

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES**  
**AQUÁTICOS CONTINENTAIS**

**IMPACTO DA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE**  
**SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE**  
**ZOOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO**  
**SUBTROPICAL, BRASIL**

**JULIANA DÉO DIAS**

**Maringá – Paraná**

**2008**

**Juliana Déo Dias**

**Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório subtropical, Brasil**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em “Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais”, Departamento de Biologia da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker

**Maringá – Paraná**

**2008**

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

D541i      Dias, Juliana Déo, 1982-  
Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica em um reservatório subtropical, Brasil / Juliana Déo Dias.-- Maringá, 2008.  
40 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2008.  
Orientador: Profª Drª Cláudia Costa Bonecker.

1. Zooplâncton de água doce - Piscicultura em tanques-rede - Reservatório de Rosana - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -592.17632720981  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

**IMPACTO DA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE SOBRE A  
ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM UM  
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL, BRASIL**

**Juliana Déo Dias**

**Data da defesa: 26 de maio de 2008, no Anfiteatro do NUPELIA, Bloco G-90, *campus*  
da Universidade Estadual de Maringá**

**Banca Examinadora:**

**Dra. Cláudia Costa Bonecker - NUPELIA/Universidade Estadual de Maringá  
(Presidente)**

**Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares – UNESP/Jaboticabal**

**Dr. Fábio Amodêo Lansac Toha – NUPELIA/Universidade Estadual de Maringá**

*Dedico este trabalho com muito amor e carinho aos meus pais José e Aparecida e as minhas irmãs Denise e Giséli, por acreditarem em mim e sempre apoiar as minhas decisões. E também as minhas avós Maria e ao meu avô Euclides pelos ensinamentos de vida.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus por estar comigo em todas os momentos de minha vida.

A minha orientadora Cláudia Costa Bonecker pela confiança, paciência, dedicação e amizade, sem o qual eu não teria concluído mais esta etapa da minha carreira acadêmica.

Ao Prof. Fabio Amodêo Lansac-Tôha, coordenador do laboratório de zooplâncton, pelos valiosos conselhos.

Aos amigos do laboratório de zooplâncton Érica, Geziele, Mariza, Gustavo, Anderson, Leandro, Danielle, Ana, Deise, Renata, Janiely, Nadson, Ciro, Bia, Arianne, Fabiana, Flávia, Paulão, Vinícius, Fabão, Poliana.

Ao Nadson, Érica e Luis Carlos Gomes pelas sugestões e ajuda na estatística.

A Érica, minha irmã nipo-brasileira, pela grande amizade e dedicação durante todo esse tempo, sempre me apoiando, incentivando, e ouvindo as minhas “histórias”.

A toda a família Takahashi, Sr.Luiz e D.Marina, Érica, Newton e Ivana, e ao meu sobrinho do coração (Christian), que sempre me acolheram em sua casa, fazendo com que ela fosse a minha segunda família. Serei sempre grata.

Aos meus queridos amigos Érica, Gustavo, Anderson, André, Geziele, Mariza, Leandro pelos momentos de alegria, diversão e bobagens compartilhados juntos.

Ao Adauto Fonseca Lima, professor da graduação, pelas oportunidades, incentivo a trabalhar com zooplâncton e a vir fazer o mestrado no PEA.

Aos meus familiares, em especial a minha tia Rosilene, e amigos de Nova Granada, pelo apoio e sempre acreditar na minha capacidade.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), pelas facilidades concedidas durante a realização do trabalho.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pelo apoio para o desenvolvimento do curso.

Ao pessoal da biblioteca do Nupélia, por sua presteza frente as minhas necessidades.

A equipe de campo, especialmente o Alfredinho, pelo auxílio e momentos felizes durante as coletas.

A Capes pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros da banca por terem aceitado o convite.

Aos laboratórios de Limnologia Básica, Fitoplâncton, Protozoários Planctônicos (Felipe, Gustavo, Dani, Arianne, Bia, Paulão e Thaíse) do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá e ao prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro por terem cedidos os dados para as análises.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse concluído ou pelos momentos de alegria e amizade compartilhados durante esses anos.

Este trabalho foi desenvolvido de acordo com as normas da revista *Aquaculture*.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	2
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	3
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	4
<i>ÁREA DE ESTUDO</i> .....	4
<i>AMOSTRAGEM DE CAMPO</i> .....	5
<i>ANÁLISE LABORATORIAL DOS NUTRIENTES E DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS</i> .....	7
<i>ANÁLISE E TRATAMENTO DOS DADOS</i> .....	8
<b>RESULTADOS</b> .....	9
<i>VARIAÇÃO LIMNOLÓGICA DO AMBIENTE</i> .....	9
<i>COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA</i> .....	11
<i>ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE E DOS DIFERENTES GRUPOS</i> .....	14
<i>MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA</i> .....	19
<b>DISCUSSÃO</b> .....	21
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	30
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	31
<b>ANEXO</b> .....	39



## **Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório subtropical, Brasil**

### **Impact of fish culture in net cages on zooplankton structure in a subtropical reservoir, Brazil**

#### **RESUMO**

---

Esse estudo avaliou a estruturação da comunidade zooplanctônica em uma área de instalação de tanques-rede no reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP). A hipótese testada foi que a abundância do zooplâncton é maior no local onde foram instalados os tanques-rede, visto que essa atividade contribui para a alteração das condições físicas e químicas da água e o incremento da disponibilidade de alimento, principalmente ao longo do tempo. A composição de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes apresentaram, em geral, maior alteração próxima aos tanques-rede e a jusante dos mesmos e, maior abundância da comunidade, a montante dos tanques. O número de organismos variou em função do pH, turbidez e temperatura da água, oxigênio, nitrogênio e fósforo dissolvidos, além da disponibilidade de alimento (flagelados heterotróficos), sendo essa influência verificada, principalmente, ao longo do tempo. A hipótese predita foi refutada, visto que a variação espacial do zooplâncton foi diferente da prevista, embora os fatores intervenientes previstos para essa variação tenham sido considerados como importantes para estruturação da comunidade (variáveis físicas e químicas da água e disponibilidade de alimento), ao longo do tempo. Apenas a variação espacial e temporal da abundância dos rotíferos corroborou a hipótese predita.

**Palavras-chave:** aqüicultura, produção pesqueira, tanques-rede, zooplâncton, abundância.

**Impact of fish culture in net cages on zooplankton structure in a subtropical reservoir, Brazil**

**Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório subtropical, Brasil**

**ABSTRACT**

---

This study evaluated the zooplankton structure near to net cages culture in Rosana Reservoir (Paranapanema River, PR/SP). The hypothesis was that the zooplankton abundance is greater near the net cages, due to the changes on physical and chemical conditions variables and to the increase of food resource availability, especially over time. In general, the alteration of rotifer, cladoceran and copepods species composition was high near to the net cages and downstream, and the highest zooplankton abundance were verified upstream of them. The zooplankton abundance varied according to pH, turbidity and water temperature, dissolved oxygen, nitrogen and phosphorus concentrations, beyond the food availability (heterotrophic flagellates) and this influence was registered, especially, along time. The predicted hypothesis was refuted, since the spatial variation of zooplankton abundance was different from expected, although the factors that influenced this variation during the experiment have been regarded as important for the community structure (physical and chemical variables and food resource availability). Only spatial and temporal variation of rotifer abundance corroborated the predicted hypothesis.

**Key-words:** aquaculture, fishery product, net cage, zooplankton, abundance.

## **INTRODUÇÃO**

---

A piscicultura em tanques-redes é uma atividade que vem crescendo em grande escala no Brasil nos últimos tempos (Alves e Baccarin, 2005). Uma das causas para essa rápida expansão seria o aumento na produtividade pesqueira em reservatórios brasileiros. Seu uso é excelente alternativa para a produção de peixes onde a prática da piscicultura convencional (tanques escavados) não é possível (Schmittou, 1993). Porém, esta atividade deve ser bem monitorada e manejada para se evitar possíveis problemas relacionados à degradação ambiental, considerando a qualidade de água e a introdução de espécies.

Na piscicultura em tanques-rede os peixes são cultivados em tanques de tela, sendo os efluentes dispersados diretamente no corpo de água circundante. Os resíduos produzidos por esta atividade consistem em compostos sólidos (insumos alimentares, fezes, muco) e solúveis (compostos dissolvidos de fósforo e nitrogênio). Conseqüentemente, esse cultivo pode levar o ambiente à eutrofização (Demir et al., 2001). Nesse sentido, os principais impactos estão relacionados ao aumento dos níveis de nutrientes e matéria orgânica depositada no sedimento, turbidez da água, além de diminuição nos valores de profundidade do disco de Secchi, oxigênio dissolvido e pH (Beveridge, 1984; Phillips et al., 1985; Wisniewski e Planter, 1987; Pitta et al., 1999).

Esses impactos influenciarão na estruturação da comunidade zooplanctônica, seja através de funções de forças diretas, como as características físicas e químicas da coluna de água no reservatório, ou indiretas, a partir dos impactos causados na disponibilidade de alimento e abundância de predadores invertebrados e peixes. Segundo Guo e Li (2003), diferenças na estrutura do plâncton após a instalação de tanques-rede para o cultivo de peixes estiveram relacionadas à quantidade de nutrientes presentes na água. Esse aumento na quantidade de nutrientes provocou aumento na biomassa fitoplanctônica, resultando em elevada biomassa de cladóceros.

Embora sejam reconhecidos cientificamente os impactos dessa atividade pesqueira em reservatórios, poucos estudos foram realizados com esse enfoque (Demir et al., 2001; Jiwyam e Chareontesprasit, 2001; Yiyong et al., 2001; Guo e Li, 2003; Abery et al., 2005; Alves e Baccarin, 2005; Hakanson, 2005). Este fato, provavelmente, está mais relacionado à maior preocupação na produção de alimentos, em escala mundial, do que à conservação dos recursos hídricos. Nesse sentido, pode ser

constatado o crescente incentivo da Presidência da República do Brasil à criação de peixes em tanques-rede em águas públicas, a partir da criação da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, pelo Decreto nº. 4.895, em 2003.

Portanto, o objetivo do presente estudo foi avaliar a estruturação da comunidade zooplancônica em área de instalação de tanques-rede no reservatório de Rosana. O impacto dessa atividade será avaliado a partir das variações espaciais e temporais da abundância dos organismos, frente às alterações das características físicas e químicas da água e a disponibilidade de alimento, representada pelas comunidades de bactérias, protozoários (ciliados e flagelados) e algas planctônicas. A hipótese testada foi que a abundância do zooplâncton é maior no local onde foram instalados os tanques-rede, visto que essa atividade contribui para a alteração das condições físicas e químicas da água e o incremento da disponibilidade de alimento, principalmente ao longo do tempo.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

---

### ***ÁREA DE ESTUDO***

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana (22°36'S e 52°52'W) (Figura 1) situa-se no trecho do baixo rio Paranapanema, a 20 km de sua foz no rio Paraná, entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Porto Primavera (SP). Com uma área de 220 km<sup>2</sup>, fechado em novembro de 1986. Trata-se de um reservatório do tipo “fio de água” (Kelman et al., 1999), com tempo de residência médio da água de 18,6 dias (CESP, 1998). Considerado como oligo-mesotrófico, apresenta conformação alongada, com pequenos braços em seus afluentes e bancos de macrófitas enraizadas e submersas (Júlio Jr. et al., 2005).

O estudo foi desenvolvido em um dos braços do reservatório de Rosana (PR/SP) (rio Guairacá) localizado na região lacustre. Esse ambiente apresenta margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, além de bancos de *Egeria najas*, *Egeria densa* e *Eichhornia azurea*. Observa-se, ainda, forte influência do vento na circulação horizontal das massas de água no ambiente. O local de instalação dos tanques-rede, próximo à confluência com o rio Paranapanema, pode ser caracterizado como oligotrófico (nitrogênio total, 445 – 881 µg L<sup>-1</sup>, e fósforo total, 9 – 25 µg L<sup>-1</sup>) com profundidade máxima de aproximadamente 10 metros, concentração de oxigênio

dissolvido variando entre 6,27 e 8,81 mg L<sup>-1</sup>, turbidez entre 4,16 e 10,50 NTU e pH próximo a 7 (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

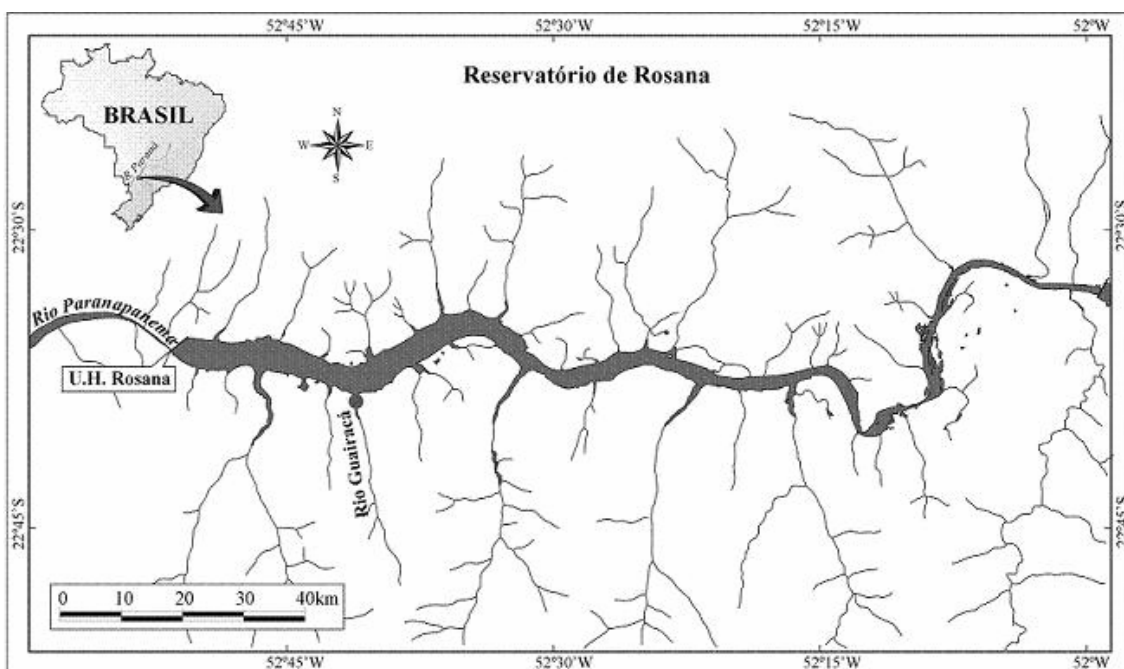


Figura 1. Mapa da área de estudo, ressaltando o braço do reservatório de Rosana (região lacustre) onde foi realizado o experimento (rio Guairacá), próximo à confluência com o rio Paranapanema (PR/SP).

### **AMOSTRAGEM DE CAMPO**

No experimento foram instalados três conjuntos de tanques-rede no braço do reservatório, cada um com diferentes densidades de estocagem de peixes (50 Kg m<sup>-3</sup> ou 100 peixes m<sup>-3</sup>, 75 Kg m<sup>-3</sup> ou 150 peixes m<sup>-3</sup>, 100 Kg m<sup>-3</sup> ou 200 peixes m<sup>-3</sup>), durante 120 dias. Os peixes foram alimentados três vezes ao dia em quantidade de ração determinada pela biomassa total do tanque. O arraçoamento também variou ao longo do tempo, considerando o incremento de peso dos peixes, em cada conjunto de tanques.

A primeira amostragem (T0), em réplicas, foi realizada antes da instalação dos tanques-redes em 5 pontos de amostragem (tratamento, duas distâncias a montante e duas distâncias a jusante). Após a instalação dos tanques-redes as amostragens passaram a ser realizadas em 7 pontos (TR1, TR2, TR3, TR4, TR5, TR6 e TR7), também em réplicas. Os pontos de amostragem considerados foram: três conjuntos de tratamentos que continham os peixes, duas distâncias a montante (400 e 100m dos tanques) e duas distâncias a jusante (400 e 100m dos tanques) (Figura 2). Essas amostragens foram

realizadas entre os meses de abril e agosto de 2006, sendo obtidas com 15 (T1), 30 (T2), 60 (T3), 90 (T4) e 120 (T5) dias após a instalação dos tanques, resultando um total de 120 amostras.

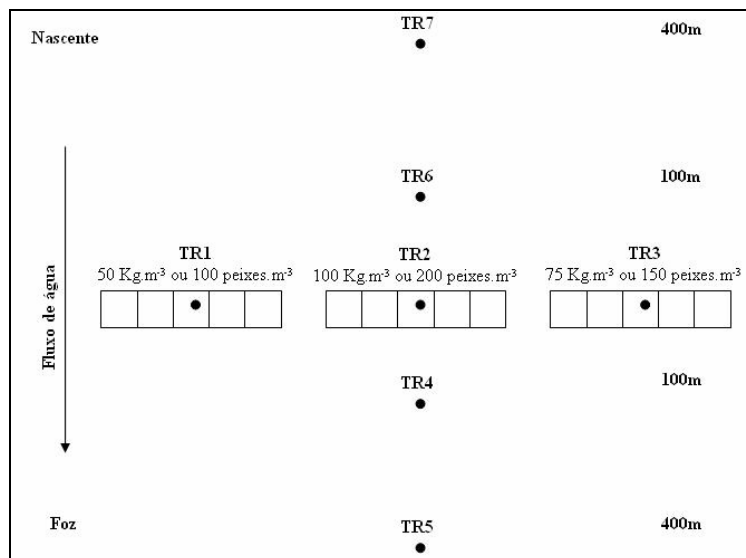


Figura 2. Esquema da distribuição dos pontos de amostragem no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP).

Os organismos zooplanctônicos foram amostrados à sub-superfície da região pelágica, no período matutino, com auxílio de moto-bomba, sendo filtrados 200 litros de água por amostra em rede de plâncton com  $68 \mu\text{m}$  de abertura de malha. Posteriormente, o material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno, devidamente etiquetados, e fixado com solução de formaldeído (4%), tamponada com carbonato de cálcio.

Concomitantemente às amostragens do zooplâncton, foram medidas algumas variáveis físicas e químicas da água, como profundidade do ponto de amostragem (m), temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (YSI Model 55-12FT), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) (condutivímetro Digimed), pH (medidor de pH Digimed), turbidez (NTU) (turbidímetro digital portátil) e alcalinidade total ( $\text{mEq L}^{-1}$ ) (Carmouze, 1994). Amostras de água foram coletadas com garrafa de van Dorn (5 litros) e mantidas sob refrigeração para posterior análise em laboratório.

As demais comunidades planctônicas, consideradas como representativas da disponibilidade de alimento, foram amostradas com a mesma periodicidade e estratégia do que o zooplâncton. As comunidades microbianas (bactérias, flagelados e ciliados) foram amostradas a sub-superfície da região pelágica com auxílio de garrafa de van

Dorn, o fitoplâncton, no entanto, foi amostrado da mesma forma, porém com frascos de vidro.

#### ***ANÁLISE LABORATORIAL DOS NUTRIENTES E DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS***

Em laboratório foram determinadas as concentrações de N-nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Giné et al., 1980), N-amoniaco ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Koroleff, 1976) e P-fosfato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Mackereth et al., 1978) a partir das amostras refrigeradas.

A análise da composição específica dos rotíferos, cladóceros e copépodes foi realizada com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, microscópio estereoscópico e microscópio óptico. A identificação das espécies foi realizada através da seguinte bibliografia básica: Koste (1972, 1978), Paggi (1972, 1973a, b, 1975, 1976, 1995), Smirnov (1974, 1992, 1996), Reid (1985), Matsumura-Tundisi (1986), José de Paggi (1989), Zoppi de Roa e Vásquez (1991), Nogrady e Pourriot (1995), Segers (1995), De Smet (1997), Elmoor-Loureiro (1997), Santos-Silva (2000), Nogrady e Segers (2002), Lansac-Tôha et al. (2002), Silva (2003).

Para a determinação da abundância, foram obtidas sub-amostragens com pipeta tipo Hensen-Stempel (2,5 mL), sendo contados, no mínimo, 50 indivíduos de cada grupo, em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. A contagem dos organismos foi baseada na metodologia de Bottrell et al. (1976), tendo sido estabelecidas três subamostras, entretanto, aquelas amostras que apresentaram reduzido número de indivíduos foram analisadas quantitativamente na íntegra. A abundância total dos organismos zooplanctônicos foi expressa em termos de indivíduos por metros cúbicos ( $\text{ind m}^{-3}$ ).

O bacterioplâncton ( $10^{-13} \text{gC } \mu\text{L}^{-1}$ ) teve sua densidade e biomassa determinadas a partir da filtração de sub-amostras de 0,1 mL de água em filtro preto Nucleopore/Watchman com 0,2  $\mu\text{m}$  de abertura de poro, previamente coradas com DAPI (fluorocromo 4,6'-diamidino-2-fenil-indole). Esses organismos foram quantificados em microscópio de epifluorescência (Zeiss Axiophot) e o biovolume determinado através da equação proposta por Fry (1990):  $v = (\pi/4) w^2 (l - w/3)$ , onde:  $v$  = volume celular;  $l$  = comprimento e  $w$  = largura. Para a conversão de biovolume em biomassa, foi considerado que  $1 \mu\text{m}^3 = 3.5 \times 10^{-13} \text{gC}$  (Bjornsen, 1986).

Os flagelados ( $\text{carb L}^{-1}$ ) e ciliados ( $\mu\text{gC L}^{-1}$ ) foram contados *in vivo* sob microscópio óptico, sendo os valores de biomassa obtidos através das medidas de

dimensões celulares e formas geométricas aproximadas dos organismos. O conteúdo de carbono foi estimado utilizando-se o fator de 110 fgC (Weisse, 1991) para os ciliados e 167 fgC (Fenchel, 1982) para os flagelados. A biomassa fitoplanctônica ( $\text{mm}^{-3} \text{L}^{-1}$ ) foi estimada por meio do cálculo do biovolume, multiplicando-se a densidade (Utermöhl, 1958) de cada espécie pelo seu respectivo volume.

Os resultados das variáveis físicas e químicas da água foram obtidos do Laboratório de Limnologia Básica do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá. Da mesma forma, os dados do bacterioplâncton e protozoários foram cedidos pelo Laboratório de Protozoários Planctônicos e os da comunidade fitoplanctônica, pelo Laboratório de Fitoplâncton da mesma instituição.

#### ***ANÁLISE E TRATAMENTOS DOS DADOS***

A mudança na composição de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes entre diferentes pontos e períodos de amostragem foi estimada através do índice de diversidade  $\beta_2$  (Whittaker, 1960). Esse índice é determinado pela expressão (Harrison et al., 1992; Blackburn e Gaston, 1996):  $\beta_2 = [(R/\alpha_{\max}) - 1]/[n-1]$ , onde  $\alpha_{\max}$  é o valor máximo da riqueza de espécies obtidas em todas as amostras.

A significância da variação média da abundância da comunidade zooplânctônica entre os diferentes pontos e períodos de amostragem foi avaliada através de uma Análise de Variância (ANOVA Two-Way) (Sokal e Rohlf, 1991), sendo considerado o número de organismos como variável preditiva, e as escalas espaciais e temporais, como variáveis intervenientes. Os dados utilizados nessa análise foram transformados em  $\log(x+1)$ , e os pontos de amostragem foram agrupados em regiões (montante, tratamento e jusante). Foram consideradas como variações significativas aquelas cujas probabilidades apresentaram  $p < 0,05$ , sendo as médias destas comparadas através do Teste de Tukey, objetivando identificar diferenças entre as mesmas. Essas análises foram realizadas com auxílio do software Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).

Com o objetivo de caracterizar o ambiente a partir das variáveis físicas e químicas da água (profundidade, turbidez, pH, alcalinidade total, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, nitrogênio dissolvido, representado por



nitrito e amônia, fósforo dissolvido, representado pelo fosfato) nos pontos e períodos de amostragem, foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP). Para selecionar os eixos significativos, utilizou-se o critério de Broken-Stick, proposto por Jackson (1993). Os dados utilizados nessa análise foram transformados em  $\log(x+1)$ , exceto o pH. Essa análise foi realizada com o programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (McCune e Mefford, 1999).

A fim de analisar qual recurso alimentar (biomassa de fitoplâncton, biomassa de flagelados heterotróficos, biomassa de ciliados e biomassa de bactérias) e variáveis físicas e químicas da água (escores da ACP) poderiam estar influenciando a variação da abundância do zooplâncton, ao longo do espaço e do tempo, foi realizada uma análise de Regressão Múltipla (Sokal e Rohlf, 1991). Foi considerado como variável preditiva o número de organismos zooplânctônicos e como variáveis intervenientes, os fatores ambientais. Os dados utilizados nessa análise foram logaritmizados. Os modelos apresentados na análise indicam as variáveis influentes sobre a estruturação da comunidade. Essa análise foi realizada com auxílio do software Statistica versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005).

## **RESULTADOS**

---

### ***VARIAÇÃO LIMNOLÓGICA NOS AMBIENTES***

A Análise de Componentes Principais (ACP) forneceu explicação de 58,26% de variabilidade dos dados. O primeiro eixo (ACP 1) explicou 36,08% dessa variação, sendo influenciados negativamente pelas variáveis nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido, e positivamente, por pH, turbidez, temperatura da água e condutividade elétrica. O segundo eixo da ACP (ACP 2), no entanto, forneceu explicação de 22,17%, sendo relacionado com as variáveis nitrogênio e fósforo dissolvido, positivamente, e com oxigênio dissolvido, negativamente (Tabela 1; Figura 3a).

Tabela 1. Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) a partir dos dados das variáveis físicas e químicas da coluna de água, nos diferentes pontos e períodos de amostragem, obtidos durante o experimento no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP).

<b>Variáveis Limnológicas</b>	<b>ACP 1</b>	<b>ACP 2</b>
Profundidade (m)	0,19	-0,13
Turbidez (NTU)	0,47	0,14
pH	0,51	-0,11
Alcalinidade (mEq L <sup>-1</sup> )	0,10	0,26
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	0,43	-0,17
Temperatura da água (°C)	0,47	0,33
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	-0,11	-0,58
Nitrogênio dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	-0,22	0,49
Fósforo dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	-0,11	0,42
<b>% de explicação</b>	<b>36,08</b>	<b>22,17</b>

Os escores dos diferentes pontos e períodos de amostragem, obtidos a partir dos dois primeiros eixos da ACP, mostraram maior separação da escala temporal do que espacial (Figura 3b, c). Considerando a variabilidade das condições ambientais apresentadas no ACP 1, nos tempos de amostragem T1 e T2 foram observados os maiores valores de pH, temperatura da água, turbidez e condutividade elétrica, e os menores valores de nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvidos. Por outro lado, nos demais tempos de amostragem foram registradas condições limnológicas inversas às descritas anteriormente (Figura 3c).

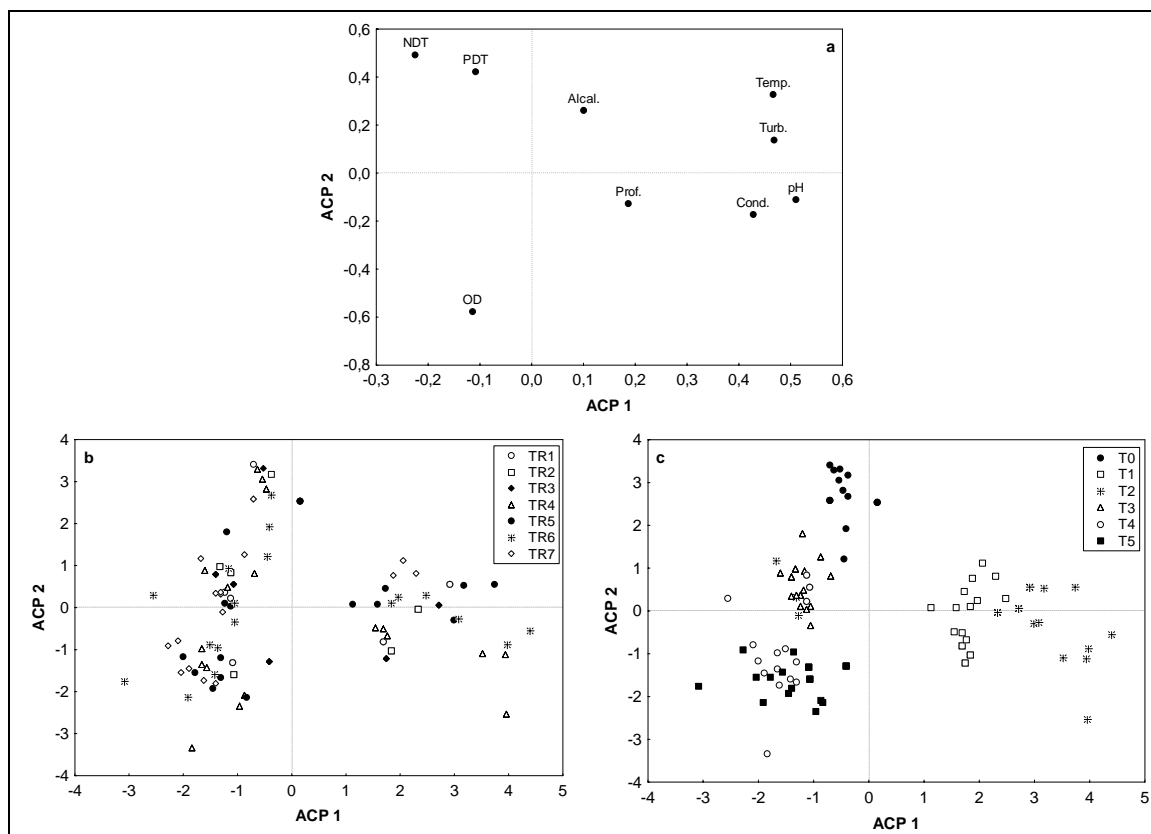


Figura 3. Dispersão dos escores da Análise dos Componentes Principais (ACP) mostrando as variáveis físicas e químicas da água (a) entre os diferentes pontos (b) e períodos de amostragem (c) no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP) (Prof. = profundidade; Turb.= turbidez; Alcal.= alcalinidade; Cond.= condutividade elétrica; Temp.= temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; NDT= nitrogênio dissolvido total; PDT= fósforo dissolvido total).

Em relação à variação temporal das condições limnológicas, constatada a partir da distribuição dos escores no ACP 2, foi possível verificar uma nítida separação entre a os tempos de amostragem T0, e os tempos T4 e T5. Nesse sentido, antes da instalação dos tanques-rede, a área estudada apresentou maiores valores de nitrogênio e fósforo dissolvido e menores valores de oxigênio dissolvido. Ao final do experimento, os tempos T4 e T5 também apresentaram maiores valores de concentração desses nutrientes e maiores valores de oxigênio dissolvido. Essa última variável foi a principal descritora desses tempos, vista a dispersão de seus escores, tanto no ACP 1 como no ACP 2 (Figura 3c).

### **COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

A comunidade foi representada por 108 espécies, sendo estas representadas, principalmente, pelos rotíferos (74 espécies), seguidos de cladóceros (23 espécies) e

copépodes (11 espécies). Dentre os rotíferos, as famílias Lecanidae, Brachionidae e Trichocercidae apresentaram o maior número de espécies (13, 12 e 9, respectivamente). Para os cladóceros, a família com maior importância na composição das espécies foi Chydoridae, com 11 espécies. Os copépodes foram representados pelas famílias Cyclopidae com 8 espécies e Diaptomidae com 3 (Figura 4; Anexo 1).

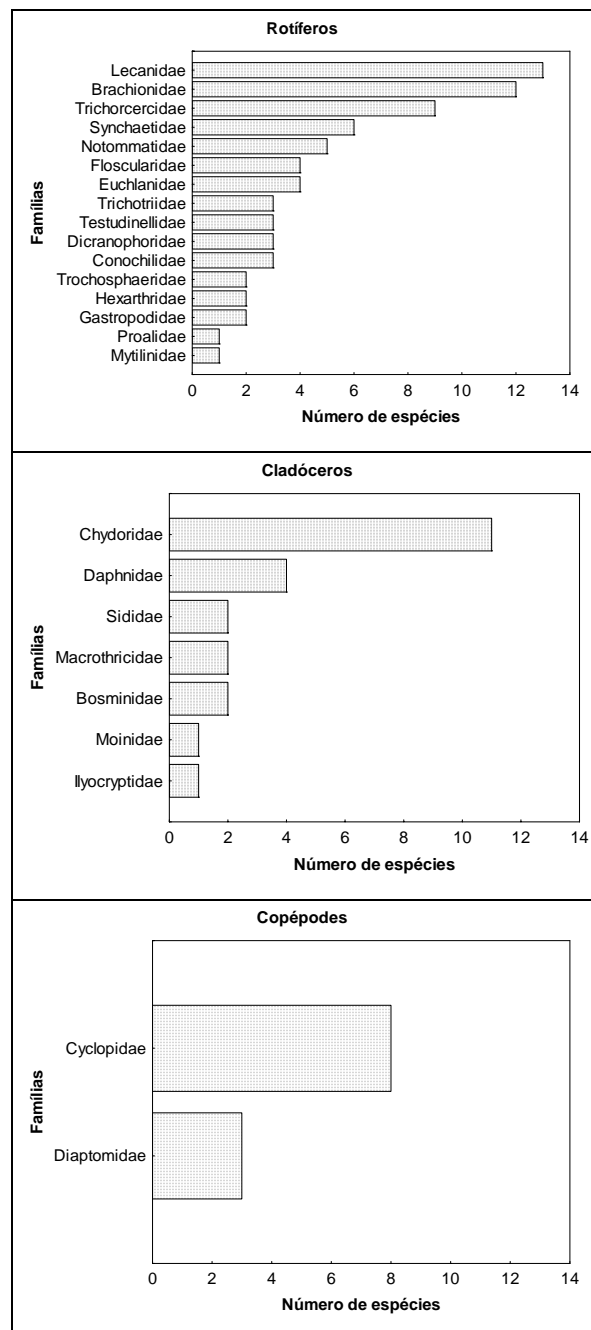


Figura 4. Número de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes registradas no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, durante o experimento de instalação de tanques-rede para piscicultura.

Os valores do índice de diversidade  $\beta_2$  foram baixos, indicando reduzida alteração da composição de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes entre os diferentes pontos de amostragem (0,83 - 6,46%), e ao longo de todo o período de estudo (0,98 - 8,05%).

Avaliando os resultados de diversidade  $\beta_2$  nos diferentes pontos de amostragem, os maiores valores de alteração da composição de espécies de rotíferos (8,05%), cladóceros (5,29%) e copépodes (2,94%), ao longo do tempo, foram registrados nos pontos a jusante dos tanques-rede (TR4 e TR5). Outro ponto de amostragem que apresentou destaque nos valores de diversidade  $\beta_2$  para os copépodes foi o TR7, com 2,94% de alteração na composição (Figura 5a).

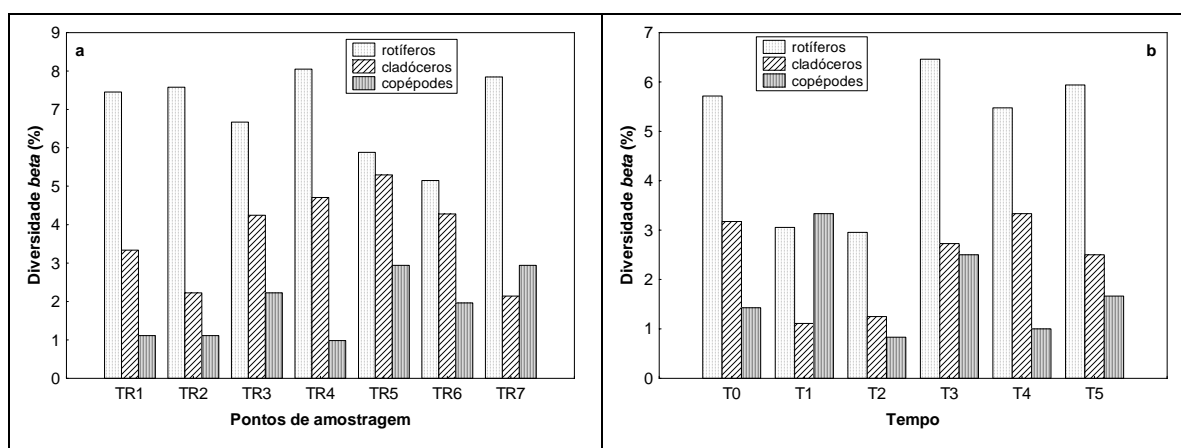


Figura 5. Resultados da diversidade  $\beta_2$  (%) espacial (a) e temporal (b) dos principais grupos zooplanctônicos no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP) (T0= pré; T1=15 dias; T2= 30 dias; T3= 60 dias; T4= 90 dias; T5= 120 dias) (TR1= tratamento; TR2= tratamento; TR3= tratamento TR4= 100m a jusante; TR5= 400m a jusante; TR6= 100m a montante; TR7= 400m a montante).

Em relação à variação temporal, os maiores valores de diversidade  $\beta_2$  estimados para os rotíferos foram registrados nos tempos de amostragem T3 (6,46%) e T5 (5,94%), ou seja, quando a composição desse grupo apresentou maior alteração no número de espécies entre os pontos de amostragem. Para os cladóceros, maior alteração foi constatada nos tempos de amostragem T4 (3,33%) e T0 (3,17%), e para os copépodes, em T1 (3,33%), sendo que apenas nesse período esses microcrustáceos apresentaram maior variação da composição, entre os pontos de amostragem, quando comparado aos rotíferos e cladóceros (Figura 5b).

### ***ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE E DOS DIFERENTES GRUPOS***

A abundância do zooplâncton total, por amostra, variou de 16.672 a 460.050 ind m<sup>-3</sup> durante o experimento, sendo rotíferos o grupo numericamente mais importante, seguido pelos cladóceros, copépodes calanóides e copépodes ciclopóides.

Dentre as espécies identificadas nesse estudo, *Synchaeta pectinata* (0 a 154.800 ind m<sup>-3</sup>), *S. oblonga* (0 a 57.955 ind m<sup>-3</sup>), *Conochilus coenobasis* (0 a 26.700 ind m<sup>-3</sup>), *Polyarthra dolichoptera* (0 a 12.183 ind m<sup>-3</sup>) e *C. unicornis* (0 a 9.180 ind m<sup>-3</sup>) foram as espécies de rotíferos mais abundantes; *Ceriodaphnia cornuta* (0 a 36.900 ind m<sup>-3</sup>), *Moina minuta* (0 a 16.573 ind m<sup>-3</sup>), *Bosmina hagdmani* (0 a 11.400 ind m<sup>-3</sup>) e *C. silvestrii* (0 a 17.700 ind m<sup>-3</sup>), entre os cladóceros; e *Notodiaptomus amazonicus* (calanóide) (0 a 13.200 ind m<sup>-3</sup>) entre os copépodes. Para esses microcrustáceos, verificou-se ainda a contribuição numérica de *Thermocyclops decipiens* (ciclopóide) (0 a 3.300 ind m<sup>-3</sup>), porém, de uma maneira pouco expressiva.

Quanto à distribuição espacial da abundância zooplanctônica, o maior valor médio foi observado no ponto de amostragem TR7, bem como maior variação do número de organismos. Por outro lado, menor abundância foi registrada no ponto de amostragem TR3. Nos demais pontos de amostragem, os valores médios desse atributo apresentaram resultados semelhantes (Figura 6a). Esses resultados estiveram relacionados, especialmente, com a variação espacial da abundância dos microcrustáceos (cladóceros e copépodes) (Figuras 6c, d, e).

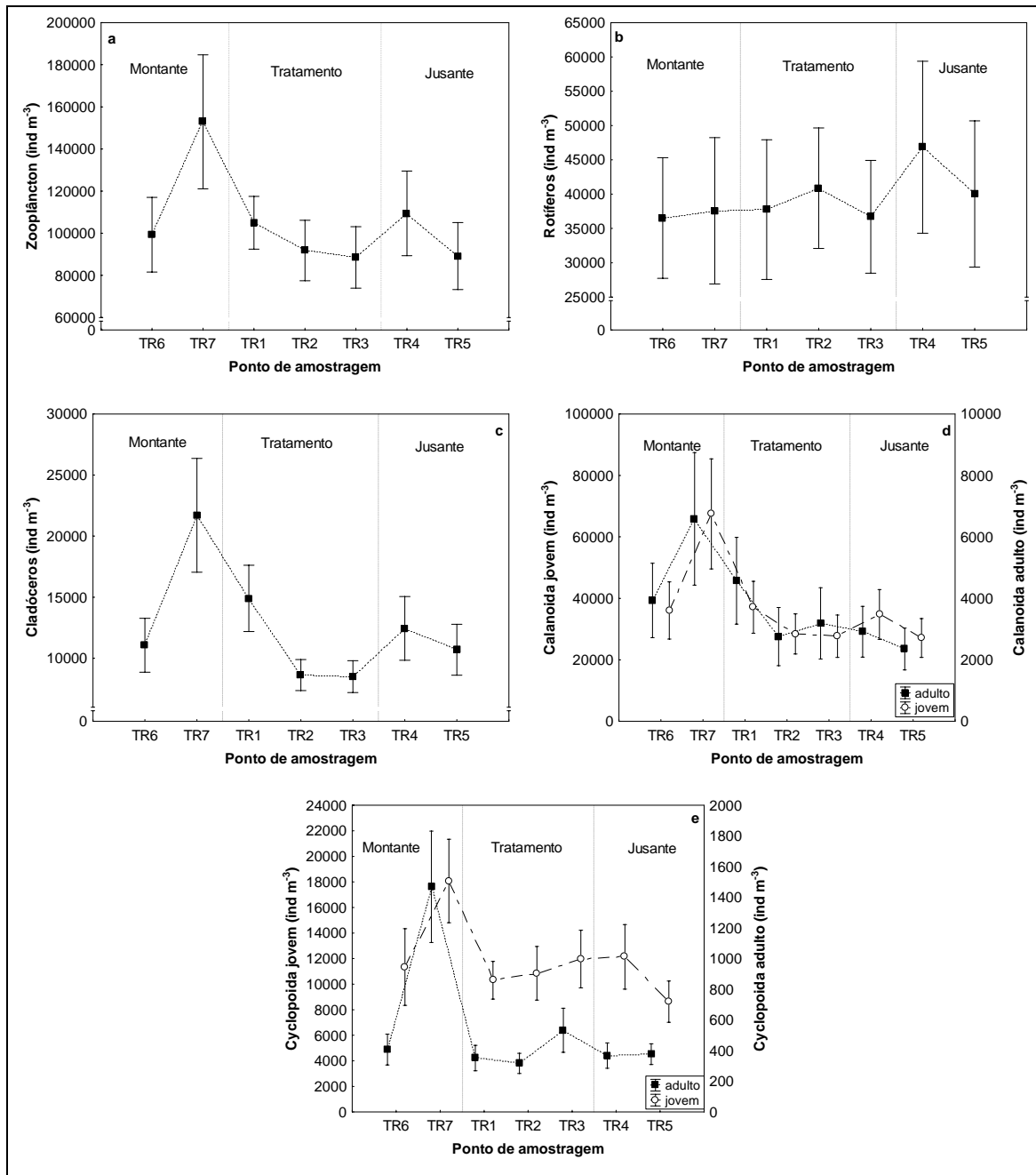


Figura 6. Abundância do zooplâncton total (a) e dos principais grupos (b, c, d, e) registrada nos diferentes pontos de amostragem no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP) (símbolo representa a média e barra, o erro padrão dos diferentes períodos de amostragem e réplicas) (TR1= tratamento; TR2= tratamento; TR3= tratamento TR4= 100m a jusante; TR5= 400m a jusante; TR6= 100m a montante; TR7= 400m a montante).

Os cladóceros, por amostra, variaram entre 668 e 61.500 ind m<sup>-3</sup>, sendo maior abundância média registrada no ponto de amostragem TR7, onde também foi constatada maior variação desse atributo. Por outro lado, o menor valor médio do número de indivíduos foi constatado nos pontos de amostragem TR2 e TR3 (Figura 6c).

Os valores de abundância dos copépodes calanóides variaram de 5 a 28.500 ind  $m^{-3}$  por amostra, com maiores valores médios observado no ponto amostragem TR7, e o menor, no ponto de amostragem TR5 (Figura 6d). Considerando os ciclopóides, o número de indivíduos variou de 0 a 6.900 ind. $m^{-3}$ . O ponto de amostragem TR7 foi o que apresentou maior valor de abundância média para esses copépodes, e também maior variação desse atributo. No entanto, nos pontos de amostragem TR2 e TR1 foram registradas menores abundâncias de ciclopóides (Figura 6e). Deve-se destacar também a importância das formas jovens (náuplios e copepoditos) para abundância dos copépodes, tanto de calanóides quanto de ciclopóides, durante todo o período de estudo (Figuras 6d, e).

Finalmente, a abundância dos rotíferos variou, por amostra, de 709 a 172.800 ind  $m^{-3}$ , sendo o maior valor médio observado no ponto de amostragem TR4, e menor, no ponto de amostragem TR6. Não foram observadas grandes variações nos valores de abundância média entre os pontos de amostragem, ao contrário da expressiva variação no número de indivíduos verificada dentro de cada ponto (Figura 6b).

Ao longo do tempo, também foram constatadas variações nos valores médios da abundância zooplancônica e dos principais grupos durante o experimento (Figura 7). No entanto, ao contrário do constatado para variação espacial da abundância, os três grupos contribuíram para os resultados da comunidade.

Assim, os resultados da variação temporal desse atributo mostraram incremento no número de organismos logo após a instalação dos tanques-rede (tempo de amostragem T1), e, em geral, um posterior decréscimo logo após esse pico. Outra tendência de aumento da abundância total foi observada a partir do tempo de amostragem T4, devido, principalmente, à contribuição dos rotíferos (Figura 7a, b).



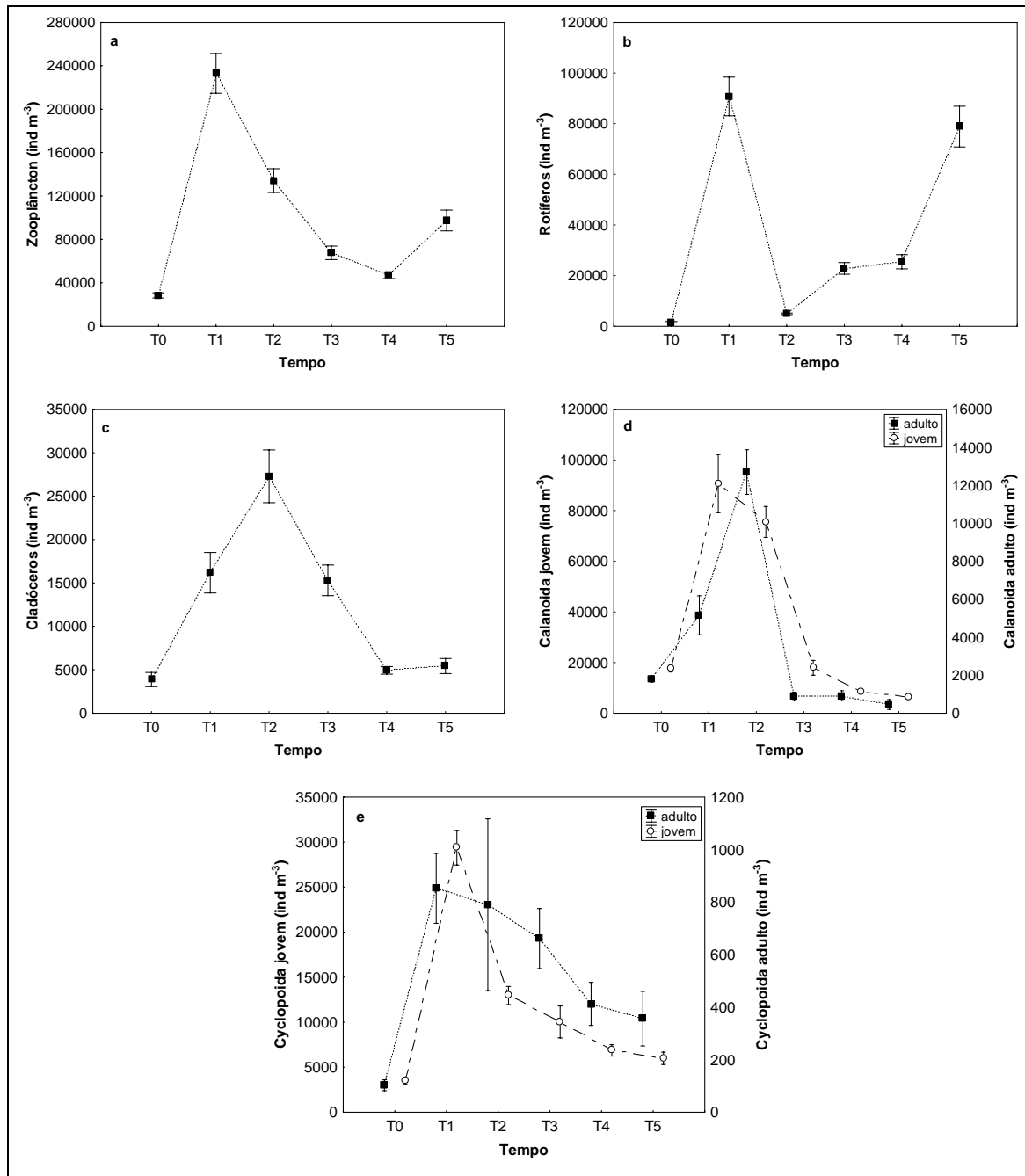


Figura 7. Abundância do zooplâncton total (a) e principais grupos (b, c, d, e) registrada nos diferentes períodos de coleta no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP) (símbolo representa a média e barra, o erro padrão dos diferentes pontos de amostragem e réplicas) (T0= pré; T1= 15 dias; T2=30 dias; T3= 60 dias; T4= 90 dias; T5= 120 dias).

Considerando os diferentes grupos, os rotíferos apresentaram elevada abundância média nos tempos de amostragem T1 e T5, com resultados similares. Por outro lado, menores valores do número de organismos foram verificados nos tempos T0 e T2 (Figura 7b). Os copépodes ciclopoídes (formas jovens e adultos), e os jovens de calanóides também apresentaram pico de abundância no tempo T1, e posterior redução gradativa do número de organismos até o final do experimento (Figura 7d, e). Os

cladóceros e adultos de calanóides, por sua vez, foram mais abundantes no tempo T2, com, também, redução do número de organismos ao longo do tempo (Figura 7c, d).

Os resultados da ANOVA Two-Way mostraram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre as médias da abundância dos rotíferos ( $F_{(2)} = 4,37$ ;  $p = 0,015$ ) registradas nas diferentes regiões (montante, tratamento e jusante) e períodos de amostragem ( $F_{(5)} = 231,66$ ;  $p < 0,001$ ), e a comunidade ( $F_{(5)} = 83,74$ ;  $p < 0,001$ ) e os cladóceros ( $F_{(5)} = 36,20$ ;  $p < 0,001$ ), nos diferentes períodos de amostragem. Não foi possível avaliar a significância da variação espacial das médias da abundância desses dois últimos grupos de organismos, bem como a variação espacial e temporal dos copépodes, visto que não foi atendido o pressuposto homocedasticidade ( $p < 0,05$ ), da análise de variância, avaliado através do teste de Levene (Figura 8).

O Teste de Tukey mostrou, ainda, que a média da abundância dos rotíferos diferiu significativamente entre as três regiões do experimento (Figura 8b). Temporalmente, o número médio desses organismos foi semelhante entre os tempos de amostragem T1 e T5, e os tempos T3 e T4 (Figura 8c).

Quanto à significância da variação temporal da abundância da comunidade, os valores médios diferiram significativamente entre todos os períodos de amostragem, com exceção dos tempos T2 e T5, que foram significativamente semelhantes entre si, de acordo com o Teste de Tukey (Figura 8a).

A abundância média dos cladóceros, por sua vez, mostrou semelhança entre todos os tempos de amostragem, exceto o tempo T2. Somente nesse período, as médias do número de organismos foram significativamente diferentes entre os demais tempos (Figura 8d).

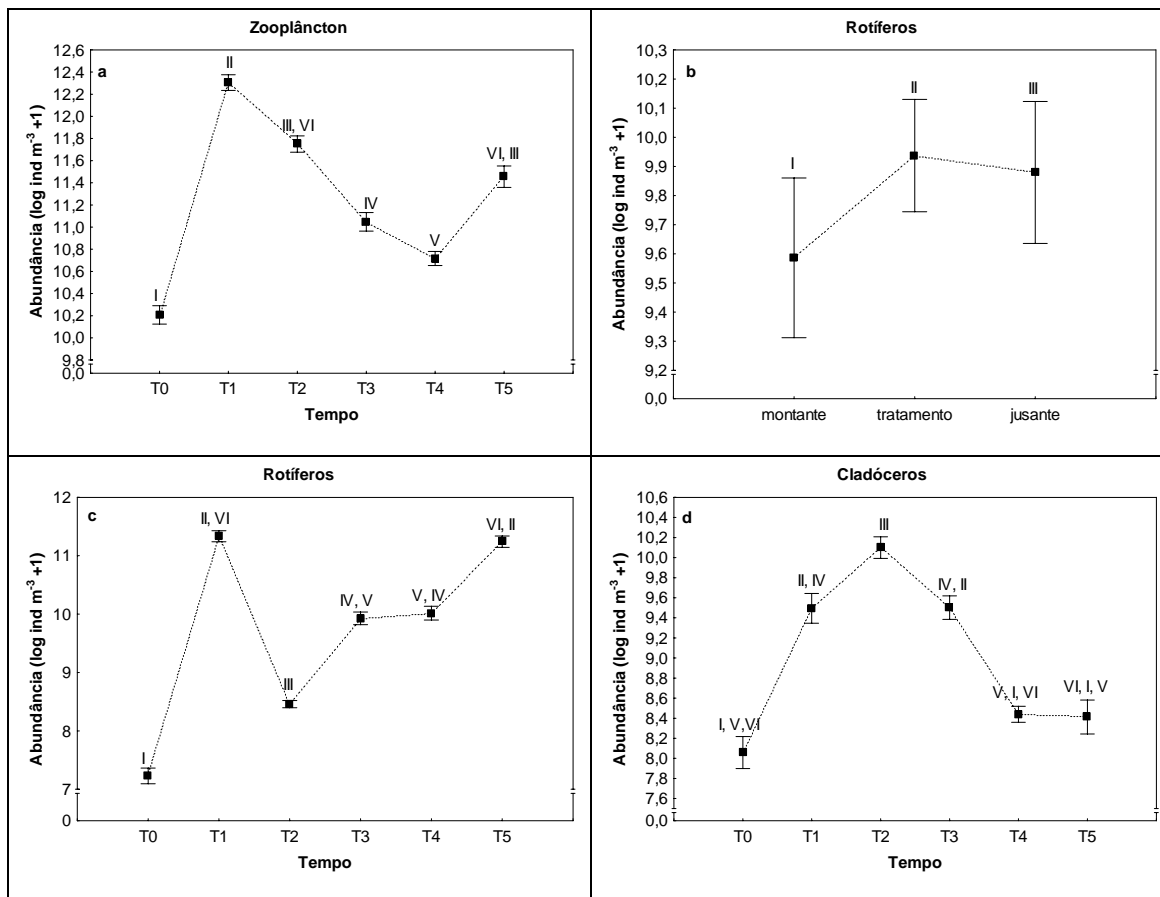


Figura 8. Comparação da abundância média do zooplâncton total (a), rotíferos (c) e cladóceros (d) entre os diferentes períodos de amostragem e da abundância média de rotíferos (b) entre as distintas regiões, no rio Guairacá, braço do reservatório de Rosana, rio Paranapanema (PR/SP), de acordo com os resultados de significância da ANOVA Two-way e do Teste de Tukey. Os números (I, II, III, IV, V, VI) indicam diferenças significativas pelo teste ( $p < 0,05$ ).

### MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA

A análise de regressão múltipla não foi possível de ser realizada para abundância dos cladóceros e copépodes, pois não foram atendidos os pressupostos. Assim, foram obtidos apenas dois modelos de regressão linear múltipla, sendo um para comunidade zooplanctônica e outro para rotíferos.

No primeiro modelo, o coeficiente de determinação obtido para abundância total do zooplâncton foi 0,54 ( $R^2$  ajustado), sugerindo 54% da variação do número de organismos em função das variáveis escores da ACP 1 e ACP 2, biomassa de ciliados e flagelados heterotróficos. A abundância total da comunidade zooplanctônica esteve correlacionada positivamente com as variáveis escores da ACP 1 e biomassa de flagelados heterotróficos, e, negativamente, com escores da ACP 2 e biomassa de ciliados. Dentre essas variáveis, os escores da ACP foram as que apresentaram maior

contribuição na elaboração do modelo (coeficiente de correlação parcial, ACP 1 = 0,48; ACP 2= -0,40). As demais variáveis apresentaram reduzida contribuição (coeficiente de correlação parcial, biomassa de flagelados heterotróficos = 0,38; biomassa de ciliados= -0,24). O modelo obtido para a comunidade zooplancônica foi o seguinte:

$$\text{Zooplâncton} = 11,07096 + 0,18056 (\text{ACP 1}) - 0,16844 (\text{ACP 2}) - 0,42305 (\text{ciliados}) + 0,82093 (\text{flagelados heterotróficos})$$

Os resultados do modelo indicam que a abundância da comunidade esteve relacionada diretamente com os escores das variáveis físicas e químicas da água, ao longo do tempo e do espaço, conforme descrito pelo ACP 1, e, inversamente, com os escores do ACP 2. Considerando fontes indicadores de alimento, o número de organismos foi inversamente relacionado com a biomassa dos ciliados e diretamente com a biomassa dos flagelados heterotróficos.

O coeficiente de determinação do segundo modelo obtido foi 0,58 ( $R^2$  ajustado), sugerindo uma variação de 58% da abundância, também em função dos escores da ACP 1 e ACP 2 e biomassa de flagelados heterotróficos. Neste modelo, os escores da ACP 2 também estiveram correlacionados negativamente com a variável preditiva, e a biomassa de flagelados heterotróficos, positivamente. As variáveis que mais se destacaram na elaboração do modelo para os rotíferos foram escores da ACP 2 (coeficiente de correlação parcial= - 0,56) e biomassa de flagelados heterotróficos (coeficiente de correlação parcial= 0,55); por outro lado, a participação da variável escores da ACP 1 para a elaboração do modelo foi reduzida (coeficiente de correlação parcial= - 0,19). O modelo proposto para os rotíferos foi:

$$\text{Rotíferos} = 9,16813 - 0,12245 (\text{ACP 1}) - 0,49284 (\text{ACP 2}) + 2,49612 (\text{flagelados heterotróficos})$$

De acordo com o modelo descrito acima, a abundância dos rotíferos, ao contrário do zooplâncton total, esteve inversamente relacionada com os escores do ACP 1 e ACP 2; e seguindo a mesma variação da comunidade, diretamente, com a biomassa dos flagelados heterotróficos.

## DISCUSSÃO

---

A diluição dos resíduos da piscicultura em tanques-rede no meio circundante resulta na degradação dos habitats e alterações da estrutura das comunidades aquáticas. No caso dos reservatórios, a capacidade de diluição e minimização dos impactos sobre as comunidades dependerá da circulação da água. Além disso, em longo prazo, o recebimento de carga constante de nutrientes pode superar a capacidade do ambiente em absorver e metabolizar esses resíduos, resultando na eutrofização, com impactos relevantes nas comunidades planctônicas (Agostinho et al., 2007). A resposta do zooplâncton ao processo de eutrofização é regulada pela disponibilidade de alimento, predação por invertebrados e peixes, bem como pelas características físicas e químicas do ambiente (Pinto-Coelho, 1998).

Considerando as variáveis físicas e químicas utilizadas na análise de ACP, foi constatada nítida caracterização temporal do experimento, com base nessas variáveis, a partir da distribuição dos períodos de amostragem ao longo do eixo de maior explicação (ACP 1). Essa distribuição temporal permitiu observar que as condições ambientais antes da instalação dos tanques-rede foram distintas daquelas observadas ao final do experimento, bem como nos 15º e 30º dias de amostragem.

O número de espécies zooplantônicas (108) registrado durante o estudo foi relevante, sendo superior ao encontrado por Sartori (2008) (96 espécies) em 30 pontos de amostragem no mesmo reservatório, durante dois anos. Por outro lado, o resultado de composição de espécies do experimento foi similar ao encontrado por Takahashi (2007) (115 espécies), que também realizou estudos com o zooplâncton em um dos braços do reservatório de Rosana (rio do Corvo).

Geralmente, observa-se maior contribuição de espécies de rotíferos sobre os demais grupos da comunidade zooplantônica em lagos e reservatórios do Brasil, fato este destacado por Rocha et al. (1995). Os rotíferos destacam-se por serem organismos oportunistas, com altas taxas de consumo e assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares, possibilitando a colonização de ambientes mais instáveis (Allan, 1976). Em função dessas características, estes organismos dominam a comunidade nesses ambientes (Matsumura-Tundisi et al., 1990; Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996; Nogueira, 2001; Branco et al., 2002; Lansac-Tôha et al., 1999; Lansac-Tôha et al., 2005).

Baixos valores de alteração da composição de espécies zooplanctônicas observados nesse estudo (diversidade  $\beta_2$ ) podem ser explicados pelo constante fluxo de corrente no rio Guairacá, tanto no sentido rio-reservatório como ao contrário. Esse fato parece ter favorecido a homogeneização da fauna presente nos diferentes pontos de amostragem. Santos (2005), estudando a assembléia de cladóceros em seis reservatórios nos Estados de São Paulo e Paraná, também registrou reduzida alteração da composição desses microcrustáceos no plâncton. Valores reduzidos na alteração da composição de espécies de rotíferos no plâncton foram, ainda, verificados por Bonecker et al. (2005) e Aoyagui (2006) em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS). Esses resultados sugerem que, provavelmente, devido ao grande número de espécies presentes no zooplâncton, elevada alteração na composição de espécies deve ser difícil de ser observada, embora a maioria das espécies apresente ocorrência rara nos ambientes. Deve ser ressaltado, ainda, que a comunidade zooplanctônica apresenta um grande número de espécies que utilizam diferentes nichos, reduzindo a competição interespecífica, o que poderia contribuir para uma maior coexistência de espécies (Hutchinson, 1959). Esse fato também pode justificar a permanência de grande número de espécies ao mesmo tempo no espaço.

Em geral, devido à menor quantidade de espécies de copépodes registradas, esse grupo apresentou menores valores de diversidade  $\beta_2$  ao longo do espaço; ao passo que os rotíferos apresentaram maior alteração.

Os maiores valores de diversidade  $\beta_2$  constatados a jusante dos tratamentos evidenciaram a influência do cultivo de peixes em tanques-rede sobre a composição da comunidade zooplanctônica. As condições ambientais nesse local parecem ter favorecido maior alteração da composição de espécies na comunidade, como por exemplo, redução da biomassa de bactérias e de flagelados heterotróficos, e a elevação dos valores de turbidez. Essas variáveis indicam redução da disponibilidade de alimento.

A alteração da composição de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes em cada período de amostragem evidenciou que os menores valores foram registrados no início do experimento (15º e 30º dias de amostragem) com posterior aumento. Esses resultados sugerem que a composição específica desses grupos foi similar logo após o peixamento e distinta no final do experimento, o que indica a interferência da atividade

de piscicultura, nos tanques-rede, sobre a composição da comunidade zooplancônica ao longo do tempo.

Algumas condições ambientais também podem estar relacionadas às maiores alterações do número de espécies na comunidade ao final do estudo, como redução da turbidez, biomassa de bactérias, ciliados e fitoplâncton. Esses fatores também indicam a redução da disponibilidade de alimento. Nesse período foi constatada, redução do número de espécies zooplancônicas que, entre outros fatores, pode ser explicada pela menor amplitude desses recursos alimentares, o que poderia ter intensificado a competição interespecífica. Essa relação foi discutida por Matsumura-Tundisi et al. (1990) para ambientes aquáticos e os autores acrescentam que o número de espécies presente nesses ambientes depende da capacidade suporte do mesmo, além da capacidade das espécies em utilizar os recursos e explorar os diferentes nichos.

As espécies mais abundantes (*S. pectinata*, *S. oblonga*, *C. coenobasis*, *P. dolichoptera*, *C. unicornis*, *C. cornuta*, *M. minuta*, *B. hagmanni*, *C. silvestrii*, *N. amazonicus* e *T. decipiens*) registradas no presente estudo têm sido também comumente observadas em reservatórios brasileiros, incluindo os Estados de Goiás (Lansac-Tôha et al., 1999; Aoyagui et al., 2003), Paraná (Serafim Jr., 2002; Lansac-Tôha et al., 2005); São Paulo (Nogueira, 2001; Sampaio et al., 2002; Panarelli et al. 2003; Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005; Sendacz et al., 2006; Nogueira et al., 2008; Sartori et al., 2009), e no próprio reservatório estudado (Nagae, 2007; Takahashi, 2007; Sartori, 2008).

A abundância do zooplâncton foi mais elevada a montante dos tanques-rede, e menor nas proximidades destes, além de apresentar tendência de aumento a jusante, o que sugere a influência do cultivo de peixes sobre a estruturação da comunidade. A piscicultura em tanques-rede ou viveiros apresenta diferentes impactos nas comunidades aquáticas presentes no ambiente, mas o aumento da quantidade de alimento e nutrientes provoca mudanças na abundância destas comunidades (Demir et al., 2001).

Estudos realizados por Demir et al. (2001), com cultivo de truta em reservatório da Turquia, apontaram resultados distintos ao encontrado no presente estudo, tendo em vista que esses autores registraram maior abundância da comunidade zooplancônica próximo à região onde estavam instalados os tanques-rede, e menor a montante. Os autores não apontaram quais os fatores que levaram à obtenção desses resultados, porém mostraram maiores valores de clorofila-a, amônia, nitrato e fosfato próximos aos tanques-rede, o que não foi observado no experimento.

A variação espacial da abundância zooplanctônica foi definida pelos resultados desse atributo constatados para os cladóceros e copépodes. Os cladóceros foram menos abundantes nas áreas próximas aos tanques, diferindo dos resultados obtidos por Guo e Li (2003) em reservatório da China, onde esses microcrustáceos apresentaram maior biomassa na área próxima aos tanques, devido ao aumento da biomassa de fitoplâncton.

De modo geral, a abundância de cladóceros acompanhou as variações do fitoplâncton ao longo do tempo e do espaço. Sipaúba-Tavares et al. (2006), estudando as variáveis limnológicas e comunidade planctônica em viveiros com cultivo de tilápia, também observaram que a abundância de cladóceros acompanhou a abundância do fitoplâncton, dominado principalmente pelas algas verdes. O mesmo foi observado por Takahashi (2007) em estudos sobre a comunidade zooplanctônica em um braço do reservatório de Rosana.

Os copépodes, tanto ciclopóides como calanóides, apresentaram elevados resultados de abundância a montante dos tanques-rede, reduzindo expressivamente em direção a jusante do experimento, o que sugeriu o efeito negativo da atividade de cultivo sobre a abundância destes organismos. Esses resultados estiveram relacionados significativamente com biomassa de bactérias ( $10^{-13} \text{ gC } \mu\text{L}^{-1}$ ) ( $r=0,50$ ;  $p<0,0001$ ), e as variáveis que compuseram o ACP1 ( $r=0,76$ ;  $p<0,0001$ ), de maneira direta com pH, temperatura da água, turbidez e condutividade elétrica; e inversa com oxigênio, nitrogênio e fósforo dissolvidos. Os copépodes, principalmente calanóides, podem se alimentar de pequenas partículas ( $20\mu\text{m}$ ), tais como bactérias (Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005). Estudos realizados no reservatório de Corumbá (GO) mostraram que a abundância das formas jovens de calanóides e a espécie *Notodiptomus iheringi* foram relacionadas diretamente e de maneira significativa com o oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água (Bonecker et al., 2001).

Os rotíferos, por outro lado, foram mais abundantes na região próxima aos tanques e a jusantes destes, resultados ressaltados pela significância da análise de variância e do Teste de Tukey. Esses resultados sugerem que a atividade dos tanques-rede favoreceu o desenvolvimento das populações desse grupo. Entretanto, quando considerados os pontos separadamente, não foi observada uma nítida variação espacial no número de organismos, além da grande variação entre os valores médios registrados em cada um deles.

Estudos realizados por Guo e Li (2003) também mostraram maior abundância desses organismos próxima aos tanques-rede, e reportaram esses resultados ao aumento



das concentrações de nutrientes totais próximo a estes. No presente estudo, no entanto, os maiores valores de nitrogênio dissolvido foram registrados a montante dos tanques-rede e o fósforo dissolvido a montante e a jusante destes. Considerando essas frações de nutrientes analisadas na ACP, na região dos tanques foram registrados, ainda, menores valores de fósforo e nitrogênio dissolvidos.

Dessa forma, outro fator que poderia estar associado à variação espacial da abundância dos rotíferos seria a disponibilidade de alimento. Os resultados obtidos sobre esses recursos, em geral, mostraram que os flagelados heterotróficos apresentaram maiores valores médios de biomassa próximos aos tanques, e a comunidade fitoplanctônica e os ciliados, a jusante dos tratamentos (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

De acordo com Arndt (1993), os rotíferos apresentam amplo espectro alimentar utilizando desde bactérias, flagelados heterotróficos e até pequenos ciliados como recursos alimentares. O modelo da análise de regressão mostrou ainda significativa relação direta entre a abundância dos rotíferos e biomassa dos flagelados heterotróficos (coeficiente de correlação parcial= 0,55, destacando sua contribuição para a construção do modelo).

A variação temporal da abundância da comunidade zooplanctônica mostrou expressivo aumento logo após o início do experimento, sendo os resultados observados ao longo do tempo, relacionados com a contribuição numérica dos três grupos. Os maiores valores no número total de organismos foram devido à contribuição tanto dos rotíferos como dos ciclopóides (jovens e adultos) e jovens de calanóides; enquanto que a permanência da comunidade, na área de estudo, embora em menor abundância, deveu-se à participação dos cladóceros e adultos de calanóides (Figura 7). Ao final do experimento, o zooplâncton foi representado pelos rotíferos. Os resultados da variação temporal da comunidade, rotíferos e cladóceros foram destacados significativamente pela análise de variância, e os tempos de amostragem, também, apresentaram diferenças significativas para a média da abundância desses organismos de acordo com o teste de Tukey.

No tempo de amostragem de pico da abundância zooplanctônica, ou seja, 15 dias após o peixamento e início do arraçoamento, quando verificada elevada importância numérica dos rotíferos, foi observado, ainda, o incremento da biomassa de flagelados heterotróficos. A relação entre esses grupos planctônicos tem sido discutida na literatura (Arndt, 1993, Sanders e Wickham, 1993; Paterson et al., 1997; Thouvenot et al., 1999; Auer et al., 2004), sendo que nesse estudo foi verificada, ainda, a sua

significância pela análise de regressão.

Foi possível constatar também que, ao final do experimento (tempo de amostragem T5), os rotíferos e os flagelados heterotróficos apresentaram aumento da abundância e biomassa, respectivamente, sendo que para os rotíferos esse aumento pode ser caracterizado como segundo pico de abundância, refletindo, ainda, na tendência do incremento do número de indivíduos zooplanctônicos. Os resultados da análise de regressão mostraram relação significativa e direta entre a abundância da comunidade e biomassa dos protozoários flagelados (coeficiente de correlação parcial= 0,38), conforme destacado, ainda, pela significância do teste de Tukey que apontou diferenças na abundância zooplanctônica ao longo do tempo.

Além disso, de acordo com UEM/Nupélia/Pronex (2006) os resultados da biomassa fitoplanctônica mostraram a alteração do estado trófico da área de estudo, ao longo do tempo, passando de condições de oligotrofia ( $0,3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) a mesotrofia ( $4 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ). Essa caracterização do grau de trofia não foi baseada nas concentrações de nutrientes dissolvidos, pois os maiores valores desses nutrientes foram verificados antes da instalação dos tanques-rede. Ao final do experimento foi observada, tendência de aumento nas concentrações de nutrientes, embora os valores tenham sido bem menores do que os registrados no período sem os tanques. Esses resultados ressaltam que, dependendo das condições limnológicas do ambiente, outras variáveis podem ser descritoras do grau de trofia, e não apenas os nutrientes.

Estudos realizados por Nogueira et al. (2006), em reservatórios da mesma bacia do presente estudo, mostraram que elevados valores de turbidez foram descritos por grande quantidade de matéria inorgânica em suspensão e, as maiores concentrações de fósforo também predominaram nas frações inorgânicas. Nesse caso, a indicação do estado trófico a partir desse nutriente poderia ser subestimada, tendo em vista que as formas inorgânicas adsorvidas as partículas de sedimento (siltes e argilas) não permitiriam a produção da comunidade fitoplanctônica (Lind et al., 1993). Seguindo esse mesmo raciocínio, Neves (2008) considerou a biomassa fitoplanctônica como potencial indicador do estado trófico para o reservatório de Chavantes, localizado na mesma bacia do reservatório em estudo. Essa relação também pode ser proposta para a caracterização trófica da área estudada.

Considerando, alteração do estado trófico do ambiente, ao longo do experimento, a tendência de incremento da abundância dos rotíferos no final do estudo também pode estar relacionada às condições de mesotrofia. Rocha et al. (1995) citaram

que a dominância numérica desses organismos em ambientes de água doce, frequentemente, está associada ao aumento das concentrações de nutrientes. Outros estudos também apontaram que rotíferos representam a maior composição e abundância entre os pequenos filtradores nesses ambientes, estando associado ao aumento das condições tróficas, em virtude da capacidade de ingerir pequenas partículas, como bactérias e detritos orgânicos, abundantes em tais condições de trofia (Pace e Orcutt, 1981; Blancher, 1984; Orcutt e Pace, 1984; Pace, 1986).

As razões entre a abundância de copépodes calanóides e ciclopóides têm sido utilizadas como indicadores do grau de trofia em reservatórios. No presente estudo, a abundância dos copépodes calanóides foi superior à dos ciclopóides, ao longo do tempo, o que corrobora as características oligotróficas da área, sugerida pelas condições de biomassa fitoplanctônica no início do experimento, quando também foram observados maiores valores de abundância dos copépodes. Vários estudos indicam o predomínio numérico de copépodes calanóides em reservatórios oligotróficos (Freire e Pinto-Coelho, 1986; Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996; Lopes et al., 1997).

Outra relação observada na estruturação da comunidade foi o decréscimo acentuado da abundância dos rotíferos ao mesmo tempo do pico no número de cladóceros, o que indica uma competição entre esses grupos. Estudos mostram essa relação competitiva entre esses grupos zooplanctônicos (DeMott, 1989). Gilbert (1988) apontou que a estrutura de tamanho das assembléias de cladóceros pode controlar a importância dos rotíferos nas comunidades aquáticas, sendo que espécies de cladóceros de menor tamanho tendem a predominar nos trópicos (Fernando, 1980; Bays e Crisman, 1983), provavelmente, devido aos reduzidos requerimentos alimentares (concentração de recurso disponível) para crescimento e reprodução. Nesse período foi constatado predomínio numérico de maior número de espécies de cladóceros do que de rotíferos, além da elevada abundância de espécies de pequeno tamanho desses microcrustáceos, como *Ceriodaphnia cornuta* e *Bosmina hagmanni*.

Outro fator controlador da comunidade zooplanctônica é a predação por peixes. De acordo com UEM/Nupélia/Pronex (2006), a espécie de peixe mais abundante (*Auchenipterus oostemystax*), registrada no mesmo período do estudo, tem no zooplâncton um potencial recurso alimentar. O autor atribui as maiores abundâncias dessa espécie de peixe à abundância da comunidade zooplanctônica.

Mais especificamente quanto à participação dos diferentes grupos zooplanctônicos na dieta de peixes, estudos realizados por Starling (1993), em lago

artificial, mostraram que cladóceros de menor tamanho (bosminídeos) foram preferencialmente consumidos por tilápias; no entanto, organismos zooplancônicos menores, como rotíferos e náuplios, foram pouco predados. Outro ponto destacado pelo autor foi a baixa predação das tilápias sobre as formas adultas e copepoditos de *Thermocyclops decipiens*, devido à alta capacidade de escape desses copépodes.

Ainda, quanto à predação na comunidade zooplancônica, foram observados indivíduos dos gêneros *Ceriodaphnia* e *Notodiaptomus* em estômagos de algumas espécies de peixes no mesmo período do estudo (Agostinho, com. pess.). Essa predação reporta a maior capacidade de encontro predador – presa, no caso dos *Notodiaptomus*, tendo em vista que a sua locomoção é mais lenta que os ciclopóides, que apresentam movimentos erráticos. Observa-se, também, uma maior abundância dos calanóides em relação aos ciclopóides nas amostras zooplancônicas.

Os modelos de regressão múltipla evidenciaram a importância das variáveis físicas e químicas, além da disponibilidade de recurso alimentar, sobre a variação da abundância zooplancônica e dos rotíferos, entretanto a influência da biomassa dos protozoários flagelados foi anteriormente abordada.

A relação entre a abundância desses organismos e as variáveis físicas e químicas foi interpretada considerando a variação temporal dos dados, visto que as variáveis descreveram as condições ambientais (escores da ACP), de uma forma mais nítida, na escala temporal. A abundância zooplancônica variou positivamente com o pH, temperatura da água, turbidez, e inversamente com nitrogênio e fósforo dissolvidos, registrados até o 30º dia após a instalação dos tanques-rede. Além disso, esse atributo da comunidade apresentou relação direta e inversa com a concentração de oxigênio dissolvido. Até o 30º dia do experimento a abundância dos organismos foi elevada, enquanto que o oxigênio foi reduzido. Ao final do experimento, o número de organismos aumentou novamente, e o oxigênio dissolvido apresentou maiores valores registrados em todo o estudo.

Estudos realizados por Hofmann (1977) mostraram que aumento da temperatura leva ao decréscimo do tempo de desenvolvimento embrionário, pequenos intervalos entre a deposição de ovos e a duração do tempo de vida dos rotíferos. A temperatura contribui com maior abundância desses organismos, que foram os mais importantes numericamente na área de estudo.

Ao contrário dos resultados obtidos, alguns autores têm demonstrado a relação entre a redução da abundância zooplancônica com o aumento da turbidez, devido à

contribuição de frações inorgânicas (Hart, 1992; Aka et al., 2000; Dejen et al., 2004). No entanto, os valores de turbidez considerados, neste estudo, foram referentes à maior contribuição de matéria orgânica em suspensão (UEM/Nupélia/Pronex, 2006), como também ressaltada pela relação direta entre a flutuação dessa variável e pH, observada na ACP. Os maiores valores de pH sugerem aumento da biomassa fitoplanctônica, o que certamente contribuiu com a fração orgânica para turbidez. Todavia, a abundância zooplanctônica não esteve relacionada com o aumento da biomassa desses produtores.

Por outro lado, baixos valores da abundância da comunidade zooplanctônica, relacionados com altos valores da concentração de fósforo dissolvido, em virtude de este componente ser um dos principais nutrientes oriundo dos resíduos do cultivo de peixes, e sua liberação na coluna de água pode causar impacto no ambiente aquático (Jones e Lee, 1982; Ketola, 1982; Kelly, 1992).

Em relação à disponibilidade de alimento, a abundância da comunidade apresentou relação significativa e direta com a biomassa dos flagelados heterotróficos, e inversa com a biomassa dos ciliados. Esse fato foi devido à semelhança entre a variação espacial do número de organismos zooplanctônicos e biomassa desses flagelados; ao contrário dos ciliados, que apresentaram maiores valores de biomassa próximos aos tanques-rede e jusante, e os menores valores, no 15º e 30º dias de amostragem, onde e quando foram registradas as maiores abundâncias da comunidade. Muitos autores têm destacado a importância dos flagelados heterotróficos como recurso alimentar para a comunidade zooplanctônica (Sanders e Wickham, 1993; Paterson et al., 1997; Thouvenot et al., 1999; Auer et al., 2004). Por outro lado, Sanders e Wickham (1993) evidenciam que as relações entre protozoários, principalmente ciliados, e comunidade zooplanctônica pode ser negativa para os últimos organismos, visto que algumas espécies de ciliados são capazes de ingerir rotíferos e formas jovens de copépodes.

A abundância dos rotíferos, de acordo com a significância do modelo de regressão, esteve relacionada de maneira direta e significativa com maiores valores de oxigênio dissolvido, registrados ao final do experimento e com o incremento das concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvido a partir da metade do estudo. Segundo Hofmann (1977), a concentração de oxigênio dissolvido na água desempenha importante papel na determinação da ocorrência e abundância das espécies de rotíferos.

Por outro lado, os maiores valores desses nutrientes e de pH influenciaram negativamente a abundância desses organismos. Estudos experimentais realizados por Frost et al. (1998) mostraram aumento na biomassa de rotíferos quando o pH esteve

mais baixo. Essa relação pode sugerir a utilização de outro item alimentar pelos rotíferos que não seja a comunidade fitoplanctônica, visto que maior produtividade dessas algas estaria relacionada aos maiores valores de pH. A ausência de relação entre a abundância dos rotíferos e do fitoplâncton também foi constatada nesse estudo.

A piscicultura em tanques-rede deve ser muito bem monitorada e manejada, visto que, como analisado no presente estudo, esta atividade alterou a estruturação da comunidade zooplanctônica. E, provavelmente, causa impactos relevantes nas demais comunidades aquáticas e na qualidade da água, além de disseminação de doenças de peixes e introdução de espécies exóticas.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

---

Os resultados obtidos mostraram que a piscicultura em tanques-rede, no reservatório de Rosana, afetou a estrutura da comunidade zooplanctônica e dos principais grupos. A composição de espécies dos três grupos apresentou, em geral, maior alteração próxima aos tanques-rede e a jusante dos mesmos.

A abundância zooplanctônica foi influenciada por esta atividade, principalmente ao longo do tempo, devido à variação do pH, turbidez e temperatura da água, oxigênio, nitrogênio e fósforo dissolvidos, além da disponibilidade de alimento (flagelados heterotróficos).

Em relação aos rotíferos, a instalação dos tanques-rede favoreceu significativamente o aumento da abundância desses organismos ao longo do espaço e do tempo, em função do oxigênio, nitrogênio e fósforo dissolvido e pH e da quantidade de recurso alimentar disponível (flagelados heterotróficos). Por outro lado, a variação espacial da abundância dos cladóceros e copépodes, assim como do zooplâncton total, foi influenciada negativamente pelo peixamento. E, considerando a variação temporal, apenas o número de organismos zooplanctônicos e de cladóceros variaram, de maneira significativa, frente a essa atividade econômica.

Com base nos resultados obtidos, pode-se considerar que a hipótese predita foi refutada, visto que a variação espacial da abundância da comunidade foi distinta da prevista, embora os fatores intervenientes previstos para essa variação tenham sido considerados como importantes para estruturação da comunidade (variáveis físicas e

químicas e disponibilidade de alimento), ao longo do tempo. Apenas a variação espacial e temporal da abundância dos rotíferos corroborou a hipótese predita.

Sugere-se, portanto, que estudos com esse enfoque sejam realizados em outros reservatórios, com condições tróficas diferentes das encontradas no braço do reservatório estudado, e em outras épocas do ano. Assim, teria a possibilidade de obter maior amplitude de resultados sobre o impacto da atividade de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica, visto que esses organismos estão presentes entre os níveis tróficos dos produtores e consumidores, nas cadeias alimentares pelágicas. Além disso, atividades de manejo em reservatórios, como a piscicultura em tanques-rede, apresentam efeito acumulativo sobre o ambiente. Esse estudo mostrou, ainda, a participação da comunidade zooplancônica na ligação entre as cadeias microbianas e de pastagem.

## **REFERÊNCIAS**

---

- Abery, N.W., Sukadi, F., Budhiman, A.A., Kartamihardja, E.S., Koeshendrajana, S., Silva, S.S. 2005. Fisheries and cage culture of three reservoirs in west Java, Indonésia; a case study of ambitious development and resulting interactions. *Fish Manag Ecol* 12, 315-330.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá, 501pp.
- Aka, M., Pagano, M., Saint-Jean, L., Arfi, R., Bouvy, M., Cecchi, P., Corbin, D., Thomas, S. 2000. Zooplankton variability in 49 shallow tropical reservoirs of Ivory Coast (West Africa). *Int Rev Hydrobiol* 85, 491-504.
- Allan, J.D. 1976. Life patterns in zooplankton. *Am Nat* 110, 165-180.
- Alves, R.C.P., Baccarin, A.E. 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribata (UHE Nova Avanhandava, Baixo rio Tiete, SP). In: Nogueira, M.G.; Henry, R. e Jorcin, A. (Eds.). *Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos, 349-377.
- Aoyagui, A.S.M., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., Velho, F.M.V. 2003. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Brasil. *Acta Sci* 25(1), 31-39.
- Aoyagui, A.S.M. 2006. *Diversidade de rotíferos na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil)*. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 153pp.
- Arndt, H. 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) — a review. *Hydrobiologia* 255/256(1), 231-246.
- Auer, B., Elzer, U., Arndt, H. 2004. Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. *J Plankton Res* 26, 697-709.

- Bays, J.S., Crisman, T.L. 1983. Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Can. J. Fish Aquat Sci* 40, 1813-1819.
- Beveridge, M.C.M. 1984. Cage and pen fish farming. Carrying Capacity Models and Environmental Impact. FAO Fish Tech Pap, Rome, 133pp.
- Bjorsen, P.K., 1986. Automatic determinations of bacterioplankton biomass by means of image analyses. *Appl Environ Microbiol* 51, 1199-1204.
- Blancher, E. C., 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia* 109, 251-263.
- Blackburn, T.M., Gaston, K.J. 1996. The distribution of bird species in the new world: patters in species turnover. *Oikos* 77, 146-152.
- Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Rossa, D.C. 2001. The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia* 453, 375-384.
- Bonecker, C.C., Costa, C.L., Velho, L.F.M., Lansac-Tôha, F.A. 2005. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Paraná State – Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia* 546, 405-414.
- Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Gryiek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska T. 1976. A Review of Some Problems in Zooplankton Production Studies. *Norw J. Zool* 24, 419-456.
- Branco, C.W., Rocha, M.I.A., Pinto, G.F.S., Gômara, G.A., De Filippo, R. 2002. Limnological features of Funil reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lake Reservoir Manag* 7, 87-92.
- Carmouze, J.P. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Edgard Blüncher/SBL, São Paulo.
- Cesp 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. Serie Divulgação e Informação, 220, 166pp.
- Dejen, E., Vijverberg, J., Nagelkerke, L.A.J., Sibbing, F.A. 2004. Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation to turbidity and other environmental factors in a large tropical lake (L. Tana, Ethiopia). *Hydrobiologia* 513, 39-49.
- Demir, N., Kirkagac, M.U., Pulatsu, S., Bekcan, S. 2001. Influence of trout cage on water quality, plankton and benthos in an anatolian Dam Lake. *Isr J Aquacult-Bamidgeh* 53 (3-4), 115-127.
- DeMott, W.R. 1989. The role of competition in zooplankton succession: nature of the interation between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology* 63, 1949-1966.
- De Smet, W.H., 1997. Rotifera: Dicranophoridae (Monogononta) (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Vol. 5). SPB Academics, The Hague, 344pp.
- Elmoor-Loureiro, M. A. L. 1997. Manual de Identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília, 155pp.



- Fenchel, T. 1982. Ecology of heterotrophic flagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. *Mar Ecol Prog Ser.* 9, 35-42.
- Fernando, C.H. 1980. The species and size composition of tropical freshwater zooplankton with special reference to the oriental region (Southeast Asia). *Int. Rev. Gesamten Hydrobiologia* 65, 411-426.
- Freire, B. M. E Pinto-Coelho, R. M. 1986. Composição e Distribuição Horizontal do Zooplâncton no Reservatório de Vargens das Flores, Betim/Contagem, Minas Gerais. *Cien Cult* 38(5), 919-927.
- Frost T.M., Montz, P.K., González, M.J., Sanderson, B.L., Arnott, S.E. 1998. Rotifer responses to increased acidity: long-term patterns during the experimental manipulation of Little Rock Lake. *Hydrobiologia* 387/388, 141-152.
- Fry, J. C. 1990. Direct methods and biomass estimation. *Methods Microbiol* 22, 41-85.
- Gilbert, J.J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms and the effects on zooplankton community structure. *Limnol Oceanogr* 33, 1286-1303.
- Giné, M.F., Bergamin, F., Zagatto, E.A.G., Reis, B.F. 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Anal Chim Acta* 114, 191-197.
- Guo, L., Li, Z. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture* 226, 201-212.
- Hakanson, L. 2005. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lake Reservoir Manag* 10, 71-80.
- Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J Anim Ecol* 61, 151-158.
- Hart, R.C. 1992. Experimental studies of food and suspended sediment effects on growth and reproduction of six planktonic cladocerans. *J Plankton Res* 14, 1425-1448.
- Hofmann, W. 1977. The influence of abiotic environmental factors on population dynamic in planktonic rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beit. Ergebn. Limnology* 8, 77-83.
- Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am Nat* XCIII(870), 145-159.
- Jackson, D.A. 1993. Stopping rules in principal component analysis – a comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology* 74, 2204-2214.
- Jiwyam, W., Chareontesprasit, N. 2001. Cage culture of Nile Tilapia and loadings in a freshwater reservoir in Northeast Thailand. *Pakistan J Biol Sci* 4(5), 614-617.
- Jones, R.A., Lee, G.F. 1982. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication related water quality. *Water Res* 16, 503-515.
- José de Paggi, S. 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Rev Hydrobiol Trop* 22(3), 223-238.
- Júlio Jr., H.F., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Latini, J.D., 2005. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A.

- e Gomes, L.C. (Eds), Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. Rima, São Carlos, 1-16.
- Kelman, J., Pereira, M.V., Araripe-Neto, T.A., Sales, P.R. De H. 1999. Hidreletricidade. In: Rebouças, A. Da C.; Braga, B. e Tundisi, J.G. (Eds). Águas doces do Brasil. Capital ecológico, uso e conservação. Escrituras Editora, São Paulo, 371-418.
- Kelly, L.A. 1992. Dissolved reactive phosphorus release from sediments beneath a freshwater cage aquaculture development in west Scotland. *Hydrobiologia* 235/236, 567-572.
- Ketola, H.G. 1982. Effect of phosphorus in trout diets on water pollution. *Salmonid* 6(2), 12-15.
- Koroleff, K.J.H. 1976. Determination of ammonia. In: Grasshoff, E.; Kremling, E. (Eds). *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Wehein, New York, 117-181.
- Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewassen Amazoniens. *Amazoniana* 3, 258-505.
- Koste, W. 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. *Monogononta*. Berlin: Gebrüder Borntraeger, I, 673pp e II, 474pp.
- Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M, Bonecker, C.C. 1999. Estrutura da comunidade zooplancônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá. In: Henry, R (Ed), *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*, Fundibio, Botucatu 347-374.
- Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M, Higuti, J., Takahashi, E.M. 2002. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Braz J Biol* 62(1), 125-133.
- Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M. 2005. Estrutura da comunidade zooplânctonica em reservatórios. In: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. e Gomes, L.C. (Eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, 115-127.
- Lind, O.T., Terrel, T., Kimmel, B.L. 1993. Problems in reservoir trophic state classification and implications for reservoir management. In: Stráskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. (Eds). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Klumer Academic Publishers, 57-67.
- Lopes, R. M., Lansac-Tôha, F. A., Vale, R. D., Serafim Jr, M. 1997. Comunidade zooplancônica do reservatório do segredo. In: Agostinho, A. A. e Gomes, L. L. (Eds) *Reservatório de Segredo: Bases ecológicas para o manejo*. Eduem, Maringá, 3-60.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshw Biol Assoc Sci Publ n.36. Titus Wilson e Sons, Kendal.
- Matsumura-Tundisi, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida in freshwater aquatic systems of Brazil. *Brazil. J Biol*. 46(3), 527-553
- Matsumura-Tundisi, T., Leitão, S.N., Aguenta, L.S., Miyahara, J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Braz J Biol* 50, 923-935.
- Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J. G. 2005. Plankton richness in eutrophic reservoir (Barra Bonita reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia* 542, 367-378.

- McCune, B. e Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.01. MJM Software Design Gleneden Blach, Oregon.
- Nagae, M.Y. 2007. Estudos das assembléias de rotíferos em reservatórios do sudeste e sul do Brasil. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 87pp.
- Neves, G.P. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Tese (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 257pp.
- Nogrady, T. e Pourriot, R. 1995. Rotifera: The Notommatidae. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: vol. 3). SPB Academics, The Hague, 248pp.
- Nogrady, T. e Segers, H. 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: vol. 6). SPB Academics, The Hague, 264pp.
- Nogueira, M.G., Matsumura-Tundisi, T. 1996. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. Acta Limnol Bras 8, 149-168.
- Nogueira, M. G., 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir. - Hydrobiologia 455, 1-18.
- Nogueira, M.G., Jorcin, A., Vianna, N.C., Britto, Y.C.T. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira, M.G.; Henry, R. e Jorcin, A. (Eds.). Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima, São Carlos, 435-459.
- Nogueira, M.G., Reis Oliveira, P.C., Britto, Y.T. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). Limnetica 27(1), 151-170.
- Orcutt, J. D.; Pace, M. L. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomitic lake with a note on rotifer sampling techniques. Hydrobiologia 119, 73-80.
- Pace, M.L., Orcutt, J.D.Jr. 1981. The relative importance of protozoan, rotifers and crustacean in freshwater zooplankton community. Limnol Oceanogr 26, 822-830.
- Pace, M.L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnol Oceanogr 31, 45-55.
- Paggi, J. C. 1972. Nota sistemática acerca de algunos Cladoceros del genero *Chydorus* Leach 1843, de la Republica Argentina. Physis 82, 223-236.
- Paggi, J. C. 1973a. Contribuicion al conocimiento de la fauna de cladóceros dulceacuícolas argentinos. Physis B32, 103-114.
- Paggi, J. C. 1973b. Acerca de algunas especies de la familia Moinidae (Crustacea, Cladocera) de la República Argentina. Physis B32, 269-277.

- Paggi, J. C. 1975. Sobre os Cladoceros Chydoridae nuevos para la fauna Argentina. *Physis* 34, 139-150.
- Paggi, J. C. 1976. Cladoceros Macrothricidae nuevos para la fauna Argentina. *Physis* 35, 103-112.
- Paggi, J. C. 1995. Crustacea Cladocera. In: Lopretto, E. C. e Tell, G. (eds). *Ecosistemas de águas continentales: Metodologias para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata, 909-951.
- Panarelli, E., Casanova, S.M.C., Nogueira, M.G., Mitsuka, P.M., Henry, R. 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: Henry, R. (Ed). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, 129-160.
- Paterson, M.J., Findlay, D., Baety, K., Schindler, E.U., McCullough, G. 1997. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. *Can J Aquat Sci* 54, 1088-1102.
- Pinto-Coelho, R.M. 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshw Biol* 40, 159-173.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., Zivanovic, S. 1999. Natural vs. mariculture induce variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391, 181-194.
- Phillips, M.C., Beveridge, M.C.M. e Ross, L.G. 1985. The environmental impact of salmonid cage on inland fisheries: present status and future trends. *J Fish Biol* 27, 123-137.
- 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). *Bolm Zool* 9, 17-143.
- Rocha, O., Sendacz, S. e Matsumura-Tundisi, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J.G., C.E.M. Bicudo e T. Matsumura Tundisi (Eds), *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro, 151-165.
- Sampaio, E. V., O. Rocha, T. Matsumura-Tundisi and J. G. Tundisi, 2002: Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River. *Braz J Biol* 62, 525-545.
- Sanders, R. W. & S. Wickham, 1993. Planktonic protozoa and metazoa: predation, food quality and population control. *Mar Micr Food Webs* 7, 197-223.
- Santos, F.V. 2005. Estrutura da Assembléia de cladóceros em reservatórios nos Estados de São Paulo e Paraná: riqueza, diversidade *beta* e abundância. Tese (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 28pp.
- Santos-Silva, E. N. 2000. Revisão das espécies do “complexo *nordestinus*” (Wright, 1935) de *Notodiptomus* Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 196pp.
- Sartori, L.P. 2008. Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (rio Paranapanema, SP/PR) – variáveis limnológicas e assembléias zooplanctônicas. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 246pp.

- Sartori, L.P., Nogueira, M.G., Henry, R., Moretto, E.M. 2009 (no prelo). Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Braz J Biol* 69(1).
- Schmittou, H.R. 1993. High density fish culture in low volume cages. American Soybean Association, Cingapura.
- Silva, W.M. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 154pp.
- Segers, H. 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta) (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world; v. 2). SPB Academics, The Hague, 228pp.
- Sendacz, S., Caleffi, S., Santos-Soares, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Braz J Biol* 66(1B), 337-350.
- Serafim Junior, M. 2002. Efeitos do represamento em um trecho do médio rio Iguaçu sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 51pp.
- Sipaúba-Tavares, L.H., Baccarin, A.E., Braga, F.M.S. 2006. Limnological parameters and plankton community responses in Nile tilapia ponds under chicken dung and NPK (4-14-8) fertilizers. *Acta Limnol Bras* 18(3), 335-346.
- Smirnov, N. N. 1974. Chydoridae of the World. Fauna of the USSR (English translation of 1971). Peter Publishing Home Ltda, Jerusalem, 319pp.
- Smirnov, N. N. 1992. The Macrothricidae of the world.: SPB Academic, The Hague, The Netherlands (Guide to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world; v. 1), 139pp.
- Smirnov, N. N. 1996. Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. SPB Academic, Amsterdam, The Netherlands. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world; v. 1), 197p.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1991. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Company, New York, 859pp.
- Starling, F.L.R.M. 1993. Análise experimental dos efeitos da tilápia do congo (*Tilapia rendalli*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) sobre a estrutura da comunidade planctônica do lago Paranoá, Brasília (DF). *Acta Limnol Bras* 6, 144-156.
- Statsoft Inc., 2005. Version 7.1. Tulsa: Statistic. 3v.
- Takahashi, E.M. 2007 (em prep). Variação diária do zooplâncton no reservatório de Rosana (PR/SP). Exame Geral de Qualificação. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 33pp.
- Thouvenot, A., Debroas, D., Richardot, M., Devaux, J. 1999. Impact of natural metazooplankton assemblage on planktonic microbial communities in a newly flooded reservoir. *J Plankton Res* 21, 179-199.
- UEM/Nupélia/Pronex. 2006. Avaliação preliminar da viabilidade de tilápia nilótica em tanques-rede. Maringá, Relatório Parcial, 110pp.

- Utermöhl, H. Zur, 1958. Vervollkommung der quantitative phytoplankton methods Mitt Int Verein Limnol. 9, 1-38.
- Weisse, T., 1991. The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of botton-up versus top-down control. J Plankton Res 13, 167-185.
- Whittaker, R.M. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. Ecol Monogr 30, 279-338.
- Wisniewski, R.J., Planter, M. 1987. Phosphate exchange between sediments and the near bottom water in relationships to oxygen concentrations in a lake used for intensive trout cage culture. Ekol Pol 35, 219-236.
- Yiyong, Z., Jianqiu, L., Yongqing, F., Min, Z. 2001. Kinetics of alkaline phosphatase in lake sediment associated with cage culture of *Oreochromis niloticus*. Aquaculture 203, 23-32.
- Zoppi de Roa, E. e Vasquez, W. 1991. Additional cladoceran records for Mantecal and new for Venezuela. Hydrobiologia 225, 45-62.

Anexo 1. Listagem das espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes registradas na região pelágica do rio Guairacá durante o período de experimento.

<b>ROTÍFEROS</b>	
<b>Brachionidae</b>	
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1866	<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i> Harring, 1915	<i>K. tropica</i> Apstein, 1907
<i>B. falcatus falcatus</i> Zacharias 1898	<i>Plationus. patulus macrachantus</i> (Daday, 1905)
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	<i>P. p. patulus</i> (Muller, 1953)
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	<i>Platyias quadricornis brevispinus</i> Daday, 1905
<i>K. cochlearis</i> Gosse, 1851	<i>P. q. quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)
<b>Conochlidae</b>	
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorokov, 1914)	<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892
<i>C. dossuaris</i> (Hudson, 1875)	
<b>Dicranophoridae</b>	
<i>Dicranophorus epicharis</i> Harring e Myers, 1928	<i>Dicranophorus</i> sp.
<i>D. prionacis</i> Harring e Myers, 1928	
<b>Euchlanidae</b>	
<i>Dipleuchlanis propatula propatula</i> (Gosse, 1886)	<i>E. d. luckisiana</i> (Hauer, 1930)
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> Ehrenberg 1832	<i>E. incisa incisa</i> Carlin, 1939
<b>Flosculariidae</b>	
<i>Floscularia ringens ringens</i> (Linné, 1758)	<i>Octotrocha speciosa</i> Thorpe, 1893
<i>Floscularia</i> sp.	<i>Sinantherina spinosa</i> (Thorpe, 1893)
<b>Gastropodidae</b>	
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)	<i>A. saltans</i> (Bartsch, 1870)
<b>Hexarthridae</b>	
<i>Hexarthra intermedia</i> Wieszniowski, 1929	<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)
<b>Lecanidae</b>	
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)
<i>L. cornuta</i> (O. F. Müller., 1786)	<i>L. luna</i> (O.F. Muller, 1776)
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)	<i>L. lunaris</i> Ehrenberg, 1832
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931	<i>L. proiecta</i> (Hauer, 1956)
<i>L. hamata</i> Stokes, 1896	<i>L. pusilla</i> Harring, 1914
<i>L. latissima</i> Yamamoto, 1955	<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)
<i>L. hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	
<b>Mytilinidae</b>	
<i>Mytilinia ventralis</i> (Ehrenberg, 1832)	
<b>Notommatidae</b>	
<i>Enteroplea lacustre</i> Ehrenberg, 1830	<i>N. pachyura</i> Harring e Myers, 1922
<i>Notommata cerberus</i> Gosse, 1886	<i>Notommata</i> sp.
<i>Notommata cf. cerberus</i> Gosse, 1886	
<b>Proalidae</b>	
<i>Ptygura</i> sp.	
<b>Synchaetidae</b>	
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1831
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1924	<i>S. pectinata</i> Ehrenberg, 1832
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943	<i>S. stylata</i> Wierzejski, 1893
<b>Testudinellidae</b>	
<i>Pompholix triloba</i> Pejler, 1957	<i>T. patina dendracena</i> (De Beauchamp, 1955)
<i>Testudinella patina patina</i> (Hermann, 1783)	
<b>Trichocercidae</b>	
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	<i>T. iernis</i> (Gosse, 1887)
<i>T. bidens</i> (Lucks, 1912)	<i>T. insignis</i> (Herrich, 1885)
<i>T. capucina</i> Wierzejski e Zacharias, 1893	<i>T. pusilla</i> (Lauterborn, 1898)
<i>T. c. chattoni</i> (Beauchamp, 1907)	<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)
<i>T. cf. gracilis</i> (Tessin, 1890)	

## Anexo 1. continuação ...

<b>Trichotriidae</b>	
<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)	<i>Trichotria tetractis tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)
<i>M. sericus</i> (Thorpe, 1893)	
<b>Trochosphaeridae</b>	
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)
<b>Philodinidae</b>	
<i>Dissotrocha</i> sp.	
<b>CLADÓCEROS</b>	
<b>Bosminidae</b>	
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895
<b>Chydoridae</b>	
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1986)	<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901
<i>A. guttata</i> Sars, 1862	<i>C. pubescens</i> Sars, 1901
<i>A. guttata</i> cf. <i>tuberculata</i> Kurz, 1875	<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)
<i>A. verrucosa</i> Sars, 1901	<i>D. hamata</i> (Birge, 1879)
<i>Alona</i> sp.	<i>Notoalona</i> sp.
<i>Camptocercus dadayi</i> Stingelin, 1914	
<b>Daphniidae</b>	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967
<i>C. silvestrii</i> Daday, 1902	<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906
<b>Ilyocryptidae</b>	
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrich, 1884	
<b>Macrothricidae</b>	
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1953	<i>M. triserialis</i> (Brady, 1886)
<b>Moinidae</b>	
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	
<b>Sididae</b>	
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	<i>D. spinulosum</i> Herbst, 1975
<b>COPEPODES</b>	
<b>Cyclopidae</b>	
<i>Eucyclops</i> sp.	<i>M. meridianus</i> (Kiefer, 1926)
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)	<i>M. ogunnus</i> Onabamiro, 1957
<i>M. ellipticus</i> Kiefer, 1936	<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929
<i>M. longisetus curvatus</i> Dussart, 1987	<i>T. minutus</i> (Lowndes, 1934)
<b>Diaptomidae</b>	
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i> (Wright, 1935)	<i>N. henseni</i> (Dahl, 1894)
<i>Notodiaptomus amazonicus</i> (Wright, 1935)	