

**GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
INSTITUTO DE PESCA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA**

**MUDANÇAS NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA APÓS  
REMOÇÃO DE MACRÓFITAS EM UM LAGO URBANO  
HIPEREUTRÓFICO (LAGO DAS GARÇAS, SÃO PAULO,  
BRASIL)**

**Ariane C. Di Genaro**

**Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cacilda Thais Janson Mercante**

**Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Suzana Sendacz**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

**São Paulo  
Outubro – 2010**

**GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
INSTITUTO DE PESCA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA**

**MUDANÇAS NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA APÓS  
REMOÇÃO DE MACRÓFITAS EM UM LAGO URBANO  
HIPEREUTRÓFICO (LAGO DAS GARÇAS, SÃO PAULO,  
BRASIL)**

**Ariane C. Di Genaro**

**Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cacilda Thais Janson Mercante**

**Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Suzana Sendacz**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

**São Paulo  
Outubro - 2010**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Elaborada pelo Núcleo de Informação e Documentação. Instituto de Pesca, São Paulo

D536m

Di Genaro, Ariane Carolina

Mudanças na comunidade zooplanctônica após remoção de macrófitas em um lago urbano hipereutrófico (Lago das Garças, São Paulo, Brasil) / Ariane Carolina Di Genaro. -- São Paulo, 2010.

v, 78f. ; il. ; graf. ; tab.

Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento.

Orientadora: Cacilda Thais Janson Mercante

Co-orientadora: Suzana Sendacz

1. Zooplâncton. 2. Remoção de macrófitas. 3. Eutrofização. I. Mercante, Cacilda Thais Janson. II. Sendacz, Suzana, co-orientadora. III. Título.

CDD 577.472

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
**INSTITUTO DE PESCA**  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**“Mudanças na comunidade zooplancônica após remoção de macrófitas em um lago urbano hipereutrófico (Lago das Garças, São Paulo, Brasil)”**

**AUTOR: Ariane Carolina Di Genaro**

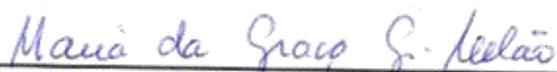
**ORIENTADOR: Cacilda Thais Janson Mercante**

**CO-ORIENTADOR: Suzana Sendacz**

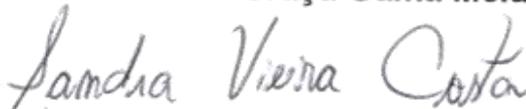
Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em Pesca, pela Comissão Examinadora:



**Profa. Dra. Cacilda Thais Janson Mercante**



**Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão**



**Profa. Dra. Sandra Costa Vieira**

Data da realização: 25 de outubro de 2010

---

Presidente da Comissão Examinadora  
Profa. Dra. Cacilda Thais Janson Mercante

Dedico este trabalho à minha mãe, Sonia, e ao meu pai, Donato (*in memoriam*), por todo amor, carinho, força e lições de humildade, luta, perseverança e fé.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Instituto de Pesca APTA/SAA-SP, pela infra-estrutura concedida e ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca

À Dr<sup>a</sup> Suzana Sendacz, pela amizade, carinho, orientação e atenção constante durante todo trabalho, por me apresentar ao zooplâncton e ter me ensinado o que sei sobre o assunto com tanto carinho, entusiasmo e paciência.

À Dr<sup>a</sup> Cacilda Thais J. Mercante, por ter me acolhido durante o projeto, pela oportunidade de aprendizagem, pela atenção, sugestões e ensinamentos.

Aos pesquisadores do Instituto de Pesca de São Paulo, Dr. Adalberto José Monteiro Junior por me ensinar a utilizar o programa *Surfer*, ao Dr. Clovis Ferreira do Carmo pelo convívio e apoio e a todos os pesquisadores que contribuíram de alguma forma para este trabalho.

À Dra. Denise de Campos Bicudo e ao Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica, por fornecer os dados necessários para realização deste trabalho, pela oportunidade de participar do projeto “Tipologia, monitoramento e recuperação dos corpos d’água da Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo” (processo CNPq 520745/96-5) e por toda atenção e dúvidas sanadas.

À Dra. Andréa Tucci, do Instituto de Botânica, pelas sugestões e por ter sido tão atenciosa ao me ajudar na análise estatística multivariada.

À Dra. Sandra Vieira Costa e a Dra. Maria da Graça Melão pelas sugestões e participação na Comissão Examinadora para a Defesa.

À Dra. Lourdes Elmoor-Loureiro, da Universidade Católica de Brasília, pelo auxílio na identificação de *Bosmina* spp.

Aos funcionários, colegas e amigos do Instituto de Pesca Luiz, Ivan, Priscila, Cibele, Sérgio, Thiago pelos momentos de descontração e amizade.

À amiga e colega, Priscila Romano do Instituto de Pesca pelo apoio, amizade e paciência.

Aos amigos e colegas de mestrado, João e Natália por toda força e amizade, pelos momentos de diversão e pelas colaborações inestimáveis ao decorrer deste trabalho.

À Amanda, pela amizade, apoio, motivação e conselhos durante a execução do trabalho e por acreditar na importância da pesquisa e do trabalho.

À minha mãe, por tudo! Agradeço pelo carinho, pela amizade, pelo amor incondicional, pela paciência em todos os momentos que precisei, pelo apoio, incentivo constante e por sempre acreditar em mim. Sem você seria difícil chegar tão longe!

À minha irmã Isabela, por todo amor, compreensão, força, paciência, amizade, pelo apoio e por acreditar em mim sempre.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	v
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	6
2.1. Objetivo geral.....	6
2.2. Objetivos específicos.....	6
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
3.1. Área de estudo.....	7
3.2. Variações climatológicas: precipitação pluviométrica.....	10
3.3. Variáveis físicas, químicas e biológicas.....	10
3.4. Comunidade zooplanctônica.....	11
3.5. Tratamento estatístico.....	14
4. RESULTADOS.....	15
4.1. Variações climatológicas: precipitação pluviométrica.....	15
4.2. Variáveis físicas, químicas e biológicas.....	15
4.3. Comunidade zooplanctônica.....	24
4.3.1. Composição e frequência de ocorrência.....	24
4.3.2. Estrutura da comunidade.....	26
4.3.3. Flutuação da comunidade.....	29
4.3.4. Diversidade, riqueza e equitatividade.....	33
5. DISCUSSÃO.....	34
6. CONCLUSÕES.....	51
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
8. ANEXOS.....	67

## RESUMO

O Lago das Garças é um reservatório urbano localizado na reserva Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), Região Metropolitana de São Paulo. Em 1999 o lago foi submetido a uma intervenção com a retirada mecânica do banco de macrófitas que cobria 70% da superfície da água. Estudos realizados no período anterior a remoção mostraram a ocorrência de espécies indicadoras de condições eutróficas na comunidade zooplanctônica. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi descrever as mudanças na comunidade zooplanctônica após a remoção mecânica de macrófitas. As coletas para análise das variáveis físicas, químicas e biológicas e da comunidade zooplanctônica foram realizadas de outubro/2007 a setembro/2008 e os resultados foram comparados a dados do período pré-remoção de macrófitas (1997). As concentrações de nitrogênio e fósforo totais aumentaram 90 e 345% em relação a 1997, e os valores de condutividade elétrica e clorofila *a* aumentaram 93 e 124%, respectivamente. Quanto à transparência da água, houve uma diminuição de 56%. O ambiente tornou-se restritivo ao zooplâncton e observaram-se mudanças na sua composição com o desaparecimento e substituição de espécies. Verificou-se o desaparecimento de Copepoda Calanoida, diminuição das densidades numéricas de Rotifera e Copepoda Cyclopoida e indícios de estresse populacional com superpopulação de Cladocera e ocorrência de machos. A diversidade e a riqueza de espécies de toda comunidade também diminuíram considerando os períodos pré e pós-remoção de macrófitas. A remoção de macrófitas em sistemas rasos pode surtir efeitos desastrosos para comunidades bióticas, como observado neste estudo em relação ao zooplâncton.

Palavras-chave: zooplâncton, remoção de macrófitas, eutrofização

## **ABSTRACT**

Garças Reservoir is an urban lake located at Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), within São Paulo metropolitan region. In 1999 the lake was submitted to the mechanical removal of a macrophyte bank which covered 70% of the water surface. Studies carried out prior to the macrophyte removal showed the occurrence of species related to eutrophic conditions in the zooplankton community. The purpose of this study was to describe changes of the zooplankton community after the mechanical removal of the macrophytes. Analysis of the physical, chemical and biological variables as well as of the zooplankton community ranged from October/2007 to September/2008 and the results were compared with data of the macrophyte pre-removal period (1997). Total nitrogen and total phosphorus concentrations increased 90% and 345% respectively in comparison with data from 1997, and the values for electrical conductivity and chlorophyll *a* raised 93% and 124%, respectively. Regarding the water transparency, there was a decrease of 56% compared to previous studies. The environment became restrictive to all zooplankton community and changes were observed in its composition, due to the disappearance and replacement of species. Copepoda Calanoida were not registered in this study. A decrease of Rotifera and Copepoda Cyclopoida densities and signs of Cladocera stress due to overcrowding with the incidence of male individuals were also detected. The diversity and abundance of species in the community decreased when confronting the macrophytes pre- and post-removal periods. The removal of macrophytes from shallow systems may cause disastrous effects to biotic communities, as observed in this study of the zooplankton community.

Key words: zooplankton, removal of macrophytes, eutrophication

## 1. INTRODUÇÃO

A eutrofização artificial torna-se cada vez mais preocupante e tem levado à deterioração de muitos corpos d'água, ocasionando mudanças abruptas, como florações constantes de cianobactérias, diminuição da zona fótica e condições anóxicas no fundo do reservatório. Esta é uma das principais causas de perda da biodiversidade em ecossistemas aquáticos (MADGWICK, 1999; CODD, 2000; AGOSTINHO *et al.*, 2005; DUDGEON *et al.*, 2006).

A preservação de todos os elementos da biodiversidade das águas interiores garantiria a sustentabilidade da utilização da água pelo ser humano. No entanto, a magnitude da ameaça de perda de biodiversidade é, provavelmente, um indicador de que as práticas atuais são insustentáveis (DUDGEON *et al.*, 2006).

Em reservatórios eutrofizados é comum o crescimento de espécies nocivas de macrófitas (THOMAZ e BINI, 1998), como o aguapé, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Devido ao crescimento excessivo, as macrófitas podem interferir no uso humano de água doce, bem como recreação, pesca, abastecimento de água e geração de energia elétrica, além de criar condições propícias para o desenvolvimento de vetores de doenças (Pieterse e Murphy, 1993).

Por outro lado as macrófitas desempenham um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos. Dentre os mecanismos dos quais essas plantas participam estão: competição por nutrientes (VAN DONK *et al.*, 1990), substâncias alelopáticas (WIUM-ANDERSEN, 1987) e refúgios para o zooplâncton (TIMMS e MOSS, 1984; SCHRIVER *et al.*, 1995)

A remoção de macrófitas em lagos rasos tende a aumentar a turbidez devido à proliferação de algas e a ressuspensão do sedimento pelo vento. Com o desaparecimento da vegetação aquática, a estrutura das comunidades bióticas desses ambientes muda drasticamente (SCHEFFER, 2001).

No Lago das Garças, local deste trabalho, foram realizados estudos de longa duração (BICUDO *et al.* 2006, 2007; CROSSETTI e BICUDO 2008; CROSSETTI *et al.* 2008) onde são encontrados uma série de dados ao longo de oito anos (1997-2004) e os resultados da remoção de macrófitas neste lago.

Estudos sobre diversos aspectos foram realizados no Lago das Garças. Dentre eles incluem-se: composição da comunidade fitoplanctônica (SANT'ANNA *et al.*, 1989; TUCCI *et al.*, 2006), taxonomia (AZEVEDO e SANT'ANNA, 1999, 2003), ecologia (RAMÍREZ e BICUDO, 2002; TUCCI e SANT'ANNA, 2003; RAMÍREZ e BICUDO, 2005; FONSECA e BICUDO, 2008; GENTIL *et al.*, 2008), toxicidade de cianobactérias (AZEVEDO *et al.*, 1994; SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000), dinâmica da comunidade perifítica (BORDUQUI *et al.*, 2008), classificação do estado trófico (NOGUEIRA e RAMIREZ, 1998; MERCANTE e TUCCI, 1999; CARMO *et al.*, 2002), histórico da eutrofização e diatomáceas (COSTA, 2008).

Este é o segundo estudo voltado à comunidade zooplanctônica no Lago das Garças. O primeiro caracterizou essa comunidade no período anterior à remoção de macrófitas em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001). Essa autora observou a ocorrência de espécies indicadoras de condições eutróficas, tais como os rotíferos *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Keratella tecta*, a co-ocorrência dos copépodos ciclopoídes *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus*, o copépodo calanóide *Scolodiptomus cordeiroi* e os cladóceros *Daphnia gessneri*, *Moina micrura* e *Moina minuta*.

Devido a seu papel fundamental na cadeia alimentar aquática e na ciclagem de nutrientes, o zooplâncton é importante na estrutura e dinâmica de ambientes aquáticos. Os principais grupos que constituem a comunidade zooplanctônica de ecossistemas de água doce são: protistas, rotíferos e crustáceos (copépodes ciclopoídes, copépodes calanóides e cladóceros), sendo os dois últimos, os grupos mais estudados.

Por ocuparem uma posição intermediária na cadeia trófica os organismos zooplanctônicos podem estar envolvidos tanto em processos *top-down* quanto *bottom-up*. No caso do efeito *top-down*, é bem conhecida a

influência da herbivoria do zooplâncton na competição entre as espécies fitoplanctônicas. Nesta situação, as cianobactérias são favorecidas, pois os organismos zooplanctônicos preferem algas palatáveis (KIVI *et al.*, 1993; GASIUNAIT e OLENINA, 1998; GRAGNANI *et al.*, 1999; BOUVY *et al.* 2001; WANG *et al.*, 2010). Por outro lado, o efeito *bottom-up* interfere na composição e densidade do zooplâncton, uma vez que estes organismos são afetados pelo tamanho (LÜRLING e VAN DONK, 1996) e toxicidade das cianobactérias (LAUREN *et al.*, 1997). Além disso, o zooplâncton apresenta forte vinculação com os níveis tróficos mais elevados da teia aquática (SORANNO *et al.*, 1985), sendo responsável por uma importante rota de transferência de energia, dos produtores primários aos peixes (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007).

Uma série de fatores interfere no crescimento, reprodução e mortalidade dos organismos zooplanctônicos. Fatores abióticos como temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido podem ser determinantes para distribuição e abundância de certos organismos. E fatores bióticos como quantidade e qualidade do alimento, competição intra e interespecífica e predação por vertebrados e invertebrados afetam a dinâmica das populações (GYLLSTRÖM e HANSSON, 2004). Dentre as respostas do zooplâncton a esse fatores bióticos e abióticos estão: mudanças morfológicas (formação de espinhos e elmos), comportamentais (superpopulações, alterações na distribuição no lago) e no ciclo de vida.

Diversos autores propõem a utilização dos organismos zooplanctônicos como indicadores de qualidade da água (GANNON e STEMBERGER, 1978; PEJLER, 1983; SENDACZ *et al.*, 1985; NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996; GUNTZEL *et al.*, 2000; BRANCO *et al.*, 2002; SAMPAIO *et al.*, 2002; ANDREW e ANDREW, 2005; BASINSKA e KUKUCZYNSKA-KIPPEN, 2009) já que diferentes comunidades são associadas a diferentes condições tróficas (SENDACZ *et al.*, opus. cit.).

Os bioindicadores fornecem informações sobre o estado do ecossistema e podem ser usados para observar o funcionamento e as relações de causa e efeito. O indicador biológico de eutrofização pode ser uma única espécie ou um conjunto de várias espécies. A diversidade e distribuição das espécies em um

ecossistema dependem da amplitude ecológica das espécies e das condições existentes no ecossistema (KAHN e ANSARI, 2005).

A sensibilidade dos organismos zooplanctônicos às variações ambientais e as diferentes respostas, tanto em termos de mudanças na composição como na abundância de espécies, possibilita sua utilização na caracterização de ambientes aquáticos e como bioindicadores, principalmente de mudanças no estado trófico das águas (GUNTZEL *et al.*, 2000).

Espera-se que a eutrofização altere vários dos atributos da comunidade zooplanctônica, tais como densidade, estrutura, composição, diversidade, equitatividade e riqueza, bem como provoca a exclusão de determinadas espécies e um elevado crescimento populacional de outras (PINTO-COELHO *et al.*, 1999)

Desta forma, na literatura são encontrados vários estudos sobre a comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos, bem como sobre impactos da eutrofização nessa comunidade (SENDACZ, 1984; ESTEVES e SENDACZ, 1988; OSTOJIC, 2000; KULIKOVA e SYARKI, 2004; MARCE *et al.*, 2005; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 2002; MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005; PINTO-COELHO *et al.*, 2005a; PECORARI *et al.*, 2006; ECHANIZ *et al.*, 2008; GHIDINI *et al.*, 2009).

Outros relatam as relações entre macrófitas e a comunidade zooplanctônica (SCHRIVER *et al.*, 1995; STEPHEN *et al.*, 1998; PERROW *et al.*, 1999; DUGGAN *et al.*, 2001; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2003; WOJTAL *et al.*, 2003; Fantin-Cruz *et al.*, 2008). Estes trabalhos demonstram a importância destas plantas aquáticas como refúgio e fonte de alimento. PINTO-COELHO e ARAÚJO (1998) e PINTO-COELHO *et al.* (2005a) verificaram as respostas do zooplâncton a retirada de macrófitas e ao processo de eutrofização no reservatório Pampulha/MG.

Este trabalho insere-se em um projeto maior intitulado “Tipologia, monitoramento e recuperação dos corpos d’água da Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)” que está em desenvolvimento desde 1997.

Os programas de monitoramento ambiental de longa duração são essenciais para avaliar os resultados das interferências antrópicas nos ecossistemas aquáticos e, assim, fornecer uma base de dados para futuras comparações e tomadas de decisões na gestão desses ambientes. Não podemos ignorar as comunidades bióticas, pois estas sofrem diretamente com os impactos e respondem rapidamente a tais alterações, principalmente as comunidades planctônicas.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

- Verificar as mudanças da comunidade zooplanctônica do Lago das Garças após a remoção de macrófitas.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Caracterizar a qualidade da água do lago e a comunidade zooplanctônica no período de outubro/2007 a setembro/2008 (período pós-remoção)
- Comparar a estudos anteriores (período pré-remoção - 1997).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

O Lago das Garças é o maior corpo d'água localizado na Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), região sul do Município de São Paulo (23°39'S e 46°37'O) (SANT'ANNA *et al.*, 1989), figura 1.

Baseado em uma série de dados de 68 anos, a precipitação anual média é de 1368 mm; a temperatura média do ar do mês mais frio (julho) é de 15 °C e a dos meses mais quentes (janeiro-fevereiro) é de 21,4-21,6 °C (SANTOS e FUNARI, 2002). O clima, na área, é tropical de altitude de acordo com os critérios estabelecidos para o Estado de São Paulo: (1) altitude de cerca de 800 m; (2) amplitude térmica não excede a 6-8°C e (3) precipitação média mensal em 2 meses não excede 60 mm. Os ventos são geralmente de baixa intensidade (< 2,5 m/s) com velocidade máxima em uma hora de 5,3 ± 0,8 m/s (CONTI e FURLAN, 2003).

O Lago das Garças é um sistema raso, com profundidade máxima de 4,7 m e profundidade média de 2,1 m, área de superfície de 88.156 m<sup>2</sup>, volume de 188.785 m<sup>3</sup> e tempo médio de retenção de 71 dias (BICUDO *et al.*, 2002a).

O reservatório começou a receber efluentes de esgoto do parque zoológico de São Paulo em 1958 e, na segunda metade da década de 1970, passou a receber também aportes do Departamento de Agricultura do Estado de São Paulo (BICUDO *et al.*, 2007).

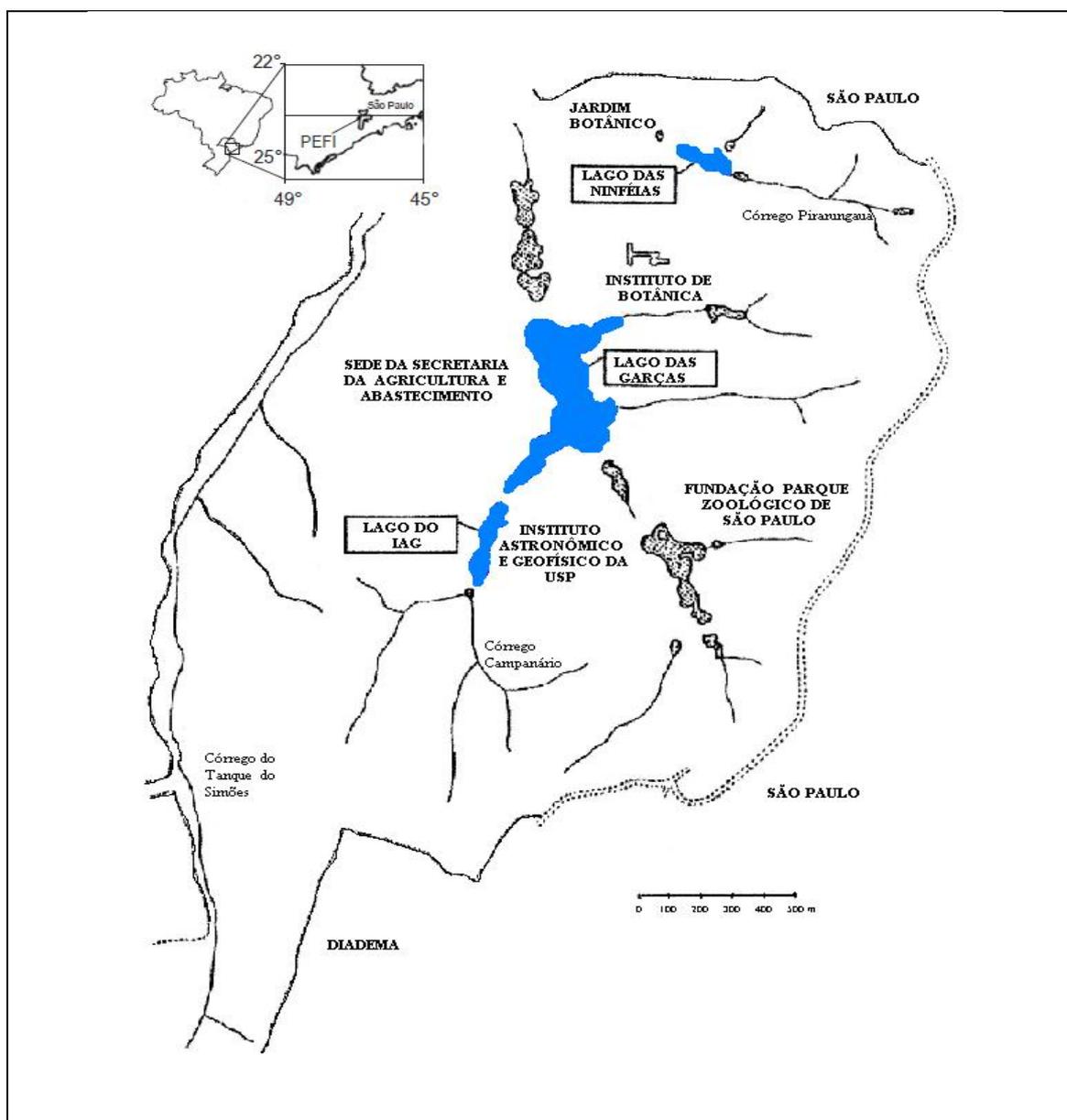


Figura 1. Localização do lago Garças na Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (Fonte: Seção de Urbanização e Paisagismo – Instituto de Botânica).

Em um estudo de longa duração, BICUDO *et al.* (2007) identificaram três fases neste ambiente e o caracterizaram de acordo com as características físicas, químicas e biológicas, considerando a cobertura de aguapé (*Eichhornia crassipes*) no sistema, como segue:

A fase I (janeiro/1997 a março/1998) caracterizou-se pela cobertura de 10-20% de macrófitas na superfície da água com florações de cianobactérias

restrita a primavera, altas concentrações de clorofila *a* e altos valores de pH na superfície.

Durante a fase II (abril/ 1998 a agosto/1999), as macrófitas se proliferaram rapidamente cobrindo 40-70% da superfície do reservatório. Os extensivos bancos de macrófitas acarretaram em um sério problema com mosquitos (*Mansonia* sp.) o que exigiu sua remoção mecânica. Esta fase foi caracterizada por baixa biomassa de algas, aumento da transparência da água e decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido.

A fase III (setembro/1999 a dezembro/2004) caracterizou-se pela redução da cobertura de macrófitas na superfície da água. Durante esta fase ocorreram mudanças abruptas, tais como um aumento dos valores de clorofila *a*, pH e concentrações de fósforo total e uma diminuição drástica da transparência da água, CO<sub>2</sub> livre e baixos valores de oxigênio dissolvido, principalmente nas camadas mais profundas do lago. Desta maneira, passou a ser classificado como hipereutrófico.

Nas figuras 2 e 3 observa-se uma vista parcial do lago e na figura 4 um aspecto geral com florações de cianobactérias.



Figura 2. Vista parcial do Lago das Garças (30/07/2008).



Figura 3. Vista Parcial do Lago das Garças e ponto de amostragem (30/07/2008).



Figura 4. Aspecto geral com florações de cianobactérias (30/07/2008).

### **3.2. Variações climatológicas: temperatura do ar e precipitação pluviométrica**

Os dados de média mensal de temperatura do ar e regime de precipitação pluviométrica mensal (mm) foram fornecidos pela Estação Meteorológica do Instituto Astronômico e Geofísico da USP (IAG-USP).

### **3.3. Variáveis físicas, químicas e biológicas**

As coletas foram realizadas mensalmente de outubro de 2007 a setembro de 2008. Foram determinados, no local de coleta, o perfil térmico (°C), a condutividade elétrica (CE –  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e o pH ao longo da coluna d'água (superfície, 1m, 2m, 3m e fundo) utilizando uma sonda de multiparâmetros da marca Horiba<sup>®</sup>, modelo U-22. A transparência da água (m) foi determinada através do desaparecimento visual do Disco de Secchi. Amostras de água para a determinação das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), clorofila *a*, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) foram coletadas com o auxílio da garrafa de Van Dorn, também ao longo da coluna d'água (nas mesmas profundidades: superfície, 1m, 2m, 3m e fundo), e posteriormente processadas no Laboratório de Ecologia do Instituto de Botânica (SP).

Para a determinação das concentrações de oxigênio dissolvido foi utilizado o método de “Winkler”, descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978). Os

valores foram expressos em mg/L. As concentrações de nitrogênio e fósforo totais ( $\mu\text{g/L}$ ) foram aferidas segundo a técnica de VALDERRAMA (1981), e as concentrações de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) foram determinadas segundo a metodologia proposta por SARTORY e GROBBELAAR (1984).

Os dados abióticos e de clorofila *a* foram fornecidos pelo banco de dados do laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica SMA/SP – Dra. Denise de C. Bicudo, em abril/2009.

O Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983) foi calculado a partir das concentrações de fósforo total, de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{IET(PT)} = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln(80,32)}{\ln 2} \right)$$

Onde:

PT= concentração de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ )

Para classificação do IET modificado calculado para PT, foi adotado o critério da CETESB (2002):

Oligotrófico, se  $\text{IET} \leq 44$

Mesotrófico, se  $44 < \text{IET} \leq 54$

Eutrófico, se  $54 < \text{IET} \leq 74$

Hipereutrófico, se  $\text{IET} > 74$

### **3.4. Comunidade Zooplanctônica**

Os organismos zooplanctônicos foram coletados mensalmente (outubro/2007 a setembro/2008) utilizando-se uma rede com  $68 \mu\text{m}$  de abertura de malha e 25 cm de diâmetro de boca. Foram efetuados arrastos verticais filtrando-se toda coluna de água, de 0,5 m do fundo até a superfície. As

amostras foram colocadas em frascos de vidro de 200 mL de capacidade e preservadas em formalina 4%.

Para identificação foi utilizada bibliografia especializada (KOSTE, 1974; KOSTE, 1978; SENDACZ e KUBO, 1982; REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004).

A análise quantitativa foi efetuada através de subamostragens, após homogeneização. Os rotíferos foram contados em uma câmara de Sedgwick-Rafter, de 1 mL de capacidade, sob microscópio óptico Olympus®. Para quantificação dos crustáceos (copépodos ciclopoídes e cladóceros) foram retiradas subamostras com uma pipeta Stempel de 1 mL, e contados sob microscópio estereoscópico Zeiss® em uma placa de acrílico quadriculada. Quando se verificaram densidades muito baixas de organismos zooplanctônicos, a amostra foi contada em sua totalidade.

A densidade numérica dos organismos zooplanctônicos foi expressa em organismos/m<sup>3</sup> e foi calculada através da fórmula:

$$D = \frac{N}{V}$$

Onde:

D - estimativa da densidade numérica;

N - número de indivíduos;

V - volume de água filtrado pela rede.

A abundância relativa, expressa em %, foi calculada considerando-se o número de indivíduos de um táxon em relação ao número total de indivíduos da amostra.

A frequência de ocorrência foi calculada levando-se em conta o número de amostras onde o organismo ocorreu, em relação ao número total de amostras (%), de acordo com a seguinte fórmula:

$$FO = \frac{Pa \times 100}{P}$$

Onde:

FO – Frequência de ocorrência;

Pa – Número de amostras onde o indivíduo esteve presente;

P – número total de amostras.

As espécies foram classificadas de acordo com os seguintes critérios:

Raras, se  $FO < 20\%$

Comuns, se  $20\% \leq FO < 50\%$

Frequentes, se  $50\% \leq FO < 80\%$

Constantes, se  $FO \geq 80\%$

Foram calculados os índices de diversidade de SHANNON-WEAVER (1949), equitatividade de PIELOU (1975) e riqueza de espécies.

A fórmula utilizada para o índice de Shannon-Weaver ( $H'$ , dado em bits/organismo) foi:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{Ni}{N} \log_2 \frac{Ni}{N}$$

Onde:

s – número de espécies;

Ni – número de indivíduos em cada espécie;

N – número total de indivíduos.

Para a equitatividade ( $J'$ ), utilizou-se a fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde:

$H'$  – diversidade Shannon-Weaver;

$H'_{max}$  – diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade, obtida do logaritmo do número de espécies da amostra.

A riqueza de espécies foi considerada como o número de táxons presentes em cada amostra.

### **3.5. Tratamento estatístico**

Para análise dos resultados das variáveis físicas, químicas e biológicas foi realizada a estatística descritiva. Foram calculadas as médias, desvio padrão e valores mínimos e máximos.

Foi feita uma análise estatística multivariada, Análise de Componentes Principais (ACP), baseada na matriz de covariância dos seguintes dados ambientais: transparência da água e médias mensais na coluna d'água da temperatura da água, OD, CE, clorofila *a*, NT e PT obtidos em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) e em 2007/2008 (este estudo).

Os dados foram padronizados pela amplitude de variação (“ranging”) através do programa Fitopac (SHEPHERD, 1996). Para realizar a análise foi utilizado o programa PC-ORD versão 4.0 (MCCUNE e MEFFORD, 1999).

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Variações climatológicas: precipitação pluviométrica e temperatura do ar

Os valores de precipitação total de outubro/2007 a setembro/2008 variaram de 0,4 mm (julho/2008) a 263,2 mm (janeiro/2008), (anexo 1 e figura 5).

A média mensal da temperatura do ar variou de 16,1°C (julho/2008) a 22,1°C (fevereiro/2008), anexo 1 e figura 5.

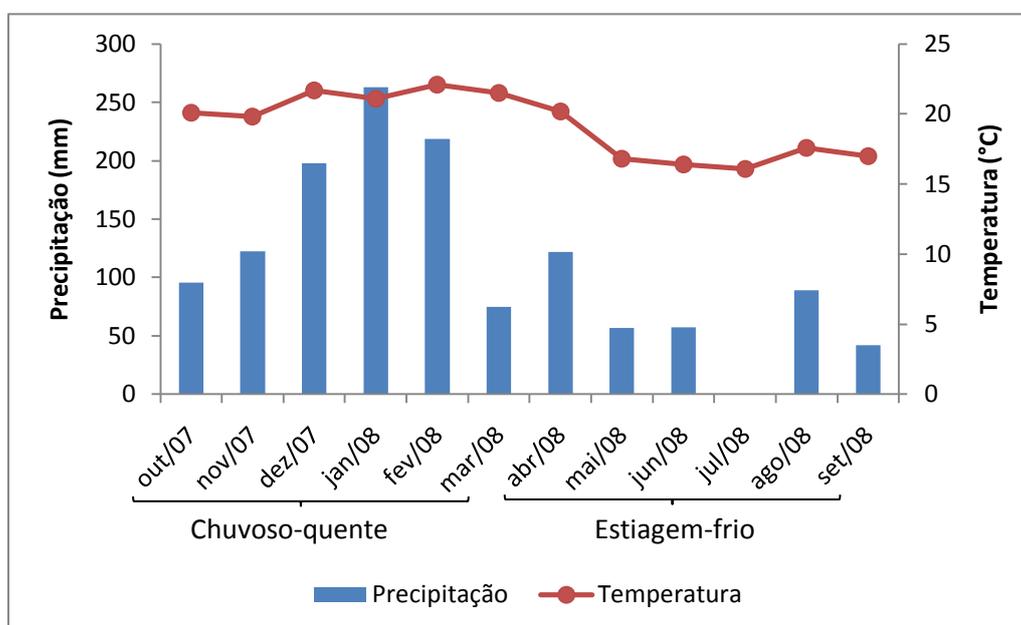


Figura 5. Precipitação total mensal e média mensal da temperatura do ar no período de outubro/2007 a setembro/2008.

### 4.2. Variáveis físicas, químicas e biológicas

No anexo 2 encontram-se os valores de temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ), pH, nitrogênio total ( $\mu\text{g/L}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ), clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) ao longo da coluna d'água e a transparência da água (m) do Lago das Garças de outubro de 2007 a setembro de 2008.

Na figura 6 e anexo 2 está representada a variação temporal da transparência da água (m) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

A média dos valores de transparência observada no período chuvoso- quente foi de 0,24 m, e no período estiagem-frio 0,27 m. O valor máximo registrado durante todo o período foi 0,30 m (abril, maio e setembro/2008) e o mínimo 0,18 m (novembro/2007).

Na figura 7 está representado o perfil térmico do Lago das Garças de outubro/2007 a setembro/2008. Verifica-se uma forte estratificação no lago no período chuvoso-quente (outubro/2007 a março/2008), principalmente, nos meses de dezembro/2007 e fevereiro/2008 quando a diferença de temperatura entre a superfície e o fundo foi de 5,5°C e 4,5°C, respectivamente.

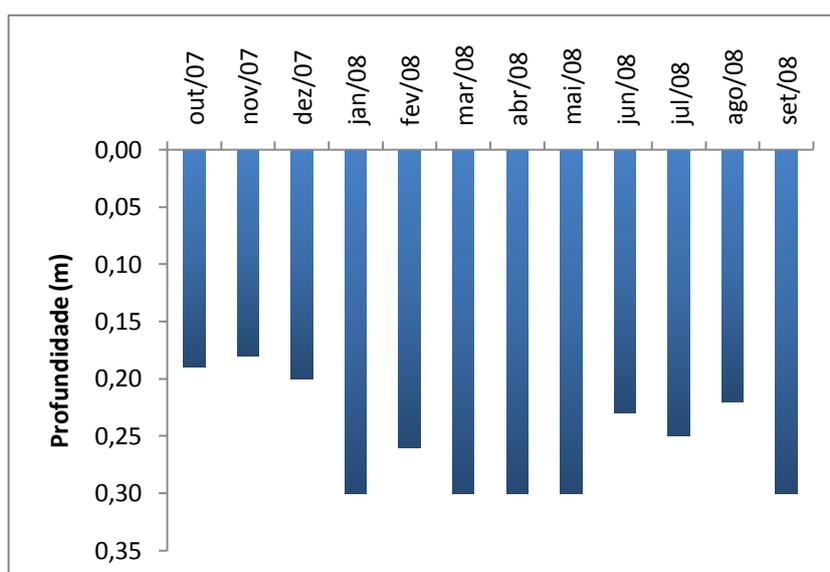


Figura 6. Variação temporal da transparência da água do Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

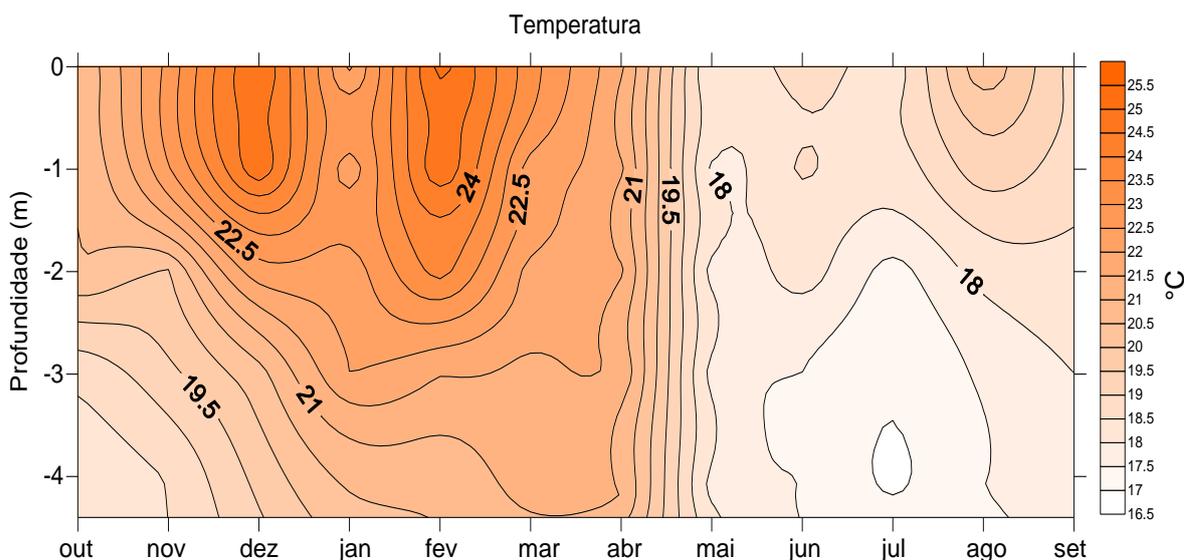


Figura 7. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de temperatura (°C) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

Pode-se observar, ainda na figura 7, um perfil isotérmico no período estiagem-frio (abril a setembro/2008) e uma quebra da estratificação térmica em abril e maio/2008 quando a diferença entre superfície e fundo foi de 0,6 e 0,2°C, respectivamente.

O perfil de oxigênio dissolvido (OD) do Lago das Garças do período de outubro/2007 a setembro/2008 encontra-se na figura 8. Verifica-se estratificação ao longo da coluna d' água durante todo período de estudo. Em maio/2008 o perfil foi mais homogêneo. Em dezembro/2007 ocorreram os menores valores de OD, sendo o valor mais elevado, 1 mg/L, registrado a 1m de profundidade.

É importante ressaltar que ocorreram condições anóxicas no fundo do lago em dezembro/2007, janeiro, fevereiro e abril/2008.

Verificou-se no período chuvoso-quente valores mais elevados de condutividade elétrica (CE - média de 342,6  $\mu\text{S/cm}$ ). Em dezembro/2007 foi registrado o valor mais elevado de CE, 457,2  $\mu\text{S/cm}$ . O menor valor foi registrado em junho/2008 (164,8  $\mu\text{S/cm}$ ) (anexo 2).

O perfil vertical de CE está representado na figura 9. Notam-se valores mais elevados próximo ao fundo e uma distribuição vertical heterogênea no período chuvoso-quente. A partir de maio/2008 o perfil vertical esteve mais homogêneo ao longo da coluna d'água.

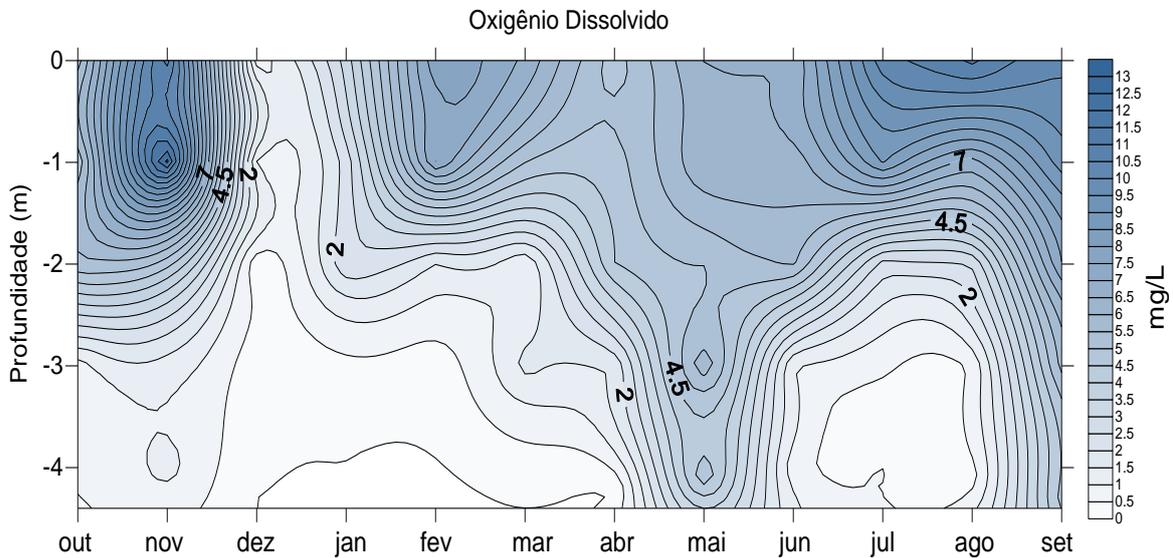


Figura 8. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de oxigênio dissolvido (mg/L) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

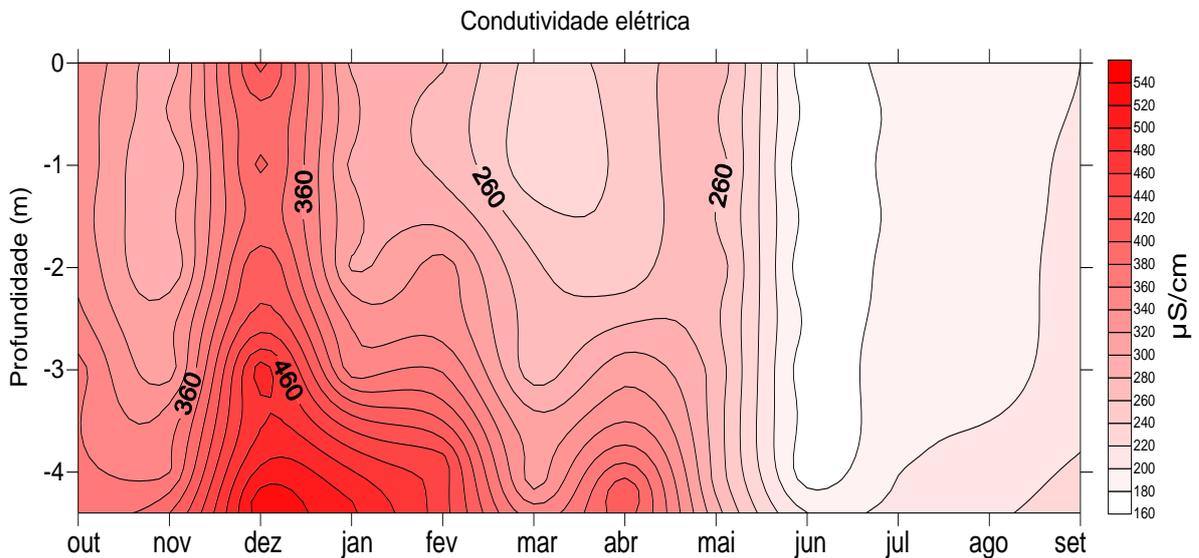


Figura 9. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

As concentrações de fósforo total (PT) também foram mais elevadas no período chuvoso-quente. Neste período verificou-se a média de 272,2 µg/L contra 154,4 µg/L observada no período estiagem-frio, anexo 2.

A figura 10 ilustra o perfil das concentrações PT ao longo da coluna d'água no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008. As concentrações mais elevadas de fósforo total ocorreram próximo ao fundo, principalmente em condições anóxicas. Em junho, julho e agosto/2008 foram registradas concentrações mais baixas próximo ao fundo e concentrações mais elevadas nas camadas superficiais. Nota-se estratificação da coluna d'água no período chuvoso-quente.

Na figura 11 encontra-se a distribuição vertical do nitrogênio total (NT) do Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008. Nota-se concentrações mais elevadas próximas ao fundo. É possível observar também um perfil heterogêneo do NT durante todo o período de estudo com exceção do mês de setembro/2008.

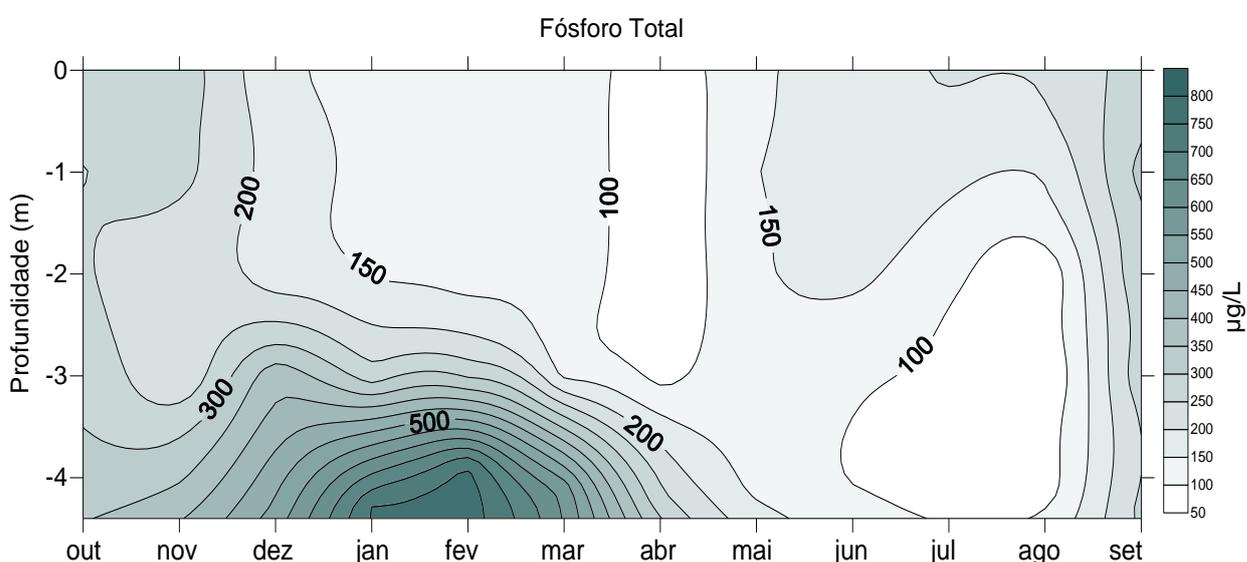


Figura 10. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do fósforo total (µg/L) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

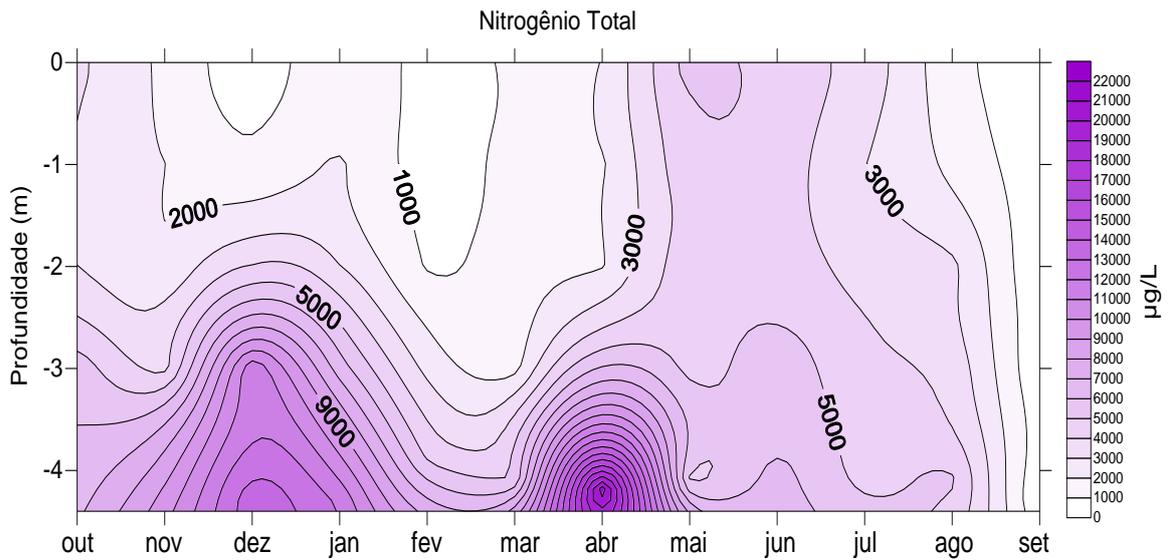


Figura 11. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do nitrogênio total ( $\mu\text{g/L}$ ) no Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

A concentração média de clorofila *a* foi mais elevada no período estiagem-frio, 124,0  $\mu\text{g/L}$ , em relação ao período chuvoso-quente, 114,7  $\mu\text{g/L}$ . As médias mensais na coluna d'água variaram de 52,7  $\mu\text{g/L}$  (dezembro/2007) a 198,7  $\mu\text{g/L}$  (novembro/2007), anexo 2.

A distribuição vertical de clorofila *a* foi heterogênea em ambos os períodos (chuvoso-quente e estiagem-frio) (figura 12). Como esperado as concentrações mais elevadas de clorofila *a* encontram-se nas camadas superficiais.

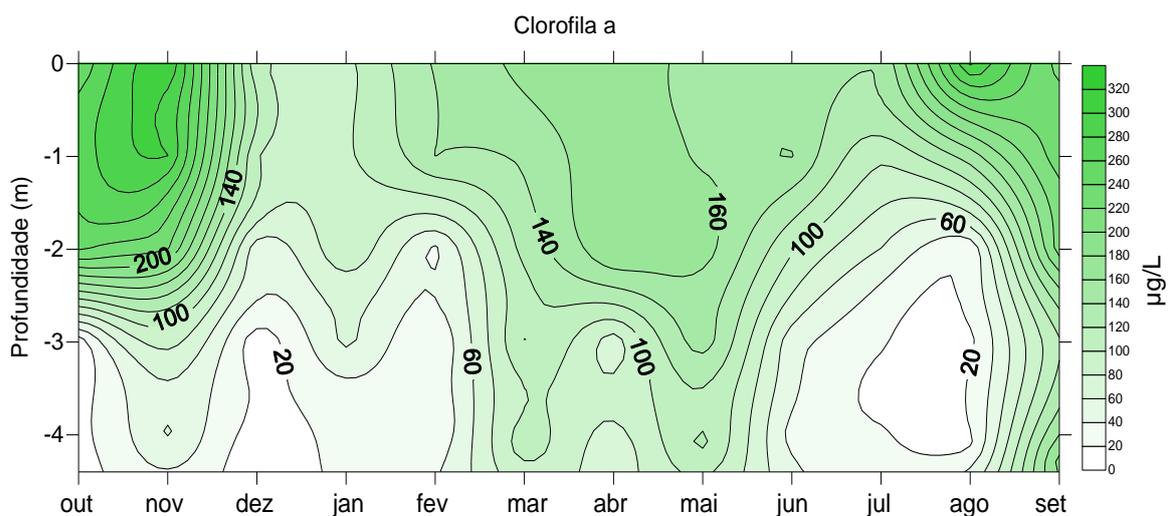


Figura 12. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) no lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

Os valores médios mensais ao longo da coluna d'água de pH oscilaram de 5,08 (maio/2008) a 7,94 (novembro/2007), anexo 2.

O menor valor do Índice de Estado Trófico Modificado calculado para o PT foi 64,51 (agosto/2008) e o maior 78,65 (fevereiro/2007) (anexo 3 e figura 13).

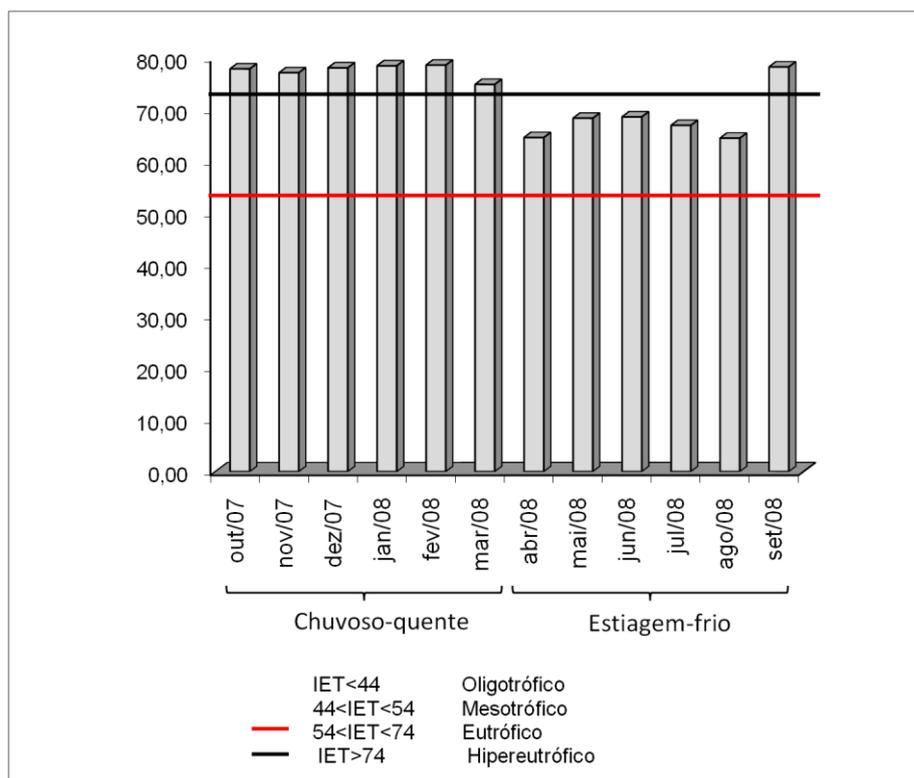


Figura 13. Índice de Estado Trófico Modificado calculado para PT do Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

Na figura 14 encontram-se os valores médios anuais de 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) e 2007/2008 das variáveis transparência da água, CE, clorofila a, NT e PT.

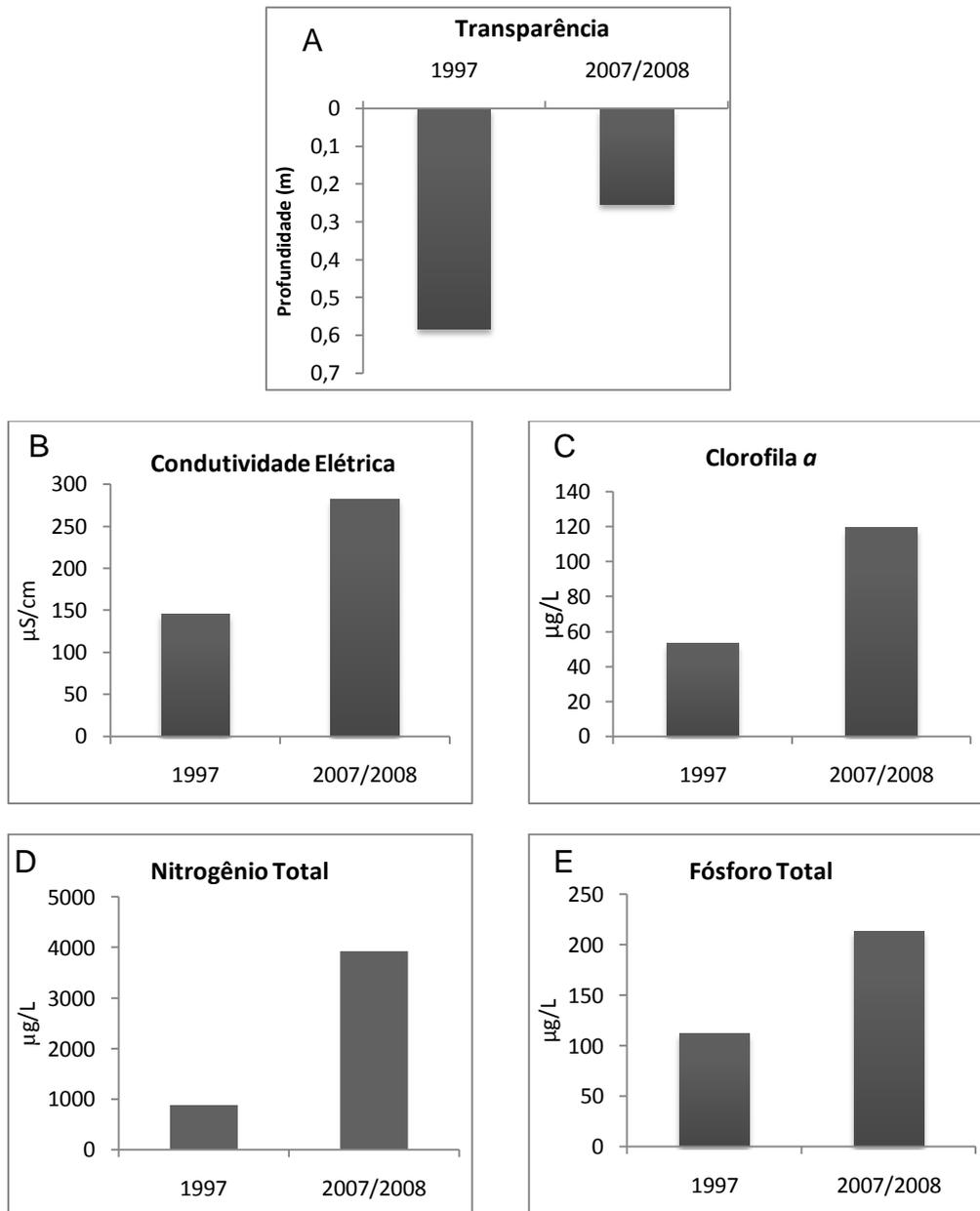


Figura 14. Valores médios anuais de transparência da água (A), condutividade elétrica (B), clorofila a (C), nitrogênio (D) e fósforo total (E) em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) e em 2007/2008.

A Análise de Componentes Principais revelou que os dois primeiros eixos totalizaram 70% da variabilidade dos dados, sendo 45% explicado pelo primeiro eixo e 25% pelo segundo. O primeiro eixo separou o período pré (1997) do período pós-remoção de macrófitas (2007/2008). E o segundo eixo separou as unidades amostrais de acordo com a variação sazonal, e distinguiu, portanto, o período chuvoso-quente do estiagem-frio de ambos estudos (1997 e 2007/2008). A transparência da água esteve associada ao lado positivo deste

eixo, enquanto a CE, clorofila *a*, NT e PT associaram-se ao lado negativo. Já a temperatura associou-se ao lado negativo do eixo 2 e a clorofila *a* e o OD ao lado positivo. O pH não apresentou relação com nenhum dos dois primeiros eixos (Tabela 1; Figura 15).

Tabela 1. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas da água de 1997 e 2007/2008 e os dois primeiros eixos da ordenação. (Os valores destacados correspondem às variáveis que tiveram maior correlação com os eixos, acima de 0,5).

<b>Variáveis</b>	<b>Componentes Principais</b>	
	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Transparência	<b>0,759</b>	-0,281
Temperatura da água	-0,293	<b>-0,756</b>
Oxigênio Dissolvido	0,22	<b>0,843</b>
Condutividade elétrica	<b>-0,919</b>	-0,144
Clorofila <i>a</i>	<b>-0,59</b>	<b>0,665</b>
Nitrogênio Total	<b>-0,63</b>	-0,392
Fósforo Total	<b>-0,911</b>	0,155
pH	0,023	0,374
<b>Explicabilidade</b>	<b>45%</b>	<b>25%</b>

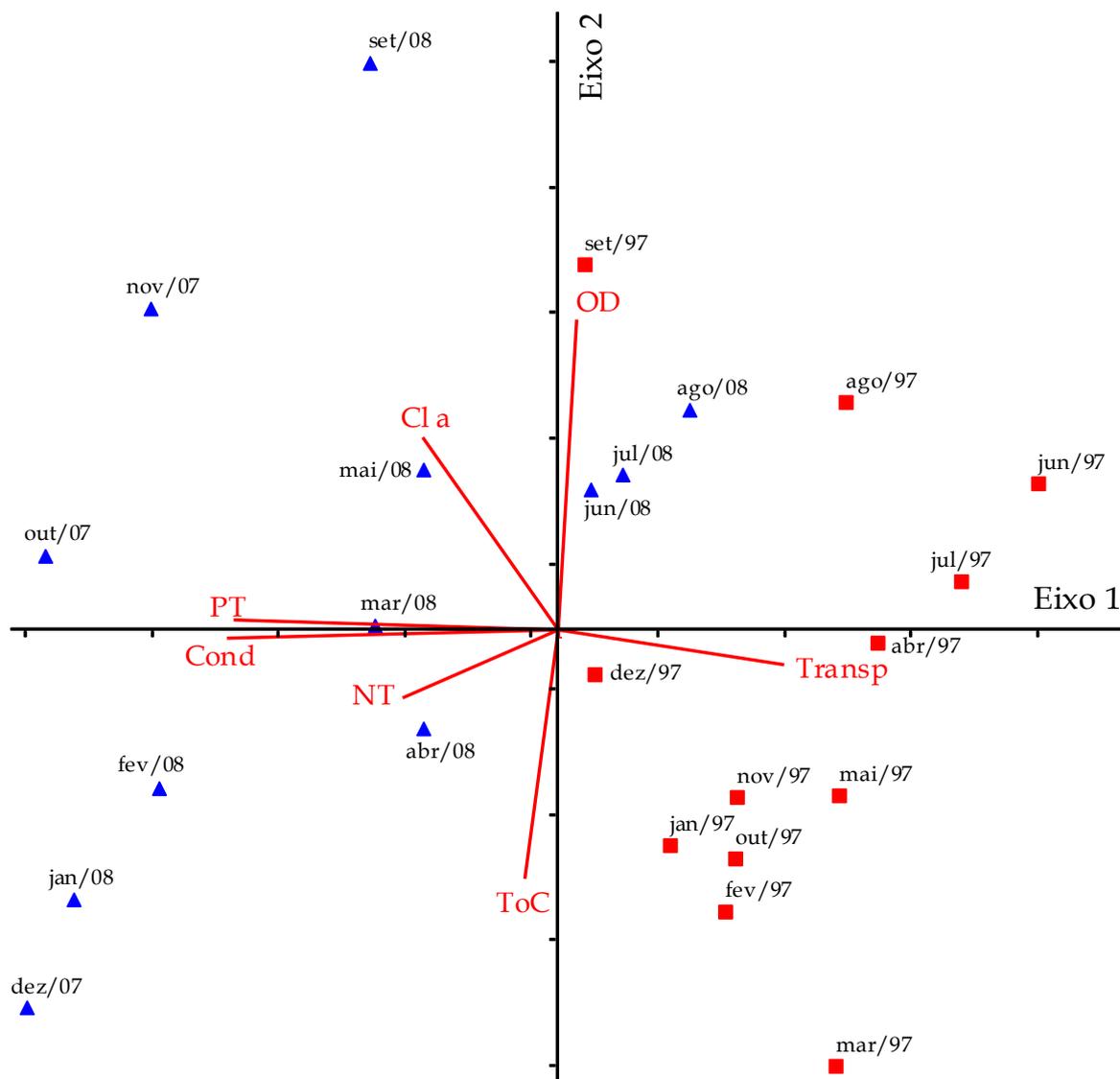


Figura 15. Ordenação Biplot pela ACP das unidades amostrais e dos valores médios mensais das variáveis físicas, químicas e biológicas do Lago das Garças em 1997 e 2007/2008. Legenda: Cond= condutividade elétrica, PT= fósforo total, NT= nitrogênio total, Cl a = clorofila a, OD= oxigênio dissolvido, Transp= transparência, ToC= temperatura.

### 4.3. Comunidade Zooplanctônica

#### 4.3.1. Composição e frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência (%) das espécies que compõem a comunidade zooplanctônica está representada no anexo 4.

Os rotíferos *Brachionus angularis*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella cochlearis*, *Keratella lenzi*, *Keratella tropica*, *Polyarthra dolichoptera*, *Filinia opoliensis* e *Pompholyx complanata* foram constantes (frequência maior que 80%) durante este estudo.

*Anuraeopsis fissa*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus havanaensis*, *Trichocerca similis* e *Conochilus unicornis* também apresentaram frequências de ocorrências elevadas, e foram consideradas frequentes (50 a 79% de frequência de ocorrência).

Táxons que apresentaram frequência de ocorrência de 20 a 49% foram consideradas comuns tais como: *Asplanchna sieboldi*, *Anuraeopsis cf. coelata*, *Trichocerca pusilla*, *Conochilus dossuarius*, *Hexarthra intermedia*, e rotíferos da ordem Bdelloidea.

Já *Brachionus budapestinensis*, *Brachionus calyciflorus anuraeiformis*, *Brachionus falcatus*, *Epiphanes macrourus*, *Lecane* (M.) *luna*, *Lecane* sp., *Colurella* sp., *Lepadella* sp., *Mytilina bisulcata*, *Trichocerca capucina*, *Collotheca* sp. e *Filinia terminalis* ocorreram esporadicamente tendo sido registradas em uma ou duas coletas e consideradas, portanto, raras (frequência de ocorrência menor que 20%).

Quanto aos copépodos ciclopóides, náuplios, copepoditos e adultos de *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus* foram constantes durante o estudo.

Em relação aos cladóceros as espécies do gênero *Bosmina* também foram constantes. *Bosmina freyi* apresentou 100% de frequência e *Bosmina huaroensis* 83,3%. Machos deste gênero, raros em amostras de zooplâncton, foram frequentes neste estudo.

*Diaphanosoma birgei* também foi uma espécie constante. Já *Daphnia ambigua* e *Moina minuta* foram consideradas raras.

### 4.3.2. Estrutura da comunidade

A comunidade zooplanctônica esteve representada predominantemente por rotíferos (58%) seguida por cladóceros (23%) e copépodos ciclopóides (19%). Não foram registrados copépodos calanóides (figura 16).

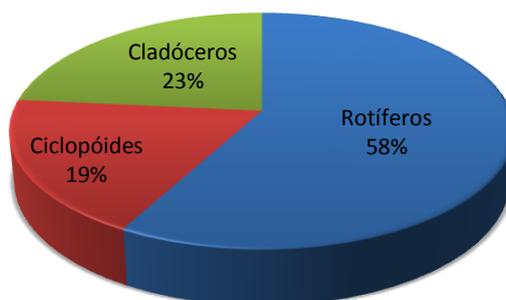


Figura 16. Estrutura da comunidade zooplanctônica do Lago das Garças do período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

Apesar de os rotíferos terem constituído o grupo mais importante em termos de abundância relativa ao longo do estudo, em outubro e novembro/2007 os cladóceros dominaram a comunidade com 55,5% e 64%, respectivamente. Em junho/2008 os copépodos ciclopóides predominaram sobre os outros dois grupos (figura 17).

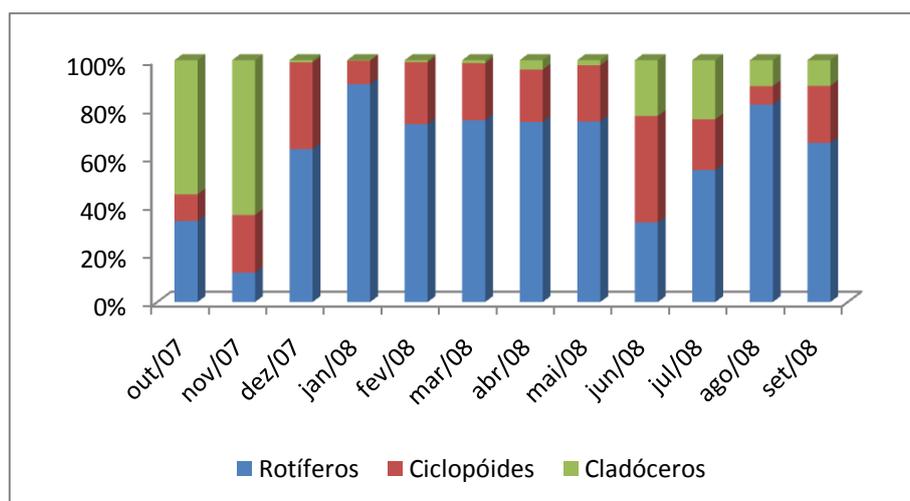


Figura 17. Abundâncias relativas (%) mensais dos grupos da comunidade zooplanctônica do Lago das Garças do período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

Entre os rotíferos, *Kellicottia bostoniensis* foi a espécie que apresentou a abundância relativa mais elevada (32%) seguida por *Filinia opoliensis* (13%), *Polyathra dolichoptera* (11%) e *Keratella lenzi* (9%). *Keratella tropica*, *Brachionus angularis* e *Brachionus havanaensis* representaram 8% do total de rotíferos no intervalo de um ano. *Pompholyx complanata*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus calyciflorus*, *Trichocerca similis*, *Anuraeopsis fissa* representaram de 1 a 3% deste grupo e outros rotíferos 3% (figura 18A).

Os copépodos ciclopóides estiveram representados, majoritariamente, por náuplios (67%) e copepoditos (22%). *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus* representaram 5 e 6% do total deste grupo (figura 18B).

Em relação aos cladóceros *Bosmina* spp. predominou na comunidade representando 95% do total de cladóceros. *Bosmina huaruensis* representou 52%, seguida por juvenis do gênero *Bosmina* (36%), *Bosmina freyi* (5%) e machos do gênero *Bosmina*, 2%. *Diaphanosoma birgei* representou 5% desta comunidade (figura 18C). *Daphnia ambigua* e *Moina minuta* também foram registradas durante o período analisado, porém com abundâncias menos elevadas.

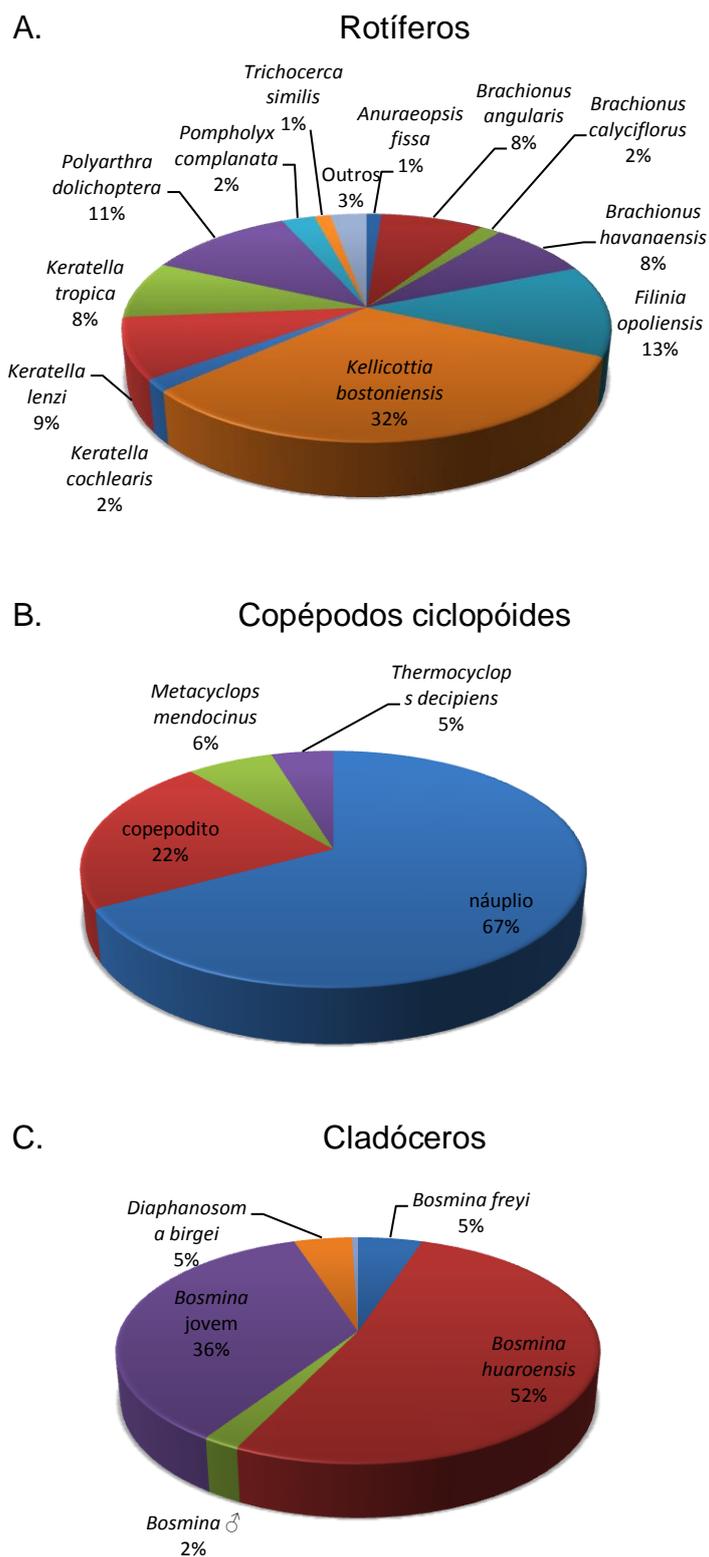


Figura 18. Abundâncias relativas (%) de rotíferos (A), copéodos ciclopóides (B) e cladóceros (C) do Lago das Garças do período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

### 4.3.3. Flutuação sazonal da comunidade

Densidades numéricas mais elevadas de organismos zooplanctônicos ocorreram em outubro/2007 (2.212.189 org/m<sup>3</sup>), e densidades mais baixas foram observadas em dezembro/2007(17.260 org/m<sup>3</sup>) (anexo 5 e figura 19).

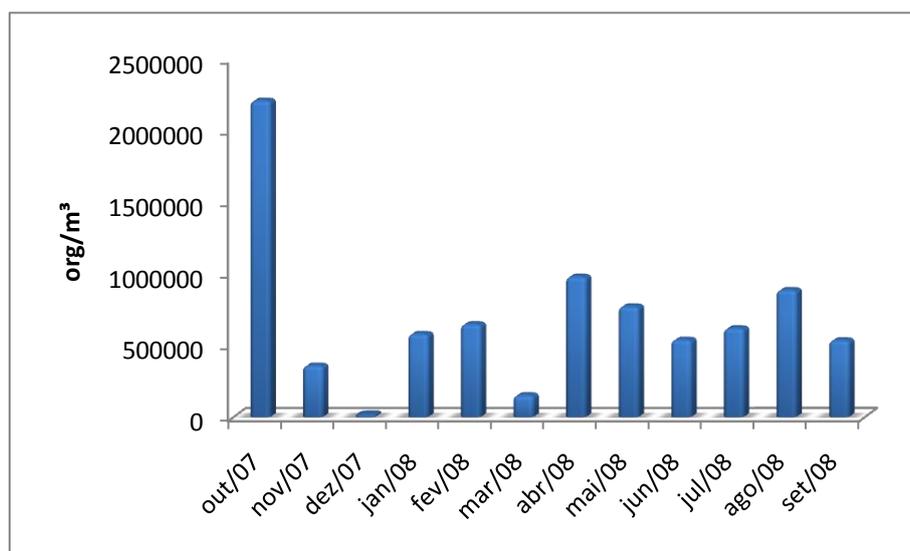


Figura 19. Densidades numéricas (org/m<sup>3</sup>) de organismos zooplanctônicos no Lago das Garças, período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

Densidades mais elevadas de rotíferos, copépodos ciclopoídes e cladóceros ocorreram no início do período chuvoso-quente, em outubro/2007 (rotíferos, 741.215 org/m<sup>3</sup>; copépodos ciclopoídes, 244.174 org/m<sup>3</sup> e cladóceros, 1.226.800 org/m<sup>3</sup>). Já as densidades mais baixas dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica ocorreram em dezembro/2007 (rotíferos, 10.911 org/m<sup>3</sup>; copépodos ciclopoídes, 6.190 org/m<sup>3</sup> e cladóceros, 157 org/m<sup>3</sup>) (anexo 5).

No anexo 6 encontram-se as densidades numéricas (org/m<sup>3</sup>) e abundâncias relativas (%) dos táxons que compõem a comunidade zooplanctônica.

Em relação aos rotíferos, *Filinia opoliensis* esteve presente em todos os meses durante o período de estudo com exceção de dezembro/2007 e

dominou a comunidade de rotíferos em outubro/2007 (449.126 org/m<sup>3</sup>). *Kellicottia bostoniensis* dominou a comunidade de rotíferos em maio (268.130 org/m<sup>3</sup>), agosto (540.028 org/m<sup>3</sup>) e setembro/2008 (306.895 org/m<sup>3</sup>), período de estiagem (anexo 6 e figura 20A). Esta espécie foi registrada em todos os meses com exceção de dezembro/2007 e janeiro/2008.

Verificou-se a densidade mais elevada de *Brachionus angularis* em fevereiro/2008 (241.747 org/m<sup>3</sup>). *Brachionus havanaensis* dominou este grupo em abril/2008 com 232.230 org/m<sup>3</sup>. Observou-se o predomínio de *Keratella lenzi* em março/2008 com 44.284 org/m<sup>3</sup> (anexo 6 e figura 20A).

*Keratella tropica* prevaleceu sobre as outras espécies de rotíferos em dezembro/2007 (5.951 org/m<sup>3</sup>) e janeiro/2008 (308.421 org/m<sup>3</sup>). *Polyarthra dolichoptera* dominou essa comunidade em julho/2008 (258.977 org/m<sup>3</sup>). Já *Pompholyx complanata* predominou em junho/2008 (67.302 org/m<sup>3</sup>) e *Trichocerca similis* em novembro/2008 (16.691 org/m<sup>3</sup>) (anexo 6 e figura 20A).

Quanto aos copépodos ciclopóides observou-se o predomínio da fase larval (náuplios) durante todo o estudo seguido por jovens (copepoditos). A densidade mais elevada de náuplios ocorreu em outubro/2007 (197.239 org/m<sup>3</sup>) e a mais baixa em dezembro/2007 (5.455 org/m<sup>3</sup>). Em relação aos copepoditos a densidade mais elevada ocorreu em junho/2008 (53.001 org/m<sup>3</sup>) e a mais baixa em dezembro/2007 (417 org/m<sup>3</sup>) (anexo 6 e figura 20B).

Observou-se a co-ocorrência das espécies de copépodos ciclopóides *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus*. A primeira foi registrada em todos os meses de estudo, a última apenas não ocorreu em dezembro/2007. As densidades máximas de *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus* ocorreram em abril/2008 (20.907 org/m<sup>3</sup>) e julho/2008 (26.189 in/m<sup>3</sup>), respectivamente.

Entre os cladóceros, *Bosmina huaroensis* dominou em outubro, novembro/2007 e agosto/2008. Após registrar as densidades mais elevadas em outubro e novembro (706.692 e 134.302 org/m<sup>3</sup>, respectivamente), verificou-se o desaparecimento dessa espécie nos dois meses seguintes (dezembro/2007 e janeiro/2008). Em fevereiro a espécie reapareceu com densidades

acentuadamente menos elevadas (108 org/m<sup>3</sup>). *Bosmina freyi* esteve presente em todos os meses durante o estudo e dominou entre os cladóceros de fevereiro a abril/2008 (anexo 6 e figura 20C). A densidade mais elevada dessa espécie ocorreu em outubro/2007 (60.604 org/m<sup>3</sup>) e a mais baixa em dezembro/2007 (20 org/m<sup>3</sup>).

Indivíduos jovens do gênero *Bosmina* foram registrados durante todo o estudo e dominaram os cladóceros em dezembro/2007, junho e julho/2008. Observou-se a ocorrência de machos deste gênero em outubro, novembro/2007, junho, julho, agosto e setembro/2008, com densidades elevadas no primeiro mês de estudos (32.664 org/m<sup>3</sup>) (anexo 6).

*Diaphanosoma birgei* foi a terceira espécie mais relevante dos cladóceros e esteve ausente apenas em dezembro/2007 e janeiro/2008. Esta espécie dominou a comunidade de cladóceros em maio e setembro/2008. *Moina minuta* predominou sobre as outras espécies desse grupo em janeiro/2007 (anexo 6 e figura 20C).

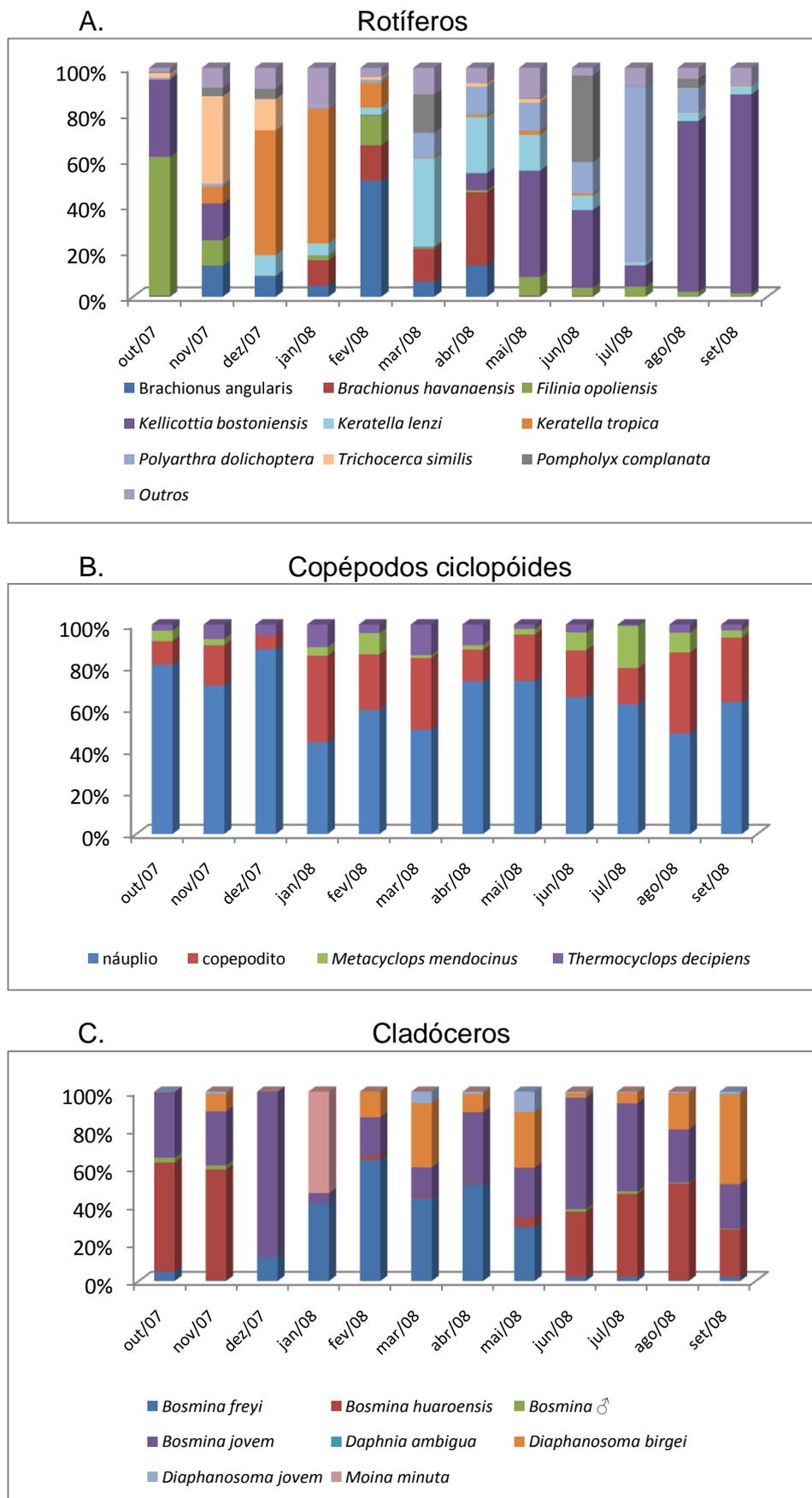


Figura 20. Abundâncias relativas (%) mensais de rotíferos (A), copépodos ciclopóides (B) e cladóceros (C) do Lago das Garças do período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

#### 4.3.4. Diversidade, riqueza e equitatividade

Os valores de diversidade, equitatividade e riqueza encontram-se no anexo 7 e estão representados na figura 21.

A diversidade média ao longo do período de estudo foi de 2,35 bits/org e variou de 1,60 bits/org em set/08 a 2,99 bits/org em mar/08. O índice de equitatividade oscilou de 0,36 em setembro/2008 a 0,70 em dezembro/2007, a média do período estudado foi de 0,56.

Ainda no anexo 7 e figura 21 observa-se que o menor valor de riqueza foi registrado em dezembro com 9 táxons e o maior valor ocorreu em janeiro com 24 táxons.

No anexo 8 encontram-se os valores de riqueza total e dos grupos que compõem a comunidade zooplancônica. No total foram contabilizados 38 táxons neste estudo. Rotifera foi o grupo responsável pelos mais elevados valores de riqueza (31 táxons). Quanto aos cladóceros e copépodos ciclopóides, foram registrados 5 e 2 táxons, respectivamente

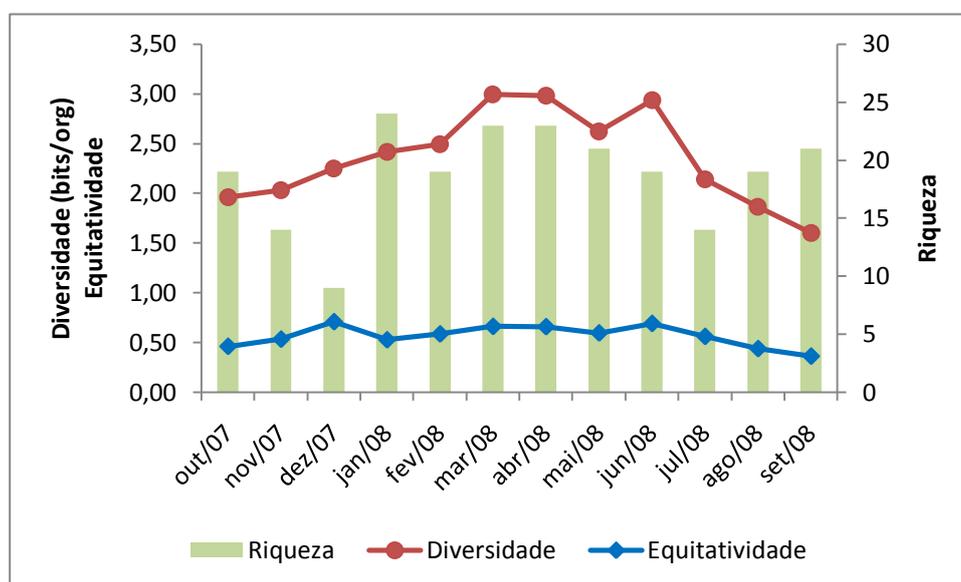


Figura 21. Riqueza, diversidade de Shannon-Weaver (bits/org) e equitatividade de Pielou da comunidade zooplancônica do Lago das Garças do período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

## 5. DISCUSSÃO

A estratificação térmica da coluna da água ocasionou uma distribuição vertical heterogênea das concentrações de oxigênio dissolvido, nutrientes, e condutividade elétrica. No começo do período estiagem-frio, em abril e maio/2008, ocorreu circulação das massas de água o que gerou perfis verticais mais homogêneos.

De acordo com TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI (2008), a estratificação térmica é um importante fenômeno nos sistemas aquáticos continentais e grande parte dos processos e mecanismos de funcionamento resulta do gradiente vertical assim formado. Dentre as alterações físicas e químicas que acompanham esse processo, destaca-se a distribuição vertical dos gases dissolvidos e de nutrientes na água com acúmulo de substâncias e elementos químicos no hipólímnio durante a estratificação.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) na coluna d'água está relacionada aos processos de estratificação e desestratificação. No lago das Garças foi registrado um perfil clinogrado do oxigênio com os menores valores registrados no período chuvoso-quente, quando a estratificação térmica foi mais pronunciada. Este perfil é, segundo WETZEL (1983), típico de lagos altamente eutróficos onde a oxidação biológica na região próxima ao sedimento consome todo, ou quase todo, oxigênio no período de estratificação.

As camadas mais profundas do lago apresentaram valores de OD próximos a zero, ou condições anóxicas. Nestas condições foram registrados os valores mais elevados de PT. A ausência de oxigênio conduz a liberação de fósforo pelo sedimento (via retroalimentação) acelerando o processo de eutrofização como já discutido em trabalhos anteriores por BICUDO *et al.* (2006, 2007).

Segundo BICUDO *et al.* (2007), períodos de anóxia foram persistentes após a retirada mecânica das macrófitas. Além disso, esses autores verificaram que a dinâmica do fósforo, antes conduzida pela entrada de nutrientes de origem alóctone, foi substituída por processos ecológicos internos.

De acordo com SCHEFFER (2001), a restauração de lagos torna-se difícil devido a mecanismos de retroalimentação. Este autor afirma que a redução no aporte de nutrientes externos de um lago pode ter pouco efeito já que durante o período de eutrofização uma grande quantidade de fósforo é muitas vezes absorvida pelo sedimento. Quando a carga alóctone é reduzida, a liberação de fósforo do sedimento torna-se uma importante fonte de nutriente para o fitoplâncton desde que a coluna d'água esteja anóxica.

As elevadas concentrações de NT, principalmente nos compartimentos mais profundos, também podem ser atribuídas a cargas internas de nitrogênio liberadas pelo sedimento durante os períodos de anóxia (HENRY, 1999; BICUDO, *et al.*, 2002b; HENRY *et al.*, 2004). Outra possibilidade de enriquecimento de nitrogênio no lago deve-se a fixação biológica por cianobactérias (HENRY *et al.*, *opus. cit.*).

Próximo ao sedimento, onde predominam os processos de decomposição, foram encontrados os maiores valores de CE. Além disso, o período de maiores precipitações (quente-chuvoso, de outubro/2007 a março/2008) acarretou um aumento dos valores de CE, uma vez que a entrada de material alóctone no lago aumenta com o escoamento superficial das chuvas.

Em outubro e novembro/2007 foram registrados baixos valores de transparência da água, provavelmente devido a elevada biomassa de algas refletidas pelas concentrações elevadas de clorofila *a* nesses meses. Em setembro/2008 apesar de ter sido registrada uma média elevada da concentração de clorofila *a*, o valor de transparência da água não foi tão baixo quanto em outubro e novembro. Isto porque as concentrações de clorofila *a* estiveram bem distribuídas na coluna d'água, diferente de outubro e novembro/2007, quando estiveram concentradas nas camadas superficiais.

Por outro lado, em dezembro/2007 registrou-se baixas concentrações de clorofila *a* e OD (próximas a zero em toda coluna d'água) o que indica o colapso do fitoplâncton. Este evento foi acompanhado por elevados valores de temperatura da água, CE, NT e PT.

Conforme o Índice de Estado Trófico modificado calculado para o período de 2007/2008, o ambiente manteve-se hipereutrófico durante todo período chuvoso-quente e eutrófico no período estiagem-frio, com exceção de setembro/08 quando foi classificado também como hipereutrófico. Segundo BICUDO *et al.* (2007), a retirada das macrófitas induziu o Lago das Garças à uma mudança para um estado hipereutrófico.

Com a finalidade de constatar a deterioração da qualidade da água, os valores médios das variáveis que refletem as condições tróficas tais como transparência, CE, clorofila *a*, NT e PT, foram analisados comparativamente entre o período pré-remoção de macrófitas (1997 - PIVA-BERTOLETTI, 2001) e pós-remoção (2007/2008 – este estudo). As médias anuais de PT e NT sofreram aumentos de, respectivamente, 90 e 345% neste estudo em relação à 1997. O mesmo ocorreu com a CE e com a concentração de clorofila *a* que aumentaram 93 e 124%, respectivamente. Já a transparência sofreu um decréscimo de 56%.

Na Análise de Componentes Principais, observa-se que os valores mais elevados de transparência da água estiveram associados ao período pré-remoção de macrófitas (1997). Já valores mais elevados CE, clorofila *a* e PT relacionaram-se ao período pós-remoção evidenciando a degradação da qualidade da água. O pH não apresentou correlações significativas com os eixos 1 e 2, pois suas variações são mais significantes ao decorrer do dia do que entre longos períodos. A clorofila *a* apresentou correlação significativa com os dois primeiros eixos e foi, portanto, importante tanto nas variações sazonais (períodos chuvoso-quente e estiagem-frio) quanto a longo prazo (períodos pré e pós-remoção de macrófitas).

O Lago das Garças apresenta condições favoráveis a florações de cianobactérias como, por exemplo, a alta estabilidade da água. Diversos estudos registraram florações de cianobactérias no Lago das Garças, principalmente, no período chuvoso-quente, antes da remoção de macrófitas (SANT'ANNA *et al.*, 1997; RAMIREZ e BICUDO 2002; TUCCI e SANT'ANNA, 2003; RAMIREZ e BICUDO, 2005; GENTIL *et al.*, 2008; FONSECA e BICUDO, 2008).

Entretanto, a dominância de cianobactérias no Lago das Garças aumentou após a remoção das macrófitas (BICUDO *et al.*, 2007). Estes autores afirmam que no período pré-remoção as florações de cianobactérias eram basicamente monoespecíficas (*Sphaerocavum brasiliense*) e esporádicas. Após a intervenção, as florações ocorreram permanentemente e foram multi-específicas, compostas por espécies potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Assim como os fatores físicos, químicos e biológicos, as mudanças na comunidade fitoplanctônica interferem diretamente na dinâmica do zooplâncton.

A comunidade zooplanctônica do Lago das Garças de 2007/2008 foi evidentemente diferente da comunidade encontrada em 1997, período pré-remoção de macrófitas, por PIVA-BERTOLETTI (2001).

Em relação aos rotíferos, 16 táxons foram comuns entre esses períodos: *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. falcatus*, *Collotheca* sp., *Colurella* sp., *Conochilus dossuarius*, *C. unicornis*, *Filinia opoliensis*, *Keratella cochlearis*, *K. tropica*, *Lecane* sp., *Mytilina bisulcata*, *Trichocerca pusilla*, *T. similis*, além de rotíferos da Ordem Bdelloidea.

Outros 13 táxons foram novos registros para o lago: *Anuraeopsis* cf. *coelata*, *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus budapestinensis*, *B. havanaensis*, *Epiphanes macrourus*, *Hexarthra intermedia*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella lenzi*, *Lecane* (M.) *luna*, *Lepadella* sp., *Polyarthra dolichoptera*, *Pompholyx complanata* e *Trichocerca capucina*.

Por outro lado, 21 táxons desapareceram do período pré para o pós-remoção: *Asplanchna girodi*, *Brachionus bidentata*, *B. caudatus*, *B. mirus*, *Cephalodella catellina*, *Cephalodella* sp., *Conochilus* sp., *Euchlanis dilatata*, *Hexarthra mira*, *Keratella americana*, *K. tecta*, *Lecane bulla*, *L. curvicornis*, *Manfredium eudactylota*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta pectinata*, *Synchaeta* sp., *Trichocerca gracilis* e *Trichocerca* cf. *mus*.

O desaparecimento de algumas espécies, tais como *Cephalodella catellina*, *Cephalodella* sp., *Euchlanis dilatata*, *Lecane bulla*, *L. curvicornis* e *Manfredium eudactylota* pode estar relacionado à remoção do banco de macrófitas, já que estas são espécies litorâneas não euplanctônicas e, portanto, vivem próximas à plantas aquáticas ou substratos.

PIVA-BERTOLETTI (2001) registrou *Anuraeopsis fissa* como a espécie mais abundante (13%) entre os rotíferos em 1997 no Lago das Garças. Esta espécie é indicadora de condições eutróficas (GANNON e STEMBERGER, 1978) e foi associada a vários reservatórios eutrofizados de São Paulo por PIVA-BERTOLETTI (opus cit.). Neste estudo, entretanto, esta espécie representou apenas 1% da comunidade de rotíferos. Além disso, sua frequência de ocorrência diminuiu de 100 (1997) para 58% (2007/2008).

O predomínio de *Anuraeopsis fissa* no lago foi substituído por *Kellicottia bostoniensis*, cuja abundância relativa foi de 32% em relação ao total de rotíferos e apresentou elevada frequência de ocorrência. Esta é uma espécie planctônica típica de ambientes eutróficos introduzida no Brasil, tendo sido registrada pela primeira vez no reservatório Segredo (PR) por LOPES *et al.* (1997). Segundo PAGGI (2002), esta espécie é nativa da América do Norte e foi introduzida em países da América do Sul, sendo capaz de tolerar amplas alterações das condições ambientais, podendo viver em ambientes com concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido, como o Lago das Garças.

Conforme NASCIMENTO (2008), *Kellicottia bostoniensis* vem sendo registrada em vários reservatórios do Alto Tietê, cuja maioria apresenta condições eutróficas. LUCINDA *et al.* (2004), em um estudo sobre rotíferos nesta bacia hidrográfica, encontraram *Kellicottia bostoniensis* em vários corpos d'água: Paiva Castro, Águas Claras, Lagos do Parque Ecológico do Tietê, Jundiaí, Taiapuêba, Guarapiranga e Billings. Neste último reservatório foi a espécie dominante. Além disso, estes autores registraram altas concentrações de fósforo e nitrogênio nos ambientes relacionados, sugerindo uma correlação entre esta espécie e elevados níveis tróficos.

De acordo com LANDA *et al.* (2002), embora haja um bom número de citações a respeito do aparecimento dessa espécie no Brasil, são ainda escassos os estudos sobre a dinâmica espacial e temporal desses organismos em seu novo habitat. Esse tipo de estudo é fundamental para que se possa entender o potencial de dispersão dessa espécie, bem como se ela poderá ou não estar associada a problemas ambientais.

*Filinia opoliensis*, a segunda espécie mais abundante entre os rotíferos, apresentou maior frequência de ocorrência em relação a 1997. Esta espécie também foi associada a condições eutróficas por PIVA-BERTOLETTI (2001) e LUCINDA *et al.* (2004). Estes últimos autores verificaram a dominância desta espécie na também eutrófica represa Guarapiranga. SENDACZ *et al.* (2006) encontraram elevada biomassa desta espécie também nesse reservatório.

Outras espécies como *Brachionus angularis*, *B. havanaensis*, *Keratella lenzi*, *K. tropica* e *Polyarthra dolichoptera* também foram importantes nesse estudo e apresentaram abundâncias relativas maiores que 5% e frequências de ocorrência maiores que 50%.

De acordo com diversos autores (GANNON e STEMBERGER, 1978; SLÁDECEK, 1983; BARRABIN, 2000; NOGUEIRA, 2001; MARCE *et al.*, 2005), elevadas densidades do gênero *Brachionus* podem ser consideradas como um indicador biológico de águas mais eutrofizadas. No Brasil, alguns autores registraram a dominância de espécies do gênero *Brachionus* em reservatórios eutróficos (SENDACZ *et al.*, 1985; FREIRE e PINTO-COELHO, 1986; LEITÃO *et al.* 2006). Em São Paulo, há registros de *Brachionus angularis* e *B. havanaensis* nos reservatórios Billings, Guarapiranga, Barra Bonita e lagos do Parque Ecológico do Tietê (COELHO-BOTELHO *et al.*, 1999; DEKER, 2000; LUCINDA *et al.* 2004; MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005; SENDACZ *et al.* 2006).

De acordo com SENDACZ (2002), *B. havanaensis* é uma espécie introduzida cuja dispersão está associada a ações antropogênicas.

NEVES *et al.* (2003) observaram a dominância de *B. angularis* no lago Parque Atalaia/MT e associaram a altos valores de matéria orgânica presentes neste lago devido ao lançamento de cargas de esgoto.

LUCINDA *et al.* (2004) relacionaram *K. lenzi* e *K. tropica* a ambientes com alto grau de trofia. Esta última é uma espécie pantropical (KOSTE e SHIEL, 1987) associada preferencialmente a águas alcalinas (BARRABIN, 2000; MARCE *et al.*, 2005) encontrada em vários lagos e reservatórios eutróficos brasileiros que apresentam florações de cianobactérias como Pampulha/MG (PINTO-COELHO e GRECO, 1999), Funil/RJ (BRANCO *et al.*, 2002), Billings/SP (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 2002; LUCINDA *et al.*, opus. cit.), Guarapiranga/SP, Parque Ecológico do Tietê/SP (LUCINDA *et al.*, opus. cit.) e Ingazeira/PE (BOUVY *et al.*, 2001).

A espécie euplanctônica *Polyarthra dolichoptera* é cosmopolita e tolerante a baixas concentrações de oxigênio (RUTTNER-KOLISKO, 1977; BARRABIN, 2000; DE MANUEL, 2000; MARCE *et al.*; 2005), sendo também comum em reservatórios eutróficos do Brasil (FREIRE e PINTO-COELHO, 1986; BRANCO e SENNA, 1996; ROCHA *et al.* 1999; BRANCO *et al.*, 2002).

Em relação aos copépodos, constatou-se que entre os ciclopóides duas espécies permaneceram no Lago das Garças (*Metacyclops mendocinus* e *Thermocyclops decipiens*) e quatro desapareceram (*Eucyclops pseudoensifer*, *Mesocyclops longisetus*, *Microcyclops* sp. e *Tropocyclops prasinus*).

As formas larvais (náuplios) dos copépodos ciclopóides apresentaram as maiores abundâncias relativas tanto em 1997 quanto em 2007/2008, seguidas pelas formas jovens (copepoditos). O predomínio de formas jovens, sobretudo náuplios, é um padrão comum em ecossistemas de água doce e é geralmente resultado da reprodução constante desses organismos (NEVES *et al.*, 2003), uma estratégia adaptativa para compensar a alta mortalidade antes de alcançarem a fase adulta (ESPINDOLA *et al.*, 2000).

A dominância de *Metacyclops mendocinus*, *Thermocyclops decipiens* e *Tropocyclops prasinus* em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) foi substituída pela co-dominância de *Metacyclops mendocinus* e *Thermocyclops decipiens*.

SENDACZ *et al.* (1985) em um estudo de reservatórios do Sudeste de São Paulo encontraram a associação de *Thermocyclops* e *Metacyclops* nos reservatórios mais eutróficos. Neste estudo a co-dominância destas duas espécies também foi relacionada a condições eutróficas do Lago das Garças.

*Thermocyclops decipiens* é considerada uma espécie típica de ambientes com processo de eutrofização avançado (SAMPAIO *et al.*, 2002) e *Metacyclops mendocinus* é numerosa nas represas paulistanas mais eutróficas, podendo suportar baixas concentrações de oxigênio. (SENDACZ *et al.*, 1984; REID *et al.*, 1988).

Quanto aos copépodos calanóides, *Scolodiaptomus cordeiroi*, a única espécie registrada em 1997, desapareceu.

Calanóides são considerados bons indicadores de condições tróficas de um corpo d'água. Estudos confirmam que calanóides são raros e geralmente desaparecem de reservatórios que sofreram intensos processos de eutrofização (SENDACZ, 1984; MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2003). SENDACZ e KUBO (1982) associaram a ausência de copépodos calanóides a condições eutróficas de reservatórios do estado de São Paulo.

PINTO-COELHO *et al.* (2005b), em um estudo de longo prazo (1993-1998) no reservatório Pampulha/MG, verificaram que após a remoção da macrófita *Eichhornia crassipes*, em 1995, o calanóide *Scolodiaptomus cordeiroi*, assim como no Lago das Garças, neste estudo, também desapareceu.

Segundo MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI (2003) a maioria das espécies de calanóides são muito sensíveis a variações de condutividade elétrica. Portanto, apresentam um forte endemismo decorrente de sua estreita faixa de tolerância para vários fatores ambientais, principalmente físicos e químicos.

Os elevados valores de condutividade elétrica registrados no Lago das Garças e o desaparecimento do calanóide *Scolodiaptomus cordeiroi* corroboram os estudos de MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI (2003). Esses

autores constataram a substituição desta espécie, típica de ambientes com baixa condutividade (até 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no reservatório Barra Bonita, Médio Tietê, cuja condutividade mudou de 110  $\mu\text{S}/\text{cm}$  em 1979 para 370  $\mu\text{S}/\text{cm}$  em 2002. TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI (2008) afirmam que a ocorrência e a distribuição de organismos nos ecossistemas aquáticos dependem, em grande parte, da composição iônica das águas e de sua condutividade.

Quanto aos cladóceros, estes também responderam efetivamente às mudanças ocorridas no Lago das Garças. Apenas três espécies foram comuns entre o período pré-remoção de macrófitas (1997 - PIVA-BERTOLETTI, 2001) e o período pós-remoção (2007/2008): *Daphnia ambigua*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta*.

Duas espécies de bosminídeos foram novos registros: *Bosmina freyi* e *B. huaruensis*. A primeira parece ter uma larga distribuição no Brasil, sendo registrada no Distrito Federal (ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004), Minas Gerais (SANTOS *et al.*, 2007), São Paulo (PERBICHE-NEVES, 2008; SANTOS, 2010) e Ceará (SOUSA *et al.*, 2009). ELMOOR-LOUREIRO *et al.* (opus. cit.) sugerem que os registros de *Bosmina longirostris* devam ser revistos no Brasil, devido a sua semelhança com *B. freyi*. Quanto a *B. huaruensis*, esta ocorre principalmente na região sul do país sendo registrada no Rio Grande do Sul (CARDOSO e MARQUES, 2004), Santa Catarina (SERAFIM JR *et al.*, 2006) e Paraná (GHIDINI *et al.*, 2009).

Vinte e cinco espécies de cladóceros desapareceram de 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) a 2007/2008: *Alona guttata*, *A. monocantha*, *Alona* sp., *Biapertura* spp., *Bosmina hagmanni*, *B. tubicen*, *Bosmina* sp., *Bosminopsis deitersi*, *Camptocercus daday*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta*, *C. cornuta rigaudi*, *C. cf. reticulata*, *Chydorus pubecens*, *C. sphaericus*, *Chydorus* sp., *Daphnia gessneri*, *Daphnia* sp., *Diaphanosoma* sp., *Disparalona daday*, *Ilyocryptus spinifer*, *Macrothrix spinosa*, *Macrothrix* sp., *Moina micrura*, *Moina* sp. e *Simocephalus* sp..

Credita-se à remoção das macrófitas o desaparecimento de táxons não euplanctônicos como membros das famílias Chydoridae (*Alona guttata*, *A.*

*monocantha*, *Alona* sp., *Biapertura* spp., *Camptocercus daday*, *Chydorus pubecens*, *C. sphaericus*, *Chydorus* sp. e *Disparalona daday*), Ilyocryptidae (*Ilyocryptus spinifer*) e Macrothricidae (*Macrothrix spinosa*, *Macrothrix* sp.) que utilizam as macrófitas como refúgio e fonte de alimento.

Muitos cladóceros vivem associados à vegetação aquática, predominantemente membros da família Chydoridae e Macrothricidae que possuem especializações que os permitem utilizar os recursos da zona litoral (SOUSA *et al.*, 2009). NEVES *et al.* (2003) também associaram grande número de espécies da família Chydoridae em um lago raso a zona litoral bem desenvolvida colonizada por macrófitas.

As densas florações de cianobactérias registradas constantemente no Lago das Garças (BICUDO *et al.*, 2007; CROSSETTI *et al.*, 2008; CROSSETTI e BICUDO, 2008) podem ter levado a substituição de grandes cladóceros (macrofiltradores) como *Daphnia gessneri*, espécie dominante em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001), por espécies de pequeno porte como *Bosmina huaroensis* (microfiltradores), dominante neste estudo.

De acordo com PEJLER (1983), o aumento do grau de trofia favorece populações especialistas no aproveitamento de pequenas partículas como recurso alimentar e desfavorece os organismos macrofiltradores.

Em muitos lagos eutróficos, grandes cladóceros (como, por exemplo, *Daphnia*) podem desaparecer do ambiente ou serem substituídos por organismos de menor porte como pequenos cladóceros, rotíferos e copépodos devido a piora da qualidade da água e a florações de cianobactérias (EDMONDSON e LITT, 1982; INFANTE e RIEHL, 1984; GASIŪNAITÉ e OLENINA, 1998; PINTO-COELHO *et al.*, 2003; DENG *et al.*, 2008; ECHANIZ *et al.*, 2008).

PINTO-COELHO *et al.* (2003) relacionaram o declínio de *Daphnia laevis* no reservatório Pampulha/MG a baixa qualidade dos recursos alimentares e a florações de *Microcystis aeruginosa*. Esses autores constataram que os efeitos tóxicos desta alga foram variáveis, dependentes da época do ano e ocorreram

sob certas circunstâncias com a liberação inesperada de endotoxinas causada por mudanças abruptas nas condições climáticas.

ECHANIZ *et al.* (2008) investigaram as mudanças na comunidade zooplânctônica ocorridas entre 1996 e 2006 em um lago hipereutrófico na Argentina, lago Don Tomás, e também observaram a substituição de *Daphnia* (*Daphnia spinulata* e *Daphnia obtusa*) por *Bosmina huaroensis*.

Grandes cladóceros como *Daphnia* são prejudicados em corpos d'água com dominância de cianobactérias, dentre outros fatores, por possuírem a carapaça aberta permitindo a entrada de filamentos e colônias de cianobactérias na câmara filtradora (DEGANS e DE MEESTER, 2002) promovendo, deste modo, inibição mecânica dos movimentos dos apêndices torácicos (INFANTE e ABELLA, 1985) e, quimicamente, através de toxinas (DEMOTT *et al.*, 1991). Com a redução da taxa de filtração, conseqüentemente, a energia para o crescimento e reprodução também é reduzida. Em espécies de menor porte (como *Bosmina*) a abertura da carapaça é pequena e impede a entrada desses filamentos e colônias (DEGANS e DE MEESTER, opus cit.) tornando-as, portanto, menos sensíveis aos efeitos nocivos das cianobactérias.

Outra razão para o sucesso de *Bosmina* neste ambiente são seus padrões de filtração, que combinam a filtração passiva com a captura ativa de partículas permitindo a distinção entre cianobactérias e outras partículas (DEMOTT e KERFOOT, 1982). Além de mais resistentes aos efeitos das florações, podem alimentar-se de bactérias e detritos. Este fato explica sua ocorrência e dominância em reservatórios eutróficos (SENDACZ *et al.*, 1985).

Em relação as densidades numéricas, os valores foram mais elevados no período estiagem-frio, tanto em 1997 (PIVA-BERTOLETTI, 2001) quanto neste estudo. O zooplâncton é afetado pela precipitação e, na maioria dos casos, acarreta uma diminuição na densidade de organismos zooplânctônicos através do efeito de diluição (PINTO-COELHO *et al.*, 2003).

Quanto a densidade numérica média total, verifica-se uma diminuição de 37% de 1997 (1.104.804 org/m<sup>3</sup> - PIVA-BERTOLETTI, 2001) para 2007/2008

(692.581 org/m<sup>3</sup>). Essa diminuição pode ser atribuída a instabilidade do sistema causada pela hipereutrofização.

Assim como neste estudo, ECHANIZ *et al.* (2008) também verificaram a redução da densidade zooplanctônica, principalmente entre cladóceros e rotíferos, de 1996 para 2006 no lago hipereutófico Don Tomás, AR. Estes autores compararam o índice de estado trófico, em relação a transparência da água, entre os anos estudados e também verificaram aumento do nível trófico no lago.

No Lago das Garças, além do aumento do nível trófico, outros fatores tais como as baixas concentrações de OD, elevados valores de CE, e florações de cianobactérias prejudicaram a estabilização da comunidade zooplanctônica.

Os efeitos de cianobactérias coloniais e filamentosas nos organismos zooplanctônicos foram estudados tanto em laboratório (LAMPERT, 1982; ROHRLACK *et al.*, 1999; ROHRLACK *et al.*, 2001; LÜRLING, 2003; ALVA-MARTINEZ *et al.*, 2007; OKUMURA *et al.* 2007; SARNELLE *et al.*, 2010) quanto em campo (BOUVY *et al.*, 2001; MATSUMURA-TUNDISI *et al.* 2002, WORK e HAVENS, 2003; ROY *et al.*, 2007; WANG *et al.*, 2010). Além de possuírem baixo valor nutricional, causam danos mecânicos e tóxicos aos organismos filtradores como rotíferos e cladóceros.

De acordo com WORK e HAVENS (2003), o zooplâncton pode não ser capaz de rejeitar o consumo de cianobactérias em lagos em que essas algas sejam muito densas (o consumo pode ser mais acidental do que intencional). Além disso, a escassez de recursos alimentares palatáveis (como Chlorophyta e Cryptophyta) pode exigir uma complementação da dieta alimentar do zooplâncton com alimentos menos nutritivos como bactérias e cianobactérias. O alimento de baixa qualidade acarreta baixas taxas de crescimento do zooplâncton, uma vez que é pouco eficiente para obtenção de energia.

Apesar da diminuição de 51% da densidade média dos rotíferos e de sua abundância relativa do período pré (1997 - PIVA-BERTOLETTI, 2001) para pós-remoção (2007/2008) este grupo permaneceu dominante, em termos de abundância relativa, na comunidade zooplanctônica.

Os rotíferos são, geralmente, os organismos que dominam a comunidade zooplanctônica de águas continentais por conta de sua natureza oportunista (r-estrategistas) derivada das altas taxas de reprodução, ciclo de vida curto, capacidade de adaptação em nichos ecológicos diversificados, principalmente no que diz respeito à alimentação e às condições físicas e químicas da água (ALLAN, 1976; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1990; ROCHA *et al.*, 1995; GUNTZEL *et al.*, 2000).

Apesar dos copépodos ciclopóides possuírem estratégias que permitem seu sucesso em ambientes que apresentam alto grau de trofia (MELÃO, 1999) e ter a capacidade de se alimentar de cianobactérias (RIETZLER e ESPINDOLA, 1998), verificou-se um decréscimo de aproximadamente 50% na densidade numérica média verificada em 1997 (261.030 org/m<sup>3</sup>, PIVA-BERTOLETTI, 2001) comparada a 2007/2008 (129.152 org/m<sup>3</sup>). Já a diminuição da representatividade deste grupo foi sutil, de 21% (1997 - PIVA-BERTOLETTI *opus cit.*) para 19% (2007/2008).

DODSON *et al.* (2000) em um estudo em diversos lagos sugeriram que altos valores de pH e baixas concentrações de oxigênio na coluna d'água, relacionadas ao aumento da produtividade primária e decomposição, reduziram a população de copépodos ciclopóides a baixas densidades.

Quanto aos cladóceros, sua abundância relativa aumentou consideravelmente, de 1% para 23%, e sua densidade numérica média (162.357 org/m<sup>3</sup>) foi aproximadamente 1000% maior em relação ao período pré-remoção de macrófitas (13.395 org/m<sup>3</sup>- PIVA-BERTOLETTI, 2001). Essa grande explosão fundamenta-se na superpopulação de *Bosmina huarioensis* ocorrida em outubro e novembro/2007, quando foram registradas elevadas densidades de machos deste gênero.

Além disso, os cladóceros assim como os rotíferos, possuem estratégias reprodutivas que os permitem desenvolver grandes populações transitórias (ALLAN, 1976). Ambos os grupos reproduzem-se normalmente por reprodução assexuada através de fêmeas paternogenéticas, porém fatores ambientais podem induzir a ocorrência de reprodução sexuada. No caso dos

cladóceros, as fêmeas partenogênicas são diplóides e produzem fêmeas igualmente diplóides, geneticamente idênticas à mãe. Esse processo pode continuar por inúmeras gerações. Já na reprodução sexuada, é produzida uma fêmea gametogênica (diplóide) que produz machos (diplóides) e ovos haplóides, que quando fertilizados entram em diapausa (ovos de resistência) e são liberados após a muda ou após a morte da fêmea (GILBERT e WILLIAMSON, 1983).

Os ovos de resistência oferecem uma grande vantagem a esses organismos, pois constituem uma maneira de escapar de períodos de condições ambientais adversas, recolonizando o ambiente em condições favoráveis.

A vida de um macho adulto parece estar ligada a uma única tarefa: a reprodução sexual. Sua expectativa de vida é menor do que das fêmeas e as estruturas utilizadas para proteção e alimentação são menos desenvolvidas. Os investimentos energéticos são voltados, principalmente, para estruturas reprodutivas (LORD *et al.*, 2006; KOTOV *et al.*, 2009).

A produção de ovos sexuais e o aparecimento de machos, que em algumas espécies são incomuns ou desconhecidos, ocorre, em geral, devido a condições adversas tais como alterações na temperatura da água, superpopulação, acúmulo de produtos de excreção (MELÃO, 1999) e decréscimo das taxas de ingestão (GILBERT e WILLIAMSON, 1983).

No caso de superpopulações, a indução da diapausa pode ser um sinal para subsequente baixa quantidade de alimento causada pela herbivoria intensa dessas populações concentradas. Além disso, a superpopulação pode indicar que as condições são boas para a reprodução sexual, pois os encontros entre machos e fêmeas são muito prováveis neste caso (GYLLSTRÖM e HANSSON, 2004) e, conseqüentemente, a produção do estágio dormente (ovos de resistência).

O desaparecimento de *Bosmina huarioensis*, machos e as baixas densidades de todos os grupos da comunidade zooplanctônica registradas em dezembro podem estar relacionadas a fatores como, por exemplo, o colapso do

fitoplâncton neste mês, que pode ter ocasionado a liberação de toxinas na água causando altas taxas de mortalidade destes organismos; entretanto, para testar essa hipótese, seriam necessários estudos mais aprofundados sobre as cianobactérias do lago naquela ocasião.

De acordo com OKUMURA *et al.* (2007) durante as florações de cianobactérias ou mesmo durante seu colapso, quando o processo predominante é a decomposição, a comunidade zooplanctônica pode sofrer com os efeitos prejudiciais que podem afetar todo o sistema negativamente.

Outro fator que pode ter prejudicado os organismos zooplanctônicos é a baixa concentração de oxigênio dissolvido em toda coluna d'água registrada neste mês.

INFANTE *et al.* (1979) registraram mortalidade do zooplâncton em massa no lago Valencia (Venezuela) quando a estratificação foi quebrada e as águas anóxicas do hipolímnio se misturaram com as camadas superficiais.

Mudanças na composição planctônica e na diversidade são frequentemente observadas em reservatórios que apresentam processo de eutrofização avançado. As espécies planctônicas são substituídas por outras mais adaptadas as novas condições (MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005).

No Lago das Garças, em 1997 os baixos índices de diversidade e equitatividade já evidenciavam a dominância de poucas espécies, condição típica de ambientes impactados. Entretanto, a redução de 49% no valor de riqueza (74 táxons em 1997 e 38 táxons em 2007/2008) e a diminuição nos valores de diversidade indicam que as mudanças no lago não foram favoráveis a comunidade e restringiram o ambiente a espécies mais adaptadas.

Apesar dos valores de equitatividade não apresentarem grandes alterações, deve-se considerar que o número de espécies diminuiu consideravelmente e, portanto, a distribuição das abundâncias relativas das espécies foi mais uniforme em relação ao período pré-remoção de macrófitas

que apresentou grande número de espécies, mas poucas dominantes e muitas espécies raras.

A diminuição de espécies raras está relacionada a intensificação do processo de eutrofização e a retirada das macrófitas do lago.

A diferença nos valores de riqueza entre os períodos estudados deve-se, principalmente, aos cladóceros que sofreram uma diminuição de 82% no número de espécies de 1997 (28 táxons) para 2007/2008 (5 táxons). Quanto ao grupo Rotifera a redução foi de 20% (39 táxons em 1997 e 31 táxons em 2007/2008). Em relação aos copépodos ciclopóides, a redução foi de 33% (6 táxons em 1997 e 2 táxons em 2007/2008).

DODSON *et al.* (2000) investigaram a relação entre produtividade primária e riqueza de espécies de várias comunidades lacustres em experimentos de curto e longo prazo e verificaram que a relação mais consistente entre riqueza e produtividade primária foi o declínio de riqueza de espécies de crustáceos com o aumento da produtividade em todos os lagos experimentais. Por outro lado, estes autores não observaram relação significativa entre a produtividade primária e a riqueza de rotíferos.

MARCE *et al.* (2005) também atribuíram o baixo valor de riqueza de cladóceros no reservatório hipereutrófico Foix, Espanha, a intensa deterioração da qualidade da água.

ECHANIZ *et al.* (2008) notaram que o número de espécies de 1996 e 2006 no lago Don Tomás (AR) não sofreu modificações. Entretanto, ocorreram mudanças na composição de espécies. Em 1996, a comunidade zooplanctônica foi dominada por microcrustáceos, 12 espécies, contra 8 de rotíferos. Em 2006 a situação inverteu-se, foram registradas 8 espécies de microcrustáceos e 12 de rotíferos.

Outros autores verificaram baixa diversidade na comunidade zooplanctônica de ambientes impactados, como MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (2002) no reservatório Billings, principalmente no corpo principal, onde ocorreram florações de cianobactérias.

A perda da biodiversidade no Lago das Garças devido as mudanças físicas, químicas e biológicas ocorridas após a retirada das macrófitas também foi constatada para a comunidade fitoplanctônica por CROSSETTI *et al.* (2008).

A variedade de mecanismos que interferem na relação riqueza de espécies e produtividade primária incluem a dinâmica transitória do lago e mudanças do sistema para um novo estado (DODSON *et al.*, 2000). O mesmo foi observado no Lago das Garças, onde após a retirada das macrófitas, tornou-se um sistema hipereutrófico.

O monitoramento e estudos mais aprofundados sobre a interação entre as comunidades presentes no lago são necessários para auxiliar os programas de manejo e recuperação.

## 6. CONCLUSÕES

As alterações nos fatores abióticos e bióticos verificados após a remoção de macrófitas no Lago das Garças acarretaram mudanças na estrutura, composição e densidades numéricas da comunidade zooplanctônica. Verificou-se o desaparecimento de copépodos calanóides, diminuição da densidade de rotíferos e copépodos ciclopóides e indícios de estresse populacional com superpopulações de cladóceros e ocorrência de machos.

A diversidade e a riqueza de espécies dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica diminuíram do período pré para o período pós-remoção de macrófitas.

A remoção de macrófitas em sistemas rasos pode surtir efeitos desastrosos tanto no sistema como um todo quanto para comunidades bióticas, como observado neste estudo para comunidade zooplanctônica.

Este trabalho tem uma grande relevância para o estudo da comunidade zooplanctônica, pois destaca seu papel como bioindicadores de qualidade da água em um sistema hipereutrófico com grandes influências antrópicas. Além de apresentar e discutir dados dificilmente encontrados na literatura como a ocorrência de machos e superpopulações de cladóceros.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMEZ, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3):646–652.
- ALLAN, J.D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *American Naturalist*. 110:165–180.
- ALVA-MARTINEZ, A.F.; SARMA, S.S.S.; NANDINI, S. 2007 Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, 41:579–585
- ANDREW, T.E. e ANDREW, J.A.M. 2005. Seasonality of rotifers and temperature in Lough Neagh, N. Ireland. *Hydrobiologia*, 546:451–455.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. 1994. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, 6:261-265.
- AZEVEDO, M.T.P. e SANT'ANNA, C.L. 1999. *Coelosphaerium evidentermarginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. *Algological studies (Archiv fur hydrobiologie Supplementband)*, 94:35-43.
- AZEVEDO, M.T.P. e SANT'ANNA, C.L. 2003. *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. *Algological studies (Archiv fur hydrobiologie Supplementband)*, 109:79-92.
- BARRABIN, J.M. 2000. The rotifers of Spanish reservoirs: ecological, systematical and zoogeographical remarks. *Limnetica*. 19: 91-167.
- BASINSKA, A. e KUCZYNSKA-KIPPEN, N. 2009. Differentiated macrophyte types as a habitat for rotifers in small mid-forest water bodies. *Biologia*, 64(6):1100—1107.
- BICUDO, C.E.M.; CARMO, C.F.; BICUDO, D.C.; HENRY, R.; PIÃO, A.C.S.; SANTOS, C.M.; LOPES, M.R.M. 2002a. Morfologia e morfometria de três reservatórios do PEFI. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: Unidade de Conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo/SP: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 143–160.
- BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; CARMO, C.F.; BOUROTTE, C.; BICUDO, C.E.M.; MELFI, A.J. e LUCAS, Y. 2002b. A atmosfera, as águas superficiais e os

- reservatórios no PEFI: caracterização química In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: Unidade de Conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo/SP: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p.161-200.
- BICUDO, D.C.; FONSECA, B.M.; BICUDO, C.E.M.; BINI, L.M.; ARAÚJO-JESUS, T. 2006. Remoção de *Eichhornia crassipes* em um reservatório tropical raso e suas implicações na classificação trófica do sistema: estudo de longa duração no Lago das Garças, São Paulo, Brasil. In: TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS-GALLI, C.V. *Eutrofização na América do Sul: causas consequências e tecnologias de gerenciamento e controle*. São Carlos/SP: Edição do Autor. p.471–501.
- BICUDO, D.C.; FONSECA, B.M.; BINI, L.M.; CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C.E.M.; ARAÚJO-JESUS, T. 2007. Undesirable side effects of water hyacinth control in a shallow tropical Reservoir. *Freshwater Biology*, 51:1120–1133.
- BORDUQUI, M.; FERRAGUT, C.; BICUDO, C.E.M. 2008. Chemical composition and taxonomic structure vertical and seasonal variation of periphyton community in a shallow hypereutrophic reservoir (Garças Reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(4): 381-392.
- BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215–227, 2001.
- BRANCO, C.W.C. e SENNA, P.A.C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Hydrobiology*, 337:171–81.
- BRANCO, C.W.C.; ROCHA, M.I.A.; PINTO, G.F.S.; GÔMARA, G.A.; DE FILIPPO, R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 7:87–92.
- CARDOSO, L.S. e MARQUES, D.M. 2004. Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake – South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. *Hydrobiologia*, 518:123–134.

- CARMO, C.F.; HENRY, R.; BICUDO, D.C.; BICUDO, C.E.M. 2002. A degradação nos reservatórios do PEFI. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: Unidade de Conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo/SP: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 271-296.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2002. Proposta de Índices de Qualidade de Água para o Estado de São Paulo. Coletânea de Textos da CETESB.
- CODD, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51–60.
- COELHO-BOTELHO, M.J.; CABIANCA, M.A.A.; SENDACZ, S. 1999. Alterações na composição da comunidade zooplanctônica em represas do Alto e Médio Tietê, Estado de São Paulo. In: VII CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA. Florianópolis, 18 a 22/07/1999. *Anais*. 194p.
- CONTI, J.B. e FURLAN, S.A. 2003. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: ROSS, J.L. *Geografia do Brasil*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. p 67-207.
- COSTA, S.V. 2008. *Histórico da Eutrofização do Lago das Garças (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, SP) durante o Século XX com base no Registro de Diatomáceas em Sedimentos*. São Paulo. (Tese de Doutorado. Instituto de Botânica).
- CROSSETTI, L.O. e BICUDO, C.E.M. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia*, 614:91–105.
- CROSSETTI, L.O.; BICUDO, D.C.; BICUDO, C.E.M.; BINI, L.M. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4):1061–1067.
- DE MANUEL, J. 2000. The rotifers of Spanish reservoirs: ecological, systematical and zoogeographical remarks. *Limnetica*, 19: 91-167.
- DEGANS, H. e DE MEESTER, L. 2002. Top-down control of natural phyto- and bacterioplankton prey communities by *Daphnia magna* and by the natural zooplankton community of the hypertrophic Lake Blankart. *Hydrobiologia*, 479:39–49.

- DEKER, C.M. 2000. Efeitos da inundação do Rio Tietê na estrutura da comunidade zooplancônica do Lago do Parque Ecológico do Tietê – São Paulo. São Paulo 104p. (Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública, USP).
- DEMOTT, W.R. e KERFOOT, W.C. 1982. Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology*, 63:1949–1966.
- DEMOTT, W.R.; ZHANG, Q.X.; CARMICHAEL, W.W. 1991. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 36:1346–1357.
- DENG, D.; XIE, P.; ZHOU, Q.; YANG, H.; GUO, L.; GENG, H. 2008. Field and experimental studies on the combined impacts of cyanobacterial blooms and small algae on crustacean zooplankton in a large, eutrophic, subtropical, Chinese lake. *Limnology*, 9:1–11.
- DODSON, S.; ARNOTT, S.E.; COTTIGHAM, K.L. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81(10):2662–2679.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.I.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAM, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.H.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2):163-182.
- DUGGAN, I.C.; GREEN, J.D.; THOMPSON, K.; SHIEL, R.J. 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology*, 46: 777-786.
- ECHANIZ, S.A.; VIGNATTI, A.M.; BUNINO, P.C. 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina: cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4):63–71.
- EDMONDSON, W.T. e LITT, A.H. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. *Limnology and oceanography*, 27:272–293.
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1997. *Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil*. Taguatinga/Brasília: Universa, 156p.
- ELMOOR-LOURERIO, L.M.A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New Cladocerans records from lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(3A):415–422.

- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. 2007. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 410-421.
- ESPÍNDOLA, E.L.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C. e TUNDISI, J.G. 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia*, 60:179-194.
- ESTEVES, K.E. e SENDACZ, S. 1988. Relações entre a biomassa do zooplankton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2:587-604.
- FANTIN-CRUZ, I.; TONDATO, K.K.; PENHA, J.M.F.; MATEUS, L.A.F.; GIRARD, P.; FANTIN-CRUZ, R. 2008. Influence of fish abundance and macrophyte cover on microcrustacean density in temporary lagoons of the Northern Pantanal-Brazil *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(4): 339-344.
- FONSECA, B.M. e BICUDO C.E.M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 600:267-282.
- FREIRE, B.M. e PINTO-COELHO, R.M. 1986. Composição e distribuição horizontal do zooplâncton no reservatório de Vargem das Flores, Betim/Contagem, Minas Gerais. *Ciência e Cultura*, 38:919-927.
- GANNON, J.J. e STEMBERGER, R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97:16-35.
- GASIŪNAITĖ, Z.R. e OLENINA, I. 1998. Zooplankton-phytoplankton interactions: a possible explanation of the seasonal succession in the Kuršiu, Marios lagoon. *Hydrobiologia*, 363: 333-339.
- GENTIL, R.C.; TUCCI, A.; SANT'ANNA C.L. 2008. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*, 35:265-280.
- GHIDINI, A.R.; SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L. 2009. Distribution of planktonic cladocerans (Crustacea: Branchiopoda) of a shallow eutrophic reservoir (Paraná State, Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(3):294-305.

- GILBERT, J.J. e WILLIAMSON, C.E. 1983. Sexual dimorphism in zooplankton (Copepoda, Cladocera, and Rotifera). *Annu Rev Ecol Syst.*, 14:1–33.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHMSTAD, M.A.M. 1978. Methods for Chemical Analysis of Freshwaters. 2ª ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- GRAGNANI, A.; SCHEFFER, M.; RINALDI, S. 1999. Top-down control of cyanobacteria: a theoretical analysis. *The American naturalist*, 153:59–72.
- GUNTZEL, A.M.; ROCHA, O.; ESPINDOLA, E.L.G.; RIETZLER, A.C. 2000. Diversidade do zooplâncton de lagos marginais do rio Mogi-guaçu: I. Rotifera. In: SANTOS, J.E. e PIRES, J.S.R. *Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos/SP: Rima. p. 537-557.
- GYLLSTRÖM, M. e HANSSON, L.A. 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Science*, 66:274–295.
- HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos/SP: International Institute of Ecology, Backhuys Publishers, p.125-151.
- HENRY, R.; CARMO, C.F.; BICUDO, D.C. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3):251-262.
- INFANTE, A. e ABELLA, S.E. 1985. Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. *Limnology and oceanography*, 30: 1046–1052.
- INFANTE, A. e RIEHL, W. 1984. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). *Hydrobiologia*, 113:293–298.
- INFANTE, A.; INFANTE, O.; MÁRQUEZ, M.; LEWIS, W.; WEIBEZAHN, F.H. 1979. Conditions leading to mass mortality of fish and zooplankton in Lake Valencia. *Acta Cient. Venez.*, 30: 67-73.
- KHAN, F.A. e ANSARI, A.A. 2005. Eutrophication: an ecological vision. *The Botanical Review*, 71(4):449–482.
- KIVI, K.; KAITALA, S.; KUOSA, H.; KUPARINEN, J.; LESKINEN, E.; LIGNELL, R.; MARCUSSEN, B.; TAMMINEN, T. 1993. Nutrient limitation and grazing

- control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnology and Oceanography*, 38: 893–905.
- KOSTE, W. 1974. Zur Kenntnis der Rotatorienfauna der “Schwimmenden Wiese” einer Uferlagune in der Varzea Amazoniens. *Brasilien. Amazoniana*, V (1): 25-60.
- KOSTE, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begr. von M. Voigt. Überordnung Monogononta. I Textband VIII + 1-673, II Tafelbd. III + 1-476 mit 234 Tafeln, Stuttgart. Berlin: Gebrüder Borntraeger.
- KOSTE, W. e SHIEL, R.J.. 1987. Rotifera from Australian inland waters. II. Epiphanidae and Brachionidae (Rotifera: Monogononta). *Invertebrate Taxonomy*, 7: 949-1021.
- KOTOV, A.A.; ISHIDA, S.; TAYLOR, D.J. 2009. Revision of the genus *Bosmina* Baird, 1845 (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 156:1–51.
- KULIKOVA, T.P. e SYARKI, M.T. 2004. Effect of Anthropogenic Eutrophication on Zooplankton Distribution in Kondopoga Bay of Lake Onega. *Water Resources*, 31(1): 85–91.
- LAMPERT, W. 1982. Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 95:207–230.
- LANDA, G.G.; AGUILA, L.M.R.; PINTO-COELHO, R.M. 2002. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 313-319.
- LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In: THOMAS, S.M. e BINI, L.M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM. p. 231-242.
- LAUREN, M.C.; HIETALA, J.; WALLS, M. 1997. Responses of *Daphnia pulex* populations to toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 37:635–647.

- LEITÃO, A.C.; FREIRE, R.H.F.; ROCHA, O.; SANTAELLA, S.T. 2006. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4):451-468.
- LOPES, R.M.; LANSAC-TOHA, F.A.; VALE, R.; SERAFIM-JUNIOR, M. 1997. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá/PR: Editora da Universidade Estadual de Maringá. p. 39-60.
- LORD, H.; LAGERGREN, R.; SVENSSON, J.E.; LUNDQVIST, N. 2006. Sexual dimorphism in *Bosmina*: the role of morphology, drag, and swimming. *Ecology*, 87(3):788–795.
- LUCINDA, I.; MORENO, I.H.; MELÃO, M.G.G.; MATSUMURA-TUNDISI. 2004. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3): 203-224.
- LÜRLING, M. 2003. Daphnia growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus oblique*. *Limnology and Oceanography*, 48(6):2214–2220.
- LÜRLING, M. e VAN DONK, E. 1996. Zooplankton-induced unicellcolony transformation in *Scenedesmus acutus* and its effect on growth of herbivore *Daphnia*. *Oecologia*, 108:432–437.
- MADGWICK, F.J. 1999. Strategies for conservation management of lakes. *Hydrobiologia*, (395/396): 309–323.
- MARCÉ, R.; COMERMA, M.; GARCÍA, J.C.; GOMÀ, J.; ARMENGOL, J. 2005. The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). *Limnetica*, 24(3-4):275–294.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J.G. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, 504: 215–222, 2003.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J.G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 542:367–378
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S.N.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de rotífera. *Revista Brasileira Biologia*, 50(4):923-935.

- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; ROCHA, O. 2002. Zooplankton Diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms. *Verh. Internat. Verein Limnol*, 26(1):671-674.
- MCCUNE, B. e MEFFORD, M.J. 1999. *PC-ORD*. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. Gleneden Beach/Oregon: MJM Software Design. p.273.
- MELÃO, M.G.G. 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: POMPEO, M.L.M. *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. São Luís/MA: Gráfica e Editora União.
- MERCANTE, C.T.J. e TUCCI-MOURA, A. 1999. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11:1-4.
- NASCIMENTO, V.C. 2008. *Aspectos do enchimento da represa Paraitinga, Sistema Produtos Alto Tietê: zooplâncton e qualidade da água*. São Paulo 117p. (Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública, USP).
- NEVES, I.F.; ROCHA, O.; ROCHE, K.F.; PINTO, A.A. 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifera and cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 329-343.
- NOGUEIRA, M.G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1–18.
- NOGUEIRA, M.G. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 1996. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa de Monjolinho, São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8:149-168.
- NOGUEIRA, N.M.C. e RAMÍREZ, J.J. 1998. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10:21-34.
- OKUMURA, D.T.; SOTERO-SANTOS, R.B.; TAKENAKA, R.A.; ROCHA, O. 2007. Evaluation of cyanobacteria toxicity in tropical reservoirs using crude extracts bioassay with cladocerans. *Ecotoxicology*, 16:263–270.
- OSTOJIC, A.M. 2000. Effect of eutrophication on changes in the composition of zooplankton in the Grošnica Reservoir (Serbia, Yugoslavia). *Hydrobiologia*, 436: 171–178.

- PAGGI, S.J. 2002. New data on the distribution of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Monogononta: Brachionidae). Its presence in Argentina. *Zoologischer Anzeiger*, 241:363-368.
- PECORARI, S.; PAGGI, S.J.; PAGGI, J.C. 2006. Assesment of the Urbanization Effect on a Lake by Zooplankton. *Water Resources*, 33(6): 677–685.
- PEJLER, B. 1983. Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia*, 101:111-114.
- PERBICHE-NEVES, G. 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)*. Botucatu/SP. 253p. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, UNESP).
- PERROW, M.R.; JOWITT, A.J.D.; STANSFIELD, J.H.; PHILLIPS, G.L. 1999. The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *Hydrobiologia*, 396:199-210.
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. New York: Wiley-Interscience.
- PIETERSE, A.H. e MURPHY, K.J. 1993. *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press. 593p.
- PINTO-COELHO, R. e ARAÚJO, M.A.R. 1998. Efeitos da remoção de macrófitas sobre a disponibilidade de nitrato e amônia e no zooplâncton de um reservatório eutrófico raso. In: VIII SEMINÁRIO DE ECOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE SÃO CARLOS, São Carlos/SP. *Anais*, v.8, p.1217-1223.
- PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; GIANI, A.; MACEDO, C.F.; FIGUEREDO, C.C.; CARVALHO, E.A. 2003. The collapse of a *Daphnia laevis* (Birge, 1878) population in Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(3):53–70.
- PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; MORAIS-JR, C.A. 2005a. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 65(2):325–338.
- PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; GIANI, A.; MORAIS, C.A.; CARVALHO, E.A. 2005b. The nutritional status of zooplankton in a tropical

- reservoir: food quality and community structure. . *Brazilian Journal of Biology*, 65(2):1–13.
- PINTO-COELHO, R.M.; COELHO, M.M.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; CORNELISSEN, T.G.. 1999. Efeitos da Eutrofização na estrutura da comunidade Planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte, M.G. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Botucatu/SP: FAPESP/FUNBIO. p.553–572.
- PINTO-COELHO, R.M. e GRECO, M.K.B. 1999. The contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 411: 115–127.
- PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. 2001. *Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo*. São Paulo. 253p. (Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública, USP).
- RAMÍREZ, J.J.R. e BICUDO, C.E.M. 2002. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62:1-14.
- RAMÍREZ, J.J. e BICUDO, C.E.M. 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter, and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology*, 65:141–157.
- REID, J.W. 1985. Chave de identificação para espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, 9:17-143.
- REID, J.W.; PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A. 1988. Uma apreciação da fauna de copépodos (crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2:527-547.
- RIETZLER, A.C. e ESPINDOLA, E.L.G. 1998. Microcystis as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26:2001-2005.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNOLA, E.L.G. 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA,

- M. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos/SP: International Institute of Ecology, Backhuys Publishers. p. 457–476.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p. 151-165.
- ROHRLACK, T.; DITTMANN, E.; BÖRNER, T.; CHRISTOFFERSEN, K. 2001. Effects of Cell-Bound Microcystins on Survival and Feeding of *Daphnia* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(8): 3523–3529.
- ROHRLACK, T.; DITTMANN, E.; HENNING, M.; BÖRNER, T.; KOHL, J.G. 1999. Role of Microcystins in Poisoning and Food Ingestion Inhibition of *Daphnia galeata* Caused by the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(2): 737–739.
- ROY, S.; BHATTACHARYA, S.; DAS P.; CHATTOPADHYAY, J. 2007. Interaction among Non-toxic Phytoplankton, Toxic Phytoplankton and Zooplankton: Inferences from Field Observations. *J Biol Phys*, 33:1–17.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 8: 71-76.
- SAMPAIO, E.V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of the Paranapanema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(3): 525-545.
- SANT'ANNA, C.L. e AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71:359–385.
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; SORMUS, L. 1989. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea*, 16:89–131.
- SANT'ANNA, C.L.; SORMUS, L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M.T.P. 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea*, 24: 67-86.
- SANTOS, R.M. 2010. *Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do Baixo rio Tietê, SP*. São Carlos/SP. 380 p. (Dissertação de mestrado, UFSCar).

- SANTOS, P.M. e FUNARI, F.L. 2002. Clima local. In: Bicudo, D.C.; Forti, M.C.; Bicudo, C.E.M. *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo*. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p.141-158.
- SANTOS, R.M.; NEGREIROS, N.F.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. 2007. Diversidade e biomassa de cladocera em quatro pontos do reservatório da UHE de Furnas (rios Cabo Verde, Muzambão, Sapucaí e a junção dos três rios). In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. Caxambu/MG. *Anais*.
- SARNELLE, O.; GUSTAFSSON, S.; HANSSON, L.A. 2010. Effects of cyanobacteria on fitness components of the herbivore *Daphnia*. *Journal of Plankton Research*, 32(4):471-477.
- SARTORY, D.P. e GROBBELAAR, J.U. 1984. Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114:177–187.
- SCHEFFER, M. 2001. Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World*, 1:254–263.
- SCHRIVER, P.; BOGESTRAND, J.; JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M. 1995. Impact of submerged macrophytes on fish–zooplankton– phytoplankton interactions: large scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 33: 255–270.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir - São Paulo. *Hydrobiologia*, 113:121-127.
- SENDACZ, S. 2002. Estimativa da biomassa de organismos zooplanctônicos em represas de diferentes condições tróficas do sistema Alto Tietê (São Paulo, Brasil). São Paulo: Relatório FAPESP.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1B): 337-350.
- SENDACZ, S. e KUBO, E. 1982. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de Reservatórios do Estado de São Paulo. *Boletim Instituto de Pesca*, 9:51–89.
- SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M.A. 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII Zooplâncton. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(1):187–207.

- SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A.R. 2006. Zooplâncton do rio Itajaí–Acú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Estudos de Biologia*, 28(65):41–50.
- SHANNON, C.E. e WEAVER, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana/Illinois: Univ. Illinois Press.
- SHEPHERD, G.J. 1996. *Fitopac 1: Manual de usuário*. Campinas/SP. Departamento de Botânica, Unicamp. p.95.
- SLADECEK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100: 169-201.
- SORANNO, P.A.; CARPENTER, S.R.; HE, X. 1985. Zooplankton biomass and body size. In: Carpenter, S.R. e Kitchell, F. *The Trophic Cascade in Lakes*. London: Cambridge Pergamon Press. p.172-188.
- SOUSA, F.D.R.; ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A.; SOUZA, M.B.G. 2009. A contribution to the fauna of Cladocera (Branchiopoda) from Ceará state, Brazil. *Nauplius*, 17(2):101–105.
- STEPHEN, D.; MOSS, B.; PHILLIPS, G. 1998. The relative importance of top-down and bottom-up control in a shallow macrophyte dominated lake. *Freshwater Biology*, 39: 699–713.
- TOLEDO JR, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Camboriu/SC. *Anais*, p.1-34.
- THOMAZ, S.M. e BINI, L.M. 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 10:103-116.
- TIMMS, R.; MOSS, B. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 29:472–486.
- TUCCI, A. e SANT'ANNA, C.L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 26:97-112.

- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L.; GENTIL, C.G.; AZEVEDO, M.T.P. 2006. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, 33(2):147–175.
- TUNDISI, J.G e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 631p.
- VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine chemistry*, 10:109–122.
- VAN DONK, E.; GRIMM, M.P.; GULATI, R.; KLEIN BRETELER, J.P.G. 1990. Whole-lake food web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia*, 200/201: 275–289.
- WANG, X.; Qin, B.; Gao, G.; Paerl, W.H. 2010. Nutrient enrichment and selective predation by zooplankton promote *Microcystis* (Cyanobacteria) bloom formation. *Journal of Plankton Research*, 32(4): 457–470.
- WETZEL, R.G. 1983. *Limnology*. 2<sup>a</sup> ed. Philadelphia: Saunders College Publishing.
- WIUM-ANDERSEN, S. 1987. Allelopathy among aquatic plants. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 27: 167 – 172.
- WOJTAL, A.; FRANKIEWICZ, P.; IZYDORCZYK, K.; ZALEWSKI, M. 2003. Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia*, 506–509(1-3): 339–346.
- WORK, K.A. e HAVENS, K.E. 2003. Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 25(10):1301–1307.

## 8. ANEXOS

Anexo 1. Precipitação total mensal (mm) e média mensal da temperatura do ar no período de outubro/2007 a setembro/2008.

		Precipitação	Temperatura
		mm	°C
Chuvoso-quente	out/07	95,8	20,1
	nov/07	122,5	19,8
	dez/07	197,8	21,7
	jan/08	263,2	21,1
	fev/08	218,7	22,1
	mar/08	74,6	21,5
	abr/08	121,8	20,2
Estiagem-frio	mai/08	56,9	16,8
	jun/08	57,3	16,4
	jul/08	0,4	16,1
	ago/08	88,8	17,6
	set/08	42	17,0
<b>Média</b>		<b>115,5</b>	<b>19,2</b>
<b>Mínimo</b>		<b>0,4</b>	<b>16,1</b>
<b>Máximo</b>		<b>263,2</b>	<b>22,1</b>

Anexo 2 – Valores de temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica (uS/cm), pH, nitrogênio total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila a (µg/L) e turbidez (UNT) ao longo da coluna d'água e média, desvio padrão (DP), mínimo (mín) e máximo (máx) mensais e transparência da água (m) do Lago das Garças no período de outubro/2007 a setembro/2008.

		Prof.*	Temp.*	OD*	CE*	NT*	PT*	Clorofila a	pH	Transp.*
		m	°C	mg/L	uS/cm	µg/L	µg/L	µg/L		m
<b>Período Chuvoso-quente</b>	<b>out/07</b>	S*	20,5	5,25	340	3195,6	251,3	243,7	6,94	0,19
		1	20,5	5,07	337	2950,1	248,8	267,7	7,92	
		2	20,5	5,38	337	3004,5	252,8	243,7	7,96	
		3	18,6	0,73	369	5593,1	291,4	5,5	6,64	
		F*	18,1	0,46	375	6808,5	347	11,7	6,41	
		Média (± DP)	19,6 ± 1,2	3,38 ± 2,55	351,6 ± 18,78	4310,3 ± 1780,7	278,2 ± 42,2	154,5 ± 133,6	7,17 ± 0,72	
	Min - Máx	18,1 - 20,5	0,46 - 5,38	337 - 375	2950,1 - 6808,5	248,8 - 347	5,5 - 267,7	6,41 - 7,96		
	<b>nov/07</b>	S	22,7	11,18	286	1793,1	280,2	319,9	9,31	0,18
		1	22,5	12,69	280	2012,4	265,5	300,7	9,46	
		2	19,9	4,67	279	2043,1	231	221,7	7,32	
		3	19,4	1,28	307	3645,6	201,6	87,9	6,95	
		F	18,5	1,17	356	8568,9	342,6	63,2	6,66	
		Média (± DP)	20,6 ± 1,9	6,2 ± 5,45	301,6 ± 32,44	3612,6 ± 2867	264,2 ± 53,5	198,7 ± 118,6	7,94 ± 1,34	
	Min - Máx	18,5 - 22,7	1,17 - 12,69	279 - 356	1793,1 - 8568,9	201,6 - 342,6	63,2 - 319,9	6,66 - 9,46		
	<b>dez/07</b>	S	25	0,77	429	293,5	158,1	103,7	6,30	0,20
		1	24,9	0,95	406	1162,8	183,8	101,4	6,19	
		2	22,3	0,12	421	4067	172,9	46,7	6,22	
		3	20,3	0,23	494	11796	385,5	7,3	5,92	
		F	19,5	0	536	13650,8	511,1	4,6	5,77	
		Média (± DP)	22,4 ± 2,5	0,41 ± 0,42	457,20 ± 55,43	6194 ± 6157,1	282,3 ± 158,2	52,7 ± 48,4	6,08 ± 0,22	
	Min - Máx	19,5 - 25	0 - 0,95	406 - 536	293,5 - 13650,6	158,1 - 511,1	4,6 - 103,7	5,77 - 6,30		
	<b>jan/08</b>	S	21,9	3,22	295	1906,2	138,7	94,7	6,45	0,30
		1	22,2	2,21	294	2120,9	142,7	97,8	6,27	
		2	22,2	2,42	295	3031,3	145,2	98,9	6,26	
3		22	0,39	346	6501,3	269,8	65,2	6,81		
F		20,4	0	501	11806,8	753,7	27,5	7,95		
Média (± DP)		21,7 ± 0,8	1,65 ± 1,39	346,2 ± 89,35	5073,3 ± 4192,1	290 ± 265	76,8 ± 30,9	6,75 ± 0,71		
Min - Máx	20,4 - 22,2	0 - 3,22	294 - 501	1906,2 - 11806,8	138,7 - 753,7	27,5 - 98,9	6,26 - 7,95			
<b>fev/08</b>	S	25,2	7,86	283	666,9	141,3	142,1	6,11	0,26	
	1	24,9	7,51	276	508,6	144,7	140,3	6,24		
	2	23,7	1,45	332	906	131,6	35,0	7,80		
	3	21,5	0,23	359	2733	290,9	21,8	8,01		
	F	20,7	0	451	4944,7	754,5	20,6	7,91		
	Média (± DP)	23,2 ± 2	3,41 ± 3,94	340,2 ± 70,87	1951,8 ± 1897,1	292,6 ± 266,5	72 ± 63,4	7,21 ± 0,95		
Min - Máx	20,7 - 25,2	0 - 7,86	276 - 451	508,6 - 4944,7	131,6 - 754,5	20,6 - 142,1	6,11 - 8,01			
<b>mar/08</b>	S	23,2	6,88	233	1152,7	134,3	164,8	6,18	0,30	
	1	22,2	5,00	224	1395,4	138,3	142,8	5,85		
	2	21,8	1,04	264	1732,9	142,8	127,0	5,74		
	3	21,3	1,66	265	1656,8	136,6	121,5	7,03		
	F	21,2	0,22	308	5196,5	577,6	112,6	7,47		
	Média (± DP)	21,9 ± 0,8	2,96 ± 2,85	258,8 ± 33,03	2226,9 ± 1675,8	225,9 ± 196,6	133,7 ± 20,5	6,45 ± 0,76		
Min - Máx	21,2 - 23,2	0,22 - 6,88	224 - 308	1152,7 - 5196,5	134,3 - 577,6	112,6 - 164,8	5,74 - 7,47			
<b>Média (± DP)</b>		<b>21,6 ± 1,3</b>	<b>3 ± 1,95</b>	<b>342,6 ± 66,24</b>	<b>3894,8 ± 1642,23</b>	<b>272,2 ± 24,8</b>	<b>114,7 ± 56,7</b>	<b>6,94 ± 0,65</b>	<b>0,24±0,05</b>	

		Min - Máx	19.6 - 23.2	0.41 - 6.2	258.8 - 457.2	1951.8 - 6194	225.9 - 292.6	52.7 - 198.7	6.08 - 7.94	0.18 - 0.30
<b>Período Estiagem-frio</b>	<b>abr/08</b>	S	21,6	4,75	248	2033,6	68,6	179,2	6,07	0,30
		1	21,6	4,81	245	1886,5	66,5	169,6	6,12	
		2	21,6	4,50	245	1908,6	69,2	179,9	6,10	
		3	21,4	1,59	314	6117,7	84,5	67,3	8,02	
		F	21,0	0	422	21913,4	265,0	65,9	8,29	
		Média (± DP)	21,4 ± 0,3	3,13 ± 2,21	294,8 ± 76,97	6772 ± 8655,4	110,8 ± 86,5	132,4 ± 60,2	6,92 ± 1,13	
		Min - Máx	21 - 21,6	0 - 4,81	245 - 422	1886,5 - 21913,4	66,5 - 265	65,9 - 179,9	6,07 - 8,29	
	<b>mai/08</b>	S	18	6,51	275	5427,3	140,9	146,2	5,24	0,30
		1	17,9	6,42	272	4690,7	148	156,5	5,06	
		2	17,8	4,98	274	4672,9	143,7	168,9	5,01	
		3	17,8	5,88	273	4687,4	147,9	150,3	5,01	
		F	17,8	4,87	273	4756,6	137,2	124,9	5,09	
		Média (± DP)	17,9 ± 0,1	5,73 ± 0,78	273,4 ± 1,14	4847 ± 326	143,5 ± 4,6	149,4 ± 16,1	5,08 ± 0,09	
		Min - Máx	17,8 - 18	4,87 - 6,51	272 - 275	4672,9 - 5427,3	137,2 - 148	124,9 - 168,9	5,01 - 5,24	
	<b>jun/08</b>	S	18,8	6,55	165	4585	171,9	155,8	6,03	0,23
		1	18,6	6,21	162	4398,9	190,3	161,3	6,54	
		2	18,3	5,58	164	4456,6	162,1	102,1	6,55	
		3	17,5	0,99	167	5695,9	109,6	47,6	6,39	
		F	17,5	0,67	166	6255,8	96,8	32	6,41	
		Média (± DP)	18,1 ± 0,6	4,00 ± 2,92	164,8 ± 1,92	5078,4 ± 845,5	146,2 ± 40,7	99,8 ± 59,7	6,38 ± 0,21	
	Min - Máx	17,5 - 18,8	0,67 - 6,55	162 - 167	4398,9 - 6255,8	96,8 - 190,3	32 - 161,3	6,03 - 6,55		
<b>jul/08</b>	S	18,2	10,31	190	3678,2	207	140,7	8,24	0,25	
	1	18,2	8,54	190	3015,6	165,6	103	8,15		
	2	17,3	2,31	190	3571,7	116,1	59,7	6,90		
	3	17	0,64	200	4194,7	90,1	22,7	6,44		
	F	16,9	0,53	200	4568,9	73,4	22,7	6,44		
	Média (± DP)	17,5 ± 0,6	4,47 ± 4,63	194 ± 5,48	3805,8 ± 597,7	130,4 ± 55,2	69,8 ± 51,7	7,23 ± 0,90		
	Min - Máx	16,9 - 18,2	0,53 - 10,31	190 - 200	3015,6 - 4568,9	73,4 - 207	22,7 - 140,7	6,44 - 8,24		
<b>ago/08</b>	S	20,4	11,11	180	1292,2	206	302,7	8,91	0,22	
	1	19,3	6,78	180	1730,3	154,5	149	8,76		
	2	18,2	2,53	190	3231,9	59,9	22,7	6,81		
	3	17,6	0,58	190	3625,9	53,5	15,1	6,58		
	F	17,5	0,26	210	5177,8	75,2	15,8	6,58		
	Média (± DP)	18,6 ± 1,2	4,25 ± 4,63	190 ± 12,25	3011,6 ± 1558,5	109,8 ± 67,3	101,1 ± 126,3	7,53 ± 1,20		
	Min - Máx	17,5 - 20,4	11,11 - 0,26	180 - 210	1292,2 - 5177,8	53,5 - 206	15,1 - 302,8	6,58 - 8,91		
<b>set/08</b>	S	18,8	10,09	200	324,8	274,1	212,1	7,48	0,30	
	1	18,7	9,26	210	355,1	316,1	230,7	8,16		
	2	18,3	7,48	210	115	292,9	210,8	7,48		
	3	18	5,67	210	141,5	282,5	117,4	7,15		
	F	17,6	4,69	230	39,6	262,5	188,1	6,79		
	Média (± DP)	18,3 ± 0,5	7,44 ± 2,29	212 ± 10,95	195,2 ± 137,7	285,7 ± 20,4	191,8 ± 44,3	7,41 ± 0,51		
	Min - Máx	17,6 - 18,8	4,69 - 10,09	200 - 230	39,6 - 355,1	262,5 - 316,1	117,4 - 230,7	6,79 - 8,16		
	<b>Média (± DP)</b>	<b>18,6 ± 1,4</b>	<b>4,84 ± 1,53</b>	<b>221,5 ± 51,23</b>	<b>3951,6 ± 2237,9</b>	<b>154,4 ± 66,1</b>	<b>124 ± 43,3</b>	<b>6,76 ± 0,92</b>	<b>0,27 ± 0,03</b>	
	<b>Min - Máx</b>	<b>17,5 - 21,4</b>	<b>3,13 - 7,44</b>	<b>164,8 - 294,8</b>	<b>195,2 - 6772</b>	<b>109,8 - 285,7</b>	<b>69,8 - 191,8</b>	<b>5,08 - 7,53</b>	<b>0,22 - 0,30</b>	
<b>Anual</b>	<b>Média (± DP)</b>	<b>20,1 ± 2</b>	<b>3,9 ± 1,9</b>	<b>282,1 ± 84,8</b>	<b>3923,2 ± 1871,7</b>	<b>213,3 ± 77,8</b>	<b>119,4 ± 48,4</b>	<b>6,85 ± 0,77</b>	<b>0,25 ± 0,05</b>	
	<b>Min - Máx</b>	<b>17,5 - 23,2</b>	<b>0,4 - 7,4</b>	<b>164,8 - 457,2</b>	<b>195,2 - 6772</b>	<b>109,8 - 292,6</b>	<b>52,7 - 198,7</b>	<b>5,08 - 7,94</b>	<b>0,18 - 0,30</b>	

\*Prof.=profundidade, temp.= temperatura, OD= oxigênio dissolvido, CE= condutividade elétrica, NT = nitrogênio total, PT= fósforo total, Transp.= transparência da água, S= superfície, F= fundo

Anexo 3. Índice de Estado Trófico Modificado (IETM) para fósforo total calculado para o período de outubro/2007 a setembro/2008.

		IETM
Chuvoso-quente	out/07	77,93
	nov/07	77,18
	dez/07	78,13
	jan/08	78,52
	fev/08	78,65
	mar/08	74,92
	abr/08	64,64
Estiagem-frio	mai/08	68,37
	jun/08	68,64
	jul/08	66,99
	ago/08	64,51
	set/08	78,3
<b>Média</b>		<b>73,41</b>
<b>Mínimo</b>		<b>64,51</b>
<b>Máximo</b>		<b>78,65</b>

Anexo 4. Frequencia de ocorrência (FO) das espécies da comunidade zooplancônica do Lago das Garças no período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

Filo	Sub-Filo	Classe	Superordem	Ordem	Família	Gênero	Espécie	out/07	nov/07	dez/07	jan/08	fev/08	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	FO %	Classificação
<b>ROTIFERA</b>																					
<b>Monogononta</b>																					
<b>Ploima</b>																					
<b>Asplanchnidae</b>																					
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1954)																					
								-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	+	-	41,7	Comum
<b>Brachionidae</b>																					
<i>Anuraeopsis cf. coelata</i> De Beauchamp, 1932																					
								-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+	41,7	Comum
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)																					
								+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	58,3	Frequente
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)																					
								+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	83,3	Constante
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885																					
								-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i> (Brehm, 1909)																					
								-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	16,7	Rara
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766																					
								-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	66,7	Frequente
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898																					
								-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet 1911																					
								+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	58,3	Frequente
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)																					
								+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	83,3	Constante
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)																					
								+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	83,3	Constante
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)																					
								+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	91,7	Constante
<i>Keratella tropica</i> (Apstein 1907)																					
								-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	91,7	Constante
<b>Epiphanidae</b>																					
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)																					
								-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	16,7	Rara
<b>Lecanidae</b>																					
<i>Lecane</i> (M.) <i>luna</i> (Muller, 1776)																					
								-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<i>Lecane</i> sp.																					
								+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	16,7	Rara
<b>Lepadellidae</b>																					
<i>Colurella</i> sp.																					
								-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	16,7	Rara
<i>Lepadella</i> sp.																					
								+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	16,7	Rara
<b>Mytilinidae</b>																					
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)																					
								-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	16,7	Rara
<b>Synchaetidae</b>																					
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)																					
								+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	91,7	Constante
<b>Trichocercidae</b>																					
<i>Trichocerca capucina</i> Wierzejki & Zacharias 1893																					
								-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauterborn, 1898)																					
								-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	41,7	Comum
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejki, 1893)																					
								+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	66,7	Frequente
<b>Collothecaceae</b>																					
<b>Coliothecidae</b>																					
<i>Collothea</i> sp.																					
								-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<b>Flosculariacea</b>																					
<b>Conochiliidae</b>																					
<i>Conochilus dossuarius</i> (Hudson, 1875)																					
								-	+	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	41,7	Comum
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892																					
								+	-	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	50,0	Frequente
<b>Filiniidae</b>																					
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)																					
								+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	91,7	Constante
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)																					
								-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	16,7	Rara
<b>Hexarthridae</b>																					
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)																					
								-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	25,0	Comum
<b>Testudinellidae</b>																					
<i>Pompholyx complanata</i> Gosse 1851																					
								+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	83,3	Constante
<b>Digononta</b>																					
<b>Bdelloidea</b>																					
não identificado																					
								-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	33,3	Comum
								-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	8,3	Rara
<b>ARTHROPODA</b>																					
<b>Crustacea</b>																					
<b>Copepoda</b>																					
<b>Cyclopoida</b>																					
náuplio																					
								+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100	Constante

copepodito		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100	Constante
<b>Cyclopidae</b>															
	<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	91,7	Constante
	<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100	Constante
<b>Branchiopoda</b>															
<b>Cladocera</b>															
<b>Anomopoda</b>															
	<b>Bosminidae</b>														
	<i>Bosmina freyi</i> De Melo e Hebert, 1994	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100	Constante
	<i>Bosmina huarioensis</i> Delachaux, 1918	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	83,3	Constante
	<i>Bosmina</i> ♂	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	50,0	Frequente
	<b>Daphnidae</b>														
	<i>Daphnia ambigua</i> (Scourfield, 1947)	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	16,7	Rara
	<b>Moinidae</b>														
	<i>Moina minuta</i> (Hansen, 1899)	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	8,3	Rara
<b>Ctenopoda</b>															
	<b>Sididae</b>														
	<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	83,3	Constante

Anexo 5. Densidades numéricas (org/m<sup>3</sup>) e abundâncias relativas (%) dos grupos que compõem a comunidade zooplânctônica do Lago das Garças, no período de outubro/2007 a setembro/2008.

			Rotíferos	Ciclopóides	Cladóceros	TOTAL
Período chuvoso	out/07	D	741.215	244.174	1.226.800	2.212.189
		%	33,5	11,0	55,5	100
	nov/07	D	43.611	85.975	230.224	359.810
		%	12,1	23,9	64,0	100
	dez/07	D	10.911	6.190	159	17.260
		%	63,2	35,9	0,9	100
	jan/08	D	523.155	56.440	1.178	580.773
		%	90,1	9,7	0,2	100
	fev/08	D	477.034	166.155	5.427	648.616
%		73,6	25,6	0,8	100	
mar/08	D	114.478	35.937	1.885	152.300	
	%	75,2	23,6	1,2	100	
	Média	318.400,7	99.145,2	244.278,8	661.824,7	
	Mínimo	10.911	6.190	159	17.260	
	Máximo	741.215	244.174	1.226.800	2.212.189	
Período seco	abr/08	D	731.051	211.946	38.288	981.285
		%	74,5	21,6	3,9	100
	mai/08	D	577.715	179.765	16.196	773.676
		%	74,7	23,2	2,1	100
	jun/08	D	177.675	237.935	124.590	540.200
		%	32,9	44,1	23,1	100
	jul/08	D	338.662	130.362	151.595	620.619
		%	54,6	21,0	24,4	100
	ago/08	D	724.162	68.465	94.975	887.602
%		81,6	7,7	10,7	100	
set/08	D	353.195	126.482	56.964	536.641	
	%	65,8	23,6	10,6	100	
	Média	483.743,3	159.159,2	80.434,7	723.337,2	
	Mínimo	177.675	68.465	16.196	536.641	
	Máximo	731.051	237.935	151.595	981.285	
Anual	<b>Média</b>		<b>401.072</b>	<b>129.152</b>	<b>162.357</b>	<b>692.581</b>
	<b>Mínimo</b>		<b>10.911</b>	<b>6.190</b>	<b>159</b>	<b>17.260</b>
	<b>Máximo</b>		<b>741.215</b>	<b>244.174</b>	<b>1.226.800</b>	<b>2.212.189</b>

Anexo 6. Densidade numérica (org/m<sup>3</sup>) e abundância relativa (%) dos táxons que compõem a comunidade zooplancônica do Lago das Garças no período pós-remoção de macrófitas (outubro/2007 a setembro/2008).

	out/07		nov/07		dez/07		jan/08		fev/08		mar/08		abr/08		mai/08		jun/08		jul/08		ago/08		set/08	
	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%	D	%
<b>ROTÍFEROS</b>																								
<i>Anuraeopsis cf. coelata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	554	0,06	538	0,07	538	0,10	0	0	1077	0,12	538	0,10
<i>Anuraeopsis fissa</i>	628	0,03	0	0	0	0	5789	1,00	13460	2,08	4711	3,09	9976	1,02	16152	2,09	2153	0,40	0	0	0	0	3230	0,60
<i>Asplanchna sieboldi</i>	0	0	0	0	0	0	4737	0,82	0	0	471	0,31	1108	0,11	1077	0,14	0	0	0	0	538	0,06	0	0
<i>Brachionus angularis</i>	2513	0,11	5923	1,65	992	5,75	25789	4,44	241747	37,27	7538	4,95	100873	10,28	1077	0,14	0	0	0	0	538	0,06	538	0,10
<i>Brachionus budapestinensis</i>	0	0	0	0	0	0	8421	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i>	0	0	0	0	0	0	3158	0,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1615	0,30
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0	0	0	1053	0,18	2692	0,42	942	0,62	17182	1,75	53841	6,96	1077	0,20	0	0	538	0,06	1615	0,30
<i>Brachionus falcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	554	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	1256	0,06	0	0	0	0	57895	9,97	73763	11,37	16489	10,83	232230	23,67	1615	0,21	538	0,10	0	0	0	0	0	0
<i>Collotheca sp.</i>	0	0	0	0	0	0	7368	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Colurella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	471	0,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,10
<i>Conochilus dossuarius</i>	0	0	2154	0,60	0	0	39474	6,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1077	0,17	538	0,06	538	0,10
<i>Conochilus unicornis</i>	5025	0,23	0	0	0	0	6842	1,18	0	0	1413	0,93	0	0	0	0	0	0	12384	2,00	538	0,06	5384	1,00
<i>Epiphanes macrourus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1077	0,17	0	0	554	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia opaliensis</i>	449126	20,30	4846	1,35	0	0	11053	1,90	62456	9,63	471	0,31	7205	0,73	47380	6,12	6461	1,20	15076	2,43	15614	1,76	4846	0,90
<i>Filinia terminalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,07	538	0,10	0	0	0	0	0	0
<i>Hexarthra intermedia</i>	0	0	0	0	0	0	5789	1,00	0	0	471	0,31	1108	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	250631	11,33	6999	1,95	0	0	0	0	1077	0,17	471	0,31	54871	5,59	268130	34,66	60302	11,16	31228	5,03	540028	60,84	306895	57,19
<i>Keratella cochlearis</i>	4397	0,20	1615	0,45	496	2,87	526	0,09	0	0	0	0	14410	1,47	2692	0,35	1077	0,20	13460	2,17	30690	3,46	10768	2,01
<i>Keratella lenzi</i>	628	0,03	0	0	992	5,75	27368	4,71	15614	2,41	44284	29,08	178468	18,19	90453	11,69	11307	2,09	5384	0,87	26382	2,97	12922	2,41
<i>Keratella tropica</i>	0	0	3230	0,90	5951	34,48	308421	53,11	51688	7,97	471	0,31	7205	0,73	10230	1,32	1615	0,30	538	0,09	1615	0,18	1077	0,20
<i>Lecane (M.) luna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane sp.</i>	2513	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	942	0,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella sp.</i>	628	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,10
<i>Mytilina bisulcata</i>	0	0	0	0	0	0	526	0,09	538	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	5653	0,26	538	0,15	0	0	7368	1,27	5923	0,91	12249	8,04	90343	9,21	71071	9,19	24229	4,49	258977	41,73	75916	8,55	1615	0,30
<i>Pompholyx complanata</i>	3141	0,14	1615	0,45	496	2,87	0	0	538	0,08	19316	12,68	554	0,06	1615	0,21	67302	12,46	538	0,09	29074	3,28	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	471	0,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	526	0,09	0	0	1413	0,93	3325	0,34	1615	0,21	538	0,10	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	15076	0,68	16691	4,64	1488	8,62	526	0,09	5923	0,91	0	0	10531	1,07	9691	1,25	0	0	0	0	538	0,06	0	0
Bdelloidea	0	0	0	0	496	2,87	526	0,09	0	0	1884	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,10
não identificado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	538	0,06	0	0
<b>Sub total</b>	<b>741,215</b>	<b>33,5</b>	<b>43,611</b>	<b>12,1</b>	<b>10,911</b>	<b>63,2</b>	<b>523,155</b>	<b>90,1</b>	<b>477034</b>	<b>73,5</b>	<b>114478</b>	<b>75,2</b>	<b>731051</b>	<b>74,5</b>	<b>577715</b>	<b>74,7</b>	<b>177675</b>	<b>32,9</b>	<b>338662</b>	<b>54,6</b>	<b>724162</b>	<b>81,6</b>	<b>353195</b>	<b>65,8</b>
<b>COPEPODA CYCLOPOIDA</b>																								
náuplio	197239	8,92	60841	16,91	5455	31,60	24737	4,26	98530	15,19	17902	11,75	154635	15,76	131373	16,98	155601	28,80	80762	13,01	32843	3,70	79685	14,85
copepodito	27689	1,25	16669	4,63	417	2,42	23305	4,01	43956	6,78	12287	8,07	31903	3,25	39778	5,14	53001	9,81	22506	3,63	26490	2,98	38873	7,24
<i>Metacyclops mendocinus</i> ♀	6759	0,31	991	0,28	0	0	800	0,14	3403	0,52	245	0,16	1441	0,15	1206	0,16	6827	1,26	16842	2,71	3704	0,42	3101	0,58

	♀ ov	2462	0,11	603	0,17	0	0	589	0,10	5276	0,81	94	0,06	1397	0,14	991	0,13	6655	1,23	3877	0,62	1960	0,22	689	0,13
	♂	2814	0,13	926	0,26	0	0	947	0,16	8270	1,28	151	0,10	1663	0,17	2627	0,34	6935	1,28	5470	0,88	797	0,09	538	0,10
<i>Thermocyclops decipiens</i>	♀	3392	0,15	1271	0,35	60	0,35	2168	0,37	2068	0,32	1470	0,97	4922	0,50	1163	0,15	4781	0,89	560	0,09	1723	0,19	1400	0,26
	♀ ov	2261	0,10	1271	0,35	20	0,12	547	0,09	1228	0,19	264	0,17	3858	0,39	581	0,08	2326	0,43	108	0,02	302	0,03	495	0,09
	♂	1558	0,07	3403	0,95	238	1,38	3347	0,58	3424	0,53	3524	2,31	12127	1,24	2046	0,26	1809	0,33	237	0,04	646	0,07	1701	0,32
<b>Sub total</b>		<b>244174</b>	<b>11,0</b>	<b>85975</b>	<b>23,9</b>	<b>6190</b>	<b>35,9</b>	<b>56440</b>	<b>9,7</b>	<b>166155</b>	<b>25,6</b>	<b>35937</b>	<b>23,6</b>	<b>211946</b>	<b>21,6</b>	<b>179765</b>	<b>23,2</b>	<b>237935</b>	<b>44,0</b>	<b>130362</b>	<b>21,0</b>	<b>68465</b>	<b>7,7</b>	<b>126482</b>	<b>23,6</b>
<b>CLADOCERA</b>																									
<i>Bosmina freyi</i>	♀	58393	2,64	1335	0,37	20	0,12	463	0,08	3187	0,49	829	0,54	17625	1,80	4501	0,58	2671	0,49	2972	0,48	538	0,06	1141	0,21
	♀ ov	2211	0,10	0	0	0	0	21	0	302	0,05	0	0	1929	0,20	108	0,01	65	0,01	215	0,03	43	0,00	129	0,02
<i>Bosmina huaensis</i>	♀	529856	23,95	97345	27,05	0	0	0	0	108	0,02	19	0,01	244	0,02	732	0,09	32994	6,11	45485	7,33	34652	3,90	13030	2,43
	♀ ov	176836	7,99	36957	10,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0,01	9907	1,83	21127	3,40	13654	1,54	1292	0,24
<i>Bosmina</i>	♂	32664	1,48	4996	1,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1701	0,31	2046	0,33	538	0,06	194	0,04
<i>Bosmina</i>	jovem	425282	19,22	65729	18,27	139	0,81	63	0,01	1098	0,17	283	0,19	14344	1,46	4286	0,55	73224	13,55	70360	11,34	26641	3,00	13374	2,49
<i>Daphnia ambigua</i>		50	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	♀	1055	0,05	19555	5,43	0	0	0	0	560	0,09	641	0,42	2904	0,30	4286	0,55	2369	0,44	7452	1,20	16454	1,85	26361	4,91
	♀ ov	101	0,00	1766	0,49	0	0	0	0	172	0,03	0	0	776	0,08	495	0,06	625	0,12	1120	0,18	1723	0,19	754	0,14
<i>Diaphanosoma</i>	jovem	352	0,02	2541	0,71	0	0	0	0	0	0	113	0,07	466	0,05	1723	0,22	1012	0,19	818	0,13	732	0,08	689	0,13
<i>Moina minuta</i>	♀	0	0	0	0	0	0	484	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	♀ ov	0	0	0	0	0	0	147	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Sub total</b>		<b>1226800</b>	<b>55,5</b>	<b>230224</b>	<b>64,0</b>	<b>159</b>	<b>0,9</b>	<b>1178</b>	<b>0,2</b>	<b>5427</b>	<b>0,8</b>	<b>1885</b>	<b>1,2</b>	<b>38288</b>	<b>3,9</b>	<b>16196</b>	<b>2,1</b>	<b>124590</b>	<b>23,1</b>	<b>151595</b>	<b>24,4</b>	<b>94975</b>	<b>10,7</b>	<b>56964</b>	<b>10,6</b>
<b>DENSIDADE TOTAL</b>		<b>2212189</b>	<b>100</b>	<b>359810</b>	<b>100</b>	<b>17260</b>	<b>100</b>	<b>580773</b>	<b>100</b>	<b>648616</b>	<b>100</b>	<b>152300</b>	<b>100</b>	<b>981285</b>	<b>100</b>	<b>773676</b>	<b>100</b>	<b>540200</b>	<b>100</b>	<b>620619</b>	<b>100</b>	<b>887602</b>	<b>100</b>	<b>536641</b>	<b>100</b>

Anexo 7. Valores de riqueza (s), diversidade de Shannon-Weaver (H') e equitatividade de Pielou (J') do Lago das Garças durante o período de outubro/2007 a setembro/2008.

	s	H'	J'
out/07	19	1,96	0,46
nov/07	14	2,03	0,53
dez/07	9	2,25	0,71
jan/08	24	2,42	0,53
fev/08	19	2,49	0,59
mar/08	23	2,99	0,66
abr/08	23	2,98	0,66
mai/08	21	2,62	0,60
jun/08	19	2,94	0,69
jul/08	14	2,14	0,56
ago/08	19	1,87	0,44
set/08	21	1,60	0,36
<b>média</b>	<b>18,7</b>	<b>2,36</b>	<b>0,57</b>
<b>mínimo</b>	<b>9</b>	<b>1,60</b>	<b>0,36</b>
<b>máximo</b>	<b>24</b>	<b>2,99</b>	<b>0,71</b>

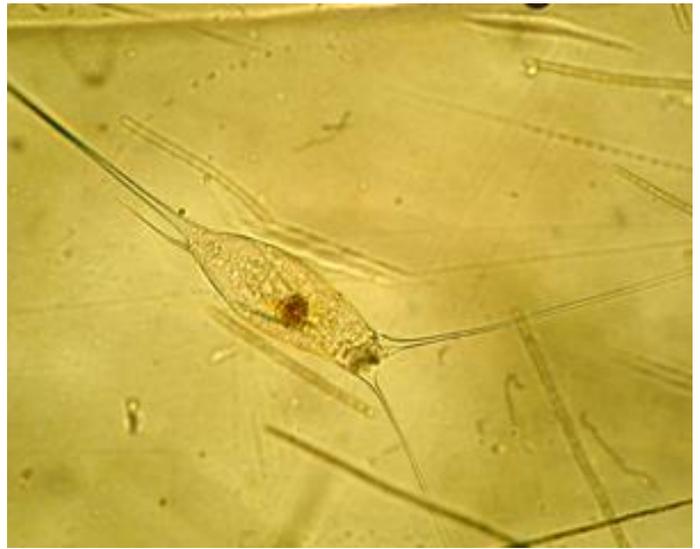
Anexo 8. Riqueza dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica e riqueza total ) do Lago das Garças durante o período de outubro/2007 a setembro/2008.

Riqueza	2007/2008
<b>Rotíferos</b>	31
<b>Ciclopóides</b>	2
<b>Calanóides</b>	0
<b>Cladóceros</b>	5
<b>Total</b>	38

Anexo 9. Imagem fotográfica de alguns rotíferos encontrados no Lago das Garças.



*Kellicottia bostoniensis*



*Filinia opoliensis*



*Keratella tropica*



*Brachionus havanaensis*



*Asplanchna sieboldi*



*Brachionus angularis*

Anexo 10. Imagem fotográfica de alguns cladóceros encontrados no Lago das Garças



*Bosmina huarioensis*



*Bosmina freyi*



*Bosmina freyi* (A) e *Bosmina huarioensis* (B)



Macho do gênero *Bosmina*