

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

SABRINA DEOSTI

**Predação e estruturação de *habitat* por macrófitas modificam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton**

Maringá  
2020

SABRINA DEOSTI

**Predação e estruturação de *habitat* por macrófitas modificam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.  
Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker

Maringá  
2020

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

- D418p Deosti, Sabrina, 1995-  
Predação e estruturação de *habitat* por macrófitas modificam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton / Sabrina Deosti. -- Maringá, 2020.  
49 f. : il. (algumas color.).
- Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2020.  
Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha.  
Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker.
1. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Ecologia de - Baía, Rio, Bacia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Zooplâncton de água doce - Riqueza taxonômica e funcional - Baía, Rio, Bacia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Zooplâncton de água doce - Diversidade beta - Baía, Rio, Bacia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.178209816

SABRINA DEOSTI

**Predação e estruturação de *habitat* por macrófitas modificam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA:

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.<sup>a</sup> Louizi de Souza Magalhães Braghin  
Universidade Estadual de Maringá (PEA)

Prof. Dr. Gilmar Perbiche-Neves  
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Aprovada em: 18 de fevereiro de 2020.

Local de defesa: Sala 102, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico esse trabalho aos meus  
pais Flávio e Rosimeire.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por iluminar meu caminho e por mais essa conquista, que antes era apenas um sonho.

Agradeço minha família, minha mãe Rosimeire, meu pai Flávio, meu irmão Leonardo (In) e meu namorado Leonardo (Léo), pelo amor, carinho, confiança, e por todo incentivo ao estudo que recebi desde sempre, vocês são minha inspiração, meu amor maior.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha, que desde a graduação me inspirou com suas aulas divertidas, por todo ensinamento, carinho e por aceitar me orientar durante essa etapa de formação. Professor, o senhor tem minha admiração.

À Claudinha, minha coorientadora, pela ajuda na estruturação do projeto, por todas as conversas produtivas para realização desse trabalho e por sempre querer o nosso melhor.

À Fran, pela amizade, por toda contribuição para elaboração desse trabalho, pela paciência comigo, puxões de orelha, e por me inspirar a estudar e sempre buscar o melhor. Fran, você é muito especial pra mim.

Ao Nando, Fran e Bárbara, por todas as contribuições, análises estatísticas, e pelas conversas para construção dessa dissertação.

Ao Mário, Nando e Bárbara, pela ajuda durante a coleta em campo, e a toda equipe da Base Avançada de Pesquisas do Nupélia, pela estrutura e suporte durante a coleta e disciplinas.

Aos amigos do mestrado, e o 'clubinho na pracinha', por todas as risadas, momentos felizes e de estudo.

Aos amigos do Laboratório de Zooplâncton que me apresentaram o lindo mundo do zooplâncton, em especial a Leidi, Gabi, Fran, Lou, João Vitor, Vanessa e Diogo, por toda ajuda na identificação de rotíferos, cladóceros e copépodes. À Tati, Doni, Bárbara e Zinho, vocês foram essenciais nesses 2 anos, obrigado a todos que de alguma forma me ajudaram.

As minhas primas/irmãs Grazi e Jose, vocês têm um lugar no meu coração. E as amigas que fiz durante a vida, que de alguma forma me ajudaram a chegar nesse momento. Kety, Paty e Érica, saudades.

Aos professores da Pós-Graduação, pelos conhecimentos transmitidos, a Salete e ao João, pelo auxílio bibliotecário, e ao Jaime, pela confecção do mapa.

À CAPES/CNPq, pela concessão da bolsa e financiamento do projeto de pesquisa e a toda equipe do PEA e Nupélia, por todo suporte durante esses dois anos de mestrado.

Aos componentes da banca, por aceitarem o convite e por todas as contribuições.

A todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para a elaboração dessa dissertação.

## **Predação e estruturação de *habitat* por macrófitas modificam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton**

### **RESUMO**

Em rios neotropicais a predação por peixes e a estruturação do *habitat* por macrófitas influenciam na dinâmica da comunidade zooplânctônica, alterando a riqueza e composição de espécies e a riqueza e composição funcional do zooplâncton e, assim, o funcionamento do ecossistema. Analisou-se a influência da estruturação dos bancos de macrófitas e a predação por espécies de peixes forrageiras sobre a diversidade taxonômica e funcional zooplânctônica, estimadas por diferentes índices de diversidade (riqueza taxonômica e funcional, diversidade beta taxonômica e diversidade beta funcional). Assim, supõe-se que diferentes níveis de estruturação por macrófitas e predação por peixes alterarão a composição taxonômica e funcional do zooplâncton (alfa e beta) entre os pontos analisados. A diversidade beta foi particionada em dois componentes distintos, o *turnover* e o aninhamento. A riqueza de espécies do zooplâncton associou-se de forma positiva com a riqueza de macrófitas e a diversidade de macrófitas. Por sua vez, a riqueza funcional do zooplâncton teve associação positiva com a riqueza de peixes e a riqueza de macrófitas. Para a variação da diversidade beta total taxonômica do zooplâncton, a Modelagem de Dissimilaridade Generalizada (GDM) explicou 32,58% do total dentre as variáveis preditoras. A biomassa de macrófitas representou o *turnover* taxonômico. A variação da diversidade beta total funcional do zooplâncton, explicou 9,98% pelo modelo da GDM. A abundância de peixes representou o aninhamento funcional. A estruturação por macrófitas representou os componentes taxonômicos e a predação representou os componentes funcionais. A heterogeneidade limnológica da região litorânea do rio Baía possibilitou a colonização por bancos de macrófitas multiespecíficos, influenciando na alteração da comunidade de peixes e de zooplâncton e quanto mais heterogêneas as condições ambientais, maior é a capacidade de colonização de diferentes espécies, que podem apresentar distintos traços funcionais. Os resultados indicam a importância da manutenção de locais heterogêneos, a necessidade de preservação dos tributários em sistemas rio-planície de inundação por servirem como berçário para desova de peixes e contribuir para uma maior riqueza de peixes, o que causa um aumento na diversidade funcional do zooplâncton.

Palavras-chave: Riqueza taxonômica. Riqueza funcional. Diversidade beta. Aninhamento. *Turnover*.

# **Predation and habitat structuration by macrophytes modify the zooplankton taxonomic and functional diversity**

## ***ABSTRACT***

In Neotropical rivers the predation by fish and the structuring of the habitat by macrophytes influence the dynamics of the zooplankton community, altering the richness and composition of species and the richness and functional composition of the zooplankton and thus the functioning of the ecosystem. We analyzed the influence of macrophytes bank structure and predation by forage fish species on taxonomic and functional zooplankton diversity, estimated by different diversity indices (taxonomic and functional richness, taxonomic beta diversity and functional beta diversity). Thus, we assume that different levels of macrophytes structure and fish predation will alter the taxonomic and functional composition of the zooplankton (alpha and beta) between the analyzed points. Beta diversity was split into two distinct components, turnover and nesting. The zooplankton species richness was positively associated with the macrophytes richness and the macrophytes diversity. In turn, the functional richness of zooplankton had a positive association with fish richness and macrophytes richness. For the variation of total taxonomic beta diversity of zooplankton, the Generalized Dissimilarity Modeling (GDM) explained 32.58% of the total among the predictor variables. The macrophytes biomass represented the taxonomic turnover. The variation in total functional beta diversity of the zooplankton explained 9.98% by the GDM model. The abundance of fish represented the functional nesting. Macrophytes structure represented the taxonomic components and predation represented the functional components. The limnological heterogeneity of the coastal region of the Bay River made possible the colonization by multispecies macrophytes banks, influencing the alteration of the fish and zooplankton community and the more heterogeneous the environmental conditions, the greater is the capacity of colonization of different species, which can present different functional traits. The results indicate the importance of maintaining heterogeneous locations, the need to preserve the tributaries in river floodplain systems as they serve as nursery for fish spawning and contribute to a greater richness of fish, which causes an increase in the functional diversity of zooplankton.

***Keywords:*** Taxonomic richness. Functional richness. Beta diversity. Nestedness. Turnover.



Dissertação formatada e elaborada  
conforme as normas da publicação  
científica *Freshwater Biology*.  
Disponível em:  
<https://onlinelibrary.wiley.com/journal/13652427>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>MÉTODOS</b> .....	15
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	15
<b>2.2</b>	<b>Delineamento amostral</b> .....	16
<b>2.3</b>	<b>Amostragem do zooplâncton e análise no laboratório</b> .....	16
<b>2.4</b>	<b>Amostragem das macrófitas aquáticas e análise no laboratório</b> .....	19
<b>2.5</b>	<b>Amostragem da comunidade de peixes e análise no laboratório</b> .....	20
<b>2.6</b>	<b>Análise da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica</b> .....	21
<b>2.7</b>	<b>Análises estatísticas</b> .....	22
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	23
<b>3.1</b>	<b>Descrição da comunidade de zooplâncton</b> .....	23
<b>3.2</b>	<b>Relação entre a composição taxonômica e funcional do zooplâncton (alfa e beta) e as variáveis preditoras (macrófitas e peixes)</b> .....	25
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	28
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	32
	<b>APÊNDICE A</b> - Resultados para abundância de indivíduos zooplanctônicos (Abund.), (ind.m <sup>3</sup> ), riqueza de espécies (Riq.), (número de espécies por ponto), riqueza funcional do zooplâncton (FRic), biomassa de macrófitas (Biom.), diversidade de macrófitas (Diver.) e abundância de peixes (m <sup>2</sup> ).....	43
	<b>APÊNDICE B</b> - Inventário das espécies de peixes, identificadas na área de estudo durante as amostragens.....	44
	<b>APÊNDICE C</b> - Inventário das espécies de macrófitas, identificadas na área de estudo durante as amostragens.....	45
	<b>APÊNDICE D</b> - Inventário das espécies de zooplâncton identificadas na área de estudo durante as amostragens.....	45

## 1 INTRODUÇÃO

O entendimento dos padrões que determinam a variação da biodiversidade entre distintas localidades tem despertado interesse não apenas de ecólogos, mas também do senso comum, devido à perda de espécies causada pelas atividades antrópicas e mudanças climáticas (Loreau *et al.*, 2001; Naeem, Duffy & Zavaleta, 2012). A perda de biodiversidade está diretamente relacionada com o funcionamento e serviços ecossistêmicos que são fundamentais para o bem-estar humano (alimentação, água fresca, ciclagem de nutrientes e produção primária) (Gagic *et al.*, 2015). Portanto, a compreensão dos fatores de variação espacial que determinam como a diversidade de espécies responde às variações ambientais pode auxiliar em estratégias de conservação e manejo dos ecossistemas (Heino *et al.*, 2019).

A diversidade de espécies pode ser avaliada a partir da diversidade taxonômica e da diversidade funcional (Devictor *et al.*, 2010). A primeira descreve a composição de espécies de uma comunidade, considerando que todas as espécies são equivalentes funcionais (Magurran, 2011). Enquanto a diversidade funcional estima a variação das características das espécies relacionadas ao funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 2001; Cianciaruso, Silva & Batalha, 2009). A estimativa da diversidade funcional é feita por meio dos traços funcionais, que representam as características morfológicas e fisiológicas das espécies, apresentando efeitos no crescimento, reprodução e sobrevivência das mesmas (Barnett, Finlay & Beisner, 2007; Violle *et al.*, 2007; Hébert, Beisner & Maranger, 2017), que irão influenciar, por exemplo, na produtividade primária e ciclagem de nutrientes. Portanto, os diferentes traços funcionais representam as respectivas funções ecossistêmicas das espécies (Nock, Vogt & Beisner, 2016).

Para medir a diversidade em duas escalas ou locais diferentes, utiliza-se a diversidade beta, e pode ser considerada como uma medida da similaridade entre os locais. A diversidade

beta pode ser dividida em dois componentes diferentes: o *turnover* e o aninhamento (Baselga, 2010). A análise da diversidade beta taxonômica e funcional e seus respectivos componentes nos permite testar os processos ecológicos que estruturam as comunidades (Villéger, Grenouillet & Brosse, 2013).

Vários fatores ambientais influenciam a distribuição das espécies no espaço e no tempo e, conseqüentemente, a diversidade da comunidade. Esses fatores estão relacionados com os requerimentos de nicho dos organismos (Grinnell, 1917; Polechová & Storch, 2008) e/ou com a capacidade de dispersão das espécies (Hubbell, 2001; Hill *et al.*, 2017). A heterogeneidade de *habitat*, que por definição pressupõe que *habitats* estruturalmente complexos propiciam mais nichos e formas de explorar os recursos ambientais, aumentando assim, a diversidade de espécies (Tews *et al.*, 2004), para o zooplâncton foi caracterizada pelos fatores bióticos como a composição e abundância de macrófitas que são responsáveis pela estrutura e dinâmica da comunidade, pois impõe respostas das espécies as condições ambientais (Hutchinson, 1959; Smith, Johnston & Clark, 2014).

Em ambientes aquáticos, as macrófitas representam uma forma de estruturação do ambiente, aumentando a diversidade de *habitat* dentro dos ambientes e, por conseguinte, a disponibilidade de nichos (Pinheiro *et al.*, 2016). Dessa forma, bancos de macrófitas com diferentes heterogeneidades (i. e. tamanho do banco, biomassa total, diversidade de espécies) podem propiciar microhabitats favoráveis para a ocorrência de diferentes espécies (Choi *et al.*, 2014). Quanto maior a heterogeneidade dessa vegetação mais partículas orgânicas, ciliados, flagelados, bactérias e algas perifíticas se aderem ou ficam entorno das suas estruturas, aumentando a disponibilidade de alimento para o zooplâncton (Dabés & Machado Velho, 2001; Dibble & Thomaz, 2006), e aumentando também a disponibilidade de refúgios

contra a predação ou mesmo funcionando como armadilha para o zooplâncton (Rooke, 1984; Dudley, 1988; Meerhoff *et al.*, 2007; Braghin, Simões & Bonecker, 2016).

Dessa maneira, a comunidade zooplanctônica pode diferir entre os ambientes dependendo da heterogeneidade de *habitats* gerada pelas macrófitas aquáticas e por protozoários, que pode influenciar tanto na disponibilidade de alimento e na ciclagem de nutrientes, quanto na interação do zooplâncton com seus predadores. Sendo que os protozoários ciliados predam de maneira eficaz o fitoplâncton, atuando como competidores de rotíferos e microcrustáceos, assim como também são predados pelo zooplâncton (Chick & McIvor, 1994; Meerhoff *et al.*, 2007; Pauleto *et al.*, 2009).

A riqueza de macrófitas também pode contribuir para o incremento da diversidade do zooplâncton devido a possível especificidade de algumas espécies com a identidade das plantas (Zeng *et al.*, 2017). Assim, diferentes espécies de macrófitas abrigam diferentes espécies zooplanctônicas, distintos níveis de biomassa, e também contribuem para o aumento da dissimilaridade zooplanctônica, sendo que tanto na região litorânea quanto na região limnética são esperadas uma composição de fauna única, ou pelo menos diversa, devido a estruturação do *habitat* fornecido pelas macrófitas (Debastiani-Júnior, Elmoor-Loureiro & Nogueira, 2016).

Outro fator fundamental para a diversidade taxonômica e funcional zooplanctônica é a predação (Jeppesen *et al.*, 2010; Sodré & Bozelli, 2019). Várias evidências observacionais e experimentais reconhecem a importância de peixes e invertebrados predarem o zooplâncton, o que pode alterar o comportamento, a composi o e a densidade dos organismos dessa comunidade (Jack & Thorp, 2002; Almeda, van Someren Gr ve & Ki rboe, 2017). O ato da

predação altera as relações de competição entre as espécies (Chase *et al.*, 2002), interferindo também na distribuição de traços funcionais (Sodré & Bozelli, 2019).

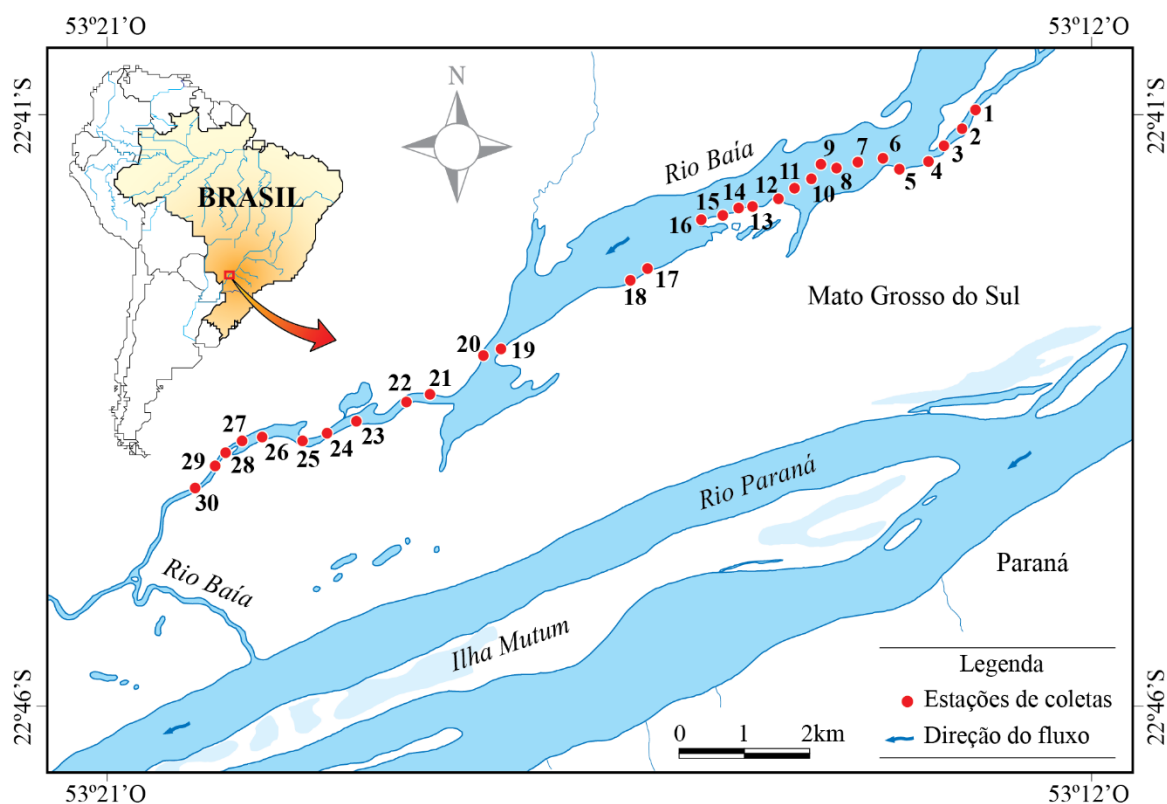
Portanto, o objetivo desse estudo foi analisar a influência da estruturação dos bancos de macrófitas e a predação por espécies de peixes forrageiras (de pequeno porte) sobre a diversidade taxonômica e funcional zooplânctônica, estimadas por diferentes índices de diversidade (riqueza taxonômica e funcional, diversidade beta taxonômica e diversidade beta funcional). Dessa maneira, testou-se a hipótese de que diferentes níveis de estruturação por macrófitas (biomassa, riqueza e diversidade) e predação por peixes (riqueza e abundância) irão aumentar a composição taxonômica e funcional do zooplâncton entre os pontos analisados. Seguindo as previsões de que: **a)** quanto mais positiva as variáveis de estruturação por macrófitas (biomassa, riqueza e diversidade) maior será a riqueza de espécies e funcional do zooplâncton; **b)** quanto mais positiva a abundância de peixes mais negativa será a riqueza de espécies e funcional do zooplâncton; **c)** os diferentes níveis de estruturação por macrófitas (biomassa, riqueza e diversidade) e baixos níveis de predação promoverão o aumento da diversidade beta taxonômica e funcional zooplânctônica; **d)** a variação da diversidade beta total taxonômica do zooplâncton em relação as variáveis preditoras, terá maior explicação das macrófitas, devido sua grande abundância e densidade; e por fim **e)** a variação da diversidade beta total funcional do zooplâncton em relação as variáveis preditoras terá maior explicação dos peixes, devido sua grande abundância e densidade.

A diversidade beta foi particionada em dois componentes distintos: o *turnover* e o aninhamento. Escolhemos utilizar o particionamento da diversidade beta taxonômica e funcional para ter uma resposta mais abrangente sobre os componentes que estão mais relacionados com as nossas variáveis preditoras.

## 2 MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

As amostragens foram realizadas próximo à foz do rio Baía ( $22^{\circ} 43'23''$  S,  $53^{\circ}17'25''$  W – Figura 1), um tributário moderadamente lóxico do rio Paraná, localizado no estado do Mato Grosso do Sul, com velocidade do fluxo variável nas diferentes fases do ciclo hidrológico (Souza Filho, 2009). Este rio apresenta largura (18 m) e profundidade (1 m) variável (Rodrigues *et al.*, 2009), com a margem coberta principalmente por vegetação herbácea de pastagem (Lopes *et al.*, 2006). A região amostrada possui zona litorânea pronunciada, com bancos de macrófitas aquáticas em quase todo o seu perímetro, e grande diversidade de espécies, tanto de plantas (50 espécies) (Thomaz *et al.*, 2009) quanto de peixes (211 espécies na planície do alto rio Paraná) (Lopes *et al.*, 2015; Ota *et al.*, 2018) e zooplâncton (541 espécies) (Lansac-Tôha *et al.*, 2009).



**FIGURA 1** Mapa da área de amostragem no rio Baía, Mato Grosso do Sul/Brasil. Os pontos em vermelho enumerados de 1 a 30 referem-se aos pontos amostrados.

## 2.2 Delineamento amostral

As amostragens das comunidades zooplanctônica, macrófitas aquáticas e espécies de peixes forrageiras (ordem de amostragem) foram realizadas ao longo de aproximadamente 13,7 km de extensão do rio Baía no mês de agosto de 2018, período caracterizado como seca, que é quando os bancos de macrófitas estão mais íntegros e as comunidades menos dispersas pelos ambientes da planície de inundação.

Essas amostragens foram realizadas considerando uma distância mínima aproximada de 350 m entre os bancos de macrófitas, começando pelo banco 1 até o banco 30, totalizando 30 bancos georreferenciados, considerados como locais de amostragem (Figura 1). Para amostrar o gradiente de heterogeneidade, foram selecionados visualmente bancos monoespecíficos e multiespecíficos com diferentes biomassas, sendo categorizados em bancos com pequena, média e grande biomassa de macrófitas (Apêndice A).

A sequência de amostragem teve início pela coleta da comunidade zooplanctônica (tópico 2.3), seguida pelas macrófitas (tópico 2.4) e por último a comunidade de peixes (tópico 2.5).

## 2.3 Amostragem do zooplâncton e análise no laboratório

A comunidade zooplanctônica foi amostrada uma vez em cada local por volta 7h as 8h da manhã, à subsuperfície (aproximadamente 30 cm abaixo da interface água-ar), na região central dos bancos de macrófitas, próximo as armadilhas utilizadas para as amostragens dos peixes. Em cada ponto de amostragem 100 litros de água com balde milimetrado de (20 litros) foram filtrados em rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu$ m. Em laboratório os



organismos foram transferidos para potes de vidro, e fixados com 75 ml de solução formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio.

Para a identificação e contabilização das espécies (riqueza de espécies) foram utilizadas bibliografias especializadas (Koste, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997, 2010; Orlova-Bienkowskaja, 2001; Silva & Matsumura-Tundisi, 2003; Perbiche-Neves *et al.*, 2015), com o auxílio de microscópio óptico comum e câmara de Sedgewick-Rafter. A abundância foi estimada pela análise de 3 pipetas de Hensen-Stempel, com 2,5 ml cada (7,5 ml ou 10% da amostra), ou até atingir o mínimo de 50 indivíduos adultos de cada grupo (Lansac-Tôha *et al.*, 2009). As amostras com poucos indivíduos foram contabilizadas na íntegra. Os resultados foram expressos em termos de número de indivíduos/m<sup>3</sup>.

A identificação e classificação dos traços funcionais de cada espécie do zooplâncton foram feitas de acordo com dados disponíveis em literatura especializada, sendo selecionados os seguintes traços: *tamanho do corpo*, *hábito de vida*, *tempo de vida*, *tipo de alimentação*, *tipo de reprodução* e *resposta de escape ao predador* (Tabela 1). Esses traços selecionados representam como a comunidade se comporta em relação as condições ambientais e como isso influencia os processos ecossistêmicos (Barnett *et al.*, 2007).

O tamanho do corpo é um importante determinante de estratégias ecológicas, e está relacionado a vários processos ecossistêmicos realizados pelo zooplâncton (Sodré & Bozelli, 2019), essencialmente ligados com o crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman, Ohman & Kiørboe, 2013), e também relacionado com a produtividade, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e respiração dos ecossistemas (Bomfim *et al.*, 2018). O hábito de vida foi classificado de acordo com o local preferencial de ocorrência das espécies, divididos em litorâneo e limnético (Barnett *et al.*, 2007). As espécies litorâneas normalmente

se encontram nas partes rasas dos ambientes aquáticos, associadas a algum tipo de substrato como as macrófitas, e podem ou não ser planctônicas. As espécies limnéticas vivem na coluna de água em áreas centrais, sem cobertura de macrófitas, e possuem algumas adaptações para tal, como a forma do corpo e maior razão superfície volume (Sodré & Bozelli, 2019).

O tipo de alimentação varia conforme a quantidade ou qualidade do recurso, e inclui a capacidade e eficiência do forrageio. A seleção de alimentos pelos copépodes sobre o fitoplâncton ou o microzooplâncton por exemplo, proporciona um diferencial no pastoreio, afetando direta ou indiretamente a comunidade zooplanctônica e a estrutura da população nos níveis tróficos inferiores através das cascatas tróficas (Yang, Ju & Choi, 2010). Em relação ao tempo de vida, rotíferos e cladóceros possuem um ciclo de vida curto, são mais generalistas na alimentação e deixam proles maiores em um pequeno intervalo de tempo. Os copépodes por sua vez, possuem dois estágios de desenvolvimento, ou seja, eles apresentam a fase adulta e formas juvenis, que são os náuplios e copepoditos. Os copépodes apresentam menos gerações em períodos de tempo maiores do que dos demais grupos (Allan, 1976).

Sobre o tipo de reprodução, o zooplâncton apresenta a assexuada e a sexuada. A assexuada facilita o encontro dos gametas na água, mas resulta em menor diversidade genética, o que pode diminuir a resposta do zooplâncton sobre as mudanças ambientais. A sexuada é mais trabalhosa, pois envolve a procura de parceiros, ou investimento em órgãos sensoriais para aumentar as taxas de encontro, o que aumenta o risco de predação e também a diversidade genética (Litchman *et al.*, 2013). A resposta de escape ao predador pode influenciar também no tamanho do corpo do zooplâncton (Brooks & Dodson, 1965a), e normalmente existem dois tipos de predadores zooplanctônicos: visuais e táteis. Os predadores visuais podem ser peixes planctívoros e os táteis são invertebrados como alguns copépodes ciclopoídes (Sodré & Bozelli, 2019). Alguns peixes, por exemplo, podem preda

seletivamente fêmeas portadoras de ovos, visto que são mais visíveis e nutritivas (Gliwicz, Szymanska & Wrzosek, 2010). A resposta de escape ao predador se diferencia por meio de adaptações morfológicas e/ou no comportamento (como a migração, presença de espinhos, entre outros), que o zooplâncton pode apresentar para escapar do predador, e são classificadas em: baixa, média, alta e máxima resposta (Braghin *et al.*, 2018).

**TABELA 1** Classificação dos traços funcionais das espécies de zooplâncton quanto ao tipo e categorias

<b>Traços</b>	<b>Tipos</b>	<b>Categoria</b>
Tamanho do corpo	Contínuo	Comprimento médio ( $\mu\text{m}$ )
Hábito de vida	Categórico	Espécies litorâneas Espécies limnéticas
Tipo de alimentação	Categórico	Filtrador Predador Raptorial Raspador Sugador
Tempo de vida	Ordinal	Curta Longa
Tipo de reprodução	Categórico	Assexuada Sexuada
Resposta de escape ao predador	Ordinal	Baixa Média Alta Máxima

#### 2.4 Amostragem das macrófitas aquáticas e análise no laboratório

Para caracterizar a heterogeneidade do *habitat*, as macrófitas foram amostradas em cada banco, próximo as armadilhas de captura dos peixes, utilizando-se um quadrado de 0,5 m x 0,5 m, e todo material vegetal contido até a profundidade de 0,5 m foi removido. Em laboratório, as macrófitas foram identificadas, lavadas e secadas até peso seco constante (PS) em estufa a 60°C (adaptado de Wetzel & Likens, 1991). A estruturação de *habitat* fornecida pelas macrófitas pode ser expressa por várias características, por isso, foi utilizada mais de

uma métrica, mensuradas ao longo de cada ponto de amostragem: (i) biomassa submersa: expressa em  $\text{g PS m}^{-3}$ , sendo que os valores de profundidade permitem estimar o volume da coluna de água na qual as plantas foram coletadas; (ii) riqueza de espécies, contabilizando o número de espécies de macrófitas encontradas em cada banco; e (iii) diversidade de Shannon: foi calculado conforme recomendações de Magurran (2004). A estruturação do *habitat* fornecida pelas macrófitas não seguiu nenhum padrão de gradiente de estruturação, a distribuição de biomassa, riqueza e diversidade foi irregular durante os locais amostrados. Foram identificadas 18 espécies de macrófitas (Lorenzi, 2000; Pott & Pott, 2000) distribuídas em 10 famílias (Apêndice C), das quais Salviniaceae (4 espécies), Polygonaceae (3 espécies) e Pontederiaceae (3 espécies) foram as mais representativas. A menor riqueza observada foi de 1 espécie e a maior de 13 espécies, e a biomassa, a menor  $45,77 \text{ g PS m}^{-3}$  e a maior  $883,29 \text{ g PS m}^{-3}$ .

## **2.5 Amostragem da comunidade de peixes e análise no laboratório**

Para amostragem das espécies de peixes de pequeno porte, que representam potenciais predadores do zooplâncton (Russo & Hahn, 2006; Crippa, Hahn & Fugi, 2009), foram utilizadas armadilhas *minnowtrap* (Dibble & Pelicice, 2010; Cunha *et al.*, 2011) que são armadilhas com laterais de acrílico, com uma abertura de 1 cm para entrada dos peixes e parte superior com pedaços de peças de polietileno, para possibilitar flutuação, e na porção inferior, essa armadilha tem uma bandeja de plástico com pequenos furos (para escorrer a água) fixada, para posterior retirada dos peixes da água. Com o objetivo de aumentar o esforço amostral e capturar realmente indivíduos adultos, três armadilhas foram instaladas em cada banco de macrófitas, e posicionadas no interior dos bancos, a cerca de 4 m da margem. As armadilhas foram instaladas às 7h e revistas a cada 8 horas, contabilizando um esforço amostral de 24

horas. Em conformidade com a prática ética, os peixes capturados foram anestesiados com óleo de cravo e fixados em formol 4%. Posteriormente, foram quantificados, determinando-se a abundância de indivíduos, a qual foi expressa em indivíduos m<sup>2</sup>, bem como identificados ao nível de espécie (riqueza de espécies) (Ota *et al.*, 2018).

As amostragens dos peixes foram aprovadas pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Estadual de Maringá (CEUA/UEM – Nº 5980040618). Assim, foram identificadas 20 espécies de peixes (Apêndice B), distribuídas em 6 famílias, das quais Characidae (13 espécies) e Cichlidae (3 espécies) foram as mais representativas. A riqueza variou de 1 a 11 espécies entre os bancos de macrófitas, e a abundância, de 1 a 228 ind m<sup>-2</sup>.

## **2.6 Análise da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica**

A riqueza funcional (FRic) foi calculada seguindo metodologia proposta por Villéger, Mason & Mouillot (2008). A riqueza funcional (FRic) representa o espaço funcional total que as espécies ocupam em uma dada comunidade. Valores altos, indicam que as espécies possuem combinações de traços distintos (funcionalmente mais dissimilares), enquanto valores menores indicam que as espécies possuem combinação de traços mais similares (funcionalmente mais redundantes) (Villéger *et al.*, 2008). Esse índice foi calculado utilizando uma matriz de densidade de espécies por locais e uma de traços funcionais por espécie. Para esse cálculo, utilizamos uma matriz de distância do tipo Gower, devido à natureza dos dados funcionais possuírem classificações categóricas e numéricas (Gower, 1966). O espaço funcional foi calculado através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseado na combinação de traços por espécies de cada local. Nesse estudo foram retidos os 6 primeiros eixos da PCoA que representaram 92% do espaço funcional do FRic utilizado pelas espécies

zooplancônicas (Villéger *et al.*, 2013). Essas análises foram realizadas no software R, utilizando os pacote ‘FD’ e a função ‘dbFD’ (Laliberté & Legendre, 2010).

Para o cálculo da diversidade beta e de seus componentes (*turnover* e aninhamento) seguiu-se o procedimento desenvolvido por Baselga (2010) para diversidade beta taxonômica e Villéger *et al.*, (2013) para diversidade beta funcional. Foram calculadas três métricas, sendo que as betas foram determinadas por i) ‘jac’ que é o índice de dissimilaridade de Jaccard e representa a variação total de espécies ou traços entre as comunidades; ii) ‘jne’, que representa o componente aninhamento que corresponde a perda de espécies ou traços em uma comunidade por fim, iii) ‘jtu’, que representa o componente *turnover*, que representa a substituição de espécies e traços entre os ambientes. A distância par a par entre os locais foi computada utilizando a distância de Gower, e a partir dessa matriz, os traços funcionais foram sumarizados através de uma PCoA. Foram retidos os 4 primeiros eixos da PCoA, que são os que mais explicam o volume do espaço funcional ocupado pelas espécies Maire *et al.*, (2015).

## 2.7 Análises estatísticas

As duas primeiras predições (‘a’ e ‘b’) foram testadas através de modelos de regressão lineares (LM), verificando-se a relação entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional do zooplâncton (variáveis dependentes) com as duas variáveis preditoras: estruturação por macrófitas (riqueza de espécies, diversidade e biomassa) e predação por peixes (riqueza de espécies e abundância de indivíduos). As relações com a variável riqueza de espécies foram testadas utilizando a função ‘lm’ do pacote ‘stats’. As relações com a variável riqueza funcional foram testadas através de uma beta regressão (Ferrari & Cribari-Neto, 2004; Simas, Barreto-Souza & Rocha, 2010) utilizando as diferenças espaciais (latitude e longitude dos 30 pontos) como fator randômico, através da função ‘betareg’ do pacote ‘betareg’. A beta

regressão tem conexão com modelos lineares generalizados (GLMs), e foi empregada pois é indicada quando as variáveis resposta variam entre 0 e 1, como é o caso dos índices funcionais.

Para testar a terceira predição ('c') que é a relação das diversidades beta taxonômica e funcional com as variáveis preditoras da estruturação por macrófitas (riqueza, biomassa e diversidade) e predação (riqueza e abundância de peixes), foi utilizada a abordagem de Modelagem de Dissimilaridade Generalizada (GDM) (Ferrier *et al.*, 2007), controlando o efeito do espaço. A GDM é baseada em regressão matricial, uma técnica que permite controlar a variação espacial na composição de conjuntos entre pares de localizações geográficas, e pode ser baseado em qualquer matriz de dissimilaridade como resposta. Para essa análise foi utilizada a função 'gdm.varImp' do pacote 'gdm'. Todas as análises foram realizadas no programa R, e o valor de significância foi considerado  $p < 0,05$  (R Core Team, 2019).

### **3 RESULTADOS**

#### **3.1 Descrição da comunidade de zooplâncton**

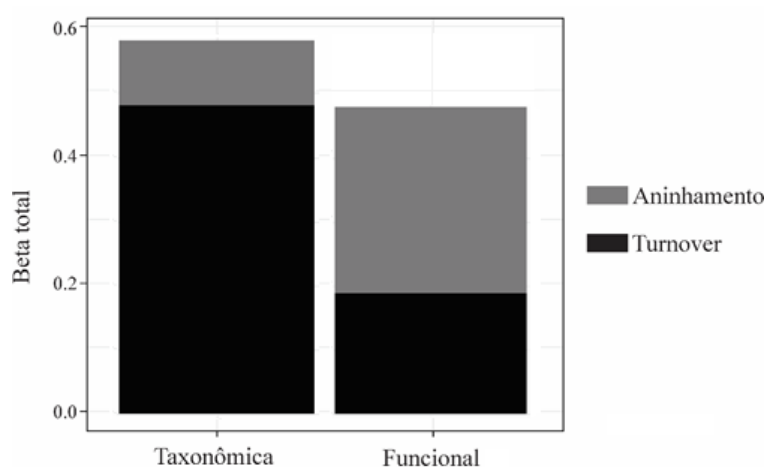
Foram identificadas e caracterizadas taxonômica e funcionalmente 142 espécies de zooplâncton (Apêndice D), sendo 75 de Rotifera, 52 de Cladocera e 15 de Copepoda. A ordem Bdelloidea (rotífero) foi considerada como uma única espécie. As espécies foram distribuídas em 25 famílias, das quais Lecanidae, Trichocercidae e Brachionidae foram as mais representativas para os rotíferos (21 e 14 e 12 espécies, respectivamente), Chydoridae foi a mais representativa para os cladóceros (38 espécies), e Cyclopidae para os copépodes (12

espécies). A riqueza variou de 23 à 71 espécies nos bancos de macrófitas (pontos amostrados).

Em relação aos traços funcionais do zooplâncton, o tamanho do corpo teve grande variação entre os pontos, o hábito de vida predominante foi o litorâneo, o tipo de alimentação foi o filtrador, o tempo de vida foi o curto, o tipo de reprodução foi a assexuada, e por fim, a resposta ao escape do predador foi baixa (Tabela 2). A dissimilaridade taxonômica total (beta total) ( $\beta_{\text{total}} = 0,58$ ) do zooplâncton entre os bancos de macrófitas foi maior do que a dissimilaridade funcional ( $\beta_{\text{total}} = 0,47$ ). Para a beta taxonômica, o *turnover* ( $\beta_{\text{turnover}} = 0,48$ ) teve maior contribuição do que o aninhamento, enquanto que para a beta funcional o aninhamento ( $\beta_{\text{aninhamento}} = 0,29$ ) teve maior contribuição para a beta total (Figura 2).

**TABELA 2** Porcentagem de espécies por cada traço funcional. Para o traço tamanho do corpo é mostrado o valor mínimo, médio e máximo em micrometros ( $\mu\text{m}$ ), e para o tempo de vida é mostrado o valor mínimo, médio e o máximo.

<b>Tipo de alimentação</b>	<b>Resposta ao predador</b>	<b>Tamanho do corpo (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Tempo de vida</b>
Filtrador: 48,59%	Baixa: 83,09%	Mínimo: 59,00	Curta: 127
Predador: 2,81%	Média: 6,33%	Médio: 1.032,00	Média: 71
Raptorial: 8,45%	Alta: 8,45%	Máximo: 2.005,00	Longa: 15
Raspador: 27,46%	Máxima: 2,11%	<b>Hábito de vida</b>	<b>Tipo de reprodução</b>
Sugador: 12,67%		Litorâneo: 76,05%	Assexuada: 89,43%
		Pelágico: 23,94%	Sexuada: 10,56%

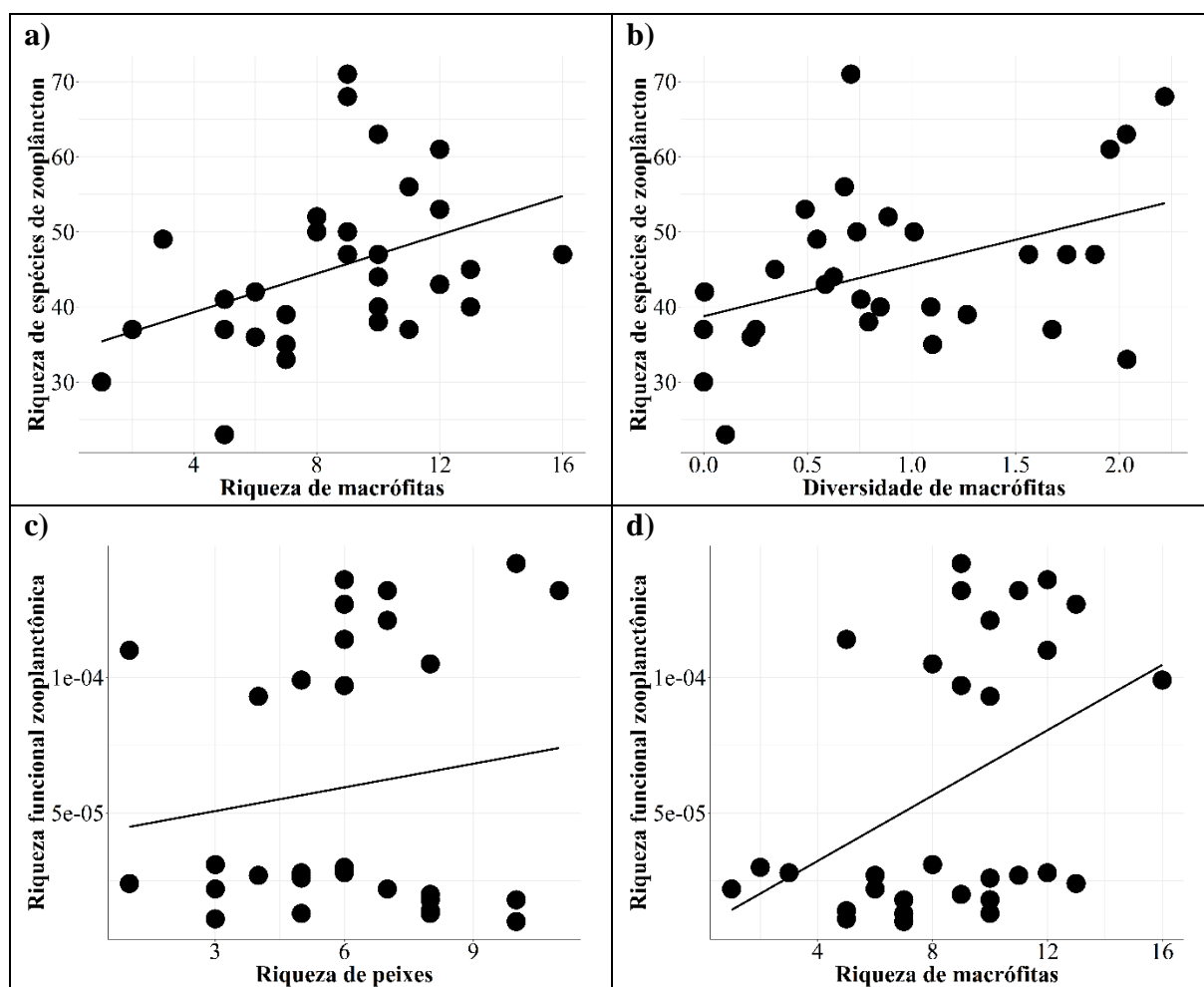


**FIGURA 2** Proporções da beta-diversidade taxonômica e funcional total particionados em *turnover* e aninhamento entre os 30 pontos amostrados no rio Baía.



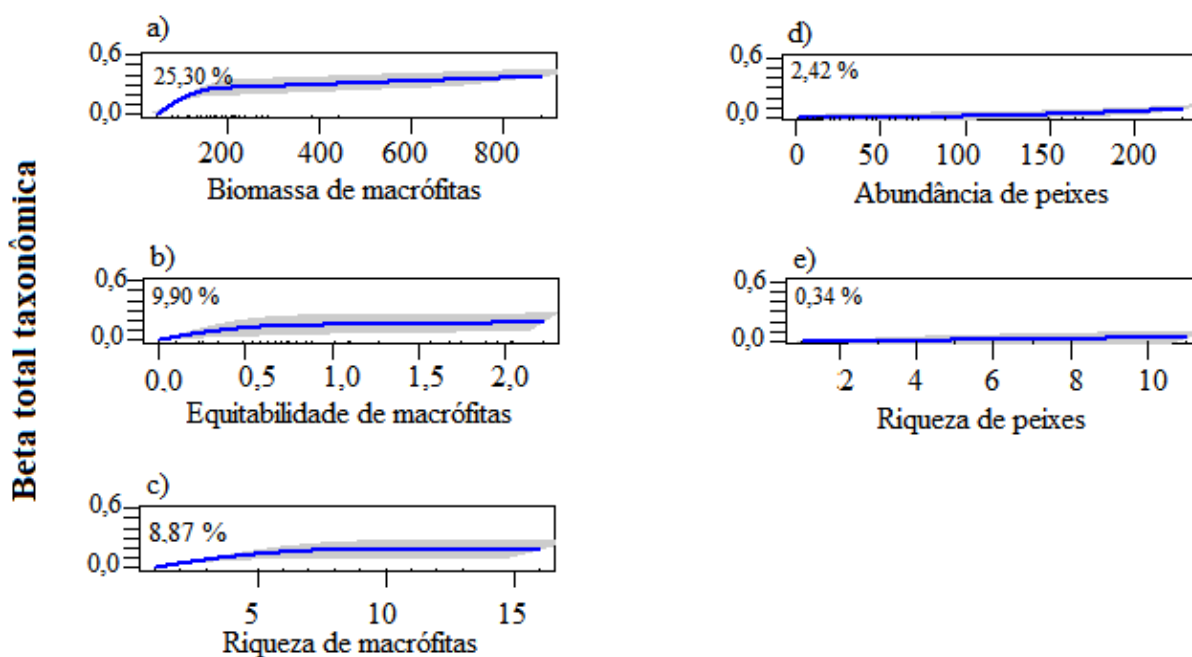
### 3.2 Relação entre a composição taxonômica e funcional do zooplâncton (alfa e beta) e as variáveis preditoras (macrófitas e peixes)

A riqueza de espécies do zooplâncton foi positivamente relacionada a riqueza de macrófitas ( $p = 0,02$ ,  $F = 5,48$ ) e a diversidade de macrófitas ( $p = 0,02$ ,  $F = 5,90$ ) (Figura 3a e b). Por sua vez, a riqueza funcional do zooplâncton foi positivamente relacionada a riqueza de peixes ( $p = 0,02$  z-valor = 2,30) e a riqueza de macrófitas ( $p = 0,007$  z-valor = 2,67) (Figura 3c e d). As demais variáveis preditoras não foram relacionadas a riqueza de espécies e de traços do zooplâncton ( $p > 0,05$ ).



**FIGURA 3** Representação gráfica das regressões significativas (considerando  $p < 0,05$ ) entre a riqueza de espécies do zooplâncton e a riqueza de macrófitas (a), a riqueza de espécies e a diversidade de macrófitas (b), riqueza funcional do zooplâncton com a riqueza de peixes (c) e riqueza de macrófitas (d).

Para a variação da diversidade beta total taxonômica do zooplâncton em relação as variáveis preditoras (macrófitas e peixes), o modelo da GDM apresentou explicação de 32,58% da variação ( $p < 0,0001$ ) considerando todas as variáveis preditoras juntas. Sendo que desse total de 32,58% de explicação, 25,30% foi explicado pela biomassa de macrófitas. O segundo fator que determinou a diversidade beta taxonômica foi a diversidade de macrófitas com 9,90%, e o terceiro foi a riqueza de macrófitas com 8,87%. Esses três fatores seguiram padrões semelhantes, sendo que, apenas o incremento inicial dessas variáveis foi suficiente para determinar o aumento da diversidade beta e depois houve uma tendência de estabilização (Figura 4a, b, c). As variáveis preditoras foram importantes em explicar apenas a variação do *turnover* taxonômico (19,24 %,  $p = 0,01$ ), sendo que, a biomassa de macrófitas (24,65%) foi a variável preditora que teve maior explicação para esse componente (Tabela 3).

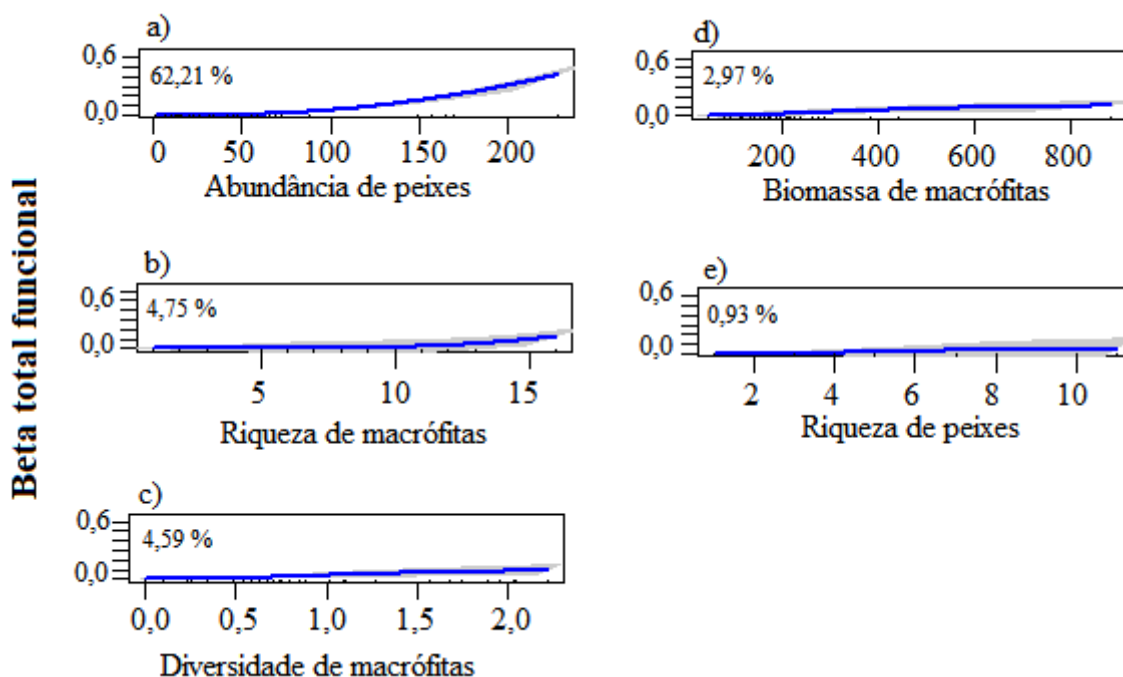


**FIGURA 4** Gráfico correspondente a regressão GDM. O eixo y representa a diversidade beta taxonômica total e no eixo x estão as variáveis preditoras biomassa de macrófitas (a), diversidade de macrófitas (b) e riqueza de macrófitas (c), abundância de peixes (d) e riqueza de peixes (e).

**TABELA 3** Resultados da análise de Modelagem de Dissimilaridade Generalizada (GDM) para os componentes (*turnover* = Turn e aninhamento = Anin) da diversidade beta taxonômica e funcional do zooplâncton. Os valores de *p* significativos estão destacados em negrito.

	Beta Taxonômica		Beta Funcional	
	Turn	Anin	Turn	Anin
<b>Total</b>	19,24 % <b>p = 0,01</b>	27,54 % p = 0,17	6,94 % p = 0,32	17,82 % <b>p = 0,02</b>
<b>Riqueza de peixes</b>	0,00%	24,05%	1,04%	0,16%
<b>Abundância de peixes</b>	0,11%	0,00%	0,00%	54,06%
<b>Biomassa de macrófitas</b>	24,65%	7,31%	43,59%	0,28%
<b>Riqueza de macrófitas</b>	14,08%	0,00%	11,77%	0,14%
<b>Diversidade de macrófitas</b>	8,56%	67,00%	2,73%	7,06%

A variação da diversidade beta total funcional do zooplâncton, em relação as variáveis preditoras (macrófitas e peixes), foi explicada em 9,98% ( $p = 0,02$ ) pelo modelo da GDM, incluindo todas as variáveis preditoras. Dentro do total de explicação de 9,98%, a abundância de peixes representou 62,21% da variação total, onde a curva começou a apresentar uma inclinação exponencial a partir de 100 peixes (Figura 5a), seguida pela riqueza de macrófitas com 4,75%, que não apresentou uma inclinação expressiva da curva e ocorreu uma elevação do potencial efeito dessa preditora sobre a beta funcional por volta de 15 espécies de macrófitas (Figura 5b), e diversidade de macrófitas com 4,59%, que seguiu um padrão semelhante ao da riqueza de macrófitas (Figura 5c). As variáveis preditoras foram importantes em explicar apenas a variação do aninhamento funcional em 17,82% ( $p = 0,02$ ), sendo que, a abundância de peixes (54,06%) foi a variável preditora que melhor representou a variação desse componente (Tabela 3).



**FIGURA 5** Gráfico correspondente a regressão GDM. O eixo y representa a diversidade beta ( $\beta$ ) funcional total, e no eixo x as variáveis predictoras abundância de peixes (a), riqueza de macrófitas (b), diversidade de macrófitas (c), biomassa de macrófitas (d) e riqueza de peixes (e).

#### 4 DISCUSSÃO

A variação dos atributos da comunidade zooplânctônica, como a densidade, a riqueza de espécies e os traços funcionais, pode ser influenciada por inúmeros fatores. E essa variação reflete diretamente na distribuição de outras espécies e nas conexões do zooplâncton dentro das cadeias alimentares (Sodré & Bozelli, 2019). No presente estudo analisou-se como a estruturação por macrófitas e a predação por peixes de pequeno porte influenciam na riqueza de espécies taxonômica e funcional do zooplâncton assim como na diversidade beta taxonômica e funcional e de seus componentes. Observou-se que a estruturação por macrófitas influenciou principalmente os componentes taxonômicos enquanto que a predação influenciou principalmente os componentes funcionais.

A riqueza de espécies teve grande influência das macrófitas, tanto pela riqueza quanto pela diversidade das mesmas. A composição e a riqueza de espécies zooplanctônicas encontradas está de acordo com o esperado para a região litorânea (Lansac-Tôha *et al.*, 2009; Serafim-Júnior *et al.*, 2016; Bomfim *et al.*, 2017), com a expressiva contribuição das famílias Lecanidae (rotíferos) e Chydoridae (cladóceros) (Lansac-Tôha *et al.*, 2009). As famílias Trichocercidae (rotíferos) e Cyclopidae (copépodes) também são comumente registradas na região litorânea de planícies de inundação, e em outros ambientes de água doce na região neotropical (Lansac-Tôha *et al.*, 2004, 2009; Castilho-Noll *et al.*, 2010; Santos, Lansac-Toha & Bonecker, 2011; Silva & Perbiche-Neves, 2017). Devido à maior riqueza de riqueza de microrganismos associados as macrófitas, essas plantas também servem como uma nova fonte de presas para microcrustáceos onívoros e carnívoros (Thomaz & Cunha, 2010), assim como ofertam outros recursos para o zooplâncton, como as algas perifíticas (Grzybkowska *et al.*, 2018), possibilitando que ambientes com maior riqueza de macrófitas retenham diferentes espécies e, assim, traços funcionais relacionados ao comportamento alimentar, aumentando também a riqueza funcional (Zeng *et al.*, 2017). Esse fato foi observado nas relações positivas em nosso estudo, da riqueza e diversidade de macrófitas com a riqueza de espécies, e a riqueza de macrófitas com a riqueza funcional. Essa relação indicou que a elevada riqueza dos bancos de macrófitas gerou uma ampla estruturação do *habitat*, promovendo, certamente, abrigo para uma fauna mais diversa (Thomaz & Cunha, 2010; Braghin *et al.*, 2016; Stephan *et al.*, 2019).

As espécies de peixes de pequeno porte predam visualmente e preferencialmente selecionam presas grandes e facilmente visíveis (Sodré & Bozelli, 2019). Esses peixes também se refugiam nas macrófitas, que são consideradas essenciais para o aumento da diversidade de peixes, não só pela maior proporção de recursos alimentares, mas para se

protegerem contra a predação de peixes maiores (predadores visuais) (Grzybkowska *et al.*, 2018). Esse fato refletiu na influência positiva da riqueza e abundância de peixes sobre a riqueza funcional zooplanctônica. Isso porque possivelmente a predação propiciou um aumento na distribuição da abundância entre os traços funcionais, reduzindo a competição entre alguns grupos (Chase *et al.*, 2002). Muitas vezes o predador se alimenta da espécie mais abundante e/ou da melhor competidora, reduzindo sua densidade e dando espaço e condições para que outras espécies se desenvolvam (Brooks & Dodson, 1965), ou então tem preferência por um determinado traço funcional (exemplo tamanho do corpo maior), possibilitando a ocorrência de outros traços (Litchman *et al.*, 2013).

A diversidade beta taxonômica total do zooplâncton foi mais representada pelo componente *turnover* e foi mais influenciada pela estruturação por macrófitas. A diversidade beta funcional foi mais representada pelo componente aninhamento, e a predação foi o preditor com maior poder de explicar a variação desses atributos funcionais (Villéger *et al.*, 2013). Devido a heterogeneidade ambiental do rio Baía (fluxo da água, profundidade e largura variável), a colonização por bancos multiespecíficos de macrófitas e por bancos com baixa riqueza de abundância de macrófitas foi facilitada, o que influenciou tanto na variação da comunidade de peixes quanto de zooplâncton (Heino, Melo & Bini, 2015).

Quanto mais heterogêneas são as condições ambientais (peixes e macrófitas nesse caso) maior é a capacidade de colonização de diferentes espécies, que podem apresentar distintos traços funcionais (Heino *et al.*, 2015). Assim, pode-se dizer que os bancos com maior riqueza de espécies ou biomassa de macrófitas abrigam um maior número de espécies e traços funcionais enquanto que o contrário é verdadeiro, quanto menor a estruturação por macrófitas menor será a riqueza de espécies e traços zooplanctônicos (Thomaz & Cunha, 2010). Esse fato ressalta mais uma vez a importância da predação em contribuir com a perda

de espécies e traços funcionais (aninhamento), fazendo com que houvesse comunidades que possuem menor riqueza taxonômica e menor variedade de traços funcionais do que outras (Gayosso-Morales *et al.*, 2019), tendo em vista que os locais amostrados também variaram na abundância e riqueza de peixes, o que criou diferentes condições para o estabelecimento de espécies e assim de traços funcionais.

Assim, pode-se afirmar que o efeito da variação dos traços funcionais zooplanctônicos sobre o funcionamento do ecossistema se apresenta de duas formas: i) direto, devido a posição trófica do zooplâncton nas teias alimentares aquáticas, afetando a estrutura da comunidade de presas (pelo consumo) e predadores (ao serem consumidos), ambos presentes nos bancos de macrófitas; e ii) indireto, pela forma como os demais níveis tróficos afetam o funcionamento ecossistêmico (Hébert *et al.*, 2017).

**Aponta-se** a necessidade de manter a heterogeneidade e a abundância e a riqueza de peixes para controlar a diversidade funcional do zooplâncton (Sodré & Bozelli, 2019). Esse fato é importante para a conservação dos ecossistemas, pois, as regiões litorâneas podem ser facilmente colonizadas por algumas espécies de peixes predadores nativos e não nativos. Ressaltando **Ressalta-se** que os tributários são de grande importância para algumas espécies de peixes como rotas migratórias e *habitats* reprodutivos (Ota *et al.*, 2018). Como consequência dos barramentos presentes no rio Paraná, as populações de peixes migratórias de longa distância diminuíram o que representa a perda de um importante serviço ecossistêmico e que reflete diretamente na riqueza da comunidade zooplanctônica (Agostinho, Pelicice & Gomes, 2008). Os barramentos aumentam a homogeneização da biota aquática, que é resultado da interação da introdução de espécies não nativas, a eliminação de espécies nativas e mudanças de *habitat* (Marques *et al.*, 2018).

## REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Allan J.D. (1976). Life History Patterns in Zooplankton. *American Society of Naturalists* **110**, 165–180
- Almeda R., van Someren Gréve H. & Kiørboe T. (2017). Behavior is a major determinant of predation risk in zooplankton. *Ecosphere* **8**, 1–20. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1668>
- Barnett A.J., Finlay K. & Beisner B.E. (2007). Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology* **52**, 796–813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x>
- Baselga A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**, 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bomfim F. de F., Mantovano T., Amaral D.C., Palhiarini W.S., Bonecker C.C. & Lansac-Tôha F.A. (2017). Adjacent environments contribute to the increase of zooplankton species in a neotropical river. *Acta Limnologica Brasiliensia* **29**, 1–14. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x10316>
- Bomfim F.F., Braghin L.S.M., Bonecker C.C. & Lansac-Tôha F.A. (2018). High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. *International Review of Hydrobiology* **103**, 26–34. <https://doi.org/10.1002/iroh.201701923>
- 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  $\beta$ -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology* **63**, 721–730.



<https://doi.org/10.1111/fwb.13117>

Braghin L. de S.M., Simões N.R. & Bonecker C.C. (2016). Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. *Inland Waters* **6**, 645–654.

<https://doi.org/10.5268/IW-6.4.919>

Brooks J.L. & Dodson S.I. (1965a). Predation, body size, and composition of zooplankton. *Science* **150**, 28–35

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

Cadotte M.W., Carscadden K. & Mirotnick N. (2011). Beyond species : functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

Castilho-Noll M.S.M., Câmara C.F., Chicone M.F. & Shibata É.H. (2010). Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* **10**, 21–30. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032010000100001>

Chase J.M., Abrams P.A., Grover J.P., Diehl S., Chesson P., Holt R.D., *et al.* (2002). The interaction between predation and competition: A review and synthesis. *Ecology Letters* **5**, 302–315. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00315.x>

Chick J.H. & McIvor C.C. (1994). Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes: Viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**, 2873–2882. <https://doi.org/10.1139/f94-286>

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>

Cianciaruso M.V., Silva I.A. & Batalha M.A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* **9**, 93–103.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

Crippa V.E.L., Hahn N.S. & Fugi R. (2009). Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the upper Paraná river floodplain. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **31**, 119–125. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v31i2.3266>

<https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v31i2.3266>

Cunha E.R., Thomaz S.M., Evangelista H.B.A., Carniato J., Souza C.F. & Fugi R. (2011).

Small-sized fish assemblages do not differ between a native and a recently established non-indigenous macrophyte in a neotropical ecosystem. *Natureza & Conservação* **9**, 61–

66. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.007>

Dabés M.B.G.S. & Machado Velho L.F. (2001). Assemblage of testate amoebae ( Protozoa , Rhizopoda ) associated to aquatic macrophytes stands in a marginal lake of the São Francisco river floodplain , Brazil. *Acta Scientiarum* **23**, 299–304

Debastiani-Júnior J.R., Elmoor-Loureiro L.M.A. & Nogueira M.G. (2016). Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology* **76**, 93–100.

<https://doi.org/10.1590/1519-6984.13514>

Devictor V., Mouillot D., Meynard C., Jiguet F., Thuiller W. & Mouquet N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* **13**,

1030–1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>

Dibble E.D. & Pelicice F.M. (2010). Influence of aquatic plant-specific habitat on an assemblage of small neotropical floodplain fishes. *Freshwater Fish* **19**, 381–389.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00420.x>

- Dibble E.D. & Thomaz S.M. (2006). A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**, 421–428.  
<https://doi.org/10.1590/S1516-89132006000400010>
- Dudley T.L. (1988). The roles of plant complexity and epiphyton in colonization of macrophytes by stream insects. *SIL Proceedings, 1922-2010* **23**, 1153–1158.  
<https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11899786>
- Elmoor-Loureiro L.M.A. (2010). Cladóceros do Brasil: Famílias Chydoridae e Eurycercidae
- Elmoor-Loureiro L.M.A. (1997). *Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil*.  
Universa, Brasília.
- Ferrari S.L.P. & Cribari-Neto F. (2004). Beta regression for modelling rates and proportions. *Journal of Applied Statistics* **31**, 799–815.  
<https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>
- Ferrier S., Manion G., Elith J. & Richardson K. (2007). Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and Distributions* **13**, 252–264. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00341.x>
- Gagic V., Bartomeus I., Jonsson T., Taylor A., Winqvist C., Fischer C., *et al.* (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **282**, 20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- Gayosso-Morales M.A., Nandini S., Martínez-Jeronimo F.F. & Sarma S.S.S. (2019). Fish-mediated zooplankton community structure in shallow turbid waters: a mesocosm study. *Wetlands Ecology and Management* **27**, 651–661. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09684-1>
- Gliwicz Z.M., Szymanska E. & Wrzosek D. (2010). Body size distribution in *Daphnia*

populations as an effect of prey selectivity by planktivorous fish. *Hydrobiologia* **643**, 5–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0125-y>

Gower J.C. (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* **53**, 325–338. <https://doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325>

Grinnell J. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* **34**, 427–433. <https://doi.org/10.2307/4072271>

Grzybkowska M., Dukowska M., Leszczyńska J., Lik J., Szczerkowska-Majchrzak E. & Przybylski M. (2018). The food resources exploitation by small-sized fish in a riverine macrophyte habitat. *Ecological Indicators* **90**, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.021>

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**, 3–12. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068>

Heino J., Alahuhta J., Fattorini S. & Schmera D. (2019). Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography* **46**, 304–315. <https://doi.org/10.1111/jbi.13485>

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

Hill M.J., Heino J., Thornhill I., Ryves D.B. & Wood P.J. (2017). Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos* **126**, 1575–1585. <https://doi.org/10.1111/oik.04266>

Hubbell S.P. (2001). MacArthur and Wilson's Radical Theory. In: *The unified neutral theory*

of *Biodiversity and Biogeography*. p. 448. Princeton University Press, Princeton.

Hutchinson G.E. (1959). Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kinds of animals? *American Society of Naturalists* **93**, 145–159

Jack J.D. & Thorp J.H. (2002). Impacts of fish predation on an Ohio River zooplankton community. *Journal of Plankton Research* **24**, 119–127.  
<https://doi.org/10.1093/plankt/24.2.119>

Jeppesen E., Meerhoff M., Holmgren K., González-Bergonzoni I., Teixeira-de Mello F., Declerck S.A.J., *et al.* (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* **646**, 73–90.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0171-5>

Koste W. (1978). *Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt – Monogononta*. Stuttgart.

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>

Lansac-Tôha F., Bonecker C., Velho L., Simões N., Dias J., Alves G., *et al.* (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 539–549.  
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>

Lansac-Tôha F.A., Bonecker C.C. & Machado Velho L.F. (2004). Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. (Eds S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn), pp. 145–190. Blackhuys Publishers, Leiden.

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 C.D.A., De Faria A.C.E.A., Manetta G.I. & Benedito-Cecilio E. (2006). Caloric density of aquatic macrophytes in different environments of the Baía river subsystem, Upper Paraná river floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**, 835–842. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132006000600018>
- Lopes T.M., Cunha E.R., Silva J.C.B., Behrend R.D.L. & Gomes L.C. (2015). Dense macrophytes influence the horizontal distribution of fish in floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes* **98**, 1741–1755. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0394-4>
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., *et al.* (2001). Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* **294**, 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Lorenzi H. (2000). *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*, 3rd edn. Nova Odessa.
- Magurran A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing company, Oxford.
- Maire E., Grenouillet G., Brosse S. & Villéger S. (2015). How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography* **24**, 728–740. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>
- Marques H., Dias J.H.P., Perbiche-Neves G., Kashiwaqui E.A.L. & Ramos I.P. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological Conservation* **224**, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>
- Meerhoff M., Iglesias C., De Mello F.T., Clemente J.M., Jensen E., Lauridsen T.L., *et al.* (2007). Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance

behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes.

*Freshwater Biology* **52**, 1009–1021. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01748.x>

Naeem S., Duffy J.E. & Zavaleta E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science* **336**, 1401–1406. <https://doi.org/10.1126/science.1215855>

Nock C.A., Vogt R.J. & Beisner B.E. (2016). Functional Traits. *eLS*, 1–8.  
<https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026282>

Orlova-Bienkowskaja M.Y. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World: Cladocera: Anomopoda : Daphniidae: Genus Simocephalus*. Blackhuys.

Ota R.R., Deprá G. de C., da Graça W.J. & Pavanelli C.S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: Revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology* **16**, 1–111. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

Pauleto G.M., Velho L.F.M., Buosi P.R.B., Brão A.F.S., Lansac-Tôha F.A. & Bonecker C.C. (2009). Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 517–527. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300007>

Perbiche-Neves G., Boxshall G.A., Previattelli D., Nogueira M.G. & da Rocha C.E.F. (2015). Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys* **111**, 1–111. <https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091>

Pinheiro D.T., Max J., Corrêa S., Chaves C.S., Patrick D., Campos F., *et al.* (2016). Diversidade e distribuição da ictiofauna associada a bancos de macrófitas aquáticas de um lago de inundação amazônico, estado do Pará, Brasil. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources* **4**, 59–70. <https://doi.org/10.2312/ActaFish.2016.4.2.59-70>

Polechová J. & Storch D. (2008). Ecological Niche. *Encyclopedia of Ecology*, 1088–1097.

<https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00811-9>

Pott V.J. & Pott A. (2000). *Plantas aquáticas do Pantanal*. Embrapa, Brasília.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing

Reid J.W. (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>

Rodrigues L.C., Train S., Bovo-Scomparin V.M., Jati S., Borsalli C.C.J. & Marengoni E.

(2009). Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 501–516. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300006>

Rooke J.B. (1984). The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. *Freshwater Biology* **14**, 507–513. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00171.x>

Russo M.R. & Hahn N.S. (2006). Importance of zooplankton in the diet of a small fish in lagoons of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **18**, 357–366

Santos F.V. dos, Lansac-Toha F.A. & Bonecker C.C. (2011). Estrutura das assembleias de cladóceros em reservatórios nos estados de são paulo e paraná: Gradientes espaciais e grau de trofia. *Oecologia Australis* **15**, 494–510.

<https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1503.05>

Serafim-Júnior M., Lansac-Tôha F.A., Lopes R.M. & Perbiche-Neves G. (2016). Continuity effects on rotifers and microcrustaceans caused by the construction of a downstream reservoir in a cascade series (Iguaçu River, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **76**, 279–291. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00314>

Silva W.M. & Matsumura-Tundisi T. (2003). *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda,*



*Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética.*

Universidade Federal de São Carlos.

Silva W.M. & Perbiche-Neves G. (2017). Trends in freshwater microcrustaceans studies in Brazil between 1990 and 2014. *Brazilian Journal of Biology* **77**, 527–534.

<https://doi.org/10.1590/1519-6984.17915>

Simas A.B., Barreto-Souza W. & Rocha A. V. (2010). Improved estimators for a general class of beta regression models. *Computational Statistics and Data Analysis* **54**, 348–366.

<https://doi.org/10.1016/j.csda.2009.08.017>

Smith R.S., Johnston E.L. & Clark G.F. (2014). The role of habitat complexity in community development is mediated by resource availability. *PLOS ONE* **9**, 1–13.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102920>

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 Filho E. (2009). Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 707–716. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300024>

Stephan L.R., Beisner B.E., Oliveira S.G.M. & Castilho-Noll M.S.M. (2019). Influence of *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on a Tropical Microcrustacean Community Based on Taxonomic and Functional Trait Diversity. *Water* **11**, 2423.

<https://doi.org/10.3390/w11112423>

Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., *et al.* (2004).

Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**, 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

- Thomaz S.M., Carvalho P., Padial A.A. & Kobayashi J.T. (2009). Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian journal of biology* **69**, 617–625. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300016>
- Thomaz S.M. & Cunha E.R. da (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* **22**, 218–236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>
- Tilman D. (2001). Functional Diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. pp. 587–596. Elsevier, San Diego.
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M. & Siemann E. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* **277**, 1300–1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- Villéger S., Grenouillet G. & Brosse S. (2013). Decomposing functional  $\beta$ -diversity reveals that low functional  $\beta$ -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography* **22**, 671–681. <https://doi.org/10.1111/geb.12021>
- 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>
- Violle C., Navas M., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., *et al.* (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Wetzel R.G. & Likens G.E. (1991). *Limnological Analysis*, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.
- Yang E.J., Ju S.J. & Choi J.K. (2010). Feeding activity of the copepod *Acartia hongii* on

phytoplankton and micro-zooplankton in Gyeonggi Bay, Yellow Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **88**, 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.04.005>

Zeng L., Liu B., Dai Z., Zhou Q., Kong L., Zhang Y., *et al.* (2017). Analyzing the effects of four submerged macrophytes with two contrasting architectures on zooplankton: A mesocosm experiment. *Journal of Limnology* **76**, 581–590.

<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1520>

**APÊNDICE A** – Resultados para abundância de indivíduos zooplanctônicos (Abund.), (ind.m<sup>3</sup>), riqueza de espécies (Riq.), (número de espécies por ponto), riqueza funcional do zooplâncton (FRic), biomassa de macrófitas (Biom.), diversidade de macrófitas (Diver.) e abundância de peixes (m<sup>2</sup>).

	Zooplâncton			Macrófita			Peixe	
	FRic	Abund.	Riq.	Riq.	Biom.	Diver.	Abund.	Riq.
<b>Pontos</b>								
<b>P1</b>	0,000142	79405	71	10	142,56	2,032	16	7
<b>P2</b>	0,000136	104900	61	9	175,61	2,216	66	7
<b>P3</b>	0,000132	91501	68	12	219,01	1,953	34	6
<b>P4</b>	0,000132	66533	56	11	171,26	0,677	165	11
<b>P5</b>	0,000127	50402	45	12	235,85	0,488	1	1
<b>P6</b>	0,000121	99800	63	8	188,56	0,737	42	8
<b>P7</b>	0,000114	33004	37	12	207,46	0,585	32	6
<b>P8</b>	0,00011	75068	53	13	187,95	0,343	88	6
<b>P9</b>	0,000105	10160	50	9	276,28	0,708	149	10
<b>P10</b>	0,000099	18065	47	13	883,29	0,849	1	1
<b>P11</b>	0,000097	85337	50	8	153,51	0,887	7	3
<b>P12</b>	0,000093	27182	44	11	263,33	1,675	12	5
<b>P13</b>	0,000031	49400	52	16	382,86	1,746	20	5
<b>P14</b>	0,00003	29635	37	5	45,77	0,251	14	6
<b>P15</b>	0,000028	70202	43	10	238,7	0,793	10	5
<b>P16</b>	0,000028	6130	49	6	117,54	0,005	12	4
<b>P17</b>	0,000027	36802	37	1	133,34	0	55	7
<b>P18</b>	0,000027	29101	42	2	112,54	0	26	6
<b>P19</b>	0,000026	19704	38	6	287,47	0,228	23	3
<b>P20</b>	0,000024	61100	40	10	443,94	0,625	15	4

<b>P21</b>	0,000022	23705	30	5	163,81	0,756	169	8
<b>P22</b>	0,000022	15908	36	3	210,44	0,545	26	5
<b>P23</b>	0,00002	19144	47	5	81,36	0,105	72	3
<b>P24</b>	0,000018	17603	40	9	171,19	1,881	45	8
<b>P25</b>	0,000018	12058	35	9	223,49	1,011	32	6
<b>P26</b>	0,000014	8360	41	10	195,29	1,092	59	8
<b>P27</b>	0,000013	32650	47	10	213,21	1,562	47	5
<b>P28</b>	0,000013	11499	39	7	132,06	2,035	228	10
<b>P29</b>	0,000011	1810	23	7	116,65	1,267	69	8
<b>P30</b>	0,00001	1750	33	7	93,74	1,101	157	10

**APÊNDICE B** - Inventário das espécies de peixes, identificadas na área de estudo durante as amostragens.

---

**ANOSTOMIDAE**

---

*Leporinus lacustres* (Amaral Campos, 1945)

---

**CHARACIDAE**

---

*Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903

*Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy, 1903

*Hemigrammus ora* Zarske, Le, Bail & Géry, 2006

*Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882)

*Hyphessobrycon moniliger* Moreira, Lima & Costa, 2002

*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004

*Moenkhausia forestii* Benine, Castro & Sabino, 2004

*Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)

*Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903)

*Roeboides descavadensis* Fowler, 1932

*Serrapinnus calliurus* (Boulenger, 1900)

*Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915)

*Serrapinnus sp*

---

**CICHLIDAE**

---

*Apistogramma combrae* (Regan, 1906)

*Crenicichla britskii* Kullander, 1982 Ottoni & Costa, 2009

---

**HYPOPOMIDAE**

---

*Brachyhypopomus gauderio* Giora & Malabarba, 2009

---

**LEBIASINIDAE**

---

*Pyrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903

---

**POECILIDAE**

---

*Pamphorichthys hollandi* (Henn, 1916)

---

**APÊNDICE C** - Inventário das espécies de macrófitas, identificadas na área de estudo durante as amostragens.

<b>ARACEAE</b>
<i>Pistia stratiotes</i> L.
<b>ARALIACEAE</b>
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.
<b>CYPERACEAE</b>
<i>Eleocharis</i> sp.
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye
<b>HYDROCHARITACEAE</b>
<i>Limnobium laevigatum</i> (H. B. K. ex Willd.) Heine
<b>MENYANTHACEAE</b>
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze
<b>POACEAE</b>
<i>Paspalum repens</i> Berg.
<b>POLYGONACEAE</b>
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth.
<i>Polygonum ferrugineum</i> Weed.
<i>Polygonum stelligerum</i> Cham.
<b>PONTEDERIACEAE</b>
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mar.) Salsus.
<i>Pontederia azurea</i> Kunth.
<i>Pontederia</i> sp.
<b>RICCIACEAE</b>
<i>Ricciocarpos</i> sp.
<b>SALVINIACEAE</b>
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.
<i>Salvinia auriculata</i> Auble.
<i>Salvinia biloba</i> Raddi.
<i>Salvinia minima</i> Bak

**APÊNDICE D** - Inventário das espécies de zooplâncton identificadas na área de estudo durante as amostragens.

<b>ROTÍFEROS</b>
<b>Brachionidae</b>
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898
<i>B. mirabilis</i> Daday, 1897
<i>B. mirus</i> , Daday, 1905
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)
<i>K. lenzi</i> (Hauer, 1953)

---

*Plationus patulus* (Müller, 1786)

*Platylas leloupi* Gillard, 1967

*P. quadricornis* (Ehrenberg, 1832)

### **Collothecidae**

*Collotheca* sp

### **Dicranophoridae**

*Dicranophorus capucinus* Haring & Myers, 1928

*D. epicharis* Haring & Myers, 1928

*D. lueketni* (Bergendal, 1892)

### **Euchlanidae**

*Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1832

### **Filinidae**

*Filinia terminalis* (Plate, 1886)

### **Hexarthridae**

*Hexarthra intermedia* (Wiszniewski, 1929)

### **Lecanidae**

*Lecane boettgeri* Koste, 1986

*L. bulla* (Gosse, 1851)

*L. closterocerca* (Schmarda, 1859)

*L. cornuta* (O.F. Müller, 1786)

*L. curvicornis* (Murray, 1913)

*L. elsa* Hauer, 1931

*L. furcata* (Murray, 1913)

*L. hastata* (Murray, 1913)

*L. hornemanni* (Ehrenberg, 1834)

*L. leontina* (Turner, 1892)

*L. ludwigii* (Eckstein, 1883)

*L. luna* (O. F. Müller, 1776)

*L. lunaris* Ehrenberg, 1832

*L. monostyla* (Daday, 1897)

*L. papuana* (Murray, 1913)

*L. proiecta* Hauer, 1956

*L. quadridentata* (Ehrenberg, 1832)

*L. rhytida* Haring & Myers, 1926

*L. robertsonae* Segers, 1993

*L. signifera* (Jennings, 1896)

*L. unguata* (Gosse, 1887)

### **Lepadellidae**

*Lepadella cristata* (Rousselet, 1893)

*L. ovalis* (O. F. Müller, 1786)

*L. patella* (O. F. Müller, 1786)

### **Mytilinidae**

*Mytilina bisulcata* (Lucks, 1912)

*M. mucronata* (O. F. Müller, 1773)

### **Notommatidae**

*Cephalodella biungulata* Wulfert, 1937

*Monommata grandis* Tessin, 1890

*M. maculata* Haring & Myers, 1924

*Notommata copeus* Ehrenberg, 1834

**Proalidae***Proales* sp**Scarididae***Scaridium grandis* Segers, 1995**Synchaetidae***Ploesoma truncatum* (Levander, 1894)*Polyarthra dolichoptera* Idelson, 1925**Testudinellidae***Testudinella ahlstromi* Hauer, 1956*T. ohlei* Koste, 1972*T. patina* (Hermann, 1783)*T. tridentata* Smirnov, 1931**Trichocercidae***Trichocerca agnatha* Wulf, 1939*T. bicristata* Gosse, 1886*T. bidens* (Lucks, 1912)*T. chattoni* (Beauchamp, 1907)*T. elongata* (Gosse, 1886)*T. flagellata* Hauer, 1937*T. gracilis* (Tessin, 1890)*T. iernis* (Gosse, 1887)*T. inermis* (Linder, 1904)*T. macera* (Gosse, 1886)*T. mus* Hauer, 1938*T. myersi* (Hauer, 1931)*T. porcellus* (Gosse, 1886)*T. longiseta* (Schrank, 1802)**Trichotriidae***Macrochaetus collinsii* (Gosse, 1867)*M. sericus* (Thorpe, 1893)*Trichotria tetractis* (Ehrenberg, 1830)**Bdelloidea**

---

**CLADÓCEROS**

---

**Bosminidae***Bosmina hagemanni* Stingelin, 1904*Bosminopsis deitersi* Richard, 1895**Chydoridae***Acroperus tupinamba* Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010*Alona ossiani* Sinev, 1998*A. cf. guttata* Sars, 1862*A. yara* Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010*Anthalona verrucosa* (Sars, 1901)*Alonella clathratula* Sars, 1896*A. dadayi* Birge, 1910*Camptocercus australis* Sars, 1896*Celsinotum candango* Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010*Chydorus eurynotus* Sars, 1901*C. nitidulus* (Sars, 1901)*Coronatella monacantha* (Sars, 1901)

*C. poppei* (Richard, 1897)  
*Dadaya macrops* (Daday, 1898)  
*Disparalona hamata* (Birge, 1879)  
*Dunhevedia odontoplax* Sars, 1901  
*Ephemeroporus barroisi* (Richard, 1894)  
*E. hybridus* (Daday, 1905)  
*E. tridentatus* (Bergamin, 1931)  
*Euryalona orientalis* (Daday, 1898)  
*Flavalona iheringula* (Kotov & Sinev, 2004)  
*Graptoleberis occidentalis* Sars, 1901  
*Karualona muelleri* (Richard, 1897)  
*Kurzia longirostris* (Daday, 1898)  
*K. polyspina* Hudec, 2000  
*Leberis davidi* (Richard, 1895)  
*Leydigia* sp  
*Leydigiopsis curvirostris* Sars, 1901  
*Magnospina dentifera* (Sars, 1901)  
*Nicsmirnovius paggii* Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017  
*Notoalona sculpta* (Sars, 1901)  
*Ovalona glabra* (Sars, 1901)  
*Ovalona kaingang* (Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015)  
*Oxyurella ciliata* Bergamin, 1939  
*Oxyurella* sp  
*Picripleuroxus similis* (Vávra, 1900)  
*P. cf denticulatus* (Smirnov, 1996)  
*Picripleuroxus* sp  
**Daphniidae**  
*Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1886  
*Daphnia gessneri* Herbst, 1967  
*Simochepalus iheringi* (Richard, 1897)  
*S. serrulatus* (Koch, 1841)  
**Ilyocryptidae**  
*Ilyocryptus spinifer* Herrick, 1882  
**Macrothricidae**  
*Macrothrix elegans* Sars, 1901  
*M. spinosa* King, 1853  
**Moinidae**  
*Moina minuta* Hansen, 1899  
**Sididae**  
*Diaphanosoma brevireme* Sars, 1901  
*Diaphanosoma* sp  
*Pseudosida bidentata* Herrick, 1884  
*Pseudosida* SP



---

**COPEPODES**

---

**Cyclopidae**

*Ectocyclops herbsti* Dussart, 1984

*Eucyclops prionophorus* Kiefer, 1931

*E. elegans* (Herrick, 1884)

*Macrocyclops albidus* (Jurine, 1820)

*Mesocyclops longisetus* (Thiébaud, 1912)

*M. ogunnus* Onabamiro 1957

*Microcyclops ceibaensis* (Marsh, 1919)

*M. finitimus* Dussart, 1984

*Paracyclops chiltoni* (Thomson G.M., 1883)

*Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929)

*Tropocyclops prasinus* (Fischer, 1860)

*Tropocyclops* sp

**Diaptomidae**

*Notodiaptomus henseni* (Dahl F., 1894)

*N. iheringi* (Wright S., 1935)

*Notodiaptomus* sp

---