

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

JOÃO VITOR FONSECA DA SILVA

EFEITO DA PREDACÃO DO ZOOPLÂNCTON NA ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA RASA  
SUBTROPICAL

Maringá  
2018

JOÃO VITOR FONSECA DA SILVA

EFEITO DA PREDACÃO DO ZOOPLÂNTON NA ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA RASA  
SUBTROPICAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito para obtenção do título de Mestre em Biologia das Interações Orgânicas.

**Orientador:** Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker

**Coorientador:** Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues

Maringá  
2018

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

S586e Silva, João Vitor Fonseca da, 1993-  
Efeito da predação do zooplâncton na estrutura da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa rasa subtropical / João Vitor Fonseca da Silva.-- Maringá, 2018.  
46 f. : il.

Dissertação (mestrado em Biologia Comparada)--Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Biológicas, 2018.  
Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker.  
Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues.

1. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Dinâmica de - Predação - Lagoa rasa - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Fitoplâncton de água doce - Grupos funcionais - Predação - Lagoa rasa - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

CDD 23. ed. -592.178209816  
NBR/CIP - 12899AACR/2

JOÃO VITOR FONSECA DA SILVA

EFEITO DA PREDACÃO DO ZOOPLÂNCTON NA ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA RASA  
SUBTROPICAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito para obtenção do título de Mestre em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker  
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Leilane Talita Fatoreto Schwind  
Universidade Estadual de Maringá – *Campus* Umuarama

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Juliana Déo Dias  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRGN)

Aprovada em: 26 de fevereiro de 2018.

Local de defesa: NEAD/UEM, Bloco H-01, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que participaram do meu caminho até aqui;

Gostaria de agradecer primeiramente a minha orientadora Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker, por ter aberto as portas do laboratório para mim, por ter sido paciente durante esses 2 anos de mestrado e por todo conhecimento que me foi transmitido, sem sua ajuda nada disso seria possível, saiba que serei eternamente grato;

A Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues por me prestar apoio ainda na época de graduação e por ter aceitado ser minha co-orientadora colaborando com o meu trabalho, abrindo as portas do seu laboratório;

Ao prof. Fábio Amodêo Lansac-tôha por, também, ter aberto as portas do laboratório de Zooplâncton;

A minha família por ter prestado todo apoio possível e estar sempre ao meu lado;

Um agradecimento especial a minha tia Leonice Liberato pelo apoio incondicional aos meus estudos, esse trabalho é dedicado a você!

A Amanda Bengozi por estar sempre ao meu lado, muito obrigado;

Aos meus amigos de Cambira que estão comigo nessa caminhada a muito mais tempo do que eu posso lembrar;

Aos meus amigos e professores da faculdade de Apucarana, obrigado por todos os bons momentos que vivemos juntos;

Um agradecimento especial deve ser feito a todos os meus companheiros de laboratório que me acolheram e que sempre se dispuseram a me ensinar, obrigado Lou por toda a paciência, Bia por toda a sua alegria e serenidade, Fran por ser sempre um bom exemplo de conduta, Ju Dias por todo apoio com o delineamento do experimento e por todas as dúvidas tiradas, Leilane muito obrigado por tudo, Diogo por sempre me animar, Felipe por todas as conversas e referências, Leidi por toda a alegria que você carrega com sigo, Thais por toda ajuda, Vanessa por estar sempre de bom humor e me ajudar de todas as formas possíveis, Tati por nos servir o melhor café duplamente filtrado com gosto de filtro, Claudia por me acompanhar nessa jornada de mestrado desde o início, Tássia pela sua presença de espírito, Gabi e Junior por todo apoio nas contagens, Zinho e Barbhara pela amizade;

Um agradecimento especial aos melhores pseudoamigos da face da terra, todas as nossas histórias jamais serão esquecidas, são tantos nomes que vai ficar um abraço geral para todos e eu também não sou obrigado a nada;

A todos os amigos feitos dentro e fora da universidade, sintam-se abraçados pelo Bruno depois de uma meia maratona

A todos os companheiros de laboratórios vizinhos pelo café e pelas conversas;

Aos professores por todo conhecimento proporcionado;

Aos professores da banca por aceitarem o convite e pela colaboração com o trabalho;

À Salete e ao João, por serem tão solícitos no auxílio com a bibliografia;

Ao Tião e Alfredo, Váldice, Flora, grande seu Ni e seu bom *rock n roll* e conversas

Obrigado a todos os funcionários, sem vocês nada disso seria possível;

A Estelinha por estar sempre dispostas a responder nossas incansáveis dúvidas com papeis e prazos, por toda paciência de sempre;

Ao PGB- por ter me acolhido nesse tempo;

Ao Nupélia pelo apoio logístico e financeiro;

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado e auxílio financeiro;

Ao Proex pelo fomento a pesquisa e ao CNPq através do PELD;

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho.

*“Quando você está em uma jornada e o objetivo vai ficando mais próximo, você percebe que o verdadeiro objetivo é a jornada”*

*Eduardo Spohr*

# EFEITO DA PREDACÃO DO ZOOPLÂNCTON NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL

## RESUMO

A predação nos ambientes aquáticos reflete a organização das cadeias tróficas. Portanto, a herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton pode ser interpretada como um fator estruturador da comunidade destes produtores primários. Esse estudo avaliou a influência da predação exercida pelo zooplâncton sobre a abundância e biomassa do fitoplâncton e seus grupos morfológicos funcionais, em uma lagoa rasa subtropical, na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). A hipótese testada foi que diferentes níveis de pressão de predação alteram a estrutura da comunidade fitoplanctônica, sendo que a maior abundância do zooplâncton reduz a abundância e biomassa fitoplanctônica total e dos diferentes grupos funcionais. Foi realizado um experimento de pastagem, manipulando a abundância do zooplâncton registrado na lagoa, a partir da diluição e concentração desses predadores. Para tal, foram realizados bioensaios de 5 L que representaram um gradiente crescente de predação (T1, T2, C, T3 e T4). As unidades experimentais foram preenchidas com água da lagoa (comunidades planctônicas naturais) (C), e com diferentes diluições (água da lagoa filtrada em rede de plâncton de 10  $\mu\text{m}$ ) (T1 e T2) e concentrações de predadores (amostras de zooplâncton concentradas em rede de plâncton de 45  $\mu\text{m}$ ) (T3 e T4). Foram estabelecidas 5 réplicas para cada tratamento e adicionada uma concentração mínima de nutrientes (125  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de nitrato e 6,25  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de fosfato), em todos os mesocosmos, conforme dados pré-existentes da lagoa. Após 24 horas, o fitoplâncton foi amostrado com frascos de vidro (100 ml) e o zooplâncton em rede de 45  $\mu\text{m}$ ; ambas as amostras foram fixadas no local. O gradiente de predação do zooplâncton teve uma relação positiva e significativa para biovolume total do fitoplâncton ( $R^2=0,2937$ ,  $p=0,003$ ), para o biovolume do grupo GFBM VII ( $R^2=0,2195$ ,  $p=0,001$ ). Por outro lado, a relação com a abundância do grupo GFBM III foi inversa e significativa ( $R^2=0,2915$ ,  $p=0,003$ ). A hipótese foi parcialmente corroborada, pois as alterações nos grupos funcionais foram encontradas ao longo do gradiente de predação. Porém, nem todos apresentaram relação de decréscimo com o aumento da predação. As estimativas resultantes desse experimento permitem entender parte da dinâmica trófica entre as comunidades planctônicas em lagoas rasas subtropicais, pois a predação gerou um efeito onde o crescimento populacional de algumas espécies fitoplanctônicas foi controlado, favorecendo a competição na comunidade.

**Palavras-chave:** Experimento. Predador-presa. Grupo funcional. Planície de inundação do alto rio Paraná.



# EFFECT OF PREDATION OF ZOOPLANKTON ON PHYTOPLANKTON COMMUNITY STRUCTURE IN SUBTROPICAL SHALLOW LAGOONS

## *ABSTRACT*

Predation in aquatic environments reflects the organization of trophic webs. Therefore, the herbivory by zooplankton on phytoplankton can be as a factor structuring these communities of primary producers. This study evaluated the influence of predation by zooplankton on the abundance and biomass of phytoplankton and its morphological functional groups, in a subtropical shallow lake within the upper Paraná River floodplain (PR/MS-Brazil). The hypothesis tested was that different predation levels modifies the structure of the phytoplankton community, as higher abundances of zooplankton reduces total abundance and biomass of phytoplankton and its different functional groups. We carried out an herbivory experiment manipulating the zooplankton abundance observed in the lake, by the dilution and concentration of these predators. For such, we used bioassays of 5L representing an increasing predation gradient (T1, T2, C, T3, and T4). The experimental units were filled with water from the lake (natural planktonic communities) (C), and with different dilutions (lake water filtered in 10- $\mu\text{m}$  plankton net) (T1 and T2) and concentrations of predators (zooplankton concentrated using 45- $\mu\text{m}$  plankton net) (T3 and T4). Each treatment had five replicates, supplied with a minimum concentration of nutrients (125  $\mu\text{g.L}^{-1}$  of nitrate and 6.25  $\mu\text{g.L}^{-1}$  of phosphate), following previous information from the lake. After 24 hours, the phytoplankton was sampled with glass bottles (100 mL) and the zooplankton with 45- $\mu\text{m}$  plankton nets, both fixed at site. The gradient of predation by zooplankton had a positive and significant relationship with total phytoplankton biovolume ( $R^2=0.2937$ ,  $p=0.003$ ) and for biovolume of group GFBM VII ( $R^2=0.2195$ ,  $p=0.001$ ). On the other hand, the relationship with abundance of phytoplankton group GFBM III was inverse and significant ( $R^2=0.2915$ ,  $p=0.003$ ). The hypothesis was partially corroborated since changes in functional groups were found along the predation gradient. However, not all phytoplankton groups decreased in relation to the increase of predation by zooplankton. The estimates resulting from this experiment allow us to partially understand the trophic dynamics of planktonic communities in subtropical shallow lakes, since predation by zooplankton controlled the population growth of some phytoplankton species, favoring competition in the community.

**Keywords:** Experiment. Predator-prey. Functional group. Upper Paraná River floodplain.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	<b>14</b>
2.1 Área de estudo.....	14
2.2 Delineamento experimental .....	15
2.3 Amostragem das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas .....	17
2.4 Análise em laboratório .....	17
2.5 Análise dos dados.....	19
<b>3 RESULTADOS</b> .....	<b>19</b>
3.1 Composição da comunidade fitoplanctônica.....	19
3.2 Composição da comunidade zooplanctônica.....	21
3.3 Avaliação do gradiente de predação .....	22
3.4 Respostas da comunidade fitoplanctônica à predação do zooplâncton .....	23
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	<b>24</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>27</b>
<b>APÊNDICE A - Formas geométricas utilizadas nas medidas de biovolume do fitoplâncton registrado no experimento, realizado na lagoa das Garças, na planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil, e suas respectivas legendas. As fórmulas podem ser conferidas em Hillebrand <i>et al.</i> (1999) e Sun e Liu (2003).</b> .....	<b>32</b>
<b>APÊNDICE B - Forma geométrica, biovolume (<math>\mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}</math>), superfície, razão superfície/volume (S/V) e classificação do grupo funcional baseado em morfologia (GFMB) dos táxons fitoplanctônicos registrados no experimento, realizado na lagoa das Garças, planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil. As legendas de formas geométricas podem ser encontradas no apêndice A.</b> .....	<b>33</b>
<b>APÊNDICE C - Composição da comunidade zooplanctônica registrada no experimento, realizado na lagoa das Graças, planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil, em dezembro de 2016.</b> .....	<b>38</b>
<b>APÊNDICE D - Distribuição do biovolume (<math>\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}</math>) (Fig. a - g) e abundância (<math>\text{ind L}^{-1}</math>) (Fig. h-n) por grupos funcionais baseados em morfologia (GFMB) do fitoplâncton no experimento, sendo inicial coletado na caixa de aclimação no início do experimento e tratamentos (incluindo controle) coletados ao término do experimento. Note que os gráficos diferem quanto a escala do eixo y.</b> .....	<b>40</b>
<b>APÊNDICE E - Regressões lineares entre predadores e os atributos das presas verificadas no experimento de pressão de predação, r-quadrado (porcentagem de explicação do modelo), coeficiente linear (<math>\beta_0</math>), coeficiente angular (<math>\beta_1</math>) e valores de p.....</b>	<b>41</b>
<b>APÊNDICE F – Gráficos das relações entre o gradiente de predação de zooplâncton total e biovolume total (Fig. a), zooplâncton total e grupos de predadores em relação a biovolume dos GFMB I à VII (Fig. b - h), Relação do gradiente de predação de zooplâncton total e abundância total (Fig. i), zooplâncton total e grupos de predadores em relação a abundância dos GFMB I à VII (Fig. j - o). Os valores de r-quadrado, coeficiente linear (<math>\beta_0</math>),</b>	

**coeficiente angular ( $\beta_1$ ) e valores de p podem ser encontrados no apêndice G. Observe que a escala dos eixos X e Y diferem entre os gráficos..... 44**

## 1 INTRODUÇÃO

A relação predador-presa representa todas as interações que resultam na transferência de energia de um organismo para o outro e, com poucas exceções, causa mortalidade da presa (Lampert e Sommer, 2007). Quando o tamanho populacional começa a reduzir ou aumentar drasticamente, alguns organismos se ajustam à essas novas condições, pois possuem características herdadas para tal, devido ao sucesso e falhas de seus ancestrais frente as condições ambientais pretéritas, e permanecem no ambiente, reportando sua eficiência biológica (Begon, Townsend e Harper, 2009; Lampert e Sommer, 2007). Portanto, essa relação é ajustada pela seleção natural (Forbes, 1887) e não deve ser compreendida apenas como causa de mortalidade das presas (Lampert e Sommer, 2007).

A predação nos ambientes aquáticos foi considerada por Forbes (1887), no trabalho clássico “The lake as a microcosm”, como uma relação orgânica decorrente dos interesses comuns entre os organismos, e que reflete a organização das cadeias tróficas. Assim, o que afeta diretamente um organismo pode influenciar indiretamente outros. Essas cadeias tróficas, são responsáveis pelo balanço de forças que mantêm o funcionamento desses ecossistemas, considerando a importância dos produtores primários como base da teia alimentar. Esses produtores, especialmente algas, apresentam uma complexa interação e são capazes de influenciar os componentes do sistema por vários caminhos (estratégias anti-predação, competição e níveis de transferência de energia), que promovem efeitos em todo o ambiente aquático (Carpenter e Kitchell, 1988).

A herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton pode ser interpretada como um fator estruturador desta comunidade. Resultados encontrados por Leitão, Ger, e Panosso (2018) sugerem que a seletividade dos predadores do zooplâncton pode facilitar o crescimento cianobactérias ao preda, preferencialmente, os competidores naturais desse tipo de organismo. Assim, o zooplâncton atua não apenas como um fator redutor da biomassa de presas, mas também como regulador da mortalidade de algas com alta taxa reprodutiva e potencial captação de recursos primários (Kalff, 2002).

Os predadores zooplanctônicos (rotíferos, cladóceros, copépodes e algumas espécies de protozoários) ocupam nichos específicos e, quando ocorre mudança nos seus padrões de dominância, há um reflexo direto na população de presas. A dieta do zooplâncton apresenta alto grau de complexidade e os componentes do plâncton apresentam características como a seletividade alimentar. Esse fator tem importantes implicações tanto para competição entre predadores como

para a população de presas (DeMott, 1986). Portanto, as cadeias tróficas nos ambientes aquáticos, também são fortemente influenciadas pelo tipo de presas que estão disponíveis para consumo (Modenutti *et al.*, 2003; Qiu *et al.*, 2016).

Estudos realizados por Pfister e Arndt (1998) e Yang, Jiang e Lee (2016) demonstram que o microzooplâncton é responsável pelo consumo de 60-70% dos produtores primários nos ambientes aquáticos. Apesar de complexa, as espécies de zooplâncton possuem um ponto de forrageamento ótimo, que consiste em capturar, manipular e ingerir quantidade suficiente de biomassa da presa, mantendo o dispêndio de energia menor que o retorno em valor energético (Svanbäck e Bolnick, 2005; Sih e Christensen, 2001). A herbivoria afeta a comunidade de muitas maneiras e a seletividade alimentar dita a dinâmica trófica dos ambientes (Huntly, 1991), tornando a pastagem do zooplâncton dependente da estrutura, tamanho, estratégias de defesa e diversidade funcional do fitoplâncton (Kratina *et al.*, 2017).

A diversidade funcional representa uma forma de interpretar a biodiversidade de uma comunidade a partir do papel funcional das espécies (Petchey e Gaston, 2006), permitindo avaliar os serviços e processos ecossistêmicos e, assim, entender a real contribuição dessas para o funcionamento do ambiente (Villéger, Mason e Mouillot, 2008; Colina *et al.*, 2016). Essa diversidade é mensurável baseando-se na combinação de características como taxonomia, tamanho das células, compostos bioquímicos, fisiologia e ecologia das espécies, que irão definir os traços funcionais (Petchey e Gaston, 2006; Violle *et al.*, 2007). Esses traços mostram como as espécies interagem com o ambiente (Díaz e Cabido, 2001). Entretanto, estruturar corretamente os grupos funcionais não é consenso entre os pesquisadores (Finkel *et al.*, 2009), e construir modelos parcimoniosos das características funcionais de todas as espécies é uma tarefa complicada com a base de dados disponível atualmente, especialmente para grupos planctônicos (Kruk *et al.*, 2011). Porém, as abordagens que utilizam os elementos chaves para a dinâmica do ambiente como forma de classificação tem se mostrado uma área promissora (Radzikowski, 2013; Anderson, 2005; Kruk *et al.*, 2002).

A abordagem de traços funcionais baseados em morfologia é utilizada para prever a distribuição e organização das comunidades fitoplanctônicas (Kruk e Segura, 2012), sendo assim, modelos que utilizam essa abordagem são capazes de prever as respostas das espécies em relação ao meio em que vivem e prever os padrões de composição. A interação competitiva entre predadores altera as propriedades e processos ecossistêmicos (Quintana *et al.*, 2015), mudanças na

abundância dos predadores afetará diretamente a comunidade de presas ao exercer diferentes níveis de predação, modificando a estrutura da mesma. Colina *et al.* (2016) descreve que a partir da classificação funcional, os rotíferos são potenciais predadores de determinados grupos funcionais de fitoplâncton assim como os cladóceros e os copépodes atuariam predando preferencialmente outros grupos. Essa alternância preferencial por determinado grupo tem potencial para revelar padrões de interações tróficas em lagos tropicais (Vanderploeg e Scavia, 1979).

As lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná são caracterizadas por elevada produtividade primária e fortemente influenciados pela variação hidrológica do rio associado (Agostinho, Thomaz e Nakatani, 2002; Simões *et al.*, 2013). Investigar as relações bióticas das comunidades planctônicas dessas lagoas contribui para o entendimento da dinâmica trófica desses ambientes (Campos *et al.*, 1996). A planície de inundação apresenta elevada diversidade de espécies zooplanctônicas e fitoplanctônicas (Lansac-Tôha *et al.*, 2009; Bortolini *et al.*, 2014; Bortolini, Train e Rodrigues, 2016) e alta complexidade trófica (Vazzoler, Agostinho e Hahn *et al.*, 1997), em virtude da sua elevada heterogeneidade espacial e temporal.

Diante disso, nosso objetivo foi avaliar, experimentalmente, a influência do gradiente de predação da comunidade zooplanctônica sobre a estrutura dos grupos funcionais do fitoplâncton em uma lagoa de inundação subtropical. Testamos a hipótese de que alterações na abundância dos predadores determinam modificações na estrutura da comunidade de presas, sendo que uma maior abundância de organismos zooplanctônicos reduz a abundância e biomassa fitoplanctônica. Especificamente, as algas mais susceptíveis à predação e preferíveis pelos diferentes grupos de zooplâncton seriam mais predadas, como organismos com alta ganho energético, enquanto os grupos com compostos alelopáticos e com a presença de estruturas de defesa seriam evitados, mantendo altas abundâncias.

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Área de estudo**

Esse estudo foi realizado na planície de inundação do alto rio Paraná (22°40' - 22°50' S e 53°10' - 53°40' O), que faz parte da Área de Proteção Ambiental das Ilhas de Várzea do rio Paraná. Essa planície está localizada no único trecho do rio Paraná livre de barramento, em território brasileiro, e sua dinâmica é influenciada diretamente pela barragem de Porto Primavera (SP). O

experimento foi realizado *in situ* na lagoa das Garças, que apresenta comunicação direta com o rio Paraná (Figura 1).

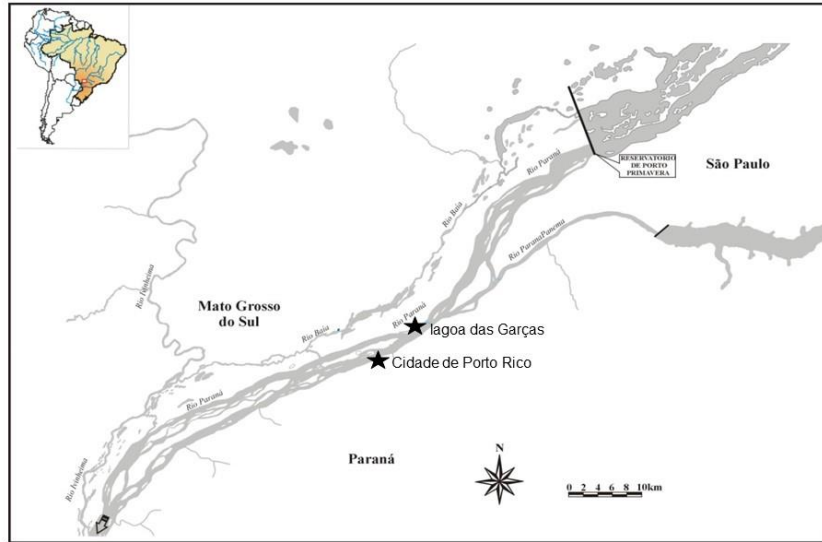


Figura 1. Mapa da área de estudo com a localização da lagoa das Garças, na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS).

## 2.2 Delineamento experimental

Foi realizado um experimento *in situ* no dia 10 de dezembro de 2016 (verão) com a duração de 24 h de incubação. As condições ambientais da lagoa no dia de realização do experimento foram: profundidade de 1.6 metros; temperatura da água 27°C; pH 7.36; oxigênio dissolvido 2.02 mg L<sup>-1</sup>; condutividade elétrica 71.8 µS cm<sup>-1</sup>; nitrogênio total 74.29 µg L<sup>-1</sup>; fósforo total 46.9 µg L<sup>-1</sup>; nitrato 14.88 µg L<sup>-1</sup> e fosfato 6.48 µg L<sup>-1</sup>.

O experimento de pastagem (*grazing*) foi realizado de acordo com a técnica de diluição, que é amplamente empregada para estimar a predação do microzooplâncton (< 200 µm) sobre os produtores primários (Calbet *et al.*, 2012), e baseia-se na manipulação da densidade do zooplâncton, utilizando uma série de diluições da água do ambiente, e indiretamente controlando a taxa de encontro entre predadores e presas. Essa técnica assume que o aumento do tamanho populacional da presa é mantido constante em todas as diluições, por não haver limitação por nutrientes (Landry e Hassett, 1982). Para proporcionar esse cenário, onde não ocorre a competição por nutrientes na comunidade de fitoplâncton, foi adicionada uma concentração mínima de nutrientes (125 µg.L<sup>-1</sup> de nitrato e 6,25 µg.L<sup>-1</sup> de fosfato), em todos os tratamentos, incluindo o

controle, conforme os dados da concentração desses nutrientes constatados ao longo de sete anos de estudos nesta planície (Roberto, Santana e Thomaz, 2009).

De acordo com Landry e Hassett (1982), três pressupostos sobre a interação do fitoplâncton devem ser atendidos no experimento de predação. O primeiro é que o crescimento do fitoplâncton não é diretamente afetado por competição entre as próprias espécies fitoplanctônicas. Com isso nós assumimos que a proporção de indivíduos que existe naturalmente na água não afeta a taxa de crescimento dos demais. O segundo pressuposto é que a chance de um indivíduo do fitoplâncton ser consumido por um predador é diretamente relacionada com a taxa de encontro de predadores e presas. Esse fator leva à condição de que os predadores só são efetivos conforme encontram presas viáveis, onde é possível a manipulação e ingestão das partículas. Em terceiro lugar, é assumido que a densidade do fitoplâncton varia no tempo conforme as taxas de crescimento e mortalidade. O crescimento uniforme do fitoplâncton foi garantido pela suplementação de nutrientes e os outros dois pressupostos foram assumidos com base em experimentos anteriores (Onandia *et al.*, 2015)

A água da lagoa foi coletada em vários pontos da região pelágica, com auxílio de moto bomba de sucção e armazenada em caixa de água (500 L) no barco, e posteriormente acondicionada nos tratamentos e nas 5 réplicas de cada tratamento. A água da caixa de água representava a relação predador-presa existente na lagoa, e foi utilizada em todo experimento. Concomitantemente, foram coletados 100 mL de água da lagoa, fixados com lugol-acético, para se obter uma amostra da comunidade de presas (fitoplâncton) do ambiente, antes do início do tratamento, e 400 L de água, obtidos com balde graduado (20 L), e filtrados em rede de plâncton (45  $\mu$ m) para se obter uma amostra da comunidade de predadores (zooplâncton).

As unidades amostrais utilizadas foram garrafas de plástico transparente (5 L; 29 cm de altura x 16 cm de diâmetro). Estas garrafas foram fixadas por poitas e ficaram suspensas na sub-superfície, sem sombreamento. Entre os tratamentos, compostos por 5 réplicas cada, foi manipulada a concentração do predador (zooplâncton) com auxílio de rede de plâncton (45  $\mu$ m), para que representassem diferentes relações com a concentração da presa (fitoplâncton). Os tratamentos foram: (i) a relação observada no ambiente entre a abundância do predador e da presa, sem manipulação das concentrações (controle - C); (ii) a relação natural de presas, com a de predadores diluída 2 vezes (T1) contendo  $\frac{1}{4}$  de água da lagoa e  $\frac{3}{4}$  de água da lagoa filtrada; (iii) a relação natural de presas, com a de predadores diluída 1 vez (T2) contendo  $\frac{1}{2}$  de água da lagoa e  $\frac{1}{2}$  de água da lagoa filtrada; (iv) a relação natural de presas, com a de predadores concentrada 2



vezes (T3) contendo água da lagoa e 75% da água da lagoa com maior concentração de predadores; (v) a relação natural de presas, com a de predadores concentrada 4 vezes (T4) contendo 100% da água da lagoa filtrada com uma elevada concentração de predadores (40 litros).

As diluições foram realizadas com a água filtrada (rede de 10  $\mu\text{m}$ ) e livre de partículas, sendo coletada no próprio ambiente, onde ocorrem normalmente as comunidades, adicionando-se as respectivas porcentagens de água filtrada (T1 = 75% e T2 = 50%). Por outro lado, as concentrações foram realizadas através da coleta de 20 e 40 litros de água da lagoa, com balde graduado, concentradas em rede de plâncton (45  $\mu\text{m}$ ) e adicionados aos tratamentos, respectivamente (T3 = 75% e T4 = 100%).

### **2.3 Amostragem das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas**

A comunidade fitoplanctônica foi amostrada na lagoa e em todos os tratamentos com frascos de vidro, no tempo final do experimento e as amostras foram fixadas com solução de lugol acético. Esse material foi armazenado para posterior análise em laboratório.

Ressalta-se que o tratamento controle foi preenchido com essa mesma água. Ao final do experimento, foi filtrado o restante de água de cada tratamento na mesma rede de plâncton. Todo material foi fixado em frascos de vidro de 100 mL, previamente etiquetados, com solução de formaldeído à 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

### **2.4 Análise em laboratório**

A análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi realizada de acordo com Utermöhl (1958), em microscópio invertido (Carl Zeiss) e ocular milimétrica acoplada. A contagem foi feita em campos aleatórios, até a estabilização do incremento do número de indivíduos por classe, e o resultado expresso em indivíduos (células, colônias ou filamentos) por mililitro. O enquadramento de Cyanobacteria foi realizado segundo Komárek & Anagnostidis (1986, 1989, 1998, 2005), e para os demais grupos, foi utilizado Reiers (2003).

A biomassa fitoplanctônica ( $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ ) foi estimada a partir do biovolume dos indivíduos, considerando as fórmulas geométricas das células algas, segundo Hillebrand *et al.* (1999), Sun & Liu (2003) e Fonseca *et al.* (2014). Para tal, foram tomadas as medidas de volume, superfície, máxima dimensão linear, largura e altura para cada táxon, e no mínimo 50 indivíduos, ou de todos os indivíduos, quando a abundância era reduzida. Os cálculos de superfície e volume basearam-se

nas fórmulas geométricas das células algais, segundo Hillebrand *et al.* (1999), Sun & Liu (2003) e Fonseca *et al.* (2014). As fórmulas utilizadas nesse estudo estão descritas no Apêndice A.

Os táxons identificados foram enquadrados nos sete grupos morfológicos-funcionais do fitoplâncton (GFBM I ao GFBM VII) de acordo com Kruk *et al.* (2010), a partir das características morfológicas de cada táxon (i. e. presença de aerótopos, flagelos, mucilagem, heterocistos, presença de sílica e volume). Estes autores definiram sete grupos: GFBM I - organismos pequenos (até 5 µm), com altos valores da razão entre a área de superfície e o volume individual, considerados micro propágulos, não são preferencialmente predados por apresentarem baixo retorno energético (Rubenstein e Koehl, 1977); GFBM II - pequenos flagelados com estruturas silicosas, possuem características que dificultam a predação e apresentam capacidade de produzir propágulos; GFBM III – organismos com grandes filamentos dotados de aerótopos, crescimento lento, tolerantes a condições ambientais limitantes, como baixa luminosidade e redução da concentração de nutrientes; GFBM IV - organismos de tamanho médio sem especializações, representados por uma ampla variedade de classes; GFBM V - flagelados unicelulares de tamanho médio a grande – até 11,6 µm, possuem representantes mixotróficos e alto valor nutricional; GFBM VI - não flagelados com exoesqueletos siliciosos, as células possuem alta densidade e baixa motilidade; e GFBM VII - grandes colônias mucilaginosas, com alto volume, descritas como k-estrategistas por concentrarem suas células em torno de mucilagem. Os táxons identificados foram enquadrados nos sete grupos morfológicos-funcionais do fitoplâncton (MBFG I ao MBFG VII) propostos por Kruk *et al.* (2010), a partir das características morfológicas de cada táxon (i. e. presença de aerótopos, flagelos, mucilagem, heterocistos, presença de sílica e volume).

A identificação das espécies zooplanctônicas foi realizada com auxílio de lâminas e lamínulas comuns e câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio óptico Olympus, e de acordo com a bibliografia especializada (ver Lansac-Tôha *et al.*, 2009).

A abundância desses invertebrados foi estimada a partir da contagem de, no mínimo, 50 indivíduos de cada grupo (rotíferos, cladóceros e copépodes), em três sub-amostragens subsequentes (Bottrell & Duncan, 1976), obtidas com pipeta do tipo Stempell (2,5 ml), e em câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio óptico Olympus. Amostras com baixo número de indivíduos foram quantificadas na íntegra e os resultados expressos em ind L<sup>-1</sup>.

## 2.5 Análise dos dados

Para verificar o gradiente de predação estabelecido no delineamento experimental, com base nas diferentes concentrações do zooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodes), foi realizada uma análise de variância (ANOVA) com a abundância desses organismos, entre os tratamentos. Após essa análise, foi realizado o Teste de Tukey para verificar as diferenças significativas da abundância entre os tratamentos. A ANOVA e o Teste de Tukey foram realizados com o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2013).

Para avaliar o efeito da concentração do predador (zooplâncton) sobre a presa (fitoplâncton) foram utilizadas regressões lineares simples (Zar, 2009), tendo como variável explanatória a abundância do zooplâncton, e como variável resposta o biovolume e abundância do fitoplâncton total e dos sete grupos funcionais, separadamente. Esses dados foram transformados em  $\log_{10}(x+1)$  para aproximar as relações aos modelos lineares. As regressões foram realizadas com a função “lm” do pacote “stats”.

Os pressupostos de normalidade e heterogeneidade foram testados utilizando Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. As análises foram consideradas significativas ao nível de  $\alpha = 0,05$ . Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team 2013) usando o pacote vegan (Oksanen 2011) e a construção do gráfico foi realizada usando o Statistica 7.0 (Statsoft Incorporation 2005).

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Composição da comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica foi composta por 164 espécies em todo o experimento, incluídas em 9 classes, sendo essas: Chlorophyceae (63 espécies), Bacillariophyceae (44 espécies), Cyanobacteria (17 espécies), Zygnemaphyceae (15 espécies), Euglenophyceae (14 espécies), Chrysophyceae (4 espécies), Cryptophyceae (3 espécies), Xanthophyceae (3 espécies) e Dinophyceae (1 espécie) (Apêndice B).

Dentre as classes do fitoplâncton presentes no experimento, a classe das Cyanobacterias ( $7,68 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) apresentou os maiores valores de biovolume ao longo dos tratamentos, enquanto Xanthophyceae ( $0,0052 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) os menores valores (Fig. 2 A). A classe com maior abundância foi Chlorophyceae ( $2080 \text{ ind. L}^{-1}$ ) enquanto zyghinemaphyceae ( $2 \text{ ind. L}^{-1}$ ) teve a menor representatividade (Fig. 3 B).

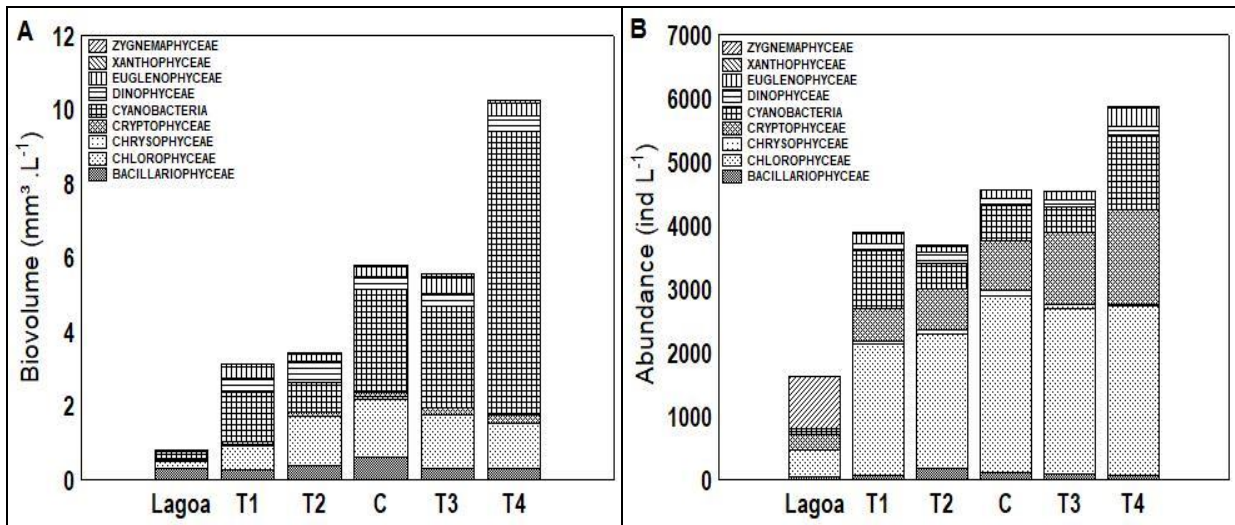


Figura 2. Composição da comunidade fitoplânctônica registrada no experimento de predação.

O biovolume total dos grupos funcionais do fitoplâncton no experimento apresentou valores máximos e mínimos nos tratamentos, respectivamente com GFBM III ( $0,00004 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e GFBM VII ( $3.820 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Fig.3 A), a abundância total do fitoplâncton apresentou menor abundância nos tratamentos, com o GFBM II ( $1 \text{ ind L}^{-1}$ ) e maior abundância GFBM V ( $837 \text{ ind L}^{-1}$ ) (Fig. 3 B).

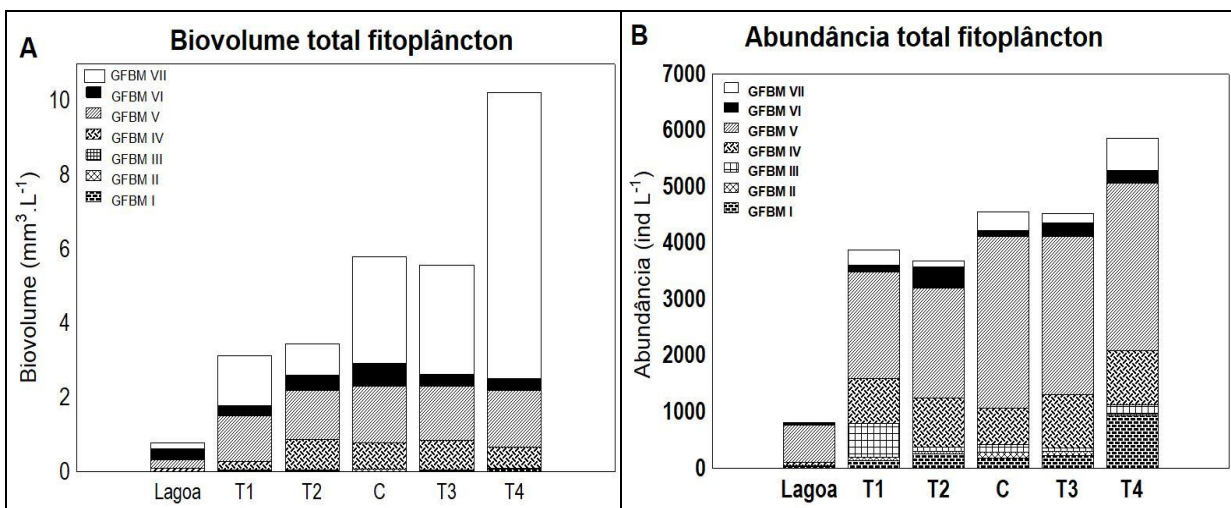


Figura 3. Distribuição da biovolume ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e abundância total ( $\text{ind L}^{-1}$ ) e por grupos funcionais baseados em morfologia (GFBM) do fitoplâncton no experimento, sendo inicial coletado na caixa de aclimatação no início do experimento e tratamentos (incluindo controle) coletados ao término do experimento. Note que os gráficos diferem quanto a escala do eixo y.

### 3.2 Composição da comunidade zooplancônica

A comunidade zooplancônica foi composta por 49 espécies em todo o experimento, sendo rotífero o grupo mais representativo (40 espécies), seguido por cladóceros (21 espécies) e copépodes (6 espécies). Ao todo os rotíferos estiveram representados por Trichocercidae (12 espécies), Brachionidae (8 espécies), Lecanidae (7 espécies), Synchaetidae (5 espécies), Gastropodidae (2 espécies), Ituridae (2 espécies) Euchlanidae, Filinidae, Mytilinidae (1 espécie cada) além de Bdelloidea. Para os cladóceros, a família com maior representatividade foi Daphnidae (6 espécies), seguida por Chydoridae (4 espécies), Macrothricidae (4 espécies), Bosminidae (2 espécies), Sididae (2) e Ilyocryptidae (1 espécie). Os copépodes foi o grupo com menor representatividade, sendo registrada Cyclopidae (5 espécies) e Diaptomidae (1 espécie) (Figura 4) (Apêndice C).

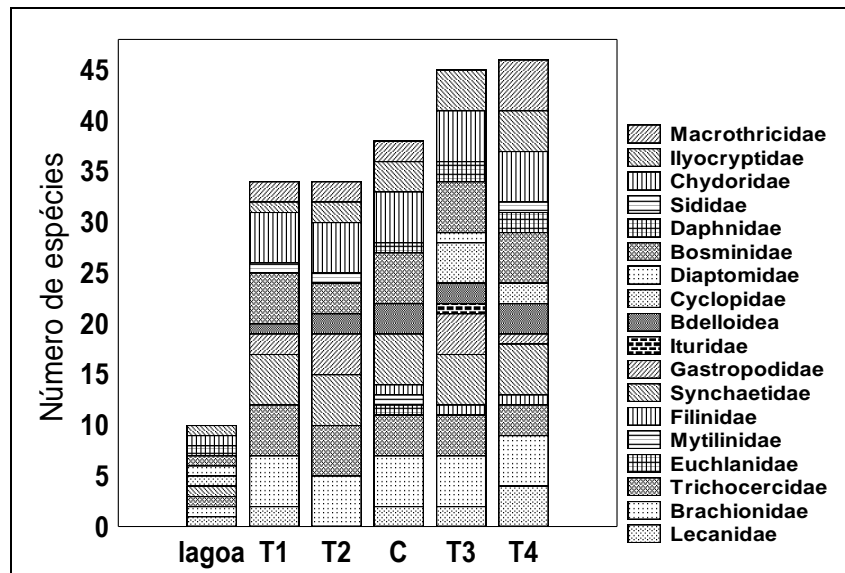


Figura 4. Composição da comunidade zooplancônica, descrita pelos diferentes grupos, por família, além da ordem Bdelloidea (rotífero), registrado no experimento

Os rotíferos apresentaram maior riqueza de espécies entre os tratamentos, variando respectivamente de 16 a 20, seguidos por cladóceros (4 a 16 espécies) e copépodes (2 a 6 espécies) (Fig.5 A). A abundância de rotíferos variou de 207 a 1889 ind L<sup>-1</sup> e os cladóceros de 8 a 111 ind L<sup>-1</sup> de 37 a 308 ind L<sup>-1</sup>.

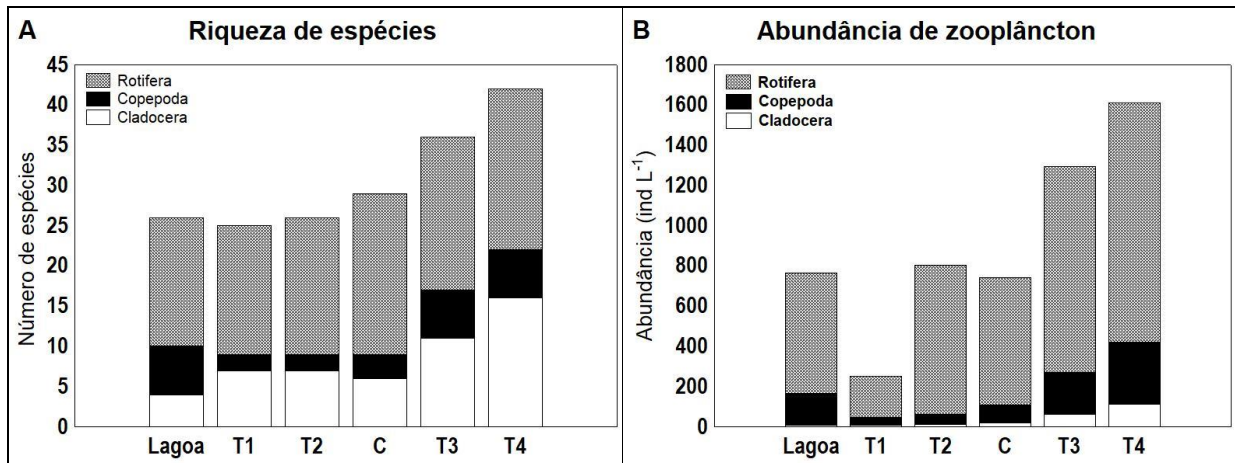


Fig. 5. Distribuição da riqueza e abundância total ((ind L<sup>-1</sup>) do zooplâncton no experimento, sendo inicial coletado no ambiente no início do experimento e tratamentos (incluindo controle) coletados ao termino do experimento. Note que os gráficos diferem quanto a escala do eixo y.

### 3.3 Avaliação do gradiente de predação

A abundância do zooplâncton também apresentou uma variação ao longo do gradiente de predação, como previsto no delineamento do experimento, e de maneira significativa ( $F=11,79$ ,  $p=0,0001$ ). O Teste de Tukey mostrou que a média da abundância diferiu significativamente entre os tratamentos T1 e T5 ( $p<0,001$ ), T1 e T4 ( $p<0,001$ ), T2 e T5 ( $p=0,011$ ), T3 e T5 ( $p=0,006$ ) (Figura 3a). Comparando esses resultados com os dados da lagoa, foi observado que a abundância continuou menor, principalmente, no tratamento de maior diluição da abundância dos predadores (T1), e maior nos tratamentos com a concentração dos predadores (T4 e T5). Valores similares da abundância entre o final e o início do experimento foram constatados para o tratamento com menor diluição (T2) e no tratamento onde não houve manipulação da abundância (T3) (Figura 6). Os rotíferos foram numericamente dominantes em todos os tratamentos e na lagoa, seguidos dos copépodes e cladóceros.

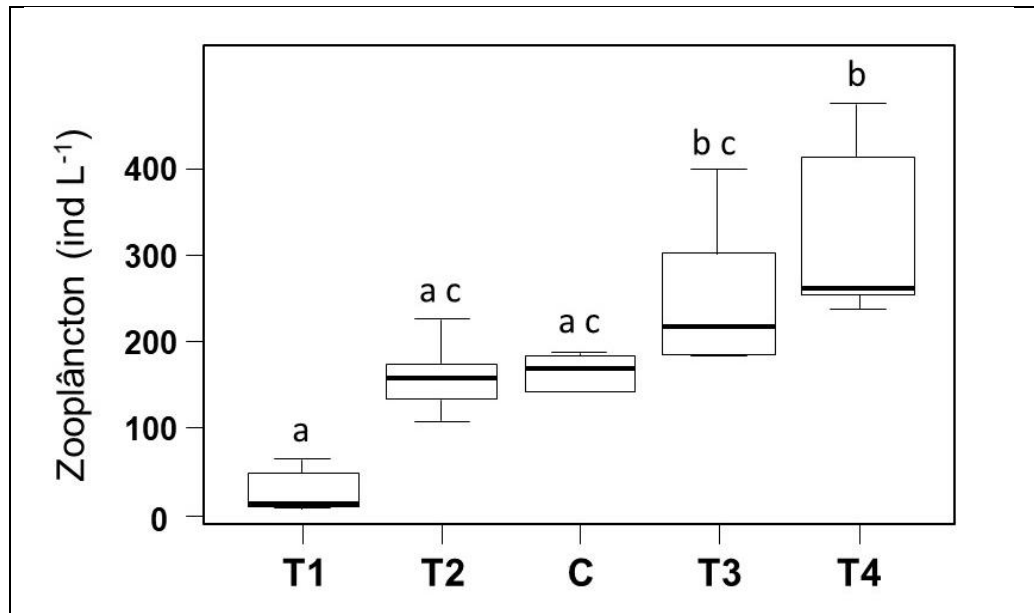


Figura. 6. Variação da abundância do zooplâncton entre os tratamentos (barra central = mediana, quartil superior = 75% dos valores, quartil inferior = 25% dos valores, limite inferior e superior= valores máximos e mínimos).

### 3.4 Respostas da comunidade fitoplanctônica à predação do zooplâncton

O gradiente de pressão de predação do zooplâncton agiu somente sobre o MBFG III, pois a relação entre as abundâncias total dos predadores e a das presas do MBFG III foi inversamente significativa (Tabela 1).

Por outro lado, o aumento da abundância total do zooplâncton propiciou significativamente o aumento do biovolume total do fitoplâncton e dos MBFG IV e MBFG VII; a abundância dos rotíferos, o biovolume total e do MBFG VII; a abundância dos cladóceros, o biovolume total e dos MBFG I, MBFG V e MBFG VII, e a abundância total e do MBFG V; e a abundância dos copépodes, o biovolume total e dos MBFG I, MBFG V, MBFG VI e MBFG VII, e a abundância total e do MBFG V (Tabela 1).

Tabela 1. Regressões lineares entre o grupo de predador e os atributos da presa verificadas no experimento de pressão de predação, realizado na lagoa das Garças, na planície de inundação do alto rio Paraná (Brazil)

Predador	Presa	r <sup>2</sup>	β <sub>0</sub>	β <sub>1</sub>	p
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.2485	-0.12462	0.18419	0.011
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG IV (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1661	-0.03064	0.03283	0.043

Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.246	-0.21540	0.18014	0.011
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.321	3.0543	-0.8482	0.003
Rotífero (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1722	0.06732	0.10262	0.03
Rotífero (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1788	-0.03234	0.10278	0.03
Rotífero (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.291	2.3017	-0.5405	0.005
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.4483	0.04635	0.27636	0.0002
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG I (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3245	-0.00100 31	0.00363 62	0.002
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.2876	0.04457	0.05527	0.005
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3889	-0.03448	0.25303	0.0008
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.3789	2.4340	0.4558	0.001
Cladóceros (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (ind L <sup>-1</sup> )	0.2415	2.55797	0.16177	0.01
Copépodes (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.4384	-0.11693	0.29115	0.0003
Copépodes (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3799	-0.00050 17	0.06767 74	0.001
Copépodes (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3866	-0.18688	0.26878	0.0009
Copépodes (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.3448	2.1870	0.4633	0.002
Copépodes (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.2648	2.44920	0.18046	0.008

#### 4 DISCUSSÃO

O gradiente de pressão de predação alterou o biovolume e a abundância da comunidade fitoplanctônica e dos grupos funcionais. No entanto, nem todas as respostas do fitoplâncton foram negativas ao aumento da abundância do zooplâncton, e, dentre os grupos, somente os rotíferos apresentaram uma pressão de predação, o que refletiu nos resultados encontrados para a comunidade, pois esses organismos foram numericamente dominantes em todos os tratamentos. O estabelecimento da relação predador-presa é reflexo direto dos diferentes tipos de predadores presentes no ambiente, e diretamente dependente da seletividade alimentar desses organismos e de sua capacidade de selecionar, manipular e consumir as presas (Lampert *et al.*, 1986; Hansen *et al.*, 1994). Outro fator a ser levado em consideração é o tamanho específico da presa sobre o qual o zooplâncton se alimenta (Polis *et al.*, 1989).



Nesse sentido, as relações inversas encontradas entre as abundâncias do zooplâncton, rotíferos e do MBFG III foi encontrada devido a elevada abundância de algas pequenas (*Pseudoanabena mucicola*), com  $7.5\mu\text{m} \times 2.5\mu\text{m}$ . Embora esse grupo seja caracterizado, de uma forma geral, por algas filamentosas e com elevados valores da razão superfície/volume (Kruk *et al.*, 2010). No experimento, algas filamentosas maiores foram pouco representativas. Outra característica das algas que pode ter favorecido a predação sobre esse grupo é a presença de aerótopos que facilita a sua flutuação na coluna de água, tornando-o uma presa facilmente acessível (Walsby, 1994).

Por outro lado, as várias relações positivas e significativas observadas entre a abundância dos zooplâncton e a abundância e o biovolume do fitoplâncton e dos grupos funcionais mostraram o efeito indireto da relação predador-presa (mecanismo top-down), interferindo nas relações de competição entre as populações de presas e o efeito da liberação de nutrientes (mecanismo bottom-up) (Carpenter *et al.*, 1985). A adição de nutrientes nos tratamentos, no início do experimento, pode ter favorecido o crescimento das populações fitoplanctônicas, bem como a predação do zooplâncton, que causa a liberação de nutrientes, provenientes do rompimento das células algais e/ou da excreção zooplanctônica (Oliver *et al.*, 2014).

Correlações positivas entre presa e predadores ocorrem quando a taxa de crescimento da presa é maior do que a taxa de predação, e que esse crescimento é exclusivamente determinado pela disponibilidade de recursos (Pereira *et al.*, 2005). As taxas de crescimento celular do fitoplâncton são intrinsicamente relacionadas aos fatores cenopoéticos, como disponibilidade de nitrogênio, fósforo, carbono, alta temperatura e disponibilidade de luz (Delazari-Barroso *et al.*, 2011). Portanto, os grupos funcionais algais podem aumentar em abundância mesmo sob o efeito de predação, caso essa interação biótica não seja suficientemente eficiente para a redução numérica dos mesmos (Bormans *et al.*, 2005). Essa não eficiência de predação pode estar relacionado ao curto período de tempo do experimento, que não favoreceu o crescimento populacional dos predadores, a predação seletiva sobre os melhores competidores e/ou, ainda, as características morfofisiológicas das presas, que não favoreceram a predação (Straile, 1997). Neste caso, o biovolume dessas algas pode variar em até 6 vezes (Dias & Huszar, 2011), dependendo das condições ambientais. Essas algas podem apresentar, ainda, protuberâncias, processos e espinhos (Padisák, Soróczki-Pintér & Reznér, 2003) e, em casos extremos, como as cianobactérias, possuir

mucilagem, que lhes permite sobreviver à passagem pelo aparelho digestório dos predadores (Porter, 1976).

As relações positivas e significativas entre a abundância do zooplâncton (rotíferos e copépodes) e o biovolume do MBFG VII, onde as cianobactérias se enquadram (Kruk *et al.*, 2010), podem estar relacionadas a presença de mucilagem ou tamanho da colônia, que são estratégias eficientes para reduzir a perda de biomassa por predação (Kruk *et al.*, 2017), pois a eficiência do aparelho filtrador do zooplâncton é substancialmente afetada, reduzindo as taxas de predação do zooplâncton (Bonecker *et al.*, 2007). Esse fato explica o aumento expressivo deste grupo de algas, tanto em abundância como o biovolume, nos tratamentos quando comparado o início do experimento (lagoa).

O MBFG IV, embora caracterizado por algas de tamanho médio e palatáveis para o zooplâncton, também aumentou o biovolume, na maioria dos tratamentos, quando comparado a lagoa. Essas algas apresentam grande ganho energético e são potencialmente predadas por cladóceros (Colina *et al.*, 2016), entretanto esses microcrustáceos apresentaram baixa representatividade na lagoa e nos tratamentos. Por outro lado, uma relação positiva e significativa entre a abundância do zooplâncton e o biovolume dessas algas também foi constatada.

O MBFG V, representado por flagelados unicelulares de tamanho médio a grande (até 11,6  $\mu\text{m}$ ), foi o grupo que apresentou um maior número de relações positivas e significativas com os microcrustáceos, que foram mais abundantes nos tratamentos com maior concentração do zooplâncton, onde também foram observadas maiores valores de biovolume e abundância totais do fitoplâncton, sendo que o primeiro atributo foi descrito, principalmente, pelo MBFG V e o segundo, pelo MBFG VII, seguido do MBFG V. Dentre os microcrustáceos, os copépodes foram os mais abundantes, e esses organismos são seletivos quanto ao tipo de alimento e são capazes de manipular partículas do fitoplâncton, selecionando células de alta qualidade e eliminando componentes que não apresentam ganho energético ou que possuam toxicidade (DeMott & Moxter, 1991; Ger *et al.*, 2016; Russo *et al.*, 2016).

Relações positivas e significativas observadas para a abundância dos cladóceros e o biovolume do MBFG I podem ter ocorrido, apenas, pela reduzida representatividade de ambos na lagoa e nos tratamentos. Essas algas são muito pequenas (até 5  $\mu\text{m}$ ), com altos valores da razão superfície/volume, considerados como micropropágulos, e não são preferencialmente predados por apresentarem baixo retorno energético (Rubenstein e Koehl, 1977). Além da reduzida abundância

no experimento, o tamanho da partícula consumida pelos cladóceros está diretamente relacionado com o seu tamanho do corpo, ou seja, um organismo maior pode consumir partículas maiores (Wahlström *et al.*, 2000). No experimento, o tamanho de corpo dos cladóceros variou de >143 µm até 1.160 µm.

Os resultados desse experimento permitiram corroborar parcialmente a nossa hipótese, pois houve a redução da abundância de apenas um grupo morfofuncional de algas com o aumento da abundância do zooplâncton, e essa relação esteve associada a seletividade alimentar dos rotíferos, pois a disponibilidade deste recurso não foi evidente na lagoa. Portanto, o efeito do gradiente de predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton não deve ser considerado apenas como uma simples relação, expressa somente pela redução da abundância total e dos grupos funcionais de presas, mas alterações na composição funcional da comunidade de presa podem ser encontradas. Essas respostas estão relacionadas à uma combinação de fatores, como a competição, disponibilidade de recursos e estratégia de vida, favorecendo ou não a sobrevivência dos diferentes grupos funcionais, que desempenham diferentes funções no ecossistema. As estimativas resultantes desse experimento permitem entender parte da dinâmica trófica entre as comunidades planctônicas em lagoas rasas subtropicais.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO A. A, S. M. THOMAZ e K. A. NAKATANI. 2002. *A planície de inundação do Alto rio Paraná*. UFMG. Programa PELD, Belo Horizonte.
- ANDERSON, T. R. Plankton functional type modelling: running before we can walk?. **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 11, p. 1073-1081, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi076>
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed Editora, 2009.
- BONECKER, C. C. *et al.* Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 115-123, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0391-x>
- BORMANS, M.; FORD, P. W.; FABBRO, L. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. **Journal of plankton Research**, v. 27, n. 1, p. 61-70, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh150>
- BORTOLINI, J. C. *et al.* Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 98-108, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100011>

BORTOLINI, J. C.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 223-236, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2378-y>

BOTTRELL, A.; DUNCAN, A. A review of some problems in zooplankton production studies. Contribution from the Plankton. **DEU**, v. 20, n. 2, 1976.

CALBET, A. *et al.* Effects of light availability on mixotrophy and microzooplankton grazing in an oligotrophic plankton food web: evidences from a mesocosm study in Eastern Mediterranean waters. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 424, p. 66-77, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.05.005>

CAMPOS, J. R. C. *et al.* Composição da comunidade zooplanctônica de três lagoas da ilha Porto Rico na planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 183-194, 1996.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. Consumer control of lake productivity. **BioScience**, v. 38, n. 11, p. 764-769, 1988. DOI: [10.2307/1310785](https://doi.org/10.2307/1310785)

COLINA, M. *et al.* A trait-based approach to summarize zooplankton–phytoplankton interactions in freshwaters. **Hydrobiologia**, v. 767, n. 1, p. 221-233, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2503-y>

DELAZARI-BARROSO, A. *et al.* Phytoplankton-zooplankton interactions at Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo State, Brazil: Growth responses in the absence of grazing. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 1, p. 27-34, 2011. DOI: [10.4013/nbc.2011.61.04](https://doi.org/10.1007/s11284-011-9610-4)

DEMOTT, W. R. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. **Oecologia**, v. 69, n. 3, p. 334-340, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00377053>

DEMOTT, W. R.; MOXTER, Felix. Foraging cyanobacteria by copepods: responses to chemical defense and resource abundance. **Ecology**, v. 72, n. 5, p. 1820-1834, 1991. DOI: [10.2307/1940981](https://doi.org/10.2307/1940981)

DIAS, J. B.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011. DOI: [http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04](https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04)

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology e evolution**, v. 16, n. 11, p. 646-655, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

FINKEL, Z. V. *et al.* 2009. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. **Journal of plankton research**, 32 (1), 119-137. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbp098>

FONSECA, B. M. *et al.* Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. **Hoehnea**. Vol. 41, n. 1, (mar. 2014), p. 9-30, 2014. DOI: [http://hdl.handle.net/10183/112134](https://hdl.handle.net/10183/112134)

FORBES, S. A. The Lake as a Microcosm. **Bull of the Scientific Association**. (Peoria, IL), 77-87. 1887. DOI: [http://hdl.handle.net/2142/45976](https://hdl.handle.net/2142/45976)

- GER, K. A. *et al.* The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful algae**, v. 54, p. 128-144, 2016. DOI: 10.1016/j.hal.2015.12.005
- VAZZOLER, A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Eduem, 1997.
- HANSEN, B.; BJORNSEN, P. K.; HANSEN, P. J. The size ratio between planktonic predators and their prey. **Limnology and oceanography**, v. 39, n. 2, p. 395-403, 1994. DOI: 10.4319/lo.1994.39.2.0395
- HILLEBRAND, H. *et al.* Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999. DOI: 10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x
- HUNTLY, N. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, n. 1, p. 477-503, 1991. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.22.110191.002401>
- KALFF, J. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall. New Jersey. USA. 2002.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2-Chroococcales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v. 73, n. 2, p. 157-226, 1986.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, p. 247-345, 1989.
- KOMÁREK, J. e K. ANAGNOSTIDIS. Cyanoprokaryota - 1. Teil: Chroococcales. Pp. 1-548. In: Ettl, H.; Gärtner, G.; Heynig, H. e Mollenhauer D. (eds.). *Süßwasserfl ora von Mitteleuropa 19/1*. Heidelberg, Gustav Fischer. 1998.
- KOMÁREK, J. e K. ANAGNOSTIDIS. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: BÜDEL, B.; KRIENITZ, L.; GÄRTNER, G.; SCHAGERL, M. (Eds) München: *Elsevier Spektrum Akademischer Verlag*. 759. 2005.
- KRATINA, P. *et al.* Environmental control of the microfaunal community structure in tropical bromeliads. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 5, p. 1627-1634, 2017. DOI: 10.1002/ece3.2797
- KRUK, C. *et al.* Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901-912, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/24.9.901>
- KRUK, C. *et al.* A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- KRUK, C. *et al.* Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 1, p. 110-118, 2011. DOI: 10.4319/lo.2011.56.1.0110
- KRUK, C.; SEGURA, A. M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 191-202, 2012. DOI: 10.1007/s10750-012-1072-6
- KRUK, C. *et al.* Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 10, p. 1681-1692, 2017. DOI: 10.1111/fwb.12968

- LAMPERT, W. *et al.* Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. **Limnology and Oceanography**, v. 31, n. 3, p. 478-490, 1986. DOI: 10.4319/lo.1986.31.3.0478
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology: the ecology of lakes and streams**. Oxford university press, 2007.
- LANDRY, M. R.; HASSETT, R.P.I. Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton. **Marine biology**, v. 67, n. 3, p. 283-288, 1982. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00397668>
- LANSAC-TÔHA, F. A. *et al.* Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 539-549, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>
- LEITÃO, E.; GER, K. A.; PANOSSO, R. Selective Grazing by a Tropical Copepod (*Notodiaptomus iheringi*) Facilitates *Microcystis* Dominance. **Frontiers in microbiology**, v. 9, p. 301, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00301>
- MODENUTTI, B. *et al.* Impact of different zooplankton structures on the microbial food web of a South Andean oligotrophic lake. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S289-S298, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00030-4](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00030-4)
- OKSANEN, J. *et al.* Package ‘vegan’. **Community ecology package, version**, v. 2, n. 9, 2013.
- OLIVER, S. K. *et al.* Nutrient excretion by crustacean zooplankton in the deep chlorophyll layer of Lake Superior. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 72, n. 3, p. 390-399, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0209>
- ONANDIA, G.; DIAS, J. D.; MIRACLE, M. R. Zooplankton grazing on natural algae and bacteria under hypertrophic conditions. **Limnetica**, v. 34, n. 2, p. 541-560, 2015.
- PADISÁK, J.; SORÓCZKI-PINTÉR, É.; REZNER, Z. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton—an experimental study. In: **Aquatic biodiversity**. Springer, Dordrecht, 2003. p. 243-257. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-007-1084-9\\_18](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1084-9_18)
- PEREIRA, D. G. *et al.* Abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de reservatórios com distintos graus de trofia. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 1, p. 43-50, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i1.1358>
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- PFISTER, G.; ARNDT, H.. Food selectivity and feeding behaviour in omnivorous filter-feeding ciliates: a case study for *Stylonychia*. **European Journal of Protistology**, v. 34, n. 4, p. 446-457, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0932-4739\(98\)80013-8](https://doi.org/10.1016/S0932-4739(98)80013-8)
- POLIS, G. A.; MYERS, C. A.; HOLT, R. D. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. **Annual review of ecology and systematics**, v. 20, n. 1, p. 297-330, 1989. DOI: 10.1890/13-2141.1

PORTER, K. G. Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. **Science**, v. 192, n. 4246, p. 1332-1334, 1976. DOI: 10.1126/science.192.4246.1332

QIU, L. *et al.* Snowmelt-driven changes in dissolved organic matter and bacterioplankton communities in the Heilongjiang watershed of China. **Science of the Total Environment**, v. 556, p. 242-251, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.199>

QUINTANA, X. D. *et al.* Predation and competition effects on the size diversity of aquatic communities. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 45-57, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0368-1>

RADZIKOWSKI, J. Resistance of dormant stages of planktonic invertebrates to adverse environmental conditions. **Journal of Plankton Research**, v. 35, n. 4, p. 707-723, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt032>

REVIERS, B. D. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 1. 2003.

ROBERTO, M. C.; SANTANA, N. F.; THOMAZ, S. M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 717-725, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300025>

RUBENSTEIN, D. I.; KOEHL, M. A. R. The mechanisms of filter feeding: some theoretical considerations. **The American Naturalist**, v. 111, n. 981, p. 981-994, 1977. DOI: <https://doi.org/10.1086/283227>

RUSSO, E. *et al.* Modifying the functional diversity in the zooplankton assemblage of an oligotrophic lake differentially affects pelagic community structure and biomass. **Food Webs**, v. 8, p. 23-31, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2016.07.003>

SIH, A.; CHRISTENSEN, B. Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail?. **Animal behaviour**, v. 61, n. 2, p. 379-390, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1006/anbe.2000.1592>

SIMÕES, N. R. *et al.* Zooplankton species richness–productivity relationship: Confronting monotonic positive and hump-shaped models from a local perspective. **Austral Ecology**, v. 38, n. 8, p. 952-958, 2013. DOI: 10.1111/aec.12038

STRAILE, D. Gross growth efficiencies of protozoan and metazoan zooplankton and their dependence on food concentration, predator-prey weight ratio, and taxonomic group. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 6, p. 1375-1385, 1997. DOI: 10.4319/lo.1997.42.6.1375

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 25, n. 11, p. 1331-1346, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>

SVANBÄCK, R.; BOLNICK, D. I. Intraspecific competition affects the strength of individual specialization: an optimal diet theory method. **Evolutionary Ecology Research**, v. 7, n. 7, p. 993-1012, 2005.

TEAM, R. Core *et al.* R: A language and environment for statistical computing. 2013.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958. DOI: <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958. DOI: <https://doi.org/10.1139/f79-055>

VANDERPLOEG, H. A.; SCAVIA, D. Two electivity indices for feeding with special reference to zooplankton grazing. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 36, n. 4, p. 362-365, 1979. DOI: <https://doi.org/10.1139/F09-075>

VILLÉGER, S.; MASON, N. WH; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

WAHLSTRÖM, E. *et al.* Size-dependent foraging efficiency, cannibalism and zooplankton community structure. **Oecologia**, v. 123, n. 1, p. 138-148, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050999>

WALSBY, A. E., , “Gas Vesicles”, *Microbiological Reviews*, v. 58, n.1, p. 94-144. 1994

YANG, E. J.; JIANG, Y.; LEE, S. H. Microzooplankton herbivory and community structure in the Amundsen Sea, Antarctica. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 123, p. 58-68, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.06.001>

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 2009.

**APÊNDICE A** - Formas geométricas utilizadas nas medidas de biovolume do fitoplâncton registrado no experimento, realizado na lagoa das Garças, na planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil, e suas respectivas legendas. As fórmulas podem ser conferidas em Hillebrand *et al.* (1999) e Sun e Liu (2003).

Forma geométrica	Legenda
2 cones	2cones
cilindro	cil
cilindro-60% (cêntrica)	cil -60%
cilindro-35% (penada)	cil base hel -35%
cilindro de base elíptica-35%	cil base hel -35%



cilindro + 2 cones	cil+2con
cilindro de base elíptica-10%	cilindro de base elíptica-10%
cone	cone
elipsoide de secção elíptica-35%	elip sec elip -35%
elipsoide de secção elíptica	elipsoide de secção elíptica
esfera	esf
esfera-20%	esfera-20%
esferóide	esfo
esfera oca	esfo oco
prisma semi-elíptico	prisma semi-elíptico
lunada	lun
paralelepípedo - 20%	paralelepípedo - 20%
piramide dupla -35%	pir dupla -35%
piramide	piramide
prisma com base elíptica	prisma em base elíptica
prisma em forma de foice	prisma em forma de foice
trapézio duplo -35%	trap duplo -35%
trapézio duplo -35% + cilindros	trap duplo -35%+cil
trapézio duplo -35% + cilindros -60%	trap duplo -35% + cil - 60%

Fonte: Silva, 2018.

**APÊNDICE B** - Forma geométrica, biovolume ( $\mu\text{m L}^{-1}$ ), superfície, razão superfície/volume (S/V) e classificação do grupo funcional baseado em morfologia (GFMB) dos táxons fitoplanctônicos registrados no experimento, realizado na lagoa das Garças, planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil. As legendas de formas geométricas podem ser encontradas no apêndice A.

Espécies	Forma geométrica	Biovolume	Superfície	S/V	GFMB
<b>BACYLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Amphora</i> sp.	trap duplo -35%	3061.8	1212.3	0.4	6
<i>Achnanthyidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	cil base hel -35%	298.6	301.7	1.01	6
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (Meister) Krammer	cil -60%	7157	3852.4	0.54	6
<i>Aulacoseira</i> sp	cil -60%	18555.1	14859.8	0.8	6
<i>Cocconeis</i> sp	cil	6431	2000.1	0.31	6
<i>Eunotia camelus</i> Ehr.	prisma em forma de foice	5824.7	2111.8	2.76	6
<i>Eunotia</i> sp1	prisma em forma de foice	4356.8	1763.9	2.47	6
<i>Eunotia</i> sp2	prisma em forma de foice	706.5	325.5	2.17	6
<i>Eunotia</i> sp3	prisma em forma de foice	4588.3	1372	3.34	6
<i>Eunotia</i> sp4	prisma em forma de foice	997	465.3	2.14	6
<i>Fragilaria</i> sp1	prisma em base elíptica	3465.3	2234.7	1.55	6

<i>Fragilaria</i> sp2	prisma em base elíptica	2095.6	1354	1.55	6
<i>Fragilaria</i> sp3	prisma em base elíptica	10110.8	5937.7	1.7	6
<i>Fragilaria</i> sp4	prisma em base elíptica	5033.8	3090.9	1.63	6
<i>Fragilaria</i> sp5	prisma em base elíptica	790.9	620.2	1.28	6
<i>Synedra</i> sp.	prisma em base elíptica	1295.3	1040.1	1.25	6
<i>Gomphonema</i> sp1	trap duplo -35%	326.8	290.6	0.89	6
<i>Gomphonema</i> sp2	trap duplo -35%	1187.2	709.2	0.6	6
<i>Gomphonema</i> sp3	trap duplo -35%	4630.6	1624.4	0.35	6
<i>Gyrosigma</i> sp1	cilindro de base elíptica-10%	1656.7	1016.1	0.6	6
<i>Gyrosigma</i> sp2	cilindro de base elíptica-10%	5353.4	2732.4	0.5	6
<i>Melosira centrales</i>	cil	68984.4	35472.2	0.51	6
<i>Navicula</i> sp.	trap duplo -35%	307.1	288.5	0.94	6
<i>Nitzschia</i> sp.	pir dupla -35%	323.4	237.8	0.74	6
<i>Pennales</i> sp1	cil base hel -35%	631.8	474.1	0.75	6
<i>Pennales</i> sp2	cil base hel -35%	306.3	296.1	0.97	6
<i>Pennales</i> sp3	cil base hel -35%	1340.1	712.8	0.53	6
<i>Pennales</i> sp4	cil base hel -35%	510.5	479.9	0.94	6
<i>Pennales</i> sp5	cil base hel -35%	550.4	397.9	0.72	6
<i>Pennales</i> sp6	cil base hel -35%	994.9	587.8	0.59	6
<i>Pennales</i> sp7	cil base hel -35%	4211.7	1580	0.38	6
<i>Pennales</i> sp8	cil base hel -35%	11457.8	2592.1	0.23	6
<i>Pennales</i> sp9	cil base hel -35%	9935.8	2879.3	0.29	6
<i>Pennales</i> sp10	cil base hel -35%	7753.4	2297.3	0.3	6
<i>Pinnularia</i> sp.	prisma em base elíptica	5146.9	2578.5	2	6
<i>Pinnularia</i> sp1	prisma em base elíptica	712.4	552.6	1.29	6
<i>Surirella</i> sp.	prisma em base elíptica	53811.8	16793.9	3.2	6
<i>Surirella</i> sp1	prisma em base elíptica	44091.9	14740.7	2.99	6
<i>Surirella</i> sp2	prisma em base elíptica	1962.5	1197.1	1.64	6
<i>Surirella</i> sp3	prisma em base elíptica	1962.5	1338.4	1.47	6
<i>Ulnaria ulna</i> sp1	prisma em base elíptica	6936.1	3744.3	1.85	6
<i>Ulnaria ulna</i> sp2	prisma em base elíptica	711.4	622.6	1.14	6
<i>Ulnaria ulna</i> sp3	prisma em base elíptica	10428.3	7208	1.45	6
<i>Ulnaria ulna</i> sp4	prisma em base elíptica	3206.9	2129.3	1.51	6
<b>CHLOROPHYCEAE</b>					
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lag.	cil	137.4	281.2	2.05	4
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Cor.) Ralfs	cil	879.6	1765.6	2.01	4
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i> Cor. Ralfs	cil	1068.1	2142.6	2.01	4
<i>Chlamydomonas</i> sp.	esfera-20%	266.4	185.9	0.7	5
<i>Botryococcus terribilis</i> Kom. e Marvan	esfo	3527.8	4728.2	1.34	7
<i>Oocystis</i> sp.	esf	1113.1	3318.3	2.98	1

<i>Cholorophyce</i> sp.	esfo	196.4	907.9	4.6	
<i>Cholorophyce</i> sp2	esf	294.5	176.7	1.25	
<i>Chlorococcales</i> sp1	cil	1767.2	706.9	2.5	7
<i>Chlorococcales</i> sp2	esf	452.4	2062.1	4.6	7
<i>Chloromonas</i> sp.	esf	65.5	78.5	0.83	5
<i>ciclostela</i> sp. .	esf	65.5	78.5	0.83	6
<i>Closteriopsis</i> sp.	esf	155.7	171.9	1.1	4
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	esfera-20%	4174.9	1590.4	2.63	4
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.	esfera-20%	5390.1	1885.7	2.86	4
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.	esfera-20%	4910.1	1772.1	2.77	4
<i>Coelastrum</i> sp1	esfera-20%	715.9	490.9	1.46	4
<i>Coenochloris</i> sp.	esf	335.1	450	1.3	4
<i>Coenochloris asymmetrica</i> sp.	esf	150.8	348.8	2.3	4
<i>Crucigenia</i> sp.	paralelepípedo - 20%	3375	3262.5	1	4
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.	esfo	223.3	615.8	2.8	4
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chod.) Hegew.	esfo	452.4	1017.9	2.3	4
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohl). Hegew.	esfo	228.3	962.1	4.2	4
<i>Desmodesmus disp. ar</i>	esfo	261	855.3	3.3	4
<i>Desmodesmus serratus</i> (Cor.) Am., Friedl e Hegew.	esfo	318.1	490.9	1.5	4
<i>Desmodesmus</i> sp.	esfo	130.9	314.2	2.4	4
<i>Dictyosp. haerium</i> <i>ehrenbergianum</i> Näg.	esfo	613.6	294.5	0.5	4
<i>Dictyosp. haerium</i> sp. .	esfo	1763.6	595.5	0.3	4
<i>Dictyosp. haerium</i> <i>tetrachotomum</i> Printz	esfo	1683.7	577.3	0.3	4
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom. Sensu Kom.	esfo	3511.4	850.6	0.2	4
<i>Golenkinia</i> sp.	esf	555.6	326.9	0.6	5
<i>Golenkiniopsis</i> sp.	esf	164.6	145.3	0.9	5
<i>Gonium</i> cf. <i>pectorale</i> Müll.	esfo	1570.8	1590.4	1	5
<i>Gonium</i> sp1	esfo	687.2	855.3	1.2	5
<i>Gonium</i> sp2	esf	220.9	176.7	0.8	5
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohl.) Com.	lun	117.8	98.7	0.8	4
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. W.) Schm.	lun	207.3	142.2	0.7	4
<i>Kirchneriella roselata</i> Hindák	lun	176.7	125.9	0.7	4
<i>Kirchneriella</i> sp.	lun	117.8	98.7	0.8	4
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen)	cilindro	23525.7	10626.1	0.5	4
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	lun	143.8	208.7	1.5	4
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. - Legn.	cil+2con	21.1	54	2.6	4

<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	cil+2con	276.5	390.5	1.4	4
<i>Monoraphidium</i> sp.	cil+2con	33	40	1.2	4
<i>Monoraphidium pirum</i>	cil+2con	19.6	64.8	3.3	4
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	cil+2con	59	145.9	2.5	4
<i>Nephrocytium limneticum</i> Näg.	esfo	58.9	62.8	1.1	4
<i>Nephrocytium schilleri</i> (Kamm.) Comas	esfo	62.8	66	1.1	4
<i>Oocystis</i> sp.	esf	452.4	1256.6	2.8	4
<i>Pandorina morum</i> (Muller) Bory	esf	1047.2	1590.4	1.5	4
<i>Paradoxia multiseta</i> Swir.	esfo	78.5	78.5	1	4
<i>Pediastrum argentiniensis</i> Bourrelly e Tell	cilindro	3200	320	0.1	4
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	cilindro	400	160	0.4	4
<i>Scenedesmus obtusus</i> Mey.	esfo	141.4	153.9	1.09	4
<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>ecornis</i>	esfo	265.5	452.4	1.7	4
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	2cones	103.1	124.1	1.2	4
<i>Schroederia</i> sp.	2cones	21.9	32.1	1.46	4
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.	2cones	43.2	52.8	1.22	5
<i>Sphaerellopsis</i> sp.	elipsoide de secção elíptica	1161.1	2143.9	1.8	5
<i>Stauridium tetras</i>	cilindro	706.9	541.9	0.8	4
<i>Tetraedron triangulare</i> Kosch.	piramide	156.3	144.4	0.9	4
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	piramide	76.6	85.3	1.1	4
<i>Ulothrix</i> sp.	cil	1295.9	1076	0.83	3
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	esfo	892.1	531.8	0.6	2
Chrysophyceae sp.	esfo	710.4	414.2	0.58	2
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i> Rut.	esfo	58.9	62.8	1.07	2
<i>Mallomonas</i> sp.	esfo	266.4	174.9	0.66	2
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Chroomonas</i> cf. <i>acuta</i> Uterm.	cone	57.2	90.6	1.58	5
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	cone	165	185.7	1.13	5
<i>Cryptomonas</i> sp.	cone	159	179.8	1.1	5
<b>CYANOPHYCEAE</b>					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	esf	314.2	1256.6	4	7
<i>Aphanocapsa</i> sp.	esf	310.3	408.3	1.3	7
<i>Aphanocapsa</i> sp1	esf	418.4	270.5	0.6	7
<i>Coelosp.</i> <i>haerium</i> sp.	esfo oca	1349.2	1088.7	0.81	7
<i>Cyanophyta</i> sp.	cil	58.9	237.2	4.03	7
<i>Epigloeosp. haera glebulenta</i> (Zal.) Kom.	cil	39.3	314.6	8.01	7
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	esf	8181.3	14313.9	1.75	7

<i>Microcystis</i> sp.	esf	65515.5	44488.2	0.68	7
<i>Radiocysts</i> sp.	esf	65515.5	39408.2	0.6	3
<i>Nostocales</i> sp.	esf	171.8	284.7	1.66	3
<i>Oscillatoria</i> sp.	cil	147.3	245.4	1.67	3
<i>Oscillatoriaceae</i> sp.	cil	502.7	1011.6	2.01	3
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.- Pest. e Naum.) Bourr.	cil	5.8	24.7	4.27	3
<i>Pseudanabaena</i> sp.	cil	19.6	80.1	4.08	3
<i>Pseudanabaenaceae</i> sp.	cil	206.8	554.9	2.68	3
<i>Pseudanabaenaceae</i> sp.	cil	24.3	99	4.06	7
<i>Snowella</i> sp.	esf	4.8	25.1	5.21	7
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium</i> sp.	esf	3135.8	1036.1	0.33	5
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>					
<i>Euglena</i> sp1	cone	147.3	170	1.15	5
<i>Euglena</i> sp2	cone	1312.1	743.6	0.57	5
<i>Lepocinclis ovum</i> var. ovum (Ehr.) Lemm.	esfo	1115.3	2182.8	1.96	5
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	elip sec elip -35%	2459	3074.9	1.25	5
<i>Monomorphina</i> sp.	elip sec elip -35%	1021	1766.2	1.73	5
<i>Phacus cf. pseudo-oscillaans</i>	elip sec elip -35%	1965.5	4057.5	2.06	5
<i>Phacus orbicularis</i> Hübn.	elip sec elip -35%	8040.5	9373	1.17	5
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müell.) Nitzs. ex Duj.	elip sec elip -35%	2580.5	3862.7	1.5	5
<i>Phacus</i> sp.	elip sec elip -35%	1485.3	2964.4	2	5
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playf.) Defl. (longicuda)	esfo	10012	9433.7	0.94	5
<i>Strombomonas tetraptera</i> Bal. e Dast.	esfo	4974.2	5972.7	1.2	5
<i>Strombomonas</i> sp1	esfo	6117.1	6761.8	1.11	5
<i>Strombomonas</i> sp2	esfo	551.4	1361	2.47	5
<i>Strombomonas</i> sp3	esfo	551.4	1361	2.47	5
<b>XANTHOPHYCEAE</b>					
<i>Centrtractus belenophorus</i> Lemm.	cil	642.6	587.7	0.9	4
<i>Ophiocytium cochleare</i> (Eichwald) A.Braun	cil	1767.2	1030.8	0.6	4
<i>Tetraedriella regularis</i> (Kütz.) Fott	piramide	800	413.7	0.5	4
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>					
<i>Closterium lineatum</i> Ehr. ex Ralfs	lunada	2699.8	1787.1	0.7	4
<i>Closterium jenner</i> (Ralfs)	lunada	1764.1	954.6	0.5	4
<i>Cosmarium contractum</i> Kirch.	esfo	4417.9	5510.4	1.25	4
<i>Cosmarium phaseolus</i> Brébisson ex Ralfs	esfo	2061.7	3325.5	1.61	4

<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) W.Archer	esfo	64975.5	33203.2	0.51	4
<i>Cosmarium impressulum</i> Elfving	esfo	6283.2	6883.1	1.1	4
Cosmarium sp1	esfo	16493.4	13302	0.81	4
<i>Cosmarium subnudiceps</i> var. granulatum Taft	esfo	12869.1	11260.8	0.88	4
<i>Micrasterias truncata</i> (Corda) Bréb ex Ralfs	esfo	14130	6594	0.4666667	4
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. cornutum Will	trap duplo -35%+cil	30096.5	3236	0.239	4
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> Wille	trap duplo -35%+cil	13132.5	2770.7	0.481	4
<i>Staurastrum setigera</i>	trap duplo -35%+cil	41168.1	3716.5	0.314	4
<i>Staurastrum</i> sp.	trap duplo -35%+cil	7952.2	1255.3	0.324	4
<i>Staurodesmus</i> sp.	trap duplo -35%+cil- 60%	4188.8	647.7	0.2	4
<i>Teilingia granulata</i> (Roy e Biss) Bourr.	cil	12566.4	6383.7	0.51	3

Fonte: Silva, 2018.

**APÊNDICE C** - Composição da comunidade zooplanctônica registrada no experimento, realizado na lagoa das Graças, planície de inundação do alto rio Paraná PR-MS, Brasil, em dezembro de 2016.

#### ROTIFERA

##### Brachionidae

*Brachionus falcatus* Zacharias (1898)  
*Brachionus mirus angustus* Koste, 1972  
*Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)  
*Keratella Americana* Carlin, 1943.  
*Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)  
*Keratella lenzi* (Hauer, 1953)  
*Keratella tropica* (Apstein, 1907)  
*Plationus patulus* (Müller, 1786)

##### Euchlanidae

*Euchlanis dilatata* Ehrenberg, (1832)

##### Filinidae

*Filinia limnetica* (Zacharias, 1893)

##### Gastropodidae

*Ascomorpha ovalis* (Bergendahl, 1892)  
*Ascomorpha saltans* Bartsch, 1870

##### Ituridae

*Itura chamadis* Harring e Myers, 1928

*Trichocerca brasiliensis* (Gosse, 1886)

*Trichocerca capucina* (Wierzejski e Zacharias, 1893)

*Trichocerca collaris* (Rousselet, 1896)

*Trichocerca cylindrica* (Imhof, 1891)

*trichocerca dixon nutalli* (Jennings, 1903)

*Trichocerca elongata* (Gosse, 1886)

*Trichocerca insulana* (Hauer, 1937)

*Trichocerca longiseta* (Schrank, 1802)

*Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893)

*Trichocerca similis grandis* (Wierzejski, 1893)

#### Bdelloidea

#### CLADOCERA

##### Bosminidae

*Bosmina hagmanni* Stingelin, 1904

*Bosminopsis deitersi* Richard, 1895

##### Chydoridae

*Alona dentifera* Sars, 1901

*Alona verrucosa* Sars, 1901

*Coronatella poppei* (Richard, 1897)

*Itura deridderae* Segers., 1993

**Lecanidae**

*Lecane bulla* (Gosse, 1851)

*Lecane curvicornis* (Murray, 1913)

*Lecane elsa* Hauer, 1931

*Lecane hornemanni* (Ehrenberg) after Wang (1961)

*Lecane leontina* (Turner, 1892)

*Lecane ludwigii* (Eckstein, 1883)

*Lecane papuana* (Murray, 1913)

**Mytilinidae**

*Mytilinia acanthophora* Hauer 1938

**Synchaetidae**

*Ploesoma truncate* (Levander, 1894)

*Polyarthra dolicoptera* Idelson, 1925

*Synchaeta oblonga* Ehrenberg, 1832

*Synchaeta pectinate* Ehrenberg, 1832

*Synchaeta stylata* Wierzejski, 1893

**Trichocercidae**

*Trichocerca agnate* Wulfert, 1939

*Trichocerca bicristata* (Gosse, 1887)

**COPEPODA**

**Cyclopidae**

*Mesocyclops meridianus* Kiefer, 1926

*Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957

*Microcyclops anceps* Claus, 1893

*Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929)

*Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934)

**Diaptomidae**

*Notodiaptomus henseni* Dahl 1894

*Ephemeroporus barroisi* (Richard, 1894)

**Daphnidae**

*Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1886

*Ceriodaphnia reticulate* (Jurine) 1820

*Ceriodaphnia silvestrii* Daday, 1902

*Daphnia gessneri* Herbst, 1967

*Simocephalus semisseratus* (Kock, 1841)

*Simocephalus serrulatus* (Koch, 1841)

**Ilyocryptidae**

*Ilyocryptus spinifer* Herrick, 1882

**Macrothricidae**

*Macrothrix elegans* (Sars, 1901)

*Macrothrix sioli* Smirnov, 1992

*Macrothrix spinosa* King, 1853

*Macrothrix squamosa* Sars, 1901

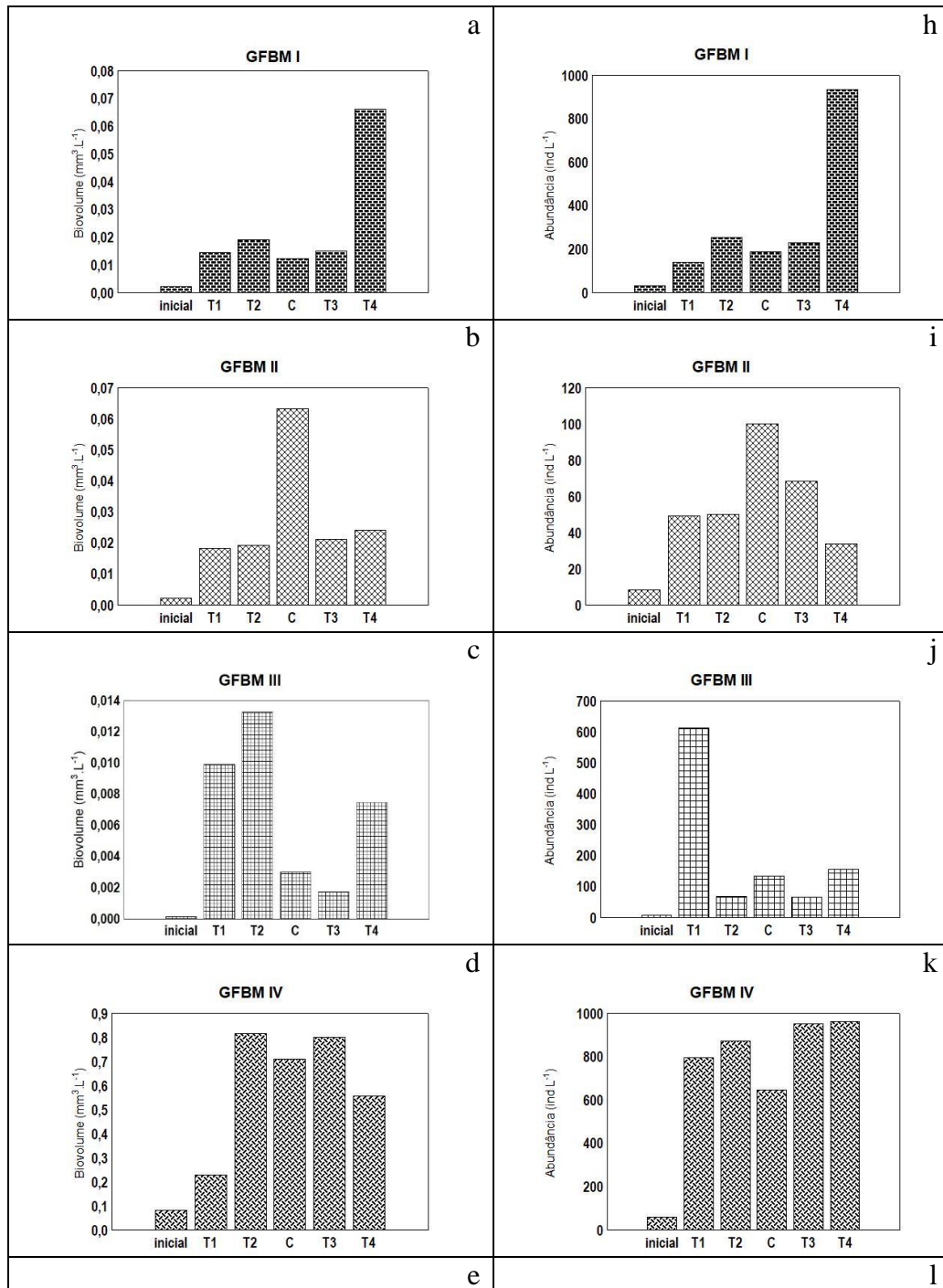
**Sididae**

*Diaphanosoma brevireme* Sars, 1901

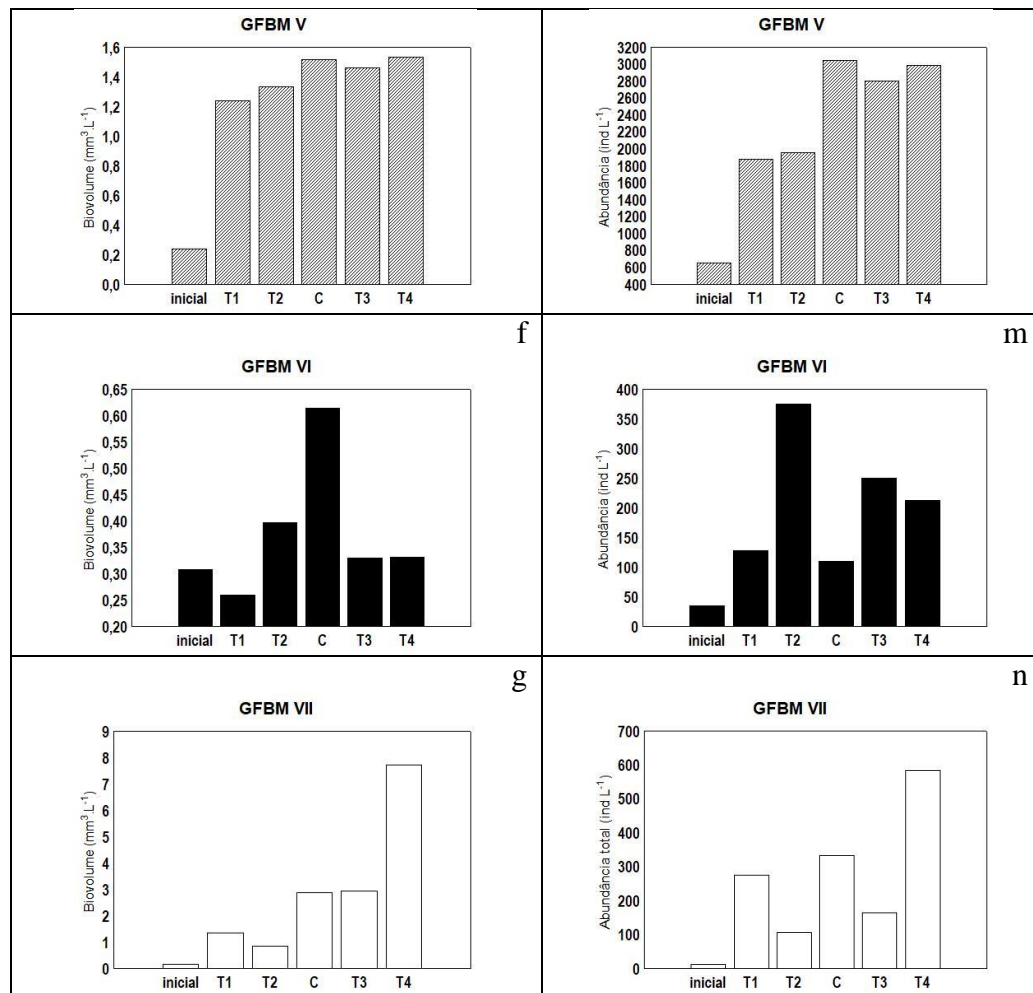
*Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1975

*Sarsilatona* sp

**APÊNDICE D** - Distribuição do biovolume ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Fig. a - g) e abundância ( $\text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Fig. h - n) por grupos funcionais baseados em morfologia (GFBM) do fitoplâncton no experimento, sendo inicial coletado na caixa de aclimação no início do experimento e tratamentos (incluindo controle) coletados ao término do experimento. Note que os gráficos diferem quanto a escala do eixo y.







Fonte: Silva, 2018.

**APÊNDICE E** - Regressões lineares entre predadores e os atributos das presas verificadas no experimento de pressão de predação, r-quadrado (porcentagem de explicação do modelo), coeficiente linear ( $\beta_0$ ), coeficiente angular ( $\beta_1$ ) e valores de p.

Predador	Presa	r <sup>2</sup>	$\beta_0$	$\beta_1$	p
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.2485	-0.12462	0.18419	0.0112
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG I (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.144	-0.002713	0.002169	0.06132
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG II (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.01238	0.0006037	0.0007480	0.5964
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG III (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.07246	0.0005775	-0.0000845	0.7902
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG IV (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1661	-0.03064	0.03283	0.04316
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.05717	0.04170	0.02206	0.2497

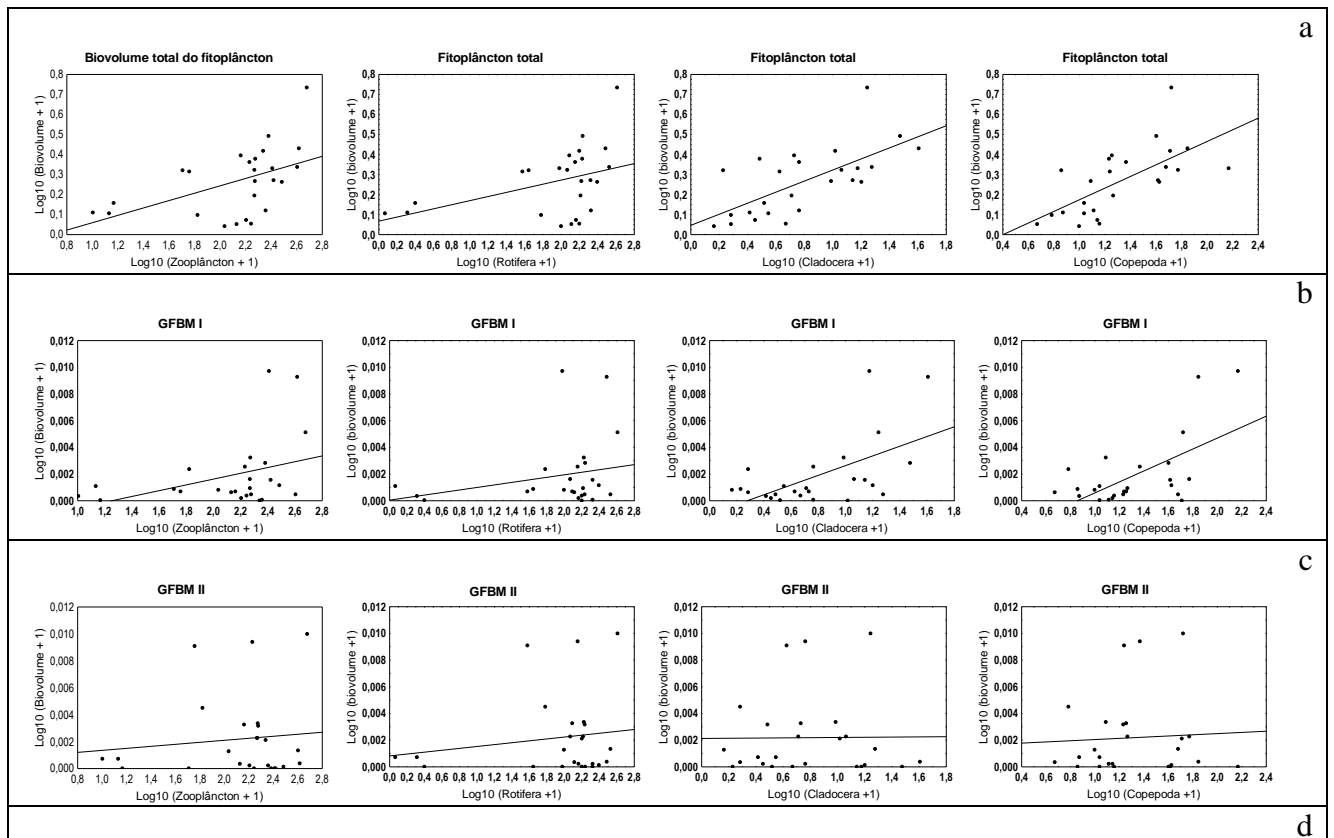
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VI (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.02458	0.012684	0.006316	0.4542
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.246	-0.21540	0.18014	0.01168
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.02989	2.5530	0.1146	0.4086
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG I (ind L <sup>-1</sup> )	0.07481	0.8690	0.3332	0.1859
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG II (ind L <sup>-1</sup> )	0.0001005	0.81719	0.01279	0.9621
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.321	3.0543	-0.8482	0.003149
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG IV (ind L <sup>-1</sup> )	0.01201	2.04838	0.06019	0.602
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (ind L <sup>-1</sup> )	0.09785	2.49103	0.09217	0.1279
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VI (ind L <sup>-1</sup> )	0.1075	0.9889	0.2531	0.1095
Zooplâncton (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VII (ind L <sup>-1</sup> )	0.002327	1.5154	0.0421	0.8189
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1722	0.06732	0.10262	0.03913
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG I (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.06164	4.764e-05	9.495e-04	0.2314
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG II (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.02468	0.0008224	0.0007068	0.4533
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG III (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.01515	0.0006386	-0.0001242	0.5578
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG IV (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1397	-0.000001266	0.002015	0.06572
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.01583	0.073431	0.007767	0.5491
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VI (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.02863	0.017250	0.004562	0.4188
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1788	-0.03234	0.10278	0.03521
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.003753	2.74332	0.02718	0.7711
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG I (ind L <sup>-1</sup> )	0.05338	1.2109	0.1884	0.05338
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG II (ind L <sup>-1</sup> )	0.007054	0.70562	0.07173	0.6898
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.291	2.3017	-0.5405	0.005383
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG IV (ind L <sup>-1</sup> )	0.008624	2.10995	0.03413	0.6588
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (ind L <sup>-1</sup> )	0.05402	2.59776	0.04584	0.2635
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VI (ind L <sup>-1</sup> )	0.1287	1.1670	0.1853	0.07819
Rotifera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VII (ind L <sup>-1</sup> )	0.001136	1.64275	-0.01969	0.8729
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.4483	0.04635	0.27636	0.000251

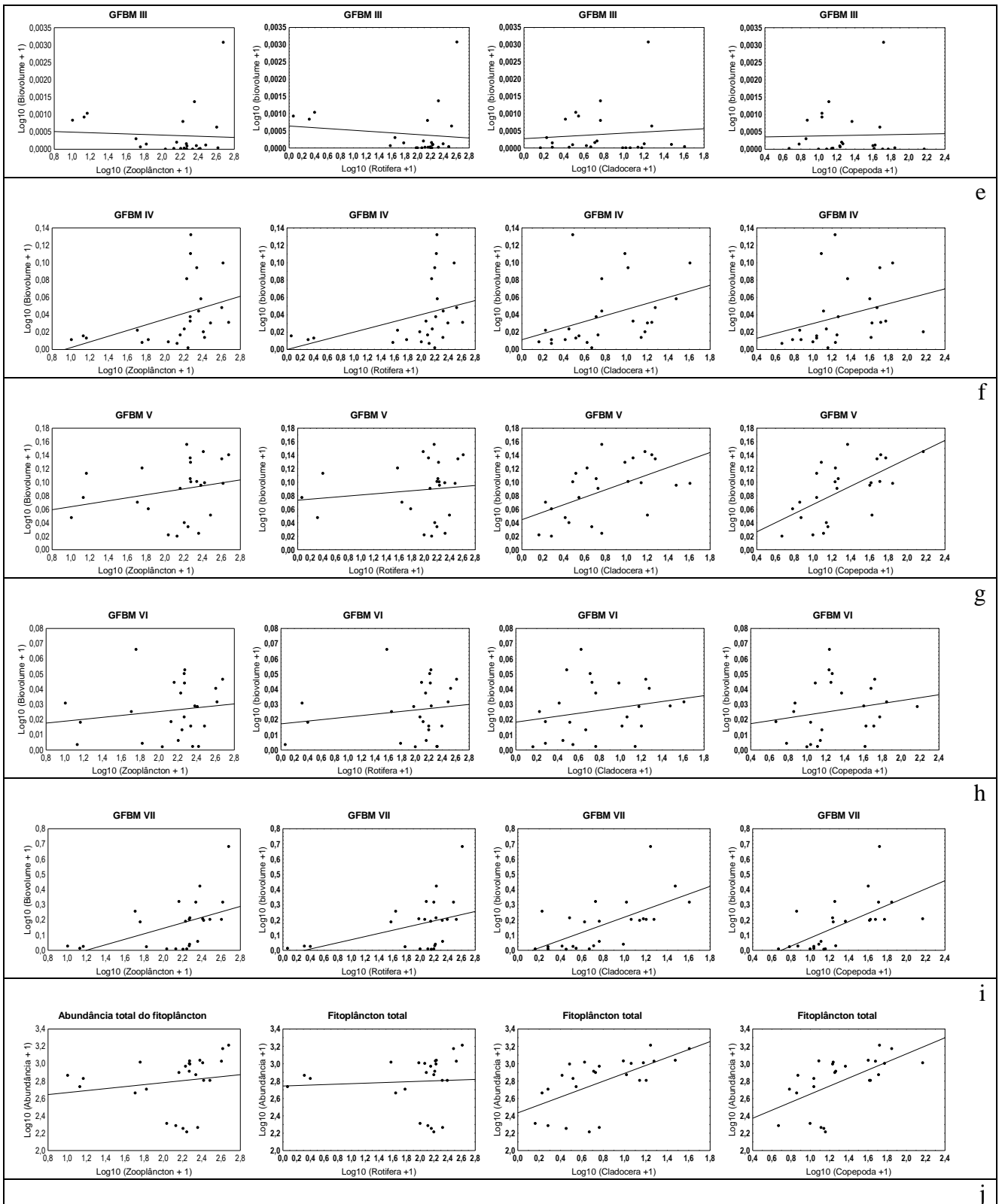
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG I (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3245	-0.00100 31	0.003636 2	0.00 2957
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG II (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	9.61e-0 5	2.131e-0 3	7.362e-0 5	0.96 29
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG III (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.00904 1	0.000271 3	0.000160 2	0.65 12
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG IV (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.1498	0.01130	0.03483	0.05 597
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.2876	0.04457	0.05527	0.00 5719
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VI (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.0463	0.018383	0.009684	0.30 16
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3889	-0.03448	0.25303	0.00 0865
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.2417	2.4340	0.4558	0.00 1056
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG I (ind L <sup>-1</sup> )	0.09869	1.2358	0.4276	0.12 62
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG II (ind L <sup>-1</sup> )	0.5713	1.1298	1.1298	0.22 37
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.09998	1.6764	-0.5288	0.12 36
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG IV (ind L <sup>-1</sup> )	0.00478 2	2.14226	0.04242	0.74 26
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (ind L <sup>-1</sup> )	0.1187	2.55797	0.16177	0.01 26
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VI (ind L <sup>-1</sup> )	0.3568	1.54979	-0.03091	0.86 49
Cladocera (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VII (ind L <sup>-1</sup> )	0.1275	1.3282	0.3483	0.07 967
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.4384	-0.11693	0.29115	0.00 0311
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG I (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3639	-0.00350 9	0.004102	0.00 1413
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG II (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.00044 54	0.001603 6	0.000445 4	0.79 16
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG III (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.00067 48	3.372e-0 4	4.662e-0 5	0.90 19
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG IV (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.088	0.001562	0.028444	0.14 99
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG V (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3799	-0.00050 17	0.067677 4	0.00 1034
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VI (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.03928	0.013581	0.009503	0.34 23
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Biovolume de MBFG VII (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )	0.3866	-0.18688	0.26878	0.00 0905
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância total (ind L <sup>-1</sup> )	0.3448	2.1870	0.4633	0.00 2028
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG I (ind L <sup>-1</sup> )	0.02753	1.2590	0.2406	0.42 8
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG II (ind L <sup>-1</sup> )	0.04605	1.2727	-0.3259	0.30 3
Copépode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG III (ind L <sup>-1</sup> )	0.1476	2.1563	-0.6845	0.05 798

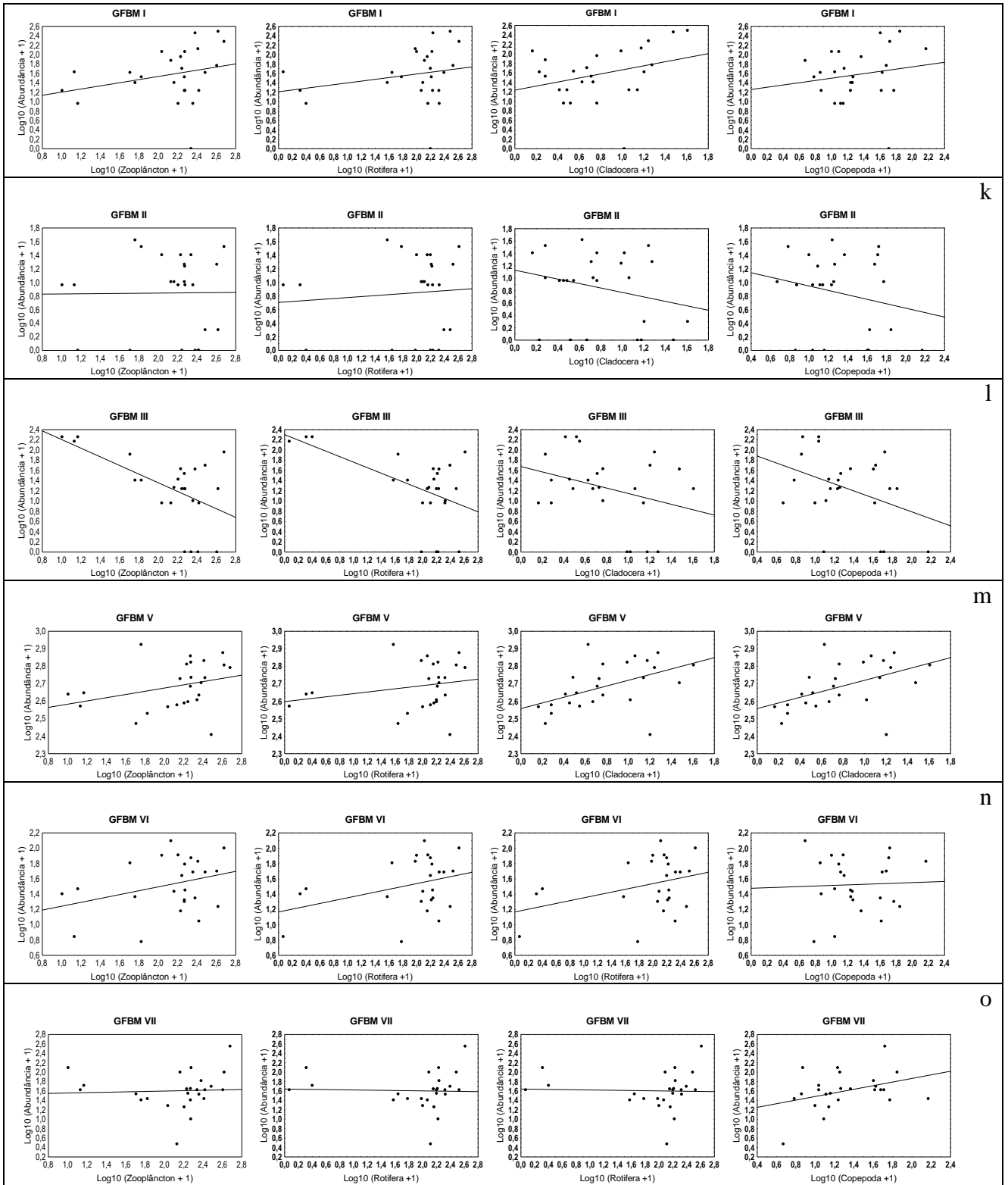
Copéode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG IV (ind L <sup>-1</sup> )	6.183e-05	2.182691	-0.005139	0.9702
Copéode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG V (ind L <sup>-1</sup> )	0.2648	2.44920	0.18046	0.008495
Copéode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VI (ind L <sup>-1</sup> )	0.001632	1.4765	0.0371	0.848
Copéode (ind L <sup>-1</sup> )	Abundância de MBFG VII (ind L <sup>-1</sup> )	0.1362	1.1008	0.3834	0.06945

Fonte: Silva, 2018

**APÊNDICE F** – Gráficos das relações entre o gradiente de predação de zooplâncton total e biovolume total (Fig. a), zooplâncton total e grupos de predadores em relação a biovolume dos GFBM I à VII (Fig. b - h), Relação do gradiente de predação de zooplâncton total e abundância total (Fig. i), zooplâncton total e grupos de predadores em relação a abundância dos GFBM I à VII (Fig. j - o). Os valores de r-quadrado, coeficiente linear ( $\beta_0$ ), coeficiente angular ( $\beta_1$ ) e valores de p podem ser encontrados no apêndice G. Observe que a escala dos eixos X e Y diferem entre os gráficos.







Fonte: Silva, 2018.