	0.087	0.032	0.859	
		Região ^{Seridó}	-0.136	0.089	2.336	0.143	
Total	Total	Fósforo total	0.34	0.075	0.043	0.007	0.932
		Turbidez	-0.063	0.042	3.862	0.064	
		Estação ^{chuva}	0.086	0.074	0.466	0.503	
		Região ^{Seridó}	-0.183	0.077	5.677	0.028	

Fonte: Autoria própria.

Tabela S2. Resultados dos modelos lineares generalizados testados os efeitos das variáveis ambientais, temporal e espacial sobre os componentes da diversidade beta das comunidades de zooplâncton (*microzooplâncton*, *mesozooplâncton* e *zooplânctons totais*) na escala regional.

Tipo	Componente	Variável explicativa	R²	Estimate	error	F.value	p
Micro	Aninhamento	Fósforo total	0.06	0.033	0.017	2.944	0.090
		Turbidez		-0.019	0.018	0.968	0.328
		Estação ^{chuva}		0.004	0.032	0.001	0.983
		Região ^{Seridó}		-0.047	0.030	2.440	0.122
Micro	Substituição	Fósforo total	0.07	-0.020	0.029	0.345	0.558
		Turbidez		0.031	0.032	1.007	0.319
		Estação ^{chuva}		-0.066	0.054	1.148	0.287
		Região ^{Seridó}		0.111	0.052	4.613	0.035
Micro	Total	Fósforo total	0.08	0.013	0.018	0.457	0.501
		Turbidez		0.012	0.019	0.489	0.486
		Estação ^{chuva}		-0.062	0.033	2.985	0.088
		Região ^{Seridó}		0.064	0.032	4.064	0.047
Meso	Aninhamento	Fósforo total	0.06	0.033	0.017	2.944	0.090
		Turbidez		-0.019	0.018	0.968	0.328
		Estação ^{chuva}		0.004	0.032	0.001	0.983
		Região ^{Seridó}		-0.047	0.030	2.440	0.122
Meso	Substituição	Fósforo total	0.07	-0.020	0.029	0.345	0.558
		Turbidez		0.031	0.032	1.007	0.319

		Estação ^{chuva}	-0.066	0.054	1.148	0.287	
		Região ^{Seridó}	0.111	0.052	4.613	0.035	
Meso	Total	Fósforo total	0.08	0.013	0.018	0.457	0.501
		Turbidez	0.012	0.019	0.489	0.486	
		Estação ^{chuva}	-0.062	0.033	2.985	0.088	
		Região ^{Seridó}	0.064	0.032	4.064	0.047	
Total	Aninhamento	Fósforo total	0.25	0.071	0.013	27.256	< 0.001
		Turbidez	-0.020	0.015	1.964	0.165	
		Estação ^{chuva}	-0.001	0.025	0.003	0.960	
		Região ^{Seridó}	0.026	0.024	1.197	0.277	
Total	Substituição	Fósforo total	0.12	-0.045	0.022	4.610	0.035
		Turbidez	0.036	0.024	2.803	0.098	
		Estação ^{chuva}	-0.088	0.041	4.887	0.030	
		Região ^{Seridó}	-0.015	0.039	0.149	0.701	
Total	Total	Fósforo total	0.15	0.026	0.014	2.575	0.112
		Turbidez	0.016	0.015	1.582	0.212	
		Estação ^{chuva}	-0.089	0.026	11.246	0.001	
		Região ^{Seridó}	0.011	0.025	0.190	0.664	

Fonte: Autoria própria.