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

LARISSA ARAÚJO DOS SANTOS

Efeitos do uso do solo e de variáveis ambientais locais na diversidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos da Amazônia Oriental

BELÉM
2025

LARISSA ARAÚJO DOS SANTOS

Efeitos do uso do solo e de variáveis ambientais locais na diversidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos da Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Área de concentração: Ecologia.
Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades

Orientadora: Prof. Dra. Thaísa Sala Michelan
Coorientadora: Prof. Dra. Francieli de Fátima Bomfim

BELÉM
2025

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

D722e dos Santos, Larissa Araújo.

Efeitos do uso do solo e de variáveis ambientais locais na diversidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos da Amazônia Oriental / Larissa Araújo dos Santos. — 2025.

134 f. : il. color.

Orientador(a): Profª. Dra. Thaísa Sala Michelan

Coorientação: Profª. Dra. Francieli de Fátima Bomfim

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2025.

1. Alterações antropogênicas. 2. Zooplâncton. 3. Atributos funcionais. 4. Contribuição Local para a Diversidade Beta. 5. Ambientes aquáticos. I. Título.

CDD 574.524

LARISSA ARAÚJO DOS SANTOS

Efeitos do uso do solo e de variáveis ambientais locais na diversidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos da Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Profª Drª Thaísa Sala Michelan
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Profª Drª Danielle Katharine Petsch
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Campus Assis

Profª Drª Karina Dias da Silva
Universidade Federal do Pará – Campus Altamira

Profª Drª Leidiane Pereira Diniz
Universidade Federal de Ouro Preto

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2025

Local: Videoconferência, via Google Meet.

Às mulheres da minha vida: avó, mãe, irmãs e sobrinha,
por serem sempre meu porto seguro.
Dedico esta dissertação.

AGRADECIMENTOS

Gostaria primeiramente de agradecer a Deus por ter me escutado em todos os momentos e me dado forças para concluir mais essa etapa.

À minha mãe, minha eterna gratidão por ser meu alicerce, minha inspiração e meu maior exemplo de força e dedicação. Cada sacrifício que você fez, cada palavra de incentivo e cada gesto de amor foram fundamentais para que eu chegasse até aqui. Obrigada por cuidar e se preocupar comigo mesmo que de longe, eu te amo mais que tudo.

Ao meu pai Luiz, gostaria de expressar minha gratidão, reconheço e valorizo a sua contribuição para que eu concretizasse este objetivo.

Às minhas irmãs Luciana e Lorena, na qual eu considero minhas mães também, obrigada por sempre estarem do meu lado, me apoiando nas minhas decisões, por me ajudarem a correr atrás dos meus sonhos, por terem me dado os meus maiores presentes: Louyse Vitória e Kalleo, todo o meu esforço é por vocês.

Minha profunda gratidão às minhas orientadoras: Thaísa e Fran. Obrigada por confiarem em mim, pelo apoio, paciência e orientação durante a elaboração desta dissertação. A contribuição de vocês duas foi fundamental para o meu crescimento acadêmico. Sou muito grata por ter a oportunidade de aprender com vocês.

À Ana Paula e ao Matteus pela ajuda na análise e identificação do material biológico, sou imensamente grata pela dedicação de vocês.

À todos os órgãos de fomento que auxiliaram financeiramente na elaboração desta dissertação: CNPq, CAPES, BRC, UNESCO, L'Oréal Brasil.

À Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) e ao Laboratório de Ecologia de produtores Primários (ECOPRO) por disponibilizarem toda a estrutura necessária para o desenvolvimento desta dissertação.

Aos doutores avaliadores durante as duas semanas das pós-graduações (SPGBio), qualificação e defesa deste mestrado: Victor Saito, Dieison Moi, Juliana Deo Dias, Karina Dias, Danielle Petsch e Leidiane Diniz. Obrigada por todas as contribuições para o aperfeiçoamento deste trabalho.

Aos meus colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Produtores Primários (ECOPRO), em especial o pessoal da macrófita: Guilherme, Fabi, Lulu, Yan, Luiz, Rayssa, Alexandro (*in memoriam*), Augusto, Ana Luiza e Brenda. Obrigada por terem me acolhido, me escutado (principalmente as reclamações), aconselhado, me ajudado com os mapas e nas análises, sou muito grata por vocês deixarem essa experiência do mestrado um pouco mais leve.

Ao meu namorado Matheus, sou muito grata por todo o amor, paciência e apoio incondicional durante essa etapa. Obrigada por ter ficado ao meu lado durante os momentos mais difíceis, obrigada por cada conversa que foi essencial para que eu não desistisse e obrigada por acreditar em mim, mesmo quando eu duvidava de mim mesma.

Às minhas amigas Ana Júlia, Andressa e Ângela por termos compartilhado toda essa experiência do mestrado juntas, sejam alegrias, tristezas, crises de ansiedade, surtos, raivas, mas principalmente muitas conquistas. Obrigada por todas as "sessões de terapia", por todas as risadas, por torcerem por mim e por serem essas mulheres incríveis, tenho muito orgulho de vocês.

Ao meu amigo Paulo Contreiras, por trazer um pouco de distração em meio a correria do mestrado. Obrigada por todas as vezes que você lembrou de mim, veio conversar sobre algo aleatório de algum reality que assistimos ou me chamar para assistir RPDR nas minhas idas em Rio Branco. Você também contribuiu para que essa experiência fosse mais leve.

À minha psicóloga Jhennyfer, obrigada por todas as orientações durante essa etapa da minha vida, obrigada por sempre me lembrar que isso aqui não era tudo, que eu precisava desacelerar e tirar um tempo para mim, que eu precisava validar os meus sentimentos e começar a me impor mais. Você foi essencial durante esse processo.

À Tapioca, obrigada por ser essa cachorra brincalhona que traz muita alegria para mim, para o Matheus e para a Ana Julia durante esse período do mestrado e obrigada por ouvir todos os meus ensaios antes das apresentações, tenho certeza de que você já sabe essa dissertação decorada.

A todos aqueles que não citei o nome, mas que contribuíram de alguma forma para a realização desta dissertação, muito obrigada.

"*No começo pensei que estivesse lutando para salvar seringueiras, depois pensei que estava lutando para salvar a Floresta Amazônica. Agora, percebo que estou lutando pela humanidade*".
Chico Mendes

Efeitos do uso do solo e de variáveis ambientais locais na diversidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos da Amazônia Oriental

RESUMO

As mudanças no uso do solo atuam em escala de paisagem e local, influenciando ambientes terrestres e aquáticos, alterando habitats, diversidade de espécies e serviços ecossistêmicos. Apesar dos estudos sobre os efeitos do uso do solo na comunidade zooplanctônica, há lacunas de conhecimento, especialmente na Amazônia, em riachos e que incluam respostas funcionais. Esta dissertação é composta por dois trabalhos, (1) o primeiro tem como objetivo investigar como o uso do solo e as variáveis ambientais locais afetam a diversidade alfa funcional do zooplâncton em riachos e lagoas amazônicos; (2) o segundo é compreender como a singularidade ambiental influencia a singularidade funcional do zooplâncton nesses ambientes. Os dados foram obtidos entre setembro e outubro de 2022 na região dos municípios de Barcarena e Paragominas, Pará - Brasil. Foram amostradas 26 lagoas e 42 riachos, totalizando 68 ambientes. As variáveis físico-químicas incluíram temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. O uso do solo foi definido por imagem de satélite, mensurando a porcentagem de floresta primária, floresta secundária, pastagem e mineração no entorno dos ambientes (250 m). A diversidade funcional foi determinada considerando características como tamanho do corpo, tipo de habitat, tipo de alimentação, tempo de vida, escape de predador, formato do corpo, estrutura corporal e flutuabilidade. Registramos 149 táxons, com predominância de rotíferos. No primeiro trabalho (1) o índice de distúrbio aumentou a dispersão funcional do zooplâncton, enquanto a floresta primária a reduziu. Pastagem e florestas secundárias aumentaram a riqueza funcional, divergência e equitabilidade. Oxigênio dissolvido e condutividade foram responsáveis por impulsionarem a riqueza funcional, dispersão e equitabilidade do zooplâncton. Nas lagoas, os traços de alta capacidade de escape, hábito alimentar predatório e tempo de vida longo foram negativamente associados a ambientes florestados e altas temperaturas. Por outro lado, copépodes filtradores, rotíferos iloricados e rotíferos predadores foram positivamente associados à pastagem, favorecendo organismos generalistas. Nos riachos, cladóceros raspadores e a presença de cílios, cerdas e espinhos foram positivamente associados a locais florestados e alto oxigênio dissolvido, indicando condições favoráveis para organismos especializados. No segundo trabalho (2) exploramos os dados utilizando matriz de abundância e presença e ausência. A

singularidade ambiental influenciou positivamente a singularidade funcional do zooplâncton em riachos (com dados de abundância). Ambientes florestados e de pastagem diminuíram a singularidade funcional em lagoas. O oxigênio dissolvido e o componente espacial diminuíram a singularidade funcional em riachos. Com dados de presença e ausência, não encontramos relação entre a singularidade ambiental e funcional em lagoas e riachos. A temperatura aumentou a singularidade funcional em lagoas, enquanto a mineração a aumentou em riachos. Nossos resultados aprimoram a compreensão dos efeitos do uso do solo na diversidade funcional do zooplâncton em ecossistemas aquáticos amazônicos. A mineração aumentou a diversidade funcional em riachos, possivelmente devido à heterogeneidade de microhabitats, enquanto as análises com matrizes de abundância e presença/ausência revelaram padrões distintos, reforçando a importância de ambas as abordagens em estudos ecológicos. Esses achados destacam a necessidade de novos estudos para investigar o papel do zooplâncton em ambientes ameaçados, auxiliando estratégias de conservação e restauração.

Palavras-chave: Alterações antropogênicas; comunidade zooplanctônica; atributos funcionais; Contribuição Local para a Diversidade Beta; ambientes aquáticos

Effects of land use and local environmental variables on zooplankton functional diversity in ponds and streams of Eastern Amazon

ABSTRACT

Land use changes operate at landscape and local scales, influencing terrestrial and aquatic environments, altering habitats, species diversity, and ecosystem services. Despite studies on the effects of land use on zooplankton communities, there are knowledge gaps, especially in the Amazon, in streams, and those that include functional responses. This dissertation consists of two studies: (1) the first aims to investigate how land use and local environmental variables affect the functional alpha diversity of zooplankton in Amazonian streams and ponds; (2) the second seeks to understand how environmental uniqueness influences the functional uniqueness of zooplankton in these environments. Data were collected between September and October 2022 in the municipalities of Barcarena and Paragominas, Pará, Brazil. A total of 26 ponds and 42 streams were sampled, totaling 68 environments. Physicochemical variables included temperature, pH, electrical conductivity, and dissolved oxygen. Land use was defined by satellite imagery, measuring the percentage of primary forest, secondary forest, pasture, and mining in the surrounding areas (250 m). Functional diversity was determined by considering traits such as body size, habitat type, feeding type, lifespan, predator escape, body shape, body structure, and buoyancy. We recorded 149 taxa, with a predominance of rotifers. In the first study (1), the disturbance index increased the functional dispersion of zooplankton, while primary forest reduced it. Pasture and secondary forests increased functional richness, divergence, and evenness. Dissolved oxygen and conductivity were responsible for driving functional richness, dispersion, and evenness of zooplankton. In ponds, traits such as high escape capacity, predatory feeding habits, and long lifespan were negatively associated with forested environments and high temperatures. On the other hand, filter-feeding copepods, illoricate rotifers, and predatory rotifers were positively associated with pasture, favoring generalist organisms. In streams, scraping cladocerans and the presence of cilia, bristles, and spines were positively associated with forested areas and high dissolved oxygen, indicating favorable conditions for specialized organisms. In the second study (2), we explored the data using abundance matrices and presence-absence data. Environmental uniqueness positively influenced the functional uniqueness of zooplankton in streams (with abundance data). Forested and pasture environments decreased functional uniqueness in ponds. Dissolved oxygen and the spatial component reduced functional uniqueness in streams. With presence-absence data, we found no relationship between

environmental and functional uniqueness in ponds and streams. Temperature increased functional uniqueness in ponds, while mining increased it in streams. Our results enhance the understanding of the effects of land use on the functional diversity of zooplankton in Amazonian aquatic ecosystems. Mining increased functional diversity in streams, possibly due to microhabitat heterogeneity, while analyses with abundance and presence-absence matrices revealed distinct patterns, reinforcing the importance of both approaches in ecological studies. These findings highlight the need for further research to investigate the role of zooplankton in threatened environments, aiding conservation and restoration strategies.

Keywords: Anthropogenic changes; zooplankton; functional traits; Local Contribution to Beta Diversity; environmental heterogeneity; aquatic environments.

SUMÁRIO

1. **INTRODUÇÃO GERAL** 15

2. Sessão I 18

2.1. ABSTRACT 19

2.2. INTRODUCTION 21

2.3. MATERIALS AND METHODS 25

2.3.1. Study area 25

2.3.2. Zooplankton sampling 26

2.3.3. Local environmental variables 27

2.3.4. Land use and land cover 27

2.3.5. Zooplankton functional traits 28

2.3.6. Functional indexes 31

2.3.7. Data analysis 32

2.4.1. Environmental characterization 33

2.4.2. Biological characterization and functional diversity of zooplankton 35

2.4.3. Relationship between the zooplankton functional diversity and environmental variables 36

2.4.4. Relationship between zooplankton functional traits and environmental variables 39

2.5. DISCUSSION 43

2.6. CONCLUSION 47

2.7. REFERENCES 48

3. Sessão II 60

3.1. RESUMO 61

3.2. INTRODUÇÃO 62

3.3. MATERIAL E MÉTODOS 65

3.3.1. Área de estudo 65

3.3.2. Amostragem do zooplâncton 66

3.3.3. Variáveis ambientais locais 67

3.3.4. Uso e cobertura do solo 68

3.3.5. Traços funcionais do zooplâncton 68

3.3.6. Análise de dados 71

3.4. RESULTADOS 73
3.4.3. Relação entre o LCBD-f baseado na abundância e as variáveis preditoras 75
3.4.4. Relação entre o LCBD-f baseado na presença/ausência e as variáveis preditoras 77
3.5. DISCUSSÃO 78
3.5.1. Singularidade ambiental e funcional em riachos 79
3.5.2. Singularidade ambiental e funcional em lagoas 80
3.6. CONCLUSÃO 83
3.7. REFERÊNCIAS 85
4. CONCLUSÃO GERAL 97
5. REFERÊNCIAS 99
6. ATIVIDADES COMPLEMENTARES 103
7. ANEXOS 105

1. INTRODUÇÃO GERAL

A expansão do uso do solo no bioma amazônico tem sido um dos principais fatores que afetam a biodiversidade da região nos últimos anos (Paiva et al., 2020; Nunes et al., 2022). A conversão de ambientes florestados em áreas agrícolas, pastagens, e para a exploração de recursos minerais têm avançado de maneira acelerada, alterando a paisagem e comprometendo a integridade dos ecossistemas naturais (Siqueira-Gay et al., 2022; Bega et al., 2024). As mudanças no uso da terra não só reduzem a cobertura florestal (Gomes et al., 2020; dos Santos et al., 2024), mas também alteram o equilíbrio ecológico com impactos diretos sobre as lagoas e riachos. Alguns desses impactos são o aumento da temperatura da água, a alteração do pH, condutividade e a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (Cunha et al., 2020; Chen et al., 2021). Isso ocorre devido ao maior escoamento de pesticidas e fertilizantes e a remoção da vegetação ripária (Centanni et al., 2023; Hermann et al., 2023; Singh et al., 2023), afetando diretamente as comunidades aquáticas (Duré et al., 2021; Yang et al., 2024).

Com maior abertura de dossel, devido a remoção da vegetação ripária, há também maior erosão do solo o que resulta em maior carga de sedimentos (Szalińska et al., 2020; Clermont et al., 2023). Esses sedimentos, além de aumentar a turbidez e alterar a disponibilidade de luz na coluna d'água, também alteram a disponibilidade de nutrientes (Wetzel, 2001; Lampert & Sommer, 2007). Esses fatores afetam diretamente a diversidade da comunidade fitoplanctônica e das macrófitas aquáticas (Jin et al., 2023; Bomfim et al., 2025), e por consequência, a disponibilidade de alimento para as espécies e as relações tróficas em que elas estão envolvidas (Ono et al., 2020; Riis et al., 2020). Dessa forma, as mudanças provocadas pelos diferentes usos do solo alteram a dinâmica ecológica e afetam a estrutura das comunidades biológicas, incluindo o zooplâncton (dos Santos et al., 2024; Goździejewska et al., 2025).

A comunidade de invertebrados conhecida como zooplâncton é caracterizada como um agrupamento heterogêneo de populações e em ecossistemas aquáticos continentais são

representados principalmente por microcrustáceos (das ordens Cladocera e Copepoda) e organismos do filo Rotifera. É um grupo de destaque, apresentando funções fundamentais nas teias alimentares, ligando os produtores primários aos demais níveis tróficos e participando ativamente da ciclagem de nutrientes (Hébert et al., 2017). Esses organismos também são considerados bioindicadores da qualidade de água devido a sua sensibilidade às mudanças ambientais (Simões et al., 2013). Além disso, respondem positivamente à heterogeneidade ambiental, aumentando sua diversidade taxonômica e funcional (Amaral et al., 2022; Ribeiro et al., 2022).

Muitos estudos utilizam de abordagens tradicionais para entender os padrões das comunidades, especialmente através das métricas taxonômicas (Johnson & Angeler, 2014; Castilho-Noll et al., 2023). Entretanto, as espécies possuem diferentes características ecológicas, morfológicas, fisiológicas e comportamentais (ou seja, características funcionais) que lhes permitem colonizar, sobreviver e prosperar em habitats particulares com condições ambientais específicas (Dunk et al., 2013; Martini et al., 2021). Dessa forma, estudos com abordagem funcional são um indicador importante da condição dos ecossistemas aquáticos, pois reflete a variedade das funções ecológicas desempenhadas (Choi et al., 2023; Goździejewska et al., 2024), permitindo uma melhor compreensão dos processos ecológicos, tanto na diversidade alfa (escala local) quanto na diversidade beta (entre locais) (Freiry et al., 2021; Liu et al., 2023).

Em nível local, a diversidade alfa funcional pode ser alterada diante dos impactos das atividades humanas que modificam as condições ambientais locais (Storch et al., 2021; Rolls et al., 2023). Essas alterações podem favorecer espécies com características funcionais específicas, enquanto outras, mais sensíveis, são eliminadas (Mulani et al., 2009; Frau et al., 2021), resultando em perda da diversidade funcional (Paquette et al., 2022; Luiza-Andrade et al., 2023). Em termos de diversidade beta funcional, as mudanças no uso do solo podem diminuir ou aumentar as diferenças de composição entre os locais, criando padrões de homogeneização ou heterogeneização, dependendo da intensidade e tipo de uso do solo (Petsch

et al., 2021; Goździejewska & Kruk, 2022; Bomfim et al., 2023). Essa dinâmica entre espécies tolerantes e sensíveis, associada aos processos de homogeneização e heterogeneização, reflete como as transformações no uso do solo podem reestruturar a montagem funcional das comunidades zooplanctônicas (Florescu et al., 2022; Wang et al., 2022), afetando sua resiliência e a estabilidade dos ecossistemas aquáticos (Shen et al., 2021).

Diante disso, essa dissertação foi elaborada para avaliar a diversidade funcional alfa e beta da comunidade zooplanctônica em resposta às mudanças no uso solo (redução da porcentagem de cobertura florestal) e fatores ambientais locais (variáveis físico-químicas). Os resultados deste estudo, aumentam a compreensão da influência das mudanças provocadas no uso do solo na diversidade funcional do zooplâncton, evidenciando impactos no funcionamento desses ecossistemas. Além disso, contribuem para o desenvolvimento de estratégias de conservação ambiental, com destaque para os riachos, que ainda são pouco explorados no contexto da comunidade zooplanctônica (Bomfim et al., 2024).

No primeiro artigo intitulado “Impact of local and land use variables on zooplankton functional diversity and trait variation in Amazonian ponds and streams” nosso objetivo foi investigar como o uso do solo e as variáveis ambientais locais afetam a diversidade alfa funcional do zooplâncton em riachos e lagoas amazônicos. No segundo artigo intitulado “Como a singularidade ambiental altera a singularidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos Amazônicos inseridos em um gradiente de uso do solo?” nosso objetivo foi compreender como a contribuição local para a heterogeneidade ambiental (LCEH, ou seja, singularidade ambiental) influencia a contribuição local para diversidade beta funcional (LCBD– f, ou seja, singularidade funcional) do zooplâncton em lagoas e riachos amazônicos.

2. Sessão I

Impact of local and land use variables on zooplankton functional diversity and trait variation in Amazonian ponds and streams

A primeira sessão desta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Freshwater Biology*, disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html

Freshwater Biology

Impact of local and land use variables on zooplankton functional diversity and trait variation in Amazonian ponds and streams

Larissa Araújo dos Santos[1]*, Thaisa Sala Michelan[1], Francieli de Fátima Bomfim[1]

[1] Laboratório de Ecologia de Produtores Primários (ECOPRO), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brazil

2.1. ABSTRACT

1. Amazonian ponds and streams display great biodiversity and play crucial roles in maintaining ecosystem services; however, these environments are threatened by ongoing land use changes, and little is known about the effects of these changes on zooplankton functional diversity.

2. We investigated how local and land use variables affect zooplankton functional diversity (functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv), and functional dispersion (FDis)) and trait variation in Amazonian ponds and streams inserted in different landscapes. We expect that (1) streams and ponds situated in landscapes with intermediate land-use effects will exhibit greater zooplankton functional diversity than both extremes of land use changes; (2) Canopy openness, pasture, conductivity, and temperature will be positively related to zooplankton functional richness, divergence and dispersion; and (3) different zooplankton functional traits will be selected for different environmental characteristics generated by land use changes.

3. We sampled zooplankton and physicochemical variables from 26 ponds and 42 streams during 2022 in the dry season. We analyzed the land use variables through the percentage of primary forest, secondary forest, pasture, mining, and the Catchment Disturbance Index (CDI).

Species were classified into eight functional traits: body size, habitat type, feeding type, lifespan, predator escape mechanisms, body structure, body shape, and buoyancy.

4. Zooplankton functional dispersion was positively related to CDI and negatively to primary forest. Dissolved oxygen and conductivity increased zooplankton functional richness, dispersion, and evenness. Pasture and secondary forests increased functional richness, divergence, and evenness. In ponds, the traits of high escape capacity, predatory feeding habits, and long lifespan were negatively associated with forested environments and high temperatures, in contrast, filtering copepods, illoricated rotifers, and predator rotifers were positively associated with pasture. In streams, scraper cladocerans and the presence of cilia, setae, and spines were positively associated with forested sites and high dissolved oxygen.

5. Our study shows how different land use types and local environmental variables influence zooplankton functional diversity and trait distribution. Also, a heterogenous landscape with different land uses allowed more traits and species to coexist, which can increase ecosystem processes. The observed associations between zooplankton species/traits and different habitat types show how anthropogenic modifications can alter ecosystem functioning in Amazonian aquatic systems.

Keywords: Anthropogenic impacts, functional traits, aquatic systems, environmental filters, microcustaceans, rotifers.

2.2. INTRODUCTION

Freshwater environments are essential to ecosystem functioning due to their remarkable biodiversity (Reid *et al*., 2019; Cantonati *et al*., 2020; Ahmed *et al*., 2022). The Amazonian environments stand out among several biodiversity hotspots worldwide (Cincotta, Wisnewski & Engelman, 2000). However, increased changes in land use in this biome are transforming natural forests, landscapes, and watersheds (Lima *et al*., 2022), leading to habitat loss and biodiversity decline (Limburg *et al.*, 2011; Newbold *et al.*, 2015). Globally, land use changes are listed as one of the greatest threats to freshwater biodiversity and ecosystem services, threatening several aquatic communities (Dala-Corte *et al.*, 2020; Su *et al.*, 2021; Tockner, 2021). These stressors originate from multiple sources and occur at various spatial scales (Leitão *et al*., 2018). The most common sources of degradation in the Amazon territory include the expansion of pastures, agriculture, mineral extraction, and urbanization (Laurance, Sayer & Cassman, 2014; Frederico, Zuanon & De Marco, 2018).

The land use changes affect freshwater systems in multiple ways (Fierro *et al*., 2017). The first change occurs by removing the riparian vegetation, reducing the integrity of aquatic environments (Leitão *et al*., 2018). Removing this vegetation leads to increased light incidence on the water surface and high temperatures (Dunea *et al*., 2021; Yoshimura & Kubota, 2022). Greater sediment and nutrient input into the channel are also observed (Gomes *et al*., 2020), leading to changes in the watercolor, suspended solids, oxygenation, and water flow (Nimet *et al*., 2020). All these local modifications act as environmental filters, selecting species with specific functional traits that respond to those environmental conditions (Arantes *et al*., 2019; Bomfim *et al*., 2023a; Malacarne, Machado & Moretto, 2024). Such local and land use changes can ultimately result in species decline (Keinath *et al*., 2017).

Therefore, locally, land use changes reduce the availability of ecological niches and cause habitat simplification, consequently selecting functional traits and restricting species

establishment (Peipoch *et al*., 2015; González-Trujillo & Alonso-Moreno, 2020). The species niche reflects the biotic and abiotic conditions necessary for maintaining a local population, along with the impacts it has on available resources, interacting species, habitat, and environment (Hutchinson, 1957; Peterson *et al*., 2011). As a consequence, by changing local environmental conditions, land use changes can change not only the composition of species and traits but also species co-occurrence and ecological interactions (Price *et al*., 2019; de Oliveira *et al*., 2024; dos Santos, Michelan & Bomfim, 2024).

Spatially, extreme land use transformations are known for causing environmental and biological homogenization due to habitat simplification (Siqueira, Lacerda & Saito, 2015; Moi *et al.* 2023). However, a balance of different land uses (agriculture, pasture, forest, and others) can create a gradient of environmental heterogeneity with mixed patches in the landscape (Konečný, Koubek & Bryja, 2010; Perović *et al*., 2015; Reynolds *et al*., 2018). Environmental heterogeneity increases habitat availability and the diversity of environmental resources, providing different ecological niches and allowing more species to coexist (Bazzaz, 1975; Stein & Kreft, 2015). Thus, in terms of landscape, intermediate levels of land use are expected to increase environmental heterogeneity, and species and trait diversity, also causing changes in species/trait composition between sites (Bomfim et al., 2023b; Faria et al., 2024).

Among the several aquatic organisms affected locally and spatially by land use changes, is the zooplankton. Zooplankton plays several roles in aquatic environments, acting as a link in different pathways of energy transfer (Perlmutter & Meyer, 1991; Schmid-Araya et al., 2002). This is because zooplankton organisms help litter breakdown in streams, feed upon bacteria, fungi, particles, periphytic and planktonic algae (Brooks & Dodson, 1965; Perlmutter & Meyer, 1991; Koski, Stedmon & Trapp, 2017); and are preyed upon by small fish (Weber & Traunspurger, 2014) and macroinvertebrates (Chambord *et al*., 2017). Thus, changes in the functional richness and variability of zooplankton negatively alter nutrient cycling and the

maintenance of trophic chains (García-Chicote, Armengol & Rojo, 2018; Sodré & Bozelli, 2019). Additionally, zooplankton serves as bioindicators of water quality, showing rapid responses to environmental alterations through changes in their taxonomic and functional composition (Braghin *et al.*, 2018; Diniz *et al*., 2021; Ribeiro *et al*., 2022). Therefore, all these ecosystem functions played by the zooplankton community can be compromised by the alterations promoted by land use changes (Almeida *et al*., 2023; Gomes *et al*. 2020; Bomfim *et al*. 2023a). However, there is a large lack of knowledge about the effects of land use changes on the functional diversity of zooplankton from tropical and subtropical environments, particularly in the Amazon biome, considering small streams and headwaters.

The indexes of functional diversity combine the species, abundance of individuals, and functional traits, describing the functional space occupied by a community in a multidimensional space formed by this combination (Villéger, Mason & Mouillot, 2008). Thus, these indexes provide a better understanding of how environmental filters generated by anthropic actions (Schmera *et al*., 2017) can alter community assembly and ecosystem processes (de Bello *et al.*, 2021; Kearney *et al*., 2021). Therefore, investigating the functional diversity of zooplankton communities in aquatic ecosystems such as ponds and streams is crucial for understanding the resistance and resilience of these environments to anthropic changes and developing conservation and restoration strategies. Especially in Amazon environments such as streams that exhibit great zooplankton diversity, are understudied (Bomfim *et al*., 2024b), and threatened by advanced land use changes (Leitão *et al.*, 2018; Lima *et al*., 2022; Faria *et al*., 2024).

In this context, we aimed to investigate how land use and local environmental variables affect the functional diversity of zooplankton in Amazonian streams and ponds. We will analyze the land use variables through the percentage of primary forest, secondary forest, pasture, mining, and the catchment disturbance index. The dataset of local environmental variables

includes pH, dissolved oxygen, temperature, electrical conductivity, and canopy cover. Zooplankton functional diversity will be assessed through indices of functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv), and functional dispersion (FDis).

We will test the following hypothesis: (H1) streams and ponds situated in landscapes with intermediate land-use effects (similar proportions of primary vegetation, secondary vegetation, agriculture, and pasture) will exhibit greater zooplankton functional diversity than both extremes of land use changes (i.e., high forestries, or high impacted sites including mining, agriculture/pasture, and urbanization). This is expected because similar proportions of land uses can increase environmental heterogeneity, promote nutrient and light input into the system, and increase food and refuge for zooplankton. (H2) Canopy openness, pasture, conductivity, and temperature will positively relate to zooplankton functional richness, divergence, and dispersion. This is expected because these factors induce higher primary productivity, which serves as food for zooplankton, allowing more traits to coexist. Finally, (H3) different zooplankton functional traits will be selected for different environmental characteristics generated by land use, where (P1) environments with low riparian vegetation will favor large-bodied, planktonic, and filter-feeding species. In contrast, (P2) environments with greater riparian vegetation and oxygen concentrations will favor small-bodied, scraper, predatory species, and buoyancy structures. This is expected because the high light incidence and canopy openness increase algae and macrophytes, whereas systems with great canopy closeness depend on allochthonous organic matter. Also, small-bodied scrapers can feed on organic particles and be favored in forested systems.

2.3. MATERIALS AND METHODS

2.3.1. Study area

The study was conducted in two municipalities of Pará, Brazil: Paragominas and Barcarena (Fig. 1). Both regions belong to the Capim River basin, which drains 37,599.5 km². Paragominas is located in the southeast of the state (2° 59' S and 47° 21' W; Fig.1), at an average altitude of 89 meters. The climate is classified as “Aw” according to the Köppen classification, with annual averages of precipitation, relative humidity, and temperature at 1,743 mm, 81%, and 26.3 °C, respectively. The period from July to November is considered the dry season. The municipality covers 1,932,000 hectares, with approximately 490,000 hectares of pasture. In this region, soils typically display low natural fertility but good physical characteristics (Alves, Carvalho & Silva, 2014). Agriculture and pasture predominate in this area; however, anthropic activities such as bauxite mining, industries, and urbanization are also often observed.

Barcarena is located in the northeast of Pará (01°30'21" S and 48°37'33" W; Fig. 1) in the metropolitan region of Belém, and it has a territory of approximately 1,310 km². The regional climate is classified as tropical humid, type “Am” according to the Köppen-Geiger classification, with an annual average temperature of 27 °C and annual precipitation ranging from 2,300 to 2,800 mm (INMET, 2023). It is a region with significant industrial activities, including the processing and export of minerals, production of electric power transmission cables, and agro-industrial development, among other activities (Lopes *et al*., 2021).

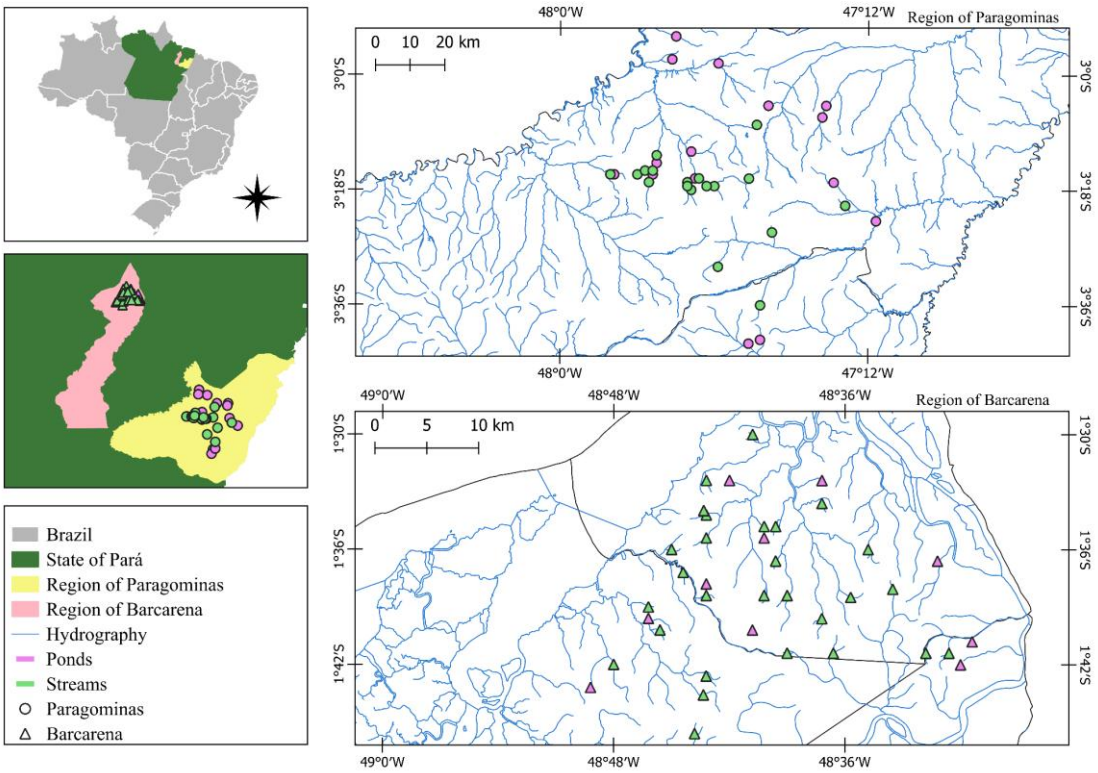


Fig. 1 Map with the sampling sites in the Paragominas (circles) and Barcarena (triangles) municipalities, in State of Pará, Brazil. Purple represents the ponds sampled and green represents the streams.

2.3.2. Zooplankton sampling

Sampling occurred in September 2022, during the dry season, in 68 sites, 34 in Paragominas and 34 in Barcarena. In Paragominas, 16 ponds and 18 first-to-second-order streams were sampled, and in Barcarena 10 ponds and 24 first-to-second-order streams. Each sampling site was at least 1km distant from the others. Zooplankton samples were collected at the subsurface level (approx. 20 cm below the water-air interface), close to the central region of the ponds, and in the meanders of the streams. At each sampled site, 100 L of water was filtered through a plankton net (mesh size: 68 μm) with buckets and fixed with 4% formalin solution buffered with calcium carbonate. Specialized keys were used for species identification

(Koste & Voight, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Perbiche-Neves *et al*., 2015). The identification and abundance of individuals (ind.m^3) were determined using an optical microscope (Nikon Eclipse EI) and a Sedgewick-Rafter chamber. We counted at least 10% of the sample and at least 50 individuals of each zooplankton group (rotifers, cladocerans, and copepods), when the number of individuals in the sample did not reach 50, all individuals in the sample were counted. Species richness was determined until the stabilization curve.

2.3.3. Local environmental variables

Simultaneously with zooplankton, we sampled the water's physicochemical parameters using a multiparameter probe (model AK87; AKSO), the variables included pH, temperature (°C), conductivity (µS/cm), and dissolved oxygen (mg/L). We measured the canopy cover above the sampling sites, which was later converted to a percentage according to the index proposed by Peck *et al*. (2006).

2.3.4. Land use and land cover

Land use and land cover were determined using digital image processing, the Landsat satellite from 2021, the software ArcGIS 10.1 (release 2014; Environmental Systems Research Institute, Inc. [ESRI], Redlands, CA, USA), PCI Geomatica V10.1 (PCI Geomatics, Markham, ON, Canada), and Ecognition release (Definiens AG, Munich, Germany). In each sampling site, a circular buffer of 250 m was determined. The procedures conducted included atmospheric correction, mosaic creation, supervised object-oriented classification, and validation using images from MapBiomas for the corresponding period (Souza *et al.* 2020). The land use and land cover classes identified were primary forest (dense rainforest), secondary forest (regenerating forest with shrubs), pasture (anthropic use), and mining (the industry and bare soil), all of which were converted into percentages (MapBiomas; Souza *et al*. 2020).

To provide a better understanding of the effects of various land use intensities, we assessed the disturbance within a 250-meter radius around each site using a modified version of the Catchment Disturbance Index (CDI) from Ligeiro *et al.* (2013) and de Paiva *et al.* (2021). We assigned different weights to each land use type based on their anthropogenic impact level relative to natural environmental conditions (de Paiva *et al.* 2021). Specifically, mining areas were assigned the highest weight, followed by pasture areas. Primary and secondary forests received the lowest weights. The CDI calculation was as follows: CDI = (4 × % bauxite mining) + (2 × % pasture) + (1 × % primary forest) + (1 × % secondary forest). Lower CDI values indicate better-preserved sites, while a value of 400 indicates 100% bauxite mining in that area and the most degraded scenario. Mining was weighted more (4) than pasture (2) because this activity involves intensive extraction and processing of bauxite, leading to significant environmental disruption through tailings and exposed soil. In contrast, pasture areas, though altered, have grasses that provide some protection against sediment and nutrient runoff, and often occur alongside forested areas, creating a more diverse and less impacted landscape. The average, standard deviation, minimum, and maximum of each local and land use variable in ponds and streams are shown in Table S1.

2.3.5. Zooplankton functional traits

We chose eight functional traits to calculate the functional indexes: (i) body size, (ii) habitat type, (iii) feeding type, (iv) lifespan, (v) predator escape mechanisms, (vi) body structure, (vii) body shape and (viii) buoyancy, following Branco, Fintelman-Oliveira & dos Santos Miranda (2023). These traits are linked to several processes and/or mechanisms within aquatic systems, including trophic dynamics, and responses to environmental conditions (Branco, Fintelman-Oliveira & dos Santos Miranda, 2023). All traits, except body size, were obtained from specialized literature (Please see Table S4 for reference). Thirty individuals of

each species were measured from random samples; if fewer than thirty individuals per species were present, all individuals were measured. For cladocerans, body size was determined from the top of the head to the bottom of the carapace, excluding spines. For rotifers, from the base along the main axis of the examined individuals, excluding spines. For copepods, from the top of the head to the bottom of the furca, excluding caudal setae.

The body structure trait was classified into loricate or illoricated for rotifers, and chitinous for cladocerans and copepods. The presence or absence of lorica is linked to organisms' adaptation, type of environment, and lifestyle, as this structure serves for protection, and structural support, and influences mobility (Segers & Yule, 2004; Yin *et al*., 2017). The body shape trait was classified into fusiform (including conical, fusiform elongated, and fusiform); elongated (including elongated cube, elongated, elongated oval, spoon-shaped, and vase-shaped); oval (globular, irregularly oval, oblong, oblong oval, oval, oval rectangular, ovoid, rhombic, rounded, semicircular, spherical, subcylindrical, and sub ovoid elongated); and rectangular (including rectangular, sub quadrangular, and sub-rectangular). The buoyancy trait was classified based on body structures such as spines (including spines, spicules, spinules, and cusps); cilia (including cilia and bristle), setae, and absence (without any of these structures). The traits of buoyancy and body form were chosen to help understand zooplankton responses to water flow in the different environments analyzed (ponds and streams). The importance of each trait is shown in Table 1.

Table 1. Functional traits, variable type, category, and the importance of each trait chosen.

Functional trait	Variable type	Category	Importance
Body size	Continuous	Average length (μm)	This trait is related to dispersion, foraging efficiency, competition,

			and predation (De Bie *et al*., 2012; Dias *et al*., 2016).
Habitat type	Categorical	Littoral Pelagic	It influences the acquisition of food and habitat resources (Burks *et al*., 2002). Littoral habitats can offer varied conditions with more nutrient availability, while pelagic habitats require specific adaptative strategies (Burks *et al*., 2002; Cardoso *et al*., 2019).
Feeding type	Categorical	Filtering_R Sucking_R Predator_R Filtering_Cop Raptorial_Cop Filtering_Clad Scraping_Clad	It represents the morphofunctional variability in food acquisition, and it is related to productivity and nutrient cycling (Litchman, Ohman & Kiørboe, 2013).
Life span	Categorical	Short Long	It represents the energy investment in reproduction and growth (Litchman, Ohman & Kiørboe, 2013).
Predator escape	Categorical	Without escape behavior Low escape capacity Medium escape capacity Efficient escape	It is used as an indicator of predation pressure and capacity for survival (Diniz *et al*., 2021).
Body form	Categorical	Elongated Fusiform Oval Rectangular	It indicates increased water resistance (Molloy & Cowling, 1999).
Body structure	Categorical	Loricated Illoricated Chitinous	It influences the mobility and responses to water conditions (Kiørboe, 2013).
Buoyancy	Categorical	Setae Spines Cilia Absent	It indicates increased water resistance, mobility, and responses to water conditions (Molloy & Cowling,

1999).

2.3.6. Functional indexes

We calculated the functional indexes (functional richness (FRic), evenness (FEve), divergence (FDiv), and dispersion (FDis)) separately for streams and ponds. FRic represents the functional space occupied by species in a community, based on the combination of their functional traits. High FRic values indicate greater differences in the combination of functional traits within a community (Villéger, Mason & Mouillot, 2008). FEve measures the uniformity in the distribution of abundance and the regularity of species positions in functional space (Villéger, Mason & Mouillot, 2008). A low FEve indicates that a few dominant species are overexploiting the resources (Mason *et al.*, 2005). FDiv describes how abundance is distributed within functional space, with high FDiv reflecting greater niche differentiation (Mason *et al.*, 2005; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). FDis represents the distance of species from the centroid of the functional space; thus, low FDis values suggest functional overlap among species, particularly among the most dominant ones within functional space (Laliberté & Legendre, 2010). The advantage of using these indices is that they are independent of each other, address multiple functional traits, and consider the relative abundances of each species or taxon, except for FRic (Villéger, Mason & Mouillot, 2008). To calculate the indexes we applied the "dbFD" function from the "FD" package (Laliberté & Legendre, 2010) in R software (R Core Team, 2022). For that, we combined a matrix with species density and another with functional traits transformed by Gower's dissimilarity matrix (Gower, 1971). These indices yield positive values, with higher values indicating greater diversity.

2.3.7. Data analysis

To visualize the abiotic structuring of the environments and summarize data variation, we performed a Principal Coordinates Analysis (PCA) using variables such as temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, and canopy cover, applying the "princomp" function from the "Vegan" package (Oksanen *et al*., 2022) in R. Multicollinearity among variables was tested through correlations. Autovalue higher than one was used to select the axes.

To test our hypothesis H1 (sites situated in landscapes with intermediate land-use effects will exhibit greater zooplankton functional diversity than both extremes), we performed a regression model for each functional index with a quadratic term, because we expected an unimodal relationship. We applied the equation ($y \sim x + I(x^2)$), using the 'betareg' function from the 'betareg' package (Cribari-Neto & Zeileis, 2010). Beta regression is suitable for modeling continuous variables ranging from 0 to 1 (Cribari-Neto & Zeileis, 2010) such as the functional indexes. The type of environment (pond or stream) was used as a random variable and the predictor was the Catchment Disturbance Index (CDI).

The H2 hypothesis (local and land use variables increasing zooplankton functional diversity) was tested through a regression model, relating the predictors: temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, canopy cover, primary forest, secondary forest, pasture, and mining with each functional index; the type of environment (pond or stream) was used as a random variable. We used the 'betareg' function from the 'betareg' package. Before performing the final model, we employed a model selection using the "dredge" function from the "MuMIn" package (Bartón, 2023); the selected variables composed the model with the lowest AICc value.

Finally, to test the H3 hypothesis (different environmental characteristics generated by land use will select for different zooplankton functional traits), we conducted an RLQ Analysis (R: environmental matrix; L: species matrix; Q: trait matrix) (Dolédec *et al*., 1996), using

species abundance (Dray *et al.*, 2014) to evaluate the correlation between functional traits, species, and environmental variables (temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, canopy cover, primary forest, secondary forest, pasture, and mining). We applied the 'rlq' function from the 'ade4' package (Dray & Dufour, 2007) in R. The RLQ analysis specifically relates the species matrix and the traits matrix (Q: attribute matrix) to the environmental matrix of each site (R: environmental matrix), using a link through correspondence analysis. Graphs were generated using the ggplot2 package (Wickham, 2016). All analyses were performed in R software (R Core Team, 2022). As figuras foram geradas utilizando o pacote ggplot2 (Wickham, 2016). Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

2.4. RESULTS

2.4.1. Environmental characterization

The first two axes of the PCA (Principal Components Analysis) explained 54.03% of the total variance in the data (Axis I: 35.28% and Axis II: 18.75%). The variable that contributed most to the first axis was dissolved oxygen, which showed a negative relationship, while water temperature and pH were positively associated with the second axis (Table 2). We observed that streams were associated with increased dissolved oxygen, forest cover, and conductivity. In contrast, ponds were associated with pH, temperature, and CDI (Catchment Disturbance Index) (Fig. 2). Additionally, more degraded sites (ponds and streams), i.e., with high CDI, were associated with high conductivity and temperature, and more preserved sites were associated with great canopy cover, oxygen, and pH (Fig. 2).

Table 2. Environmental variables (local and CDI) and their correlations with the first two PCA (Principal Components Analysis) axes. Bold values represent variables with the highest

contribution to the axes formation. CDI: Catchment Disturbance Index. The classes of land use and land cover (Primary and secondary forest, pasture, and mining) were autocorrelated among them and with CDI, thus, they were excluded from the PCA analysis.

	Axis I	Axis II
pH	-0.360	**0.525**
Temperature (ºC)	0.404	**0.535**
Conductivity (µS/cm)	0.453	-0.276
Dissolved oxygen (mg/L)	**-0.535**	0.277
Canopy (%)	-0.403	-0.494
CDI	0.232	0.203
Autovalue	2.12	1.12
Explanation %	35.28	18.75

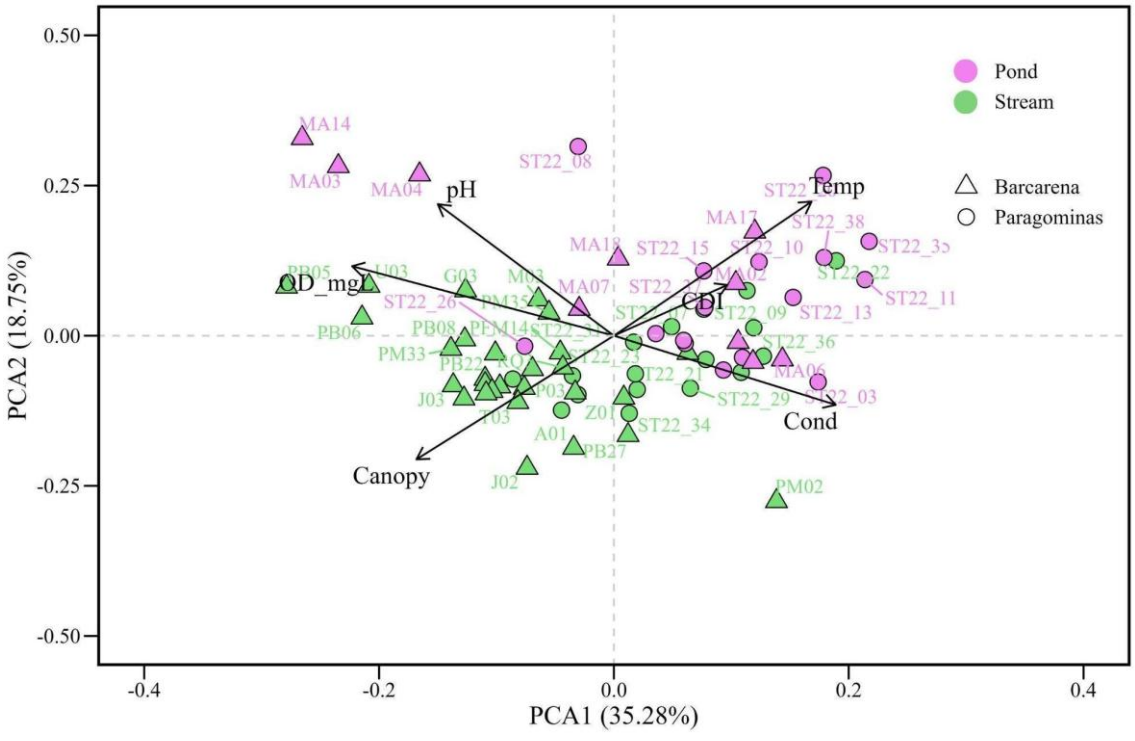


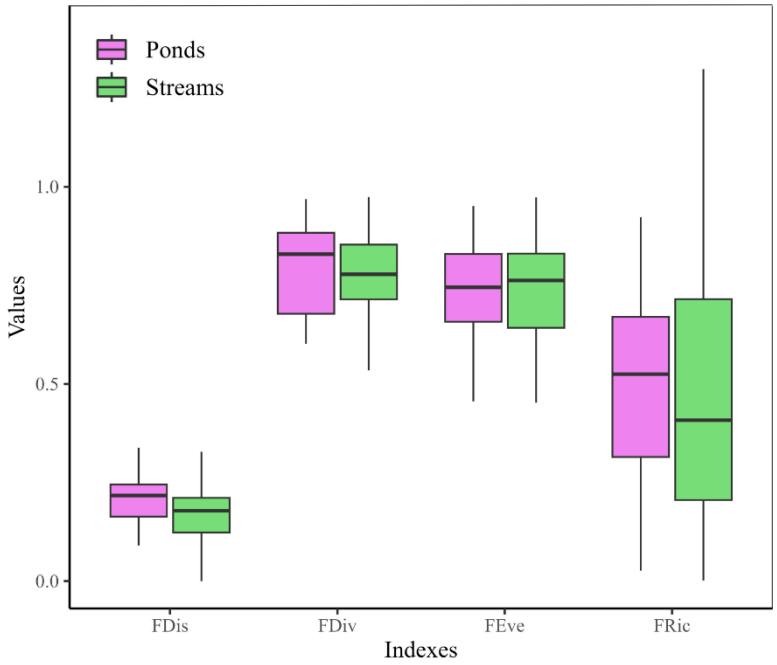
Fig. 2. Distribution of the local variables and Catchment Disturbance Index (CDI) among the ponds (purple) and streams (green) sampled in Barcarena (triangles) and Paragominas (circles)

in the Amazon. Temp: water temperature; OD_mgL: dissolved oxygen (mg/L); Cond: electrical conductivity (µS/cm); Canopy: canopy cover (%). The classes of land use and land cover (Primary and secondary forest, pasture, and mining) were autocorrelated among them and with CDI, thus, they were excluded from the PCA analysis.

2.4.2. Biological characterization and functional diversity of zooplankton

We recorded 149 taxa, comprising 88 rotifers, 46 cladocerans, and 15 copepods, excluding early stages (Table S2). Early stages of Cyclopoida were common in streams and ponds (copepodites = 84.78%, nauplii = 92.31%), excluding the early stages, the most frequent adult copepods were *Microcyclops ceibaensis* (Marsh, 1919) (19.57% in streams and 15.38% in ponds) and *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863) (11.54%). The most common species in streams were *Lecane bulla* (Gosse, 1851) (67.39%), *Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832) (65.22% each), and *Alonella dadayi* Birge, 1910 (54.35%). In ponds, the most frequent species were *Lecane leontina* (Turner, 1892) (73.08%), *Alonella dadayi* Birge, 1910 (65.38%), and *Lecane bulla* (Gosse, 1851) (61.54%) (Table S2).

Zooplankton functional divergence (FDiv) and functional evenness (FEve) exhibited high values and low variation in ponds and streams, with values around 0.6 and 0.9 (Fig. 3). However, zooplankton functional dispersion (FDis) was low in ponds and streams, showing lower variability compared to the other indices. The functional richness (FRic) presented great variability in both environments, particularly in streams (Fig. 3).



340

341 **Fig. 3.** Zooplankton functional diversity in ponds (purple) and streams (green) in the Amazon.
342 FDis: Functional dispersion, FDiv: Functional divergence, FEve: Functional evenness, and
343 FRic: Functional richness.

344

345 **2.4.3. Relationship between the zooplankton functional diversity and**
346 **environmental variables**

347 All unimodal relationships tested were not significant, thus, the models shown are linear.
348 Secondary forest and conductivity were positively related to zooplankton functional richness
349 (R^2-adj= 0.32, p<0.001, Z= 3.74; Table 3). Zooplankton functional evenness was positively
350 related to pasture and dissolved oxygen (R^2-adj= 0.61, p<0.001, Z= 10.00; Table 3). Secondary
351 forest significantly increased zooplankton functional divergence (R^2-adj= 0.09, p<0.001, Z=
352 7.97; Table 3). Finally, zooplankton functional dispersion (FDis) was positively influenced by
353 dissolved oxygen and negatively influenced by primary forest (R^2-adj= 0.12, p<0.001, Z=

354 11.65; Table 3). CDI (catchment disturbance index) significantly increased zooplankton
355 functional dispersion (R^2-adj= 0.07, p<0.001, Z= 11.22; Table 3).

356 **Table 3.** Relationship between local and land use variables and zooplankton functional
357 diversity in Amazon ponds and streams. FRic: Functional richness, FEve: Functional evenness,
358 FDiv: Functional divergence, and FDis: Functional dispersion. Sec.forest: secondary forest,
359 Cond: electrical conductivity, Environment: pond/stream, OD: dissolved oxygen, Temp: water
360 temperature, Prim.flo: primary forest, CDI: Catchment Disturbance Index. Significant results
361 (p<0.05) are shown in bold.

FRic ~ Sec.forest + Cond | Environment				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-0.964	0.218	-4.430	<0.001
Sec.forest	0.027	0.010	2.825	**0.005**
Cond	0.040	0.006	5.000	**<0.001**

FEve ~ OD + Pasture | Environment				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	0.407	0.199	2.049	0.040
OD	0.087	0.042	2.053	**0.040**
Pasture	0.004	0.002	2.220	**0.026**

FDiv ~ Sec.forest+Temp | Environment				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-1.407	1.368	-1.029	0.303
Sec.forest	0.016	0.007	2.252	**0.024**
Temp	0.093	0.051	1.820	0.069

FDis ~ Prim.flo + OD | Environment				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-1.526	0.186	-8.209	<0.001
Flo	-0.009	0.002	-4.285	**<0.001**
OD	0.116	0.042	2.764	**0.006**

FDis ~ CDI | Environment				
	Estimate	Standard Error	t-value	p-value
(Intercept)	-2.121	0.213	-9.937	<0.001
CDI	0.004	0.001	3.356	**<0.001**

2.4.4. Relationship between zooplankton functional traits and environmental variables

The RLQ analysis effectively explained the relationship between zooplankton functional traits, species, and environmental variables (local and land use) in both environment types. For ponds, the first two axes of the RLQ explained 85.17% of the total inertia (Axis I: 69.90% and Axis II: 15.27%; Fig. 4a). Regarding environmental variables, the first axis of the RLQ showed positive correlation between traits and species with pasture (Table S3); *Argyrodiaptomus* sp., which has a filtering feeding habit and uses cilia, setae, and spines for buoyancy, was associated with pasture. The first axis showed negative correlations between traits and species with forest and temperature, more specifically the traits efficient predator escape, raptorial feeding habit, and long lifespan, and the Copepoda genera *Acanthocyclops*, *Mesocyclops*, *Microcyclops*, and *Tropocyclops* (Fig. 4; Table S4). The second axis exhibited a positive relationship between secondary forest, the trait setae for buoyancy, and several species from *Lecane* genera (Fig. 4). The second axis was also negatively related to water temperature and conductivity (Table S3), most species of Copepoda, and the traits raptorial-feeding, sucking-feeding, and predator-feeding (Table S4).

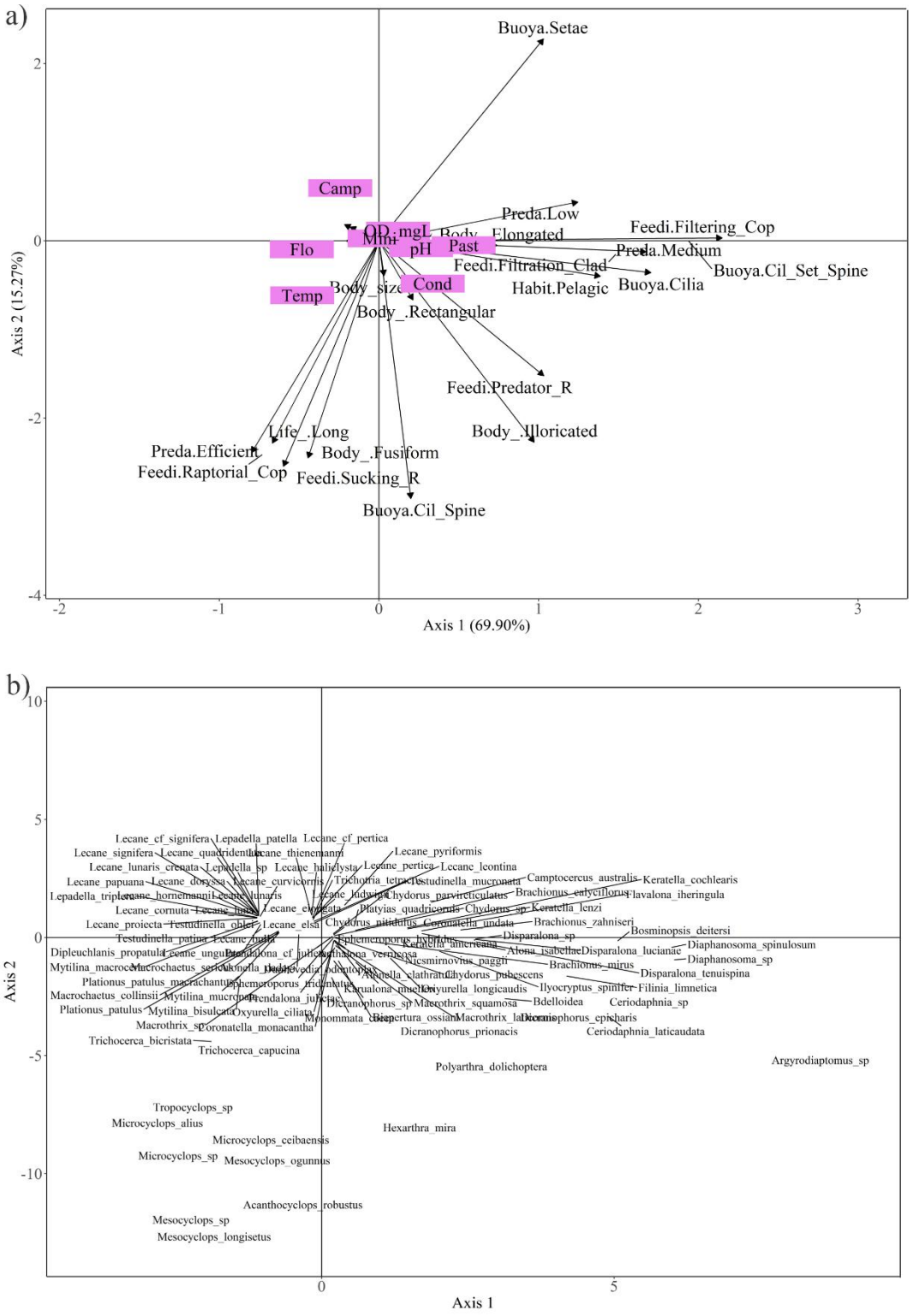
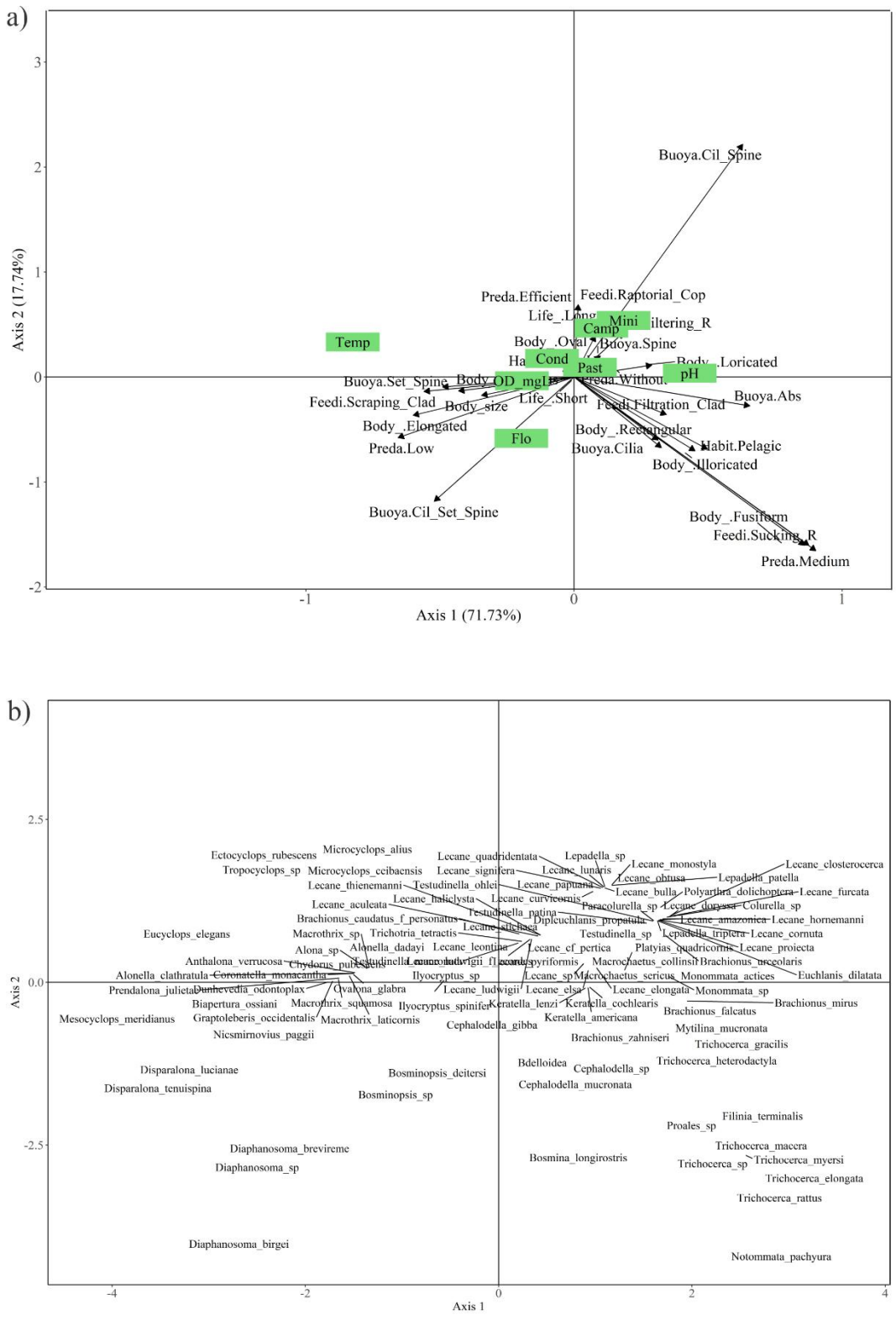


Fig. 4. Graph showing the RLQ results for ponds, with the correlation between the environmental variables, zooplankton functional traits (a), and species (b). Temp: water temperature; OD_mgL: dissolved oxygen; Cond: electrical conductivity; Camp: secondary forest; Flo: primary forest; Mini: mining; and Past: pasture.

For streams, the first two axes of the RLQ explained 89.47% of the total inertia (Axis I: 71.73% and Axis II: 17.74% (Fig. 5a). The environmental variables that most contributed to the formation of the first axis were pH (positively correlated) and water temperature (negatively correlated) (Table S3). Water temperature was negatively related to *Anthalona verrucosa* (Sars, 1901), *Alonella clathratula* Sars, 1896, *Prendalona julietae* Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023, and *Euclyclops elegans* (Herrick, 1884), and the traits of scraping feeders and the presence of sets and spines for buoyancy (Fig. 5a; Table S4). The pH was positively related to the loricated body, cladocerans filtering feeders, absence of buoyancy, and the species *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1832, and the genera *Brachionus* and *Lecane*. The second axis was positively correlated with secondary forest and mining, and negatively correlated with primary forest (Table S3). Individuals that use cilia, setae, and spines for buoyancy, such as those from the genus *Bosminopsis*, and those with a scraping feeding habit, such as species from the family *Chydoridae*, were closely associated with the primary forest. Secondary forest and mining were associated with filtering rotifers and raptorial copepods, which include the genera *Microcyclops*, *Tropocyclops*, *Ectocyclops*, and *Lecane* (Fig. 5b; Table S4).



403

404 **Fig. 5.** Graph showing the RLQ results for streams, with the correlation between the
405 environmental variables, zooplankton functional traits (a), and species (b). Temp: water
406 temperature; OD (mg/L): dissolved oxygen; Cond: electrical conductivity; Camp: secondary
407 forest; Flo: primary forest; Mini: mining; and Past: pasture.

2.5. DISCUSSION

We observed that zooplankton functional diversity responded to different land uses in Amazonian ponds and streams by changing their functional diversity and trait distribution, in agreement with other studies (Wang *et al.*, 2023; dos Santos *et al*., 2024; Flores-Mendez *et al*., 2024). Zooplankton functional dispersion was positively related to the Catchment Disturbance Index (CDI) and negatively associated with forested environments, not supporting our first hypothesis (H1) that intermediate land use changes (disturbance) would induce higher functional diversity. Pasture, dissolved oxygen, temperature, and conductivity increased zooplankton functional richness, dispersion, divergence, and evenness, supporting our second hypothesis (H2). Additionally, filtering cladocerans were associated with pasture areas in both ponds and streams, large-bodied-filtering copepods were associated with pasture, and filtering rotifers were related to streams in secondary forest and mining areas, corroborating our prediction (P1-H3) that environments with reduced riparian vegetation would favor filtering feeder species. Raptorial copepods, scraping cladocerans, and the presence of cilia, setae, and spine were associated with forested environments with great dissolved oxygen. This supports the prediction (P2-H3) that environments with greater forest cover and higher oxygen concentrations would favor scraping species.

We observed pattern as the catchment disturbance index increased zooplankton functional dispersion and more forested areas reduced this variable. Thus, a high degree of diversity in zooplankton functional traits was observed in more degraded sites. However, studies reported that anthropogenic alterations reduce the functional diversity of several biological groups (Gonzáles-Maya *et al*., 2017; Larentis, Pavanelli & Delariva, 2022), indicating niche similarity among species. Zooplankton displays broad behavioral plasticity, which can provide greater niche diversification and resilience to anthropogenic pressures, allowing zooplankton organisms to thrive in more degraded environments (Kuczyńska-Kippen

& Basińska, 2014; Zhai, Hřívová & Peterka, 2015). Furthermore, forested and preserved environments can present more stable communities with some species and traits dominating (Gotelli & McCabe, 2002), leading to a similarity in functional composition and reduction of functional diversity (Ribeiro *et al*., 2022). This would explain the reduction in functional dispersion of zooplankton with the increase in forested areas.

Functional evenness (FEve) measures how different functional traits are distributed among species (Mason *et al*., 2005). Our results showed a positive linear relationship between functional evenness and pasture, indicating that in areas with a higher percentage of pasture, there is a more uniform distribution of functional traits among zooplankton species and few traits/species are predominant. This suggests that pasture patches can create conditions that favor a great variety of functional traits. This pattern could be explained by increased aquatic macrophytes (Akasaka *et al*., 2010) and other primary producers in streams and ponds near pasture areas. Macrophytes provide microhabitats, food, and refuge for zooplankton, promoting the increase in zooplankton species and trait richness (Choi *et al*., 2014; Celewicz-Goldyn & Kuczynska-Kippen, 2017; Deosti *et al*., 2021). The increase of shelter and food, including algae, bacteria, ciliates, and suspended particles leads to a balanced competition and favors more species to coexist (Ferrão-Filho, Arcifa & Fileto, 2003; Simões *et al*., 2012; dos Santos, Michelan & Bomfim, 2024), ultimately increasing energy paths and ecosystem processes (Hébert, Beisner & Maranger, 2017).

Regarding the relationship between functional diversity and secondary forests, these systems are a mix of different plants growing and regenerating, which includes herbaceous plants, shrubs, and groundcover vegetation (Brown & Lugo, 1990; Rosenfield *et al*., 2023). This vegetation, as well as the pasture, can allow the entry of nutrients and light into ponds and streams, consequently increasing primary productivity (macrophytes and algae) (Fares *et al*., 2020; Burrows *et al*., 2021) and supporting more zooplankton species and traits (Coelho &

Henry, 2021; Zeng *et al*., 2022). This explains our observations, where secondary forests increased functional richness and functional divergence of the zooplankton community, showing that this vegetation allows a diversity of species with different ecological requirements occupying divergent ecological niches. Therefore, pasture and secondary forests seem to increase environmental heterogeneity leading to greater niche availability and trait diversity. In terms of ecosystem responses, different functional traits can improve the community's ability to use resources, increasing the efficiency of ecosystem and ecological processes, and the community's ability to respond to environmental changes (Hébert, Beisner & Maranger, 2017; Setubal *et al.*, 2020a).

Local environmental factors also drove zooplankton functional diversity, similar to our findings, other studies reported conductivity and oxygen shaping zooplankton traits (dos Santos *et al*., 2023; Flores-Mendez *et al*., 2024). Paquette, Gregory-Eaves & Beisner (2022) observed that variables related to water quality such as pH, water temperature, color, dissolved oxygen, dissolved organic carbon, sodium, and nutrients, were the most important drivers of zooplankton species and functional traits. We observed that conductivity increased FRic and dissolved oxygen increased FEve and FDis. This suggests that environments with higher dissolved oxygen and conductivity support a greater variety of functional strategies, leading to a more balanced and diverse distribution of functions (Goździejewska *et al*., 2021; Wu *et al*., 2022). Thus, species with different ecological functions can coexist and explore different niches, preventing competitive exclusion (Massicotte *et al*., 2014; dos Santos, Michelan & Bomfim, 2024).

Regarding the trait distribution in ponds, we observed that functional traits present in larger microcrustaceans, such as copepods, were strongly influenced by forest environments and temperature. High predator escape, raptorial feeding habit, and long lifespan are traits that allow large-bodied individuals to thrive in these environments, due to the competitive

advantage, allowing them to feed on alternative resources like bacteria, ciliates, and periphytic algae of different sizes (Segovia *et al*., 2016; Setúbal *et al*., 2020; Amaral *et al*., 2021). This also allows them to coexist with other competitors (Obertegger, Borsato & Flaim, 2010). More productive communities consist of species with functional traits that enable species to capture a larger proportion of available resources (Isbell *et al*., 2013; Roscher *et al*., 2013; de Melo *et al*., 2019). In ponds, filtering copepods were also related to pasture, which could offer them more refuge and food due to increased macrophytes and algae, as mentioned above (Deosti *et al*., 2021).

In forested streams with high dissolved oxygen, scraping-feeding cladocerans and the presence of cilia, setae, and spines were predominant. These traits are related to food acquisition and buoyancy strategies. Bomfim *et al*. (2023) had already reported that scraping-feeding cladocerans are predominant in forested streams, the authors suggested that scraper feeders are linked to these environments because they can substitute algae (their main food resource) for other organic particles when algal production is low. This characteristic can give them an advantage in forested streams where organic particles are the main energy source (Allan, Castillo & Capps, 2021; Ferreira *et al*., 2023). Regarding buoyancy traits, some species respond to increased resistance to water friction by modifying body shape or developing spines, appendages, or other body projections (Molloy & Cowling, 1999), resulting in increased body surface area without increasing density. Many pelagic crustaceans develop this buoyancy mechanism to maintain a certain position in the water column (Sanvicente-Añorve *et al*., 2022). This characteristic can be a response to changes in water proprieties due to changes in the water flow of streams.

In contrast, streams around pasture selected medium–predator-escape (trait present in the species *Bosmina longirostris* (O. F. Müller, 1776)), suction-feeders, and rotifers with fusiform body shape, particularly those from *Trichocerca* and *Notommata* genera, all of them

explore similar food resources. The convergence of functional traits is linked to environmental filtering that selects species with similar morphological, physiological, and behavioral characteristics (Obertegger & Flaim, 2015). Despite the similarity in feeding habits between cladocerans and rotifers, which could lead to species competition, these streams are offering more food resources to these groups and allowing them to coexist (Obertegger & Flaim, 2015; Zhao *et al*., 2020; dos Santos, Michelan & Bomfim, 2024), ultimately turning the community more functionally and taxonomically heterogeneous (Goździejewska *et al*., 2021).

Despite the limited number of studies on zooplankton communities in streams of the Brazilian Amazon (Gomes *et al*., 2020; dos Santos, Michelan & Bomfim, 2024; Bomfim *et al*., 2024a), our study is in agreement with others that have shown high zooplankton species richness and diversity in these systems. This rich zooplankton diversity in these unique environments underscores the importance of conducting further research to assess whether zooplankton plays a more significant role in stream function than previously recognized. Additionally, we used traits that were employed by Sanvicente-Añorve *et al.* (2022) in a different approach and observed a strong response of these traits to environmental and landscape variables. Thus, it is important to introduce new functional traits that represent the unique characteristics of the studied systems and from various perspectives, such as land use, as they may provide different responses to environmental and anthropogenic changes.

2.6. CONCLUSION

Our study shows how different land uses and local environmental variables influence zooplankton functional diversity and trait distribution in Amazonian ponds and streams. Contrary to our expectations, the catchment disturbance index increased functional dispersion and forested environments decreased it. Pasture and secondary forests increased functional richness, divergence, and evenness. Dissolved oxygen and conductivity were the key local

variables, increasing functional richness, dispersion, and evenness. Moreover, our findings show that zooplankton species and traits exhibited specific associations with different habitat types in a land use gradient: cladocerans and filtering copepods were linked to sites with pasture, filtering rotifers were associated with secondary forest and mining areas, and scraping and predatory species were linked to forested areas and high dissolved oxygen. Evaluating functional traits elucidates how anthropic actions can alter ecosystem function, here we observed that a heterogenous landscape with pasture and secondary forests allowed more traits and species to coexist, which can increase ecosystem processes and the community's ability to respond to environmental changes. Future research exploring a broader range of environmental and spatial variables such as nutrients, association with other organisms like macrophytes and algae, and other land uses would increase the understanding of zooplankton functional variation and ecological dynamics in response to anthropic changes.

2.7. REFERENCES

Ahmed S.F., Kumar P.S., Kabir M., Zuhara F.T., Mehjabin A., Tasannum N., et al. (2022). Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity. *Environmental Research* **214**, 113808. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113808

Akasaka M., Takamura N., Mitsuhashi H. & Kadono Y. (2010). Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology* **55**, 909–922. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02334.x

Allan J.D., Castillo M.M. & Capps K.A. (2021). *Stream Ecology*. Springer International Publishing, Cham.

Almeida R.A., Lemmens P., Cours M., Denys L., Adriaens D., Packet J., et al. (2023). A moderate differential effect of organic and conventional agriculture across taxonomic groups inhabiting farmland ponds. *Freshwater Biology* **68**, 645–658. https://doi.org/10.1111/fwb.14053

Alves L.W.R., Carvalho E.J.M. & Silva L.G.T. (2014*). Diagnóstico agrícola do município de Paragominas, PA.*, 1st edn. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Belém.

Amaral D.C., Dunck B., Braghin L.S.M., Fernandes U.L., Bomfim F.F., Bonecker C.C., et al. (2021). Predation by an omnivorous fish and food availability alter zooplankton

functional diversity: a microcosm approach. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **93**, e20200778. https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200778

Angeler D.G., Alvarez-Cobelas M. & Sánchez-Carrillo S. (2010). Evaluating environmental conditions of a temporary pond complex using rotifer emergence from dry soils. *Ecological Indicators* **10**, 545–549. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.001

Arantes C.C., Winemiller K.O., Asher A., Castello L., Hess L.L., Petrere M., et al. (2019a). Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports* **9**, 16684. https://doi.org/10.1038/s41598-019-52243-0

Barton, K. (2009). MuMIn: multi-model inference. R package version 1.47.5, *http://r-forge. r-project. org/projects/mumin/*.

Bazzaz F.A. (1975). Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* **56**, 485–488. https://doi.org/10.2307/1934981

de Bello F., Carmona C.P., Dias A.T.C., Götzenberger L., Moretti M. & Berg M.P. (2021). *Handbook of Trait-Based Ecology*. Cambridge University Press.

De Bie T., De Meester L., Brendonck L., Martens K., Goddeeris B., Ercken D., et al. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters* **15**, 740–747. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x

Bomfim F. de F., dos Santos L.A., da Conceição A.P. e S., Marinho M.B. & Michelan T.S. (2024a). Land use changes drive zooplankton ecological uniqueness and species contributions in Amazon ponds and streams. *Aquatic Sciences* **86**, 89. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01101-x

Bomfim F.F., Bonecker C.C., Lansac-Tôha F.A. & Michelan T.S. (2024b). What do we know about zooplankton occurrence and distribution in Neotropical streams? A systematic review of published studies in Brazil. *Hydrobiologia* **851**, 2561–2572. https://doi.org/10.1007/s10750-024-05485-7

Bomfim F.F., Deosti S., Louback-Franco N., Sousa R.L.M. & Michelan T.S. (2023a). How are zooplankton's functional guilds influenced by land use in Amazon streams? *PLOS ONE* **18**, e0288385. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0288385

Bomfim F.F., Fares A.L.B., Melo D.G.L., Vieira E. & Michelan T.S. (2023b). Land use increases macrophytes beta diversity in Amazon streams by favoring amphibious life forms species. *Community Ecology* **24**, 159–170. https://doi.org/10.1007/s42974-023-00139-5

Braghin L. de S.M., Almeida B. de 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**, 721–730. https://doi.org/10.1111/fwb.13117

Branco C.W.C., Fintelman-Oliveira E. & dos Santos Miranda V.B. (2023). A review of functional approaches for the study of freshwater communities with a focus on zooplankton. *Hydrobiologia* **850**, 4719–4744. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05227-1

Brooks J.L. & Dodson S.I. (1965a). Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science* **150**, 28–35. https://doi.org/10.1126/science.150.3692.28

Brown S. & Lugo A.E. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* **6**, 1–32. https://doi.org/10.1017/S0266467400003989

Burks R.L., Lodge D.M., Jeppesen E. & Lauridsen T.L. (2002). Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. Freshwater Biology 47, 343–365. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00824.x

Burrows R.M., Jonsson M., Fältström E., Andersson J. & Sponseller R.A. (2021). Interactive effects of light and nutrients on stream algal growth modified by forest management in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management* **492**, 119212. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119212

Cantonati M., Poikane S., Pringle C.M., Stevens L.E., Turak E., Heino J., et al. (2020). Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. *Water* **12**, 260. https://doi.org/10.3390/w12010260

Cardoso L. de S., Faria D.M. de, Crossetti L.O. & da Motta Marques D. (2019). Phytoplankton, periphyton, and zooplankton patterns in the pelagic and littoral regions of a large subtropical shallow lake. *Hydrobiologia* **831**, 119–132. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3729-2

Celewicz-Gołdyn S. & Kuczyńska-Kippen N. (2017). Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. *PLOS ONE* **12**, e0177317. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177317

Chambord S., Tackx M., Chauvet E., Escolar G. & Colas F. (2017). Two microcrustaceans affect microbial and macroinvertebrate-driven litter breakdown. *Freshwater Biology* **62**, 530–543. https://doi.org/10.1111/fwb.12883

Choi J.-Y., Jeong K.-S., Kim S.-K., La G.-H., Chang K.-H. & Joo G.-J. (2014). Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological Informatics* **24**, 177–185. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.09.002

Cincotta R.P., Wisnewski J. & Engelman R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* **404**, 990–992. https://doi.org/10.1038/35010105

Coelho P.N. & Henry R. (2021). Functional groups of microcrustaceans along a horizontal gradient in a Neotropical lake colonized by macrophytes. *Aquatic Sciences* **83**, 3. https://doi.org/10.1007/s00027-020-00759-3

Córdova-Tapia F. & Zambrano L. (2015). Functional diversity in community ecology. *Ecosistemas* **24**, 78–87. https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.10

Cribari-Neto F. & Zeileis A. (2010). Beta Regression in R. *Journal of Statistical Software* **34**. https://doi.org/10.18637/jss.v034.i02

Dala-Corte R.B., Melo A.S., Siqueira T., Bini L.M., Martins R.T., Cunico A.M., et al. (2020a). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* **57**, 1391–1402. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657

Deosti S., de Fátima Bomfim F., Lansac-Tôha F.M., Quirino B.A., Bonecker C.C. & Lansac-Tôha F.A. (2021). Zooplankton taxonomic and functional structure is determined by macrophytes and fish predation in a Neotropical river. *Hydrobiologia* **848**, 1475–1490. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04527-8

Dias J.D., Simões N.R., Meerhoff M., Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. (2016). Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* **781**, 109–125. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2827-2

Diniz L.P., Braghin L. de S.M., Pinheiro T.S.A., Melo P.A.M. de C., Bonecker C.C. & Melo Júnior M. de (2021). Environmental filter drives the taxonomic and functional β-diversity of zooplankton in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia* **848**, 1881–1895. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04562-5

Dolédec S., Chessel D., ter Braak C.J.F. & Champely S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* **3**, 143–166. https://doi.org/10.1007/BF02427859

Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine S., et al. (2014). Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* **95**, 14–21. https://doi.org/10.1890/13-0196.1

Dray S. & Dufour A.-B. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software* **22**. https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04

Dunea D., Bretcan P., Purcoi L., Tanislav D., Serban G., Neagoe A., et al. (2021). Effects of riparian vegetation on evapotranspiration processes and water quality of small plain streams. *Ecohydrology & Hydrobiology* **21**, 629–640. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.02.004

Elmoor-Loureiro L. (1997). *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*.

Fares A.L.B., Calvão L.B., Torres N.R., Gurgel E.S.C. & Michelan T.S. (2020). Environmental factors affect macrophyte diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. *Ecological Indicators* **113**, 106231. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231

Faria A.P.J., Ligeiro R., Calvão L.B., Giam X., Leibold M.A. & Juen L. (2024). Land use types determine environmental heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. *Hydrobiologia* **851**, 281–298. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x

Ferrão-Filho A.S., Arcifa M.S. & Fileto C. (2003). Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. *Hydrobiologia* **491**, 201–210. https://doi.org/10.1023/A:1024496611829

Ferreira V., Albariño R., Larrañaga A., LeRoy C.J., Masese F.O. & Moretti M.S. (2023). Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia* **850**, 2501–2535. https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1

Fierro P., Bertrán C., Tapia J., Hauenstein E., Peña-Cortés F., Vergara C., et al. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of The Total Environment* **609**, 724–734. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197

Flores-Mendez D.N., Daiub A.P., Mayora G., Mesa L. & Gutierrez M.F. (2024). Influence of Cattle Activity in Floodplains on the Zooplankton Community During a Period of Water Retraction. *Wetlands* **44**, 4. https://doi.org/10.1007/s13157-023-01760-w

Frederico R.G., Zuanon J. & De Marco P. (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation* **219**, 12–19. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032

García-Chicote J., Armengol X. & Rojo C. (2018a). Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica* **69**, 46–54. https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.004

Gomes A.C.A.M., Gomes L.F., Roitman I., Pereira H.R., Junior A.F.C., da Costa E.M.M., et al. (2020). Forest cover influences zooplanktonic communities in Amazonian streams. *Aquatic Ecology* **54**, 1067–1078. https://doi.org/10.1007/s10452-020-09794-6

González-Maya J.F., Martínez-Meyer E., Medellín R. & Ceballos G. (2017). Distribution of mammal functional diversity in the Neotropical realm: Influence of land-use and extinction risk. *PLOS ONE* **12**, e0175931. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175931

González-Trujillo J.D. & Alonso-Moreno Y.L. (2020). Habitat simplification changes temporal patterns of invertebrate beta diversity in a high-Andean stream. *Neotropical Biodiversity* **6**, 206–216. https://doi.org/10.1080/23766808.2020.1859265

Gotelli N.J. & McCabe D.J. (2002). Species co-occurrence: a meta-analysis of j. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* **83**, 2091–2096. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2091:SCOAMA]2.0.CO;2

Gower J.C. (1971). A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics* **27**, 857. https://doi.org/10.2307/2528823

Goździejewska A.M., Koszałka J., Tandyrak R., Grochowska J. & Parszuto K. (2021). Functional responses of zooplankton communities to depth, trophic status, and ion content

713 in mine pit lakes. *Hydrobiologia* **848**, 2699–2719. https://doi.org/10.1007/s10750-021-
714 04590-1

715 Gutierrez M.F., Tavşanoğlu Ü.N., Vidal N., Yu J., Teixeira-de Mello F., Çakiroglu A.I.,
716 et al. (2018). Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has
717 complex effects on size structure in lakes. *Hydrobiologia* **813**, 237–255.
718 https://doi.org/10.1007/s10750-018-3529-8

719 Hébert M.-P., Beisner B.E. & Maranger R. (2017). Linking zooplankton communities to
720 ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*
721 **39**, 3–12. https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068

722 Hutchinson, G. E. 1957. Cold spring harbor symposium on quantitative biology.
723 *Concluding remarks* **22**, 415-427.

724 INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Website. 2023. Available at:
725 http://www.inmet.gov.br. (Acessed 6 November 2023).

726 Isbell F., Reich P.B., Tilman D., Hobbie S.E., Polasky S. & Binder S. (2013). Nutrient
727 enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity.
728 *Proceedings of the National Academy of Sciences* **110**, 11911–11916.
729 https://doi.org/10.1073/pnas.1310880110

730 Kearney M.R., Jusup M., McGeoch M.A., Kooijman S.A.L.M. & Chown S.L. (2021).
731 Where do functional traits come from? The role of theory and models. *Functional Ecology*
732 **35**, 1385–1396. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13829

733 Keinath D.A., Doak D.F., Hodges K.E., Prugh L.R., Fagan W., Sekercioglu C.H., et al.
734 (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation.
735 *Global Ecology and Biogeography* **26**, 115–127. https://doi.org/10.1111/geb.12509

736 Kiørboe T. (2013). Zooplankton body composition. *Limnology and Oceanography* **58**,
737 1843–1850. https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.5.1843

738 Konečný A., Koubek P. & Bryja J. (2010a). Indications of higher diversity and abundance
739 of small rodents in human-influenced Sudanian savannah than in the Niokolo Koba
740 National Park (Senegal). *African Journal of Ecology* **48**, 718–726.
741 https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2009.01169.x

742 Koski M., Stedmon C. & Trapp S. (2017). Ecological effects of scrubber water discharge
743 on coastal plankton: Potential synergistic effects of contaminants reduce survival and
744 feeding of the copepod Acartia tonsa. *Marine Environmental Research* **129**, 374–385.
745 https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.06.006

746 Koste W. & Voigt M. (1978). Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas : Überordnung
747 Monogononta : ein Bestimmungswerk. Gebrüder Borntraeger.

748 Kuczyńska-Kippen N. & Basińska A. (2014). Habitat as the most important influencing
749 factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of*
750 *Hydrobiology* **99**, 58–64. https://doi.org/10.1002/iroh.201301704

Laliberté E. & Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**, 299–305. https://doi.org/10.1890/08-2244.1

Larentis C., Pavanelli C.S. & Delariva R.L. (2022). Do environmental conditions modulated by land use drive fish functional diversity in streams? *Hydrobiologia* **849**, 4465–4483. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04756-x

Laurance W.F., Sayer J. & Cassman K.G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution* **29**, 107–116. https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001

Leitão R.P., Zuanon J., Mouillot D., Leal C.G., Hughes R.M., Kaufmann P.R., et al. (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* **41**, 219–232. https://doi.org/10.1111/ecog.02845

Ligeiro R., Hughes R.M., Kaufmann P.R., Macedo D.R., Firmiano K.R., Ferreira W.R., et al. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25, 45–57. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004

Lima M., Firmino V.C., de Paiva C.K.S., Juen L. & Brasil L.S. (2022). Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation* **26**, 137–148. https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6

Limburg K.E., Hughes R.M., Jackson D.C. & Czech B. (2011). Human Population Increase, Economic Growth, and Fish Conservation: Collision Course or Savvy Stewardship? *Fisheries* **36**, 27–35. https://doi.org/10.1577/03632415.2011.10389053

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

Lopes I.D. da S., Medeiros A.C., de Melo N.F.A.C., Lima M. de O. & Santos M. de L.S. (2021). Multivariate Analysis of Amazonian Rivers Located in an Area of Intense Industrial Activity, Barcarena, Pará State, Brazil. *Journal of Water* **1**, 1–16. https://doi.org/10.14302/issn.2769-2264.jw-21-3870

Malacarne T.J., Machado N.R. & Moretto Y. (2024). Influence of land use on the structure and functional diversity of aquatic insects in neotropical streams. *Hydrobiologia* **851**, 265–280. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05207-5

Mason N.W.H., Mouillot D., Lee W.G. & Wilson J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**, 112–118. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x

Massicotte P., Frenette J.-J., Proulx R., Pinel-Alloul B. & Bertolo A. (2014). Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass

in a large river ecosystem. *Landscape Ecology* **29**, 67–79. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9946-1

de Melo T.X., Dias J.D., Simões N.R. & Bonecker C.C. (2019). Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. *Hydrobiologia* **827**, 171–181. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3763-0

Moi D.A., Barrios M., Tesitore G., Burwood M., Romero G.Q., Mormul R.P., et al. (2023). Human land-uses homogenize stream assemblages and reduce animal biomass production. *Journal of Animal Ecology* **92**, 1176–1189. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13924

Molloy P.J. & Cowling M.J. (1999). Buoyancy Mechanisms of Marine Organisms: Lessons from Nature. *Underwater Technology* **24**, 41–49. https://doi.org/10.3723/175605499783259785

Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., et al. (2015a). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* **520**, 45–50. https://doi.org/10.1038/nature14324

Nimet J., Neves M.P., Viana N.P., de Arruda Amorim J.P. & Delariva R.L. (2020). Histopathological alterations in gills of a fish (Astyanax bifasciatus) in neotropical streams: negative effects of riparian forest reduction and presence of pesticides. *Environmental Monitoring and Assessment* **192**, 58. https://doi.org/10.1007/s10661-019-8030-y

Obertegger U., Borsato A. & Flaim G. (2010). Rotifer–crustacean interactions in a pseudokarstic lake: influence of hydrology. *Aquatic Ecology* **44**, 121–130. https://doi.org/10.1007/s10452-009-9285-0

Obertegger U. & Flaim G. (2015). Community assembly of rotifers based on morphological traits. *Hydrobiologia* **753**, 31–45. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2191-7

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., & Legendre, P. (2022). Vegan: Community Ecology Package.(2020) https://CRAN. *R-project. org/package= vegan*.

de Oliveira L.P., Corrêa F., Ortega J.C.G., da Silva R.S., de Oliveira E.F. & Vieira L.J.S. (2024). Influence of environmental conditions and the fragmented landscape on the co-occurrence patterns of the ichthyofauna of a stream in southwestern Brazilian Amazon. *Aquatic Sciences* **86**, 64. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01080-z

de Paiva C.K.S., Faria A.P.J., Calvão L.B. & Juen L. (2021). The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia* **848**, 1073–1085. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y

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**, 1081–1097. https://doi.org/10.1002/lno.12058

Peck D., Herlihy A., Hill B., Hughes R., Kaufmann P., Klemm D.J., et al. (2006). *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams.*

Peipoch M., Brauns M., Hauer F.R., Weitere M. & Valett H.M. (2015a). Ecological Simplification: Human Influences on Riverscape Complexity. *BioScience* **65**, 1057–1065. https://doi.org/10.1093/biosci/biv120

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* **497**, 1–111. https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091

Perlmutter D.G. & Meyer J.L. (1991). The Impact of a Stream-Dwelling Harpacticoid Copepod Upon Detritally Associated Bacteria. *Ecology* **72**, 2170–2180. https://doi.org/10.2307/1941568

Perović D., Gámez-Virués S., Börschig C., Klein A., Krauss J., Steckel J., et al. (2015). Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *Journal of Applied Ecology* **52**, 505–513. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12394

Peterson A.T., Soberón J., Pearsn R.G., Anderson R.P., Martínez-Meyer E., Nakamura M., et al. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.

Price E.L., Sertić Perić M., Romero G.Q. & Kratina P. (2019). Land use alters trophic redundancy and resource flow through stream food webs. *Journal of Animal Ecology* **88**, 677–689. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12955

Radwan S. (1984). The influence of some abiotic factors on the occurrence of rotifers of ??zna and W?odawa Lake District. *Hydrobiologia* **112**, 117–124. https://doi.org/10.1007/BF00006915

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**, 849–873. https://doi.org/10.1111/brv.12480

Reid J. (1985). Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia* **9**, 17. https://doi.org/10.11606/issn.2526-3358.bolzoo.1985.122293

Reynolds C., Fletcher R.J., Carneiro C.M., Jennings N., Ke A., LaScaleia M.C., et al. (2018). Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: a multi-scale and multi-taxon investigation. *Landscape Ecology* **33**, 241–255. https://doi.org/10.1007/s10980-017-0595-7

Ribeiro B.I.O., Braghin L. de S.M., Lansac-Tôha F.M., Bomfim F.F., Almeida B.A., Bonecker C.C., et al. (2022). Environmental heterogeneity increases dissimilarity in zooplankton functional traits along a large Neotropical river. Hydrobiologia 849, 3135–3147. https://doi.org/10.1007/s10750-022-04917-6

Roscher C., Schumacher J., Lipowsky A., Gubsch M., Weigelt A., Pompe S., et al. (2013). A functional trait-based approach to understand community assembly and diversity–productivity relationships over 7 years in experimental grasslands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **15**, 139–149. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2013.02.004

Rosenfield M.F., Jakovac C.C., Vieira D.L.M., Poorter L., Brancalion P.H.S., Vieira I.C.G., et al. (2023). Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. *Biological Reviews* **98**, 662–676. https://doi.org/10.1111/brv.12924

dos Santos L.A., Michelan T.S. & Bomfim F. de F. (2024). Zooplankton co-occurrence patterns in Amazon lotic systems along a forest cover gradient. *Hydrobiologia*. https://doi.org/10.1007/s10750-024-05625-z

dos Santos N.G., Santos E.F. dos, Morari P.H.R., Chiarelli L.J. & Castilho-Noll M.S.M. (2023). Total nitrogen and pH are key variables for functional structure of zooplanktonic communities in an agropastoral landscape. *Science of The Total Environment* **891**, 164031. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164031

Sanvicente-Añorve L., Sánchez-Campos M., Alatorre-Mendieta M., Lemus-Santana E. & Guerra-Castro E. (2022). Zooplankton functional traits in a tropical estuarine system: Are lower and upper estuaries functionally different? *Frontiers in Marine Science* **9**. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1004193

Schmera D., Heino J., Podani J., Erős T. & Dolédec S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia* **787**, 27–44. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5

Schmid-Araya J.M., Schmid P.E., Robertson A., Winterbottom J., Gjerløv C. & Hildrew A.G. (2002). Connectance in stream food webs. *Journal of Animal Ecology* **71**, 1056–1062. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00668.x

Segers, H. & Yule, C. M. 2004. Rotifera: Monogononta. *Freshwater invertebrates of the Malaysian region. Kuala Lumpur, Malaysia: Academy of Sciences Malaysia and Monash University*, 112-26.

Segovia B.T., Lansac-Toha F.M., de Meira B.R., Cabral A.F., Lansac-Tôha F.A. & Velho L.F.M. (2016). Anthropogenic disturbances influencing ciliate functional feeding groups in impacted tropical streams. *Environmental Science and Pollution Research* **23**, 20003–20016. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7185-0

Setubal R.B., Petry A.C., Bonecker C.C., Martins T., Nova C.C., Figueiredo-Barros M.P., et al. (2020a). Biotic factors determine ecosystem processes in environments with different

hydrological regimes. *Freshwater Biology* **65**, 1376–1391. https://doi.org/10.1111/fwb.13506

Simões N.R., Lansac-Tôha F.A., M. Velho L.F. & Bonecker C.C. (2012). Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Revista de Biología Tropical* **60**. https://doi.org/10.15517/rbt.v60i4.2183

Siqueira T., Lacerda C.G.T. & Saito V.S. (2015). How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *Biotropica* **47**, 509–516. https://doi.org/10.1111/btp.12224

Sodré E. de O. & Bozelli R.L. (2019). How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. *International Aquatic Research* **11**, 207–223. https://doi.org/10.1007/s40071-019-0233-x

Souza C.M., Z. Shimbo J., Rosa M.R., Parente L.L., A. Alencar A., Rudorff B.F.T., et al. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* **12**, 2735. https://doi.org/10.3390/rs12172735

Stein A. & Kreft H. (2015). Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biological Reviews* **90**, 815–836. https://doi.org/10.1111/brv.12135

Su G., Logez M., Xu J., Tao S., Villéger S. & Brosse S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science* **371**, 835–838. https://doi.org/10.1126/science.abd3369

Tockner K. (2021). Freshwaters: Global Distribution, Biodiversity, Ecosystem Services, and Human Pressures. In: *Handbook of Water Resources Management: Discourses, Concepts and Examples*. pp. 489–501. Springer International Publishing, Cham.

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. https://doi.org/10.1890/07-1206.1

Wang L., Ma X., Li J., Zhang H. & Sun J. (2023). Does the spatial aggregation of ponds affect crustacean zooplankton diversity and grazing efficiency in the agricultural multi-pond system? *Aquatic Sciences* **85**, 1. https://doi.org/10.1007/s00027-022-00900-4

Weber S. & Traunspurger W. (2014). Top-down control of a meiobenthic community by two juvenile freshwater fish species. *Aquatic Ecology* **48**, 465–480. https://doi.org/10.1007/s10452-014-9498-8

Wickham H. (2016). Data Analysis. pp. 189–201.

Wu L., Ji L., Chen X., Ni J., Zhang Y. & Geng M. (2022). Distribution of Zooplankton Functional Groups in the Chaohu Lake Basin, China. *Water* **14**, 2106. https://doi.org/10.3390/w14132106

941 Yin X., Jin W., Zhou Y., Wang P. & Zhao W. (2017). Hidden defensive morphology in
942 rotifers: benefits, costs, and fitness consequences. *Scientific Reports* **7**, 4488.
943 https://doi.org/10.1038/s41598-017-04809-z

944 Yoshimura M. & Kubota T. (2022). Evaluation of sunlight penetration through riparian
945 forest and its effects on stream biota. *Global Ecology and Conservation* **34**, e02043.
946 https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02043

947 Zeng Q., Wei Z., Yi C., He Y. & Luo M. (2022). The effect of different coverage of aquatic
948 plants on the phytoplankton and zooplankton community structures: a study based on a
949 shallow macrophytic lake. *Aquatic Ecology* **56**, 1347–1358.
950 https://doi.org/10.1007/s10452-022-09970-w

951 Zhai M., Hřívová D. & Peterka T. (2015). The harpacticoid assemblages (Copepoda:
952 Harpacticoida) in the Western Carpathian spring fens in relation to environmental
953 variables and habitat age. *Limnologica* **53**, 84–94.
954 https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.07.001

955 Zhao F., Yu H.X., Ma C.X., Sun X., Liu D., Shang L.Y., et al. (2020). Characteristics of
956 zooplankton functional groups and their environmental factors in the harbin section of the
957 Songhua River, China. *Applied Ecology and Environmental Research* **18**, 7457–7471.
958 https://doi.org/10.15666/aeer/1805_74577471

3. Sessão II

Como a singularidade ambiental altera a singularidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos Amazônicos inseridos em um gradiente de uso do solo?

A segunda sessão desta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Oecologia,* disponível em: https://link.springer.com/journal/442/submission-guidelines

Como a singularidade ambiental altera a singularidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos Amazônicos inseridos em um gradiente de uso do solo?

Larissa Araújo dos Santos[1]*, Thaísa Sala Michelan[1], Francieli de Fátima Bomfim[1]

[1] Laboratório de Ecologia de Produtores Primários (ECOPRO), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brazil

3.1. RESUMO

As respostas das espécies às alterações dos diferentes usos do solo podem ser avaliadas por diferentes métricas. Estudos recentes sugerem que a singularidade ambiental pode ser um importante preditor para a singularidade ecológica. Entretanto, nenhum estudo investigou essa relação através da abordagem funcional para o zooplâncton. Investigamos como a singularidade ambiental influencia a singularidade funcional do zooplâncton em lagoas e riachos amazônicos. Foram amostrados 26 lagoas e 42 riachos (setembro-outubro/2022. As variáveis físico-químicas incluíram temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido. O uso do solo foi obtido através de imagens de satélite. A diversidade funcional foi determinada considerando características morfológicas, fisiológicas e comportamentais. Encontramos 149 táxon e os resultados variaram conforme o tipo de dado utilizado (abundância/presença e ausência). Em dados de abundância, a singularidade funcional aumentou com a singularidade ambiental nos riachos e apresentou relações negativas com oxigênio dissolvido e o eixo espacial. Enquanto em lagoas, ambientes florestados e pastagem foram negativamente relacionados com a singularidade funcional. Utilizando dados de presença e ausência, não houve relações significativas entre a singularidade funcional e ambiental em ambos os ambientes. A temperatura e a região de Paragominas tiveram efeito positivo sobre a singularidade funcional nas lagoas, enquanto a mineração contribuiu para o aumento da singularidade funcional nos riachos. Esses resultados destacam a importância da singularidade ambiental e do uso do solo na estruturação da singularidade funcional do zooplâncton e de considerar dados de abundância

para estudos de singularidade, além disso fornece subsídios para estratégias de conservação em ecossistemas aquáticos amazônicos sob impactos antropogênicos.

Palavras-chave: LCBD, LCEH, traços funcionais, impactos antrópicos.

3.2. INTRODUÇÃO

Os ambientes de água doce amazônicos desempenham papel fundamental para o funcionamento dos ecossistemas devido sua vasta diversidade (Melack et al., 2021; Montag et al., 2025). Sistemas pequenos como lagoas e riachos são ainda mais vulneráveis a essas mudanças e são ameaçados por ações antropogênicas (Bomfim et al., 2024; de Lucena et al., 2025; Rojas-Castillo et al., 2025). Isso ocorre devido ao uso intensivo dos recursos hídricos para atividades de irrigação, processos industriais, pecuária e mineração (Frederico et al., 2018; Faria et al., 2024; da Silva et al., 2025) e pela grande dependência desses sistemas com a vegetação ripária (Firmiano et al., 2021; da Silva et al., 2025). Essas alterações ambientais ameaçam a biodiversidade aquática porque podem levar à homogeneização de habitats e de características ambientais, reduzindo a disponibilidade de nicho, e assim, a sobrevivência das espécies (Newbold et al., 2015; Dias-Silva et al., 2020; Camana et al., 2022).

Dentre as principais ameaças que os diferentes usos do solo podem provocar, estão a modificação da estrutura física e química dos sistemas aquáticos (Fierro et al., 2017; Moi et al, 2024), especialmente devido a remoção da vegetação ripária (Leitão et al., 2018), levando a maior incidência de luz, maior entrada de sedimento e alterações no fluxo da água (Gomes et al., 2020; Nimet et al., 2020; Yoshimura and Kubota, 2022). O que afeta a composição de espécies e de traços funcionais (de Oliveira et al., 2024; Malacarne et al., 2024). As respostas das espécies a essas alterações ambientais se dão através das modificações na disponibilidade de nichos ecológicos e, assim, a sua restrição a determinados locais (Carscadden et al., 2020; Murray et al., 2021).

As respostas das espécies às alterações ambientais podem ser avaliadas por diversas métricas de diversidade, dentre elas está a diversidade beta, que avalia a variabilidade na composição de espécies/traços funcionais entre ambientes de um determinado local (Heino et al. 2015). Legendre and De Cáceres (2013), propuseram separar a diversidade beta em dois componentes, a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) e a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD). Em termos ecológicos, maiores valores de LCBD indicam uma composição de espécies única e distinta, ou seja, maior singularidade de espécies daquele local em comparação aos demais (Legendre and De Cáceres, 2013). Esse padrão pode refletir um ambiente estruturalmente complexo ou sujeito a condições ambientais distintas (Schneck et al., 2022). Enquanto, menores valores de LCBD refletem uma composição de espécies mais semelhante aos outros locais, indicando homogeneidade biológica e menor diferenciação entre os locais (Trindade and Schneck, 2024).

Os impactos do uso do solo promovem mudanças rápidas nos ambientes naturais, criando áreas mistas na paisagem que podem alterar diferentemente a singularidade de espécies ou traços funcionais (Socolar et al., 2016). Essas mudanças ocorrem porque alterações ambientais intensas no uso do solo filtram as espécies do conjunto regional no espaço e/ou no tempo, eliminando algumas e selecionando um conjunto de espécies mais resistentes ou com características adequadas para sobreviver aqueles ambientes, o que reduz a diversidade e pode causar homogeneização biológica (McKinney and Lockwood, 1999; Vinebrooke et al., 2004). Dessa maneira, os ambientes inseridos em uma paisagem com extremos de usos do solo (muito preservado e muito impactado) podem apresentar uma homogeneização biológica e funcional devido a menor heterogeneidade ambiental e oferta de nichos (Siqueira et al., 2015; Moi et al., 2023). No entanto, em ambientes inseridos em uma paisagem com uso do solo intermediário, pode existir um mix de habitats promovendo maior complexidade ambiental e oferta de nichos (Connell, 1978; Flöder and Sommer, 1999), e assim, variações na composição de espécies e nos

traços funcionais (Bomfim et al., 2023b; Faria et al., 2024) e aumento da heterogeneidade biológica com maior singularidade taxonômica e funcional.

Estudos recentes têm demonstrado que a singularidade ambiental, ou seja a heterogeneidade de um ambiente comparado a outros, pode ser um preditor importante da singularidade de espécies e traços funcionais em comunidades aquáticas, sendo testada com macroinvertebrados (Castro et al., 2019; Schneck et al., 2022; Mathers et al., 2024; Snåre et al., 2024), macrófitas (Trindade and Schneck, 2024), fitoplâncton (Castro et al., 2019; Schneck et al., 2022; Zanon et al., 2024) e peixes (Liu et al., 2024). Entretanto, existe uma lacuna de estudos que investigam essa relação com a comunidade zooplanctônica, principalmente através de uma abordagem funcional, sendo esta fundamental para obter respostas para a compreensão das dinâmicas dentro dos ecossistemas aquáticos (Petchey and Gaston, 2006; Song et al., 2014). Heino et al (2022) também investigaram a singularidade taxonômica, funcional e ambiental de macrófitas e macroinvertebrados em lagos da Finlândia. Os autores concluíram que dependendo da medida de singularidade (taxonômica ou funcional), é possível proteger até 70% da singularidade ecológica, tornando essa métrica uma ferramenta promissora para a conservação estratégica.

Apesar desses estudos, ainda é necessário entender as respostas funcionais do zooplâncton aos diversos usos do solo, especialmente em ambientes Amazônicos que tem sofrido intensas e rápidas modificações (Albert et al., 2023). Para assim, compreender a resistência e resiliência das espécies diante de variações ambientais (Martini et al., 2020) e desenvolver estratégias de proteção para esses ambientes. Essa importância é reforçada pelo papel funcional do zooplâncton nos ambientes aquáticos, pois estes atuam fortemente na ciclagem de nutrientes e manutenção das cadeias tróficas (García-Chicote et al., 2018; Sodré and Bozelli, 2019). Além disso, esses organismos são bioindicadores da qualidade da água, apresentando respostas rápidas às alterações dos ambientes, refletindo na diversidade taxonômica e funcional dessa comunidade (Amaral et al., 2022; Ribeiro et al., 2022). Aliado a

isso, a abordagem da contribuição das espécies/traços funcionais para a diversidade beta pode ser útil no desenvolvimento de planos de avaliação, conservação e restauração da biodiversidade. Uma vez que permitem identificar os locais mais vulneráveis ajudando a direcionar esforços para áreas prioritárias para conservação (Mori et al. 2018), como os riachos amazônicos que são pouco estudados (Bomfim et al., 2024).

Neste contexto, este estudo tem por objetivo compreender como a singularidade ambiental (LCEH), conduzida por mudanças no uso do solo, influencia a singularidade funcional (LCBD–f) da comunidade zooplanctônica em lagoas e riachos amazônicos. Sendo testadas as hipóteses de que (1) lagoas e riachos inseridos em uma paisagem com um mix de usos do solo apresentam maiores valores de LCEH, impulsionando a singularidade funcional do zooplâncton (LCBD-f). Isso é esperado devido a maior variedade de nichos e disponibilidade de recursos comparados a ambientes influenciados por uma paisagem muito degradada ou muito preservada. Essas relações entre LCEH e LCBD-f (2) são mais pronunciada em lagoas do que em riachos devido a riqueza de macrófitas aquáticas que fornecem área de forrageamento, abrigo e alimento para o zooplâncton (Padial et al., 2009; Choi et al., 2015).

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em dois municípios do Pará, Brasil: Paragominas e Barcarena. Ambas as regiões pertencem à bacia do Rio Capim, que drena 37.599,5 km². Paragominas está presente no nordeste do estado do Pará (02°59′51″ S, 47°21′13″ W), apresenta vegetação de floresta ombrófila densa, intercalada com algumas áreas de floresta mista mais aberta com altas densidades de lianas e palmeiras (Gardner et al., 2013). Barcarena está localizada na região norte do estado do Pará, a vegetação das florestas continentais e de várzea banhadas pelos rios Pará e Acará é naturalmente ombrófila (Souza and Lisboa, 2005). Ambas as regiões são fortemente influenciadas por um mosaico de diferentes usos do solo incluindo floresta

secundária, pastagem, agricultura, mineração, áreas urbanizadas e manchas de vegetação natural (Cunha et al., 2022; Luiza-Andrade et al., 2023).

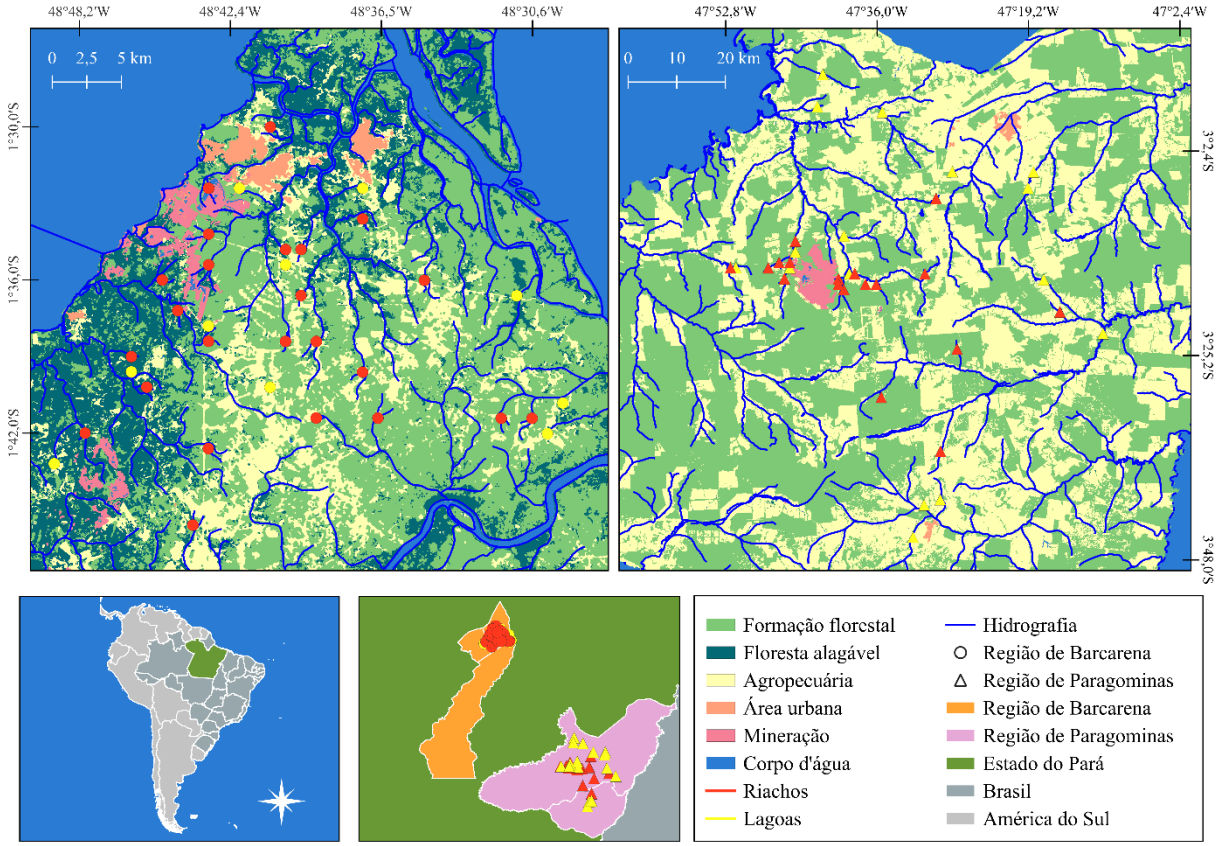


Fig. 1 Mapa com os locais de amostragem nos municípios de Barcarena (círculos) e Paragominas (triângulos) no estado do Pará, Brasil. A cor amarela representa as lagoas e a cor vermelha representa os riachos. A cobertura e uso do solo também é mostrada.

3.3.2. Amostragem do zooplâncton

A coleta das amostras foi realizada durante o mês de setembro de 2022, durante a estação seca, em um total de 68 pontos, sendo 34 em Paragominas e 34 em Barcarena (Pará, Brasil). Em Paragominas, foram amostradas 16 lagoas e 18 riachos de primeira a segunda ordem, enquanto em Barcarena foram 10 lagoas e 24 riachos de mesma classificação. Cada ponto de amostragem estava a uma distância mínima de 1 km dos demais para evitar a autocorrelação. As amostras de zooplâncton foram coletadas na subsuperfície (aproximadamente 20 cm abaixo da interface água-ar), próximas ao centro das lagoas e nas

áreas sinuosas dos riachos. Em cada ponto amostrado, 100 L de água foram filtrados através de uma rede de plâncton de malha de 68 μm, com auxílio de balde de 10L, e fixados em formol a 4% tamponado com carbonato de cálcio.

A identificação das espécies foi realizada com chaves taxonômicas especializadas (Koste, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Perbiche-Neves et al., 2015; Suárez-Morales et al., 2020). A identificação e contagem de indivíduos (ind./m³) foram feitas com o uso de um microscópio óptico (Nikon Eclipse EI) e câmara de Sedgewick-Rafter. Pelo menos 10% do volume amostrado foi analisado, com contagem mínima de 50 indivíduos de cada grupo de zooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodes); se a amostra tivesse menos de 50 indivíduos, todos os indivíduos eram contabilizados. A riqueza de espécies foi determinada até que a curva de estabilização fosse atingida. Calculamos também a frequência de ocorrência (%) das espécies em cada ambiente estudado (lagoa e riacho) com base no número total de amostras no ambiente. Assim, Freq (%) = (número de amostras com a espécie/número total de amostras no ambiente) * 100.

3.3.3. Variáveis ambientais locais

Simultaneamente a coleta do zooplâncton, com o auxílio da sonda multiparâmetros (modelo AK87; AKSO) foram mensurados os parâmetros físico-químicos que consistiram em temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L e %), pH e condutividade elétrica (μs/cm). Também avaliamos a cobertura do dossel sobre os pontos de amostragem, e essa medida foi posteriormente convertida em porcentagem com base no índice proposto por Peck et al. (2006).

3.3.4. Uso e cobertura do solo

O uso e a cobertura do solo foram determinados por meio de processamento digital de imagens, utilizando o satélite Landsat de 2021, no software ArcGIS 10.1 (lançado em 2014; Environmental Systems Research Institute, Inc. [ESRI], Redlands, CA, EUA), PCI Geomatica V10.1 (PCI Geomatics, Markham, ON, Canadá) e Ecognition release (Definiens AG, Munique, Alemanha). Em cada ponto de amostragem, foi estabelecido um *buffer* circular de 250m. Os procedimentos realizados incluíram correção atmosférica, criação de mosaico, classificação supervisionada orientada a objetos e validação com imagens do MapBiomas para o período correspondente (Souza et al. 2020).

As classes de uso e cobertura da terra identificadas foram: floresta primária (floresta densa), floresta secundária (floresta em regeneração com arbustos), pastagem (uso antrópico) e mineração (área industrial e solo exposto), todas convertidas em percentuais (MapBiomas; Souza et al. 2020).

3.3.5. Traços funcionais do zooplâncton

Escolhemos oito traços funcionais para calcular os índices funcionais: (i) tamanho corporal, (ii) tipo de habitat, (iii) tipo de alimentação, (iv) tempo de vida, (v) mecanismos de escape de predadores, (vi) estrutura corporal, (vii) formato do corpo e (viii) flutuabilidade, seguindo Branco et al. (2023). Esses traços estão relacionados a vários processos e/ou mecanismos dentro dos sistemas aquáticos, incluindo a dinâmica trófica (Litchman et al., 2013) e respostas às condições ambientais (Barnett et al., 2007).

Todos os traços, exceto o tamanho corporal, foram obtidos a partir da literatura especializada (Barnett et al., 2007; Bomfim et al., 2021; Braghin et al., 2021; de Lima et al., 2023; Diniz et al., 2021; Duré et al., 2021; Moi et al., 2022; Obertegger and Flaim, 2018; Setubal et al., 2020). Trinta indivíduos de cada espécie foram medidos a partir de amostras

aleatórias; se menos de trinta indivíduos por espécie estivessem presentes, todos os indivíduos eram medidos. Para cladóceros, o tamanho corporal foi determinado da parte superior da cabeça até a base da carapaça, excluindo espinhos. Para rotíferos, a medição foi feita ao longo do eixo principal do corpo, excluindo espinhos. Para copépodes, a medição foi realizada da parte superior da cabeça até a base da fúrcula, excluindo as cerdas caudais.

O traço de estrutura corporal foi classificado como loricado ou iloricado para rotíferos, e como quitinoso para cladóceros e copépodes. A presença ou ausência de lorica está relacionada à adaptação dos organismos, ao tipo de ambiente e a estratégia de vida, pois essa estrutura fornece proteção, suporte estrutural e influencia a mobilidade (Segers and Yule, 2004; Yin et al., 2017). O traço de formato do corpo foi classificado em: fusiforme (incluindo cônica, fusiforme alongada e fusiforme); alongada (incluindo cubo alongado, alongada, oval alongada, em forma de colher e em forma de vaso); oval (incluindo globular, oval irregular, oblonga, oval oblonga, oval, oval retangular, ovóide, rômbica, arredondada, semicircular, esférica, subcilíndrica e sub-ovóide alongada); e retangular (incluindo retangular, subquadrangular e sub-retangular). O traço de flutuabilidade foi classificado com base em estruturas corporais como espinhos (incluindo espinhos, espículas, espínulos e cúspides); cílios (incluindo cílios e cerdas), setas e ausência dessas estruturas. Os traços de flutuabilidade e formato do corpo foram escolhidos para ajudar a compreender as respostas do zooplâncton ao fluxo da água nos diferentes ambientes analisados (lagoas e riachos). A importância de cada traço está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Traços funcionais, tipo de variável, categoria e importância de cada traço escolhido

Traço funcional	Tipo de variável	Categoria	Importância

Tamanho do corpo	Contínua	Comprimento médio (μm)	Esse traço está relacionado à dispersão, eficiência na busca por alimento, competição e predação (De Bie et al., 2012; Dias et al., 2016).
Tipo de habitat	Categórica	Litorâneo Pelágico	Influencia na aquisição de recursos alimentares e de habitat (Burks et al., 2002). Habitats litorâneos podem oferecer condições variadas com maior disponibilidade de nutrientes, enquanto habitats pelágicos exigem estratégias adaptativas específicas (Burks et al., 2002; Cardoso et al., 2019).
Tipo de alimentação	Categórica	Filtrador_R Sugador_R Predador_R Filtrador_Cop Raptorial_Cop Filtrador_Clad Raspador_Clad	Representa a variabilidade morfofuncional para aquisição de alimento, estando relacionada à produtividade e à ciclagem de nutrientes (Litchman et al., 2013).
Tempo de vida	Categórica	Curta Longa	Representa o investimento energético na reprodução e crescimento (Litchman et al., 2013).
Escape de predador	Categórica	Sem capacidade de escape Baixa capacidade de escape Média capacidade de escape Escape eficiente	Usado como indicador de pressão de predação e da capacidade de sobrevivência (Diniz et al., 2021).
Formato do corpo	Categórica	Alongado Fusiforme Oval Retangular	Indica a resistência à água (Molloy and Cowling, 1999).
Estrutura corporal	Categórica	Loricado Iloricado	Influencia a mobilidade e as respostas às condições

		Quitinoso	da água (Kiørboe, 2013).
Flutuabilidade	Categórica	Setas Espinhos Cílios Ausente	Indica o aumento da resistência na água (Molloy and Cowling, 1999), mobilidade e respostas às condições da água

3.3.6. Análise de dados

Todas as análises foram realizadas separadamente para riachos e lagoas. Para calcular a singularidade ambiental (LCEH), primeiro calculamos a distância euclidiana entre os pares de locais com base em suas variáveis ambientais. Para isso utilizamos uma matriz de dados contendo as variáveis: pH, Temperatura (°C), Condutividade elétrica (μs/cm), Oxigênio dissolvido (mg/L), Floresta primária (%), Floresta secundária (%), Pastagem (%) e Mineração (%). Após a obtenção de uma matriz de distância ambiental local por local, nós calculamos a singularidade ambiental, ou seja, a contribuição de cada local para a heterogeneidade total, utilizando a função "LCBD.comp" do pacote "adespatial" (Dray et al., 2023) no programa R.

Para o cálculo da singularidade funcional do zooplâncton nós utilizamos a abordagem da contribuição local para a diversidade beta total (LCBD) de Legendre and De Cáceres (2013). Primeiro, combinamos a matriz de abundância de espécies com a matriz de características funcionais para calcular a diversidade beta funcional total (dissimilaridade funcional da comunidade). Para isso utilizamos a distância de Soerensen e a função 'beta' do pacote "BAT" no R. Depois, repetimos esses mesmos passos, mas agora combinando a matriz de presença e ausência de espécies com a matriz de características funcionais. Assim obtivemos a dissimilaridade funcional do zooplâncton baseada na abundância de espécies e na presença/ausência. Por fim, aplicamos a função "LCBD.comp" nessas matrizes para obter a

contribuição de cada local para a diversidade beta funcional total (LCBD-fun) com abundância e com presença e ausência.

Avaliamos a relação entre a singularidade ambiental e funcional do zooplâncton através de um modelo de regressão linear usando a função 'lm' do pacote 'stats'. O LCEH foi utilizado como preditor e o LCBD funcional (abund. e pres/aus.) como variável resposta. Avaliamos também, a relação entre a singularidade funcional de cada tipo de ambiente (lagoa ou riacho) e as variáveis ambientais locais (pH, temperatura (°C), condutividade (µs/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), floresta primária (%), floresta secundária (%), pastagem (%) e mineração (%)) e espaciais, utilizando a função 'betareg' do pacote 'betareg' (Cribari-Neto and Zeileis, 2010); a região na qual os pontos estavam localizados (Barcarena ou Paragominas) foi usada como variável randômica. O componente espacial foi calculado com base na latitude e longitude de cada ponto, para isso utilizamos o critério de Moran e as funções "dbmem" e "moran.randtest" do pacote "adespatial" (Dray et al., 2020), avaliando a significância com 999 permutações. O critério de Moran (<0.05) selecionou apenas o primeiro eixo para ambos os tipos de ambiente (lagoa e riacho). Antes de realizar o modelo final, empregamos uma seleção de modelos utilizando a função "dredge" do pacote "MuMIn" (Bartón, 2023); as variáveis selecionadas compuseram o modelo final que apresentou o menor valor de AICc. Foram consideradas significativas as relações com valor de significância <0.05.

A fim de explorar melhor os resultados de singularidade ambiental entre riachos e lagoas, realizamos uma Análise de Homogeneidade de Dispersões Multivariadas por permutações (PERMDISP; função "betadisper"; Pacote R "Vegan"; Oksanen et al., 2022). As variáveis foram as mesmas utilizadas para o cálculo do LCEH (pH, Temperatura (°C), Condutividade elétrica (µs/cm), Oxigênio dissolvido (mg/L), Floresta primária (%), Floresta secundária (%), Pastagem (%) e Mineração (%)). Aplicamos distância euclidiana e avaliamos a significância com 9999 permutações. Os gráficos foram gerados utilizando o pacote ggplot2 (Wickham, 2016). Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Descrição das características ambientais

As contribuições locais para a heterogeneidade ambiental (LCEH) variaram consideravelmente entre lagoas e riachos. Para as lagoas, os valores de LCEH variaram de 0,0003 a 0,1207, enquanto nos riachos a variação foi de 0,0005 a 0,2218 (Tabela S1).

A heterogeneidade ambiental foi maior para as lagoas (distância média ao centróide = 65,76) do que para os riachos (distância média ao centróide = 47,40) (F = 5,734; p = 0,019; Figura 2).

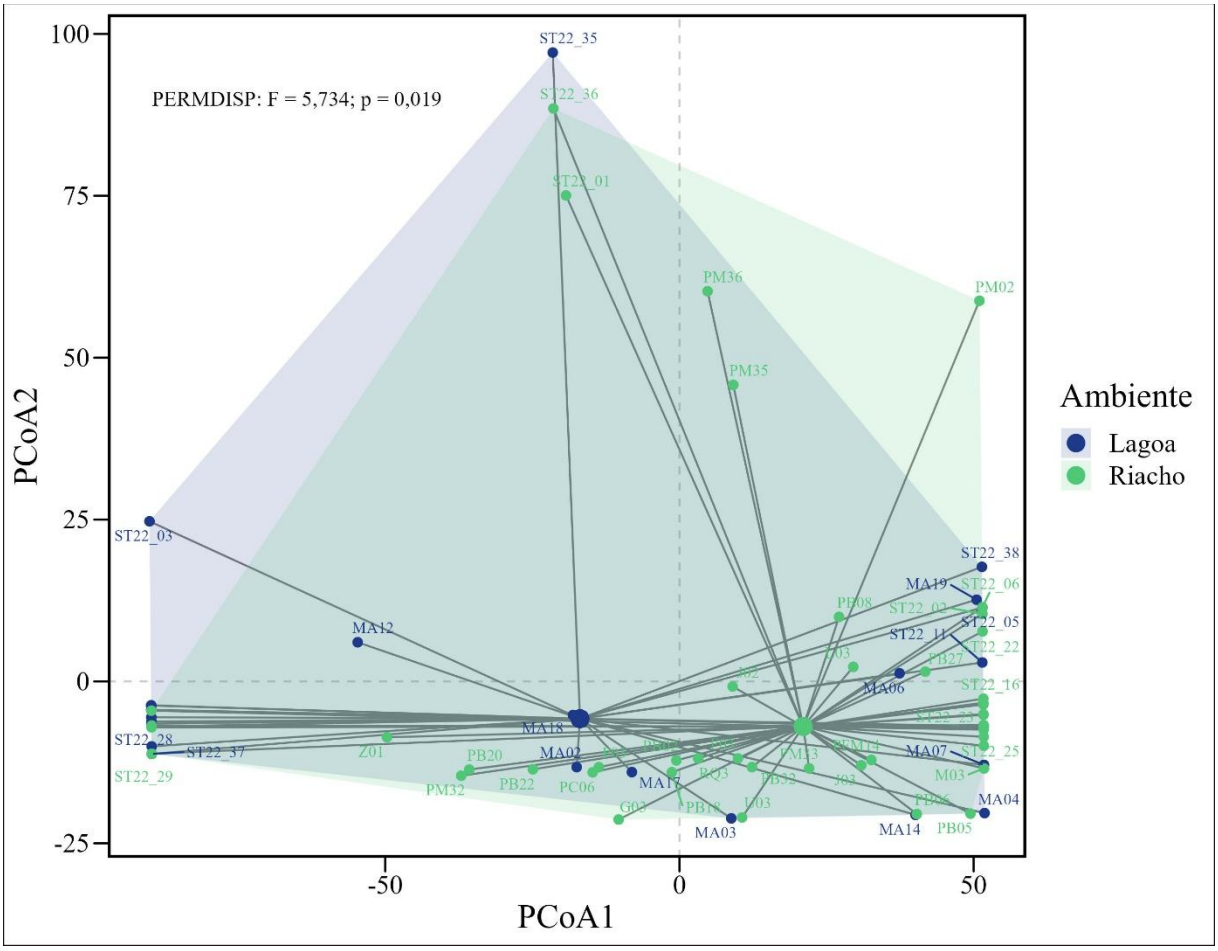


Figura 2. Gráfico mostrando os resultados da PERMDISP com a singularidade ambiental (LCEH) entre pontos de lagoas (verde) e riachos (azul). O círculo maior no centro corresponde ao centróide de cada grupo.

3.4.2. Descrição da comunidade

Registramos 149 táxons, sendo 88 rotíferos, 46 cladóceros e 15 copépodes, excluindo estágios iniciais (Tabela S2). Com base na frequência de ocorrência, os estágios iniciais de Cyclopoida foram comuns em riachos e lagoas (copepoditos = 84,78%, náuplios = 92,31%). Os copépodes adultos mais frequentes foram: *Microcyclops ceibaensis* (Marsh, 1919) (19,57% nos riachos e 15,38% nas lagoas) e *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863) (11,54% nas lagoas). As espécies mais comuns nos riachos foram: *Lecane bulla* (Gosse, 1851) (67,39%), *Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832) (65,22% cada) e *Alonella dadayi* Birge, 1910 (54,35%). Nas lagoas, as espécies mais frequentes foram *Lecane leontina* (Turner, 1892) (73,08%), *Alonella dadayi* Birge, 1910 (65,38%) e *Lecane bulla* (Gosse, 1851) (61,54%) (Tabela S2).

Observamos que a diversidade beta funcional do zooplâncton apresentou valores diferentes para abundância e presença e ausência. A diversidade beta funcional com abundância teve valores semelhantes nos dois sistemas (lagoas e riachos), com medianas próximas a 0,75 e ampla variabilidade nos dados. Já na beta baseada em presença e ausência, os valores médios foram menores, com medianas próximas a 0,50, e valores mais altos nos riachos (Figura 3).

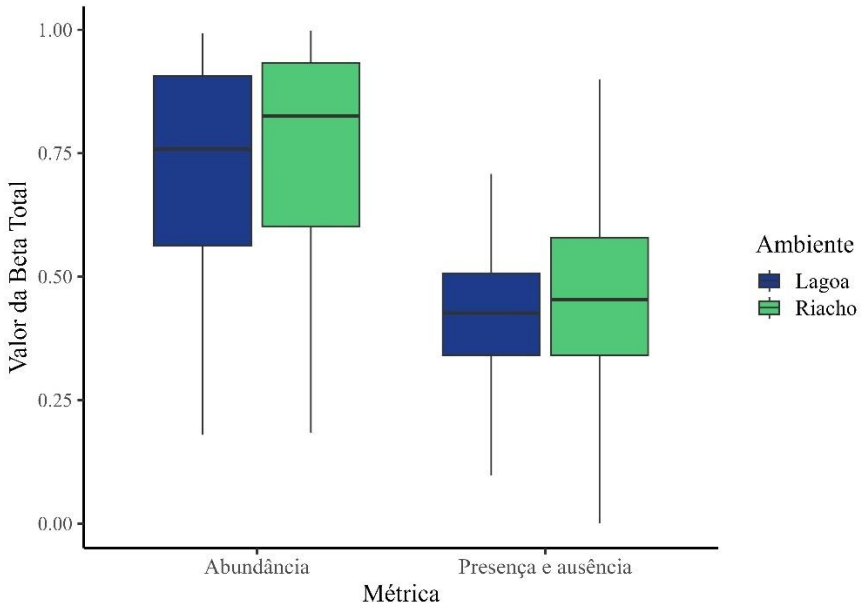


Figura 3. Comparação entre os valores da beta total entre lagoas e riachos, utilizando matriz de abundância e presença e ausência.

3.4.3. Relação entre o LCBD-f baseado na abundância e as variáveis preditoras

Para as lagoas, não encontramos relação entre a singularidade funcional e ambiental (R^2 - ajustado = 0,02; t= 1,19; p = 0,25). Entretanto, para os de riachos a singularidade ambiental foi positivamente relacionada com a singularidade funcional (R^2-ajustado = 0,07; t = 2,13; p = 0,04; Tabela 2).

Tabela 2. Relação entre a singularidade funcional e a singularidade ambiental em lagoas e riachos amazônicos baseada na abundância. Resultados significativos (p<0,05) foram destacados em negrito.

LCBDf_lagoas ~ LCEH_lagoas				
	Estimate	Standard Error	t-value	p-value
(Intercept)	0,033	0,005	6,243	<0,001
LCEH_lagoas	0,141	0,119	1,186	0,247

LCBDf_riachos ~ LCEH_riachos				
	Estimate	Standard Error	t-value	p-value
(Intercept)	0,021	0,001	13,892	<0,001
LCEH_riachos	0,070	0,033	2,131	**0,039**

Os ambientes florestados e ambientes de pastagem foram negativamente relacionados com a singularidade funcional em lagoas (Modelo: R^2-ajustado = 0,298; Z= 12,511; p = <0,001; Tabela 3). Enquanto para riachos o oxigênio dissolvido e o componente espacial foram correlacionados negativamente com a singularidade funcional (Modelo: R^2-ajustado = 0,246; Z = -19,652; p <0,001).

LCBDf_*lagoas* ~ Floresta + Pastagem + pH | Região				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-2,263	0,279	-8,119	<0,001
Floresta	-0,005	0,002	-2,197	**0,028**
Pastagem	-0,008	0,002	-3,389	**<0,001**
pH	-0,070	0,039	-1,798	0,072

LCBDf_*riachos* ~ Oxigênio dissolvido + Eixo espacial | Região				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-3,369	0,171	-19,652	<0,001
Oxigênio dissolvido	-0,106	0,042	-2,565	**0,010**
Eixo espacial	-0,127	0,052	-2,447	**0,014**

Tabela 3. Relação entre a Contribuição Local para Diversidade Beta funcional (LCBD-f) e as variáveis ambientais locais em lagoas e riachos amazônicos com a abundância de indivíduos. Resultados significativos (p<0.05) foram destacados em negrito. Os modelos mostrados são os escolhidos após a seleção de modelos, para mais informações, por favor, veja o tópico análise de dados na metodologia.

3.4.4. Relação entre o LCBD-f baseado na presença/ausência e as variáveis preditoras

Não encontramos relação entre a singularidade funcional e a singularidade ambiental tanto em lagoas (R^2-ajustado = -0,01; t = 0,91; p = 0,37), quanto em riachos (R^2-ajustado = -0,02; t = -0,12; p = 0,91; tabela 4).

Tabela 4. Relação entre a singularidade funcional (LCBD-f) e a singularidade ambiental (LCEH) em lagoas e riachos amazônicos, considerando dados de presença e ausência.

LCBDf_lagoas ~ LCEH_lagoas				
	Estimate	Standard Error	t-value	p-value
(Intercept)	0.031	0.009	3.398	0.002
LCEH_*lagoas*	0.188	0.206	0.912	0.371

LCBDf_riachos ~ LCEH_riachos				
	Estimate	Standard Error	t-value	p-value
(Intercept)	0.022	0.002	9.946	<0.001
LCEH_*riachos*	-0.006	0.049	-0.117	0.907

Nas lagoas, a singularidade funcional foi positivamente relacionada à temperatura e à região de Paragominas (Modelo: R^2-ajustado = 0,05; Z= 9,02; p < 0,01). Enquanto para os riachos a mineração aumentou a singularidade funcional (R^2-ajustado = 0,15; Z= -2,664; p = 0,012; Tabela 5).

Tabela 5. Relação entre a singularidade funcional (LCBD-f) e as variáveis ambientais locais em lagoas e riachos amazônicos através da abordagem de presença e ausência. Resultados

significativos ($p<0.05$) são destacados em negrito. Os modelos mostrados são os escolhidos após a seleção de modelos, para mais informações, por favor, veja o tópico análise de dados na metodologia.

LCBDf_lagoas ~ Temperatura | Região				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-7.327	1.247	-5.875	<0.001
Temperatura	0.146	0.044	3.321	**<0.001**
Região Paragominas	1.372	0.533	2.575	**0.01**

LCBDf_riachos ~ Mineração | Região				
	Estimate	Standard Error	z-value	p-value
(Intercept)	-3.817	0.086	-44.166	<0.001
Mineração	0.008	0.003	2.522	**0.012**

3.5. DISCUSSÃO

Observamos que as respostas funcionais do zooplâncton, as mudanças no uso do solo e variáveis ambientais locais, foram diferentes dependendo do tipo de métrica utilizada (abundância ou presença/ausência) e do tipo de sistema (riachos e lagoas). Em riachos, a singularidade funcional, baseada em abundância, aumentou com a singularidade ambiental (LCEH) e diminuiu com o oxigênio dissolvido e o componente espacial; enquanto, a singularidade funcional baseada em presença e ausência aumentou com a mineração. Em lagoas, a singularidade funcional baseada em abundância diminuiu com a porcentagem de

floresta e pasto; enquanto, a singularidade funcional baseada em presença e ausência aumentou com a temperatura. Dessa maneira, nossa primeira hipótese foi parcialmente corroborada, pois houve relação direta entre a singularidade funcional e a singularidade ambiental apenas em riachos, enquanto que em lagoas, as variáveis relacionadas ao uso do solo (floresta e pasto) induziram menor singularidade funcional. Por fim, nossa segunda hipótese foi rejeitada, pois apesar de as lagoas apresentarem maior heterogeneidade ambiental, esta variável não impulsionou a singularidade funcional. Nossos resultados fornecem uma melhor compreensão das respostas funcionais do zooplâncton às alterações ambientais de lagoas e riachos amazônicos em um gradiente de uso do solo. Além disso, estão de acordo com o encontrado por Bomfim et al. (2024), que mostraram que as relações da singularidade ecológica podem variar dependendo do tipo de dados (abundância/presença e ausência) utilizados.

3.5.1. Singularidade ambiental e funcional em riachos

Em ecossistemas aquáticos, a filtragem ambiental desempenha papel fundamental na estruturação das comunidades (Liu et al., 2021; Soukup et al., 2022). Nos riachos estudados, observamos relação positiva entre a singularidade funcional do zooplâncton e a singularidade ambiental. Esse padrão sugere que a heterogeneidade ambiental promove a diversidade funcional, favorecendo espécies adaptadas a condições específicas que podem ser raras ou ausentes em outros locais (Mouillot et al., 2013; Legendre and De Cáceres, 2013). Entretanto, essa relação também ressalta a vulnerabilidade dessas comunidades a mudanças ambientais, como alterações no uso do solo, que podem levar a perda da singularidade funcional (Allan, 2004; Gao et al., 2023). Portanto, a conservação desses ambientes é essencial para preservar a composição única quanto às funções ecológicas que sustentam os ambientes aquáticos.

A relação negativa com o oxigênio dissolvido sugere que condições de baixo oxigênio atuam como filtro ambiental, selecionando espécies com traços funcionais específicos, como tolerância à hipóxia (Karpowicz et al., 2020; das Candeias et al., 2022). Isso pode reduzir a

singularidade funcional ao limitar a presença de traços mais diversos ou especializados, mas não implica diretamente em homogeneização funcional, uma vez que, a comunidade ainda pode manter uma estrutura funcionalmente distinta, embora menos única. Enquanto que, a relação negativa com o componente espacial indica que processos como dispersão ou conectividade pode está reduzindo a singularidade funcional, promovendo a similaridade entre comunidades em diferentes locais (Vilmi et al., 2017; Gomes et al., 2020; Rizo et al., 2020). Isso sugere que fatores espaciais compartilhados estão influenciando a estrutura funcional do zooplâncton, possivelmente limitando a diversidade de traços únicos.

Ambientes mais alterados, como aqueles impactados pela mineração, tendem a apresentar condições ambientais mais extremas, como mudanças na qualidade da água, aumento da turbidez, alterações no pH e variações na disponibilidade de nutrientes (Santos et al., 2022; Santos et al., 2024). Essas mudanças funcionam como filtros seletivos que limitam a sobrevivência de espécies de zooplâncton, favorecendo apenas aquelas com traços funcionais específicos capazes de lidar com essas condições (Goździejewska et al. 2019; Goździejewska et al. 2021). Consequentemente, a diversidade funcional é reduzida, já que as espécies restantes tendem a ser mais especializadas, ocupando nichos ecológicos mais restritos (Nevalainen and Luoto, 2017; Gutierrez et al., 2020). Esse processo de seleção, resultante das pressões ambientais extremas, leva ao aumento da singularidade funcional, pois as espécies sobreviventes se tornam cada vez mais distintas em termos de seus traços adaptativos, o que pode justificar a relação positiva entre a singularidade funcional e riachos influenciados pela mineração.

3.5.2. Singularidade ambiental e funcional em lagoas

Nos ambientes estudados, as lagoas apresentaram maior heterogeneidade ambiental quando comparado aos riachos. Esse resultado sugere que, nas regiões estudadas, as lagoas apresentam um papel importante na diversificação das condições ambientais devido a uma

combinação de fatores físicos, químicos e biológicos (Meerhoff and Beklioğlu, 2024). A variação no tamanho e profundidade cria diferentes condições de luz, temperatura e oxigênio dissolvido (Brönmark and Hansson, 2017), além disso a presença de microhabitats distintos, como áreas de vegetação aquática intensa na região litorânea e zonas abertas na região pelágica contribui para a formação de nichos ecológicos distintos (Celewicz-Gołdyn and Kuczyńska-Kippen, 2017; Zelnik et al., 2018). A dinâmica sazonal e a ação de fatores externos através das atividades antropogênicas, também ampliam essa diversidade ambiental (Manoj and Padhy, 2015; Hill et al., 2017). Essa complexidade faz das lagoas ambientes ricos em variações locais, sustentando uma ampla gama de comunidades biológicas (Hill et al., 2018; Oertli and Parris, 2019), embora nem sempre essa heterogeneidade signifique em maior singularidade funcional, como encontrado em nosso estudo, sugerindo que os dados devem ser interpretados com cautela.

O ponto ST22_35, localizado dentro da área de mineração, obteve altos valores de singularidade funcional e ambiental indicando que as condições ambientais únicas deste local estão moldando uma comunidade com características funcionais distintas em comparação com outros pontos da região (Legendre and de Cáceres, 2013). No entanto, esse padrão pode refletir um processo de substituição de espécies especialistas por espécies generalistas, mais tolerantes aos impactos antropogênicos, o que em última instância, pode levar à homogeneização funcional (Moreira et al., 2016; Goździejewska et al., 2024). Essa homogeneização representa uma ameaça à diversidade funcional e a resiliência do ecossistema, destacando a necessidade de estratégias de conservação que visem mitigar os impactos da mineração e conservar a singularidade funcional e ambiental desse local.

O tipo de paisagem na qual as lagoas estão inseridas foram importantes para entender a singularidade funcional do zooplâncton. Nos ambientes de floresta, a relação negativa com a singularidade funcional pode ser atribuída ao efeito do sombreamento proveniente da vegetação ripária, que reduz a incidência de luz e, consequentemente, a fotossíntese e a produção primária

(Hill et al., 1995; Bega et al., 2024). Essa limitação na disponibilidade de alimentos favorece espécies especialistas, principalmente raspadoras e raptoriais, consumindo material alóctone, que podem contribuir de forma semelhante para as funções do ecossistema (Bomfim et al., 2023; de Lima et al., 2023). Por outro lado, nos ambientes de pastagem, a relação negativa com a singularidade funcional pode ser explicada pelo aumento do aporte de nutrientes (Brito et al., 2020), levando a singularidade funcional do zooplâncton. Em áreas com maior carga de nutrientes, as espécies mais sensíveis a condições de baixa qualidade ambiental tendem a ser substituídas por aquelas mais tolerantes, resultando em uma menor diversidade funcional (Gutierrez et al., 2018; Shen et al., 2021). Esse fenômeno é bem documentado na literatura (Duré et al., 2021; Li et al., 2022; Feng et al., 2023), que aponta que a eutrofização favorece a dominância de poucas espécies tolerantes, o que reduz a heterogeneidade funcional nas comunidades ocasionando homogeneização.

A relação positiva entre a singularidade funcional do zooplâncton e a temperatura em lagoas pode estar associada ao aumento da produtividade primária e às mudanças nos processos bioquímicos e metabólicos que ocorrem em ambientes mais quentes (Manickam et al., 2012; Manickam et al., 2014). Temperaturas elevadas estimulam a fotossíntese do fitoplâncton e o crescimento das macrófitas aquáticas (Flinker Ferreira et al., 2008; Sim et al., 2021), aumentando a disponibilidade de recursos e a complexidade estrutural do habitat (Thomaz and Cunha, 2010; Meerhoff and de los Ángeles Gonzáles, 2022), o que pode favorecer a coexistência de espécies zooplanctônicas com diferentes estratégias funcionais (Pantel et al., 2022). Além disso, o aumento da temperatura acelera a taxa metabólica dos organismos, influenciando seu crescimento, reprodução e interações tróficas (Rasconi et al., 2015; Hébert et al., 2017; Manickam et al., 2018), o que pode alterar a composição funcional da comunidade. Esses efeitos podem ser ainda mais pronunciados em ambientes, onde fatores locais, como aporte de nutrientes e mudanças no uso do solo, podem intensificar a relação entre temperatura e diversidade funcional.

Embora estudos anteriores na região tenham investigado como a heterogeneidade ambiental afeta a dinâmica de peixes (Cantanhêde et al., 2021; Cantanhêde and de Assis Montag, 2024), insetos aquáticos e semiaquáticos (Lima et al., 2022; Santos-Silva et al., 2025) e macrófitas (Fares et al., 2020; Bomfim et al, 2023), principalmente de riachos, há uma lacuna de conhecimento sobre lagoas, que apresentam dinâmicas ecológicas distintas. Assim, novos estudos são essenciais para compreender melhor os padrões de singularidade funcional nesses ambientes, especialmente considerando o impacto das mudanças ambientais sobre as comunidades aquáticas.

Tendo em vista que a regressão utilizando dados de presença e ausência entre a singularidade funcional e ambiental do zooplâncton não demonstrou resultados significativos em ambos os ambientes, é possível que a ausência de correlação seja atribuída à influência de variáveis não medidas neste estudo. Embora tenhamos considerado uma ampla gama de fatores ambientais, como pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, além de parâmetros relacionados ao uso do solo, como a porcentagem de floresta primária e secundária, pastagem e áreas de mineração, outras variáveis que não foram avaliadas podem estar desempenhando um papel importante na dinâmica do zooplâncton. Fatores como a presença de nutrientes específicos, características da vegetação aquática ou até mesmo interações bióticas não monitoradas podem ser cruciais para a compreensão das variações observadas (Deosti et al., 2021; Fu et al., 2021; Josué et al., 2021), sugerindo a necessidade de uma investigação mais ampla para elucidar a estrutura da singularidade ambiental e funcional do zooplâncton.

3.6. CONCLUSÃO

Este estudo avança a compreensão das interações entre a singularidade funcional e ambiental do zooplâncton em riachos e lagoas amazônicas, destacando a importância de considerar diferentes métricas e contextos ambientais nas análises ecológicas. Nossos

resultados demonstram que a singularidade funcional do zooplâncton é influenciada de maneira distinta pelo gradiente de uso do solo. Esses resultados têm implicações importantes para a conservação e manejo dos ecossistemas aquáticos amazônicos, especialmente aqueles inseridos em áreas de mineração, destacando a necessidade de estratégias de conservação que considerem não apenas a diversidade taxonômica, mas também a diversidade funcional, garantindo a manutenção dos processos ecológicos essenciais, especialmente em áreas sob pressões antrópicas.

3.7. REFERÊNCIAS

Albert JS, Carnaval AC, Flantua SGA, et al (2023) Human impacts outpace natural processes in the Amazon. Science (1979) 379:. https://doi.org/10.1126/science.abo5003

Amaral DC, Bomfim FF, Lansac-Tôha FA (2022) Environmental heterogeneity drives the distribution of copepods (Crustacea: Copepoda) in the Amazon, Araguaia, Pantanal, and Upper Paraná floodplains. An Acad Bras Cienc 94:. https://doi.org/10.1590/0001-3765202220191260

Barnett AJ, Finlay K, Beisner BE (2007) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. Freshw Biol 52:796–813. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x

Barton K (2009). MuMIn: multi-model inference. *http://r-forge. r-project. org/projects/mumin/*.

Bega JMM, Saltarelli WA, Gücker B, et al (2024) Effects of riparian vegetation restoration and environmental context on ecosystem functioning in tropical streams of southeastern Brazil. Science of The Total Environment 948:174906. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174906

Bomfim F de F, dos Santos LA, da Conceição AP e S, et al (2024a) Land use changes drive zooplankton ecological uniqueness and species contributions in Amazon ponds and streams. Aquat Sci 86:89. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01101-x

Bomfim F de F, Lansac-Tôha FM, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA (2021) Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of El Niño and La Niña in floodplain shallow lakes. Aquat Sci 83:41. https://doi.org/10.1007/s00027-021-00796-6

Bomfim FF, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, Michelan TS (2024b) What do we know about zooplankton occurrence and distribution in Neotropical streams? A systematic review of published studies in Brazil. Hydrobiologia 851:2561–2572. https://doi.org/10.1007/s10750-024-05485-7

Bomfim FF, Fares ALB, Melo DGL, et al (2023) Land use increases macrophytes beta diversity in Amazon streams by favoring amphibious life forms species. Community Ecology 24:159–170. https://doi.org/10.1007/s42974-023-00139-5

Braghin L de SM, Dias JD, Simões NR, Bonecker CC (2021) Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. Aquat Sci 83:10. https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7

Branco CWC, Fintelman-Oliveira E, dos Santos Miranda VB (2023) A review of functional approaches for the study of freshwater communities with a focus on zooplankton. Hydrobiologia 850:4719–4744. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05227-1

519 Brito MT da S, Heino J, Pozzobom UM, Landeiro VL (2020) Ecological uniqueness and species
520 richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. Aquat Sci 82:43.
521 https://doi.org/10.1007/s00027-020-0715-3

522 Brönmark C and Hansson LA (2017). The biology of lakes and ponds. Oxford university press.

523 Burks RL, Lodge DM, Jeppesen E, Lauridsen TL (2002) Diel horizontal migration of
524 zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. Freshw Biol 47:343–365.
525 https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00824.x

526 Camana M, Dala-Corte RB, Collar FC, Becker FG (2022) Assessing the legacy of land use
527 trajectories on stream fish communities of southern Brazil. Hydrobiologia 849:4431–4446.
528 https://doi.org/10.1007/s10750-020-04347-2

529 Cantanhêde LG, de Assis Montag LF (2024) Effects of deforestation on environmental
530 heterogeneity and its role in the distribution of fish species and functional groups in Amazonian
531 streams. Hydrobiologia 851:327–341. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05201-x

532 Cantanhêde LG, Luiza-Andrade A, Leão H, Montag LF de A (2021) How does conversion from
533 forest to pasture affect the taxonomic and functional structure of the fish assemblages in
534 Amazonian streams? Ecol Freshw Fish 30:334–346. https://doi.org/10.1111/eff.12589

535 Cardoso L de S, Faria DM de, Crossetti LO, da Motta Marques D (2019) Phytoplankton,
536 periphyton, and zooplankton patterns in the pelagic and littoral regions of a large subtropical
537 shallow lake. Hydrobiologia 831:119–132. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3729-2

538 Carscadden KA, Emery NC, Arnillas CA, et al (2020) Niche Breadth: Causes and
539 Consequences for Ecology, Evolution, and Conservation. Q Rev Biol 95:179–214.
540 https://doi.org/10.1086/710388

541 Castro E, Siqueira T, Melo AS, et al (2019) Compositional uniqueness of diatoms and insects
542 in subtropical streams is weakly correlated with riffle position and environmental uniqueness.
543 Hydrobiologia 842:219–232. https://doi.org/10.1007/s10750-019-04037-8

544 Celewicz-Gołdyn S, Kuczyńska-Kippen N (2017) Ecological value of macrophyte cover in
545 creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small
546 field and forest water bodies. PLoS One 12:e0177317.
547 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177317

548 Choi J-Y, Kim S-K, Jeng K-S, Joo G-J (2015) Detecting response patterns of zooplankton to
549 environmental parameters in shallow freshwater wetlands: discovery of the role of macrophytes
550 as microhabitat for epiphytic zooplankton. J Ecol Environ 38:133–143.
551 https://doi.org/10.5141/ecoenv.2015.015

552 Connell JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. Science (1979)
553 199:1302–1310. https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302

Cribari-Neto F, Zeileis A (2010) Beta Regression in *R*. J Stat Softw 34:. https://doi.org/10.18637/jss.v034.i02

Cunha EJ, Cruz GM, Faria APJ, et al (2022) Urban development and industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian streams. Water Biology and Security 1:100061. https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100061

D. Vinebrooke R, L. Cottingham K, Norberg MSJ, et al (2004) Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. Oikos 104:451–457. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13255.x

da Silva EC, de Azevedo K de FS, de Carvalho FG, et al (2025) Impacts of oil palm monocultures on freshwater ecosystems in the Amazon: a case study of dragonflies and damselflies (Insecta: Odonata). Aquat Sci 87:1. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01126-2

De Bie T, De Meester L, Brendonck L, et al (2012) Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. Ecol Lett 15:740–747. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x

de Lima ÉO, Braghin L de SM, Bonecker CC, et al (2023) Floods drive functional zooplankton diversity in a core area of the Brazilian Pantanal Biosphere Reserve. Inland Waters 13:447–461. https://doi.org/10.1080/20442041.2023.2296334

de Lucena MDL, Ribeiro-Martins A, Casatti L, et al (2025) Assessing Site and Species Associations With Beta Diversity of Fish Assemblages in Amazonian Streams. Freshw Biol 70:. https://doi.org/10.1111/fwb.70001

de Oliveira LP, Corrêa F, Ortega JCG, et al (2024) Influence of environmental conditions and the fragmented landscape on the co-occurrence patterns of the ichthyofauna of a stream in southwestern Brazilian Amazon. Aquat Sci 86:64. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01080-z

Deosti S, de Fátima Bomfim F, Lansac-Tôha FM, et al (2021) Zooplankton taxonomic and functional structure is determined by macrophytes and fish predation in a Neotropical river. Hydrobiologia 848:1475–1490. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04527-8

Dias JD, Simões NR, Meerhoff M, et al (2016) Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. Hydrobiologia 781:109–125. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2827-2

Dias-Silva K, Brasil LS, Veloso GKO, et al (2020) Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 56:9. https://doi.org/10.1051/limn/2020007

Diniz LP, Braghin L de SM, Pinheiro TSA, et al (2021) Environmental filter drives the taxonomic and functional β-diversity of zooplankton in tropical shallow lakes. Hydrobiologia 848:1881–1895. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04562-5

590 Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G,
591 Legendre P, Madi N, Wagner HH (2023). _adespatial: Multivariate Multiscale Spatial
592 Analysis_. R package version 0.3-23, <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.

593 Duré GAV, Simões NR, Braghin L de SM, Ribeiro SMMS (2021) Effect of eutrophication on
594 the functional diversity of zooplankton in shallow ponds in Northeast Brazil. J Plankton Res
595 43:894–907. https://doi.org/10.1093/plankt/fbab064

596 Elmoor-Loureiro L (1997) Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil
597 Fares ALB, Calvão LB, Torres NR, et al (2020) Environmental factors affect macrophyte
598 diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. Ecol Indic
599 113:106231. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231

600 Fares ALB, Calvão LB, Torres NR, et al (2020) Environmental factors affect macrophyte
601 diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. Ecol Indic
602 113:106231. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231

603 Faria APJ, Ligeiro R, Calvão LB, et al (2024) Land use types determine environmental
604 heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. Hydrobiologia 851:281–298.
605 https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x

606 Feng K, Deng W, Zhang Y, et al (2023) Eutrophication induces functional homogenization and
607 traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. Science of The Total Environment
608 857:159651. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159651

609 Fierro P, Bertrán C, Tapia J, et al (2017) Effects of local land-use on riparian vegetation, water
610 quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. Science of The Total
611 Environment 609:724–734. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197

612 Firmiano KR, Castro DMP, Linares MS, Callisto M (2021) Functional responses of aquatic
613 invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams.
614 Science of The Total Environment 753:141865.
615 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865

616 Flinker Ferreira T, Fragoso Jr C, da Motta Marques D (2008) Efeito da Liberação de Nutrientes
617 por Plantas Aquáticas sobre a Dinâmica de Estados Alternativos da Comunidade
618 Fitoplanctônica em um Lago Raso Subtropical. Revista Brasileira de Recursos Hídricos
619 13:151–160

620 Flöder S, Sommer U (1999) Diversity in planktonic communities: An experimental test of the
621 intermediate disturbance hypothesis. Limnol Oceanogr 44:1114–1119.
622 https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.4.1114

623 Frederico RG, Zuanon J, De Marco P (2018) Amazon protected areas and its ability to protect
624 stream-dwelling fish fauna. Biol Conserv 219:12–19.
625 https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032

Fu H, Özkan K, Yuan G, et al (2021) Abiotic and biotic drivers of temporal dynamics in the spatial heterogeneity of zooplankton communities across lakes in recovery from eutrophication. Science of The Total Environment 778:146368. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146368

Gao J, Peng Z, Zang H, et al (2023) Species sensitivity and functional uniqueness determine the response of macroinvertebrate functional diversity to species loss in urban streams. Freshw Biol 68:674–688. https://doi.org/10.1111/fwb.14055

García-Chicote J, Armengol X, Rojo C (2018) Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. Limnologica 69:46–54. https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.004

Gardner TA, Ferreira J, Barlow J, et al (2013) A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120166. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166

Gomes ACAM, Gomes LF, Roitman I, et al (2020) Forest cover influences zooplanktonic communities in Amazonian streams. Aquat Ecol 54:1067–1078. https://doi.org/10.1007/s10452-020-09794-6

Goździejewska AM, Cymes I, Glińska-Lewczuk K (2024) Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. Sci Rep 14:18456. https://doi.org/10.1038/s41598-024-69577-z

Goździejewska AM, Gwoździk M, Kulesza S, et al (2019) Effects of suspended micro- and nanoscale particles on zooplankton functional diversity of drainage system reservoirs at an open-pit mine. Sci Rep 9:16113. https://doi.org/10.1038/s41598-019-52542-6

Goździejewska AM, Koszałka J, Tandyrak R, et al (2021) Functional responses of zooplankton communities to depth, trophic status, and ion content in mine pit lakes. Hydrobiologia 848:2699–2719. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04590-1

Gutierrez MF, Simões NR, Frau D, et al (2020) Responses of stream zooplankton diversity metrics to eutrophication and temporal environmental variability in agricultural catchments. Environ Monit Assess 192:792. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08766-5

Gutierrez MF, Tavşanoğlu ÜN, Vidal N, et al (2018) Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. Hydrobiologia 813:237–255. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3529-8

Hébert M-P, Beisner BE, Maranger R (2017) Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. J Plankton Res 39:3–12. https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068

661 Heino J, García Girón J, Hämäläinen H, et al (2022) Assessing the conservation priority of
662 freshwater lake sites based on taxonomic, functional and environmental uniqueness. Divers
663 Distrib 28:1966–1978. https://doi.org/10.1111/ddi.13598

664 Heino J, Melo AS, Bini LM (2015) Reconceptualising the beta diversity-environmental
665 heterogeneity relationship in running water systems. Freshw Biol 60:223–235.
666 https://doi.org/10.1111/fwb.12502

667 Hill MJ, Biggs J, Thornhill I, et al (2017) Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in
668 modified landscapes. Glob Chang Biol 23:986–999. https://doi.org/10.1111/gcb.13401

669 Hill MJ, Hassall C, Oertli B, et al (2018) New policy directions for global pond conservation.
670 Conserv Lett 11:. https://doi.org/10.1111/conl.12447

671 Hill WR, Ryon MG, Schilling EM (1995) Light Limitation in a Stream Ecosystem: Responses
672 by Primary Producers and Consumers. Ecology 76:1297–1309.
673 https://doi.org/10.2307/1940936

674 Josué IIP, Sodré EO, Setubal RB, et al (2021) Zooplankton functional diversity as an indicator
675 of a long-term aquatic restoration in an Amazonian lake. Restor Ecol 29:e13365.
676 https://doi.org/10.1111/rec.13365

677 Karpowicz M, Ejsmont-Karabin J, Kozłowska J, et al (2020) Zooplankton Community
678 Responses to Oxygen Stress. Water (Basel) 12:706. https://doi.org/10.3390/w12030706

679 Kiørboe T (2013) Zooplankton body composition. Limnol Oceanogr 58:1843–1850.
680 https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.5.1843

681 Koste W, Voigt M (1978) Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas : Überordnung
682 Monogononta : ein Bestimmungswerk. Gebrüder Borntraeger

683 Legendre P, De Cáceres M (2013) Beta diversity as the variance of community data:
684 dissimilarity coefficients and partitioning. Ecol Lett 16:951–963.
685 https://doi.org/10.1111/ele.12141

686 Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, et al (2018) Disentangling the pathways of land use impacts
687 on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. Ecography 41:219–232.
688 https://doi.org/10.1111/ecog.02845

689 Li Y, Wang R, Su H, et al (2022) Eutrophication and predation mediate zooplankton diversity
690 and network structure. Limnol Oceanogr 67:. https://doi.org/10.1002/lno.11957

691 Lima M, Firmino VC, de Paiva CKS, et al (2022) Land use changes disrupt streams and affect
692 the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. J Insect Conserv 26:137–148.
693 https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6

694 Litchman E, Ohman MD, Kiørboe T (2013) Trait-based approaches to zooplankton
695 communities. J Plankton Res 35:473–484. https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019

696 Liu Y, Yan Y, Lin L, et al (2024) Prioritizing the multifaceted community and species
697 uniqueness for the conservation of lacustrine fishes in the largest subtropical floodplain, China.
698 J Environ Manage 363:121301. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121301

699 Liu Z, Zhou T, Cui Y, et al (2021) Environmental filtering and spatial processes equally
700 contributed to macroinvertebrate metacommunity dynamics in the highly urbanized river
701 networks in Shenzhen, South China. Ecol Process 10:23. https://doi.org/10.1186/s13717-021-
702 00297-2

703 Luiza-Andrade A, da Silva RR, Juen L (2023) Contribution of rare genera of aquatic insects to
704 functional diversity in streams with multiple land use in the Amazon. Hydrobiologia 850:21–
705 38. https://doi.org/10.1007/s10750-022-05035-z

706 Malacarne TJ, Machado NR, Moretto Y (2024) Influence of land use on the structure and
707 functional diversity of aquatic insects in neotropical streams. Hydrobiologia 851:265–280.
708 https://doi.org/10.1007/s10750-023-05207-5

709 Manickam N, Bhavan P, Santhanam P, et al (2012) Zooplankton diversity in a perennial
710 freshwater lake. pp 25–37

711 Manickam N, Bhavan P, Santhanam P, et al (2014) Seasonal Variations of Zooplankton
712 Diversity in a Perennial Reservoir at Thoppaiyar, Dharmapuri District, South India. Austin
713 Journal of Aquaculture and Marine Biology 1:1–7

714 Manickam N, Bhavan PS, Santhanam P, et al (2018) Impact of seasonal changes in zooplankton
715 biodiversity in Ukkadam Lake, Coimbatore, Tamil Nadu, India, and potential future
716 implications of climate change. The Journal of Basic and Applied Zoology 79:15.
717 https://doi.org/10.1186/s41936-018-0029-3

718 Manoj K, Padhy P (2015) Environmental Perspectives of Pond Ecosystems: Global Issues,
719 Services and Indian Scenarios. Current World Environment 10:848–867.
720 https://doi.org/10.12944/CWE.10.3.16

721 Martini S, Larras F, Boyé A, et al (2021) Functional trait-based approaches as a common
722 framework for aquatic ecologists. Limnol Oceanogr 66:965–994.
723 https://doi.org/10.1002/lno.11655

724 Mathers KL, Robinson CT, Hill M, et al (2024) How effective are ecological metrics in
725 supporting conservation and management in degraded streams? Biodivers Conserv 33:3981–
726 4002. https://doi.org/10.1007/s10531-024-02933-7

727 McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many
728 losers in the next mass extinction. Trends Ecol Evol 14:450–453.
729 https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1

730 Meerhoff M, Beklioğlu M (2024) Shallow Lakes and Ponds. In: Wetzel's Limnology. Elsevier,
731 pp 859–892

732 Meerhoff M, de los Ángeles González-Sagrario M (2021) Habitat complexity in shallow lakes
733 and ponds: importance, threats, and potential for restoration. Hydrobiologia.
734 https://doi.org/10.1007/s10750-021-04771-y

735 Melack JM, Coe MT (2021) Amazon floodplain hydrology and implications for aquatic
736 conservation. Aquat Conserv 31:1029–1040. https://doi.org/10.1002/aqc.3558

737 Moi DA, Barrios M, Tesitore G, et al (2023) Human land-uses homogenize stream assemblages
738 and reduce animal biomass production. Journal of Animal Ecology 92:1176–1189.
739 https://doi.org/10.1111/1365-2656.13924

740 Moi DA, Kaufmann PR, Riato L, et al (2024) Habitat Diversity Mitigates the Impacts of Human
741 Pressure on Stream Biodiversity. Glob Chang Biol 30:. https://doi.org/10.1111/gcb.17534

742 Moi DA, Romero GQ, Jeppesen E, et al (2022) Regime shifts in a shallow lake over 12 years:
743 Consequences for taxonomic and functional diversities, and ecosystem multifunctionality.
744 Journal of Animal Ecology 91:551–565. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13658

745 Molloy PJ, Cowling MJ (1999) Buoyancy Mechanisms of Marine Organisms: Lessons from
746 Nature. Underwater Technology 24:41–49. https://doi.org/10.3723/175605499783259785

747 Montag LFA, Sousa LM, Netto-Ferreira AL, et al (2025) Amazonian Rivers from the Brazilian
748 Shield: Xingu and Tapajós. In: Rivers of South America. Elsevier, pp 381–405

749 Moreira FWA, Leite MGP, Fujaco MAG, et al (2016) Assessing the impacts of mining
750 activities on zooplankton functional diversity. Acta Limnologica Brasiliensia 28:.
751 https://doi.org/10.1590/S2179-975X0816

752 Mori AS, Isbell F, Seidl R (2018) β-Diversity, Community Assembly, and Ecosystem
753 Functioning. Trends Ecol Evol 33:549–564. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012

754 Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, et al (2013) A functional approach reveals community
755 responses to disturbances. Trends Ecol Evol 28:167–177.
756 https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004

757 Murray AH, Nowakowski AJ, Frishkoff LO (2021) Climate and land-use change severity alter
758 trait-based responses to habitat conversion. Global Ecology and Biogeography 30:598–610.
759 https://doi.org/10.1111/geb.13237

760 Nevalainen L, Luoto TP (2017) Relationship between cladoceran (Crustacea) functional
761 diversity and lake trophic gradients. Funct Ecol 31:488–498. https://doi.org/10.1111/1365-
762 2435.12737

763 Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial
764 biodiversity. Nature 520:45–50. https://doi.org/10.1038/nature14324

765 Nimet J, Neves MP, Viana NP, et al (2020) Histopathological alterations in gills of a fish
766 (Astyanax bifasciatus) in neotropical streams: negative effects of riparian forest reduction and
767 presence of pesticides. Environ Monit Assess 192:58. https://doi.org/10.1007/s10661-019-
768 8030-y

769 Obertegger U, Flaim G (2018) Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do they tell
770 us about community assembly? Hydrobiologia 823:79–91. https://doi.org/10.1007/s10750-
771 018-3697-6

772 Oertli B, Parris KM (2019) Review: Toward management of urban ponds for freshwater
773 biodiversity. Ecosphere 10:. https://doi.org/10.1002/ecs2.2810

774 Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. … & Weedon, J.
775 (2022). *vegan: Community ecology package* (R package version 2.6-4). https://CRAN.R-
776 project.org/package=vegan

777 Padial AA, Thomaz SM, Agostinho AA (2009) Effects of structural heterogeneity provided by
778 the floating macrophyte Eichhornia azurea on the predation efficiency and habitat use of the
779 small Neotropical fish Moenkhausia sanctaefilomenae. Hydrobiologia 624:161–170.
780 https://doi.org/10.1007/s10750-008-9690-8

781 Pantel JH, Engelen JMT, De Meester L (2022) Niche use and co-occurrence patterns of
782 zooplankton along a strong urbanization gradient. Ecography 2022:.
783 https://doi.org/10.1111/ecog.05513

784 Peck D, Herlihy A, Hill B, et al (2006) Environmental Monitoring and Assessment Program-
785 Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams

786 Perbiche-Neves G, Boxshall GA, Previattelli D, et al (2015) Identification guide to some
787 Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of "de la Plata" River Basin
788 (South America). Zookeys 497:1–111. https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091

789 Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecol
790 Lett 9:741–758. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x

791 Rasconi S, Gall A, Winter K, Kainz MJ (2015) Increasing Water Temperature Triggers
792 Dominance of Small Freshwater Plankton. PLoS One 10:e0140449.
793 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140449

794 R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation
795 for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Reid J (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia 9:17. https://doi.org/10.11606/issn.2526-3358.bolzoo.1985.122293

Ribeiro BIO, Braghin L de SM, Lansac-Tôha FM, et al (2022) Environmental heterogeneity increases dissimilarity in zooplankton functional traits along a large Neotropical river. Hydrobiologia 849:3135–3147. https://doi.org/10.1007/s10750-022-04917-6

Rojas-Castillo OA, Hakimzadeh A, Tedersoo L, et al (2025) The Impact of Oil Palm Plantations and Pastures on Benthic Prokaryotic and Fungal Communities in Tropical Streams. Freshw Biol 70:. https://doi.org/10.1111/fwb.14376

Santos G de S, Silva EEC, Barroso GF, et al (2022) Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). Science of The Total Environment 806:150493. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150493

Santos G de S, Silva EEC, Diniz LP, et al (2024) Deep lakes support higher zooplankton functional diversity than shallow lakes: A case study in lacustrine environments affected by mining tailings (lower Doce River basin, Brazil). Freshw Biol 69:945–958. https://doi.org/10.1111/fwb.14257

Santos-Silva F, Cunha EJ, Oliveira-Júnior JMB, et al (2025) Environmental thresholds of semiaquatic bugs (Heteroptera, Gerromorpha) as an indicator of environmental change in Amazon streams. Environ Monit Assess 197:181. https://doi.org/10.1007/s10661-024-13591-1

Schneck F, Bini LM, Melo AS, et al (2022) Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities. Oecologia 199:671–683. https://doi.org/10.1007/s00442-022-05215-7

Segers HH, Yule CM (2004). Rotifera Monogononta. Freshwater invertebrates of the Malaysian region. Kuala Lumpur, Malaysia: Academy of Sciences Malaysia and Monash University, 112-26.

Setubal RB, Sodré E de O, Martins T, Bozelli RL (2020) Effects of functional diversity and salinization on zooplankton productivity: an experimental approach. Hydrobiologia 847:2845–2862. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04276-0

Shen J, Qin G, Yu R, et al (2021) Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. Ecol Indic 120:106944. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106944

Sim DZH, Mowe MAD, Song Y, et al (2021) Tropical macrophytes promote phytoplankton community shifts in lake mesocosms: relevance for lake restoration in warm climates. Hydrobiologia 848:4861–4884. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04679-7

831 Siqueira T, Lacerda CGT, Saito VS (2015) How Does Landscape Modification Induce
832 Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? Biotropica 47:509–516.
833 https://doi.org/10.1111/btp.12224

834 Snåre H, García-Girón J, Alahuhta J, et al (2024) The relationships between biotic uniqueness
835 and abiotic uniqueness are context dependent across drainage basins worldwide. Landsc Ecol
836 39:86. https://doi.org/10.1007/s10980-024-01883-3

837 Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity Inform
838 Biodiversity Conservation? Trends Ecol Evol 31:67–80.
839 https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005

840 Sodré E de O, Bozelli RL (2019) How planktonic microcrustaceans respond to environment
841 and affect ecosystem: a functional trait perspective. Int Aquat Res 11:207–223.
842 https://doi.org/10.1007/s40071-019-0233-x

843 Song Y, Wang P, Li G, Zhou D (2014) Relationships between functional diversity and
844 ecosystem functioning: A review. Acta Ecologica Sinica 34:85–91.
845 https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2014.01.001

846 Soukup PR, Näslund J, Höjesjö J, Boukal DS (2022) From individuals to communities: Habitat
847 complexity affects all levels of organization in aquatic environments. WIREs Water 9:.
848 https://doi.org/10.1002/wat2.1575

849 Souza AP da S, Lisboa RCL (2005) Musgos (Bryophyta) na Ilha Trambioca, Barcarena, PA,
850 Brasil. Acta Bot Brasilica 19:487–492. https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300008

851 Souza CM, Z. Shimbo J, Rosa MR, et al (2020) Reconstructing Three Decades of Land Use
852 and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. Remote
853 Sens (Basel) 12:2735. https://doi.org/10.3390/rs12172735

854 Suárez-Morales E, Gutiérrez-Aguirre MA, Gómez S, et al (2020) Chapter 21 - Class Copepoda.
855 In: Rogers DC, Damborenea C, Thorp J (eds) Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates
856 (Fourth Edition). Academic Press, pp 663–796

857 Thomaz SM, Cunha ER da (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic
858 ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages'
859 composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia 22:218–236.
860 https://doi.org/10.4322/actalb.02202011

861 Trindade CRT, Schneck F (2024) Compositional uniqueness and species contribution to beta
862 diversity of aquatic macrophyte metacommunities from coastal wetlands. Aquat Sci 86:97.
863 https://doi.org/10.1007/s00027-024-01115-5

864 Wickham H. (2016). Data Analysis. pp. 189–201.

865 Yin X, Jin W, Zhou Y, et al (2017) Hidden defensive morphology in rotifers: benefits, costs,
866 and fitness consequences. Sci Rep 7:4488. https://doi.org/10.1038/s41598-017-04809-z

867 Yoshimura M, Kubota T (2022) Evaluation of sunlight penetration through riparian forest and
868 its effects on stream biota. Glob Ecol Conserv 34:e02043.
869 https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02043

870 Zanon FM, Pineda A, Lansac-Tôha FM, Rodrigues LC (2024) Impact of a run-of-river dam in
871 an Amazonian large river on the spatial and temporal patterns of phytoplankton beta diversity.
872 Biol Conserv 295:110656. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110656

873 Zelnik I, Gregorič N, Tratnik A (2018) Diversity of macroinvertebrates positively correlates
874 with diversity of macrophytes in karst ponds. Ecol Eng 117:96–103.
875 https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.03.019

4. CONCLUSÃO GERAL

Esta dissertação avançou na compreensão dos efeitos do uso do solo e das variáveis ambientais locais sobre a diversidade e a singularidade funcional do zooplâncton em riachos e lagoas amazônicas. Os resultados demonstram que as mudanças no uso do solo, como a substituição de florestas primárias por pastagens e áreas de mineração, têm impactos significativos na estrutura funcional da comunidade zooplanctônica, refletindo tanto na diversidade alfa funcional quanto na singularidade funcional (LCBD-f).

No primeiro trabalho, observamos que a diversidade funcional do zooplâncton é influenciada por fatores locais, como oxigênio dissolvido e condutividade, e pelo uso do solo. Ambientes com maior cobertura de pastagem e florestas secundárias apresentaram maior riqueza funcional, divergência e equitabilidade, enquanto a floresta primária teve efeito negativo sobre a dispersão funcional. Além disso, traços funcionais específicos, como alta capacidade de escape e hábito predatório, foram associados a condições ambientais específicas, evidenciando a importância das interações entre traços e habitat.

No segundo trabalho, observamos que a singularidade ambiental influenciou positivamente a singularidade funcional do zooplâncton (considerando dados de abundância) em riachos. Ambientes florestados e de pastagem reduziram a singularidade funcional em lagoas, enquanto a mineração aumentou a singularidade funcional em riachos, possivelmente devido à seleção de táxons com traços especializados em ambientes perturbados, um padrão observado apenas quando considerada a abundância das espécies, mostrando serem mais sensíveis do que quando utilizados dados de presença e ausência para entender a singularidade funcional.

Em síntese, o uso do solo e as variáveis ambientais atuam como filtros ecológicos, moldando a composição funcional do zooplâncton. Essas descobertas têm implicações importantes para a conservação e restauração de ecossistemas aquáticos amazônicos. Este

estudo contribui para preencher lacunas de conhecimento sobre as respostas funcionais do zooplâncton na Amazônia, fornecendo subsídios para estratégias de conservação baseadas em traços funcionais e na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

5. REFERÊNCIAS

Bega, J. M., Saltarelli, W. A., Gücker, B., Boëchat, I. G., Finkler, N. R., & Cunha, D. G. (2024). Effects of riparian vegetation restoration and environmental context on ecosystem functioning in tropical streams of southeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, *948*, 174906.

Bomfim, F. F., Carvalho, L. S., Sampaio, F. B., Juen, L., Dias-Silva, K., Casatti, L., ... & Michelan, T. S. (2025). Beta diversity of macrophyte life forms: Responses to local, spatial, and land use variables in Amazon aquatic environments. *Science of The Total Environment*, *958*, 178041.

Bomfim, F. F., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., & Michelan, T. S. (2024). What do we know about zooplankton occurrence and distribution in Neotropical streams? A systematic review of published studies in Brazil. *Hydrobiologia*, *851*(11), 2561-2572.

Bomfim, F. F., Deosti, S., Louback-Franco, N., Sousa, R. L., & Michelan, T. S. (2023). How are zooplankton's functional guilds influenced by land use in Amazon streams?. *Plos One*, *18*(8), e0288385.

Castilho-Noll, M. S. M., Perbiche-Neves, G., dos Santos, N. G., Schwind, L. T. F., Lansac-Tôha, F. M., da Silva, A. C. S., ... & Simões, N. R. (2023). A review of 121 years of studies on the freshwater zooplankton of Brazil. *Limnologica*, *100*, 126057.

Centanni, M., Ricci, G. F., De Girolamo, A. M., Romano, G., & Gentile, F. (2023). A review of modeling pesticides in freshwaters: Current status, progress achieved and desirable improvements. *Environmental pollution*, *316*, 120553.

Chen, S., Du, Y., Das, P., Lamore, A. F., Dimova, N. T., Elliott, M., ... & Lu, Y. (2021). Agricultural land use changes stream dissolved organic matter via altering soil inputs to streams. *Science of the Total Environment*, *796*, 148968.

Choi, Y., Oh, H. J., Lee, D. H., Jang, M. H., Lee, K. L., Chang, K. H., & Kim, H. W. (2023). Current Utilization and Further Application of Zooplankton Indices for Ecosystem Health Assessment of Lake Ecosystems. *Sustainability*, *15*(14), 10950.

Clermont, M., Kinnard, C., Dubé-Richard, D., Campeau, S., Bordeleau, P. A., de Grandpré, A., ... & Roy, A. (2023). Using remote sensing to assess how intensive agriculture impacts the turbidity of a fluvial lake floodplain. *Journal of Great Lakes Research*, *49*(6), 102240.

Cunha, D. G. F., Finkler, N. R., Gómez, N., Cochero, J., Donadelli, J. L., Saltarelli, W. A., ... & Thomas, S. A. (2020). Agriculture influences ammonium and soluble reactive phosphorus retention in South American headwater streams. *Ecohydrology*, *13*(2), e2184.

dos Santos, L. A., Michelan, T. S., & Bomfim, F. D. F. (2024). Zooplankton co-occurrence patterns in Amazon lotic systems along a forest cover gradient. *Hydrobiologia*, 1-16.

Dos Santos, N. G., Chiarelli, L. J., Morari, P. H. R., de Souza, M. E. T., Calixto, G., Kato, B. E. D., ... & Castilho-Noll, M. S. M. (2024). How land use affects freshwater zooplankton communities: a global overview. *Hydrobiologia*, 1-26.

Dunck, B., Bortolini, J. C., Rodrigues, L., Rodrigues, L. C., Jati, S., & Train, S. (2013). Functional diversity and adaptative strategies of planktonic and periphytic algae in isolated tropical floodplain lake. *Brazilian Journal of Botany*, *36*(4), 257-266.

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.

Florescu, L. I., Moldoveanu, M. M., Catană, R. D., Păceșilă, I., Dumitrache, A., Gavrilidis, A. A., & Iojă, C. I. (2022). Assessing the effects of phytoplankton structure on zooplankton communities in different types of urban lakes. *Diversity*, *14*(3), 231.

Frau, D., Gutierrez, M. F., Regaldo, L., Saigo, M., & Licursi, M. (2021). Plankton community responses in Pampean lowland streams linked to intensive agricultural pollution. *Ecological Indicators*, *120*, 106934.

Freiry, R. F., Pires, M. M., Gouvea, A., Hoffman, P. H., Stenert, C., & Maltchik, L. (2021). Ecological correlates of the alpha and beta diversity of zooplankton hatchling communities in seasonal subtropical ponds. *Ecological Research*, *36*(3), 464-477.

Gomes, A. C. A. M., Gomes, L. F., Roitman, I., Pereira, H. R., Junior, A. F. C., da Costa, E. M. M., ... & Vieira, L. C. G. (2020). Forest cover influences zooplanktonic communities in Amazonian streams. *Aquatic Ecology*, *54*, 1067-1078.

Goździejewska, A. M., Kruk, M., Glińska-Lewczuk, K., & Cymes, I. (2025). Impact of urbanization and agriculture on zooplankton interactions: A network modelling approach in a lowland river. *Journal of Environmental Management*, *373*, 123930.

Goździejewska, A. M., Cymes, I., & Glińska-Lewczuk, K. (2024). Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. *Scientific Reports*, *14*(1), 18456.

Goździejewska, A. M., & Kruk, M. (2022). Zooplankton network conditioned by turbidity gradient in small anthropogenic reservoirs. *Scientific Reports*, *12*(1), 3938.

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.

Heino, J., Melo, A. S., & Bini, L. M. (2015). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, *60*(2), 223-235. https://doi.org/10.1111/fwb.12502

Hermann, M., Peeters, E. T., & Van den Brink, P. J. (2023). Heatwaves, elevated temperatures, and a pesticide cause interactive effects on multi-trophic levels of a freshwater ecosystem. *Environmental Pollution*, *327*, 121498.

Jin, H., Van de Waal, D. B., van Leeuwen, C. H., Lamers, L. P., Declerck, S. A., Amorim, A. L., & Bakker, E. S. (2023). Restoring gradual land-water transitions in a shallow lake improved phytoplankton quantity and quality with cascading effects on zooplankton production. *Water Research*, *235*, 119915.

Johnson, R. K., & Angeler, D. G. (2014). Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators*, *45*, 386-393.

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, USA.

Liu, P., Wang, T., Li, H., Zhang, X., Wang, L., Jeppesen, E., & Han, B. P. (2023). Functional diversity and redundancy of rotifer communities affected synergistically by top-down and bottom-up effects in tropical urban reservoirs. *Ecological Indicators*, *155*, 111061.

Luiza-Andrade, A., Da Silva, R. R., & Juen, L. (2023). Contribution of rare genera of aquatic insects to functional diversity in streams with multiple land use in the Amazon. *Hydrobiologia*, *850*(1), 21-38.

Mulani, S. K., Mule, M. B., & Patil, S. U. (2009). Studies on water quality and zooplankton community of the Panchganga river in Kolhapur city. *Journal of environmental biology*, *30*(3), 455-459.

Nunes, C. A., Berenguer, E., França, F., Ferreira, J., Lees, A. C., Louzada, J., ... & Barlow, J. (2022). Linking land-use and land-cover transitions to their ecological impact in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *119*(27), e2202310119.

Ono, E. R., Manoel, P. S., Melo, A. L. U., & Uieda, V. S. (2020). Effects of riparian vegetation removal on the functional feeding group structure of benthic macroinvertebrate assemblages. *Community ecology*, *21*, 145-157. https://doi.org/10.1007/s42974-020-00014-7

Paiva, P. F. P. R., de Lourdes Pinheiro Ruivo, M., da Silva Júnior, O. M., de Nazaré Martins Maciel, M., Braga, T. G. M., de Andrade, M. M. N., ... & Ferreira, B. M. (2020). Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, *29*, 19-38.

Paquette, C., Griffiths, K., Gregory-Eaves, I., & Beisner, B. E. (2022). Zooplankton assemblage structure and diversity since pre-industrial times in relation to land use. *Global Ecology and Biogeography*, *31*(11), 2337-2352.

Petsch, D. K., Saito, V. S., Landeiro, V. L., Silva, T. S., Bini, L. M., Heino, J., ... & Melo, A. S. (2021). Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. *Freshwater Science*, *40*(1), 53-64.

Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., ... & Dufour, S. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, *70*(6), 501-514. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041

Rolls, R. J., Deane, D. C., Johnson, S. E., Heino, J., Anderson, M. J., & Ellingsen, K. E. (2023). Biotic homogenisation and differentiation as directional change in beta diversity: synthesising driver–response relationships to develop conceptual models across ecosystems. *Biological Reviews*, *98*(4), 1388-1423.

Shen, J., Qin, G., Yu, R., Zhao, Y., Yang, J., An, S., ... & Wan, Y. (2021). Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, *120*, 106944.

Simoes NR, Dias JD, Leal CM, de Souza Magalhães Braghin L, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*. 2013 Oct;75:607-17.

Singh, S., Rawat, M., Malyan, S. K., Singh, R., Tyagi, V. K., Singh, K., ... & Pandey, R. P. (2023). Global distribution of pesticides in freshwater resources and their remediation approaches. *Environmental Research*, *225*, 115605.

Siqueira-Gay, J., Santos, D., Nascimento, W. R., Souza-Filho, P. W. M., & Sánchez, L. E. (2022). Investigating changes driving cumulative impacts on native vegetation in mining regions in the Northeastern Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 1-11.

Storch, D., Šímová, I., Smyčka, J., Bohdalková, E., Toszogyova, A., & Okie, J. G. (2022). Biodiversity dynamics in the Anthropocene: how human activities change equilibria of species richness. *Ecography, 2022*(4).

Szalińska, E., Orlińska-Woźniak, P., & Wilk, P. (2020). Sediment load variability in response to climate and land use changes in a Carpathian catchment (Raba River, Poland). *Journal of Soils and Sediments, 20*, 2641-2652.

Wang, Q., Feng, K., Du, X., Yuan, J., Liu, J., & Li, Z. (2022). Effects of land use and environmental gradients on the taxonomic and functional diversity of rotifer assemblages in lakes along the Yangtze River, China. *Ecological Indicators, 142*, 109199.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd edition. Academic Press.

Yang, P., Jiang, X., Xie, Z., & Heino, J. (2024). Eutrophication is better indicated by functional traits than taxonomic composition of macroinvertebrate assemblages in floodplain lakes. *Biodiversity and Conservation, 33*(14), 4257-4274.

6. ATIVIDADES COMPLEMENTARES

Artigos publicados:

dos Santos, L. A., Michelan, T. S., & Bomfim, F. D. F. (2024). Zooplankton co-occurrence patterns in Amazon lotic systems along a forest cover gradient. *Hydrobiologia*, 1-16.

Bomfim, F. D. F., **dos Santos, L. A.**, da Conceição, A. P. E. S., Marinho, M. B., & Michelan, T. S. (2024). Land use changes drive zooplankton ecological uniqueness and species contributions in Amazon ponds and streams. *Aquatic Sciences*, *86*(4), 89.

Artigos submetidos:

dos Santos, L. A., Michelan, T. S., & Bomfim, F. D. F. Impact of local and land use variables on zooplankton functional diversity and trait variation in Amazonian ponds and streams. Submetido para *Freshwater Biology*.

Capítulo de livro publicado:

Michelan, T. S., Fares, A. L. B., Sousa, R. L. M., Carmo, R. S., Cabral, G. S., Jesus, A. M., **Santos, L. A.**, Sampaio, F. B., Carvalho, L. S., Bomfim, F. D. F. (2024) Monitoramento de macrófitas aquáticas: seu uso e a importância no Licenciamento Ambiental. In: L. F. Belúcio, M. R. P. Costa, & C. P. Ferreira (Orgs.), *Monitorando a biota aquática na Amazônia no contexto do licenciamento ambiental* (Vol. 1, pp. 161-182). Innovare Projetos Sustentáveis.

Participação em projetos de pesquisa:

Participo de três projetos de pesquisa desenvolvidos pelo laboratório de Ecologia de Produtores Primários (ECOPRO-UFPA): i) Aquatic biota monitoring and assessment upstream and downstream of bauxite pipeline Norsk Hydro Paragominas - Barcarena (Pará, Brazil) an instream and riverscape approach; ii) Effects of soil use on diversity and ecophysiology on the riparian vegetation, aquatic macrophytes and plankton in streams and lagoons in mining areas of Paragominas SA, Pará, Brazil e iii) Avaliação da biodiversidade aquática de riachos do arquipélago do Marajó.

Participação em eventos:

Participação no I Simpósio de Zooplâncton Neotropical com apresentação de banner em primeira autoria intitulado “Co-occurrence of zooplanktonic species in Amazon streams influenced by land use” e em coautoria intitulados “Riqueza de protozoários testáceos (Rhizopoda: Testacea) em ecossistema lótico na estação ecológica Rio Acre” e “Composition of the zooplankton community in aquatic system of the Alto Vale do Rio Juruá basin”.

Campos:

Participei de quatro campos, três deles para coletar zooplâncton em projetos como Marajó, Barcarena e Amazônia +10 (Expedição Acre); e um deles para atuar em atividades de devolutiva para a sociedade com os resultados do projeto do Marajó. Eles me ajudaram a melhorar meu conhecimento em campo, na metodologia de coleta, na identificação do zooplâncton e na divulgação científica.

7. ANEXOS

Sessão I

Supplementary material

Table S1. The average, standard deviation, minimum, and maximum of each local and land use variable in ponds and streams. CDI = Catchment Disturbance Index.

	Streams		**Ponds**	
	Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD
pH	2.91-7.29	5.01±1.00	3.4-9.69	5.31±1.65
Dissolved oxygen (mg/L)	1.02-8.35	4.11±1.31	0.7-9.52	3.80±2.29
Conductivity (µS/cm)	0.01-146	25.78±23.17	0.017-87.6	30.73±21.38
Temperature (° C)	23.63-32.1	26.57±1.32	24.9-32.1	27.70±1.82
Canopy cover (%)	0.5-81.8	49.83±24.91	0-0	0±0
Primary forest (%)	0-100	65.76±35.43	0-100	46.81±45.09
Secondary forest (%)	0-100	4.45±16.28	0-20.21	1.35±4.66
Pasture (%)	0-100	25.51±33.46	0-100	47.99±45.94
Mining (%)	0-100	4.25±17.48	0-100	3.85±19.61
CDI	100-400	136.04±56.09	99.88-400	159.52±66.49

Table S2. Taxa list of zooplankton with their frequency (Freq.) of occurrence in streams and ponds.

Taxa	Freq. occurrence (%) in streams	Freq. occurrence (%) in ponds
ROTIFERA		
Bdelloidea	34.78	15.38
Rotifero sp.	2.17	0
BRACHIONIDAE Ehrenberg, 1838		
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	0	3.85
Brachionus caudatus f. *personatus* Ahlstrom, 1940	2.17	0
Brachionus falcatus Zacharias, 1898	8.70	0
Brachionus mirus Daday, 1905	4.35	3.85
Brachionus urceolaris Müller, 1773	2.17	0
Brachionus zahniseri Ahlstrom, 1934	13.04	15.38
Keratella americana Carlin, 1943	2.17	3.85
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	15.22	15.38
Keratella lenzi Hauer, 1953	4.35	3.85
Plationus patulus (Müller, 1786)	0	7.69
Plationus patulus macrachantus (Daday, 1905)	0	15.38
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)	15.22	38.46
DICRANOPHORIDAE Harring, 1831		
Dicranophorus epicharis Harring & Myers, 1928	0	3.85
Dicranophorus prionacis Harring & Myers, 1928	0	3.85
Dicranophorus sp.	0	3.85
EUCHLANIDAE Ehrenberg, 1838		
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)	15.22	38.46
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832	4.35	0
HEXARTHRIDAE Bartos, 1959		
Hexarthra mira (Hudson, 1871)	0	3.85
LECANIDAE Remane, 1933		
Lecane aculeata (Jakubski, 1912)	2.17	0
Lecane amazonica (Murray, 1913)	4.35	0
Lecane bulla (Gosse, 1851)	67.39	61.54
Lecane cf. *de ridderi*	6.52	3.85
Lecane cf. *pertica*	17.39	15.38
Lecane cf. *signifera*	0	3.85
Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)	2.17	0
Lecane cornuta (Müller, 1786)	6.52	11.54
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	8.70	19.23
Lecane doryssa Harring, 1914	8.70	3.85
Lecane elongata Harring & Myers, 1926	2.17	3.85

Lecane elsa Hauer, 1931	2.17	26.92
Lecane furcata (Murray, 1913)	6.52	0
Lecane haliclysta Harring & Myers, 1926	2.17	3.85
Lecane hornemanni (Ehrenberg, 1834)	8.70	3.85
Lecane leontina (Turner, 1892)	32.61	73.08
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	4.35	11.54
Lecane ludwigii f. *ecordes* Harring, 1914	2.17	0
Lecane luna (Müller, 1776)	0	11.54
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	65.22	42.31
Lecane lunaris crenata (Harring, 1913)	0	7.69
Lecane monostyla (Daday, 1897)	4.35	0
Lecane obtusa (Murray, 1913)	2.17	0
Lecane papuana (Murray, 1913)	10.87	42.31
Lecane pertica Harring & Myers, 1926	0	7.69
Lecane proiecta Hauer, 1956	2.17	3.85
Lecane pyriformis (Daday, 1905)	10.87	11.54
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1830)	30.43	30.77
Lecane signifera (Jennings, 1896)	50	46.15
Lecane sp.	6.52	0
Lecane stichaea Harring, 1913	8.70	0
Lecane thienemanni (Hauer, 1938)	17.39	7.69
Lecane ungulata (Gosse, 1887)	2.17	0
LEPADELLIDAE Harring, 1913		
Colurella sp.	2.17	0
Lepadella patella (Müller, 1773)	15.22	11.54
Lepadella sp.	10.87	3.85
Lepadella triptera (Ehrenberg, 1830)	8.70	11.54
Paracolurella sp.	4.35	0
MYTILINIDAE Harring, 1913		
Mytilina bisulcata (Lucks, 1912)	0	3.85
Mytilina macrocera (Jennings, 1894)	0	3.85
Mytilina mucronata (Müller, 1773)	2.17	3.85
NOTOMMATIDAE Hudson & Gosse, 1886		
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)	2.17	0
Cephalodella mucronata Myers, 1924	4.35	0
Cephalodella sp.	2.17	0
Monommata actices Myers, 1930	2.17	3.85
Monommata caeca Myers, 1930	0	3.85
Monommata sp.	2.17	0
Notommata pachyura (Gosse, 1886)	2.17	0
PROALIDAE Harring & Myers, 1924		
Proales sp.	2.17	0
SYNCHAETIDAE Hudson & Gosse, 1886		
Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925	2.17	7.69

TESTUDINELLIDAE Harring, 1913		
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)	2.17	19.23
Testudinella ohlei Koste, 1972	19.57	11.54
Testudinella patina (Hermann, 1783)	8.70	15.38
Testudinella sp.	4.35	0
TRICHOCERCIDAE Harring, 1913		
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)	0	3.85
Trichocerca capucina (Wierzejski & Zacharias, 1893)	0	7.69
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)	4.35	0
Trichocerca gracilis (Tessin, 1890)	2.17	0
Trichocerca heterodactyla (Tschugunoff, 1921)	2.17	0
Trichocerca macera (Gosse, 1886)	2.17	0
Trichocerca myersi (Hauer, 1931)	2.17	0
Trichocerca rattus (Müller, 1776)	2.17	0
Trichocerca sp.	6.52	0
TRICHOTRIIDAE Harring, 1913		
Macrochaetus collinsii (Gosse, 1867)	4.35	15.38
Macrochaetus sericus (Thorpe, 1893)	4.35	7.69
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)	15.22	15.38
TROCHOSPHAERIDAE Harring, 1913		
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	0	3.85
Filinia terminalis (Plate, 1886)	2.17	0
CLADOCERA		
Cladocero sp.	13.04	7.69
Cladocero sp. 2	2.17	0
Chydoridae sp.	4.35	7.69
BOSMINIDAE Sars, 1865		
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1776)	2.17	0
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	13.04	23.08
Bosminopsis sp.	2.17	0
CHYDORIDAE Stebbing, 1902		
Alona isabellae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2016	0	3.85
Alona sp.	2.17	0
Alonella clathratula Sars, 1896	4.35	11.54
Alonella dadayi Birge, 1910	54.35	65.38
Anthalona verrucosa (Sars, 1901)	15.22	42.31
Biapertura ossiani (Sinev, 1998)	21.74	42.31
Camptocercus australis Sars, 1896	0	3.85
Chydorus nitidulus (Sars, 1901)	0	3.85
Chydorus parvireticulatus Frey, 1987	0	7.69
Chydorus pubescens Sars, 1901	13.04	19.23
Chydorus sp.	0	3.85
Coronatella monacantha (Sars, 1901)	4.35	11.54
Coronatella undata Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015	0	3.85

Disparalona lucianae Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018	10.87	15.38
Disparalona sp.	0	7.69
Disparalona tenuispina Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018	15.22	11.54
Dunhevedia odontoplax Sars, 1901	2.17	3.85
Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)	0	3.85
Ephemeroporus tridentatus (Bergamin, 1931)	0	3.85
Flavalona iheringula (Kotov & Sinev, 2004)	0	3.85
Graptoleberis occidentalis Sars, 1901	4.35	0
Karualona muelleri (Richard, 1897)	0	3.85
Monospilus brachyspinus Sousa, Elmoor-Loureiro & Panarelli, 2017	2.17	0
Nicsmirnovius paggii Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017	10.87	11.54
Ovalona glabra (Sars, 1901)	6.52	0
Oxyurella ciliata Bergamin, 1939	0	3.85
Oxyurella longicaudis (Birge, 1910)	0	3.85
Prendalona cf. julietae	0	3.85
Prendalona julietae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023	8.70	23.08
DAPHNIIDAE Straus, 1820		
Ceriodaphnia laticaudata Müller, 1867	0	3.85
Ceriodaphnia sp.	0	3.85
ILYOCRYPTIDAE Smirnov, 1992		
Ilyocryptus sp.	4.35	0
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	10.87	23.08
MACROTHRICIDAE Norman & Brady, 1867		
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)	2.17	3.85
Macrothrix sp.	2.17	3.85
Macrothrix squamosa Sars, 1901	17.39	42.31
SIDIDAE Baird, 1850		
Diaphanosoma birgei Korinek, 1981	6.52	0
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901	2.17	0
Diaphanosoma sp.	2.17	3.85
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1975	0	3.85
COPEPODA		
Calanoida sp.	2.17	0
Copepodito Calanoida	2.17	3.85
Copepodito Cyclopoida	84.78	73.08
Copepodito Harpacticoida	6.52	0
Cyclopoida sp.	6.52	11.54
Harpacticoida sp.	2.17	7.69
Náuplio Calanoida	63.04	65.38
Náuplio Cyclopoida	58.70	92.31
CYCLOPIDAE Rafinesque, 1815		

Acanthocyclops robustus (Sars, 1863)	0	11.54
Ectocyclops rubescens Brady, 1904	2.17	0
Eucyclops elegans (Herrick, 1884)	2.17	0
Mesocyclops longisetus (Thiébaud, 1912)	0	3.85
Mesocyclops meridianus (Kiefer, 1926)	2.17	0
Mesocyclops ogunnus (Onabamiro, 1957)	0	3.85
Mesocyclops sp.	0	3.85
Microcyclops alius (Kiefer, 1935)	2.17	3.85
Microcyclops ceibaensis (Marsh, 1919)	19.57	15.38
Microcyclops sp.	0	7.69
Tropocyclops sp.	2.17	3.85
DIAPTOMIDAE Baird, 1950		
Argyrodiaptomus sp.	0	3.85

Table S3. Correlations of the RLQ Axis 1 and 2 with environmental and landscape variables

Environmental and landscape variables	Ponds		Streams	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
pH	0.479	-0.253	0.718	0.274
Dissolved oxygen (mg/L)	0.369	0.143	-0.360	-0.354
Conductivity (µS/cm)	0.307	-0.707	-0.118	0.080
Temperature (°C)	-0.564	-0.718	-0.789	0.292
Primary forest (%)	-0.855	-0.272	-0.307	-0.738
Secondary forest (%)	-0.356	0.812	0.287	0.669
Pasture (%)	0.918	0.068	-0.041	0.065
Mining (%)	0.019	0.012	0.436	0.701

Table S4. List of species and their functional traits (according to: Obertegger and Flaim, 2018; Setubal et al., 2020; Bomfim et al., 2021; Braghin et al., 2021; Duré et al., 2021; de Lima et al., 2023) found in 26 ponds and 42 streams in the eastern Amazon

Taxa	Body size (µm)	Habitat type	Feeding type	Life span	Predator escape	Body form	Body structure	Buoyancy
Rotifers								
Bdelloidea	188.3	Littoral	Filtering-R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Illoricated	Cilia
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	172	Pelagic	Filtering-R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spines
B. caudatus f. *personatus* Ahlstrom, 1940	100	Littoral	Filtering-R	Short	Low escape capacity	Oval	Loricated	Spine
B. falcatus Zacharias, 1898	105	Pelagic	Filtering-R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
B. mirus Daday, 1905	78.9	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
B. urceolaris Müller, 1773	67.5	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
B. zahniseri Ahlstrom, 1934	57.2	Pelagic	Filtering_R	Short	Low escape capacity	Rectangular	Loricated	Spine
Keratella americana Carlin, 1943	150	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
K. cochlearis (Gosse, 1851)	95.3	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
K. lenzi Hauer, 1953	108.1	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine

Plationus patulus (Müller, 1786)	94.2	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
P. patulus macrachantus (Daday, 1905)	91.7	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)	116.2	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
Dicranophorus epicharis Harring & Myers, 1928	115	Littoral	Predator_R	Short	Low escape capacity	Elongated	Illoricated	Absent
D. prionacis Harring & Myers, 1928	145	Littoral	Predator_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Illoricated	Absent
Dicranophorus sp.	140	Littoral	Predator_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)	150.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Hexarthra mira (Hudson, 1871)	156	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Illoricated	Cilia and spine
Lecane aculeata (Jakubski, 1912)	75.3	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. amazonica (Murray, 1913)	100	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent

L. bulla (Gosse, 1851)	92.2	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. cf. *pertica*	102.7	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. cf. *signifera*	100	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. closterocerca (Schmarda, 1859)	55	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. cornuta (Müller, 1786)	103.2	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. curvicornis (Murray, 1913)	131.4	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. doryssa Harring, 1914	50	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. elongata Harring & Myers, 1926	72.5	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Absent
L. elsa Hauer, 1931	111.8	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Absent
L. furcata (Murray, 1913)	66.3	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. haliclysta Harring & Myers, 1926	65	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. hornemanni (Ehrenberg, 1834)	87	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. leontina (Turner, 1892)	159.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine

L. ludwigii (Eckstein, 1883)	104.8	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. ludwigii f. *ecordes* Harring, 1914	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. luna (Müller, 1776)	126.6	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. lunaris (Ehrenberg, 1832)	89.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. lunaris crenata (Harring, 1913)	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. monostyla (Daday, 1897)	60	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. obtusa (Murray, 1913)	60	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. papuana (Murray, 1913)	114	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. pertica Harring & Myers, 1926	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. proiecta Hauer, 1956	105	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. pyriformis (Daday, 1905)	67.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
L. quadridentata (Ehrenberg, 1830)	94.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. signifera (Jennings, 1896)	102.7	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine

Lecane sp.	68.7	Littoral	Filtering_R	Short	Low escape capacity	Oval	Loricated	Absent
L. stichaea Harring, 1913	66.4	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. thienemanni (Hauer, 1938)	65	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
L. ungulata (Gosse, 1887)	230	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
Colurella sp.	70	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Lepadella patella (Müller, 1773)	62.8	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
Lepadella sp.	85.9	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
L. triptera (Ehrenberg, 1830)	103.8	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Paracolurella sp.	120	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Mytilina bisulcata (Lucks, 1912)	190	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Absent
M. macrocera (Jennings, 1894)	210	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Spine
M. mucronata (Müller, 1773)	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Spine
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)	120	Littoral	Filtering_R	Short	Low escape capacity	Elongated	Loricated	Absent

C. mucronata Myers, 1924	165	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
Cephalodella sp.	165	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
Monommata actices Myers, 1930	100	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Illoricated	Absent
M. caeca Myers, 1930	110	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Illoricated	Absent
Monommata sp.	133.3	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Illoricated	Absent
Notommata pachyura (Gosse, 1886)	240	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Illoricated	Absent
Proales sp.	130	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Illoricated	Cilia
Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925	94.6	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Illoricated	Cilia and spine
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)	185.7	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine
T. ohlei Koste, 1972	122	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
T. patina (Hermann, 1783)	147.5	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
Testudinella sp.	185	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent

Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)	95	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Absent
T. capucina (Wierzejski & Zacharias, 1893)	140	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Spine
T. elongata (Gosse, 1886)	125	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Absent
T. gracilis (Tessin, 1890)	90	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
T. heterodactyla (Tschugunoff, 1921)	100	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Oval	Loricated	Absent
T. macera (Gosse, 1886)	110	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Spine
T. myersi (Hauer, 1931)	130	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Spine
T. rattus (Müller, 1776)	176.6	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Absent
Trichocerca sp.	140	Littoral	Sucking_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Loricated	Spine
Macrochaetus collinsii (Gosse, 1867)	70	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
M. sericus (Thorpe, 1893)	75.6	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Loricated	Spine
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)	142.5	Littoral	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Elongated	Loricated	Spine

Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	90	Pelagic	Filtering_R	Short	Low escape capacity	Elongated	Illoricated	Spine
F. terminalis (Plate, 1886)	120	Pelagic	Filtering_R	Short	Without escape behaviour	Fusiform	Illoricated	Spine
Cladocerans								
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1776)	215	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Medium escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	235.9	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Bosminopsis sp.	320	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Alona isabellae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2016	320	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Alona sp.	208.7	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Alonella clathratula Sars, 1896	264.6	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
A. dadayi Birge, 1910	209.8	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Spine
Anthalona verrucosa (Sars, 1901)	259.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Biapertura ossiani (Sinev, 1998)	574.4	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine

Camptocercus australis Sars, 1896	490	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Elongated	Chitinous	Setae
Chydorus nitidulus (Sars, 1901)	190	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
C. parvireticulatus Frey, 1987	172.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
C. pubescens Sars, 1901	218.2	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Chydorus sp.	200	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Coronatella monacantha (Sars, 1901)	263.6	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
C. undata Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015	280	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Disparalona lucianae Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018	374.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Disparalona sp.	368.2	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
D. tenuispina Sousa, Elmoor-Loureiro,	412.3	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine

Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018								
Dunhevedia odontoplax Sars, 1901	375	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)	210	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
E. tridentatus (Bergamin, 1931)	230	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Flavalona iheringula (Kotov & Sinev, 2004)	285	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Graptoleberis occidentalis Sars, 1901	360	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Karualona muelleri (Richard, 1897)	330	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Rectangular	Chitinous	Setae and spine
Monospilus brachyspinus Sousa, Elmoor-Loureiro & Panarelli, 2017	310	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Nicsmirnovius paggii Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017	310.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Ovalona glabra (Sars, 1901)	273.7	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Oxyurella ciliata Bergamin, 1939	272.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine

Oxyurella longicaudis (Birge, 1910)	492.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Prendalona cf. julietae	200	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Prendalona julietae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023	355.2	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Ceriodaphnia laticaudata Müller, 1867	320	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Cilia and spine
Ceriodaphnia sp.	220	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Oval	Chitinous	Cilia and spine
Ilyocryptus sp.	320	Littoral	Filtration_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
I. spinifer Herrick, 1882	392	Littoral	Filtration_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)	290	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Macrothrix sp.	202.5	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
M. squamosa Sars, 1901	338.9	Littoral	Scraping_ Clad	Short	Without escape behaviour	Oval	Chitinous	Setae and spine
Diaphanosoma birgei Korinek, 1981	682.5	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Cilia, setae and spine

D. brevireme Sars, 1901	576.1	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Diaphanosoma sp.	549.4	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
D. spinulosum Herbst, 1975	290	Pelagic	Filtration_ Clad	Short	Low escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Copepods								
Acanthocyclops robustus (Sars, 1863)	625	Pelagic	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Cilia and spine
Ectocyclops rubescens Brady, 1904	610	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Eucyclops elegans (Herrick, 1884)	800	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Mesocyclops longisetus (Thiébaud, 1912)	1030	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Cilia and spine
M. meridianus (Kiefer, 1926)	1475	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
M. ogunnus (Onabamiro, 1957)	875	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Elongated	Chitinous	Setae and spine
Mesocyclops sp.	1020	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Cilia and spine
Microcyclops alius (Kiefer, 1935)	547.5	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
M. ceibaensis (Marsh, 1919)	653	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine

Microcyclops sp.	845	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Tropocyclops sp.	510	Littoral	Raptorial_ Cop	Long	Efficient escape capacity	Oval	Chitinous	Setae and spine
Argyrodiaptomus sp.	970	Pelagic	Raptorial_ Cop	Long	Medium escape capacity	Elongated	Chitinous	Cilia, setae and spine

Sessão II

Tabela S1. Valores da singularidade ambiental em lagoas e riachos amazônicos.

Pontos	Região	Ambiente	Valores
ST22_01	Paragominas	Riacho	0,0198
ST22_02	Paragominas	Riacho	0,0224
ST222_06	Paragominas	Riacho	0,0461
ST22_07	Paragominas	Riacho	0,0040
ST22_09	Paragominas	Riacho	0,0256
ST22_14	Paragominas	Riacho	0,0059
ST22_16	Paragominas	Riacho	0,0071
ST22_17	Paragominas	Riacho	0,0021
ST22_18	Paragominas	Riacho	0,0082
ST22_21	Paragominas	Riacho	0,0005
ST22_22	Paragominas	Riacho	0,1527
ST22_23	Paragominas	Riacho	0,0006
ST22_25	Paragominas	Riacho	0,0158
ST22_29	Paragominas	Riacho	0,0188
ST22_31	Paragominas	Riacho	0,0020
ST22_34	Paragominas	Riacho	0,0039
ST22_36	Paragominas	Riacho	0,0067
A01	Barcarena	Riacho	0,0039
F03	Barcarena	Riacho	0,0093
G03	Barcarena	Riacho	0,0135
J02	Barcarena	Riacho	0,0484
J03	Barcarena	Riacho	0,0159
L03	Barcarena	Riacho	0,0087
M03	Barcarena	Riacho	0,0142
P03	Barcarena	Riacho	0,0026
PB02	Barcarena	Riacho	0,0107
PB05	Barcarena	Riacho	0,0884
PB06	Barcarena	Riacho	0,0179
PB08	Barcarena	Riacho	0,0015
PB18	Barcarena	Riacho	0,0082
PB20	Barcarena	Riacho	0,0026
PB22	Barcarena	Riacho	0,0127
PB27	Barcarena	Riacho	0,0422
PB32	Barcarena	Riacho	0,0080
PC06	Barcarena	Riacho	0,0073
PFM14	Barcarena	Riacho	0,0024
PM02	Barcarena	Riacho	0,2218
PM32	Barcarena	Riacho	0,0139
PM33	Barcarena	Riacho	0,0201
PM35	Barcarena	Riacho	0,0036

PM36	Barcarena	Riacho	0,0326
RQ3	Barcarena	Riacho	0,0013
T03	Barcarena	Riacho	0,0005
U03	Barcarena	Riacho	0,0311
Z01	Barcarena	Riacho	0,0146
ST22_01	Paragominas	Riacho	0,0198
ST22_02	Paragominas	Riacho	0,0224
ST222_06	Paragominas	Riacho	0,0461
ST22_07	Paragominas	Riacho	0,0040
ST22_09	Paragominas	Riacho	0,0256
ST22_14	Paragominas	Riacho	0,0059
ST22_16	Paragominas	Riacho	0,0071
ST22_17	Paragominas	Riacho	0,0021
ST22_18	Paragominas	Riacho	0,0082
ST22_21	Paragominas	Riacho	0,0005
ST22_22	Paragominas	Riacho	0,1527
ST22_23	Paragominas	Riacho	0,0006
ST22_25	Paragominas	Riacho	0,0158
ST22_29	Paragominas	Riacho	0,0188
ST22_31	Paragominas	Riacho	0,0020
ST22_34	Paragominas	Riacho	0,0039
ST22_36	Paragominas	Riacho	0,0067
A01	Barcarena	Riacho	0,0039
F03	Barcarena	Riacho	0,0093
G03	Barcarena	Riacho	0,0135
J02	Barcarena	Riacho	0,0484
J03	Barcarena	Riacho	0,0159
L03	Barcarena	Riacho	0,0087
M03	Barcarena	Riacho	0,0142
P03	Barcarena	Riacho	0,0026
PB02	Barcarena	Riacho	0,0107
PB05	Barcarena	Riacho	0,0884
PB06	Barcarena	Riacho	0,0179
PB08	Barcarena	Riacho	0,0015
PB18	Barcarena	Riacho	0,0082
PB20	Barcarena	Riacho	0,0026
PB22	Barcarena	Riacho	0,0127
PB27	Barcarena	Riacho	0,0422
PB32	Barcarena	Riacho	0,0080
PC06	Barcarena	Riacho	0,0073
PFM14	Barcarena	Riacho	0,0024
PM02	Barcarena	Riacho	0,2218
PM32	Barcarena	Riacho	0,0139
PM33	Barcarena	Riacho	0,0201
PM35	Barcarena	Riacho	0,0036

PM36	Barcarena	Riacho	0,0326
RQ3	Barcarena	Riacho	0,0013
T03	Barcarena	Riacho	0,0005
U03	Barcarena	Riacho	0,0311
Z01	Barcarena	Riacho	0,0146
ST22_03	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_04	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_05	Paragominas	Lagoa	0,0452
ST22_08	Paragominas	Lagoa	0,0433
ST22_10	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_11	Paragominas	Lagoa	0,0451
ST22_13	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_15	Paragominas	Lagoa	0,0452
ST22_20	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_24	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_26	Paragominas	Lagoa	0,0453
ST22_28	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_35	Paragominas	Lagoa	0,1207
ST22_37	Paragominas	Lagoa	0,0432
ST22_38	Paragominas	Lagoa	0,0453
ST22_40	Paragominas	Lagoa	0,0432
MA02	Barcarena	Lagoa	0,0003
MA03	Barcarena	Lagoa	0,0075
MA04	Barcarena	Lagoa	0,0453
MA06	Barcarena	Lagoa	0,0331
MA07	Barcarena	Lagoa	0,0452
MA12	Barcarena	Lagoa	0,0108
MA14	Barcarena	Lagoa	0,0319
MA17	Barcarena	Lagoa	0,0015
MA18	Barcarena	Lagoa	0,0017
MA19	Barcarena	Lagoa	0,0440

Tabela S2. Lista de táxons do zooplâncton com a sua frequência de ocorrência em riachos e lagoas amazônicos.

Táxons	**Freq. de ocorrência (%) em riachos**	**Freq. de ocorrência (%) em lagoas**
ROTIFERA		
Bdelloidea	34.78	15.38
Rotifero sp.	2.17	0
BRACHIONIDAE Ehrenberg, 1838		
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	0	3.85

Brachionus caudatus f. *personatus* Ahlstrom, 1940	2.17	0
Brachionus falcatus Zacharias, 1898	8.70	0
Brachionus mirus Daday, 1905	4.35	3.85
Brachionus urceolaris Müller, 1773	2.17	0
Brachionus zahniseri Ahlstrom, 1934	13.04	15.38
Keratella americana Carlin, 1943	2.17	3.85
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	15.22	15.38
Keratella lenzi Hauer, 1953	4.35	3.85
Plationus patulus (Müller, 1786)	0	7.69
Plationus patulus macrachantus (Daday, 1905)	0	15.38
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)	15.22	38.46
DICRANOPHORIDAE Harring, 1831		
Dicranophorus epicharis Harring & Myers, 1928	0	3.85
Dicranophorus prionacis Harring & Myers, 1928	0	3.85
Dicranophorus sp.	0	3.85
EUCHLANIDAE Ehrenberg, 1838		
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)	15.22	38.46
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832	4.35	0
HEXARTHRIDAE Bartos, 1959		
Hexarthra mira (Hudson, 1871)	0	3.85
LECANIDAE Remane, 1933		
Lecane aculeata (Jakubski, 1912)	2.17	0
Lecane amazonica (Murray, 1913)	4.35	0
Lecane bulla (Gosse, 1851)	67.39	61.54
Lecane cf. *de ridderi*	6.52	3.85
Lecane cf. *pertica*	17.39	15.38
Lecane cf. *signifera*	0	3.85
Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)	2.17	0
Lecane cornuta (Müller, 1786)	6.52	11.54
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	8.70	19.23
Lecane doryssa Harring, 1914	8.70	3.85
Lecane elongata Harring & Myers, 1926	2.17	3.85
Lecane elsa Hauer, 1931	2.17	26.92
Lecane furcata (Murray, 1913)	6.52	0
Lecane haliclysta Harring & Myers, 1926	2.17	3.85
Lecane hornemanni (Ehrenberg, 1834)	8.70	3.85
Lecane leontina (Turner, 1892)	32.61	73.08
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	4.35	11.54
Lecane ludwigii f. *ecordes* Harring, 1914	2.17	0
Lecane luna (Müller, 1776)	0	11.54
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	65.22	42.31
Lecane lunaris crenata (Harring, 1913)	0	7.69
Lecane monostyla (Daday, 1897)	4.35	0
Lecane obtusa (Murray, 1913)	2.17	0

Lecane papuana (Murray, 1913)	10.87	42.31
Lecane pertica Harring & Myers, 1926	0	7.69
Lecane proiecta Hauer, 1956	2.17	3.85
Lecane pyriformis (Daday, 1905)	10.87	11.54
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1830)	30.43	30.77
Lecane signifera (Jennings, 1896)	50	46.15
Lecane sp.	6.52	0
Lecane stichaea Harring, 1913	8.70	0
Lecane thienemanni (Hauer, 1938)	17.39	7.69
Lecane ungulata (Gosse, 1887)	2.17	0
LEPADELLIDAE Harring, 1913		
Colurella sp.	2.17	0
Lepadella patella (Müller, 1773)	15.22	11.54
Lepadella sp.	10.87	3.85
Lepadella triptera (Ehrenberg, 1830)	8.70	11.54
Paracolurella sp.	4.35	0
MYTILINIDAE Harring, 1913		
Mytilina bisulcata (Lucks, 1912)	0	3.85
Mytilina macrocera (Jennings, 1894)	0	3.85
Mytilina mucronata (Müller, 1773)	2.17	3.85
NOTOMMATIDAE Hudson & Gosse, 1886		
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)	2.17	0
Cephalodella mucronata Myers, 1924	4.35	0
Cephalodella sp.	2.17	0
Monommata actices Myers, 1930	2.17	3.85
Monommata caeca Myers, 1930	0	3.85
Monommata sp.	2.17	0
Notommata pachyura (Gosse, 1886)	2.17	0
PROALIDAE Harring & Myers, 1924		
Proales sp.	2.17	0
SYNCHAETIDAE Hudson & Gosse, 1886		
Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925	2.17	7.69
TESTUDINELLIDAE Harring, 1913		
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)	2.17	19.23
Testudinella ohlei Koste, 1972	19.57	11.54
Testudinella patina (Hermann, 1783)	8.70	15.38
Testudinella sp.	4.35	0
TRICHOCERCIDAE Harring, 1913		
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)	0	3.85
Trichocerca capucina (Wierzejski & Zacharias, 1893)	0	7.69
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)	4.35	0
Trichocerca gracilis (Tessin, 1890)	2.17	0
Trichocerca heterodactyla (Tschugunoff, 1921)	2.17	0
Trichocerca macera (Gosse, 1886)	2.17	0

Trichocerca myersi (Hauer, 1931)	2.17	0
Trichocerca rattus (Müller, 1776)	2.17	0
Trichocerca sp.	6.52	0
TRICHOTRIIDAE Harring, 1913		
Macrochaetus collinsii (Gosse, 1867)	4.35	15.38
Macrochaetus sericus (Thorpe, 1893)	4.35	7.69
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)	15.22	15.38
TROCHOSPHAERIDAE Harring, 1913		
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	0	3.85
Filinia terminalis (Plate, 1886)	2.17	0
CLADOCERA		
Cladocero sp.	13.04	7.69
Cladocero sp. 2	2.17	0
Chydoridae sp.	4.35	7.69
BOSMINIDAE Sars, 1865		
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1776)	2.17	0
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	13.04	23.08
Bosminopsis sp.	2.17	0
CHYDORIDAE Stebbing, 1902		
Alona isabellae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2016	0	3.85
Alona sp.	2.17	0
Alonella clathratula Sars, 1896	4.35	11.54
Alonella dadayi Birge, 1910	54.35	65.38
Anthalona verrucosa (Sars, 1901)	15.22	42.31
Biapertura ossiani (Sinev, 1998)	21.74	42.31
Camptocercus australis Sars, 1896	0	3.85
Chydorus nitidulus (Sars, 1901)	0	3.85
Chydorus parvireticulatus Frey, 1987	0	7.69
Chydorus pubescens Sars, 1901	13.04	19.23
Chydorus sp.	0	3.85
Coronatella monacantha (Sars, 1901)	4.35	11.54
Coronatella undata Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015	0	3.85
Disparalona lucianae Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018	10.87	15.38
Disparalona sp.	0	7.69
Disparalona tenuispina Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi, 2018	15.22	11.54
Dunhevedia odontoplax Sars, 1901	2.17	3.85
Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)	0	3.85
Ephemeroporus tridentatus (Bergamin, 1931)	0	3.85
Flavalona iheringula (Kotov & Sinev, 2004)	0	3.85
Graptoleberis occidentalis Sars, 1901	4.35	0
Karualona muelleri (Richard, 1897)	0	3.85

Monospilus brachyspinus Sousa, Elmoor-Loureiro & Panarelli, 2017	2.17	0
Nicsmirnovius paggii Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017	10.87	11.54
Ovalona glabra (Sars, 1901)	6.52	0
Oxyurella ciliata Bergamin, 1939	0	3.85
Oxyurella longicaudis (Birge, 1910)	0	3.85
Prendalona cf. julietae	0	3.85
Prendalona julietae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023	8.70	23.08
DAPHNIIDAE Straus, 1820		
Ceriodaphnia laticaudata Müller, 1867	0	3.85
Ceriodaphnia sp.	0	3.85
ILYOCRYPTIDAE Smirnov, 1992		
Ilyocryptus sp.	4.35	0
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	10.87	23.08
MACROTHRICIDAE Norman & Brady, 1867		
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)	2.17	3.85
Macrothrix sp.	2.17	3.85
Macrothrix squamosa Sars, 1901	17.39	42.31
SIDIDAE Baird, 1850		
Diaphanosoma birgei Korinek, 1981	6.52	0
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901	2.17	0
Diaphanosoma sp.	2.17	3.85
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1975	0	3.85
COPEPODA		
Calanoida sp.	2.17	0
Copepodito Calanoida	2.17	3.85
Copepodito Cyclopoida	84.78	73.08
Copepodito Harpacticoida	6.52	0
Cyclopoida sp.	6.52	11.54
Harpacticoida sp.	2.17	7.69
Náuplio Calanoida	63.04	65.38
Náuplio Cyclopoida	58.70	92.31
CYCLOPIDAE Rafinesque, 1815		
Acanthocyclops robustus (Sars, 1863)	0	11.54
Ectocyclops rubescens Brady, 1904	2.17	0
Eucyclops elegans (Herrick, 1884)	2.17	0
Mesocyclops longisetus (Thiébaud, 1912)	0	3.85
Mesocyclops meridianus (Kiefer, 1926)	2.17	0
Mesocyclops ogunnus (Onabamiro, 1957)	0	3.85
Mesocyclops sp.	0	3.85
Microcyclops alius (Kiefer, 1935)	2.17	3.85
Microcyclops ceibaensis (Marsh, 1919)	19.57	15.38
Microcyclops sp.	0	7.69
Tropocyclops sp.	2.17	3.85

DIAPTOMIDAE Baird, 1950		
Argyrodiaptomus sp.	0	3.85

Reference (Sessão I - Table S4)

Bomfim F. de F., Lansac-Tôha F.M., Bonecker C.C. & Lansac-Tôha F.A. (2021). Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of El Niño and La Niña in floodplain shallow lakes. *Aquatic Sciences* **83**, 41. https://doi.org/10.1007/s00027-021-00796-6

Braghin L. de S.M., Dias J.D., Simões N.R. & Bonecker C.C. (2021). Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences* **83**, 10. https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7

de Lima É.O., Braghin L. de S.M., Bonecker C.C., da Silva C.J. & Lázaro W.L. (2023). Floods drive functional zooplankton diversity in a core area of the Brazilian Pantanal Biosphere Reserve. *Inland Waters* **13**, 447–461. https://doi.org/10.1080/20442041.2023.2296334

Duré G.A.V., Simões N.R., Braghin L. de 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**, 894–907. https://doi.org/10.1093/plankt/fbab064

Obertegger U. & Flaim G. (2018). Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do they tell us about community assembly? *Hydrobiologia* **823**, 79–91. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3697-6

Setubal R.B., Sodré E. de O., Martins T. & Bozelli R.L. (2020b). Effects of functional diversity and salinization on zooplankton productivity: an experimental approach. *Hydrobiologia* **847**, 2845–2862. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04276-0